



HAL
open science

Systèmes de suivi des pêches fluvio-estuariennes pour la gestion des espèces : construction des indicateurs halieutiques et évaluation des impacts en Gironde

Laurent Beaulaton

► To cite this version:

Laurent Beaulaton. Systèmes de suivi des pêches fluvio-estuariennes pour la gestion des espèces : construction des indicateurs halieutiques et évaluation des impacts en Gironde. Biodiversité et Ecologie. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse), 2008. Français. ⟨NNT : 2008INPT026A⟩. ⟨tel-02547392⟩

HAL Id: tel-02547392

<https://hal.science/tel-02547392v1>

Submitted on 20 Apr 2020

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

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



HAL Authorization



Université
de Toulouse



THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par *Institut National Polytechnique de Toulouse*
Discipline ou spécialité : *Agrosystèmes, Ecosystèmes et Environnement*

Présentée et soutenue par *BEAULATON Laurent*
Le *02 juillet 2008*

SYSTÈMES DE SUIVI DES PÊCHES FLUVIO-ESTUARIENNES POUR LA GESTION DES ESPÈCES : CONSTRUCTION DES INDICATEURS HALIEUTIQUES ET ÉVALUATION DES IMPACTS EN GIRONDE

M FOREST André (Cadre de Recherche, IFREMER)	Président
M DEKKER Willem (Senior Fisheries Scientist, IMARES)	Rapporteur
M LE PAPE Olivier (Maître de conférence, Agrocampus Rennes)	Rapporteur
M LIM Puy (Professeur, ENSA Toulouse)	Examineur
M ELIE Pierre (Directeur de Recherche, Cemagref)	Directeur de thèse
M CASTELNAUD Gérard (Ingénieur de Recherche, Cemagref)	Co-encadrant de thèse

Ecole doctorale : *Sciences Écologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries*

Unité de recherche : *Cemagref, unité écosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins*

Directeur(s) de Thèse : *ELIE Pierre & CASTELNAUD Gérard*



Université
de Toulouse



THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par *Institut National Polytechnique de Toulouse*
Discipline ou spécialité : *Agrosystèmes, Ecosystèmes et Environnement*

Présentée et soutenue par *BEAULATON Laurent*
Le *02 juillet 2008*

Systemes de suivi des pêches fluvio-estuariennes pour la gestion des espèces : construction des indicateurs halieutiques et évaluation des impacts en Gironde

M FOREST André (Cadre de Recherche, IFREMER)	Président
M DEKKER Willem (Senior Fisheries Scientist, IMARES)	Rapporteur
M LE PAPE Olivier (Maître de conférence, Agrocampus Rennes)	Rapporteur
M LIM Puy (Professeur, ENSA Toulouse)	Examineur
M ELIE Pierre (Directeur de Recherche, Cemagref)	Directeur de thèse
M CASTELNAUD Gérard (Ingénieur de Recherche, Cemagref)	Co-encadrant de thèse

Ecole doctorale : *Sciences Écologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries*

Unité de recherche : *Cemagref, unité écosystèmes estuariens et poissons migrateurs
amphihalins*

Directeur(s) de Thèse : *ELIE Pierre & CASTELNAUD Gérard*



Cette thèse a bénéficié du soutien financier de l'Europe au titre du FEDER Aquitaine objectif 2 et a été réalisée dans le cadre du programme de recherche P2 du Groupement ECOBAG.

Hâtez-vous lentement, et, sans perdre courage,
Vingt fois sur le métier remettez votre ouvrage
Polissez-le sans cesse et le repolissez ;
Ajoutez quelquefois, et souvent effacez.

Nicolas Boileau, 1674. Art Poétique, chant I

À ma femme,
À ma fille,

Remerciements

On pourrait croire que les remerciements sont la partie la plus facile de la thèse. En fait, il n'en est rien, tant les personnes qui m'ont aidé, d'une manière ou d'une autre, à faire aboutir ce travail, sont nombreuses.

Je commencerai par remercier les membres du jury : André Forest pour m'avoir fait l'honneur de le présider, Olivier Le Pape et Willem Dekker pour avoir pris sur leur précieux temps afin de « rapporter » sur ce modeste manuscrit et Puy Lim pour compléter, avec mes encadrants de thèse, ce jury.

Justement, mes encadrants de thèse, Pierre Elie et Gérard Castelnaud, m'ont soutenu tout au long de ma thèse. Pierre, tes conseils m'ont été précieux, notamment dans cette presque interminable dernière ligne droite. Gérard, nos longs échanges ont incontestablement été très formateurs pour moi, tu as su me pousser dans mes retranchements afin d'essayer de tirer le meilleur de moi et ta confiance et ton amitié ont été indéfectibles au cours de toutes ces années et pour celles à venir, je n'en doute pas.

Cette thèse n'aurait pas été possible sans la confiance que m'a accordée Paul Gonthier et sa gymnastique légendaire pour que les préoccupations basement financières n'entravent pas l'avancée de la Science avec un grand « S ».

Des personnalités se sont également invitées dans ce manuscrit. Elles en ont relu certaines parties. Merci donc à Mélanie Béguer, Cédric Briand, Patrick Lambert, Aude Lochet, Éric Rochard et Catherine Taverny.

Cette thèse n'aurait également pu avoir lieu sans la bonne volonté de générations de pêcheurs, qui, pour certains ont même poussé la coopération jusqu'à m'accueillir sur leur bateau, et parfois à leur domicile, pour partager avec moi leur métier et pour la plupart leur passion. Un grand merci à eux.

Au-delà de ces contributeurs indispensables, il y a tous ceux qui ont façonné, insensiblement, ce travail, par les discussions que nous avons eues, la bonne humeur que vous m'avez communiquée, par les conseils que vous m'avez prodigués ...

Je tiens donc à exprimer toute ma gratitude à Patrick Lambert et Éric Rochard pour les longues causeries (plus ou moins) scientifiques que nous avons eues (et que nous aurons encore je l'espère). Le proverbe dit que du choc des idées jaillit la lumière ... des idées nous en avons eues, nous les avons fréquemment confrontées, et j'espère avoir réussi à enfermer un peu de lumière dans ces quelques pages. En tout cas, je pense que nous avons fait un bon stock de bougies ensemble, puissent certaines briller dans les années à venir. Merci également à Jérémy Lobry et Christian Rigaud qui ont pu initier de telles causeries, s'y sont joints, m'y ont invité ...

Je suis également redevable à tous les stagiaires, thésards, personnels permanents qui, par leurs questions en statistique, m'ont obligé à revenir aux fondamentaux, à me perfectionner ou à chercher de nouvelles méthodes. Merci à tous ceux (Mélanie Béguer, Eric Edeline, Géraldine Lassale, Hélène Imbert, Françoise Daverat) qui ont su transformer mes modestes conseils en publication.

Merci également aux stagiaires (Timothée Babut, Géraldine Lamaison, Sophie de

Lavergne) qui, par leur excellent travail, ont contribué de manière significative au mien.

Il y a bien sûr toutes les personnes qui ont fait partie à un moment ou à un autre (ou de manière permanente) du Cemagref Bordeaux, et qui ont rendu mon séjour parmi eux des plus agréables (et que je n'aurais pas encore citées ci-dessus). Je citerais de manière non exhaustive (loin de là) : Mario Lepage, Laurent Brosse, Caroline Durif, pour leur bonne humeur et nos parties endiablées du midi, Bénédicte Durozoi pour avoir su garder le sourire, même à 2H du matin, en plein hiver (mais quel est le cerveau tordu qui a bien pu imaginé tout cela) ..., Chantal Gardes, Marie-Pierre Maleyrand et Patricia Lamaison pour avoir répondu à mes demandes bibliographiques parfois exotiques, Stéphanie Pasquaud, Aymeric Guibert, Romaric Le Barh, Michel Girardin, Charles Roqueplo, Jacques Massé, Gilles Veyssière, Rémi Chalmel... pour leur accueil chaleureux et les coups de main qu'ils n'ont pas hésité à donner lorsque c'était nécessaire.

Il faut bien un paragraphe entier pour remercier Cédric Briand pour nos nombreuses collaborations (passées, en cours et à venir), sa bonne humeur, son amitié, son sens de l'orientation légendaire, ... en espérant que sa soutenance soit pour bientôt.

Une pensée également pour mes petits camarades de l'Onema qui ont su me soutenir dans la dernière ligne.

Enfin, un énorme merci à ma famille qui m'a encouragé et soutenu et particulièrement à ma femme qui m'a en plus supporté, y compris lorsque j'ai été stressé et désagréable.

Merci à tous

Laurent

Retrouver mes dernières actualités ou mes dernières publications sur <http://www.laurent-beaulaton.fr/>

Table des matières

Remerciements	ix
Chapitre I. Introduction	1
I.1. Les pêches fluvio-estuariennes	3
I.2. Les espèces ciblées par les pêcheries fluvio-estuariennes	4
I.3. Problématique	4
Chapitre II. Caractéristiques et particularités des pêches fluvio-estuariennes	9
II.1. Biologie des espèces étudiées	11
II.1.1. La grande alose (<i>Alosa alosa</i> , L. 1758)	11
II.1.2. La lamproie marine (<i>Petromyzon marinus</i> , L. 1758)	14
II.1.3. L'anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i> , L. 1758)	15
II.1.4. Les crevettes	17
II.1.5. Principales caractéristiques des espèces étudiées	19
II.2. Particularités des pêches fluvio-estuarienne	20
II.2.1. Réglementation et systèmes de suivi des captures obligatoires	20
II.2.2. Résultats des systèmes obligatoires	22
II.2.3. Identification des biais des systèmes obligatoires	24
II.3. Ce qu'il faut retenir	25
Chapitre III. Matériels et méthodes	27
III.1. Un système alternatif de suivi des captures : le système de suivi statistique des captures du Cemagref	29
III.1.1. Présentation de la zone d'étude	29
III.1.1.1. L'Estuaire	29
III.1.1.2. La Zone Mixte	31
III.1.2. Présentation de la pêche sur la Gironde	32
III.1.2.1. Espèces ciblées	33
III.1.2.2. Métiers de pêche pratiqués	34
III.1.2.3. Description des techniques de pêche	34
III.1.3. Présentation du système de suivi statistique des captures du Cemagref	39
III.1.4. Présentation des données disponibles	40
III.1.5. Ce qu'il faut retenir	42
III.2. Statistiques de capture – état de l'art et application aux pêches fluvio-estuariennes	43
III.2.1. Objectif socio-économique / Objectif biologique	43
III.2.1.1. Statistiques de capture à objectif socio-économique	44
III.2.1.2. Statistiques de capture à objectif biologique	44
III.2.2. Équation de base de l'halieutique	45
III.2.3. Conditions d'utilisation des CPUE	46
III.2.3.1. Couverture temporelle et spatiale	46
III.2.3.2. Définition de la capture	47
III.2.3.3. Définition de l'effort	47
III.2.3.4. Les notions d'espace, de temps et de système de pêche	48
III.2.3.5. Retour sur les notions d'effort nominal et d'effort effectif	50
III.2.3.6. La capturabilité	50
III.2.3.7. Particularités des pêches fluvio-estuariennes	51
III.2.4. Ce qu'il faut retenir	53

III.3. Le calcul des indicateurs halieutiques.....	53
III.3.1. Dénombrement des pêcheurs.....	54
III.3.1.1. Le système des licences de pêche en Gironde	54
III.3.1.2. Estimation du nombre de pêcheurs professionnels	56
III.3.2. Calcul de l'effort nominal.....	57
III.3.2.1. Les descripteurs d'effort nominal	57
III.3.2.2. L'unité d'effort nominal	57
III.3.2.3. Calcul de l'effort nominal	58
III.3.3. Estimation des captures et des efforts.....	59
III.3.3.1. La méthode "classique" – théorie	59
III.3.3.2. Efforts effectifs et captures – applications	60
III.3.3.3. Cas particuliers des captures accessoires	60
III.3.3.4. Série continue d'efforts effectifs et de captures	61
III.3.3.5. Données de capture provenant d'autres sources	61
III.3.4. Estimation des CPUE.....	62
III.3.4.1. La méthode classique	63
III.3.4.2. Les GLM – théorie	64
III.3.4.3. Les GLM – exemple simple	66
III.3.4.4. Les GLM – applications	67
III.3.4.5. Les GAM – théorie	68
III.3.4.6. Les GAM – applications	69
III.3.4.7. Les modèles en deux étapes / modèle delta gamma	70
III.3.4.8. Performance des modèles	72
III.3.4.9. Analyse des effets	73
III.3.5. Ce qu'il faut retenir.....	73
Chapitre IV. Analyse des données halieutiques (Résultats).....	75
IV.1. Estimation de l'effort nominal.....	77
IV.1.1. Dénombrement des pêcheurs.....	77
IV.1.1.1. Résultats	77
IV.1.1.2. Discussion	79
IV.1.1.3. Ce qu'il faut retenir du dénombrement des pêcheurs	86
IV.1.2. Effort nominal.....	87
IV.1.2.1. Effort nominal par espèce	87
IV.1.2.2. Effort nominal par métier	90
IV.1.2.3. Discussion	96
IV.1.3. Ce qu'il faut retenir des efforts nominaux.....	97
IV.2. Estimation de l'effort effectif.....	98
IV.2.1. La grande alose (métier grande alose filet).....	98
IV.2.2. Reconstitution de séries continues d'efforts effectifs.....	99
IV.2.3. Discussion.....	105
IV.2.4. Ce qu'il faut retenir des efforts effectifs.....	106
IV.3. Estimation de la capture	106
IV.3.1. La grande alose (métier grande alose filet).....	106
IV.3.2. Reconstitution de séries continues de captures et comparaison avec les données historiques.....	108
IV.3.2.1. Pour la grande alose	108
IV.3.2.2. Pour la lamproie marine	109
IV.3.2.3. Pour la civelle	110
IV.3.2.4. Pour l'anguille jaune	111

Table des matières

IV.3.2.5. Pour la crevette blanche	111
IV.3.3. Discussion.....	112
IV.3.4. Ce qu'il faut retenir des captures.....	114
IV.4. Estimation des CPUE par la méthode "classique"-----	115
IV.4.1. La grande alose (métier grande alose filet).....	115
IV.4.2. Discussion.....	116
IV.4.3. Ce qu'il faut retenir des CPUE classiques.....	116
IV.5. Estimation des CPUE par les GLM-----	117
IV.5.1. GLM de base.....	117
IV.5.1.1. La grande alose au filet	117
IV.5.1.2. Discussion	119
IV.5.2. GLM mois.....	120
IV.5.2.1. La grande alose au filet	120
IV.5.2.2. La lamproie marine au filet	121
IV.5.2.3. La lamproie marine aux bourgues	122
IV.5.2.4. La civelle au pibalour	123
IV.5.2.5. La civelle au tamis	124
IV.5.2.6. La civelle au drossage	125
IV.5.2.7. L'anguille jaune aux nasses	126
IV.5.2.8. La crevette blanche au haveneau	127
IV.5.2.9. La crevette blanche aux nasses	128
IV.5.3. Discussion.....	129
IV.5.4. Ce qu'il faut retenir des CPUE estimées par les GLM.....	132
IV.6. Estimation des CPUE par les GAM-----	132
IV.6.1. La grande alose au filet.....	133
IV.6.2. La lamproie marine au filet.....	136
IV.6.3. La civelle au pibalour.....	139
IV.6.4. Discussion.....	143
IV.7. Estimation des CPUE par les modèles delta-gamma-----	145
IV.7.1. La grande alose au filet.....	145
IV.7.1.1. Modèle delta	145
IV.7.1.2. Modèle delta-gamma	148
IV.7.2. Lamproie marine au filet.....	148
IV.7.2.1. Modèle delta	148
IV.7.2.2. Modèle delta-gamma	151
IV.7.3. Civelle au pibalour.....	151
IV.7.3.1. Modèle delta	151
IV.7.3.2. Modèle delta-gamma	154
IV.7.4. Discussion.....	154
IV.8. Les CPUE sont-elles proportionnelles à l'abondance ? -----	156
IV.8.1. La meilleure méthode pour estimer les CPUE.....	156
IV.8.2. Hyperstabilité.....	159
IV.8.3. Ce qu'il faut retenir.....	161
IV.9. Diagnostic sur les différentes espèces-----	161
IV.9.1. Grande alose.....	161
IV.9.2. Lamproie marine.....	163
IV.9.3. Anguille.....	164
IV.9.3.1. Civelle	164
IV.9.3.2. Anguille jaune	171

IV.9.4. Crevette blanche.....	173
IV.10. Représentativité de l'échantillon de pêcheurs coopératifs.....	174
IV.11. Évolutions de la pêcherie.....	174
IV.12. Discussion sur les méthodes.....	175
IV.12.1. Dénombrement des pêcheurs.....	175
IV.12.2. Effort nominal, effectif et capture.....	175
IV.12.3. CPUE.....	176
IV.13. Ce qu'il faut retenir.....	177
Chapitre V. Intérêt des échantillonnages biologiques.....	179
V.1. La grande alose.....	181
V.1.1. Introduction.....	181
V.1.2. Méthodes.....	181
V.1.3. Résultats.....	182
V.1.3.1. Statistiques descriptives.....	182
V.1.3.2. Analyse détaillée des caractéristiques individuelles.....	183
V.1.4. Discussion.....	185
V.2. La lamproie marine.....	189
V.2.1. Introduction.....	189
V.2.2. Méthodes.....	189
V.2.3. Principaux résultats.....	189
V.2.4. Discussion.....	191
V.3. L'anguille jaune.....	192
V.3.1. Introduction.....	192
V.3.2. Recueil de données.....	192
V.3.3. Analyses.....	193
V.3.3.1. Structure de taille des anguilles jaunes.....	194
V.3.3.2. Analyse du poids.....	194
V.3.3.3. Anguillicola crassus.....	194
V.3.3.4. Sexe-ratio.....	194
V.3.4. Résultats.....	194
V.3.4.1. Statistiques descriptives.....	194
V.3.4.2. Structure de taille.....	194
V.3.4.3. Poids.....	197
V.3.4.4. Anguillicola crassus.....	199
V.3.4.5. Sexe-ratio.....	200
V.3.5. âge et croissance des anguilles jaunes.....	202
V.3.6. Discussion.....	202
V.4. La crevette blanche.....	203
V.4.1. Introduction.....	204
V.4.2. Matériels et méthodes.....	204
V.4.2.1. Échantillonnage.....	204
V.4.2.2. Analyse statistique.....	204
V.4.3. Résultats.....	204
V.4.4. Discussion.....	205
V.5. Ce qu'il faut retenir.....	207
Chapitre VI. Évaluation de l'impact des pêcheries sur les stocks.....	209
VI.1. Introduction.....	211
VI.2. Points de références biologiques.....	211
VI.2.1. Définitions.....	211

Table des matières

VI.2.2. Les points de références biologiques appliqués à l'anguille.....	213
VI.3. GEMAC : un modèle d'évaluation des impacts anthropiques au stade civelle----	213
VI.3.1. Description du modèle GEMAC.....	213
VI.3.1.1. Principe et objectif de GEMAC	213
VI.3.1.2. Application à la Gironde	214
VI.3.2. Exploitation du modèle.....	214
VI.3.3. Résultats.....	215
VI.3.4. Discussion.....	217
VI.4. ELSA : un modèle d'évaluation des impacts anthropiques au stade anguille jaune	
-----	218
VI.4.1. Les processus modélisés.....	219
VI.4.1.1. Différenciation sexuelle et recrutement	219
VI.4.1.2. Croissance	219
VI.4.1.3. Variabilité du recrutement	219
VI.4.1.4. Mortalité naturelle	220
VI.4.1.5. Sélectivité des engins de pêche	220
VI.4.1.6. Mortalité anthropique	220
VI.4.1.7. Maturation (argenture)	220
VI.4.1.8. Structure en taille des anguilles jaunes	221
VI.4.1.9. Séparation des sources de sorties du système des anguilles	221
VI.4.1.10. Estimation du pourcentage d'anguilles argentées produites (silver eels)	
par anguilles jaunes (yellow eels) : %SPY	222
VI.4.2. Méthode.....	223
VI.4.2.1. Données utilisées	223
VI.4.2.2. Calibration	223
VI.4.3. Résultats.....	225
VI.4.4. Discussion.....	228
VI.5. Ce qu'il faut retenir-----	231
Chapitre VII. Synthèse – proposition d'amélioration des systèmes de suivi des pêches	233
VII.1. Fonctionnement des systèmes obligatoires-----	235
VII.1.1. Suivi National de la Pêche aux Engins.....	235
VII.1.2. Système CNTS.....	235
VII.2. Comparaison systèmes obligatoires / système Cemagref-----	236
VII.3. Proposition d'améliorations des systèmes obligatoires-----	237
VII.4. Ce qu'il faut retenir-----	241
Chapitre VIII. Conclusion	243
Bibliographie	249
Annexes	271
Annexe A. Exemples commentés de carnets obligatoires-----	273
Annexe B. Liste des rapports EDF-----	277
Annexe C. Structure des données pour tous les métiers (voir III.1.4)-----	281
Annexe D. Effectifs de pêcheurs et licences-----	291
Annexe E. Effort nominal par secteur de la Gironde-----	293
Annexe F. Effort effectif total de la Gironde-----	295
Annexe G. Capture totale de la Gironde-----	297
Annexe H. CPUE issu des GLM mois-----	299
Annexe I. Article 1 : efficacité de la migration des civelles entrant dans le bassin de la	
Gironde en utilisant un transport tidal sélectif-----	301
Annexe J. Article 2 : GEMAC-----	319

Annexe K. Article 3 : pêche, abondance et trait d'histoire de vie de la lamproie marine anadrome (<i>Petromyzon marinus</i>) en Europe.-----	333
Annexe L. Proposition d'améliorations du système Cemagref-----	347

Chapitre I. Introduction

Cette thèse a pour sujet principal les systèmes de suivi des pêches fluviio-estuariennes dans un but de gestion des espèces ciblées. Nous allons définir le cadre de l'étude et en montrer l'importance socio-économique, patrimoniale et écologique, avant d'aborder la problématique de ce travail.

I.1. Les pêches fluviio-estuariennes

Nous définirons la pêche dans les eaux intérieures, par opposition à la pêche maritime, comme étant : « tous les domaines de pêche situés hors des mers et océans, c'est-à-dire en deçà de la limite des continents, qu'il s'agisse de ruisseaux, de rivières, de fleuves, d'étangs, de lacs ou de lagunes, que les eaux y soient douces, saumâtres ou même franchement salées » (Vibert et Lager, 1961). Les estuaires et les deltas, i.e. la partie des fleuves soumise à la marée dynamique sont inclus implicitement. En suivant cette définition et en la complétant, nous les incluons explicitement dans cette définition, qui rejoint celle de la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture) (Dill, 1990 ; FAO département des pêches, 1998). Nous préférons l'expression "pêches dans les eaux intérieures" à celle de pêche continentale qui lui est synonyme, mais employée, en France, pour désigner les pêches sous réglementation fluviale qui ne comprennent qu'une partie des pêches des eaux intérieures (II.2.1).

Au niveau mondial, ces pêches représentaient en 2001, 8,7 millions de tonnes soit 6,1 % de la production mondiale de la pêche et de l'aquaculture. L'Asie est le principal continent producteur dans ce domaine avec 5,8 millions de tonnes. Ces pêches sont une source primordiale de protéine animale pour un certain nombre de pays (FAO Inland Water Resources and Aquaculture Service. Fishery Resources Division, 2003). En Europe, ces pêcheries ne représentent que 0,3 millions de tonnes alors que les captures marines totalisent 13,6 millions de tonnes (FAO Fishery Information Data and Statistics Unit (FIDI), 2006).

Malgré ces niveaux de captures assez faible, comparativement à ceux des captures marines, les pêcheries dans les eaux intérieures ont une importance vivrière, patrimoniale et socio-économique de premier plan dans certains pays. Pour les pêches dans les eaux intérieures d'Europe, l'exemple le plus frappant vient de France avec la civelle (*Anguilla anguilla*), dont la pêche génère le chiffre d'affaires (74 millions d'euros en 1997) le plus élevé des pêcheries du golfe de Gascogne devant les pêcheries de sole, de merlu, d'anchois et de langoustine (Castelnaud, 2000). Ces pêcheries sont génératrices d'emplois. En Europe, 25 000 personnes tirent un revenu de la seule ressource anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (Moriarty et Dekker, 1997). Les espèces amphihalines sont recherchées par plus de 1 400 professionnels et près de 14 000 pêcheurs non-professionnels en France en 1997 (Castelnaud, 2000). Ces pêches sont en général très ancrées dans l'économie et les traditions locales, car pratiquées de longue date comme en témoignent la célèbre sculpture de saumon découverte dans une grotte d'Eyzies-de-Tayac (abri du poisson - Dordogne), datée de 25 000 ans avant J.C., ou plus proche de nous, la description des pêcheries d'Aquitaine du XVIII^{ème} siècle de Le Masson du Parc (1727). Leur pérennité est ainsi considérée dans certains pays comme d'un intérêt patrimonial (Dill, 1993).

Parmi les pêches des eaux intérieures, nous nous attacherons plus particulièrement aux pêches fluviio-estuariennes que nous définissons comme celles se pratiquant dans la partie aval des fleuves soumise à l'influence de la marée dynamique. Les espèces ciblées

par ces pêches peuvent être soit des espèces résidentes des estuaires (par exemple la crevette blanche – *Palaemon longirostris*), soit des espèces d'origine marine ou fluviale venant séjourner temporairement dans l'estuaire (par exemple le maigre – *Argyrosomus regius*), soit des espèces amphihalines (par exemple la grande alose – *Alosa alosa*) qui utilisent l'estuaire comme un lieu de passage entre les habitats fluviaux et marins, comme une zone de croissance ou comme une zone de préparation physiologique de passage en eau douce ou salée, en fonction des stades biologiques considérés.

De par la diversité des espèces ciblées (II.1), des techniques de pêche utilisées (III.1.1) et le cadre réglementaire (II.2.1), les résultats méthodologiques acquis sur ces pêches pourront être étendus à l'ensemble des pêches des eaux intérieures et sans doute également aux petites pêches côtières.

I.2. Les espèces ciblées par les pêcheries fluvio-estuariennes

Beaucoup des espèces ciblées par les pêches fluvio-estuariennes, en plus de leur valeur socio-économique et culturelle (Castelnaud, 2000), sont considérées comme vulnérables et indicatrices de la qualité des habitats fréquentés. Toutes sont bien évidemment à conserver dans le cadre du maintien de la biodiversité. Les habitats estuariens jouent également un rôle clé dans le fonctionnement de certaines populations marine (fonction de nourricerie et/ou d'hivernage – Lobry, 2004). Parmi ces espèces on pourra citer le cas de la crevette blanche et des poissons amphihalins.

La crevette blanche (*Palaemon longirostris*) est une des rares espèces effectuant l'ensemble de son cycle en milieu estuarien (II.1.4). Elle constitue une ressource trophique importante pour de nombreuses espèces (Lobry, 2004 ; Pasquaud, 2006). Elle est cependant soumise à de nombreuses pressions autres que celles occasionnées par les pêcheries fluvio-estuariennes, comme celles relevant des centrales nucléaires (Boigontier et Mounié, 1984) et plus généralement des prises d'eau en estuaire ou de l'apparition de compétiteurs potentiels tels que des crevettes invasives proches de cette espèce (*Palaemon macrodactylus* ; Béguer *et al.*, 2007b ; Cuesta *et al.*, 2004).

Parmi les 14 espèces de poissons amphihalins d'Europe de l'Ouest (Béguer *et al.*, 2007a), toutes sont ou ont été exploitées. C'est d'ailleurs le cas de beaucoup d'espèces amphihalines dans le monde (McDowall, 1988). En moyenne, les bassins versants d'Europe de l'Ouest ont perdu 14% de leur richesse spécifique en migrateurs amphihalins au cours du XX^{ème} siècle (Béguer, 2005). De plus, bon nombre d'entre elles sont actuellement vulnérables ou en voie d'extinction (ICES, 2005b ; OSPAR commission, 2004). Face à la dégradation des milieux des différents bassins versants, de nombreux programmes de restauration de la qualité des eaux et des écosystèmes ont été instaurés. Dans beaucoup de cas, c'est une espèce amphihaline qui a été choisie comme symbole de ces programmes (Beaulaton *et al.*, 2006). A ce titre, des efforts ont été réalisés pour améliorer la connectivité, la protection des zones de reproduction ou de croissance ou encore augmenter les connaissances écologiques de ces espèces.

I.3. Problématique

Malgré l'importance et l'intérêt des espèces ciblées par les pêches fluvio-estuariennes, que nous venons d'expliquer brièvement, les données pertinentes sur l'évolution de l'abondance des espèces ciblées et sur l'importance réelle de ces pêcheries font

cruellement défaut. Par exemple, parmi les 14 espèces amphihalines d'Europe de l'Ouest, 3 ne sont pas référencées dans la liste rouge internationale des espèces menacées (IUCN, 2006). Sur les 11 restantes, 4 (36%) ont un statut DD (Data Deficient), c'est-à-dire que les données sur l'abondance et / ou sur la distribution de ces espèces manquent. De plus, lorsqu'il existe des informations, comme pour l'anguille par exemple, celles-ci sont notoirement incomplètes (Dekker, 2003c). Ainsi, les données officielles de la FAO peuvent même sous-estimer grandement les captures totales d'anguilles européennes (Dekker, 2003b) ou de lamproies marines (*Petromyzon marinus* – ICES, 2003).

Dans ce contexte, il apparaît impératif de surveiller au moins les espèces ciblées au travers des pêcheries fluvio-estuariennes pour assurer une gestion durable de ces ressources dites renouvelables (ce qui ne veut pas dire qu'elles sont infinies ou qu'il n'y a pas de risque d'extinction). Il s'agit d'évaluer la pression exercée par les pêcheries et de suivre l'évolution de l'abondance des espèces. En France, il existe des systèmes de suivi statistique des pêches. Malheureusement ces systèmes sont déficients. Pour reprendre les mots de Bolopion *et al.* (2000) concernant les petites pêches côtières : « Force est de constater en effet que le système national des statistiques de pêche souffre de carences graves et qu'il ne répond pas totalement à ce que l'on pourrait attendre de lui. »

L'objectif de notre travail est donc de proposer la (les) méthode(s) la (les) plus appropriée (s) pour suivre correctement les pêcheries fluvio-estuariennes et les espèces ciblées par elles afin d'en assurer une gestion durable. Pour d'atteindre cet objectif, nous avons suivi les chemins de recherche décrits à la Figure 1, ainsi :

- Nous décrivons d'abord, d'une part, les principales caractéristiques de la biologie des espèces ciblées et d'autre part, les systèmes de suivi des pêcheries actuels afin de montrer leurs particularités et leur fonctionnement. Nous déterminerons le niveau d'adéquation actuel qui existe entre eux. Nous serons ainsi en mesure d'estimer les biais et les lacunes de ces suivis (chapitre II).
- Partant des constats fait dans ce premier chapitre, nous verrons quel système alternatif peut être mis en place. Ainsi, nous étudierons plus précisément un des systèmes alternatif de collecte de données qui existe actuellement ; le système de suivi scientifique du bassin de la Gironde mise en œuvre par le Cemagref et qui servira de cas d'étude. Nous présenterons ce système ainsi que le contexte géographique et halieutique. Le soubassement théorique des systèmes de suivi des pêcheries sera également présenté et des méthodes permettant d'atteindre les objectifs assignés à ces systèmes seront exposées (chapitre III).
- Nous mettrons ensuite en œuvre ces méthodes à partir des données issues du système Cemagref. Ce sera pour nous l'occasion d'établir un diagnostic sur les principales espèces exploitées dans le bassin de la Gironde et de voir quel est l'apport des différentes méthodes ainsi testées (chapitre IV).
- Nous montrerons, dans le chapitre V, comment la collecte de données complémentaires biologiques permet à la fois d'affiner le diagnostic sur l'abondance des espèces, et d'accéder, en conjonction avec les résultats du système de suivi des pêcheries de base, à des éléments de connaissance de l'écologie des espèces exploitées.
- Le chapitre VI sera l'occasion de montrer comment tous ces résultats peut être mis en synergie afin d'être utilisé pour la gestion des pêcheries et des espèces ciblées. En particulier nous verrons comment on peut évaluer l'impact des pêcheries sur les stocks qu'elles exploitent. Nous aborderons cet aspect grâce à un modèle d'aide à la gestion

s'appliquant au cas de la civelle (GEMAC – Glass Eel Model to Assess Compliance) et permettant notamment de tester différents scénarios de gestion et grâce à une méthode d'analyse des structures de tailles de l'anguille jaune (ELSA – Eel Length Structure Analysis).

- Dans le dernier chapitre (VII), nous comparerons les différents systèmes abordés au cours de cette thèse afin d'aboutir à la proposition d'un système de suivi compatible avec les contraintes du terrain et en accord avec les objectifs qui lui sont assignés.

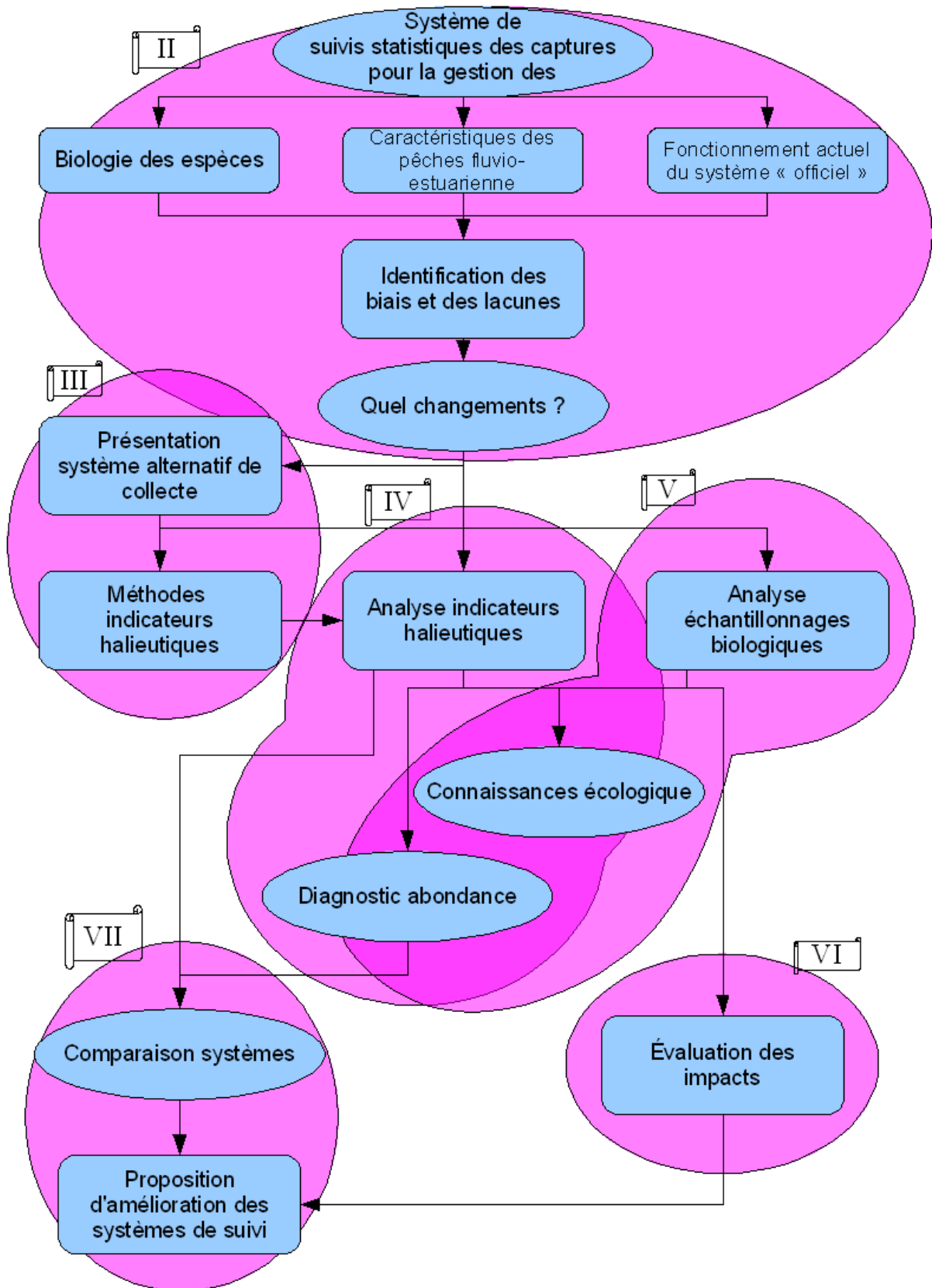


Figure 1 : schéma conceptuel et logique des travaux entrepris

Chapitre II. Caractéristiques et particularités des pêches fluvio-estuariennes

L'enjeu de ce chapitre est de présenter les caractéristiques et les particularités des pêches fluvio-estuariennes. En premier lieu, nous aborderons les notions nécessaires de l'écologie des quatre principales espèces traitées lors de cette thèse. Ensuite, nous présenterons brièvement les particularités des pêches fluvio-estuariennes avant de détailler le contexte réglementaire dans lequel s'inscrivent les systèmes de suivi des pêches fluvio-estuariennes mis en œuvre actuellement et les résultats obtenus grâce à ces derniers. Nous identifierons à cette occasion les biais de ces systèmes.

II.1. Biologie des espèces étudiées

Nous allons étudier particulièrement quatre espèces ciblées par la pêche professionnelle fluvio-estuarienne de Gironde : la crevette blanche et trois espèces de poissons amphihalins : un thalassotoque (l'anguille européenne) et deux potamotoques (grande alose et lamproie marine). En France, en 1999, selon Champion et Perraudeau (2000), la pêche de la civelle est l'unique pêche pratiquée en estuaire pour 65% des marins-pêcheurs. Les autres espèces/stades les plus recherchées par les marins-pêcheurs en estuaire sont, dans l'ordre, l'anguille jaune (19%), la lamproie marine (14%), la grande alose (13%) et la crevette blanche (6%). Les quatre premières espèces/stades recherchés par la pêche professionnelle des eaux douces, en 1998, sont respectivement la civelle (62%), la lamproie marine (38%), l'anguille jaune ou argentée (37%) et la grande alose (34%) (Champion et Perraudeau, 1999). Dans ce classement, la crevette blanche occupe la quatorzième place (5%). Les quatre espèces étudiées ont donc une place importante dans les pêches fluvio-estuariennes. Nous allons décrire les principales caractéristiques biologiques et écologiques de ces espèces pour comprendre le travail effectué dans la suite de ce document.

II.1.1. La grande alose (Alosa alosa, L. 1758)

La grande alose (*Alosa alosa*, L. 1758) est un poisson amphihalin potamotoque, c'est-à-dire qu'il se reproduit dans les eaux continentales, mais croît en mer (Figure 2). Historiquement, cette espèce est présente (Figure 3) sur toute la cote atlantique de l'Europe et au Maroc, ainsi que sur la cote méditerranéenne de l'Espagne (Baglinière *et al.*, 2003).

Cette espèce est semelpare et son niveau de homing reste inconnu, même s'il semble que certaines différences entre populations existent (Alexandrino *et al.*, 2006 ; Baglinière *et al.*, 2003). La reproduction a lieu d'avril à août (Cassou-Leins *et al.*, 2000) dans les parties amont des fleuves, même si les différents aménagements réalisés sur les bassins peuvent contraindre les aloses à se reproduire dans les zones aval (Cassou-Leins *et al.*, 2000). Les juvéniles passent moins de 3 mois en eau douce (Lochet, 2006). Lors de leur dévalaison vers la mer, les juvéniles d'alose ne passent qu'un temps très court en estuaire (13 jours ; Lochet, 2006). A la sortie de l'estuaire, les juvéniles sont, en moyenne, âgés de 84 jours et mesurent 9,7 cm (Lochet, 2006). Les juvéniles vont alors accomplir leur croissance en mer, en s'agrégant autour des panaches estuariens des principaux bassins versants d'accueil et jusqu'à des profondeurs pouvant dépasser les 100m (Taverny et Elie, 2001).

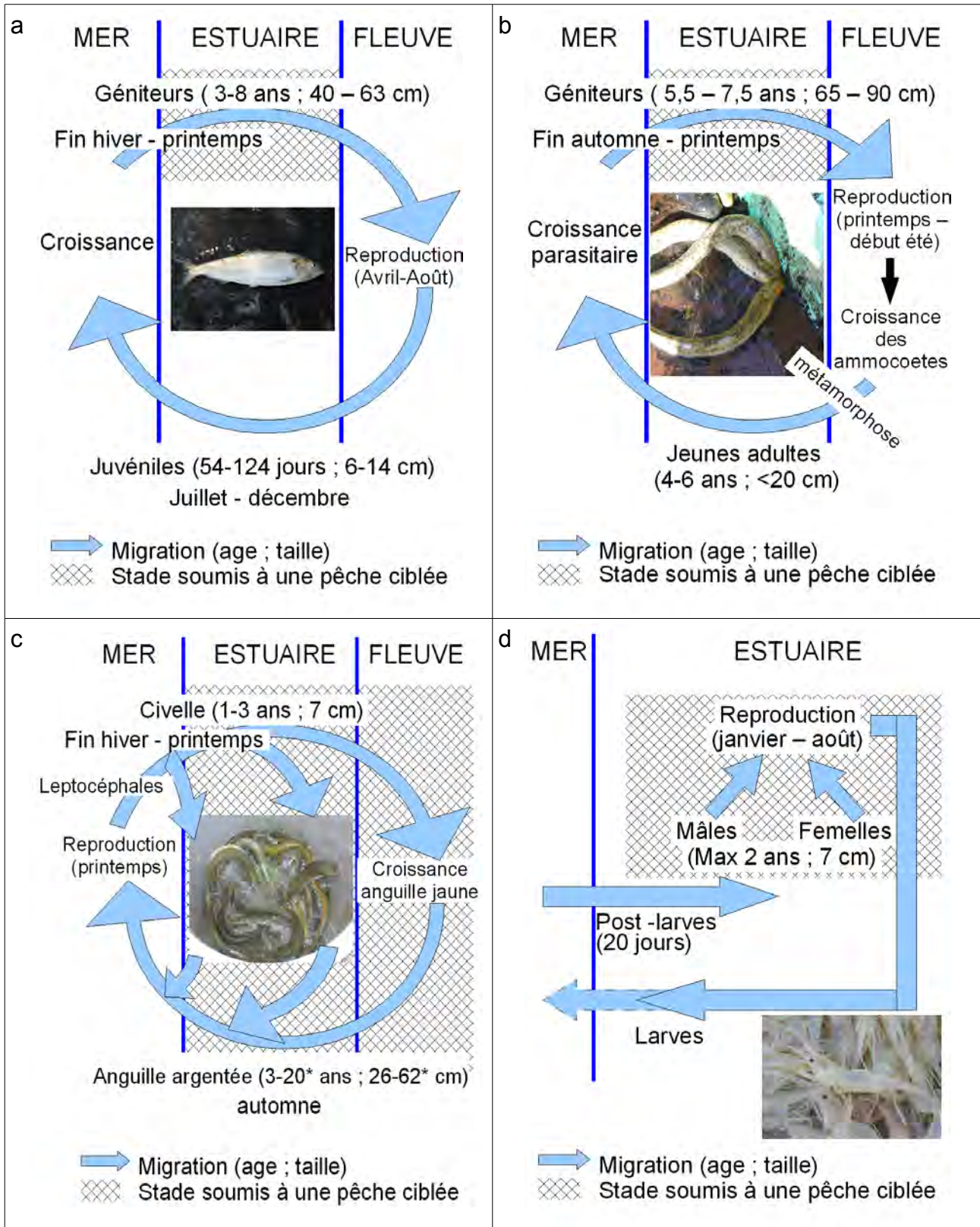


Figure 2 : cycle biologique de la grande alose (*Alosa alosa* ; a), de la lamproie marine (*Petromyzon marinus* ; b), de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* ; c) et de la crevette blanche (*Palaemon longirostris* ; d) et stades subissant la pression de la pêche.

*pour les femelles

La migration anadrome des géniteurs se déroule de la fin de l'hiver à la fin du printemps, suivant un gradient latitudinal, les populations les plus au Sud étant les plus précoces dans la réalisation de leur migration de reproduction. Elle s'étale sur 4 à 4,5 mois (Mennesson-Boineau *et al.*, 2000b). Les géniteurs sont âgés de 3 à 8 ans et mesurent en moyenne entre 40 et 64 cm, suivant un gradient latitudinal croissant. Les mâles sont plus petits et moins âgés que les femelles (Mennesson-Boineau *et al.*, 2000a). La migration anadrome s'effectue à une vitesse d'environ 20 km/jour ce qui leur permettrait de franchir les estuaires en quelques jours (Rochard, 2001 ; Steinbach *et al.*, 1986).

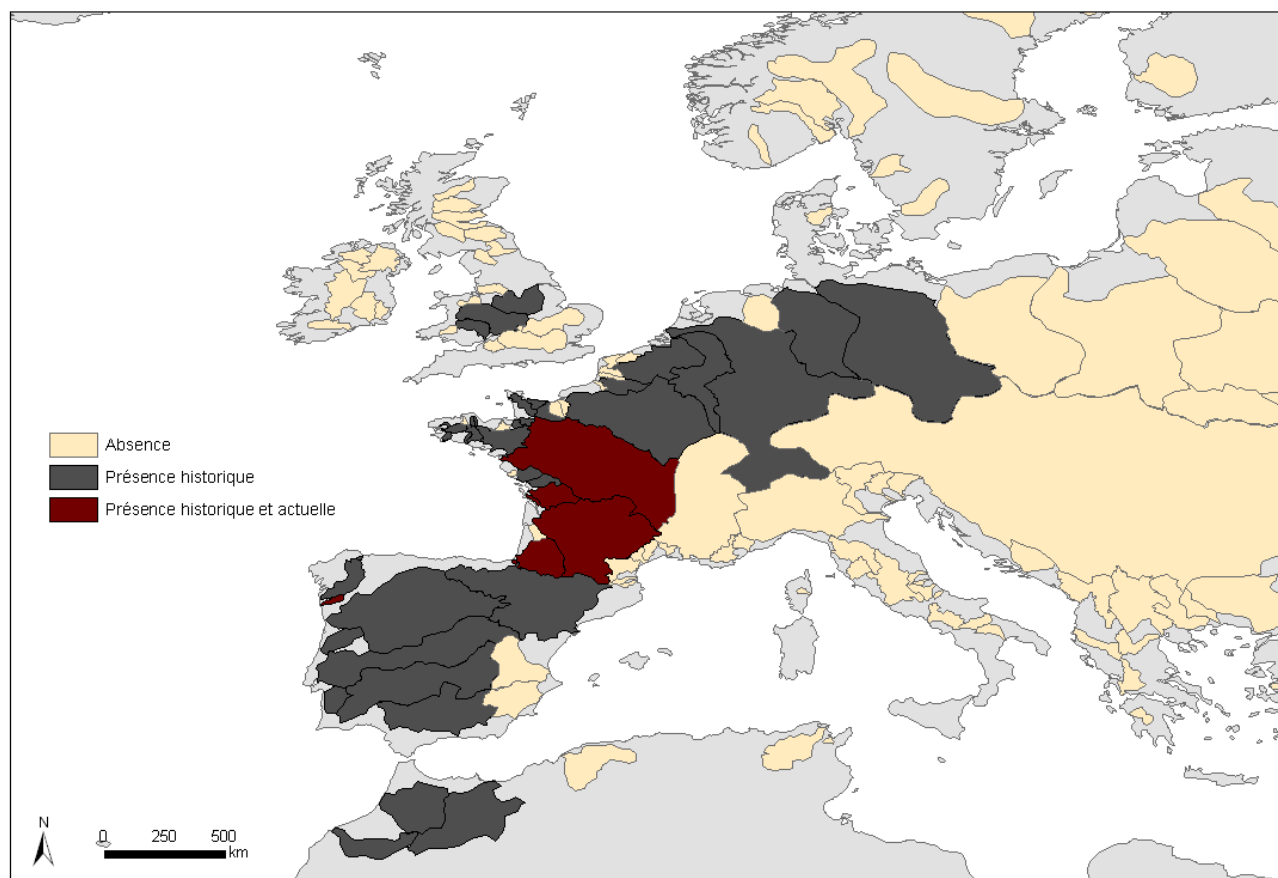


Figure 3 : distribution (par bassin versant) historique (début du XX^{ème} siècle) et actuelle de la grande alose (Lassalle, CEMAGREF, com. pers.)

L'aire de distribution de cette espèce s'est considérablement réduite et Baglinière *et al.* (2003) considèrent que les seules populations fonctionnelles subsistantes sont en France et au Portugal. Dans ces derniers pays, cette espèce fait encore l'objet d'une pêche ciblée au stade géniteur, lors de la migration anadrome. La grande alose semble maintenant avoir disparue du Maroc après que l'exploitation ait cependant cessé dans ce pays au milieu des années 1990 (Baglinière *et al.*, 2003). Sur les listes rouges des espèces menacées des différents pays d'Europe, la grande alose est classée comme : éteinte dans 3 pays ; en danger critique dans 4 pays ; en danger dans 3 pays et vulnérable dans 1 pays (Baglinière *et al.*, 2003).

II.1.2. *La lamproie marine (Petromyzon marinus, L. 1758)*

La lamproie marine est une espèce amphihaline potamotoque tout comme la grande alose. Les lamproies ne sont pas à proprement parler des poissons (super-classe des gnathostomes) mais appartiennent à la super-classe des agnathes (sans mâchoire). La lamproie marine se distribue des deux cotés de l'Atlantique, entre les côtes du Labrador (53°N) et de la Floride (30°N) en Amérique du Nord (Beamish, 1980) et entre la mer de Barents (70°N) et la mer Adriatique (40°N) en Europe (Holcik, 1986 ; Maitland, 1980) (Figure 4).

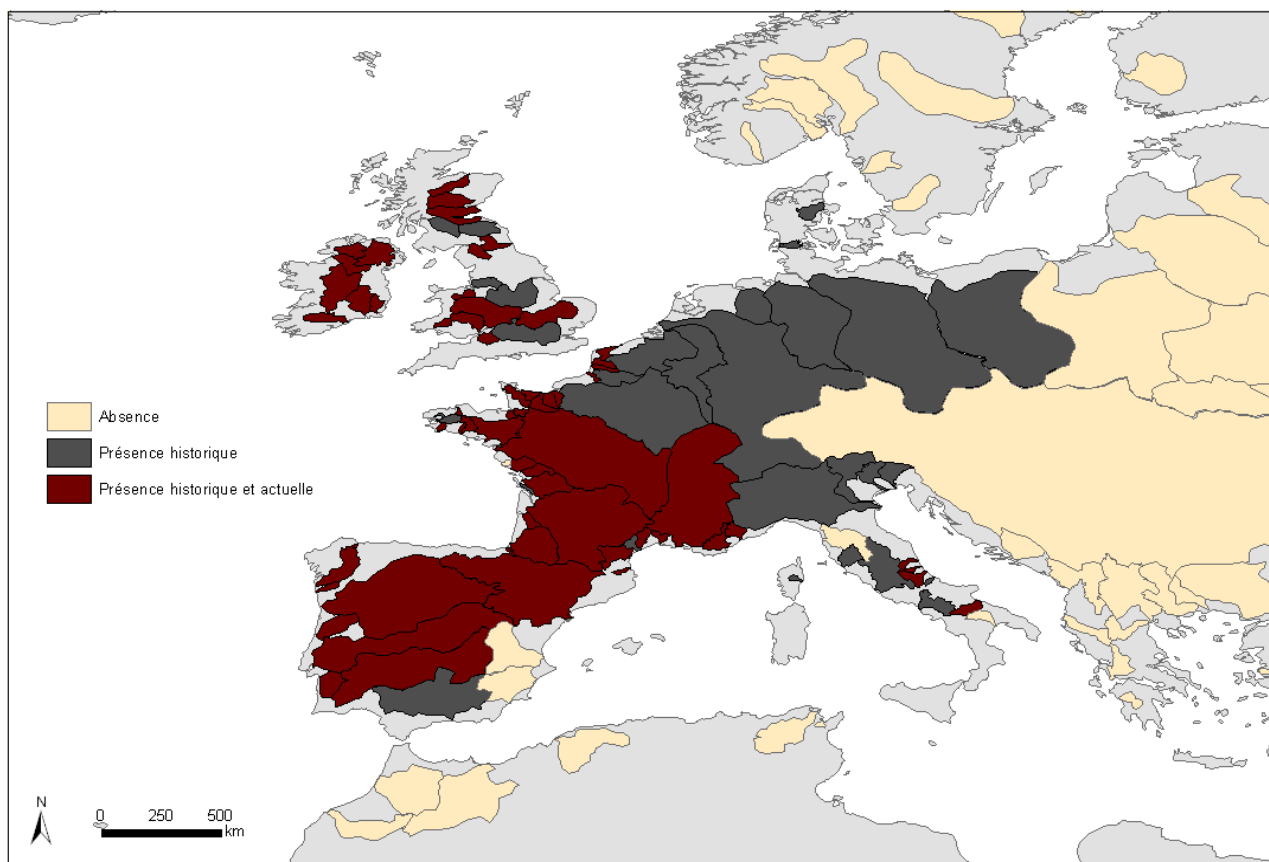


Figure 4 : partie européenne de la distribution (par bassin versant) historique (début du XX^{ème} siècle) et actuelle de la lamproie marine (Lassalle, CEMAGREF, com. pers.)

Cette espèce, semelpare, est considérée comme ne montrant pas un comportement de homing (Bergstedt et Seelye, 1995). La reproduction (Figure 2) a lieu dans les eaux continentales au printemps (Ducasse et Leprince, 1980) et au début de l'été (Beamish, 1980 ; Holcik, 1986). Les larves (ammocètes) issues de cette reproduction croissent en milieu continental pendant 4 à 6 ans en Europe (Hardisty, 1969 ; Quintella *et al.*, 2003) et pendant 6 à 8 ans en Amérique du Nord (Beamish, 1980 ; Potter, 1980) avant de se métamorphoser. Leur longueur est alors inférieure à 20 cm (Bird *et al.*, 1994 ; Quintella *et al.*, 2003). Les lamproies gagnent la mer en décembre-janvier (Léger, 1920) où elles vont adopter un mode de vie parasitaire. La croissance marine dure entre 1,5 et 2,5 ans (Halliday, 1991). Au terme de cette croissance, les lamproies peuvent selon la latitude mesurer en moyenne entre 65 cm (Igoe *et al.*, 2004) et 100 cm (Quintella *et al.*, 2004).

Elles entament en hiver et au printemps une migration active depuis la mer pour rejoindre dans les cours d'eau les zones de reproduction. Ces habitats peuvent se situer dans les parties basses des bassins versants, proche de la mer, comme dans des zones situées jusqu'à plus de 850 km de celle-ci (Holcik, 1986). Les expériences de télémétrie montrent que les lamproies peuvent parcourir plusieurs dizaines de kilomètres en quelques jours (Almeida *et al.*, 2002a ; Almeida *et al.*, 2000 ; Ducasse et Leprince, 1980). Aussi, la durée nécessaire aux lamproies pour traverser les estuaires peut être estimée à quelques jours voire quelques dizaines de jours selon la longueur de ces derniers.

Les lamproies marines sont pêchées en Europe, plus précisément en France et au Portugal, lors de leur migration de reproduction (Almeida *et al.*, 2002b ; Fontaine, 1938). Les lamproies marines sont considérées comme étant en déclin (OSPAR commission, 2004) voire vulnérables (Lelek, 1987) en Europe. En revanche, dans les grands lacs américains, la forme enfermée de la lamproie marine est considérée comme nuisible.

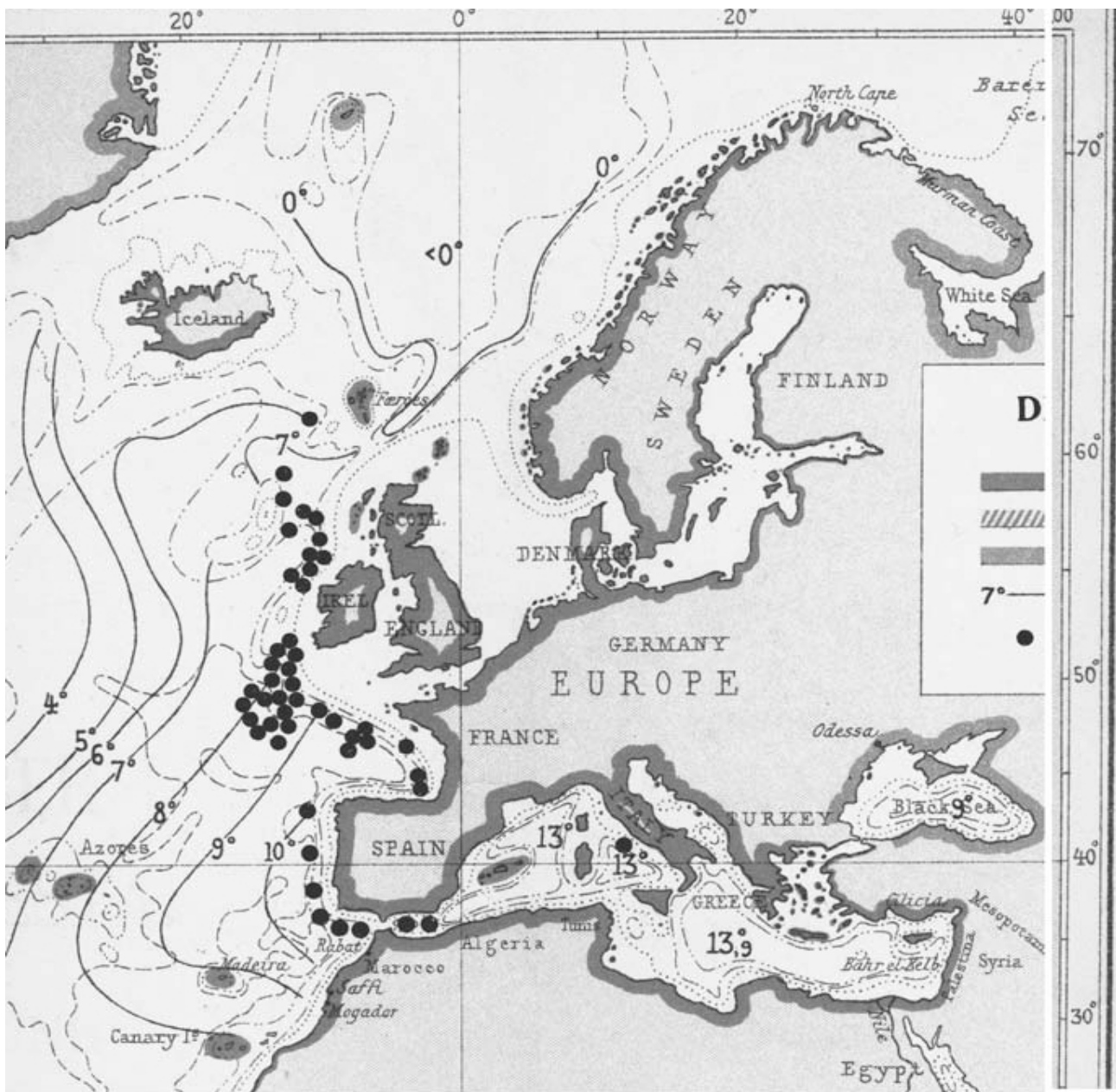
II.1.3. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L. 1758)

Les anguilles se distribuent du Nord de l'Afrique jusqu'au Nord de l'Europe et sur tout le pourtour méditerranéen ainsi qu'en Islande (Figure 5 ; Schmidt, 1909).

L'anguille est une espèce amphihaline thalassotoque qui se reproduit donc en mer et qui croît en milieu continental (Figure 2). L'espèce est considérée comme étant panmictique, même si ce point a fait récemment débat (Dannewitz *et al.*, 2005).

La reproduction aurait lieu au printemps et en été (Schmidt, 1923). Le lieu de reproduction n'est pas connu précisément. Il est présumé se situer en mer des Sargasses : différentes campagnes de pêche ont permis d'y capturer de jeune larves leptocéphales (Figure 6 ; Schmidt, 1923). Ces larves, en forme de feuille de saule, dérivent ensuite jusqu'à proximité des côtes européennes pendant 1 à 3 ans (Lecomte Finiger, 1994 ; McCleave *et al.*, 1998 ; Schmidt, 1923), la durée de cette phase faisant encore débat. Elles se métamorphosent alors progressivement en civelles, qui ont la forme d'anguille mais qui sont transparentes et mesurent autour de 7-8 cm (Desaunay et Guérault, 1997). Cette métamorphose s'effectue en même temps que la migration des civelles vers ces habitats de croissance. Lors de cette migration, les civelles utilisent les courants de marée favorable (transport tidal sélectif ; Creutzberg, 1958).

Les civelles se pigmentent progressivement (Elie *et al.*, 1982) jusqu'à atteindre le stade anguille jaune pendant lequel la croissance va s'effectuer. Elle peut avoir lieu aussi bien en milieu côtier, estuaire, marais, fleuve, rivière voire ruisseau, lac et étang et durer entre 2 ans (Rossi et Colombo, 1979) et 84 ans (Dekker *et al.*, 1998), la moyenne oscillant entre 3 et 20 ans (Vollestad, 1992). A l'issue de cette période de croissance, les anguilles entament leur seconde métamorphose, deviennent anguille argentée et migrent en automne (Schmidt, 1923) depuis les eaux continentales jusqu'à la mer des Sargasses où elles se reproduiront au printemps suivant (Durif, 2003 ; Schmidt, 1923). Les mâles mesurent alors en moyenne 41 cm pour un âge moyen de 6 ans et les femelles 62 cm pour un âge de 9 ans (Vollestad, 1992). Au-delà de ces moyennes, certaines anguilles « record » peuvent mesurer plus d'un mètre et peser plusieurs kilogrammes (Bertin, 1951 ; D'Ancona, 1960 ; Dekker *et al.*, 1998). On suppose qu'à l'issue de cette reproduction, les anguilles meurent toutes et qu'elles seraient donc semelpares (Bertin, 1951).



**DISTRIBUTION OF FRESH-WATER EELS.
(ANGUILLA)**

- Atlantic fresh-water eels (*Ang. vulgaris* & *chrysope*) present.
- Indian fresh-water eels present.
- Fresh-water eels absent.
- 7° — to show the temperature in 1000 meters depth.
- to show the places where larvae of Atlantic fresh-water eels were found by the author and by American observers.

Figure 5 : distribution de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (extrait de Schmidt, 1909)

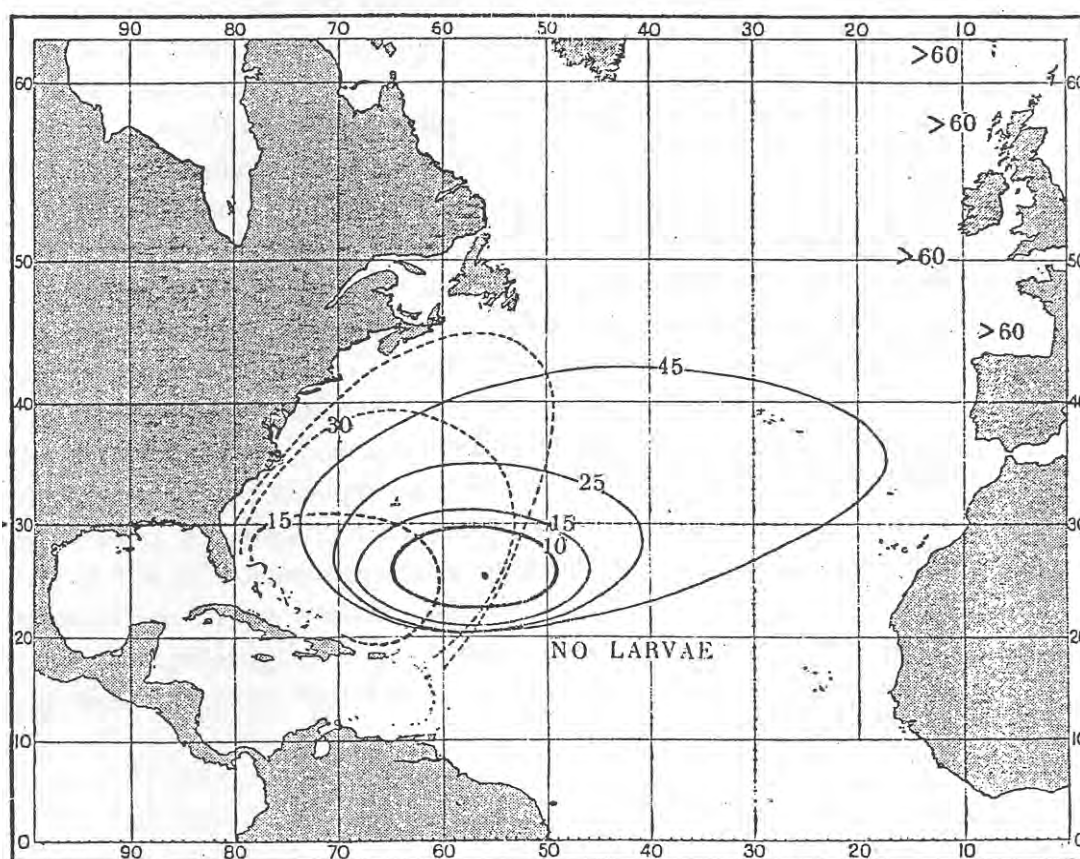


Figure 6 : distribution des larves leptocéphales d'*Anguilla rostrata* (en pointillé) et d'*Anguilla anguilla* (trait plein). Les courbes représentent les limites de répartition des larves en fonction de leur taille (en mm). La courbe épaisse la plus intérieure représentent le lieu supposé de reproduction (Schmidt, 1923).

Les anguilles sont pêchées à tous les stades à travers l'Europe (Dekker, 2003a) ; en France, les stades civelles et anguilles jaunes sont particulièrement ciblés. Il existe cependant des pêcheries ciblant l'anguille argentée, notamment en Loire et dans certaines lagunes méditerranéennes. Comme cela a déjà été dit (I.1), l'anguille représente une ressource importante pour les pêches estuariennes, la civelle représente même la première espèce en valeur pour les pêcheries du golfe de Gascogne (Castelnaud, 2000). L'espèce est considérée comme étant en déclin au niveau européen (ICES, 1999) et nécessitant des mesures de gestion et de reconstitution du stock (Commission des communautés européennes, 2005 ; Dekker *et al.*, 2003).

II.1.4. Les crevettes

Parmi les espèces de crevettes présentes en estuaire, seule la crevette blanche (*Palaemon longirostris* H.Milnes Edwards, 1837) fait l'objet d'une pêche ciblée en Gironde. Elle effectue l'ensemble de son cycle dans les estuaires (Aurousseau, 1984). La reproduction (Figure 2) a lieu entre janvier et août en fonction de la latitude (Babut, 2005). Elle ne se déroule vraisemblablement pas en eau douce (Cartaxana, 1994). Aurousseau (1984) montre qu'il peut y avoir deux ovogénèses au cours de l'année. Après l'éclosion, qui, selon Gurney (1924), ne peut pas avoir lieu en eau douce, les larves descendent vers l'aval soit en allant jusqu'à la mer (Gurney, 1924) soit en restant dans les limites de l'estuaire (Sorbe, 1983). Le développement larvaire n'a pas lieu en eau douce (Van Den

Brink et Van Der Velde, 1986) et est très rapide : à 18°C, le stade post-larve est atteint en moins de 20 jours (Fincham, 1979). Les post-larves entament alors une migration vers l'amont recolonisant ainsi l'estuaire (Aurousseau, 1984 ; Sorbe, 1983). Par la suite, une ségrégation sexuelle existe, les mâles se retrouvant dans des eaux ayant une salinité plus élevées (donc plus en aval) que les femelles (Aurousseau, 1984 ; Cartaxana, 1994 ; Marchand, 1981). Les crevettes blanches supportent une gamme de salinité très large allant de 0 g.l⁻¹ à 20 g.l⁻¹ (Aurousseau, 1984) voire 28 g.l⁻¹ (Sorbe, 1983) et expérimentalement jusqu'à 35 g.l⁻¹ (Gonzalez-Ortegon *et al.*, 2006). Les larves supporteraient néanmoins des salinités encore plus élevées et cela constituerait ainsi un élément de dispersion de l'espèce (Aurousseau, 1984). La durée de vie des crevettes est de maximum 2 ans (Van Den Brink et Van Der Velde, 1986) et sa taille maximale totale est de 7 cm (Aurousseau, 1984).



Figure 7 : estuaires (points noirs) colonisés par la crevette blanche (*Palaemon longirostris*) (Van Den Brink et Van Der Velde, 1986)

On trouve la crevette blanche dans les estuaires de l'Atlantique Est, du Sud des îles Britanniques et de l'Allemagne jusqu'au Portugal et même au Maroc (Figure 7). Sa présence a été signalée en Méditerranée, mais elle demande confirmation (d'Udekem

d'Acoz, 1999 ; Gurney, 1923). L'espèce étant constituée d'autant de stocks locaux que d'estuaires colonisés, il est difficile d'apprécier son abondance globale. Ainsi pour certains auteurs, les populations de crevettes blanches seraient en régression alors que pour d'autres elles se trouveraient en grande densité (Cartaxana, 1994).

Lors des pêches de crevettes, d'autres espèces sont capturées de manière accessoire, notamment la crevette grise (*Crangon crangon*, L. 1758). Cette crevette est une espèce marine qui peut effectuer d'importante incursion en estuaire (Heerebout, 1974 ; Marchand, 1981). Récemment une autre espèce vivant exclusivement en estuaire et d'origine asiatique vient d'être découverte dans la Gironde : *Palaemon macrodactylus* (Rathbun 1902) (Béguer *et al.*, 2007b), comme dans d'autres estuaires européens (voir par exemple : Cuesta *et al.*, 2004 ; Worsfold et Ashelby, 2006). Les conséquences de l'arrivée de cette espèce invasive sur le stock local restent à évaluer.

II.1.5. Principales caractéristiques des espèces étudiées

Tableau I : principales caractéristiques des espèces étudiées

	Grande alose	Lamproie marine	Anguille européenne	Crevette blanche
Nom scientifique	<i>Alosa alosa</i>	<i>Petromyzon marinus</i>	<i>Anguilla anguilla</i>	<i>Palaemon longirostris</i>
Répartition	Europe et Maroc	Europe, Amérique du Nord	Europe et Afrique du Nord	Côte Atlantique de l'Allemagne au Maroc
Niveau de homing	Inconnu, mais supposé à l'échelle du bassin	Pas de homing	Panmictique	Bassin
Semelparité	Oui	Oui	Oui	Non
amphihaline	Oui	Oui	Oui	Non
Temps passé en mer / estuaire / eau fluviale stricto sensu	3-8 ans / qqes jours / qqes mois	1,5-2,5 ans / qqes jours / 4-6 ans	Très variable 1-3 / X* / X*	0 / 2 ans / 0
Taille adulte (cm)	40-63	65 - 100	40 (mâle) 64 (femelle)	7
âge adulte moyen (an)	3-8	5,5 – 8,5	6-9	1-2
État de la population européenne / classement liste rouge	En déclin De éteinte à vulnérable en fonction des pays	En déclin Vulnérable	En déclin	?
Stade ciblé	Géniteurs	Géniteurs	Divers stades	Divers stades

X* en fonction des milieux de croissance et de l'histoire de vie des individus de 0 à plusieurs dizaines d'années.

Les principales caractéristiques des espèces étudiées, résumées dans le texte ci-dessus, sont synthétisées dans le Tableau I. Les quatre espèces se retrouvent dans de nombreux pays européens. Trois de ces espèces sont considérées comme étant en déclin et au minimum vulnérable, la quatrième (la crevette blanche) ayant un statut inconnu. Toutefois, la grande alose a le statut « manquant de données » (Data Deficient) sur la liste rouge internationale des espèces menacées (IUCN, 2006), le statut « vulnérable » de la lamproie marine, ne repose pas toujours sur des données précises (Kelly et King, 2001). Il subsiste donc de nombreuses incertitudes et il apparaît donc utile et urgent de procéder à une visualisation plus exhaustive et précise de l'état de ces espèces, de leur niveau d'abondance et, en premier lieu, de mettre au point et tester les méthodes les plus appropriées pour évaluer ce niveau d'abondance.

Les caractéristiques écobiologiques de ces espèces et les types de pêche dont elles sont l'objet sont très variés : homing total ou inexistant, temps de passage ou de séjour plus ou moins long (de quelques jours à plusieurs années) en estuaire saumâtre ou doux, tailles et âges à maturité très différents, captures d'un ou plusieurs stades, résidente, en phase de sédentarisation et/ou de migration ... Toutes ces particularités influent sur les méthodes et outils de surveillance et devront être prises en compte lors de l'évaluation de l'abondance de ces espèces.

II.2. Particularités des pêches fluvio-estuarienne

Castelnaud et Cauvin (2002) ont décrit de manière pertinente les particularités des pêches fluvio-estuariennes. Nous reprendrons ici l'essentiel de leur propos. La pêche fluvio-estuarienne est une activité saisonnière et aléatoire, ayant un caractère artisanal et individuel très marqué. De nombreux engins sont utilisés (filets, nasses, haveneaux, pibalours...). Les pêcheurs possèdent d'une à quatre petites embarcations. Les sorties de pêche durent en général quelques heures (le temps d'une marée) et au maximum une journée. L'activité de pêche est particulièrement conditionnée par les conditions environnementales (marée, vent, froid, brouillard, crue...). La production est très morcelée et il n'existe pas de points de débarquement groupés de type criée. La vente peut se faire, en fonction des espèces, dans une proportion plus ou moins importante en direct (vente aux restaurateurs, aux particuliers, sur les marchés...). Il existe donc une vraie concurrence entre les pêcheurs, renforcée par des systèmes de gestion et de contrôle différents en fonction des catégories de pêcheurs.

Nous allons étudier dans ce paragraphe uniquement les particularités des pêches fluvio-estuariennes françaises liées à la réglementation et vis-à-vis des systèmes de suivi statistique des captures. Ces pêches dépendent en effet de deux réglementations différentes, qui engendrent deux systèmes de collectes de données de capture différents. Les autres particularités décrites ci-dessus sont développées au fur et à mesure de ce travail.

II.2.1. Réglementation et systèmes de suivi des captures obligatoires

Nous définirons ici les estuaires comme le système fluvio-estuarien formé par la portion d'un bassin versant compris entre la limite transversale de la mer et la limite de marée dynamique. Les estuaires français dépendent administrativement de deux réglementations (exemple de la Gironde : Figure 8) : la réglementation maritime pour la partie en aval de la limite de salure des eaux (que l'on qualifiera d'estuaire maritime) et la réglementation

fluviale en amont de cette limite (que l'on nommera zone mixte fluviale). Associées à ces deux réglementations, on trouve deux catégories de pêcheurs professionnels : les marins-pêcheurs et les pêcheurs professionnels fluviaux. Si les pêcheurs professionnels fluviaux ne peuvent pas pêcher dans l'estuaire maritime, les marins-pêcheurs peuvent en revanche pêcher dans la zone mixte (sous réserve de suivre la réglementation fluviale). La pêche amateur est "libre" dans l'estuaire maritime, c'est-à-dire qu'elle ne nécessite pas de licence spéciale. Il existe en revanche deux catégories de pêcheurs de loisir en zone mixte : les pêcheurs amateurs aux engins et aux filets et les pêcheurs aux lignes. Ces deux dernières catégories devant posséder des licences différentes ouvrant droit à la pratique de métiers différents.

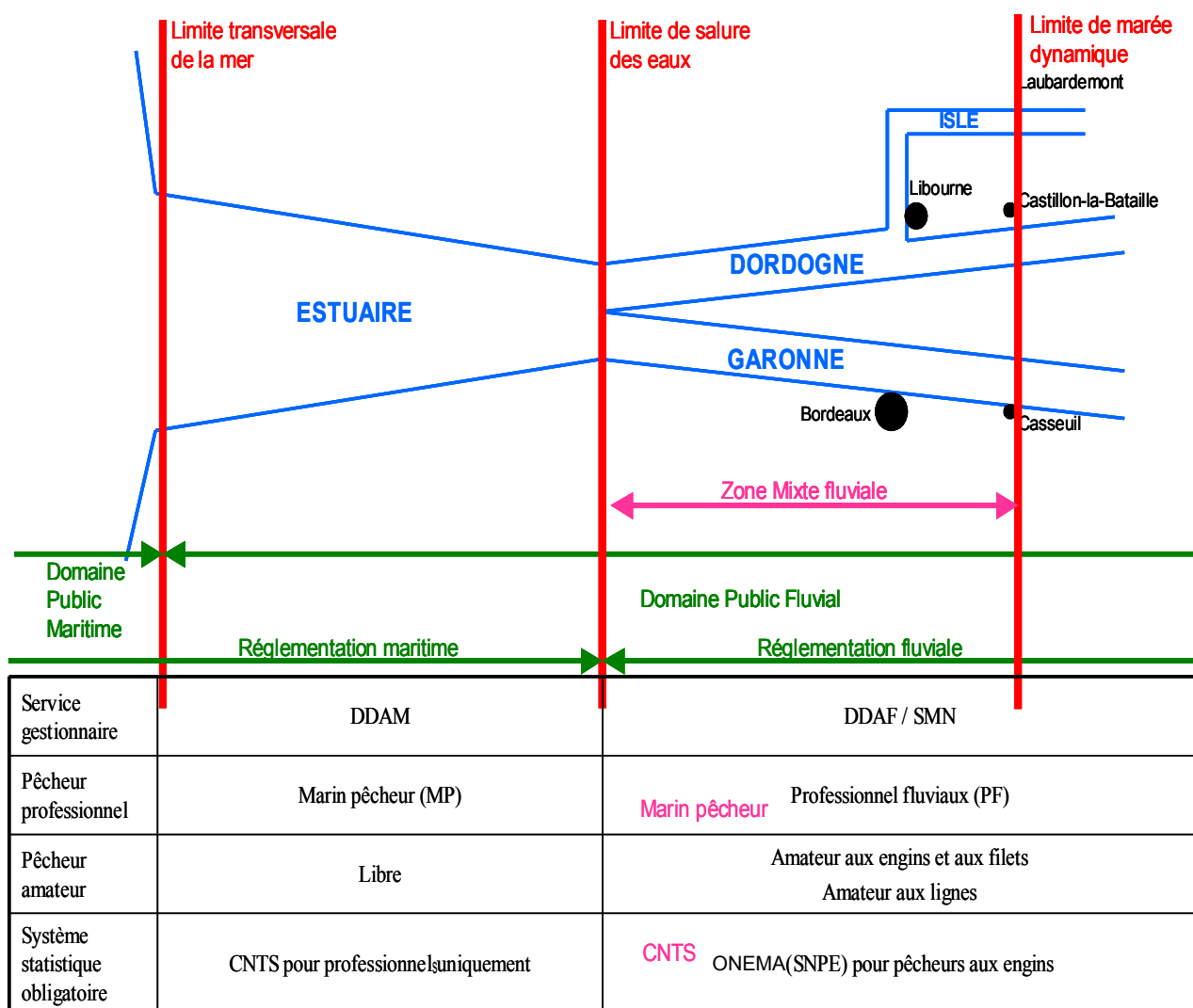


Figure 8 : schéma de la réglementation française de la pêche en estuaire (cas du bassin de la Garonne).

Qui dit réglementations différentes, dit « règles du jeu » différentes pour la pêche dans l'estuaire maritime et en zone mixte. Les périodes de pêche autorisée, les engins et les caractéristiques des engins sont différents. Les marins-pêcheurs adhèrent à un comité local des pêches maritimes et des élevages marins. Ils dépendent de la Direction

Départementale des Affaires Maritimes (DDAM) et déclarent leurs captures au Centre National de Traitements Statistiques (CNTS). Les professionnels fluviaux adhèrent à une association agréée de pêcheurs professionnels en eau douce et ils dépendent soit de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF), soit du Service Maritime et de Navigation (SMN) et déclarent leurs captures à l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA). Pour les deux catégories de pêcheurs professionnels, la déclaration des captures est obligatoire. Elle s'effectue à travers des fiches de captures remplies par ces pêcheurs et expédiées aux administrations dont ils dépendent. Des exemples commentés de ces fiches sont données en annexe A. Un relais sur le terrain, en contact direct avec les professionnels et chargé notamment de la récolte des fiches de capture, peut être effectué par l'intermédiaire de l'IFREMER pour les marins-pêcheurs et par l'Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Gironde pour les professionnels fluviaux de la zone mixte de Gironde (ce cas étant l'exception, avec l'Adour, pour les professionnels fluviaux).

Les deux systèmes de suivis de captures, décrits ci-dessus, seront dénommés par la suite « systèmes obligatoires (maritime ou fluvial) ».

II.2.2. Résultats des systèmes obligatoires

Comme nous l'avons vu précédemment (II.2.1), des systèmes de collecte de données officiels existent et devraient permettre de porter un diagnostic sur l'état des différents stocks capturés ou au moins de donner des tendances d'évolution. Au niveau international, la base de données qui fait référence est celle de la FAO (FAO Service de l'information et des statistiques sur les pêches et l'aquaculture, 2007). Les statistiques qui y sont enregistrées, sont fournies par les instances officielles de chaque pays.

Nous allons examiner les données contenues dans cette base FAO pour la France et pour l'anguille européenne, les aloses et la lamproie marine afin d'apprécier la qualité des résultats des systèmes de suivi actuels. Tout d'abord, il faut noter que nous sommes obligés d'agréger les données des deux espèces d'aloses (*A. alosa* et *A. fallax*) étant donné la quantité importante de captures référencées dans la catégorie "alose non compris ailleurs". Pour la lamproie marine et pour l'anguille européenne, cette ambiguïté n'existe pas (au moins au niveau de l'espèce). À noter cependant que pour l'anguille européenne les trois stades (civelle, jaune et argenté) sont agrégés. Nous allons comparer ces valeurs à celles dont nous disposons, provenant de sources différentes et jugées plus fiables. Pour les aloses et la lamproie marine, les captures totales de la France telles que déclarées à la FAO seront comparées aux captures de grande alose et de lamproie marine des seuls professionnels de la Gironde telles qu'estimées dans Girardin *et al.* (2006). La Gironde accueille en effet la population la plus importante de grande alose en Europe (Martin Vandembulcke, 1999) et très certainement une des plus importantes de lamproie marine d'Europe. En outre les estimations de Girardin *et al.* (2006) sont totalement indépendantes des systèmes obligatoires. Pour l'anguille européenne, nous comparerons les données enregistrées par la FAO pour la façade Atlantique (i.e. lagunes méditerranéennes exclues) aux estimations faites par les scientifiques dans le cadre du groupe de travail sur l'anguille de la CECPI et du CIEM (WGEEL) à partir des meilleures données disponibles (Castelnaud *et al.*, 2006).

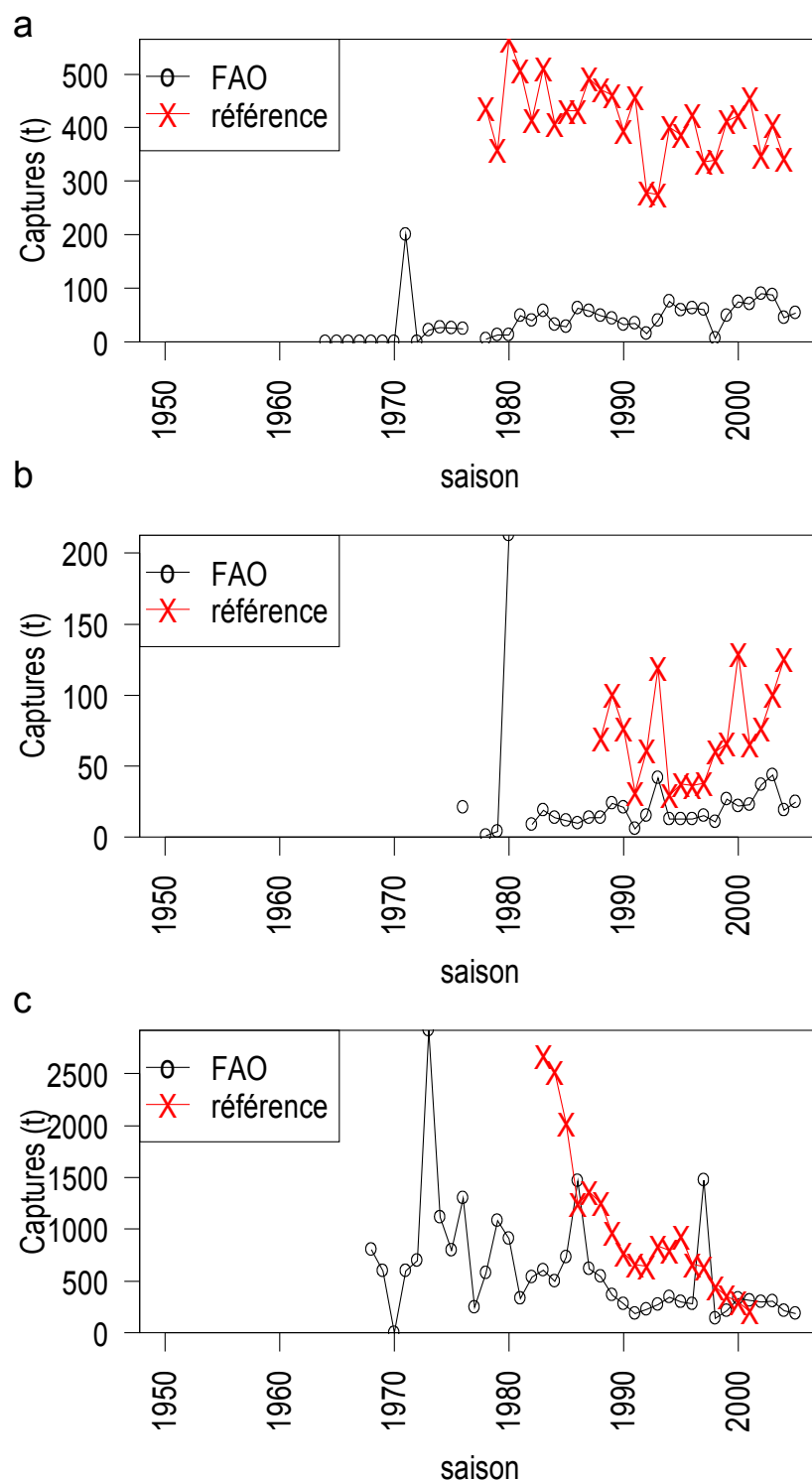


Figure 9 : comparaison des captures déclarées à la FAO pour la France et de données de référence pour les aloses (a), la lamproie marine (b) et l'anguille européenne pour la façade Atlantique (c). Pour plus de précisions, se reporter au texte.

Dans le cas des aloses (Figure 8a), le décalage entre les captures déclarées à la FAO et les captures des seuls professionnels de la Gironde est évident : les premières ne représentent en moyenne que 11% (1%-26%) de la Gironde. Aux captures de la Gironde, il faudrait ajouter les captures des non professionnels du bassin de la Garonne, des

professionnels en amont de la Gironde et de toutes les catégories des autres bassins français, notamment de l'Adour et de la Loire. Au-delà de cette sous-estimation, les deux séries ne sont pas corrélées (Spearman ; $\rho=0.017$; $p=0.93$) et la série de la FAO montre une augmentation significative des captures ($p<0.01$) alors que celle de la Gironde montre une diminution significative ($p=0.015$).

En ce qui concerne la lamproie marine (Figure 8b), le constat est quasiment le même : les captures de la France déclarée à la FAO ne représentent que 26% (11%-48%) en moyenne de celles de la Gironde, si l'on exclut le pic impressionnant de 1980. En revanche, les captures déclarées de la lamproie semble suivre une tendance plus proche de celle de la Gironde. Là aussi, si l'on voulait comparer les chiffres de la FAO avec des estimations de captures pour toute la France, il faudrait ajouter les données des autres catégories de pêcheurs du bassin de la Garonne et celles des autres bassins français. La série FAO et la série Gironde sont néanmoins significativement corrélées (Spearman ; $\rho=0.75$; $p<0.01$).

Pour l'anguille européenne (Figure 8c), la sous-estimation semble également de mise, même si elle est moins importante que pour les aloses et la lamproie marine. Entre 1986 et 2001, les chiffres de la base FAO sont à 4 reprises supérieures à ceux des estimations du WGEEL (en 1986, 1997, 2000 et 2001). Pour les autres années, la sous-estimation est en moyenne de 39% (28%-60%). A noter toutefois qu'à partir de 2000, les chiffres pour la façade Atlantique semble être nettement plus réaliste. La corrélation entre les deux séries est toutefois significative (Spearman ; $r=0.58$; $p=0.011$). Pour ce qui est de la façade méditerranéenne en revanche, les chiffres qui semblaient réalistes jusqu'en 1992, avec plus de 1000 t, semblent désormais grandement sous-estimés (Barral, 2001) : 167 t en moyenne avec des chiffres en dessous des 100 t (et même 2 t en 2005) alors que tout semble indiquer que les captures des lagunes méditerranéennes restent élevées (750 t pour les lagunes du Languedoc-Roussillon – Briand *et al.*, 2005).

Malheureusement ces sous-estimations ne sont pas une particularité des pêches fluvio-estuariennes puisque Bolopion *et al.* (2000), dans un rapport sur les pêches côtières, déclarent : « Force est de constater en effet que le système national des statistiques de pêche souffre de carences graves et qu'il ne répond pas totalement à ce que l'on pourrait attendre de lui. ». Cette déficience des systèmes obligatoires de suivi des pêches fluvio-estuariennes n'est pas non plus une particularité française : par exemple pour l'anguille, le WGEEL a examiné pour toute l'aire de distribution de l'anguille les déclarations faites à la FAO. Des variations peu vraisemblables sont détectées dans les séries FAO pour de nombreux pays, dont la France, et les écarts entre les estimations du WGEEL et les données FAO sont en moyenne de 47% (ICES, 2005a).

II.2.3. Identification des biais des systèmes obligatoires

Le paragraphe précédent (II.2.2) montre clairement que, d'une manière générale, les chiffres fournis par les systèmes obligatoires tendent à sous-estimer, parfois très lourdement, les captures des pêches fluvio-estuariennes. Dans certains cas, elles présentent même des tendances opposés aux tendances connues par ailleurs de manière plus fiable (voir cas de l'aloise). On notera également que ces chiffres, la méthodologie employée pour les calculer et bien souvent le détail par zones géographiques plus précises sont difficiles à obtenir. En outre les chiffres le plus souvent indiqués sont les captures "totales" ; le nombre de pêcheurs, les efforts effectifs ou les CPUE n'étant en général pas communiqués.

Ces systèmes manquent d'objectifs clairs et de visibilité et on peut identifier certains biais et défauts de conception et d'organisation. Ils sont souvent subis par les pêcheurs : ils déclarent leurs captures aux systèmes obligatoires au même titre qu'ils déclarent leur revenu pour l'impôt sur le revenu. Cette analogie n'est d'ailleurs pas neutre puisque certains craignent que ces chiffres de captures ne soient utilisés à des fins fiscales. Cette excuse (et bien d'autres) est souvent invoquée par les pêcheurs pour justifier leurs sous-déclarations, déclarations fantaisistes ou incomplètes (au sens où la donnée de capture n'est pas accompagnée des autres informations nécessaires à son exploitation). Ces systèmes sont très centralisés (le remplacement des 4 centres régionaux par un unique centre national de traitement statistiques pour les marins-pêcheurs va dans ce sens), le traitement des données ayant lieu souvent loin du terrain et sans vérification. Les relais de terrain n'existent pas toujours ou lorsqu'ils sont présents, ils ont parfois de large zone à couvrir, perdant ainsi en efficacité (moins bonne connaissance des pêcheurs et de leur activité ...). Ceci accentue la faible visibilité des systèmes, renforce le côté "administratif" au détriment de la notion de "suivi" et n'incite pas les pêcheurs à participer activement à ces recueils d'informations indispensables. On notera enfin que dans le système CNTS, les marins-pêcheurs exerçant en estuaire sont "noyés" dans l'ensemble des marins-pêcheurs.

En plus des sous-déclarations des pêcheurs, ces systèmes sont souvent victimes de non-déclarations. C'est-à-dire que malgré l'obligation de déclaration, certains pêcheurs, détenant des licences de pêche professionnelles, ne déclarent pas leurs captures. La proportion de pêcheur déclarant, appelé taux de retour, est même souvent faible. Par exemple, en 1988 et 1989, après 5 ans d'existence, le système obligatoire maritime affiche un taux de retour de 37% en moyenne pour toute la France (variant de 0% à 100%). Sur ces 37%, 80% des fiches sont partiellement utilisables et 60% sont complètes (Ben Abdallah, 1991) ; pour le SNPE, entre 1999 et 2002, le taux de retour moyen pour les secteurs de rivière est de 63% et varie de 28% à 91% en fonction des rivières (Conseil Supérieur de la Pêche, 2004). Ces taux de retour relativement faibles, privent les systèmes obligatoires de leur caractère exhaustif. Bien que couvrant presque toutes les zones (sauf la Méditerranée), ils ne touchent pas l'ensemble de la population de pêcheurs. Ces non-déclarations font parfois l'objet de redressement, le plus souvent en divisant les captures déclarées par le taux de retour, mais ce n'est pas toujours le cas et ce n'est pas toujours précisé dans les chiffres communiqués. Ces non-déclarations ont bien souvent la même origine que les sous-déclarations. Celles-ci sont toutefois facilement repérables et devraient, en théorie, faire l'objet de sanctions, tel que le non renouvellement des licences.

Enfin les fiches que les pêcheurs doivent remplir sont des fiches standards qui ne sont pas toujours adaptées aux pêcheries locales (Annexe A) et qui sont plus ou moins bien conçues. Ce fait à priori anodin peut toutefois engendrer certaines difficultés pour les pêcheurs, mais également pour les responsables des saisies. Ces difficultés peuvent ainsi constituer un alibi supplémentaire pour les pêcheurs de mal remplir sa fiche.

II.3. Ce qu'il faut retenir

On retiendra de ce chapitre que :

- les quatre espèces prises pour exemple, principales espèces capturées par les

pêcheries fluvio-estuariennes, permettent d'illustrer la surveillance des pêches fluvio-estuariennes. Elles représentent un large éventail écologique et les stades pêchés peuvent être des juvéniles comme des géniteurs, en phase de migration ou en phase sédentaire ;

- deux réglementations, maritimes et fluviales, coexistent au sein des systèmes fluvio-estuarien français, définissant deux catégories de pêcheurs professionnels et deux systèmes obligatoires de suivi des captures ;
- les résultats de ces systèmes obligatoires se résument la plupart du temps à des chiffres de captures qui sont souvent sous-estimés et dont les tendances révélées ne sont pas toujours fidèles ;
- des sous-déclarations, des déclarations parcellaires et des non-déclarations expliquent ses résultats insuffisants ;
- les systèmes obligatoires ne sont pas forcément adaptés aux pêches fluvio-estuariennes, ils manquent de visibilité et n'inspirent pas confiance aux pêcheurs, les relais de terrain sont parfois absents ou pas toujours efficaces.

Chapitre III. Matériels et méthodes

III.1. Un système alternatif de suivi des captures : le système de suivi statistique des captures du Cemagref

Notre étude se concentrera sur la partie soumise à marée du bassin de la Garonne. Dans ce paragraphe, nous présenterons succinctement la zone d'étude avec ses particularités, puis nous détaillerons le système de suivi mis en place par le Cemagref sur cette zone et sur lequel nous appuierons notre analyse. Le lecteur intéressé par une description plus approfondie de cette zone pourra se référer à Girardin *et al.* (2006), Lobry (2004) ou Pasquaud (2006) pour une description générale et à Castaing (1981) et Sottolichio (1999) pour une approche détaillée de l'hydrodynamisme.

III.1.1. Présentation de la zone d'étude

Afin de faciliter la lecture de ce document, nous définirons la Gironde (Figure 10) comme étant la partie soumise à la marée dynamique du bassin de la Garonne (Castelnaud *et al.*, 2001b). Cette zone est longue d'environ 150 km. La limite de salure des eaux¹ (bec d'Ambès) se situe à peu près au milieu de cette zone et délimite 2 compartiments, avec en aval, l'estuaire saumâtre que nous appellerons « Estuaire » dans la suite de ce travail et en amont, l'estuaire doux ou zone mixte fluviale ou « Zone Mixte ». Dans cette zone s'affrontent les intrusions marines et les eaux fluviales. Le marnage peut atteindre 5 m dans ce système. La forme de la courbe de marée, qui est sinusoïdale dans la partie aval de la Gironde (avec approximativement 6 H de flot et de jusant), se déforme au fur et à mesure que l'on progresse vers l'amont. Le jusant occupe alors une durée de plus en plus importante au détriment du flot, jusqu'à ce que le flot n'existe plus du tout en limite de marée dynamique². Le bassin versant de la Garonne draine une surface de 81 000 km² et ses deux principales rivières, la Garonne et la Dordogne ont respectivement une longueur de 478 km et 484 km. Le débit moyen de la Garonne est de 614 m³/s (moyenne 1913-2005 à Tonneins, banque hydro³) et celui de la Dordogne de 277 m³/s (moyenne 1958-2005 à Bergerac, banque hydro³), auquel on peut ajouter les 64 m³/s du tributaire principal de la Dordogne, l'Isle (moyenne 1972-2004 à Coutras, banque hydro³), soit au total un débit moyen de l'ordre de 1 000 m³/s.

III.1.1.1. L'Estuaire

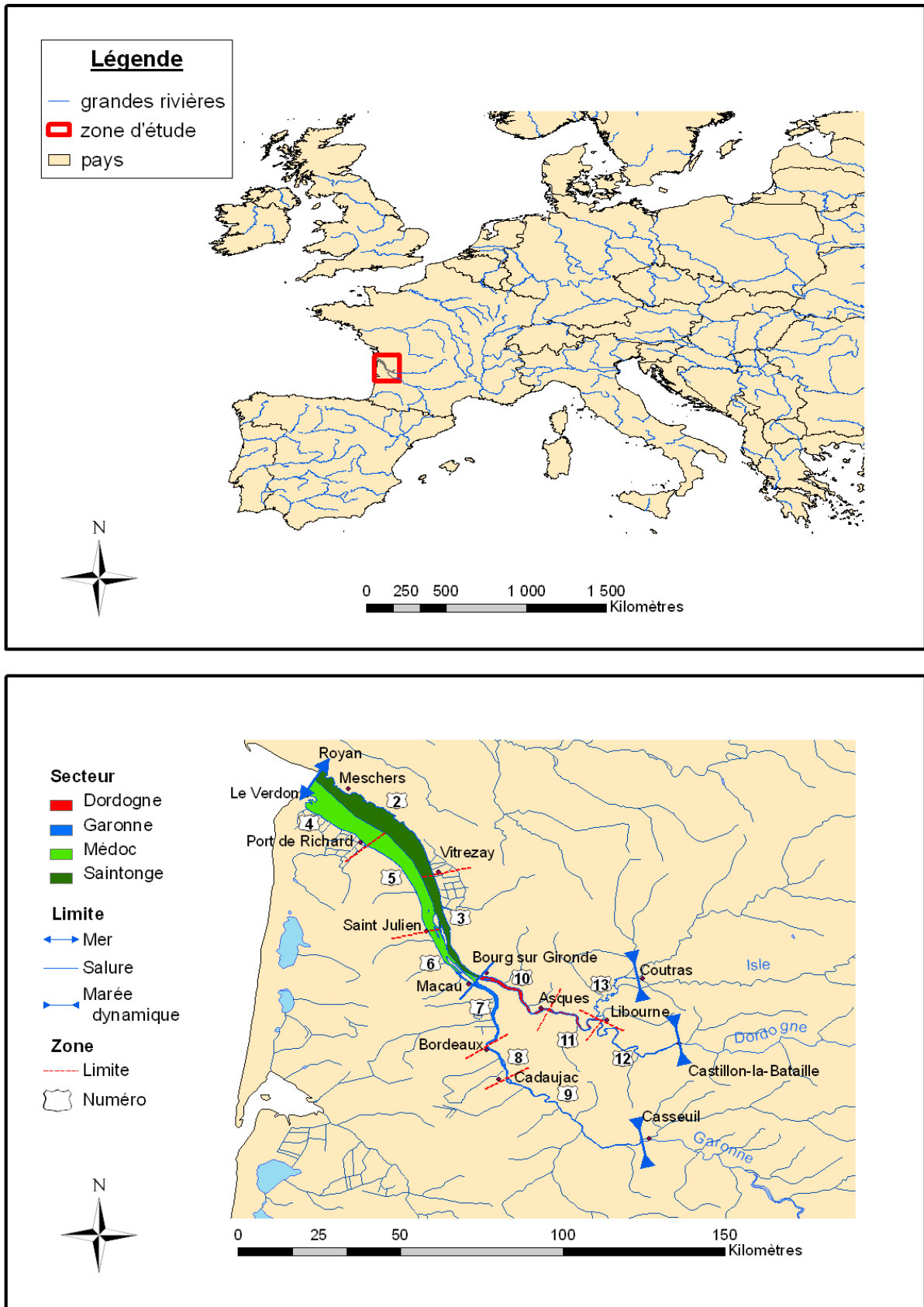
L'Estuaire présente un gradient de salinité allant de 30 ‰ au niveau de la limite transversale de la mer à environ 0 ‰ au niveau de la limite de salure des eaux au bec d'Ambès⁴. Il est long de 73,5 km et à une largeur maximale de 11 km (Figure 10). La profondeur est de 8 m en moyenne et de 35 m au maximum (Lobry, 2004). Ce compartiment couvre une surface de 450 km² à marée basse et de 635 km² à marée haute (Salomon, 2002).

1 Il s'agit d'une limite administrative, la position de la limite réelle de salure des eaux fluctuant en fonction des débits, du coefficient de marée ou de la position à l'intérieur d'un cycle de marée.

2 La limite de marée dynamique réelle a une position variable en fonction des coefficients de marée et du débit. Dans ce document, sauf mention contraire, lorsque nous parlerons de la limite administrative de marée dynamique, qui repose en partie sur cette réalité hydraulique.

3 <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

4 Ces salinités sont données à titre indicative, ces valeurs variant selon le débit, les coefficients de marée et la phase de la marée.



Ce compartiment est découpé en 5 zones de pêches dans le système Cemagref que nous regrouperons en 2 secteurs (Figure 10) : la rive droite de l'Estuaire (zone 2 à 3) sera appelée « Saintonge » et la rive gauche (zone 4 à 6), « Médoc ».

III.1.1.2. La Zone Mixte

La Zone Mixte se décompose en deux secteurs et 7 zones de pêche (Figure 10) : le secteur Garonne (zone 7 à 9) et le secteur Dordogne-Isle (zone 10 à 13). Le secteur Garonne a une longueur de 79 km jusqu'à la limite de marée dynamique et couvre une surface d'environ 30 km² (Tableau II). Le secteur Dordogne-Isle est long de 78 km et couvre une surface d'environ 33 km².

On notera qu'en amont du bec d'Ambès, le cours d'eau se rétrécit fortement, les largeurs qui, dans l'Estuaire, sont de l'ordre du kilomètre, ne sont plus que de l'ordre de la centaine de mètres dans la Zone Mixte (Tableau II). La configuration de notre zone d'étude peut être assimilée à un entonnoir (Figure 11). Dans le cas des pêches d'espèce en migration, cela peut entraîner une certaine concentration du flux entrant, ce qui est particulièrement favorable pour la pêche, notamment dans les zones amont.

Tableau II : situation et caractéristiques des zones de pêche⁵

Compartiment	Secteur	Zone	Longueur (km)	Largeur moyenne (m)	Surface (km ²)	Profondeur moyenne (m)	Volume (10 ⁶ m ³)
Estuaire	Saintonge	2	35	4 225	169	8	1 352
		3	37	1 618	55	6	330
	Médoc	4	17	5 182	114	8	912
		5	35	3 094	99	8	792
		6	21	1 474	28	8	224
Zone mixte	Garonne	7	23	696	16	6	96
		8	12	455	5,0	5	25
		9	50	191	8,6	4	34
	Dordogne (-Isle)	10	18	773	17	4	68
		11	20	405	7,7	4	31
		12	36	173	6,4	4	26
		13	31	53	1,7	4	7
Total / moyenne			28	1 528	527	7	3 897

⁵ Ces résultats sont calculés, en partie, à partir d'un SIG. Ils restent indicatifs, et ne tiennent pas compte des fluctuations dues à la marée.

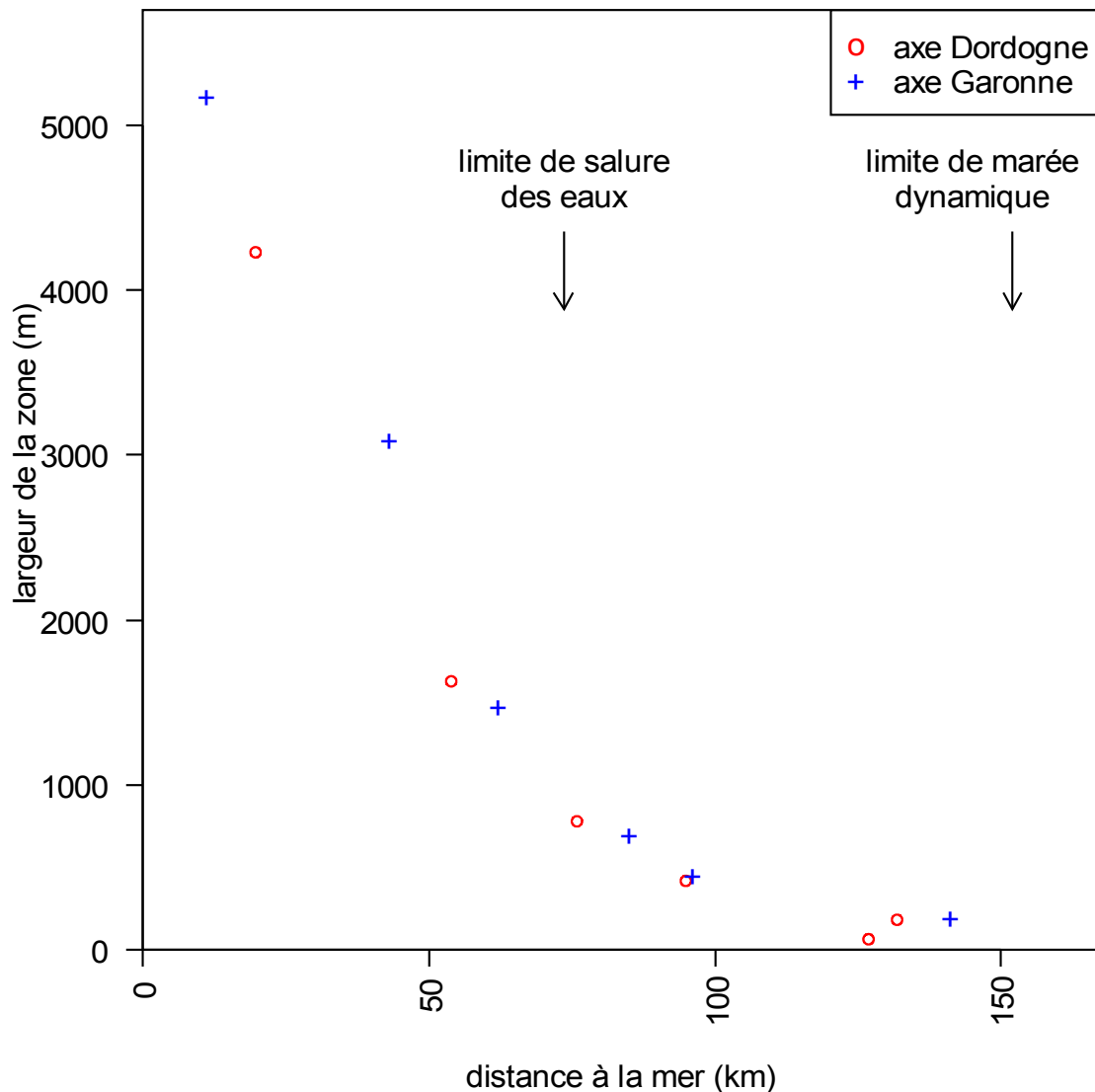


Figure 11 : largeur des zones en fonction de la distance moyenne de la mer. L'axe Dordogne regroupe les secteurs Dordogne et Saintonge, et l'axe Garonne, les secteurs Garonne et Médoc.

III.1.2. Présentation de la pêche sur la Gironde

La Gironde accueille une population importante de pêcheurs à la fois professionnels et amateurs, qui représentent respectivement 15% et 36% de la population française de pêcheurs de chaque catégorie (Castelnaud, 2000). Nous ne prendrons en compte dans ce travail que la pêche professionnelle. Cependant, les méthodes décrites peuvent être, dans une large mesure, applicable à la pêche des amateurs aux engins et aux filets. Nous présentons ici la pêcherie professionnelle pour l'année de référence 2004 et à partir des informations de Girardin *et al.* (2006). L'évolution de cette pêcherie sera l'objet du chapitre suivant (ch. IV 75).

Espèces		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Civelle	E	■	■	■	■							■	■
	ZM	■	■	■	■							■	■
Anguille	E	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	ZM	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Alose vraie	E			■	■	■	■	■					
	ZM			■	■	■	■	■					
Alose feinte	E			■	■	■	■	■					
	ZM			■	■	■	■	■					
Lamproie marine	E		■	■	■	■							
	ZM	■	■	■	■	■							■
Lamproie fluviatile	E												
	ZM	■	■	■	■	■							■
Mulet	E	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	ZM	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Flet	E					■	■	■	■	■	■	■	
	ZM					■	■	■	■	■	■	■	
Crevette	E	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	ZM	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Maigre – Bar – Sole	E					■	■	■	■	■	■		
	ZM					■	■	■	■	■	■		

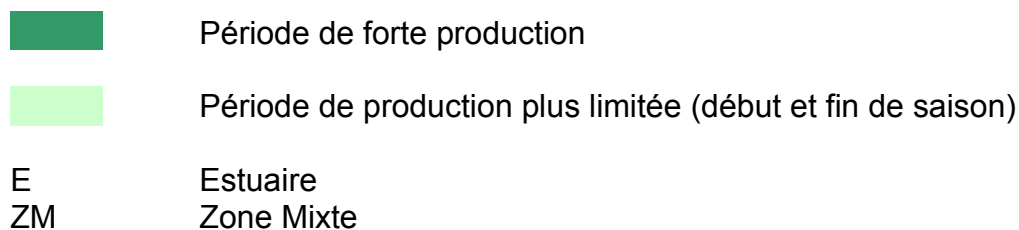


Figure 12 : Calendrier de pêche de base de l'Estuaire et de la Zone Mixte (Girardin et al., 2006).

III.1.2.1. Espèces ciblées

Cette pêcherie exploite différentes espèces de poissons et crustacés : grande alose (*Alosa alosa*), alose feinte (*Alosa fallax*), lamproie marine (*Petromyzon marinus*) et fluviatile (*Lampetra fluviatilis*), anguille européenne (*Anguilla anguilla*), crevette blanche (*Palaemon longirostris*), flet (*Platichthys flesus*), mullet (*Liza ramada*), maigre (*Argyrosomus regius*), bar franc (*Dicentrarchus labrax*) et moucheté (*Dicentrarchus punctatus*), sole commune (*Solea solea*). La grande majorité sont des poissons migrateurs amphihalins, quatre (maigre, bars et sole) sont des poissons d'origine marine pénétrant dans l'estuaire, à certaines périodes de leur cycle de vie, la crevette blanche est la seule espèce résidente de l'estuaire. D'autres espèces d'origine marine ou dulçaquicole, peuvent être pêchées accidentellement ou occasionnellement ou par un nombre réduit de pêcheurs.

Étant donné les espèces ciblées, la pêche a un caractère très saisonnier. Ce côté saisonnier est conforté par la législation au travers des périodes d'ouverture. La pêche à la grande alose est ouverte du 1^{er} février au 30 juin ; la lamproie marine du 1^{er} décembre au 15 mai en Zone Mixte et au 15 juin dans l'Estuaire ; la civelle du 15 novembre au 31 mars dans l'Estuaire et au 15 avril en Zone Mixte ; l'anguille toute l'année et la crevette toute l'année dans l'Estuaire et du 2^{ème} samedi de juin au 30 novembre en Zone Mixte. Ainsi un calendrier de pêche standard peut être établi (Figure 12), donnant pour chaque mois la ou les espèce(s) pêchée(s) par les différentes catégories de pêcheurs dans l'Estuaire ou la Zone Mixte. Seules la crevette blanche et l'anguille jaune peuvent faire l'objet d'une pêche conséquente tout au long de l'année. La pêche est donc rythmée par les mouvements des espèces. La stratégie de pêche la plus fréquente consiste à pêcher (de l'hiver à l'automne) : la civelle – la lamproie marine – la grande alose – la crevette blanche / l'anguille jaune. Pour les pêcheurs les plus en aval, les poissons d'origine marine peuvent faire partie de cette succession en complément ou à la place de l'alose, de la crevette blanche et de l'anguille jaune. La suite du travail portera sur la pêche des 5 espèces ou stades composant cette stratégie de pêche "standard".

III.1.2.2. Métiers de pêche pratiqués

Ces espèces sont capturées à l'aide de matériels de pêche adaptés. La combinaison d'une espèce (ou stade) cible et d'un matériel de pêche forme un métier de pêche. Nous étudierons particulièrement 9 métiers : grande alose au filet tramail, lamproie marine au filet tramail, lamproie marine aux bourgues (nom local des nasses, pratiqué uniquement en zone 9 et 12), civelle au pibalour (uniquement dans l'Estuaire), civelle au tamis à main, civelle au drossage (uniquement en Zone Mixte), anguille jaune aux nasses, crevette blanche au haveneau (uniquement dans l'Estuaire), crevette blanche aux nasses.

III.1.2.3. Description des techniques de pêche

Nous allons donner ici une description brève des différentes techniques de pêche, afin que le lecteur puisse appréhender au mieux les différents métiers de pêche. Les informations ci-dessous sont issues de Girardin *et al.* (2006) et de Luneau *et al.* (2003).

- **Filet tramail** (grande alose et lamproie marine)

Ces filets sont constitués de trois nappes (Figure 13). Les nappes externes ont les mailles les plus grandes (400 mm et 150 à 200 mm de côté respectivement pour la grande alose et la lamproie marine respectivement). La nappe interne a une maille respectivement de 55 mm à 60 mm et 34 mm de côté. Le principe de fonctionnement est que le filet dérive avec le courant et que le poisson traverse la première nappe externe, butte sur la nappe interne qu'il entraîne au travers de la seconde nappe externe et finit par faire une poche qui l'emprisonne. En fonction de l'espèce, des conditions environnementales (turbidité, par exemple) et de la phase de la marée, les filets peuvent être soit en nylon monofilament, multifilament ou multi-monofilament et les pêcheurs peuvent également "régler" la profondeur de pêche des filets en plombant plus ou moins les filets. Les pêcheurs les plus à l'aval du système utilisent les filets les plus longs. Ils peuvent aller de 120 m à 1 000 m pour la grande alose et de 120 m à 190 m pour la lamproie marine.



Figure 13 : filet à lamproie marine sur la Dordogne (mars 2004). La flèche noire indique la nappe externe, la flèche rouge, la nappe interne et la flèche bleue, une lamproie marine pochée dans le filet (Dordogne, mars 2004)

- **Nasses et bourgnes** (lamproie marine, anguille jaune et crevette blanche)

La bourgne est le nom local de la nasse à lamproies, traditionnellement fabriquée en osier. Elle a été progressivement remplacée par des nasses en grillage plastique. Les bourgnes mesurent environ 1 m de long pour 20 à 30 cm de diamètre et ne sont pas appâtées. Les nasses pour l'anguille (Figure 14) et la crevette blanche mesurent environ 1 m de long pour 15 à 20 cm de diamètre avec des mailles carrées ou ovoïdes de 6 à 10 mm de côté en fonction des pêcheurs. Une "empêche" est ajoutée au deuxième goulot des nasses à anguilles afin d'éviter que ces dernières ne puissent ressortir des nasses. Les nasses à anguilles sont appâtées avec des vers de terre ou des crevettes, parfois aussi avec des morceaux d'aloses feintes ou des coquillages (vraisemblablement *Corbicula fluminea* apparue en France pour la première fois en Dordogne et colonisant en 1997 la totalité du bassin ; Brancotte et Vincent T., 2002). Pour les crevettes blanches, les appâts les plus courants sont les morceaux de poissons.

Les bourgnes et les nasses sont en général assemblées en filières de 10 à 20 nasses ancrées solidement pour résister aux courants de marée. Elles sont levées tous les jours ou tous les 2 à 3 jours en fonction de l'abondance, du nombre de nasses à relever, des besoins du pêcheur...

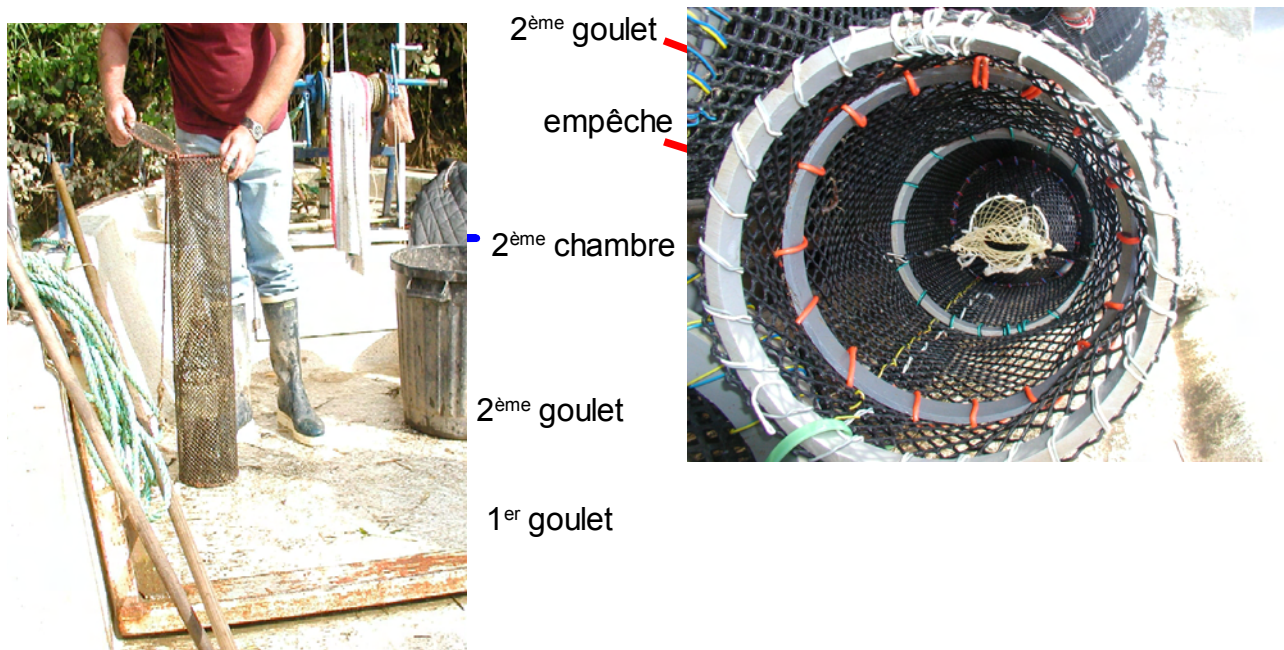


Figure 14 : nasse à anguille (gauche, Isle, juillet 2004) et détail de la seconde chambre (droite, Médoc, août 2004).

- **Tamis** (civelle)

Le tamis est l'engin traditionnel utilisé pour la pêche de la civelle. C'est une sorte de grande époussette de forme circulaire ou ovale dont le diamètre autorisé est de 1,20 m pour les professionnels. La profondeur de la poche est limitée à 1,30 m pour les professionnels ; le maillage est libre mais égal à 1,5 mm en général (côté de maille).

Le tamis est manœuvré à la main depuis un bateau pour les professionnels. Le bateau est ancré sur la berge, perpendiculairement au courant, ce qui permet de canaliser les civelles et de les collecter avec le tamis utilisé comme une époussette. Cette technique, autrefois généralisée sur la Gironde, se limite actuellement à la partie amont de la Zone Mixte, là où l'eau « étale », c'est-à-dire dans la zone où les courants de marée montante et descendante de la rivière s'annulent (zones 9, 12, 13).

En règle générale la pêche commence au début du flot (marée montante) et s'achève deux heures après le début du jusant (marée descendante).

- **Pibalour** (civelle)

Cette technique est apparue au milieu des années 1970 (autorisation officielle en 1975⁶). Elle est uniquement autorisée dans l'Estuaire et consiste à tamiser l'eau en poussant à contre-courant, avec une embarcation, des filets-poches de côté de maille allant de 1,5 mm à moins de 1 mm, soutenus par un ou deux cadres de dimensions variables. La surface totale maximale autorisée est de 14 m² (Figure 15). Les embarcations ont évolué fortement et on rencontre :

- des yoles qui poussent un cadre rectangulaire placé à l'avant de l'embarcation et mesurant en moyenne 3 à 5 m x 1 m.
- des petits canots qui les ont presque toutes remplacées petit à petit, construits en matière plastique et ayant un très faible tirant d'eau (70, 80 cm) ; ils mesurent entre 6,5 m et 8,5 m et portent le plus souvent un cadre de chaque côté. La surface totale de

⁶ arrêté 4414 du 23 décembre 1975 du secrétariat d'état aux transports

filtration varie de 7 à 10 m². Les petits canots se rencontrent dans les zones 2 et 3 notamment dans les ports de Vitrezay, Mortagne et surtout Maubert. Ce type de bateau est plus rapide et plus polyvalent.



Figure 15 : pibalours à quai dans le port de Mortagne (haut) et détail d'un pibalour (bas) (Saintonge, février 2004)

- les chalutiers de 10-12 m qui poussent soit deux cadres rectangulaires placés côte à côte à l'avant et mesurant 3 à 7 m x 1 m chacun, soit deux cadres rectangulaires placés sur les côtés et mesurant en moyenne 5 à 7 m x 1 m chacun. Ces embarcations

se rencontrent dans tout l'Estuaire et notamment dans les ports de Vitrezay, Les Callonges, Portes-Neuves, Fréneau, La Belle Etoile, Goulée, La Maréchale et Pauillac. Ils sont utilisés à poste fixe dans certains chenaux de la zone 4.

- **Drossage** (civelle)

Le drossage est autorisé dans la Zone Mixte depuis le 1er janvier 1996. Il reprend le principe du pibalour, mais avec deux tamis d'un diamètre de 1,20 m et d'une profondeur de 1,30 m, fixés sur le côté de l'embarcation (Figure 16). Le maillage utilisé est le même que celui utilisé pour les pibalours. Cette pêche s'effectue de flot de nuit pendant 3 heures environ dans les parties amont des fleuves Garonne, Dordogne et surtout sur l'Isle.



Figure 16 : deux bateaux armés pour le drossage (Isle, février 2004)

- **Haveneau** (crevette blanche)

Les haveneaux sont des filets-poches soutenus par des cadres en bois ou en métal, de forme triangulaire dont la base mesure environ 7 m et la hauteur 3 à 5 m (Figure 17). Les maillages sont de 6 à 10 mm de côté. Les cadres sont portés de chaque côté d'une embarcation de type remorqueur ou petit chalutier. Ils sont mis en position de pêche, à poste fixe, perpendiculairement au courant qui entraîne et plaque les crevettes dans le fond du filet. Le Haveneau est mis à l'eau durant quelques heures, une marée complète et parfois même sur plusieurs marées. Le rythme de relève des poches dépend de la tactique des pêcheurs, de l'encombrement des eaux et de l'abondance des crevettes. Il peut varier de toutes les trente minutes à toutes les 6 heures (durée d'une marée). Les haveneaux, utilisés par des marins-pêcheurs sont autorisés uniquement dans l'Estuaire.



Figure 17 : haveneau à crevette (Saintonge, mai 2005)

III.1.3. Présentation du système de suivi statistique des captures du Cemagref

Le système de suivi statistique des captures du Cemagref a été mis en place en 1977 (Anonyme, 1979) afin d'assurer le suivi de l'effet de la centrale nucléaire de production électrique du Blayais. Il s'est poursuivi jusqu'à aujourd'hui dans cette optique. Chaque année, le Cemagref estime ainsi quelques descripteurs de pêcherie (captures, efforts, CPUE) d'une année donnée pour les principales espèces capturées dans la Gironde et synthétise ces résultats dans un rapport à destination d'EDF. Ce rapport est toutefois diffusé plus largement. Nous dénommerons dans la suite du texte l'ensemble de ces rapports, les « rapports EDF ». Une liste exhaustive de ces rapports figure en annexe (B).

Ce système de suivi statistique des captures ne concerne que les pêcheurs professionnels marins et fluviaux exerçant sur la Gironde. Il sera dénommé par la suite « système Cemagref ». Il a débuté par une « opération carnets de pêche » et s'est ensuite développé en un réseau de pêcheurs coopératifs (au sens de volontaires) qui fournissent, lors d'entretiens individuels annuels, leurs données de capture. La confiance s'instaurant, les données sont devenues de meilleure qualité, plus précises et exhaustives. Le réseau de pêcheurs coopératifs s'est étendu au fil des ans, couvrant une part plus importante de la population totale de pêcheurs. Certains pêcheurs ont également confié leurs anciens enregistrements personnels de capture, permettant ainsi d'obtenir des données antérieures aux premiers contacts entre ces pêcheurs et le Cemagref et même antérieures à 1977. L'ensemble de ces données est désormais stocké dans une base de données, appelée « Girpech ».

Les deux données centrales enregistrées sont la capture et l'effort qui lui est associé. Différentes informations entourent ces données :

- l'espèce et le métier de pêche (voir III.1.2)

- la date de pêche
- la zone de pêche (III.1.1 et III.1.2)

L'ensemble des données sont récoltées et saisies, formant une « entrée » (III.1.4), suivant une certaine précision : les captures peuvent se rapporter à la pêche de toute une saison⁷ (précision = 365), d'un mois (31), d'une quinzaine (15), d'une journée (1), voire d'une marée (0,5), sauf pour les 3 métiers de pêche avec nasse/bourgne où la précision est limitée à l'année ou au mois, ainsi que pour le métier crevette haveneau. Les captures d'aloses et de lamproies marines sont enregistrées en nombre d'individus alors que pour la civelle, l'anguille jaune et la crevette blanche, les captures sont enregistrées en kilogramme. Les efforts sont quant à eux enregistrés en nasse.mois pour les métiers de pêche avec nasse/bourgne et en jour pour les autres. Un indice de qualité caractérise une suite d'entrées : la qualité 1 est attribué aux données, qui sont jugées fiables et pour lesquelles l'effort est associé à la capture ; 2 pour les données de capture seule et/ou les données jugées comme étant d'une fiabilité moindre ; 3 pour les données qui sont jugées comme n'étant pas fiables et / ou trop approximatives et qui ne seront pas exploitées en tant que descripteur.

Les principales particularités de ce système sont que :

- seulement une partie (un échantillon) de la pêcherie (population) est ainsi enquêtée ;
- cet échantillon n'est pas aléatoire, donc potentiellement biaisé, puisque seuls les pêcheurs coopératifs en font partis ;
- la composition de l'échantillon évolue d'une année à l'autre. En effet, certains pêcheurs sortent de l'échantillon soit parce qu'ils prennent leur retraite, soit parce qu'ils ne souhaitent plus coopérer. Inversement d'autres entrent dans l'échantillon, soit parce qu'ils viennent de débiter la pêche et sont intéressés par le système Cemagref, soit parce qu'ils se décident à coopérer.
- la qualité des données est a priori meilleure que dans un système de type déclaratif obligatoire, et du fait que les pêcheurs participent de façon volontaire, sont rencontrés et questionnés de façon personnalisée et reçoivent, en retour des renseignements qu'ils confient, les rapports EDF. La confiance s'installe en fait en cours des années et il arrive qu'au bout de quelques années, certains pêcheurs finissent par revenir sur les chiffres des années antérieures et fournissent les "vraies" données souvent plus précises.

III.1.4. Présentation des données disponibles

Avant de commencer à exploiter les données contenues dans Girpech et afin d'appréhender au mieux les données que cette base peut contenir, nous allons donner quelques caractéristiques descriptives simples concernant cette base.

Girpech contient, au 15/03/2007, 99 823 entrées dont 97 563 concernent les métiers étudiés. Une entrée est constituée par une donnée de capture et toutes les informations qui l'environnent (effort, précision, qualité, métier, espèce, date ...). Ce mode de calcul est cependant peu informatif, une entrée pouvant représenter la pêche d'une marée, comme la pêche de toute une saison. Nous comptabiliserons plutôt les données agrégées par

⁷ La saison doit s'entendre comme la saison de pêche qui correspond à la saison de migration pour la civelle, la lamproie marine et la grande alose et à l'année civile pour l'anguille jaune et la crevette blanche. Les saisons de migration de la lamproie marine et de la civelle étant à cheval sur deux années civiles, par convention, la saison 2006 sera la saison débutant en 2005 et s'achevant en 2006.

saison, zone, métier, espèce et pêcheur. La base contient alors 4 253 agrégations pour les métiers étudiés, dont 77% sont en qualité 1 (la meilleure, associant l'effort à la capture) et 41% sont de qualité 1 et d'une précision jour ou marée (Tableau III). La lamproie marine, la grande alose et la civelle sont, dans l'ordre, les espèces sur lesquelles il existe le plus de données (Figure 18). Suivent ensuite l'anguille jaune et la crevette blanche.

précision	qualité			total
	1	2	3	
0,5	554	4		558
1	1 197	11		1 208
15	216	112		328
31	1 071	427		1 498
365	224	432	5	661
total	3 262	986	5	4 253

Tableau III : nombre de données (agrégation par saison, zone, métier, espèce et pêcheur) dans Girpech pour les métiers étudiés et en fonction de leur précision et de leur qualité

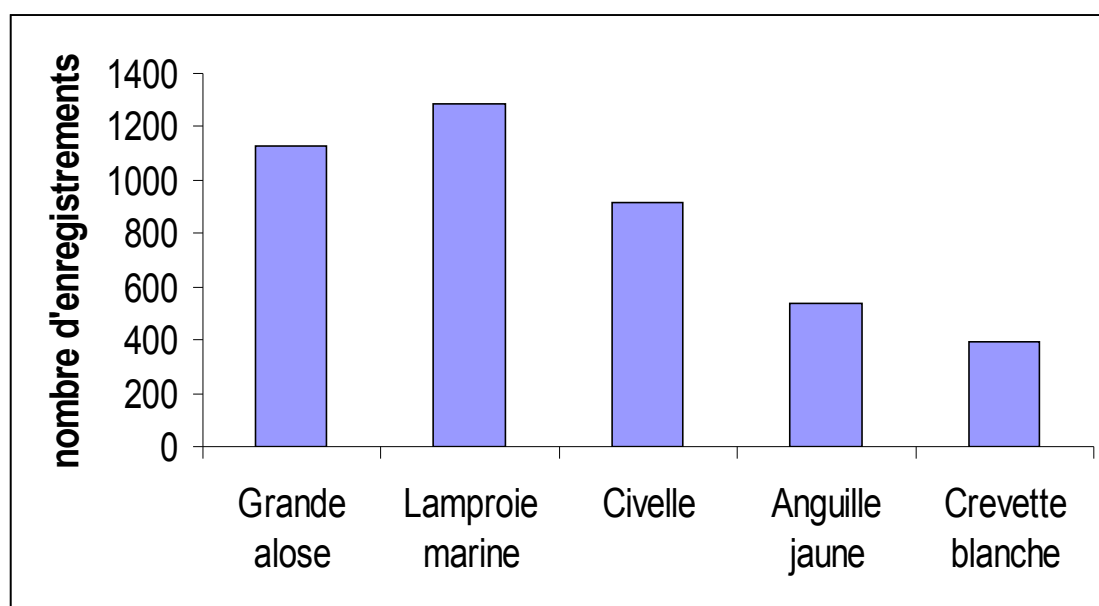


Figure 18 : nombre de données (agrégation par saison, zone, métier, espèce et pêcheur) dans Girpech pour les métiers étudiés et en fonction des espèces capturées

La Figure 19 montre, pour le métier lamproie marine filet, quelle est la structure des données acquises (la structure des données pour tous les métiers est donnée en annexe C). Chaque item représente la présence de données de qualité 1 ou 2 pour un pêcheur donné et une saison donnée. La structure des données du métier lamproie marine filet est représentative de ce que l'on a pour chacun des métiers :

- les données sont très éparses avant la fin des années 1970, mais remontent jusque dans les années 1940. Ceci est dû au fait que le suivi a été mis en place en 1977, et que les données avant cette date sont rares et uniquement le fait des pêcheurs qui avaient conservés leur carnet personnel et qui ont bien voulu les confier au Cemagref. Ceci est d'autant plus méritoire qu'à l'époque aucun système de suivi n'existait. Cela démontre de la part de ces rares pêcheurs un réel souci de suivre leur activité et de manière plus générale l'évolution de la ressource.
- depuis la fin des années 1970, le nombre de données s'étoffe considérablement.
- les secteurs Garonne et Dordogne sont ceux pour lesquels il existe le plus de données. Cependant la répartition des données entre les différents secteurs est spécifique à chaque métier.
- les pêcheurs fournissant de longues séries de données sont extrêmement rares. La règle générale est qu'un pêcheur fournit des données pendant moins de 10 ans (en moyenne 9 ans pour le métier lamproie filet). Ceci peut s'expliquer par le fait que pour constituer des séries longues, il faut que le pêcheur pêche depuis longtemps, qu'il ait conservé ses carnets de pêche (dans le cas où ce pêcheur n'est pas suivi dès le début de sa carrière) et enfin qu'il accepte de nous les confier. Le "record" est détenu par un pêcheur nous ayant fournit des données pendant 46 ans pour le métier lamproie filet.
- les séries ne sont pas toujours continues. En effet, un pêcheur peut ne pas pêcher tous les ans les mêmes espèces, ne pas utiliser toujours le même métier ou il peut tout simplement avoir perdu ces carnets entre la fin de saison de pêche et le moment où les données sont collectées (cette période pouvant excéder 1 an, voire plus dans le cas de récupération de carnets anciens).
- certains pêcheurs peuvent exercer sur plusieurs zones.

Au final, quel que soit le métier examiné, les données obtenues ont la forme d'un "gruyère" avec de nombreux trous. On est bien loin d'un plan d'échantillonnage (scientifique) équilibré. Cette réalité n'est pas propre au système Cemagref, et se retrouve très communément dans tous les systèmes de suivi des pêches. Elle doit être prise en compte dans l'analyse ou en tout cas doit conduire à une discussion des résultats obtenus.

III.1.5. Ce qu'il faut retenir

On retiendra de l'analyse précédente que :

- le système étudié est une zone étendue (150 km de long et plus de 500 km² de surface en eau), présentant une gamme variée de conditions environnementales (salinité et marée notamment).
- les espèces ciblées et les métiers pratiqués sont également très variés, de l'utilisation d'engins dormants de type nasse à celle d'engins actifs tel que le haveneau ou le pibalour. La pratique de la pêche sur le bassin de la Gironde a un caractère saisonnier très marqué. La population de pêcheurs professionnels de la Gironde représentent une part importante de l'ensemble des pêcheurs fluvio-estuariens français.
- le système Cemagref a été mis en place en 1977 et rassemble des données sur la période 1942-2006. Ce système s'appuie sur un réseau de pêcheurs coopératifs qui, lors d'entretiens individuels et dans un esprit de confiance, acceptent de fournir leurs données de capture.
- les données obtenues à partir de ce système ont des caractéristiques particulières, partagées par la plupart des systèmes de suivi des pêches, loin des caractéristiques

classiques d'un plan d'échantillonnage scientifique bien construit. On notera notamment sa structure en "gruyère". Cette caractéristique devra, d'une manière ou d'une autre, être un élément de l'analyse des résultats du système.

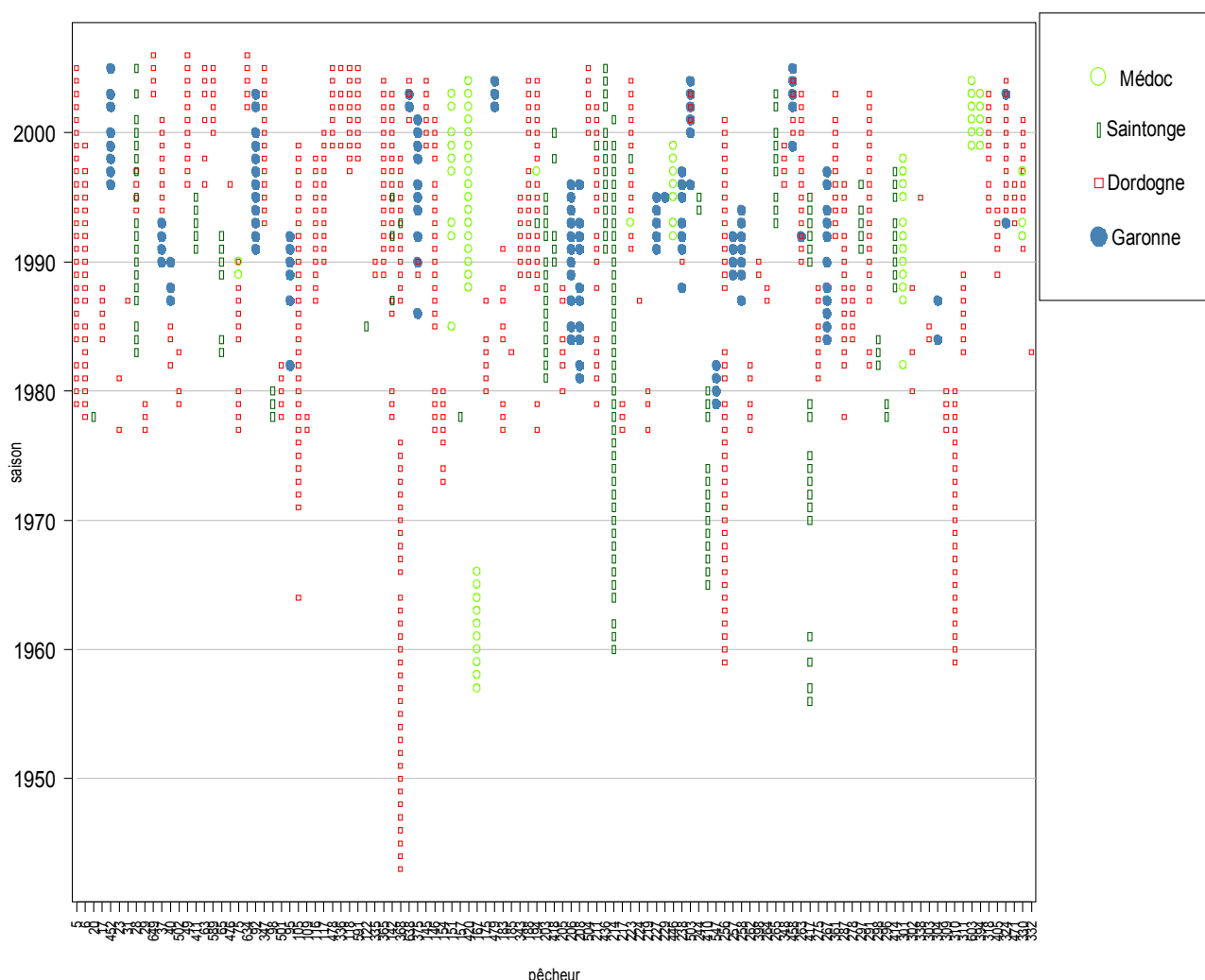


Figure 19 : structure des données pour le métier lamproie marine filet (voir texte)

III.2. Statistiques de capture – état de l'art et application aux pêches fluvio-estuariennes

III.2.1. Objectif socio-économique / Objectif biologique

Sous le vocable de « statistique de capture », peuvent se cacher différentes définitions. Nous dirons dans un premier temps, qu'il s'agit de l'ensemble des « chiffres » issus de l'analyse des enregistrements des captures d'une pêcherie. Plusieurs objectifs peuvent sous-tendre cette collecte de données. Ils sont de deux catégories : socio-économiques ou biologiques (Figure 20).

III.2.1.1. Statistiques de capture à objectif socio-économique

Ces statistiques de capture permettent de montrer l'importance socio-économique d'une pêcherie. Cela concerne les descripteurs comme les captures totales en volume et en valeur, le nombre d'emploi à la mer ... C'est le résultat de base que l'on peut attendre des statistiques de captures. Les données recueillies n'ont en général pas besoin d'être très détaillées, sauf dans une étude socio-économique qui va jusqu'à l'analyse des entreprises de pêche .

III.2.1.2. Statistiques de capture à objectif biologique

Ces statistiques permettent d'obtenir des informations biologiques sur les stocks de poissons ou de crustacés. C'est le résultat original des statistiques de captures qui concourent à la gestion des stocks et en est parfois l'unique référence. Les captures totales sont alors examinées sous l'angle de prélèvements, les emplois à la mer sont considérés comme des efforts de pêche et plus globalement comme une pression de pêche... permettant de quantifier l'impact de la pêche sur un stock et d'estimer la durabilité de l'exploitation. On peut obtenir aussi un indice d'abondance et évaluer sa tendance. Ces données peuvent également être associées au pool de données nécessaires aux modèles de dynamique de population. Les données recueillies doivent cependant être plus détaillées que pour les statistiques à objectif socio-économique. Ces statistiques permettent en général d'accéder à d'autres informations sur l'écologie des espèces exploitées, des prises accessoires ou des espèces rejetées. La distribution des espèces dans un hydrosystème ou les relations espèce – environnement peuvent, par exemple, être étudiées.

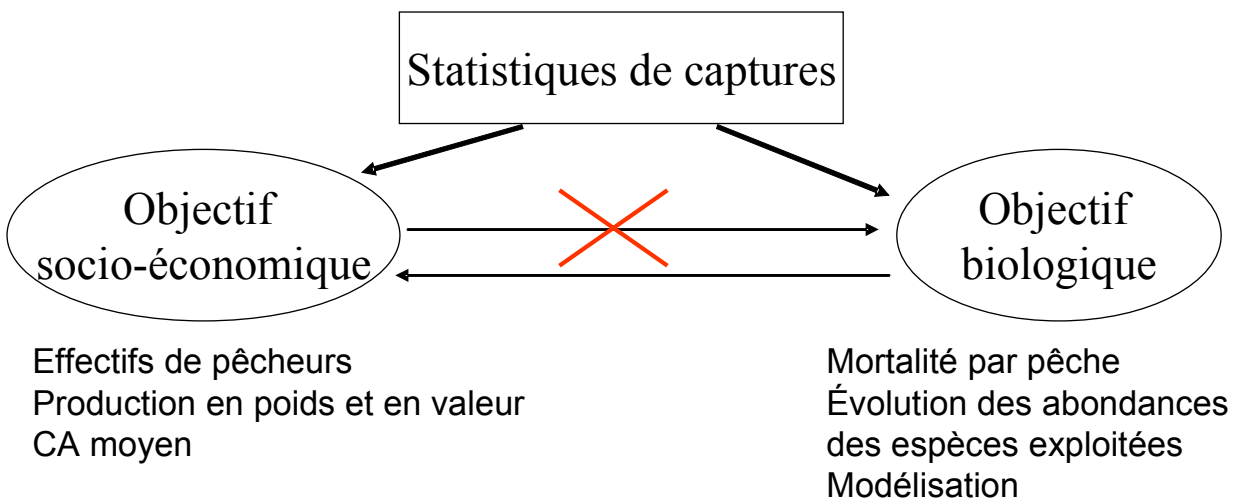


Figure 20 : relation entre les différents objectifs que l'on peut assigner à un système de suivi de capture

Si les statistiques à objectif socio-économique doivent permettre de montrer l'importance économique de l'activité, les statistiques à objectif biologique doivent permettre d'en évaluer la pression sur les stocks et d'en déterminer éventuellement l'impact et informer sur la tendance de l'abondance des stocks. Dans la suite de cette thèse nous nous attacherons à montrer comment les statistiques de captures peuvent remplir cet objectif biologique ; sachant que si ce niveau est atteint, l'objectif socio-

économique pourra de surcroît être rempli, alors que l'inverse est rarement vrai (signification de la croix rouge, Figure 20).

III.2.2. Équation de base de l'halieutique

La science de la gestion des pêches a connu une longue histoire. Dès la fin du XIX^{ème} et le début du XX^{ème} siècle, des statistiques de captures sont collectées et analysées (Beverton, 2002). Par exemple, Garstang (1900) analyse les statistiques de pêche de plusieurs régions de Grande Bretagne sur une période de plus de trente ans en prenant en considération les différentes puissances de pêche des navires impliqués. C'est également au début du XX^{ème} siècle (en 1902) que le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) fut créé, avec trois comités, dont un sur la surpêche. Les recherches se sont bien sûr poursuivies depuis plus de 100 ans, autour de quelques équations clés, que nous allons présenter.

Tout d'abord, il convient de définir l'objet de toutes les attentions : le stock. Nous reprendrons ici la définition de Laurec et Le Guen (1981) du stock idéal :

« Le terme de stock a été [...] défini comme la fraction exploitable d'une population. Dans le cas idéal, cette population est un ensemble isolé et homogène. Le stock constitue alors une entité, indépendante d'autres stocks de la même espèce et gérée individuellement. Les événements extérieurs, par exemple la pêche dans d'autres secteurs, n'ont pas d'effet sensible.

L'hypothèse d'homogénéité est nécessaire à l'application des modèles les plus simples. Elle comporte là encore un double aspect : brassage total et uniformité des caractéristiques biologiques (croissance, fécondité, mortalité, vulnérabilité...). L'isolement parfait et l'homogénéité intégrale définissent le stock-unité idéal : c'est la fraction exploitable d'une population isolée, brassée, aux caractéristiques uniformes. »

Ces auteurs notent toutefois que ces conditions sont rarement respectées et que cette définition doit être adaptée de manière pragmatique en fonction des informations dont on dispose, des possibilités techniques et des contraintes de la gestion.

L'équation la plus utilisée pour étudier ces stocks est sûrement la suivante (Gulland, 1969) :

$$\Delta C = q' \Delta f \frac{N}{A} \quad (1);$$

qui exprime le fait que, lors d'une opération de pêche, la capture (ΔC) est proportionnelle à l'abondance (N), compte tenu de l'effort appliqué (Δf), de la surface occupée par le stock (A) et d'un coefficient de proportionnalité (q'). C'est la mise en équation de quelques idées simples : plus l'abondance (N) ou la densité (N/A) augmente, meilleure sera la capture, et plus on pêche (augmentation de Δf), plus on capture.

Cette équation fait cependant une hypothèse d'homogénéité de la zone occupée par le stock (Laurec et Le Guen, 1981). Elle permet néanmoins d'introduire une variable clé dans le suivi des stocks, la capture par unité d'effort (CPUE – notée U) :

$$U = \frac{\Delta C}{\Delta f} = q' \frac{N}{A} = q N \quad (2);$$

qui est proportionnelle à l'abondance (N) à travers la capturabilité (q). Selon cette

équation, il suffit donc de suivre la CPUE pour connaître l'évolution de l'abondance.

On définit le coefficient instantané de mortalité par pêche F , comme étant la proportion de l'abondance qui disparaît par pêche :

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = F N.$$

De ces relations, on peut également déduire la relation qui lie le coefficient de mortalité par pêche (F) à l'effort exercé (f) :

$$F \Delta t = \frac{q'}{A} \Delta f = q \Delta f, \text{ avec } q = \frac{q'}{A} \quad (3) \text{ (Gulland, 1969).}$$

Si l'on suppose de plus que q' et A sont constant au cours du temps, on a sur une période de temps donné, classiquement un an, la relation :

$$F = q f \quad (4).$$

Nous reviendrons sur ces équations lorsque nous examinerons la notion d'effort (III.2.3.3).

III.2.3. Conditions d'utilisation des CPUE

Nous avons souhaité rappeler ces équations qui peuvent paraître simplistes, car elles permettent d'exposer clairement les conditions d'utilisation des CPUE. À priori, un suivi de l'évolution de l'abondance n'a d'intérêt que sur une période relativement longue (plusieurs années voire décennies). Le calcul des CPUE sur de si longues périodes peut entraîner l'introduction de biais, qui peuvent entacher la relation CPUE – abondance. Tout d'abord, cette définition est valable sur un domaine temporel et géographique donné. Les définitions de la capture et de l'effort de pêche doivent également être suffisamment précises pour définir et inclure les changements pouvant intervenir au cours des années. Enfin la capturabilité doit être constante sur la période considérée pour que la CPUE soit strictement proportionnelle à l'abondance.

III.2.3.1. Couverture temporelle et spatiale

L'équation (1) est en fait définie sur un laps de temps Δt , correspondant à une opération de pêche (Gulland, 1969), pendant laquelle on va pouvoir supposer que la constante de proportionnalité q' et A (surface occupée par le stock) sont constants. Le calcul des CPUE sur une période plus longue (classiquement, une saison de pêche), nécessite donc d'intégrer (au sens mathématique) cette équation. Pour maintenir la proportionnalité entre les CPUE et l'abondance, il faut notamment supposer que q' (III.2.3.6) et A sont constant au cours du temps. Cette deuxième condition signifie que la surface occupée par le stock est constante.

L'exemple du stock de la morue du Canada permet d'illustrer l'importance de la surface occupée par le stock (A). Ce stock a connu, au début des années 1990, un grave déclin, nécessitant la mise en place d'un moratoire sur la pêche en 1992. Malgré une chute importante de l'abondance, de 450 000 t encore en 1990 à moins de 25 000 t en 1993, la CPUE a considérablement augmenté (Rose et Kulka, 1999). En fait le stock s'est concentré d'autant plus que son abondance a diminué. Ce phénomène est qualifié d'hyper-agrégation et pour s'en prémunir, cela nécessite une surveillance accrue des caractéristiques spatiales du stock et de la pêcherie (Rose et Kulka, 1999).

L'importance de la surveillance de la surface est également soulignée par Winters et Wheeler (1985), qui montre que la capturabilité (q) est inversement proportionnelle à la surface (A) suivant la relation $q = q' A^{-b}$ et que pour les stocks de harengs qu'ils ont examinés, b est compris entre 0,86 et 1,39. Ces valeurs se situent autour de 1, comme prédit par l'équation (3).

III.2.3.2. Définition de la capture

Même la donnée de capture peut être l'objet de certains biais. Tout d'abord, il faut définir l'unité de mesure : soit en nombre d'individus, soit en poids. Des changements biologiques peuvent intervenir, rendant l'unité de capture (poids ou nombre) variable dans le temps. Par changement biologique, nous entendons changements dans les caractéristiques individuelles ou démographiques des poissons capturés (sexe-ratio, poids moyen, âge, stade de maturité, fécondité ...). Des changements dans l'exploitation peuvent également intervenir. Par exemple, de nombreuses pêcheries rejettent les poissons d'une valeur marchande moins importante. Cependant en cas de diminution de l'abondance, les pêcheurs peuvent être amenés à conserver ces poissons auparavant rejetés. Ils maintiennent ainsi leur capture (en poids et/ou en nombre), malgré la diminution du stock (FAO, 1976). Le poids moyen des poissons, la structuration en taille, en âge ou en sexe peuvent évoluer dans le temps ; soit parce que le stock lui-même évolue en raison de ressources trophiques, de recrutements ou de mortalités totales différents, qui vont modifier les proportions de chaque classe d'âge, soit à cause de modification de la pêcherie qui peut changer d'engin de pêche, de zone de pêche ou tout simplement parce que le pêcheur doit s'adapter à un marché demandant des poissons de tailles différentes. Il est donc important de suivre les caractéristiques du stock dans son ensemble ou au moins de la fraction pêchée. C'est pour cela que l'on peut être amené, en complément de suivi statistique des captures classique, à mettre en place un suivi, par échantillonnage le plus souvent, des caractéristiques biologiques des espèces pêchées.

III.2.3.3. Définition de l'effort

En France⁸, on distingue classiquement deux types d'effort différents : l'effort nominal et l'effort effectif. Nous prendrons ici les définitions de Gascuel (1995) qui précisent celles de Laurec et Le Guen (1981) :

- « L'effort de pêche nominal est un paramètre de gestion [de la pêche] qui mesure l'accumulation des moyens de capture mise en œuvre par les pêcheurs, pour exploiter un stock pendant une unité de temps. »
- « L'effort de pêche effectif est un paramètre d'évaluation qui mesure la pression réelle exercée par les pêcheurs sur un stock, pendant une unité de temps. »

Ces définitions ont le mérite de clairement montrer à quoi est destiné chacun des deux efforts, l'un à la gestion de la pêche, l'autre à l'évaluation de la pression anthropique exercée sur un stock.

L'**effort nominal** doit donc être facilement compréhensible par le gestionnaire et pouvoir faire l'objet d'une gestion. Cette « facilité » doit se traduire dans l'unité choisie pour exprimer l'effort nominal. Ainsi cet effort pourra s'exprimer en nombre de bateaux, de pêcheurs ou même de jours de pêche. Dans les deux premiers cas, la gestion pourra, par exemple, s'exercer via un système de licences, dans le dernier cas à travers la durée de la

⁸ Ces notions d'effort nominal et effectif sont moins répandues dans le monde anglophone

saison de pêche ou la mise en place de jours de relève.

L'**effort effectif**, se voulant le reflet de la pression réelle, nécessite l'emploi d'unités plus complexes. Revenons sur l'équation (4). Elle établit la relation entre l'effort de pêche et le coefficient de mortalité par pêche. La mortalité par pêche peut être jugée comme une bonne mesure de la pression réelle puisqu'elle permet de savoir à quel rythme la pêcherie prélève les poissons. Gascuel (1995) considère même que c'est la seule mesure rigoureuse de l'effort effectif, même s'il n'est pas souhaitable de confondre les deux notions. Le coefficient de mortalité par pêche est en effet difficile à évaluer dans beaucoup de cas. Nous définirons donc l'effort f des relations (1) et (4) de Gulland (1969) comme étant un effort effectif, puisque celui-ci est relié directement au coefficient de mortalité par pêche à travers la capturabilité. Selon Gascuel (1995), l'effort effectif doit prendre en compte tous les facteurs liés aux pêcheurs. En étant moins exigeant et plus pragmatique, nous entendons dans ce travail par effort effectif, un effort plus affiné que l'effort nominal, qui permet d'inclure suffisamment de facteurs liés aux pêcheurs pour assurer une proportionnalité avec la mortalité par pêche (Laurec et Le Guen, 1981 ; Ricker, 1980). En effet certains paramètres humains sont difficilement quantifiables et donc ne sont pas aisés à incorporer dans l'effort effectif ; il s'agit notamment de l'expérience du pêcheur, des technologies embarquées, des matériaux utilisés ... Tous ces facteurs qui n'entreront pas dans l'effort effectif, vont finalement se retrouver dans la capturabilité q . Il existe donc un équilibre à trouver entre ce qui relève de l'effort effectif et ce qui relève de la capturabilité, c'est deux variables formant, in fine, la mortalité par pêche.

Le calcul des efforts, qu'ils soient nominaux ou effectifs, nécessite la définition d'une unité standard. Cette standardisation de l'effort de pêche permet de prendre en compte les disparités qui peuvent exister au sein d'une même pêcherie. Prenons l'exemple de l'unité d'effort nominal la plus simple qui soit : le pêcheur (ou le navire). Il existe en fait autant de définitions de l'unité d'effort "pêcheur" que de pêcheurs, chacun étant unique, par son expérience, son assiduité, sa technicité ... Il est donc nécessaire de supposer l'existence d'un pêcheur "moyen" dit standard qui servira d'étalon. De même toute unité d'effort effectif, aussi précise qu'elle soit, nécessitera la définition de l'unité standard, à cause des variations possibles des caractéristiques des engins de pêche, des navires ...

III.2.3.4. Les notions d'espace, de temps et de système de pêche

La définition de l'effort est en étroite relation avec une échelle de temps, d'espace (III.2.3.3) et avec la définition de ce que nous appellerons le « système de pêche ». L'effort sera d'autant plus précis (et proche d'un effort effectif) que l'échelle de temps ou d'espace seront bien circonscrites ou qu'on entrera en détail dans le système de pêche.

Tout d'abord, examinons l'échelle de temps. Le niveau le plus grossier est l'année (voire une échelle encore moins précise dans certains cas exceptionnel), puis on trouvera le mois, la quinzaine, le jour, la sortie de pêche, voire l'opération de pêche. Lors du choix d'une unité d'effort, il faudra définir à quel pas de temps on se situe. Le choix de l'échelle temporelle nous guidera lors du calcul de l'effort. Par exemple, supposons que l'effort soit défini en terme de nombre de pêcheurs et prenons deux pêcheurs pratiquant la pêche de l'anguille aux nasses, l'un (A) entre mai et juillet en zone 10 et l'autre (B) toute l'année dans les zones 3 et 5. L'effort sera de 2 pêcheurs (sous-entendu 2 pêcheurs.an) si l'échelle est fixé au niveau de l'année. Cela revient à dénombrer le nombre de pêcheurs pratiquant au cours de l'année. Fixons désormais l'échelle de temps au niveau du mois. Le premier pêcheur (A) pratique pendant 3 mois et le second (B) pendant 12 mois. L'effort total sera alors de 15 pêcheurs.mois. Cet effort sera équivalent à celui pratiqué par 15

pêcheurs pendant un seul mois.

De la même manière, nous pouvons considérer différentes échelles d'espace. Prenons le cas la Gironde. Le niveau spatial le plus grossier est la Gironde elle-même. On distinguera ensuite le compartiment, le secteur, la zone de pêche, voire le lan⁹ de pêche. Reprenons notre exemple ci-dessus et fixons l'échelle de temps au niveau de l'année et l'échelle d'espace au niveau du bassin. On dénombre alors 2 pêcheurs (sous-entendu 2 pêcheurs.an.bassin). Si nous fixons l'échelle d'espace au niveau de la zone, le pêcheur B comptera à la fois sur la zone 3 et 5. On devra donc comptabiliser 3 pêcheurs.an.zone. On suppose ainsi que le pêcheur B a un effort équivalent à un pêcheur pratiquant sur la zone 3 et à un pêcheur pratiquant sur la zone 5.

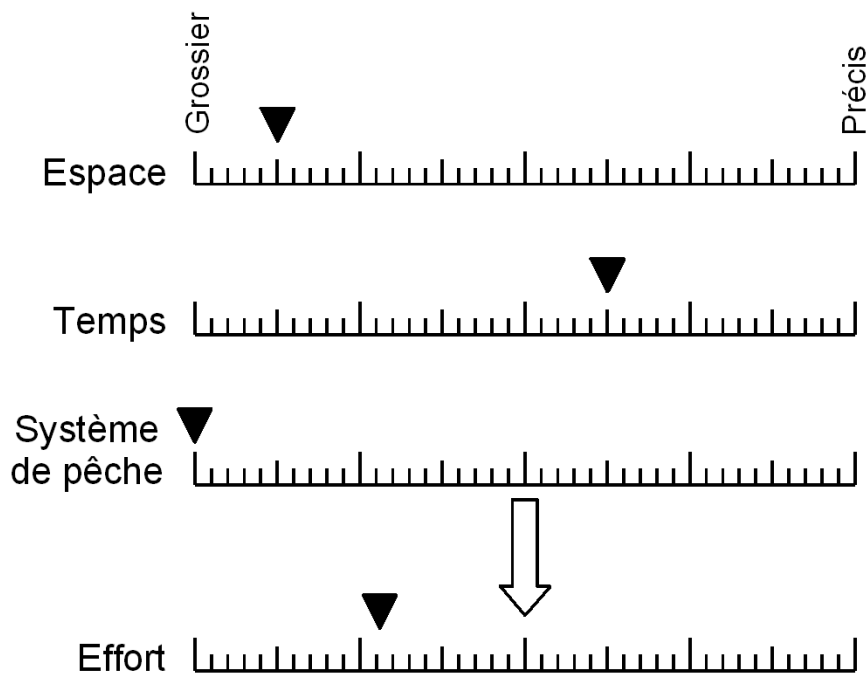


Figure 21 : précision de l'effort en fonction du niveau de détails de ces 3 composantes : espace, temps et système de pêche.

Enfin le système de pêche, qui est l'ensemble des moyens humains et matériels permettant la pratique de la pêche, le « système de pêche » peut lui aussi être décomposé. Nous rejoignons ainsi la définition de l'effort de pêche tel que donné par Poinard et Le Guen (1975). Ces auteurs donnent d'ailleurs de nombreux exemples de caractéristiques entrant dans cette composante. Dans les exemples ci-dessus, le niveau choisi était le pêcheur. Mais on aurait très bien pu considérer le nombre de bateaux ou encore entrer dans le détail du système de pêche et comptabiliser le nombre de nasses, les longueurs de filets (pêche de l'aloise ou de la lamproie), ou même la surface filtrante (pêche de la civelle), ou tout autre caractéristique pertinente du système de pêche. Dans l'exemple ci-dessus, le pêcheur A exerce avec 60 nasses et le pêcheur B avec 100 nasses (15 en zone 3 et 85 en zone 5). L'effort pourra donc être calculé ainsi : le pêcheur A exerce un effort de 180 nasses.mois(.bassin) et le pêcheur B de 1200

9 On appelle lan de pêche, la zone où un pêcheur pratique lors d'une sortie de pêche. Par exemple, lors de la pêche à l'aloise ou à la lamproie au filet, cela correspond à l'aire où un pêcheur "laisse courir" le filet.

nasses.mois(.bassin) ou encore le pêcheur A un effort de 180 nasses.mois(.zone) en zone 10 et le pêcheur B 180 nasses.mois(.zone) en zone 3 et 1020 nasses.mois(.zone) en zone 5.

Souvent une (ou plusieurs) de ces composantes n'est pas explicitement exprimée. Généralement, c'est la composante spatiale qui est négligée. À noter qu'à ces différentes composantes de l'effort, se superposent les échelles auxquelles les observations s'effectuent. Par exemple, dans le cas du système Cemagref, les données sont enregistrées par zone et par mois pour le métier anguille nasse. On ne pourra donc pas calculer un effort plus précis que la zone ou le mois.

À travers nos différents exemples, on s'aperçoit que les niveaux d'échelle choisis déterminent le niveau de précision de l'effort. Ainsi aux niveaux de détails les plus grossiers, i.e. l'année, le bassin et le pêcheur, le pêcheur A est strictement identique au pêcheur B et chacun d'eux compte pour 1 pêcheur(.année.bassin). Par contre si l'on affine notre effort dans sa composante système de pêche et temporelle, le pêcheur A a un effort (180 nasses.mois.bassin) qui n'est égale qu'à 15% de celui du pêcheur B (1200 nasses.mois.bassin). Les 3 composantes peuvent être représentées sous la forme d'une échelle (Figure 21). Plus le curseur sera déplacé vers la droite plus on gagnera en précision pour cette composante. L'agrégation des précisions des 3 composantes nous donne la précision de l'effort. L'effort peut être très précis dans une de ces composante, mais très grossier dans ses autres composantes. Par exemple, un effort défini en compartiment.jour.pêcheur sera très précis sur l'échelle temps mais relativement grossier sur les échelles espace et système de pêche. Il en résultera un effort ayant une précision intermédiaire (Figure 21).

III.2.3.5. Retour sur les notions d'effort nominal et d'effort effectif

Les notions d'effort nominal et effectif sont en fait relativement subjectives. Selon Laurec et Le Guen (1981), « l'effort effectif est un concept intermédiaire entre effort nominal et mortalité par pêche, aussi proche que possible de ce dernier. ». Ils précisent encore que l'effort effectif nécessite des données fines. L'effort nominal est donc un effort relativement grossier (plutôt à gauche sur notre échelle ; Figure 21), alors que l'effort effectif sera défini de façon plus précise (plutôt à droite sur notre échelle ; Figure 21).

Classiquement, comme cela a déjà été signalé, l'effort nominal est exprimé en nombre de pêcheurs (ou bateaux) pratiquant au cours d'une année et sur un bassin, tous les curseurs sont alors placés à gauche de l'échelle du côté "grossier". Les efforts effectifs qui sont couramment utilisés dans les rapports EDF (Girardin *et al.*, 2006) sont les nasses.mois pour les métiers utilisant des nasses ou des matériels de pêche.jours de pêches pour les métiers filet, tamis, pibalour, drossage ou haveneau. La composante spatiale n'est pas ici exprimée explicitement et nous considérerons dans un premier temps qu'il s'agit du bassin (Gironde). Dans ces exemples, l'effort nominal a été affiné dans ces composantes temps et systèmes de pêche pour devenir un effort effectif.

III.2.3.6. La capturabilité

Si la capture et l'effort effectif sont correctement définis et mesurés, il "suffit" de supposer la capturabilité constante pour avoir une relation de proportionnalité entre CPUE et abondance – équation (2). Il est donc nécessaire de s'attarder sur cette affirmation afin de cerner les conditions d'application des CPUE.

La capturabilité peut être vue comme la probabilité qu'un poisson soit capturé par unité

d'effort effectif (Laurec et Le Guen, 1981). Cette vision probabiliste permet d'assouplir l'hypothèse d'homogénéité du stock nécessaire à l'application de l'équation (1), pour la remplacer par une hypothèse de rencontre aléatoire d'un poisson et d'une unité d'effort.

La capturabilité peut être décomposée de la manière suivante (Gascuel, 1995) :

- la disponibilité : correspondant à la composante biologique de la capturabilité, dans le sens où elle dépend du poisson. La disponibilité rassemble deux notions qui ne peuvent être que très rarement distinguées :
 - l'accessibilité : correspondant à la proportion de poisson présent dans la zone de pêche ;
 - la vulnérabilité : correspondant aux interactions poisson – engin de pêche et réunissant tous les problèmes comportementaux qui font qu'un poisson même présent sur une zone de pêche, sera ou ne sera pas pêché par un engin de pêche ;
- la puissance de pêche globale : correspondant à la partie humaine de la capturabilité et qui fait qu'une même unité d'effort peut engendrer des captures différentes. Tous les facteurs qui n'ont pu être intégrés dans l'effort effectif (III.2.3.3 et III.2.3.4) se retrouvent dans cette notion.

La puissance de pêche globale peut à son tour être décomposée de différentes manières. On retiendra que des facteurs technologiques (caractéristiques des navires, équipement des navires, caractéristiques des engins de pêche...) et des facteurs humains (mise en œuvre des moyens technologiques à la disposition du pêcheur, expérience du pêcheur ...) peuvent la modifier.

D'autres auteurs (par exemple, Laurec et Le Guen, 1981) ont donné d'autres décompositions de la capturabilité. Nous avons choisi celle de Gascuel (1995) pour sa simplicité. Quelque soit la décomposition choisie, il est de toute façon très difficile de mesurer chacune des composantes. Les différentes décompositions montrent néanmoins la multiplicité des sources susceptibles de modifier la capturabilité et dont il faudra au minimum s'assurer qu'il ne perturbe pas trop la relation CPUE – abondance.

Nous avons déjà vu plus haut que la capturabilité pouvait être reliée à la surface (III.2.3.1). Il a aussi été montré, qu'elle pouvait varier avec l'abondance (notamment chez les espèces formant des bancs) ou sous l'influence de variables environnementales (Arreguin-Sanchez, 1996).

III.2.3.7. Particularités des pêches fluvio-estuariennes

Jusqu'à présent et hormis les quelques exemples donnés, nous sommes restés dans le cadre général de l'halieutique moderne et tout ce qui a été dit s'applique à priori à n'importe quel stock. Les pêches fluvio-estuariennes, de par leurs particularités, peuvent cependant nécessiter des réflexions supplémentaires.

En première approche, les stocks de crevettes blanches et d'anguilles jaunes se comportent comme un stock relativement classique. En revanche, la grande alose, la lamproie marine et la civelle, étant en migration lors de leur capture, font dévier sensiblement des hypothèses de travail classique de l'halieutique. En effet, la pêche de ces espèces (ou stade pour la civelle) cible des stocks en remaniement constant : de nouveaux individus arrivent et partent chaque jour des zones de pêches et à plus ou moins long terme (quelques jours à quelques semaines) le stock s'est totalement renouvelé. De plus, ces pêches s'effectuant sur un flux, elles peuvent être particulièrement efficaces et capturer une part importante du flux (Briand *et al.*, 2003 ; Chanseau *et al.*,

2005 ; Gascuel *et al.*, 1995) pouvant amener à considérer les captures totales comme étant plus représentatives de l'abondance que la CPUE (Briand *et al.*, 2003 ; Gascuel *et al.*, 1995). Enfin les migrations étant fortement influencées par les conditions environnementales, la capturabilité pourra elle aussi être fortement modifiée par ces conditions.

Ces quelques particularités étant soulignées et décrites, nous devons voir à présent quelles sont leurs implications dans le suivi de l'abondance ? Revenons à l'équation (2).

Cette équation est établie sur un temps relativement faible, de l'ordre de l'opération de pêche. On pourra considérer que, à cette échelle de temps, les stocks de migrateurs sont relativement stables et ressemblent donc à n'importe quel stock. Par conséquent, cette équation reliant la CPUE à l'abondance est valide. En revanche, dès que l'on "généralisera" cette relation dans le temps, i.e. dès qu'on l'intégrera, les difficultés commenceront à se présenter. C'est-à-dire qu'au lieu d'utiliser directement l'équation (2), on utilisera sa « généralisation » à une période de temps plus importante (l'année) :

$$\frac{C}{f} = qN \quad (5).$$

En plus des problèmes classiques déjà mentionnés (capturabilité non constante notamment), on ne pourra sérieusement supposer que l'abondance du stock est constante. De plus la notion de surface occupée par le stock (A) est peu pertinente dans le cas des migrateurs, on pourra lui préférer la notion d'espace observé.

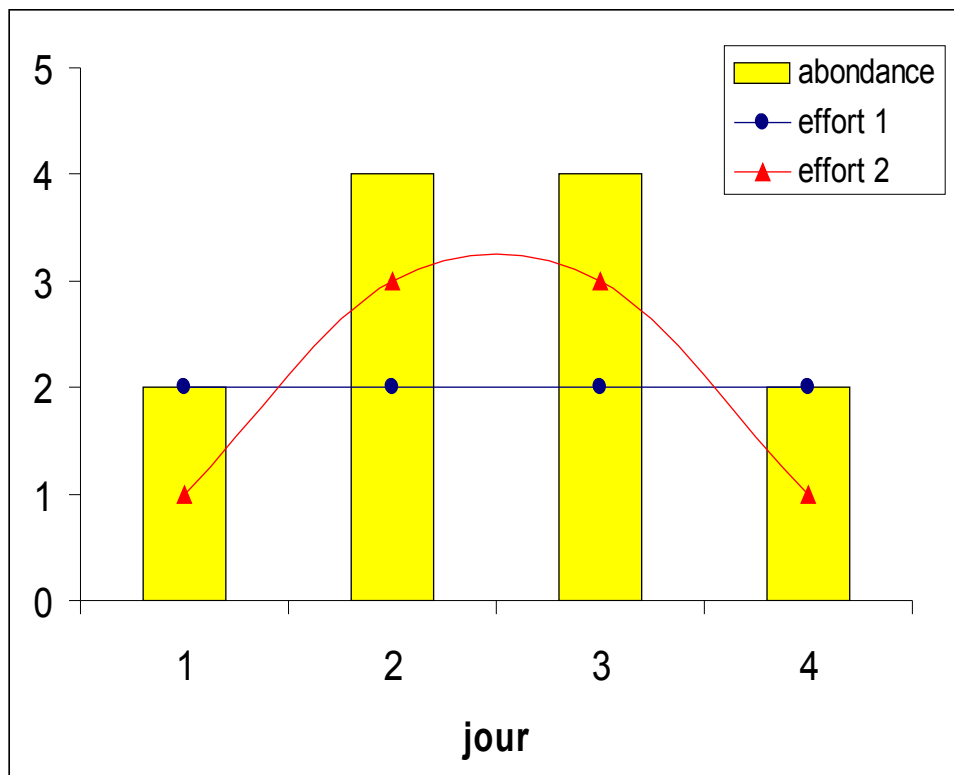


Figure 22 : exemple fictif de calcul de CPUE. Les unités sont arbitraires. Voir texte pour les explications.

Les particularités des pêcheries de poissons migrateurs ont été très peu étudiées du

point de vue théorique, bien que les théories classiques leur soient largement appliquées. On pourra citer Ricker (1940) qui y consacre un très court paragraphe. Il considère que deux conditions doivent être réunies : l'usage d'un nombre constant d'engin au cours d'une saison (i.e. un effort constant) et un patron de migration constant d'une année sur l'autre. La Figure 22 illustre de manière très simple (voire simpliste) cette notion. Dans cet exemple, l'abondance et la capturabilité ($q=1$ ici) restent stables au cours de deux années successives. En revanche, l'effort diffère pour ces deux années (effort 1 et effort 2 respectivement). Si l'on applique l'équation (5) à cet exemple, on obtient une capture totale de 24 pour l'année 1 et de 28 pour l'année 2 alors que l'effort total est exactement le même (8), soit une CPUE de 3 et 3,5, alors que l'abondance est constante.

Il faudra tenir compte de ces remarques lors de la mise en place des différents indicateurs halieutiques et notamment lors du calcul des CPUE.

III.2.4. Ce qu'il faut retenir

On retiendra de ce chapitre que :

- les statistiques de captures peuvent avoir deux objectifs différents. Dans cette thèse, nous considérons que l'objectif fondamental qui leur est assigné, est l'objectif biologique, c'est-à-dire de recueillir des informations nécessaires à la gestion du stock.
- la définition de l'effort est en étroite relation avec une échelle de temps, d'espace et avec la définition de ce que nous appellerons le « système de pêche ». L'effort sera d'autant plus précis (et proche d'un effort effectif) que l'échelle de temps ou d'espace seront précises ou que l'on décortiquera le fonctionnement et la structure du système de pêche.
- le rapport de la capture sur l'effort (la CPUE) peut dans certaines conditions être proportionnel à l'abondance de la population observée. Notamment il faut, pour que cette relation soit valide, qu'un domaine temporel et géographique soit défini et que la capturabilité y soit constante. Cependant un certain nombre de facteurs technologiques, humains ou environnementaux peuvent faire varier cette capturabilité et donc biaiser la relation CPUE – abondance.
- les pêches fluvio-estuariennes possèdent des particularités qu'il est important de prendre en compte lors du calcul des indicateurs halieutiques, par exemple : espèce en migration, avec un patron de migration marqué et pêche pouvant être particulièrement efficace.

III.3. Le calcul des indicateurs halieutiques

Nous allons aborder dans cette section les méthodes qui seront employées sur les espèces étudiées avec les données de Girpech, afin d'estimer les différents indicateurs halieutiques. Les résultats obtenus sont présentés au chapitre suivant (IV).

Il ne s'agit pas ici de faire un catalogue des méthodes statistiques qui peuvent être utilisées, mais plutôt d'en montrer la diversité et de voir de quelle manière elles permettent de prendre en considération les conditions d'utilisation des CPUE (II.2.1). Le calcul de 4 indicateurs (effort nominal, effectif, capture et CPUE) est proposé, avec des méthodes variées, plus ou moins complexe, afin de montrer, in fine, les apports respectifs de chacune d'entre elles.

Dans l'ensemble de ce document, sauf mention spéciale, les captures, efforts et CPUE seront calculés par métier.

L'ensemble des traitements statistiques de ce document a été effectué sur le logiciel libre R dans sa version 2.4.1 (R Development Core Team, 2006).

III.3.1. Dénombrement des pêcheurs

La première étape consiste à estimer le nombre total de pêcheurs exerçant sur un milieu. Le descripteur « effectif total de pêcheurs » permet de rendre compte de l'importance des pêches fluvio-estuariennes et est plutôt d'un intérêt socio-économique. Il représente également le nombre de pêcheurs maximal pouvant exploiter une espèce donnée (III.3.2).

III.3.1.1. Le système des licences de pêche en Gironde

Dans ce travail, nous ne considérerons que les pêcheurs professionnels. Il est difficile de donner une définition précise du pêcheur professionnel, qui ait des limites claires et qui reste valable au cours du temps. Nous pouvons toutefois donner une définition théorique qui est basée sur celle de Castelnaud et Babin (1992). Un pêcheur sera considéré comme professionnel avant tout s'il est déclaré administrativement comme tel (statut, cotisations sociales, licences de type professionnelles ...), et s'il commercialise son poisson. Logiquement, les marin-pêcheurs, les viagers et les professionnels fluviaux sont des pêcheurs professionnels. Si une des deux conditions énoncées ci-dessus n'est pas remplie, le pêcheur sera non-professionnel. Dans ce travail, nous qualifierons de pêcheur professionnel le pêcheur qui détient certains types de licences de pêche. Les types de licences sont, dans la plupart des cas, destinés soit à des professionnels, soit à des amateurs. A ce titre, l'attribution des licences dépend, la plupart du temps, du respect de conditions de leur attribution qui reposent, en général, sur la proportion de temps que représente l'activité pêche et/ou sur l'assujettissement aux obligations administratives d'ordre fiscal, social ... Ces licences peuvent également ouvrir le droit à l'utilisation d'engins professionnels ou amateurs de par leurs caractéristiques et le nombre autorisé.

L'évaluation de ce premier descripteur (nombre de pêcheurs), aussi basique soit-il, pose déjà de grandes difficultés. Les pêcheurs, selon leur statut et leur zone administrative de rattachement, dépendent de services gestionnaires différents, qui sont pour la Gironde :

- les affaires maritimes, services déconcentrés du ministère de l'équipement, des transports et du logement, de Bordeaux et de Marennes-Oléron et pour quelques-uns d'Arcachon ou de Cap Breton, pour les marins-pêcheurs de l'Estuaire et de la Zone Mixte,
- la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) de la Gironde, service déconcentré du ministère de l'agriculture et de la pêche, pour les pêcheurs de la Zone Mixte de Garonne,
- et le Service Maritime et de Navigation (SMN) de la Gironde, service déconcentré du ministère de l'équipement, des transports et du logement, pour les pêcheurs de la Zone Mixte de Dordogne.

Il faut donc s'adresser à l'ensemble de ces services gestionnaires pour recenser les

pêcheurs, mais cela peut donner des résultats imprécis voire incomplets (autorisation pibalour ou nombre de timbres civelles inaccessibles par exemple). Il est donc nécessaire de consulter d'autres organisations, comme les organisations de pêcheurs professionnels, à savoir les Comités Locaux des Pêches Maritimes et des Élevages Marins (CLPMEM) et l'Association Agréée Départementale des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde (AADPPEDG) ou les syndicats des gens de mer et les syndicats professionnels. Dans tous les cas, ces administrations et organisations fournissent, au mieux, des listings de pêcheurs détenant une licence donnée.

Les marins-pêcheurs ne sont enregistrés que dans un seul quartier maritime. Ils doivent pour pêcher en estuaire détenir une licence CIPE (Commission des Poissons Migrateurs et des Estuaires) assortie d'un timbre bassin. Ce système de licence a été mis en place en 1979 et ne concernait au départ que la pêche de la civelle (Guernalec, 2000). Le système s'est progressivement étendu et encadre depuis 1987 la pêche en estuaire (Ben Abdallah, 1991). Depuis 1993¹⁰, le système s'intéresse aussi à la pêche dans les estuaires entre la limite transversale de la mer et la limite de salure des eaux et la pêche des poissons migrateurs par les marins-pêcheurs "dans les eaux intérieures et dans les eaux territoriales auxquelles n'ont pas accès les pêcheurs étrangers". Le décompte des licences CIPE devrait donc permettre de connaître exactement le nombre de marins-pêcheurs exerçant dans l'Estuaire. Malheureusement, certains pêcheurs pratiquent illégalement en estuaire sans détenir cette licence, rendant le décompte des marins-pêcheurs approximatif. Certains pêcheurs pratiquent également sans rôle de pêche et pêchent à la place d'un autre. Grâce aux renseignements obtenus à travers le réseau de pêcheurs coopératifs, ces pêcheurs « fraudeurs » peuvent parfois être comptabilisés.

Pour **les professionnels fluviaux**, le décompte des licences n'est pas suffisant pour évaluer leur nombre. En effet, sur la Gironde, un pêcheur peut détenir plusieurs licences dite "grande pêche" : deux licences possibles sur la Garonne (DDA¹¹ - aval et amont de Bordeaux) et une licence sur la Dordogne (SMN). Les marins-pêcheurs peuvent également obtenir des licences sur ces zones, avec en plus une distinction amont/aval de Libourne pour la Dordogne (SMN). Cependant jusqu'au milieu des années 1980¹², les marins pêcheurs pouvaient bénéficier d'une licence gratuite (notée "MP gratuite" dans la suite du texte) pour pêcher en aval du premier obstacle à la navigation (Bordeaux et Libourne respectivement). Les marins souhaitant pêcher en amont de ces limites (limites actuelle des Affaires Maritimes), devaient à cette époque posséder une licence grande pêche. On peut légitimement penser que les marins demandant une licence grande pêche pour pêcher en amont de la Zone Mixte, ont également demandé une licence gratuite pour pêcher en aval. Ces marins peuvent donc être comptés en double à la fois dans les licences grande pêche et les licences MP gratuites. On peut également distinguer les viagers qui sont des inscrits maritimes qui, suite au décret du 28 décembre 1926, ont fait une demande afin de conserver le droit de pratiquer la pêche sans licence ni fermage. Ce droit particulier s'éteignant avec son détenteur, leur nombre a diminué progressivement (1158 en 1928 à 0 en 1996). Dans les chiffres auxquels nous avons eu accès, les viagers

10 Arrêté du 15 septembre 1993 instituant un régime commun de licences pour la pêche dans les estuaires et la pêche des poissons migrateurs, Journal Officiel de la République Française du 03 octobre 1993, p 13770-13771

11 Actuellement DDAF

12 Il nous a été impossible de dater avec précision cet événement. De manière certaine, nous savons seulement que les licences gratuites étaient en vigueur en 1982 et qu'elles ne l'étaient plus en 1989. La disparition de ces licences MP gratuite est très certainement liée aux changements entraînés par l'adoption de la loi pêche de 1984 et de ses décrets d'applications.

étaient souvent inclus dans les licences MP gratuite. Pour cette raison, nous les regrouperons avec les marins-pêcheurs. Pour arriver à obtenir notre premier indicateur (nombre de pêcheurs professionnels fluviaux et maritimes), il est donc nécessaire d'effectuer de nombreux recoupements entre ces différents listings de pêcheurs exerçant sur chaque zone et sur l'ensemble de la Gironde.

III.3.1.2. Estimation du nombre de pêcheurs professionnels

Dans ce travail, nous évaluerons, pour la période 1946-2006, les effectifs de pêcheurs professionnels (marins-pêcheurs, viagers et professionnels fluviaux) ainsi que le nombre de pêcheurs possédant des licences CIPE, DDA et SMN permettant d'accéder à une information spatialisée (Estuaire, Zone Mixte de Garonne et Zone Mixte de Dordogne respectivement). Autant que possible, nous éviterons les doubles comptes liés à la possession de licence amont et aval de Zone Mixte, comme décrit précédemment.

Les 26 rapports annuels EDF (Annexe B), couvrant la période 1978-2004, rassemblent les informations en provenance des administrations et selon les années, ils permettent d'avoir des renseignements plus précis (statut des pêcheurs, répartition géographique fine ...), issus du listing nominatif des pêcheurs dans les différentes administrations (et non plus d'un nombre total de licences). Des listings de pêcheurs ont été enregistrés dans la base Girpech pour 1982 et de 1984 à 2004, nous renseignant ainsi sur les licences détenues (CIPE, DDA, SMN) et sur les statuts des pêcheurs (Marins-pêcheurs, Professionnels fluviaux, Viagers...). De ce fait, les informations données dans ces rapports ont évolués, périodiquement des récapitulatifs ont été produits, avec parfois des corrections des chiffres antérieurs. Il existe également différentes études ponctuelles dont les résultats ont été partiellement intégrés dans les rapports EDF (Castelnaud, 1978 ; Castelnaud et Babin, 1992 ; Castelnaud *et al.*, 1985b ; Rochard, 1992). Nous avons effectué la synthèse de ces chiffres qui parfois présentent des écarts relativement importants et retenus les chiffres qui paraissent les plus probables.

Plusieurs documents nous ont permis d'effectuer un recensement des différentes licences délivrées avant 1978. Le plus complet est Castelnaud *et al.* (1985b). Pour la Dordogne, il nous a permis de connaître le nombre de licences MP gratuite et viager du SMN entre 1930 et 1983, ainsi que le nombre de licences grande pêche du SMN en 1947, 1953, 1962, 1968 et de 1974 à 1983. Pour la Garonne, ce document recense également le nombre de licences MP gratuites, viagers et grande pêche de la DDA pour l'année 1957 et de 1974 à 1983. Nous avons complété ces informations avec celles trouvées dans Castelnaud (1978), i.e. les 3 types de licences SMN pour 1972 et 1973, et avec celles contenues dans Popelin (1971), i.e. les licences MP gratuites et grande pêche du SMN pour 1970, et les licences MP gratuites et viagers de la DDA pour 1970 et grande pêche de 1969 à 1971. Afin d'avoir une série continue de détenteurs de licences SMN et DDA de 1946 à 1983, nous avons été obligés d'interpoler les données manquantes et de corriger les données existantes afin de tenir compte des doubles comptes. Pour les licences grande pêche SMN et DDA, nous avons effectué une interpolation linéaire. Pour les licences MP gratuite + viager de la DDA, nous avons pris un pourcentage constant des détenteurs de licences MP gratuite + viager du SMN, celui-ci étant calculé sur la période 1974-1987. La correspondance entre le nombre de licences et le nombre de pêcheurs a été établie grâce aux données de la base Girpech pour l'année 1982. Il s'avère en fait que les pêcheurs prenant à cette époque des licences amont et aval de Zone Mixte (source d'éventuel double compte) restent très minoritaires.

En effet, la base Girpech pour l'année 1982, nous montre que seulement 3% des professionnels fluviaux ont pris une licence à la fois dans la Zone Mixte de Garonne (DDA) et de Dordogne (SMN). C'est à partir de ce pourcentage (qui semble relativement constant jusqu'en 1988) que nous avons estimé le nombre de professionnels fluviaux à partir du nombre de pêcheurs détenant des licences grandes pêches SMN et DDA pour la période 1946-1983. De même nous avons estimé le nombre de marins-pêcheurs et de viagers ayant une licence (DDA et/ou SMN) à partir des données de l'année 1982. La proportion de Marins-pêcheurs ou de viagers prenant les licences DDA et SMN est relativement faible (11%) et ce taux est relativement stable jusqu'en 2004. Les données de Girpech nous ont permis d'établir une relation linéaire entre ce nombre de marins-pêcheurs et de viagers qui ont pris une licence (DDA ou SMN) et le nombre total de marins-pêcheurs et de viagers pour les années 1982 et 1984-2004 ($R^2=0,88$). Nous pouvons ainsi estimer le nombre de marins-pêcheurs et de viagers sur la période 1946-2004.

Pour les années 2005 et 2006, nous sommes repartis des listings de pêcheurs de la DDAF, du SMN et des comités locaux de Bordeaux et de Marennes pour évaluer le nombre de pêcheurs de chaque catégorie. Les chiffres 2005 et 2006, effectifs de pêcheurs, efforts nominaux ou captures, sont encore en cours de collecte et de validation ; ils doivent donc être considérés comme provisoires.

III.3.2. Calcul de l'effort nominal

III.3.2.1. Les descripteurs d'effort nominal

L'effort nominal (III.2.3.3) est le premier descripteur de pêcherie que l'on peut obtenir. L'effort nominal est évalué par saison et pourra être calculé à deux niveaux :

- pour une espèce donnée ; il faut évaluer le nombre de pêcheur par saison pratiquant la pêche de l'espèce considérée quel que soit le métier employé. En rapportant cette mesure au nombre total de pêcheur, on pourra évaluer le poids de l'espèce considérée dans la pêcherie. A ce stade, ce descripteur est plutôt d'un intérêt socio-économique, mais il peut constituer une première mesure de la pression qu'exerce la pêche sur une espèce.
- pour un métier donné ; il faut évaluer le nombre de pêcheur pratiquant ce métier au cours d'une saison. Le rapport entre cet indicateur et les précédents rendra compte de l'importance relative de ce métier dans la pêche d'une espèce ou pour la pêcherie dans son ensemble. Il permet également d'extrapoler les captures moyennes d'un échantillon à la pêcherie (III.3.3).

Ces indicateurs peuvent être déclinés à l'échelle du bassin ou à une échelle plus fine, comme le secteur de pêche par exemple.

III.3.2.2. L'unité d'effort nominal

À la suite des réflexions précédentes, il nous faut en premier lieu définir l'unité d'effort nominal.

Dans ce travail, l'effort nominal sera estimé en nombre de pêcheurs et l'unité sera le pêcheur qui, dans le cadre des pêches fluvio-estuariennes, peut cumuler plusieurs licences de pêche (III.3.1) et, généralement, pratique seul à bord du bateau.

L'unité d'effort nominal est actuellement définie par le Cemagref pour la Gironde comme étant "le pêcheur professionnel pratiquant un métier donné au cours d'une saison de

manière assidue" (Girardin *et al.*, 2006). Ceci a conduit à affecter un niveau d'assiduité aux pêcheurs. Compte tenu de la difficulté d'obtenir un nombre total de pêcheurs, d'identifier parmi ces pêcheurs ceux qui pratiquent un métier donné, il nous paraît hasardeux d'avoir à estimer en plus l'assiduité de chacun des pêcheurs. Nous avons choisi dans ce travail de considérer l'effort nominal comme étant le nombre de pêcheurs pratiquant un métier au cours d'une saison sans notion d'assiduité. Ceci permettra, à notre avis, d'estimer plus facilement les efforts nominaux. Ce faisant, nous devons cependant réévaluer l'hypothèse implicite, faite précédemment, que les pêcheurs coopératifs sont tous assidus et par conséquent que les efforts effectifs moyens et les captures moyennes étaient biaisés (surestimés). Compte tenu des données disponibles (voir ci-dessous), de la géographie et de l'écologie des différentes espèces, les efforts nominaux seront estimés pour les 4 secteurs (Saintonge, Médoc, Garonne et Dordogne).

Ainsi, conformément à nos préconisations (III.2.3.4), l'unité d'effort nominal est donc définie dans ces trois composantes : temporelle (la saison), spatiale (le secteur) et système de pêche (le pêcheur et son engin). Pour le métier grande alose filet, l'unité sera par exemple le pêcheur professionnel pratiquant pendant une saison sur un secteur donné (Saintonge, Médoc, Garonne ou Dordogne) la pêche de la grande alose à l'aide d'un filet tramail. Cependant, par simplification, nous ne mentionnerons que le pêcheur dans l'unité d'effort nominal dans la suite du texte.

III.3.2.3. Calcul de l'effort nominal

Depuis 1996, des informations sont recueillies et stockées dans la base de données Girpech, permettant d'obtenir, pour chaque pêcheur, les métiers pratiqués et les zones sur lesquelles il les pratique ainsi que leur niveau d'assiduité. Avant cette date, seules des informations agrégées par zone ou regroupement de zones sont disponibles. Les principales sources d'informations sont les rapports EDF (voir annexe B). Les données qui y sont présentes sont issues des informations recueillies auprès du réseau de pêcheurs coopératifs, ou sont parfois de simples hypothèses, et consistent en un nombre de pêcheurs par métier, par regroupement de zones et par assiduité. À noter que les regroupements de zones peuvent être différents d'une année sur l'autre et peuvent ne pas correspondre à nos secteurs. Des informations précises existent également grâce à l'enquête socioprofessionnelle pour les années 1982-1983 (voir ci-dessous ; Castelnaud *et al.*, 1985a). Rochard (1992) a estimé des efforts nominaux de 1983 à 1988 pour les métiers capturant les espèces ou stades grande alose, lamproie marine et civelle. Des informations sur la pêche de la civelle au début des années 1980 sont également disponibles dans Cantrelle (1981). Avant la fin des années 1970, il n'existe à notre connaissance aucune donnée utilisable pour l'estimation des efforts nominaux.

Comme pour le dénombrement des pêcheurs (III.3.1), c'est à partir de la synthèse de ces différentes sources que nous estimerons les efforts nominaux.

Les données de l'enquête socioprofessionnelle (Castelnaud *et al.*, 1985a) ont été utilisées comme données de référence dans les rapports EDF de l'année statistique 1983 (Albige et Rochard, 1985) à 1988 (Sertier *et al.*, 1990) ainsi que dans Rochard (1992) qui a travaillé sur ces années statistiques. Les données recueillies ont été extrapolées à la population entière de pêcheurs, le plus souvent en utilisant une stratification par lieu de résidence.

Nous sommes donc repartis de ces données de base de l'enquête socioprofessionnelle (Castelnaud *et al.*, 1985a) et avons réexaminé les informations concernant 174 pêcheurs,

recueillies au cours des années 1982 et 1983 (Castelnaud, CEMAGREF, com. pers.). Parmi ces 174 pêcheurs, 100 étaient Marins-pêcheurs ou viagers sur les 194 de la population totale (moyenne 1982-1983 ; soit 52%) et 74 étaient professionnels fluviaux sur les 166 de la population totale (moyenne 1982-1983 ; soit 45%). Pour chacun de ces pêcheurs, nous disposons de leur lieu de résidence, des licences détenues, des métiers pratiqués ainsi que des zones de pêche. Nous avons décidé d'utiliser une stratification par statut, licence et secteur pour extrapoler les résultats obtenus à la population entière. Les données des rapports antérieurs à l'enquête reposant sur des estimations moins précises et les données des rapports des quelques années suivantes (au moins jusqu'en 1988) se basant largement sur les résultats de l'enquête, nous avons décidé d'utiliser les résultats que nous tirerons de cette enquête, comme expliqué ci-dessus, pour estimer les efforts nominaux depuis 1946 jusqu'en 1986.

III.3.3. Estimation des captures et des efforts

III.3.3.1. La méthode "classique" – théorie

La théorie classique de l'échantillonnage avec stratification est appliquée (théorème 2.2 et 5.4 ; Cochran, 1963). Le niveau de stratification retenu est le secteur de pêche. Nous calculerons donc une capture (C) moyenne annuelle par pêcheur (p) et pour chaque

secteur de pêche (s) : $\bar{C}_s = \frac{\sum_{p=1}^{n_s} C_{p,s}}{n_s}$, assortie de l'estimation non biaisé de sa variance

avec correction de population finie (second terme de droite) :

$$\hat{V}(\bar{C}_s) = \frac{\sum_{p=1}^{n_s} (C_{p,s} - \bar{C}_s)^2}{(n_s - 1)n_s} \frac{N_s - n_s}{N_s}, \text{ où } n_s \text{ représente le nombre de pêcheur du}$$

secteur s dans notre échantillon et N_s , le nombre de pêcheur dans la population du secteur s, i.e. l'effort nominal du secteur.

En multipliant par les efforts nominaux de chaque secteur de pêche (N_s), on obtient les captures totales de la pêcherie pour chaque secteur : $\hat{C}_s = \bar{C}_s N_s$ et sa variance $\hat{V}(\hat{C}_s) = N_s^2 \hat{V}(\bar{C}_s)$.

En additionnant les valeurs de chaque secteur, on obtient les captures totales annuelles (C) pour l'ensemble du bassin : $\hat{C} = \sum_s \hat{C}_s$ de variance : $\hat{V}(\hat{C}) = \sum_s \hat{V}(\hat{C}_s)$.

De plus, si l'on admet que les captures par pêcheur et par secteur suivent une loi normale, on peut calculer des intervalles de confiance pour chaque descripteur (D) tel que : $\hat{D} - t(\alpha/2, df) \sqrt{\hat{V}(\hat{D})} < \hat{D} < \hat{D} + t(\alpha/2, df) \sqrt{\hat{V}(\hat{D})}$, avec α le niveau de confiance (classiquement 5%). df représente le nombre de degré de liberté ; il est égal à $n_s - 1$ pour les captures par secteur et à n_e , nombre de degré de liberté effectif,

pour les calculs des capture totale du bassin avec :
$$n_e = \frac{\left(\sum_s \hat{V}(\hat{C}_s) \right)^2}{\sum_s \frac{\left(\hat{V}(\hat{C}_s) \right)^2}{n_s - 1}}$$

On peut appliquer les mêmes calculs pour les efforts effectifs.

III.3.3.2. Efforts effectifs et captures – applications

Cette méthode sera appliquée aux données, de qualité 1 ou 2 et ceci, quelle que soit leur précision, agrégées par saison, par pêcheur, par métier et par secteur. Nous pourrions ainsi obtenir les efforts effectifs et les captures par secteur, ainsi que pour tout le bassin et pour toutes les années pour lesquelles nous avons des données.

L'unité d'effort effectif est le jour de pêche pour les métiers « filet » (grande alose filet, lamproie marine filet, civelle pibalour, tamis et drossage et crevette haveneau) et la nasse et le mois de pêche (nasse.mois) pour les métiers « nasse » (lamproie bourgne, anguille nasse, crevette nasse). Pour les métiers filet, l'unité d'effort n'est spécifiée que dans sa composante temporelle. La composante système de pêche (l'engin de pêche utilisé – filet à grande alose, à lamproie marine ...) et la composante spatiale (Gironde) sont sous-entendues. Pour les métiers nasses, seule la composante spatiale (Gironde) est sous-entendue. En fait, les efforts et les captures étant calculés sur la base des secteurs, la composante spatiale devrait être le secteur. Toutefois, les pêcheurs n'étant comptés que sur un seul secteur du bassin lors du calcul des efforts nominaux (IV.1.1.2), cela revient à ramener la composante spatiale au niveau du bassin.

Les captures sont données en nombre d'individus pour les grandes aloses et les lamproies marines et en kg pour les civelles, les anguilles jaunes et les crevettes blanches.

III.3.3.3. Cas particuliers des captures accessoires

La grande alose peut être une capture accessoire de la pêche à la lamproie au filet. En effet, les premières aloses sont parfois pêchées dès la fin février ou début mars alors que la saison de la lamproie et de la civelle battent leur plein. Les pêcheurs vont alors soit continuer à pêcher uniquement avec le filet à lamproie jusqu'à la fin de la saison (début mai) soit passer progressivement au filet à alose, avec toutes les gradations et combinaisons possibles. Si l'on se base sur les données 1996, 1997 et 1999 à 2003, la majorité des pêcheurs est recensée comme pratiquant les deux métiers (lamproie marine au filet et alose marine au filet).

En toute rigueur, les captures totales d'aloses devraient être estimées séparément pour le métier alose filet et pour le métier lamproie filet (pour lequel elle constitue une capture accessoire). En pratique, il est difficile d'identifier clairement le métier dans les enregistrements de Girpech. En effet, dans une même journée, un pêcheur peut pêcher avec un filet à lamproies et avec un filet à aloses. Ce pêcheur, lors de la déclaration de ces captures, totalisera indistinctement les aloses prises avec les deux types de filet rendant impossible, la distinction des aloses provenant de ces deux métiers lors de l'évaluation des captures ou de l'effort. Pour la CPUE, les données provenant des deux métiers seront utilisées indistinctement ou pourront dans certains cas faire l'objet de

traitements particuliers.

De même, l'anguille jaune peut être capturée lors de la pêche des crevettes aux nasses. Ces captures sont, en général, relativement faibles. Elles sont partiellement enregistrées dans Girpech pour les pêcheurs qui notent ces captures accessoires, mais le métier crevette nasse n'est pas toujours clairement identifié. Tout comme pour la grande alose, les anguilles capturées avec le métier crevette nasse sont donc assimilées à des captures avec le métier anguille nasse. Ce type d'enregistrement semble cependant relativement marginal.

III.3.3.4. Série continue d'efforts effectifs et de captures

La méthode choisie nécessite d'avoir des données sur tous les secteurs de façon à obtenir une estimation de l'effort effectif, ou de la capture pour tout le bassin. Hors, il est assez fréquent que les données manquent sur un secteur, souvent un secteur mineur (faible effort et faible capture), surtout pour les données les plus anciennes, quand le réseau n'était pas encore en place ou venait juste de se mettre en place et, donc, quand le nombre total de pêcheurs coopératifs était encore faible.

De façon à compléter les séries, nous allons donc prédire ces données d'effort effectif ou de capture pour ces années et pour ces secteurs à partir des données existantes. Pour ceci, nous allons, par métier, calibrer un modèle log-linéaire expliquant l'effort effectif moyen ou la capture moyenne en fonction du secteur et de l'année. On suppose donc pour reconstituer les séries que l'importance relative des efforts effectifs moyens ou des captures moyennes par secteur est constant. L'effort effectif ou la capture du secteur sont alors extrapolés à partir de l'effort effectif moyen ou de la capture moyenne prédits et de l'effort nominal. Ajouté aux estimations des autres secteurs, on peut ainsi recalculer un effort effectif total ou une capture totale pour le bassin. Afin de bien distinguer les résultats directement issus des données brutes et ceux issus de ces dernières, les extrapolations se feront dans une section séparée (IV.2.2 et IV.3.2).

III.3.3.5. Données de capture provenant d'autres sources

Le Cemagref est le principal pourvoyeur de données sur les pêches de Gironde depuis 30 ans. Il existe donc très peu d'informations totalement indépendantes de celles dont nous disposons qui pourrait être utilisées à titre de comparaison. Les données des systèmes obligatoires feront l'objet d'une analyse particulière (VII.2). Nous avons donc recherché des données antérieures à la mise en place du réseau de pêcheurs coopératifs (1977). Cette analyse supplémentaire nous permet à la fois de comparer nos résultats obtenus entre 1946 et 1976, à partir d'un nombre restreint de données et d'apporter une vision élargie sur l'évolution des pêcheries de la Gironde.

Ainsi, nous avons donc rassemblé des documents nous donnant des indications de captures depuis le milieu du XIX^{ème} siècle jusqu'en 1980. Voici les résultats, par ordre chronologique :

- Cocula-Vaillières (1981) donne les résultats d'une enquête de 1851 sur les captures en nombre de poissons de la pêche fluviale dans l'arrondissement de Libourne (Dordogne). Cette enquête ne concerne pas une année particulière mais reflète un niveau moyen de prélèvement. Nous assignerons l'année 1851 (date de l'enquête) à ces données. Nous prendrons les poids moyens utilisés actuellement pour les conversions en poids, à savoir 1,75 kg par grande alose et 1 kg par lamproie marine. Outre ces deux espèces, cette enquête donne les captures d'aloses feintes, de

lamproies fluviatiles, de saumons, de mulets et de truites saumonées.

- Vaillant (1889b), suite à des modifications réglementaires de taille minimale, a été chargé de faire le point sur la pêche de la civelle en France. Cette enquête ne concerne pas une année particulière mais reflète un niveau moyen de prélèvement. Nous assignerons l'année 1889 (date du rapport) à ces données.
- les statistiques officielles des pêches maritimes ont été publiées au XIX^{ème} siècle dans la Revue Maritime et Coloniale puis dans la Revue Maritime sous le titre de "statistiques des pêches maritimes" ou "situation de la pêche et de l'ostréiculture" ou encore "rendement de la pêche et de l'ostréiculture en France et en Algérie". Nous avons rassemblé tous ces articles publiés entre 1865 et 1903, et analysé les quartiers maritimes du bassin de la Gironde (Royan, Pauillac, Blaye, Libourne, Bordeaux, Langon). Cette analyse nous a permis d'obtenir le nombre de pêcheurs et de bateaux de pêche entre 1865 et 1872 et entre 1891 et 1894. Les données de débarquements entre 1894 et 1903 sont suffisamment complètes pour être analysées. Toutefois la présentation de ces données a évolué au cours des années. D'abord mensuelles, elles sont devenues trimestrielles à partir de 1899. Les débarquements sont donnés en volume et/ou en valeur et les espèces ont pu être regroupées. En croisant toutes ces données, nous avons estimé les captures mensuelles entre 1894 et 1903 de grandes aloses, de lamproies (marines et fluviatiles confondues), d'anguilles, de mulets, de saumons, de crevettes et des autres espèces, comprenant les aloses feintes, les esturgeons, les poissons plats, les carpes et les brèmes. Il ne nous a pas été possible de distinguer les deux espèces de lamproie, mais lorsque le détail était donné, les captures de lamproie fluviatile semblaient être minoritaires (environ 10%).
- Gandolfi-Hornyold (1933 et 1936) donne dans plusieurs de ses articles des chiffres de production de civelle dans les années 1920 et 1930. Il donne le détail des expéditions ferroviaires gare par gare pour la saison 1922-1923 et les ventes de civelles sur le marché de Saint Sébastien entre 1926 et 1932 dont seulement 10% sont d'origine espagnole (Gandolfi-Hornyold, 1933). Cette dernière série est prolongée par la suite jusqu'à la saison 1934-1935 (Gandolfi-Hornyold, 1936). À partir de ces informations, nous avons reconstitué une série de données, pour la Gironde, pour 1923 et de 1926 à 1935. Ces extrapolations sont du même ordre de grandeur que le contingent de capture de civelles décidé en 1936 dans le cadre d'une convention franco-espagnole (11,5 t ; Castelnaud *et al.*, 1985b).
- Vibert (1945), grâce à des enquêtes auprès de la pêche professionnelle, a estimé les captures de certaines espèces du Sud Ouest de la France, dont la grande alose.
- Popelin (1971) donne des estimations de captures de civelles entre 1968 et 1971, pour la Gironde.
- Les affaires maritimes (Anonyme, 1974) fournissent des estimations de captures de crevettes entre 1970 et 1974 pour l'Estuaire.

III.3.4. Estimation des CPUE

Tout comme pour la capture et l'effort, on cherche à déterminer l'évolution interannuelle de l'abondance des espèces. L'objectif premier de ce paragraphe est donc de décrire les méthodes permettant d'obtenir un indice d'abondance pour chaque saison de pêche. Cependant dans certains cas, on pourra s'intéresser à d'autres types de regroupement. Nous pourrions examiner, par exemple, l'évolution de l'abondance à l'intérieur d'une saison

afin de connaître le patron saisonnier de migration. Dans ce cas, on calculera donc simplement des indices mensuels au lieu d'indices annuels.

Le calcul des CPUE nécessitant pour un même pêcheur à la fois des captures et des efforts, nous utiliserons donc des données de qualité 1.

III.3.4.1. La méthode classique

Il existe plusieurs méthodes permettant d'agréger simplement nos données pour aboutir à un indice annuel. Ces méthodes sont relativement classiques et nous serviront de référence pour juger des améliorations que les autres méthodes apportent.

Deux philosophies président au calcul d'une CPUE moyenne pour une zone donnée en fonction de ce qu'on considère comme étant l'élément de base de l'échantillonnage :

- On peut tout d'abord estimer que chaque pêcheur constitue un moyen d'échantillonnage indépendant, permettant d'accéder à l'abondance locale du stock. On calcule donc une CPUE annuelle pour chaque pêcheur (somme de ses captures / somme de ses efforts). On fait ensuite la moyenne des CPUE de tous les pêcheurs de

la zone considérée : $\bar{U} = \frac{1}{n} \sum_{p=1}^n \frac{C_p}{f_p} = \frac{1}{n} \sum_{p=1}^n U_p$. On appellera les CPUE calculées de cette manière des CPUE moyennes.

- On peut également considérer que ce n'est pas le pêcheur, mais la pêcherie dans son ensemble qui constitue un moyen d'échantillonnage. La CPUE annuelle sera alors le rapport de la capture totale sur l'effort effectif total : $\bar{U} = \frac{C}{f}$. On appellera les CPUE calculées de cette manière des CPUE totales.

Dans notre cas, ces calculs peuvent être effectués soit à l'échelle du bassin, soit à l'échelle du secteur. Les CPUE calculées directement à l'échelle du bassin, seront indicées avec la lettre b (CPUE_b).

Si l'échelle retenue pour le calcul des CPUE est celle du secteur, cela nécessite d'agréger les valeurs obtenues sur chaque secteur pour obtenir une valeur unique pour le

bassin. Nous calculerons des moyennes pondérées : $\bar{U} = \frac{\sum w_s \bar{U}_s}{\sum w_s}$, avec w_s le poids

relatif de chaque secteur. On distinguera trois pondérations :

- chaque secteur a le même poids ($w_s=1$). Cela revient à calculer une moyenne classique sans pondération. C'est la méthode la plus simple qui existe (Chadwick et O'Boyle, 1990). L'hypothèse ainsi faite est que chaque secteur mesure le même stock ou qu'à défaut le stock de chaque secteur a la même abondance. Les CPUE ainsi calculées seront indicées avec le chiffre 1 (puisque le poids est de 1, CPUE₁).
- le poids de chaque secteur est égal à son effort effectif (Chadwick et O'Boyle, 1990 ; Gulland, 1969 ; Quinn *et al.*, 1982). Cette méthode s'inspire de la décomposition

de la CPUE de la manière suivante : $\frac{\sum C}{\sum f} = \frac{\sum (C/f) f}{\sum f}$.

Cette méthode est considérée comme donnant des résultats biaisés mais ayant une faible variance (Quinn *et al.*, 1982). Les CPUE ainsi calculées seront indicées avec la lettre e (puisqu'elles sont pondérées par l'effort).

- le poids de chaque secteur est égal à sa surface (Gulland, 1969 ; Quinn *et al.*, 1982). En effet si la CPUE est proportionnelle à la densité, la proportion de l'abondance présente dans chaque secteur sera égale à la proportion de la surface que représente chacun des secteurs. Cette méthode est donc plutôt adaptée au stock "sédentaire" tel que celui de l'anguille jaune ou de la crevette blanche. Elle est considérée comme donnant des résultats non biaisés, mais ayant une grande variance (Quinn *et al.*, 1982). Les CPUE ainsi calculées seront indicées avec la lettre s (puisqu'elles sont pondérées par la surface du secteur, CPUE_s).

Ainsi, à partir de ces différentes définitions et méthodes, on peut donc calculer de manière assez simple, 8 CPUE annuelles différentes. On pourrait obtenir davantage d'indices d'abondance différents, en considérant, comme Rochard (1992), que pour les espèces migratrice, qui constituent un flux, il serait plus pertinent de calculer la CPUE annuelle comme étant la moyenne des CPUE journalières. Rochard (1992) conclut cependant que dans le cadre du suivi interannuel d'abondance, ce type de raffinement n'est pas nécessaire.

Nous ne calculerons donc que les 8 CPUE décrites ci-dessus. Les CPUE calculées à l'échelle du bassin (CPUE_b moyenne et CPUE_b totale) sont calculables dans tous les cas de figure. Les CPUE issues de l'agrégation des CPUE secteurs nécessitent a priori d'avoir des pêcheurs coopératifs dans chaque secteur. Nous considérerons toutefois que, pour les CPUE calculées sans pondération (CPUE₁ moyenne et CPUE₁ totale) ou pondérée par l'effort (CPUE_e moyenne et CPUE_e totale), l'absence de données sur un ou plusieurs secteurs n'est pas un obstacle au calcul et ces secteurs seront simplement ignorés. En revanche, pour le calcul des CPUE pondérées par la surface (CPUE_s moyenne et CPUE_s totale), l'absence de données sur un ou plusieurs secteurs sera rédhibitoire.

III.3.4.2. Les GLM – théorie

L'utilisation de modèles linéaires généralisés (GLM) pour analyser des données de pêche est devenue très fréquente (Maunder et Punt, 2004). Nous allons détailler dans ce paragraphe, les bases nécessaires à la compréhension des GLM¹³.

Les GLM peuvent être vus comme une extension des modèles linéaires (LM). On écrit

en général les modèles linéaire sous cette forme : $y_i = \sum_{j=1}^p \beta_j x_{ij} + \varepsilon_i$ où y_i est la $i^{\text{ème}}$

valeur de la variable à expliquer, x_{ij} la $i^{\text{ème}}$ valeur de la $j^{\text{ème}}$ variable explicative, β_j le coefficient de régression associé à la $j^{\text{ème}}$ variable explicative et ε_i l'erreur, qui est indépendante et suit une loi normale de moyenne nulle et de variance σ^2 . On peut également écrire cette formule sous une autre forme :

13 On pourra citer en référence l'ouvrage de Mac Cullagh et Nelder (1989) qui expose l'ensemble de la théorie des GLM.

$$y_i \sim N(\mu_i, \sigma^2)$$

observations indépendantes
et normalement distribuées

$$\mu_i = \eta_i$$

lien identité

$$\eta_i = \sum_{j=1}^p \beta_j x_{ij}$$

combinaison linéaire des p
variables continues
explicatives

Dans le cadre de l'utilisation des GLM, les observations (ou de manière équivalente, les erreurs) peuvent suivre une autre distribution que la loi normale et la fonction de lien peut être autre que la fonction identité utilisée dans les LM. Pour spécifier un GLM, il est donc nécessaire de définir la loi de distribution suivie par les observations et la fonction de lien que l'on utilise. Les distributions les plus souvent utilisées sont : la loi normale ou la loi gamma, pour les variables à expliquer continues ; la loi de poisson ou négative binomiale, pour les variables discrètes et la loi binomiale, pour les données binaires de type présence-absence. Les fonctions de lien utilisées sont la fonction identité, le logarithme népérien ou la fonction logit (dans le cas de la distribution binomiale). Les variables explicatives peuvent aussi être appelées des effets. Elles peuvent être, soit continues (comme dans les LM), soit catégorielles (à niveaux). En fonction de la distribution, de la fonction de lien et du type de variables, on retrouve certains cas spéciaux des GLM. Ainsi les modèles (régression) linéaire ont un lien identité, une distribution normale et des variables continues. Si les variables sont catégorielles, avec un lien identité et une fonction normale, il s'agit d'une ANOVA. Si la distribution est binomiale et le lien logit, c'est une régression logistique.

Nous utiliserons essentiellement la fonction de lien logarithme népérien. La transformation par le logarithme népérien permet, en effet, de stabiliser la variance et de faire en sorte que les valeurs prédites ne soient pas négatives. Ceci serait un non sens pour des valeurs de CPUE. Enfin le passage au logarithme permet d'avoir ainsi des effets multiplicatifs. L'utilisation de la transformation logarithmique et de modèles multiplicatifs est relativement ancienne puisque Gulland (1956) et Robson (1966) avaient déjà souligné son intérêt. Tous les deux ont d'ailleurs utilisés des ANOVA pour analyser les données de captures et d'efforts. Ces idées ont été, par la suite, largement reprises (Gavaris, 1980 ; Kimura, 1981 ; Large, 1992).

Pour simplifier, les GLM permettent d'expliquer des observations grâce à un certain nombre d'effets. On peut inclure dans le modèle des interactions qui sont le résultat de la conjugaison de plusieurs effets. Lors de l'estimation d'un effet, le GLM tient compte de la valeur des autres effets. Autrement dit, lorsque l'on a un résultat sur un effet, c'est "toutes choses étant égales par ailleurs" ou encore "déduction faite des autres effets". Les GLM autorisent également le traitement de données issues de plans d'échantillonnages déséquilibrés comme c'est le cas pour nos données.

III.3.4.3. Les GLM – exemple simple

Cet exemple est librement inspiré de Robson (1966) et Maunder et Punt (2004) :

Soit une pêcherie composée de deux pêcheurs uniquement. Supposons que le stock est strictement stable au cours du temps et répond aux lois classiques de l'halieutique (voir III.2.2). Le pêcheur A a une efficacité double de celle du pêcheur B. Pour l'année 1, le pêcheur A capture 20 kg pour un effort de 10 jours et le pêcheur B 10 kg pour 10 jours (Tableau III). Pour l'année 2, le pêcheur A ne pêche plus que 5 jours (pour des problèmes de marché, de matériel, de maladie ...) et capture 10 kg, la capture et l'effort du pêcheur B reste inchangé. Différents modes de calcul sont possibles (III.3.4.1) :

$$CPUE_{moyenne} = \frac{1}{2} \left(\frac{C_A}{f_A} + \frac{C_B}{f_B} \right) \text{ ou } CPUE_{totale} = \left(\frac{C_A + C_B}{f_A + f_B} \right).$$

Dans notre exemple, les CPUE moyennes concluent, à juste titre, à une stabilité du stock alors que les CPUE totales concluent faussement à une diminution du stock. Imaginons maintenant qu'un troisième pêcheur (C) exerce l'année 2 avec une capture de 5 kg pour 10 jours de pêche. Les deux types de CPUE concluent alors faussement à une diminution du stock. Enfin considérons une troisième année où le pêcheur A ne pratique pas et où l'abondance aurait doublé. Le pêcheur B capture alors 20 kg pour 10 jours et le pêcheur C 10 kg pour 10 jours. Les deux types de CPUE concluent alors faussement que l'abondance est stable par rapport à la première année. On pourrait ainsi multiplier les exemples pour montrer que l'une, l'autre ou les deux méthodes de calcul des CPUE possèdent des biais. Analysons néanmoins ce petit exemple qui illustre les différents écueils dans lesquels les méthodes "classiques" risquent de tomber. Tout d'abord, la CPUE totale échoue à montrer une stabilité des CPUE dans le cas 1 (pêcheur A et B, année 1 et 2) car le "rapport de force" entre les deux pêcheurs, qui ont une efficacité différente, a changé. L'arrivée d'un nouveau pêcheur (C), moins efficace que les deux autres pour l'année 2, entraîne une sous-estimation de l'abondance par les CPUE moyenne et totale. Enfin la disparition du pêcheur le plus efficace (A) la troisième année a le même effet de sous-estimation de l'abondance que l'arrivée du pêcheur moins efficace (C) au cours de l'année 2. Dans ce cas très simple, on comprend instinctivement qu'il faut tenir compte de l'efficacité relative de chacun des pêcheurs lors du calcul des CPUE. C'est ce qu'on appelle la standardisation des efforts, i.e. on définit un pêcheur standard, le pêcheur B par exemple, qui servira d'étalon pour le calcul des efforts. Dans notre cas, l'unité d'effort deviendra alors le jour de pêche standard (sous-entendu du pêcheur B) et une simple règle de trois sur les données de la première année nous montre, qu'un jour de pêche du pêcheur A équivaut à 2 jours de pêche du pêcheur B. On peut ainsi effectuer ce type de calcul pour tous les pêcheurs et sur toutes les années. Une fois les efforts standardisés, on pourra recalculer les CPUE en prenant en compte ces efforts standardisés plutôt que les efforts bruts. C'est ce travail qu'effectue un GLM pour peu que celui-ci soit bien spécifié. Dans notre exemple, il existe deux effets : un effet année qui est celui qui nous intéresse le plus, puisque c'est lui qui nous permettra de connaître l'évolution de la CPUE au cours du temps ; un effet pêcheur qui va nous permettre de standardiser l'effort de pêche. Dans un modèle multiplicatif, les effets se multiplient, i.e. si la CPUE moyenne de l'année 1 est de 1 est celle de l'année 3 de 2, on dira que la CPUE a doublé. Dans le cas des modèles additifs, on dira que la CPUE a augmenté de 1. Dans notre cas, on se situe bien dans un modèle multiplicatif puisque nous avons considéré que

lorsque l'abondance doublait, les captures de chaque pêcheur doublaient. Notre GLM aura donc un lien log afin d'avoir des effets multiplicatifs. La distribution de l'erreur a ici peu d'importance puisque l'exemple a été construit sans erreur. Notre modèle s'écrit alors : $\ln(\text{CPUE}) \sim \text{effet année} + \text{effet pêcheur}$ ou de manière équivalente $\text{CPUE} \sim \text{effet année} \times \text{effet pêcheur}$, les effets "bis" étant l'exponentiel des effets de la première équation. La donnée de base est ici constituée par la CPUE annuelle de chaque pêcheur. Le GLM va alors calculer un effet année en tenant compte de l'effet pêcheur, ce qui revient à standardiser l'effort. Concrètement, l'année 1 et 2 ont un effet de 1, l'année 3 de 2 et les pêcheurs A, B et C ont un effet de 2, 1 et 0,5 respectivement (Tableau IV). Si l'on cherche à retrouver la CPUE prédite par le modèle pour le pêcheur A l'année 1, il suffit de multiplier les deux effets, soit 1 pour l'année 1 et 2 pour le pêcheur A, ce qui est bien égale à 2. Le lecteur pourra ainsi vérifier que l'on retrouve exactement toutes les valeurs du tableau en multipliant l'effet de l'année considérée par l'effet du pêcheur considéré. On peut même compléter les "cases vides" et prédire quelle aurait été la capture du pêcheur C, l'année 1 (0,5 x 1) ou du pêcheur A, l'année 3 (2 x 2). Sur un cas aussi simple, avec peu de données et sans erreurs, les calculs auraient pu être menés sans outils statistiques particuliers. Les calculs se compliquent toutefois très rapidement et le GLM permet d'avoir un cadre statistique robuste pour prendre en compte différents effets et de nombreuses données.

Tableau IV : exemple simple des différents calculs de CPUE

	Année 1	Année 2	Année 3	GLM effet pêcheur
Pêcheur A	20 kg / 10 jours	10 kg / 5 jours		2 kg/jour
Pêcheur B	10 kg / 10 jours	10 kg / 10 jours	20 kg / 10 jours	1 kg/jour
CPUE moyenne	1,5 kg/jour	1,5 kg/jour		
CPUE totale	1,5 kg/jour	1,33 kg/jour		
Pêcheur C		5 kg / 10 jours	10 kg / 10 jours	0,5 kg/jour
CPUE moyenne	1,5 kg/jour	1,17 kg/jour	1,5 kg/jour	
CPUE totale	1,5 kg/jour	1 kg/jour	1,5 kg/jour	
GLM effet année	1 kg/jour	1 kg/jour	2 kg/jour	

III.3.4.4. Les GLM – applications

Plusieurs niveaux de GLM seront explorés dans ce travail. Chaque niveau de raffinement permettra de prendre en compte des hypothèses supplémentaires, d'utiliser des données plus ou moins précises et, a priori, d'affiner le diagnostic.

Le premier niveau est en fait la méthode classique. La CPUE_b moyenne peut effectivement être vue comme un GLM sur les CPUE annuelle de chaque pêcheur avec comme variable catégorielle explicative l'année avec un lien identité et une distribution normale. On peut l'écrire : $\text{CPUE} \sim \text{saison}$

Tous les GLM auront pour variable à expliquer des CPUE par pêcheur de qualité 1

(qualité requise pour calculer des CPUE). En fonction des variables sélectionnées, les CPUE seront calculées par saison, par mois. Deux GLM seront testés :

- Le niveau suivant, qui sera un vrai GLM, a lui aussi comme données de base les CPUE annuelle de chaque pêcheur. Les effets utilisés sont assez simples, et tous sont des variables catégorielles : l'année, le pêcheur et le secteur. Nous utiliserons un lien log (pour obtenir des effets multiplicatifs notamment) et une distribution gamma, dont la dissymétrie convient particulièrement à ce type de données. Ce GLM est le GLM de base qui prend en compte les effets incontournables et qui ne requiert aucunes données supplémentaires par rapport à la méthode classique. Il s'écrit comme suit :

$$\log(\text{CPUE}) \sim \text{saison} + \text{secteur} + \text{pêcheur}$$

- Nous prendrons ensuite en compte un effet supplémentaire, l'effet mois. Pour cette raison nous l'appellerons GLM mois pour plus de simplicité. Cela nécessite de calculer les données non plus par saison, mais par mois, ce qui exclut de fait les données qui sont en précision annuelle (365). L'effet mois permet de prendre en compte grossièrement la dynamique intra-annuelle. De plus nous modéliserons l'interaction du mois avec la saison afin d'inclure les variations inter-annuelles de la dynamique intra-annuelle. Le modèle s'écrit (le symbole ':' dénotant l'interaction entre deux effets) :

$$\log(\text{CPUE}) \sim \text{saison} : \text{mois} + \text{secteur} + \text{pêcheur}$$

Le lien log et la distribution gamma n'est pas compatible avec les CPUE nulles (ou négatives). Cependant, les CPUE nulles étant en faible proportion (<1%) à la fois pour les CPUE annuelles (9/4206 uniquement des données des métiers civelle tamis et civelle drossage) et les CPUE mensuelles (99/13667, touchant toutes les espèces), nous supprimerons simplement ces données pour effectuer les analyses.

À noter que dans le cas particulier de l'alose (III.3.3.3), nous ajouterons un effet métier (alose filet ou lamproie marine filet) dans le GLM de base et le GLM mois.

III.3.4.5. Les GAM – théorie

Les modèles additifs généralisés (GAM) ont l'avantage, par rapport aux GLM, de pouvoir modéliser des effets de manière non linéaire. On pourra se référer à l'ouvrage d'Hastie et Tibshirani (1990) pour obtenir tous les détails nécessaires. Nous ne donnerons donc ici que les principaux éléments.

Un GAM possède, tout comme le GLM, une fonction de lien et une distribution. Ce qui change, c'est la combinaison linéaire des variables. On écrira pour un GAM :

$$\eta_i = \sum_{j=1}^p \beta_j f_j(x_{ij}), \text{ où } f_j \text{ est la fonction associée à la } j^{\text{ème}} \text{ variable explicative. Cette}$$

fonction peut être non linéaire (ce qui fait tout l'intérêt des GAM). Si toutes les fonctions f_j sont des fonctions identités, nous retrouvons le cas particulier des GLM. À ce titre, les GAM sont parfois considérés comme plus généraux que les GLM. Les fonctions f_j sont en général des fonctions de lissage (smoothing function), et dans notre cas, nous opterons pour des fonctions spline, que nous noterons s . L'utilisation de fonctions de lissage fait que l'on considère parfois les GAM comme une méthode guidée par les données (data-driven), alors que les GLM serait plutôt guidée par le modèle / le modélisateur (model-

driven). En effet, l'allure de la réponse d'un effet est strictement dictée par le modèle dans le cas du GLM (relation nécessairement linéaire) alors que l'allure (non linéaire) de la réponse d'un effet est grandement déterminée par les données dans le cas des GAM.

III.3.4.6. Les GAM – applications

Les GAM, de par leur souplesse due aux fonctions non linéaires, sont particulièrement adaptée à l'étude des relations environnements – espèce (Megrey *et al.*, 2005 ; Meynard et Quinn, sous presse). Nous les utiliserons donc ici pour inclure l'effet des variables environnementales sur l'abondance. Pour ce faire, il sera nécessaire d'utiliser des données de CPUE journalières et donc de n'utiliser que les données présentant une précision au moins journalière (1 et 0,5). De ce fait, seuls les métiers grande alose filet, lamproie marine filet et civelle pibalour pourront être étudiés.

Les variables environnementales que nous pouvons inclure sont relativement classiques. Il s'agit du coefficient de marée, le débit de la Garonne et de la Dordogne ainsi que la température. Les GAM permettent également de modéliser la dynamique intra-annuelle de manière plus fine en intégrant une variable jour, qui est le nombre de jour écoulé depuis le début de la saison.

Étant donné le nombre de variables, il existe un nombre important de modèles possibles. Nous ne pouvons choisir a priori, quelles sont les variables à retenir parmi l'ensemble des variables candidates. Il est donc nécessaire d'utiliser un critère de sélection des modèles. Le critère nous semblant le plus approprié est le critère d'information d'Akaike (AIC ; Akaike, 1973) issu de la théorie de l'information. Pour faire simple, il applique le principe de parcimonie et met en balance la qualité de l'ajustement avec le nombre de degrés de liberté nécessaire pour atteindre cette qualité d'ajustement. Le meilleur modèle est celui obtenant l'AIC le plus faible. À noter que la valeur absolue de l'AIC n'est d'aucune utilité, ce n'est que la comparaison de 2 AIC qui apporte de l'information. On pourra se référer à l'ouvrage de Burnham et Anderson (2002), pour obtenir plus d'informations sur l'emploi des AIC et sur la sélection de modèles en général.

Le modèle retenu sera donc celui qui obtiendra le meilleur (i.e. le plus faible) AIC. Les modèles testés sont de la forme : $\log(\text{CPUE}) \sim \text{combinaison de variables}$. Le lien sera un lien log et la distribution sera gamma.

Les variables testées sont les suivantes :

- **pêcheur** : variable catégorielle, permettant de prendre en compte les variations inter-pêcheur lié au comportement du pêcheur, à son matériel, à son expérience ... (III.2.3.3 et III.2.3.6), en fait son efficacité.
- **métier** : pour l'espèce alose uniquement (III.3.3.3).
- **secteur** : variable catégorielle, permettant de prendre en compte les différences spatiales de capturabilité
- **débit Dordogne et débit Garonne** : variables continues avec un nombre de degré de liberté cible de 4¹⁴. Le débit est une des variables environnementales connue pour modifier la capturabilité des différentes espèces. Ces données sont transmises par le Port Autonome de Bordeaux.

14 L'algorithme utilisé (Hastie, 2006) permet de fixer un nombre de degré cible pour la fonction spline. 4 apparaît être un bon compromis entre une certaine souplesse de modélisation et un souci de parcimonie

- **température** : variable continue avec un nombre de degré de liberté cible de 4. La température est une des variables environnementales connue pour modifier la capturabilité des différentes espèces. Ces données sont issues de la centrale nucléaire du Blayais.
- **coefficient de marée** : variable continue avec un nombre de degré de liberté cible de 4. Le coefficient de marée qualifie l'intensité de la marée (son marnage). C'est une des variables environnementales connue pour modifier la capturabilité des différentes espèces. Ces données sont issues du Service Hydrographie et Océanographique de la Marine¹⁵.
- **mois_f** : variable catégorielle permettant de décrire la dynamique intra-saisonnière de l'espèce.
- **jour** dans la saison : variable continue avec un nombre de degré de liberté cible de 4. Elle permet de décrire la dynamique intra-saisonnière de l'espèce.
- **saison_f:secteur** : interaction entre la saison et le secteur, les deux variables étant catégorielles. Cette interaction permet de modéliser une abondance inter-saisonnière différente pour chaque secteur. La variable saison est prise ici comme variable catégorielle afin d'autoriser de vraies variations inter-saisonnières et pas simplement une tendance, comme se serait le cas pour une variable continue
- les variables suivantes ont toutes pour objectif de modéliser les variations inter-saisonnières éventuellement en interaction avec une composante intra-saisonnière. Ces différentes variables ayant toutes le même objectif, elles ne seront pas testées en même temps :
 - **saison_f** : la variable saison est prise ici comme variable catégorielle afin d'autoriser de vraies variations inter-saisonnières et pas simplement une tendance, comme se serait le cas pour une variable continue ;
 - **saison** : variable continue avec un nombre de degré de liberté cible de 10. Cela permet de modéliser l'abondance à travers une tendance ayant 10 degrés de liberté ;
 - **saison:jour** dans la saison : interaction entre deux variables continues, avec un nombre de degré de liberté cible de 25 ;
 - **saison_f:mois_f** : interaction entre la saison et le mois. Ces 2 variables sont considérées comme des variables catégorielles. Cela permet de modéliser indépendamment chaque modalité saison-mois et potentiellement d'obtenir des dynamiques saisonnières très différentes d'une année à l'autre ;
 - **saison_f:quinzaine_f** : même principe que la variable précédente, mais sur une base bimensuelle ;
 - **saison_f:mois_marée** : même principe que la variable précédente, mais la variable intra-saisonnière est basée sur un calendrier des marées plutôt que sur un calendrier civil (Beaulaton et Castelnaud, sous presse) ;

Les GAM ont été modélisés grâce au package gam (Hastie, 2006).

III.3.4.7. Les modèles en deux étapes / modèle delta gamma

Dans les méthodes ci-dessus, nous avons géré les CPUE nulles en les ignorant. Une

¹⁵ <http://www.shom.fr/>

alternative couramment utilisée est l'addition d'une constante avec la difficulté du choix de cette constante. Cependant il existe des méthodes plus appropriées (Maunder et Punt, 2004) telle que l'approche delta - X (X étant une distribution de variable continue, comme la loi lognormale ou gamma). Le premier à avoir utilisé cette méthode dans le domaine halieutique est Pennington (1983). Le principe de cette approche est de modéliser d'une part, la probabilité d'obtenir des captures non nulles (modèle delta) et d'autre part, le niveau d'abondance lorsque les captures ne sont pas nulles (modèle lognormal, gamma...). Cette approche présente un intérêt évident dans le traitement des données issues de pêches de type scientifique où la proportion de captures nulles est loin d'être négligeable. Elle a été utilisée notamment par Le Pape *et al.*, 2003 ; Lo *et al.*, 1992 ; Stefánsson, 1996) et a également été mise en œuvre dans le cas d'analyse de pêche commerciale (Rodriguez-Marin *et al.*, 2003 ; Ye *et al.*, 2001).

Malheureusement, les captures nulles, dans notre cas et plus généralement dans le cas des pêches commerciales, sont particulièrement mal déclarées, les pêcheurs ne pensant bien souvent pas à noter ces "bredouilles". Pourtant les captures nulles sont aussi informatives que les captures positives et permettent d'amener des éléments complémentaires, notamment sur les propriétés spatiales ou temporelles des stocks qui peuvent se révéler cruciales (voir III.2.3.1 et notamment Rose et Kulka, 1999). Nous allons proposer ici une méthode alternative afin de pouvoir accéder à ce type d'informations. Plutôt que de modéliser les captures nulles versus les captures positives, nous allons modéliser les jours avec pêche et captures positives versus les jours sans pêche ou avec captures nulles (=absence de captures positives). L'absence de captures positives peut avoir plusieurs origines (classées du plus proche de la capture nulle à la plus éloignée) : de réelles captures nulles, qu'elles soient déclarées ou non ; une absence de pêche qui peut être décomposé en 2 groupes :

- le pêcheur a estimé, compte tenu des informations qu'il avait (capture des jours précédents, conditions environnementales ...), que les captures issues de ce jour de pêche aurait été faible voire nulle
- de nombreuses autres raisons : ennui mécanique, problème de marché, maladie...

Pour le modèle delta, nous considérerons tous les jours d'une saison de pêche (Tableau V). Les jours, où une déclaration de capture positive existe, seront considérés comme des jours à succès, tous les autres jours étant classés comme un échec. Ces données seront ensuite traitées à l'aide d'un modèle logistique (GAM, lien logit et distribution binomiale). Les variables utilisées seront les mêmes que pour le paragraphe III.3.4.6. La même procédure de sélection de modèles sera utilisée. Le modèle delta sera complété par le modèle gamma trouvé par la méthode décrite au paragraphe III.3.4.6. À noter qu'il n'est pas nécessaire que le modèle delta et le modèle gamma comportent les mêmes effets.

Tableau V : saison de pêche retenue pour le modèle delta

	Début	Fin	Durée
Grande alose filet	1 mars	30 juin	122 jours
Lamproie marine filet	1 décembre	15 mai	166 jours
Civelle pibalour	15 novembre	31 mars	137 jours

Le modèle delta donne une probabilité d'avoir une pêche avec une capture positive (p) et le modèle gamma, la CPUE moyenne, sachant qu'il y a eu une pêche avec capture positive (μ). Les deux modèles sont, dans un premier temps, analysés séparément. Puis les résultats des deux modèles sont combinés en les multipliant ($p \cdot \mu$), pour analyser la CPUE inconditionnelle résultante.

À noter que pour les modèles delta pour la grande alose filet et la lamproie marine filet ont été effectués sur un quart des données, choisis aléatoirement (soit 15 341 et 22 154 données respectivement), pour des raisons de capacités de calcul.

III.3.4.8. Performance des modèles

Tous les modèles testés ici seront évalués suivant une procédure commune. Nous évaluerons le modèle suivant 2 axes : l'adéquation du modèle aux données et l'importance des effets utilisés.

L'adéquation du modèle aux données sera testée en calculant la corrélation de Spearman entre les valeurs observées et les valeurs prédites (Zheng et Agresti, 2000). L'idée mise en avant est relativement simple : plus la corrélation est proche de 1, meilleure sera l'adéquation du modèle aux données. Si, au contraire, la corrélation est proche de zéro, cela signifiera que le modèle ne reproduit pas les observations. On calculera également un pseudo- R^2 qui est une généralisation du coefficient de détermination bien connu pour les régressions linéaires, mais qui est basé sur la déviance (Mittlbock et Schemper, 2002 ; Swartzman *et al.*, 1992 ; Zheng et Agresti, 2000). Cette mesure est également appelé déviance expliquée. Elle se calcule comme suit :

$$R_D^2 = 1 - \frac{D_{\text{modèle}}}{D_{\text{nul}}}, \text{ où } D_{\text{modèle}} \text{ et } D_{\text{nul}} \text{ sont, respectivement, les déviations du modèle}$$

examiné et du modèle nul, c'est-à-dire celui qui ne contient aucun effet, donc équivalent à une simple moyenne sur toutes les données et qui est considéré comme le modèle de référence (le plus simple).

L'importance (et la significativité) des effets sera jugée en enlevant alternativement les effets du modèle retenu et en réajustant le modèle ainsi obtenu (Chambers et Hastie, 1992). Nous examinerons ensuite la déviance et l'AIC de ces modèles et ils seront comparés au modèle retenu. Un test F sur la déviance permettra de juger de la significativité du gain obtenu grâce à l'inclusion de chaque effet dans le modèle. Au-delà de la significativité, l'amélioration de la déviance et de l'AIC permettra d'estimer l'importance relative de chaque effet. Plus généralement, l'analyse des AIC de tous les modèles testés (III.3.4.6) permettra de juger de l'importance des effets testés et de l'amélioration qu'apporte le modèle retenu.

Pour les modèles delta le package PresenceAbsence (Freeman, 2005) sera utilisé. Notamment la fonction Kappa permet de calculer l'indice du même nom. Plus celui-ci est proche de 1 meilleur sera le modèle. Un kappa inférieur à 0,4 indique que le modèle est faiblement performant (Manel *et al.*, 2001). La fonction calibration.plot permet de représenter l'adéquation des données observées et prédites en formant 10 groupes de points de probabilité prédite proche et en calculant la présence observée. Ce type de

graphique permet de détecter les principales sources d'erreur de calibration (Vaughan et Ormerod, 2005).

III.3.4.9. Analyse des effets

Les GLM (III.3.4.2) et les GAM (III.3.4.5) permettent tous les deux d'estimer l'effet des variables testées. Nous allons utiliser une méthode commune afin d'analyser ces effets. Le principe est de reconstituer un jeu de données fictif et d'utiliser le modèle (GLM ou GAM) pour prédire les valeurs de la CPUE correspondante. Ces CPUE prédites peuvent ensuite être agrégées (moyennées) pour donner un indice exprimé : par année ; par pêcheur ; par mois ...

Le jeu de données fictif, que nous construirons, comportera toutes les saisons, tous les pêcheurs sur leur secteur respectif et avec leur métier (i.e. on n'aura pas tous les pêcheurs sur tous les secteurs). Ensuite, pour chaque autre effet inclus dans le modèle examiné, nous inclurons dans le jeu données fictives les valeurs des variables appropriées ; c'est-à-dire toutes les valeurs pour les variables qualitatives ainsi que des valeurs régulièrement espacées ou la médiane pour les variables quantitatives. Le jeu de données fictives ainsi construit est équilibré : il a par exemple la même composition en pêcheurs chaque saison et les CPUE que nous pourrions en prédire ne dépendront donc plus de la composition de l'échantillon de pêcheur coopératif. Il en va de même pour chaque effet et lorsque que nous agrégerons les CPUE suivant un effet nous estimerons cet effet, les autres effets étant constants.

Nous devons souligner dès à présent le cas particulier de l'effet secteur. Cet effet ne peut en effet être dissocié de manière satisfaisante par les modèles de l'effet pêcheur. En effet, il existe trop peu de pêcheurs pratiquant régulièrement sur plusieurs secteurs. Le seul moyen de correctement estimer l'effet secteur est donc de le faire comme proposé ci-dessus, en tenant compte des secteurs sur lesquels pêche chaque pêcheur. Les moyennes des valeurs prédites du jeu de données fictif par secteur serviront à prédire l'effet secteur. La significativité des différences entre les secteurs sera jugé globalement grâce à un test de Kruskal-Wallis et les différences deux à deux, grâce à des tests de Wilcoxon.

III.3.5. Ce qu'il faut retenir

Ce paragraphe donne les méthodes qui seront utilisés dans le chapitre suivant pour calculer les principaux indicateurs halieutiques : estimation du nombre de pêcheurs, effort nominal, capture, effort effectif et CPUE. Pour le calcul des CPUE, plusieurs méthodes seront testées : classique, GLM de base, GLM mois, GAM et modèle delta-gamma.

Chapitre IV. Analyse des données halieutiques (Résultats)

Dans ce chapitre, nous allons mettre en œuvre les méthodes exposées précédemment pour calculer les indicateurs halieutiques (III.3). Leur pertinence sera discutée, ainsi que les résultats obtenus sur la pêcherie de Gironde et sur les espèces exploitées.

IV.1. Estimation de l'effort nominal

IV.1.1. Dénombrement des pêcheurs

IV.1.1.1. Résultats

La Figure 23 et l'Annexe D montrent l'évolution du nombre de pêcheurs détenant des licences CIPE (pêche en estuaire), DDA (pêche en Zone Mixte de Garonne) et SMN (pêche en Zone Mixte de Dordogne). Après une rapide augmentation dès la fin de la seconde guerre mondiale, et un maximum en 1950 à 149 pêcheurs détenant des licences DDA et 196 des licences SMN, ces nombres de pêcheurs décroissent de manière régulière jusque dans les années 1990, pour se stabiliser à un peu plus de 50 détenteurs de licences DDA et un peu moins de 100 détenteurs de licences SMN. Le nombre de détenteurs de licences CIPE, créées plus récemment, montre le même type d'évolution. Sur la période 1946-2006, le nombre de pêcheurs détenant des licences a donc été divisé par 2 à 3 pour chaque type de licences.

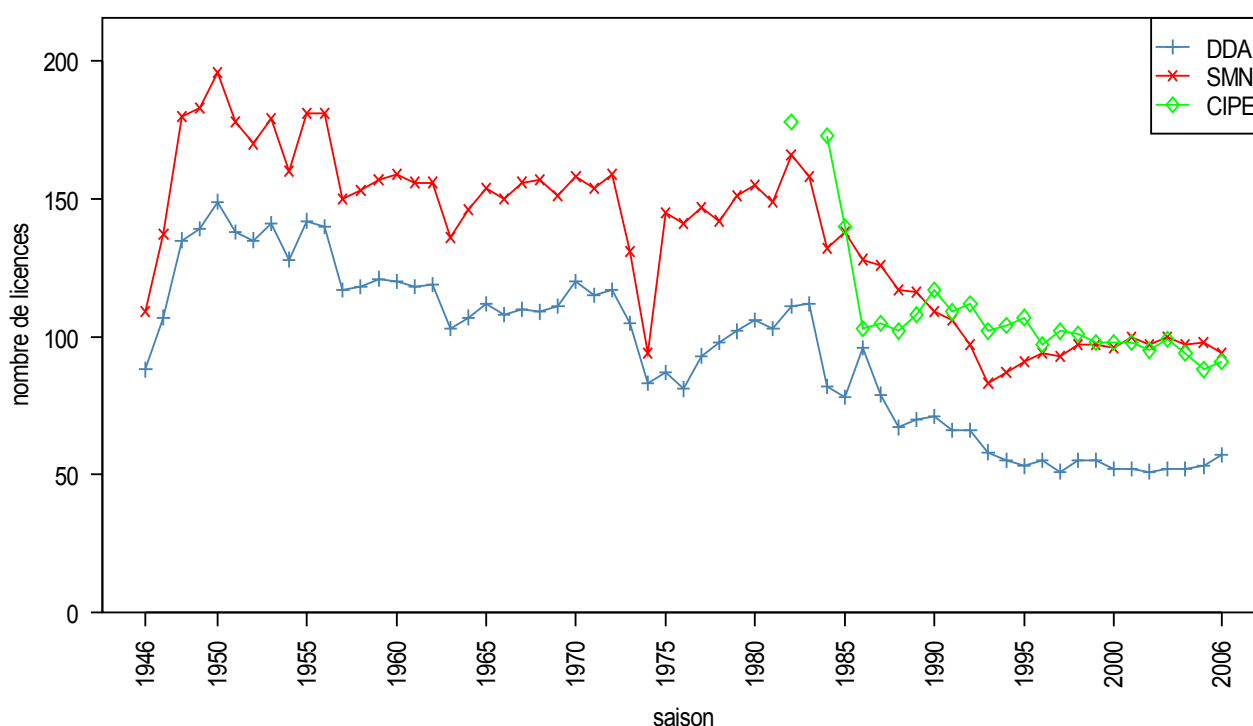


Figure 23 : évolution du nombre de pêcheurs détenant des licences DDA, SMN et CIPE entre 1946 et 2006

Ces nombres de pêcheurs détenant des licences ont en partie été utilisés afin d'estimer le nombre de pêcheurs sur cette période (III.3.1.256). La Figure 24 et l'Annexe D donnent l'évolution de l'effectif de marins-pêcheurs et de viagers¹⁶ et de l'effectif de pêcheurs professionnels fluviaux depuis la fin de la deuxième guerre mondiale. La Figure 25 donne, par ailleurs, la proportion par catégorie de pêcheurs des licences DDA et SMN détenues. La somme des deux catégories de pêcheurs nous donne le nombre total de professionnels exerçant sur la Gironde. Après une augmentation rapide à la fin de la seconde guerre mondiale, les effectifs totaux de pêcheurs professionnels atteignent leur maximum en 1950 avec 471 pêcheurs. Ils ont ensuite diminué progressivement pour atteindre 168 pêcheurs en 2006. Cette diminution semble s'être accélérée au cours des années 1980, après une légère augmentation à la fin des années 1970, sans doute due aux changements de réglementation qui ont eu lieu au cours de ces années (Castelnaud *et al.*, 1985b). La diminution s'est considérablement ralentie au milieu des années 1990, mais semble reprendre depuis quelques années. Quand on regarde dans le détail, les deux catégories de pêcheurs ont une évolution très contrastée.

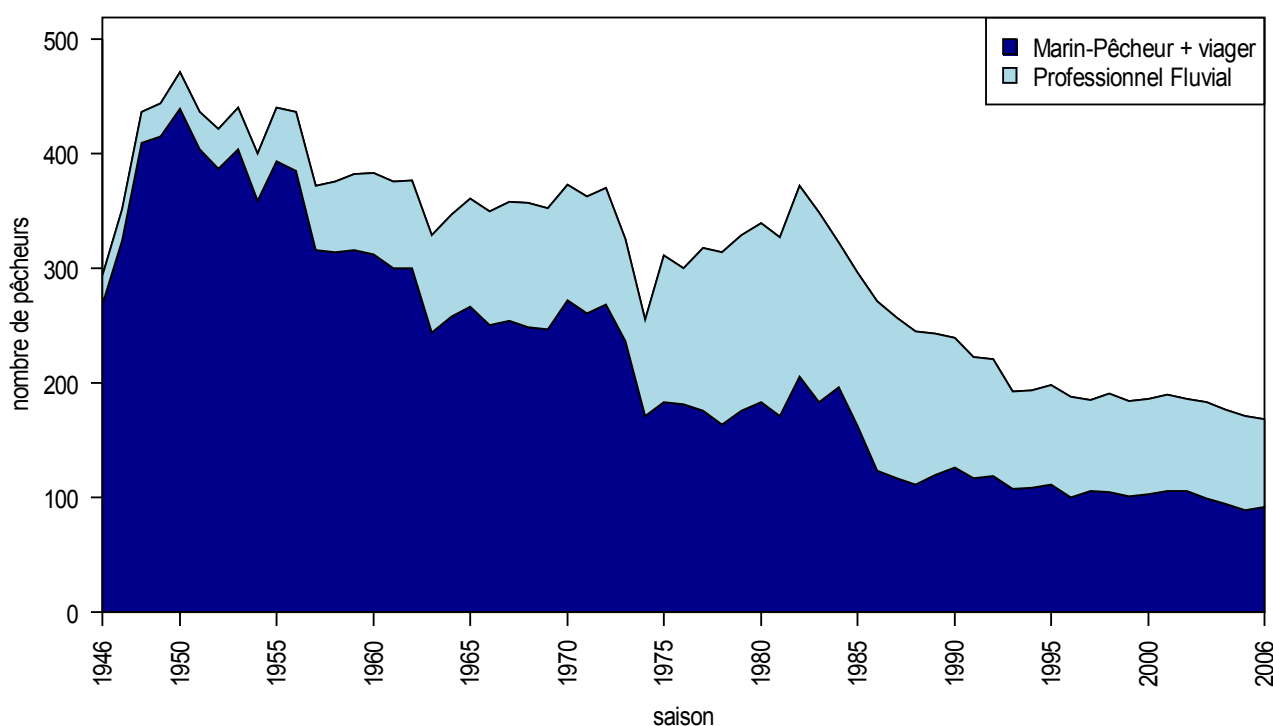


Figure 24 : évolution des effectifs de pêcheurs professionnels sur la Gironde entre 1946 et 2006

En effet, les effectifs de marins-pêcheurs diminuent de manière quasi-continue depuis 1950 où nous estimons leur nombre à 439, pour compter moins de 100 pêcheurs depuis 2003. Cette diminution s'est toutefois nettement ralentie depuis le milieu des années 1980. A noter qu'actuellement les marins-pêcheurs ont quasiment déserté la Zone Mixte pour se concentrer sur l'Estuaire (Figure 25). A contrario, les effectifs de professionnels fluviaux ont augmenté jusqu'au début des années 1980 (25 pêcheurs en 1946 et 167 pêcheurs en 1982). Après 1982, les effectifs de professionnels fluviaux diminuent et semblent se stabiliser depuis 1993, juste au-dessus de 80 pêcheurs. Cette stabilisation correspond en

¹⁶ Par simplicité, nous assimilerons les viagers à des marins-pêcheurs et nous ne parlerons plus que de marins-pêcheurs dans la suite du texte.

réalité à une légère baisse puisqu'en moyenne, un professionnel fluvial disparaît tous les 2 ou 3 ans. Ainsi leur effectif est passé sous la barre des 80 pêcheurs en 2006 (77). En conséquence, si les marins-pêcheurs étaient largement majoritaires au début de la période considérée (>90%), ils se retrouvent en légère majorité depuis la fin des années 1970 (53% en moyenne entre 1977 et 2006) et ont même été en minorité certaines années.

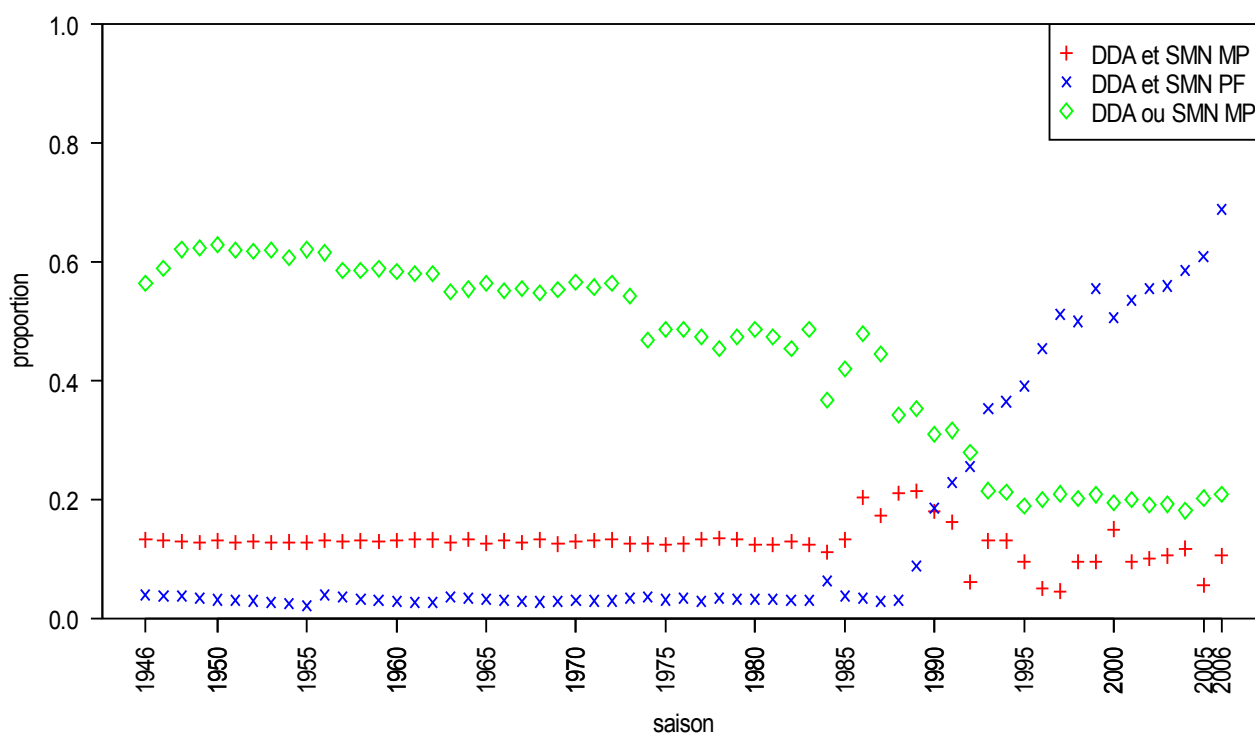


Figure 25 : proportion de pêcheurs ayant à la fois une licence DDA et SMN par rapport aux pêcheurs ayant au moins une des deux licences pour les marins-pêcheurs et viagers (DDA et SMN MP) et pour les professionnels fluviaux (DDA et SMN PF) et proportion de marins-pêcheurs et viagers possédant au moins une licence en Zone Mixte (DDA ou SMN MP) entre 1946 et 2006.

IV.1.1.2. Discussion

- Discussion sur les résultats

Pour la période couverte par les rapports EDF (1978-2004), nos chiffres ne font que préciser les résultats de Girardin *et al.* (2006).

Si les résultats ci-dessus (IV.1.1.1) sont les meilleurs que l'on puisse produire, ils sont loin d'être totalement fiables. Tout d'abord, les nombres de détenteurs de licences antérieurs à 1978 reposent en partie sur des extrapolations, notamment à causes des licences DDA pour lesquelles les archives des années 1950 et 1960 n'ont pu être retrouvées (Castelnaud *et al.*, 1985b). Ensuite, les effectifs de pêcheurs sont issus, soit d'extrapolations à partir des nombres de licences, soit du périlleux exercice de confrontation des listings de pêcheurs transmis par les administrations. La proportion de pêcheurs possédant des licences dans la Zone Mixte de Garonne et de Dordogne (Figure 25) en 1982 nous a servi à convertir le nombre de licences en nombre de pêcheurs. Cette proportion reste relativement constante au moins jusqu'en 1988. On peut supposer, à

juste titre, qu'elle était à ce niveau avant 1982. On notera qu'après 1988, la proportion de professionnels fluviaux possédant des licences en Garonne et en Dordogne augmente de manière très notable de 3% à 69%, alors que, pour les marins-pêcheurs, elle reste relativement constante. Il est difficile de confirmer toutes nos extrapolations, toutefois un rapport du quartier maritime de Bordeaux (Anonyme, 1974) semble confirmer nos extrapolations pour l'année 1974. En effet, à cette époque, la flotte non industrielle (par opposition à la flotte industrielle, qui est composée de grands bateaux sauteurs ou congélateurs ciblant la morue ou pratiquant des pêches minotières) compte 156 patrons-pêcheurs et 19 marins soit un total de 175, proche de notre estimation de 171 marins-pêcheurs.

Enfin, les évolutions successives de la réglementation peuvent avoir une influence non négligeable sur l'estimation des effectifs de pêcheurs, en facilitant plus ou moins l'accession aux licences professionnelles. Ainsi, le nombre de pêcheurs pouvant être considérés comme professionnels dépend des effectifs de pêcheurs amateurs et une grande confusion a régné à ce sujet jusqu'au début des années 1980 (Castelnaud *et al.*, 1985b). Nous ne souhaitons pas rentrer ici dans le détail de ces évolutions de la réglementation et renvoyons le lecteur intéressé à Castelnaud *et al.* (1985b) et Guchan (1987). À titre illustratif, nous allons simplement donner quelques repères ou faits marquants :

- la limite de l'inscription maritime a connu de nombreuses fluctuations permettant ainsi aux marins-pêcheurs de pouvoir pêcher plus ou moins facilement sur les zones les plus amont.
- le terme de marin-pêcheur, auparavant dénommé inscrit maritime, n'est apparu qu'en 1965¹⁷ (Castelnaud *et al.*, 1985a). Le statut de professionnel fluvial n'a été quant à lui clairement défini qu'à partir de 1985¹⁸, bien que les conditions d'attributions des licences le définissaient en partie et que la loi pêche de 1984¹⁹ ne donne clairement le droit de vente du poisson qu'aux seuls professionnels (Guchan, 1987). Ce n'est donc que par extension que les termes marins-pêcheurs et professionnels fluviaux peuvent être employés avant ces dates. Au-delà des termes "exacts" à employer, ces deux faits illustrent le flou qui peut exister dans la définition du terme "professionnel". De plus, les conditions et les instructions d'attribution des licences dites professionnelles ont fluctué au cours du temps rendant la définition du professionnel variable au cours du temps.
- les licences "petite pêche" sont une illustration de ces fluctuations. En effet, elles ont longtemps été destinées aux pêcheurs professionnels. Par exemple, en 1937 sur la Dordogne, ces licences permettaient l'emploi de tous « engins pouvant être manœuvrés à la main par une seule personne ». Les détenteurs de ces licences pouvaient être accompagnés par un compagnon. A cette date, la différence avec les licences grande pêche résidait dans le fait que les détenteurs de ces dernières pouvaient être accompagnés de 2 compagnons et pouvaient utiliser tous les engins non prohibés. L'emploi du tramail n'a plus été possible avec les licences petite pêche à partir de 1954 sur la Garonne et à partir de 1975 sur la Dordogne. À titre "compensatoire" des licences filet amateur ont été créées. C'est également en 1975 que le droit d'utilisation du tamis fut retiré aux détenteurs de la licence petite pêche. Ces décisions ont provoqués une diminution marquée du nombre de licences petite pêche, mais le report vers les autres types de licences (professionnelles notamment)

17 Loi 65-550 du 9 juillet 1965

18 Décret 85-1316 du 11 décembre 1985

19 Loi 84-512 du 29 juin 1984

semble marginal. Pour cette raison, nous avons considéré que seuls les détenteurs de licences grande pêche avant 1954 sur la Garonne et avant 1975 sur la Dordogne devaient être comptabilisés comme étant de véritables professionnels. De ce fait, le nombre de professionnels fluviaux est très certainement sous-estimé expliquant en partie le faible nombre de pêcheurs appartenant à cette catégorie au début de notre période d'étude.

Il apparaît donc souhaitable de regarder les effectifs d'amateurs avant de tirer toute conclusion définitive sur les effectifs de professionnels exerçant sur la Gironde.

- Évolution des pêcheurs amateurs

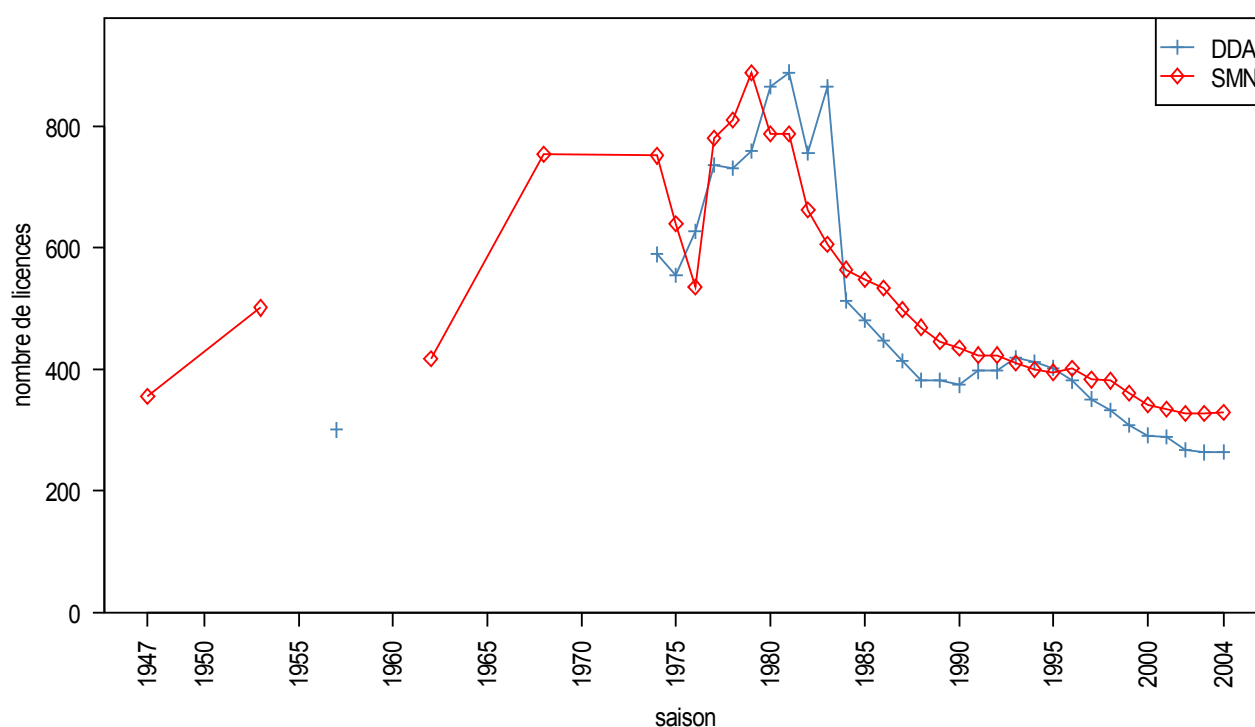


Figure 26 : évolution du nombre de licences amateurs aux engins et filets (hors licences carrelet) entre 1947 et 2004 sur la Zone Mixte de Dordogne (SMN) et de Garonne (DDA)

Seuls les pêcheurs amateurs aux engins et aux filets qui exerce sur la Zone Mixte de Dordogne et de Garonne sont dénombrables puisqu'ils doivent détenir des licences SMN et DDA respectivement. La Figure 26 et l'Annexe D nous donnent l'évolution du nombre total de licences amateurs (hors licences carrelet) par secteur. Depuis une dizaine d'années, un amateur ne pouvant détenir qu'une seule licence, le nombre de licences peut être assimilé au nombre de pêcheurs. Les amateurs des deux secteurs (Garonne, DDA et Dordogne, SMN) connaissent une évolution similaire. Le nombre total d'amateurs a vraisemblablement connu une forte augmentation de la fin de la seconde guerre mondiale jusqu'au début des années 1980, avec au maximum 1675 licences recensées. Il a ensuite diminué de manière soutenu et est passé depuis 2002 sous la barre des 600 licences. Cette évolution contraste donc avec celle des professionnels pour la période 1946-1980. Toutefois compte tenu de l'ordre de grandeur des chiffres, si l'on peut envisager le passage de certains professionnels dans la catégorie des amateurs, la diminution constatée du nombre de professionnels ne peut expliquer à elle seule l'augmentation du nombre d'amateurs. Ce phénomène peut être en partie dû à l'explosion de la pêche de la

civille depuis les années 1950 et jusque dans les années 1980.

Enfin, si l'on veut dresser un panel complet de la pêche sur le département de Gironde (qui ne correspond pas totalement à la Gironde), il convient de signaler les 29 000 pêcheurs à la ligne (moyenne 1993-2005 – source Conseil supérieur de la pêche – Changeux, T. com. Pers.) qui peuvent notamment capturer des grandes aloses et des anguilles.

- Évolution du réseau de pêcheurs coopératifs

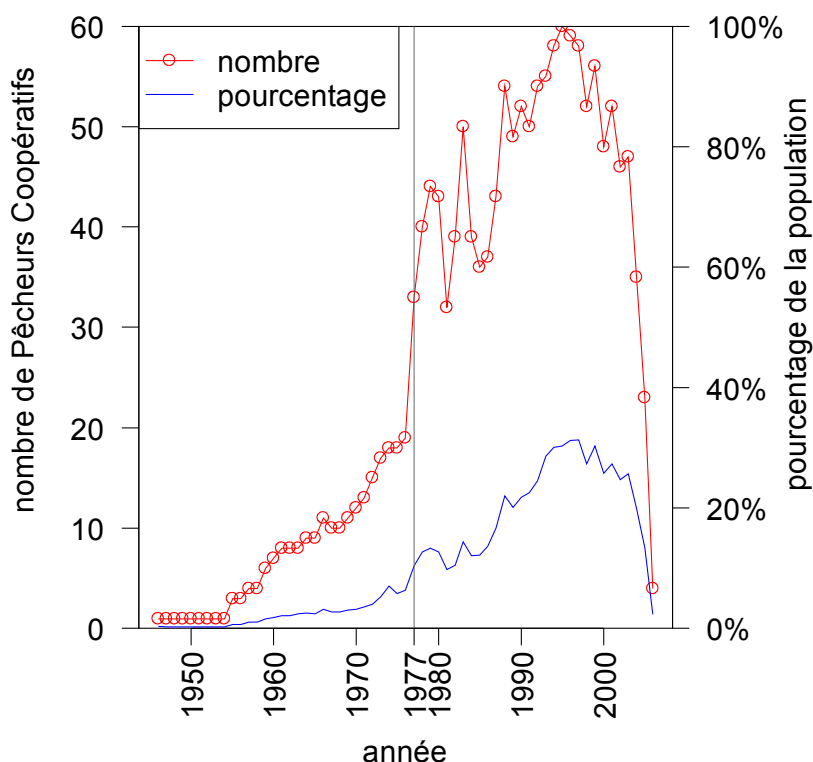


Figure 27 : évolution du nombre de pêcheurs coopératifs dans le système Girpech qui s'est mis en place en 1977.

Maintenant que la population totale est connue, nous pouvons examiner comment l'échantillon de pêcheurs coopératifs a évolué (Figure 27). Avant 1977 il ne s'agit que de carnets établis de la propre initiative des pêcheurs et qui ont été confiés au Cemagref a posteriori. Jusqu'à 19 pêcheurs ont ainsi fourni leur carnet personnel pour la même année, prouvant ainsi qu'une proportion non négligeable de pêcheurs tient et conserve spontanément des statistiques de capture. Le nombre de pêcheurs coopératifs connaît logiquement un bond l'année de la mise en place du système (1977) et augmente progressivement pour atteindre jusqu'à 60 pêcheurs (31% de la population totale) au milieu des années 1990. Une diminution du nombre de pêcheurs coopératifs suit, due en partie à un temps moins important accordé à "l'entretien" du réseau, c'est-à-dire à la recherche de nouveau pêcheurs en remplacement des arrêts (fin de coopération ou arrêt de la pêche), mais surtout à des refus croissants des pêcheurs "soumis" à des restrictions

de pêche (esturgeon dans les années 1980, moratoire sur la grande alose sur la bassin de la Garonne depuis 2008 et plan de gestion européen sur l'anguille en préparation)²⁰. La baisse impressionnante de l'échantillon de pêcheurs coopératifs depuis 2004 est simplement due au fait que toutes les données ne sont pas encore saisies dans Girpech.

- Évolution de la pêche professionnelle en France

L'évolution du nombre de pêcheurs professionnels dans la Gironde suit la même tendance à la baisse que le nombre total de marins-pêcheurs en France (Anonyme, 1987) et dans une moindre mesure, celle de l'ensemble des professionnels fluviaux de France (Figure 28).

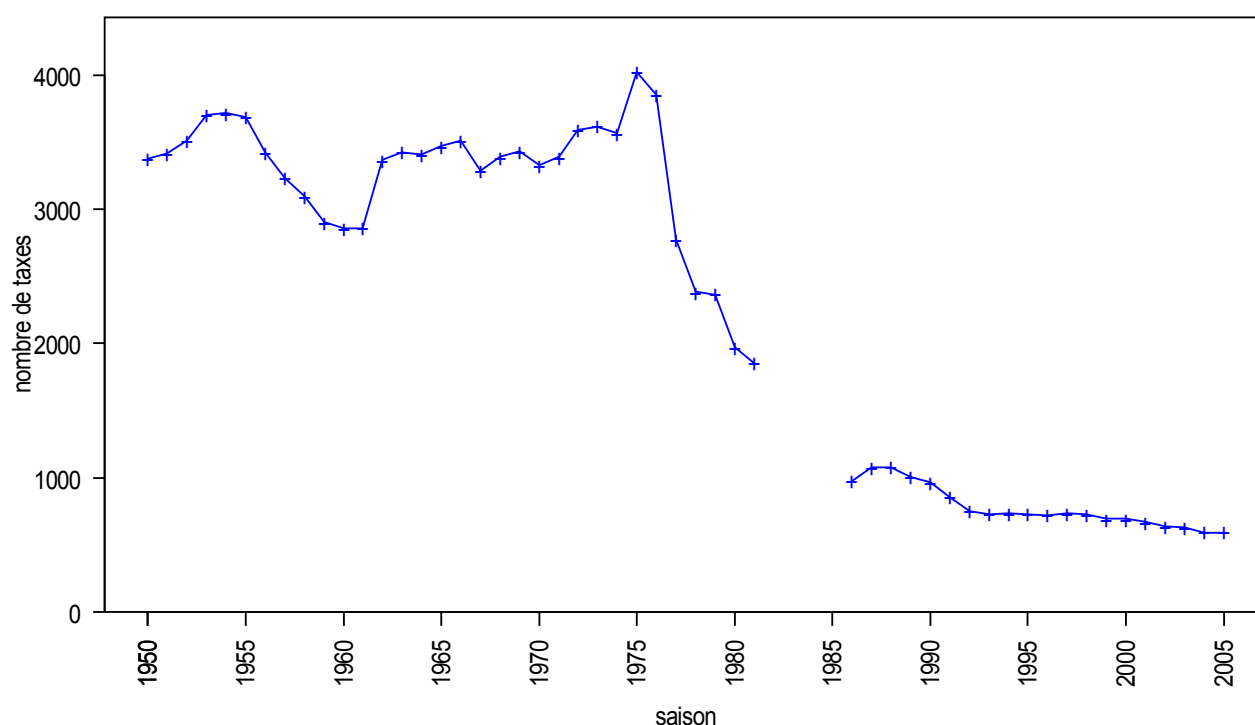


Figure 28 : nombre de taxes délivrées en France aux professionnels fluviaux (permissonnaires de grande pêche et petit adjudicataire puis professionnel (loi pêche 1984)) entre 1950 et 2005 (Source : Conseil Supérieur de la Pêche – Changeux T. com. pers.).

- Évolution des pêcheurs professionnels avant la seconde guerre mondiale

Il semble donc que, malgré les incertitudes qui demeurent, le nombre de professionnels ait diminué de manière relativement continue entre 1950 (471 pêcheurs) et 2006 (168 pêcheurs). Nous pouvons comparer ces chiffres avec les quelques estimations antérieures à 1946 que nous avons pu récolter. Castelnau *et al.* (1985b) ont reconstitué deux séries intéressantes à ce titre : les inscrits maritimes pêcheurs de Dordogne de 1930 à 1977 et

²⁰ Ces pêcheurs ont l'impression que ce sont les données qu'ils fournissent, et qui permettent une meilleure connaissance des stocks et de leur impact qui conduisent aux restrictions de pêche. C'est là un paradoxe auquel les systèmes de statistiques de capture doivent faire face : convaincre que la gestion basée sur des données réalistes (fournies par les pêcheurs) pourra être bénéfique à long terme aux différents acteurs, même si à court terme, cela peut conduire à des restrictions de pêche.

les armements à la pêche du quartier de Pauillac entre 1896 et 1952. Ces deux séries montrent une augmentation du nombre de pêcheurs jusqu'au début de la seconde guerre mondiale. Les nombres de pêcheurs aux alentours de 1950 sont environ égaux à 60% de ce qu'ils étaient avant 1940 pour Pauillac et sont égaux en ce qui concerne les inscrits maritimes pêcheurs de Dordogne. Le nombre d'inscrit maritime ayant prétendu en 1928 au droit viager était de 1158 (Castelnaud *et al.*, 1985b), même si tous ne pratiquaient pas la pêche. Nous avons également retrouvé certaines informations pour les années 1935 et 1937, ainsi les viagers étaient respectivement au nombre de 464 et 384. Pour la même période, il était dénombré, en Garonne, 5 licences grande pêche auxquelles s'ajoutent, respectivement, 164 et 205 petites pêches, qui étaient, à cette époque, des licences professionnelles. Cela porte ainsi le nombre de licences pour les professionnels fluviaux à 169 et 210. À cela, il faudrait ajouter les licences des viagers et des inscrits maritimes sur ce secteur. Sur la période 1946-2004, le maximum de licences DDA est de 149, confirmant que le nombre de pêcheurs devaient être plus important avant la seconde guerre mondiale.

Tableau VI : évolution du nombre de pêcheurs par quartier maritime entre 1727 et 1910

Année	Royan	Pauillac	Blaye	Libourne	Bordeaux	Langon	Total hors Royan	Source
1727							500 - 700	C85
1780							1 000	C85
1830			47	630	119	385	1 181	C85
1865	263	8	18	463	49	100	638	RM
1866	284	10	26	466	48	98	648	RM
1867	287	9	39	428	52	100	628	RM
1868	291	19	47	415	104	96	681	RM
1869	314	17	53	406	81	98	655	RM
1870	361	25	54	401	79	87	646	RM
1871	357	16	39	381	70	82	588	RM
1872	362	30	36	414	70	69	619	RM
1891	171	114	18	750	587	291	1 760	RM
1892	164	86		710	315	281	1 392	RM
1893	164	84		760	510	1984*	1 354	RM
1894	166	61		773	463		1 297	RM
1909		100		500	280		880	C85
1910		135		745	500		1 380	C85
Moyenne 1830-1910	265	51	38	549	222	153	956	

C85 = Castelnaud *et al.* (1985b)

RM = Revue Maritime et Coloniale ou Revue Maritime

*Ce chiffre paraît aberrant, d'autant que le quartier de Langon est sensé être regroupé avec celui de Bordeaux depuis 1892. Ce chiffre n'apparaît dans ce tableau que pour mémoire.

Nous disposons également d'évaluations du nombre de bateaux et de pêcheurs sur toute la Gironde pour certaines dates. Ces chiffres sont rassemblés dans le Tableau VI et

sont issus :

- de Castelnaud *et al.* (1985b)
- des statistiques officielles, publiées dans la Revue Maritime et Coloniale puis dans la Revue Maritime sous le titre de "statistiques des pêches maritimes" ou "situation de la pêche et de l'ostréiculture" ou encore "rendement de la pêche et de l'ostréiculture en France et en Algérie" (III.3.3.5).

Le quartier de Royan étant nettement tourné vers la pêche maritime au sens strict, les pêcheurs de ce quartier ont été exclus du total de pêcheurs.

Tableau VII : évolution du nombre de Bateaux par quartier maritime entre 1830 et 1909

Année	Royan	Pauillac	Blaye	Libourne	Bordeaux	Langon	Total hors Royan	Source	nb pêcheurs/bateau
1830			9	307	58	200	574	C85	2.06
1865	63	6	15	229	44	85	379	RM	1.68
1866	70	8	19	235	43	81	386	RM	1.68
1867	71	8	33	224	40	85	390	RM	1.61
1868	71	14	44	215	45	81	399	RM	1.71
1869	79	14	48	219	41	78	400	RM	1.64
1870	85	20	47	219	39	68	393	RM	1.64
1871	84	15	35	211	37	75	373	RM	1.58
1872	85	23	32	205	39	66	365	RM	1.70
1891	69	73	18	440	279	230	1 040	RM	1.69
1892	69	52		419	210	220	901	RM	1.54
1893	70	46		450	358	1297*	854	RM	1.59
1894	75	40		453	325		818	RM	1.59
1909		80		400	230		710	C85	1.24
Moyenne 1830-1909	74	31	30	302	128	115	570		1.68

C85 = Castelnaud *et al.* (1985b)

RM = Revue Maritime et Coloniale ou Revue Maritime

*Ce chiffre paraît aberrant, d'autant que le quartier de Langon est sensé être regroupé avec celui de Bordeaux depuis 1892. Ce chiffre n'apparaît dans ce tableau que pour mémoire.

On notera également que les quartiers de Garonne (Bordeaux et Langon) représentent 68% du quartier de Dordogne (Libourne ; Tableau VI). Ce déséquilibre entre le nombre de pêcheurs pratiquant dans les deux fleuves semble s'être maintenu jusqu'à aujourd'hui. En effet, le nombre de pêcheurs détenant une licence DDA représente également, en moyenne, sur la période 1950-2006, 68% du nombre de pêcheurs détenant une licence SMN. Ce phénomène aurait même tendance à s'accroître puisque ce taux était de 78% pour la période 1946-1959 et de 58% pour la période 1990-2006. Cependant, ce taux représente de moins en moins la proportion de pêcheur exerçant sur chaque zone puisque désormais la quasi-totalité des pêcheurs détenant une licence en Zone Mixte de Garonne détient également une licence en Zone Mixte de Dordogne (Figure 25).

Le Tableau VII montre le nombre de bateaux correspondant à ce nombre de pêcheurs. Là encore les variations sont grandes et le nombre de bateaux fluctue entre 365 et 1040 avec une moyenne de 570 bateaux. Les grands équilibres entre les zones mentionnés pour les nombres de pêcheurs sont à peu près respectés. Il est en revanche intéressant

de remarquer que le nombre de pêcheurs par bateau tend à diminuer. Il était de plus de 2 pêcheurs par bateau en 1830, autour de 1,65 entre 1865 et 1872, autour de 1,60 entre 1891 et 1894 et de 1,24 en 1909. On peut estimer aujourd'hui qu'il est à peine supérieur à 1. En effet, seuls quelques pêcheurs sont accompagnés par des compagnons (ou pêchent à deux). Cette évolution marquée peut sans doute être expliquée par les changements de motorisation, de techniques de pêche, de rendement. Ce fait nous entraîne à nous interroger sur la meilleure unité d'effort nominal entre le pêcheur et le bateau. L'unité qui reste la plus comparable à travers le temps semble être le bateau. En effet, le nombre de pêcheurs semble en partie lié à l'évolution des techniques. Cependant on pourra considérer que, depuis 1946, le nombre de pêcheurs par bateau est très proche de 1 et que donc, depuis cette date, le nombre de bateaux sera environ égal au nombre de pêcheurs. Nous garderons donc le pêcheur comme unité d'effort nominal car c'est cette unité qui est traditionnellement retenue sur la Gironde (Girardin *et al.*, 2006 ; Rochard, 1992).

IV.1.1.3. *Ce qu'il faut retenir du dénombrement des pêcheurs*

Comme nous l'avons vu, nous avons rencontré de nombreuses difficultés à rassembler un élément aussi simple qu'un effectif de pêcheurs :

- aucune administration n'effectue cette synthèse ;
- aucun recoupement n'est fait entre les différents listings de licences délivrées par les différentes administrations ;
- le nombre de licences à lui seul ne suffit pas à connaître le nombre de pêcheurs ;
- la définition de pêcheurs professionnels n'a pas toujours été très claire.

Ces difficultés ne permettent d'avoir qu'une confiance relative dans les chiffres que nous avons produits.

Depuis le XIX^{ème} siècle, les effectifs de pêcheurs ont connu d'importantes modifications :

- diminution du nombre de pêcheurs par bateau (Tableau VII) ;
- augmentation de la pêche dans l'Estuaire ;
- augmentation de la proportion de professionnels fluviaux depuis la seconde guerre mondiale (Figure 24) ;
- diminution du nombre total de pêcheurs depuis 1950 (Figure 24) et probablement depuis la fin du XIX^{ème} siècle (Tableau VI) ;
- augmentation du nombre de pêcheurs détenant des licences, à la fois en Zone Mixte de Garonne et de Dordogne avec, en parallèle, une diminution du nombre de marins-pêcheurs détenant une licence en Zone Mixte (Figure 25) ;
- en revanche, la Zone Mixte de Dordogne semble avoir été toujours plus attractive que la Zone Mixte de Garonne.

L'examen de ce premier descripteur, qu'est l'effectif de pêcheurs, nous apporte donc déjà de précieuses informations sur les mutations qu'a pu subir la pêcherie sur une aussi longue période. Ces mutations seront à prendre en compte lors de l'examen de l'évolution de l'abondance des différentes espèces.

IV.1.2. Effort nominal

IV.1.2.1. Effort nominal par espèce

Le premier niveau d'estimation des efforts nominaux, est l'effort nominal par espèce, i.e. le nombre de pêcheurs recherchant une espèce donnée au cours d'une saison sur la Gironde. A titre illustratif, nous présenterons dans cette partie les résultats tirés du réexamen de l'enquête socioprofessionnelle (Castelnaud *et al.*, 1985a) qui servira de base à nos estimations d'efforts nominaux (par métier) antérieures à 1988.

Les 174 pêcheurs enquêtés en 1982-1983 pêchent par ordre d'importance (Figure 29) : la grande alose à 95% (165 pêcheurs), la lamproie marine à 72% (126), la civelle à 68% (118), l'anguille jaune à 67% (117) et la crevette blanche à 31% (54). Au delà de ces chiffres globaux, on peut observer des disparités entre les pêcheurs, en fonction de leur statut et des licences qu'ils détiennent (Figure 29). Il faut noter que :

- d'une manière générale, la proportion par type de licence des pêcheurs pratiquant la pêche d'une espèce augmente avec le nombre de licences ;
- tous les pêcheurs possédant une licence pratiquent la pêche de l'alose ;
- la pêche de la lamproie marine est pratiquée en plus forte proportion par les détenteurs de licence SMN (Dordogne) ;
- les professionnels fluviaux pratiquent en plus forte proportion la pêche de la civelle ;
- en dehors de ceux qui possèdent à la fois une licence DDA et SMN, les marins-pêcheurs pratiquent plus la pêche de l'anguille que les professionnels fluviaux ;
- la pêche de la crevette blanche est surtout une affaire de marins-pêcheurs (pêcheurs sans licence²¹).

Les effectifs de pêcheurs enquêtés détenant les deux licences peuvent paraître faibles (8 marins-pêcheurs et 2 professionnels fluviaux), mais c'est à l'image de la population des pêcheurs de 1982 qui ne comptait que 12 marins-pêcheurs et 5 professionnels fluviaux possédant les 2 licences.

Ces constats sont assez logiques, car la pêche de la grande alose se pratique plutôt dans « les fleuves » (Zone Mixte de Garonne et de Dordogne), donc par des pêcheurs détenteurs de licences DDA ou SMN ; la pêche de la lamproie marine s'effectue plutôt en Dordogne ce qui nécessite une licence SMN et enfin, la crevette se pêche plutôt en estuaire ou éventuellement dans les parties aval des zones mixtes.

Ces résultats peuvent être comparés avec ceux obtenus 20 ans plus tard sur la période 2000-2004 à partir de la base Girpech. Afin de compléter ces informations, une enquête téléphonique a été menée en 2004 auprès de 75 pêcheurs (soit 43% de la population totale) sur lesquels nos données étaient incertaines et qui ne faisaient pas partie du réseau de pêcheurs coopératifs (comprenant 35 pêcheurs en 2004, soit 20% de la population totale). Les résultats sont présentés Figure 30 et contrairement à ceux de l'enquête socioprofessionnelle, ils portent sur toute la population de pêcheurs.

21 Sont regroupés sous ce terme de « pêcheurs sans licence », les marins-pêcheurs ne possédant ni une licence DDA ni une licence SMN pour pêcher sur les zones mixtes.

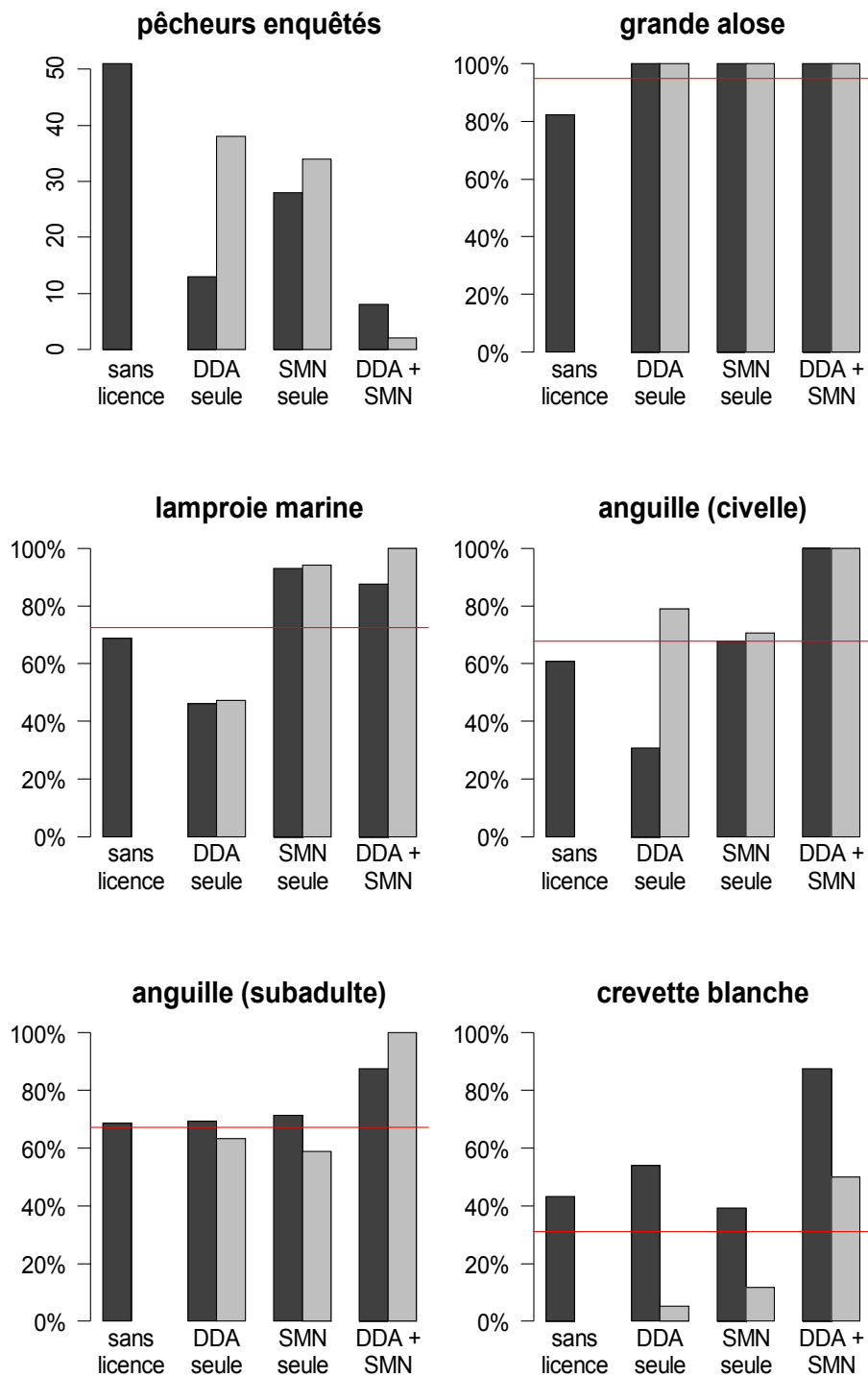


Figure 29 : statut (marins-pêcheurs ou voyageurs, barre foncée et professionnels fluviaux, barre claire) et licences, en 1982-1983, détenues par les pêcheurs de l'enquête socioprofessionnelle (Castelnaud et al., 1985a) retenus dans notre analyse et proportion de ces pêcheurs pratiquant la pêche de chacune des espèces en fonction de leur statut et des licences DDA et/ou SMN détenues. La ligne horizontale rouge représente la proportion de pêcheurs recherchant une espèce indépendamment de leur statut ou des licences détenues.

Les premiers constats concernent la répartition des licences détenues par les pêcheurs et ont été largement commentés ci-dessus (IV.1.1) :

- diminution de la proportion de marins-pêcheurs détenant une licence en Zone Mixte (DDA et/ou SMN) et même disparition des marins-pêcheurs possédant seulement une licence DDA
- forte augmentation des professionnels fluviaux possédant à la fois une licence DDA et SMN (qui deviennent majoritaires) et quasi disparition de la catégorie "DDA seul".

Entre 2000 et 2004, les pêcheurs pêchaient par ordre d'importance (Figure 30) : la civelle (79%), la lamproie marine (73%), la grande alose (72%) l'anguille jaune (37%) et la crevette blanche (32%). Par rapport à 1982, on voit que seule la lamproie marine et la crevette blanche sont recherchées de manière équivalente, alors que la pêche de la civelle concerne (en proportion) plus de pêcheurs et devient la première pêche en nombre de pêcheurs pratiquants. La pêche de la grande alose et de l'anguille jaune concerne moins de pêcheurs. Si l'on rentre dans le détail, l'apparente stabilité de la pêche à la lamproie marine est due à une diminution notable de la proportion de marins-pêcheurs sans licences²² recherchant cette espèce, mais compensée par une augmentation des professionnels fluviaux détenteurs d'une licence DDA seule. On notera que désormais quasiment tous les pêcheurs détenant une licence pratiquent la pêche de la lamproie marine, ce qui n'est plus tout à fait le cas pour la grande alose. De même la pêche à la crevette blanche se maintient, mais grâce à une augmentation de la proportion des marins-pêcheurs possédant une licence SMN seule, alors que les marins-pêcheurs sans licence et les pêcheurs possédant les deux types de licences recherchent moins cette espèce. L'augmentation de la pêche à la civelle (en proportion) est le fait des marins-pêcheurs sans licence et dans une moindre mesure des professionnels fluviaux ne possédant qu'une licence DDA. La diminution de la pêche à la grande alose concerne essentiellement les marins-pêcheurs sans licence mais également les pêcheurs possédant une licence SMN seule et les professionnels fluviaux ayant les deux licences DDA et SMN. La diminution de la pêche à l'anguille s'observe quelle que soit la catégorie de pêcheurs ou les licences détenues. La baisse la moins forte pour cette espèce est enregistrée pour les marins-pêcheurs possédant une licence SMN seule.

Pour conclure, cette analyse de descripteurs très simples met en évidence la place importante de la grande alose, de la lamproie marine et de la civelle dans ces pêcheries. Nous montrons également que de nombreux changements sont intervenus dans la pêcherie en 20 ans. Cependant à ce stade, on ne peut expliquer ces changements, ni même les utiliser pour tirer des conclusions sur l'état des stocks. En effet s'ils peuvent effectivement être liés à l'état des stocks, il ne faut pas oublier que la pêche professionnelle est aussi grandement guidée par les marchés et donc pas uniquement par des contraintes biologiques. Le cas le plus évident est celui de l'anguille pour lequel le stade civelle (juvénile) est de plus en plus recherché par les pêcheurs alors que le stade anguille jaune (subadulte) est délaissé. Comme nous le verrons plus loin, cet attrait pour la civelle est lié à une augmentation forte de son prix de commercialisation alors que son abondance a diminué. De plus ces descripteurs peuvent cacher des variations internes à une pêcherie ciblant une espèce donnée. En effet certaines espèces, comme la crevette blanche par exemple, peuvent être pêchées en pratiquant différents métiers ayant des caractéristiques différentes et pouvant cibler des portions différentes du stock. Pour ces

22 DDA ou SMN, car dans les années 2000, les marins-pêcheurs doivent posséder une licence CIPE pour pratiquer dans l'estuaire

raisons, nous préférons l'unité d'effort nominal par métier, i.e. en nombre de pêcheurs pour un métier donné, plutôt que celle par espèce.

IV.1.2.2. Effort nominal par métier

Nous allons donc maintenant nous intéresser aux efforts nominaux par métier qui seront ceux que nous utiliserons plus bas pour extrapoler les résultats du réseau de pêcheurs coopératifs à la population totale de pêcheurs. La Figure 31 (en haut à gauche) nous montre la proportion des pêcheurs pratiquant chacun des métiers depuis 1946 (les résultats détaillés sont donnés à l'annexe E). Seuls les efforts nominaux de 5 métiers sont estimés depuis cette date. Ils sont par ordre d'importance l'alose filet, la lamproie marine filet, l'anguille nasse, la civelle tamis et la crevette haveneau. Les autres métiers étaient, après la seconde guerre mondiale, inexistantes ou peu pratiqués. À la fin de la période étudiée, l'alose filet reste le premier métier, suivi de près par la lamproie marine filet, puis viennent la civelle dressage et pibalour, l'anguille nasse, la crevette blanche nasse, la civelle tamis, la lamproie marine bourgne et enfin la crevette blanche haveneau.

Seule la proportion de pêcheurs pratiquant la pêche de la lamproie marine au filet fluctue peu. La proportion de pêcheurs pratiquant les métiers alose filet, anguille nasse, crevette blanche haveneau diminue au fil des années, alors que la proportion de pêcheurs pratiquant la pêche de la lamproie marine à la bourgne, de la civelle au pibalour et au dressage et la crevette blanche aux nasses augmente. La proportion de pêcheurs pratiquant la pêche de la civelle au tamis a augmenté jusqu'à la fin des années 1990 puis a diminué. Compte tenu de la diminution globale du nombre de pêcheur, les efforts nominaux en valeur absolue (nombre de pêcheurs) ont tendance à diminuer à l'exception notable des efforts nominaux pour les métiers lamproie marine bourgnes et civelle pibalour qui augmentent et pour le métier crevette nasse qui est relativement constant.

Par rapport à Girardin *et al.* (2006), il peut exister des divergences importantes, essentiellement dans les années 1980 (Figure 31, graphiques par espèce). Nos estimations sont supérieures à celles du rapport EDF pour l'alose filet, la lamproie filet et la crevette blanche haveneau, qui s'explique en partie par le fait que nous ne tenons pas compte de l'assiduité. Elles sont en revanche inférieures pour la civelle tamis et l'anguille nasse.

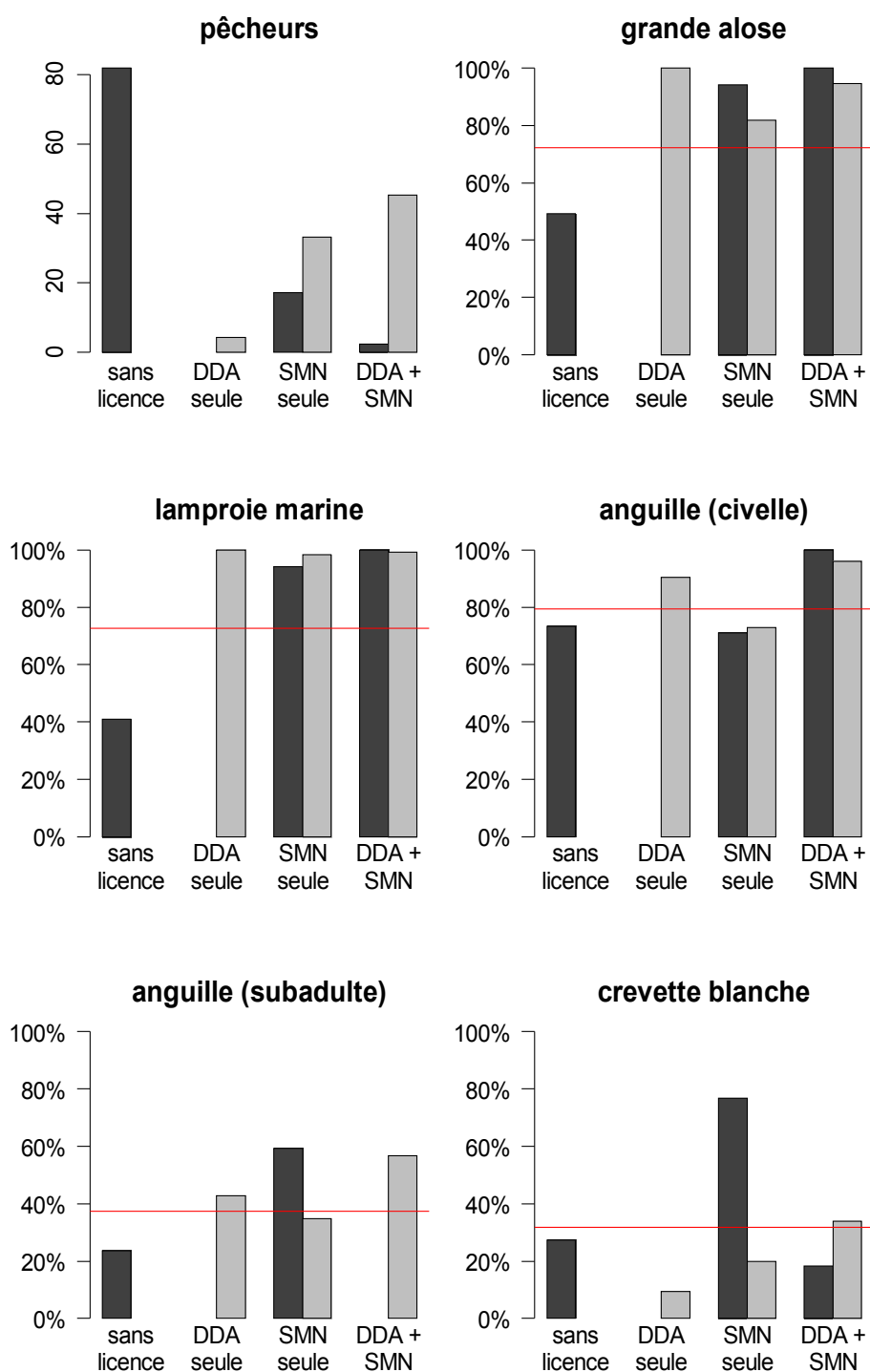


Figure 30 : statut (marins-pêcheurs ou voyageurs, barre foncée et professionnels fluviaux, barre claire) et licences détenues par les pêcheurs entre 2000 et 2004 et proportion de ces pêcheurs pratiquant la pêche de chacune des espèces en fonction de leur statut et des licences DDA et/ou SMN détenues. La ligne horizontale rouge représente la proportion de pêcheurs recherchant une espèce indépendamment de leur statut ou des licences détenues.

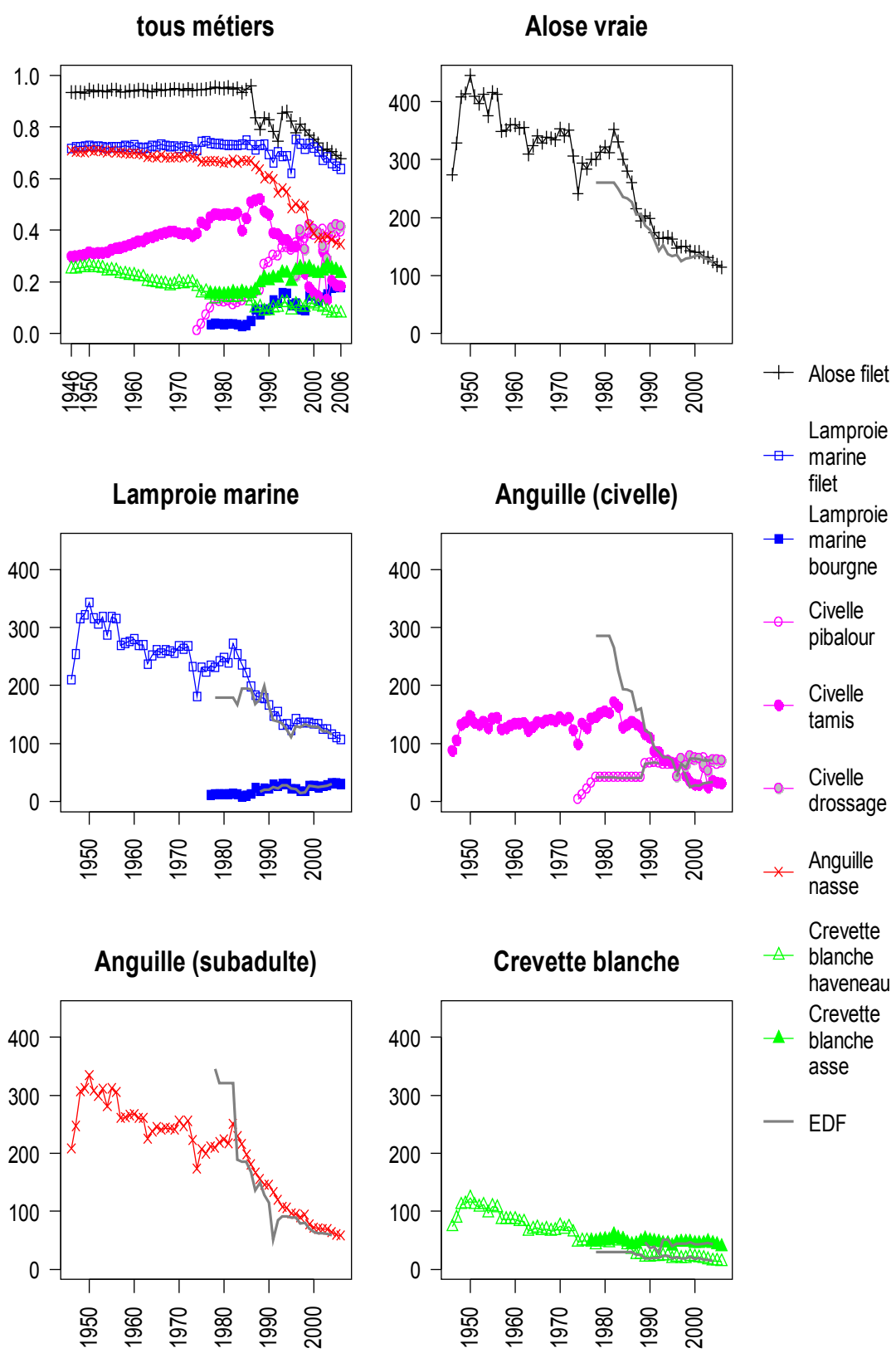


Figure 31 : évolution de l'effort nominal en proportion du nombre total de pêcheurs (en haut à gauche) et pour chacune des espèces en nombre de pêcheurs, comparés aux résultats figurant dans les rapports EDF (Girardin et al., 2006) entre 1946 et 2006

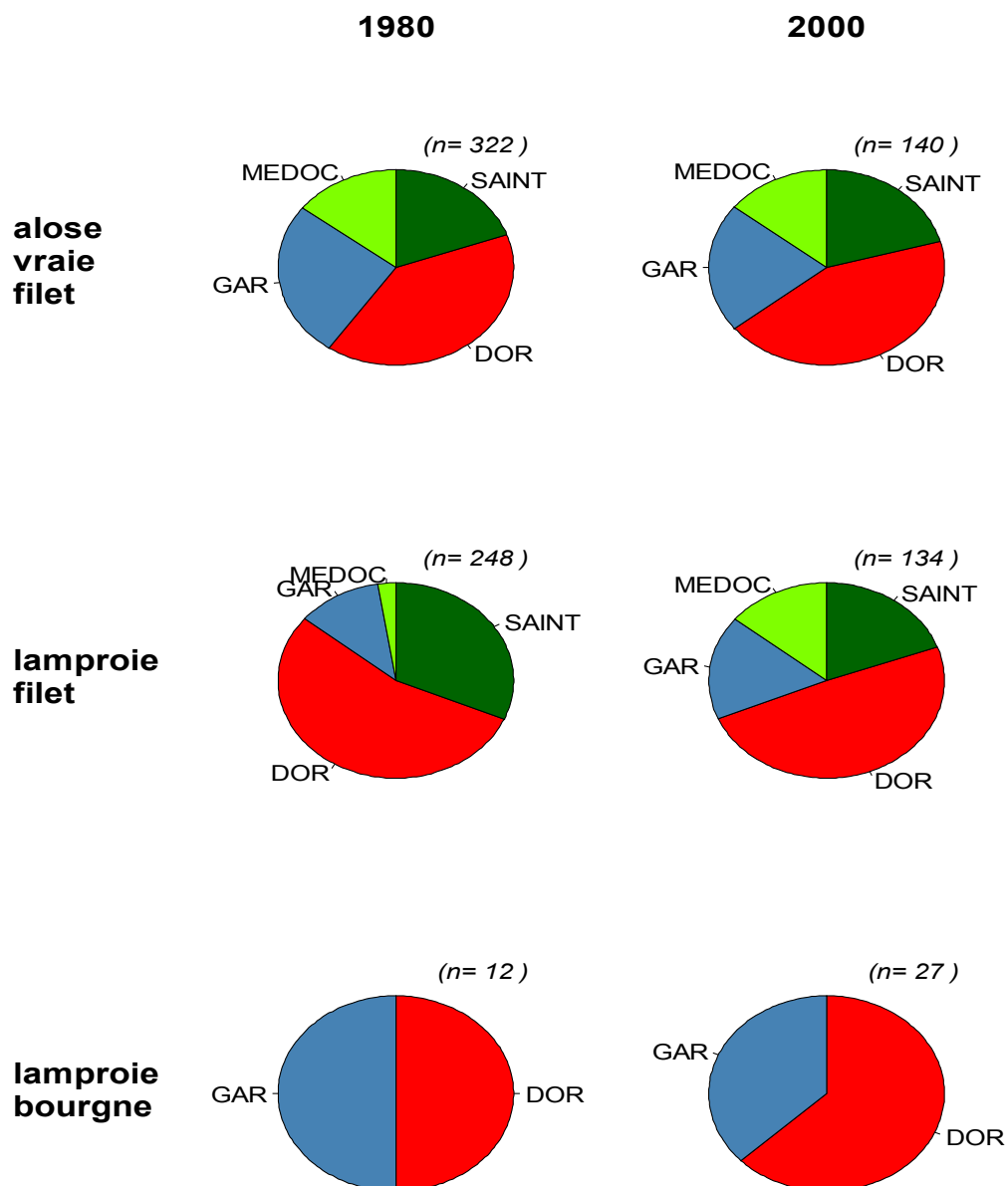


Figure 32 : répartition spatiale de l'effort nominal en 1980 et en 2000 pour les métiers alose filet, lamproie filet et lamproie bourgne. n donne le nombre de pêcheurs. DOR : secteur Dordogne-Isle, GAR : Garonne, MEDOC : rive Médoc de l'Estuaire, SAINT : rive Saintonge.

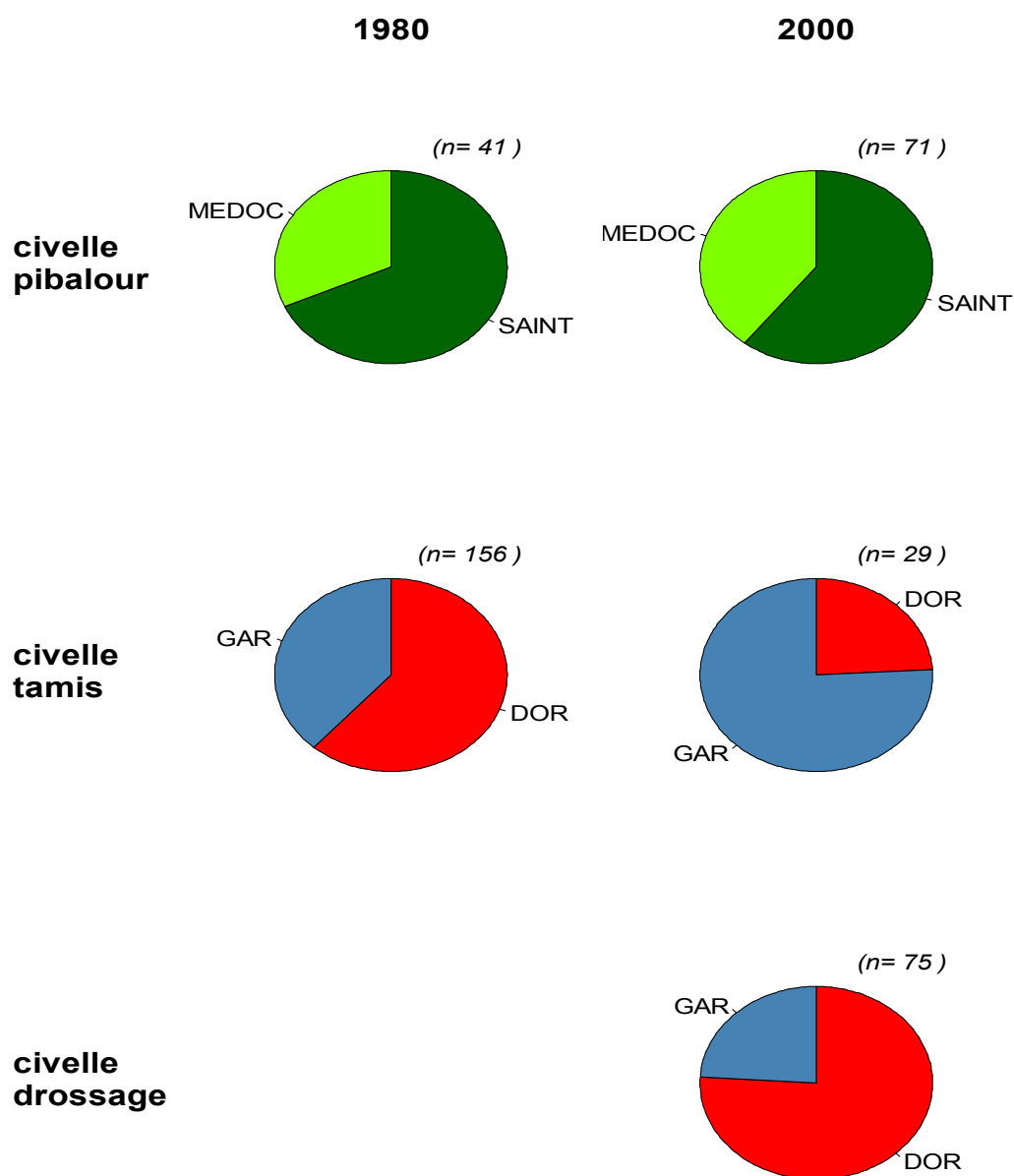


Figure 33 : répartition spatiale de l'effort nominal en 1980 et en 2000 pour les métiers civelle pibalour, tamis et drossage. Voir Figure 32 pour la légende.

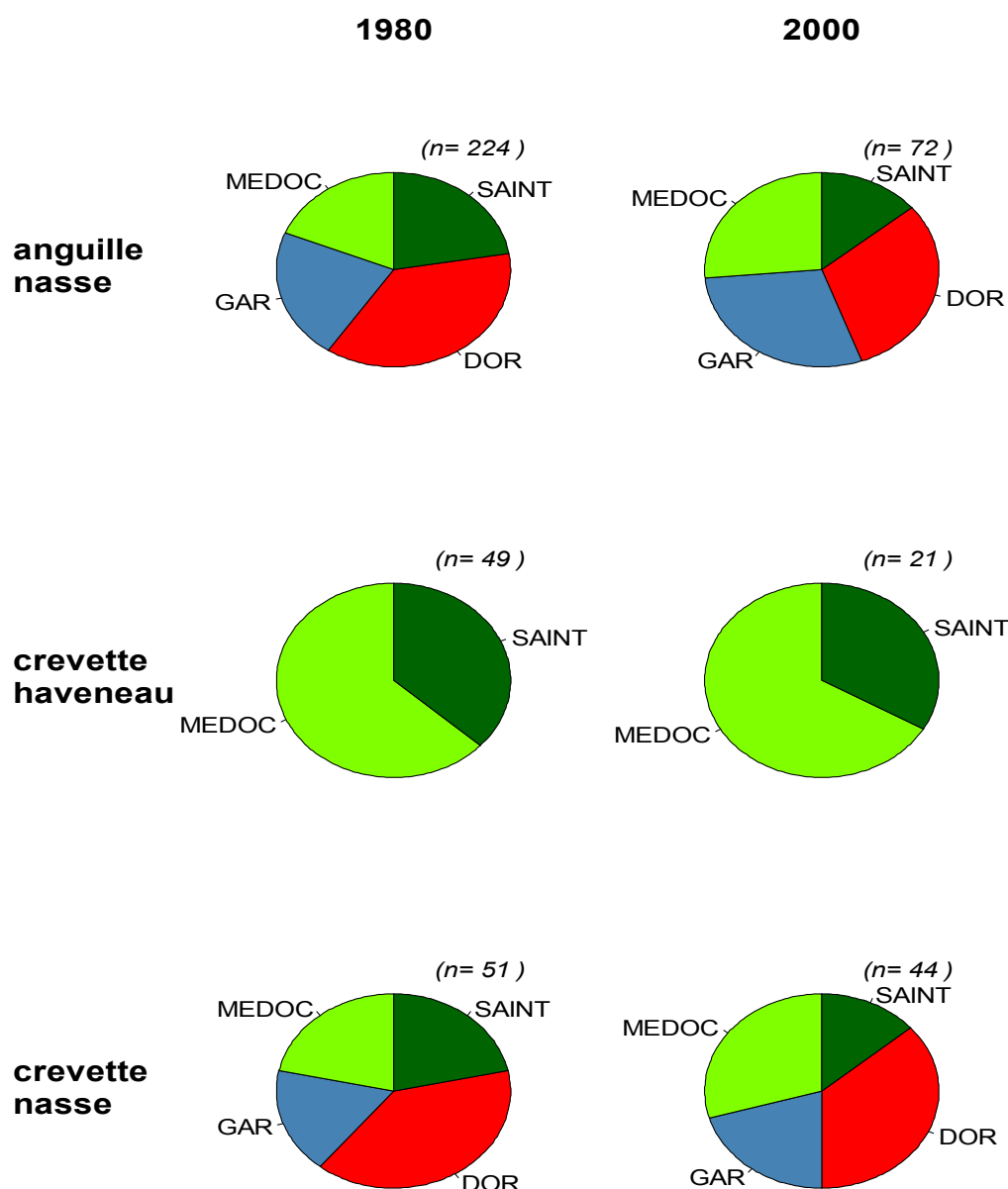


Figure 34 : répartition spatiale de l'effort nominal en 1980 et en 2000 pour les métiers anguille nasse, crevette haveneau et crevette nasse. Voir Figure 32 pour la légende.

L'effort nominal peut être découpé spatialement (par secteur). Cette répartition a également évolué au fil des années (Figure 32, Figure 33 et Figure 34). Pour l'aloise filet, la répartition spatiale est restée relativement stable avec la majorité des pêcheurs pratiquant en Zone Mixte (65%) et particulièrement dans le secteur Dordogne (40%). La répartition de l'effort est également restée stable pour le métier crevette haveneau avec 2/3 des pêcheurs en rive Médoc et 1/3 en rive Saintonge. Proportionnellement, la pêche de la lamproie au filet s'est développée en Garonne et en Médoc, mais cette pêche reste, avec au moins 49% des pêcheurs, une spécialité de Dordogne. La pêche de la lamproie au bourgne s'est en revanche développée de manière plus importante en Dordogne, avec

en 2000, 63% des efforts développés sur ce secteur (contre 50% en 1980). La pêche de la civelle au pibalour qui est apparue au milieu des années 1970 sur la rive Saintonge, se pratiquent déjà à 32% en Médoc en 1980. Le développement de cette pêche s'est poursuivi sur les 2 rives, mais de manière légèrement plus soutenue en Médoc où elle représente, en 2000, 39% de l'effort. La pêche de la civelle au tamis qui a fortement régressé et, qui en 1980, se pratiquait à 62% en Dordogne, se pratiquait à 76% sur la Garonne en 2000. Outre la forte régression, ce changement peut également s'expliquer par l'apparition de la pêche de la civelle au drossage en 1996 qui se pratiquait en 2000 à 76% sur la Dordogne (en fait essentiellement sur l'Isle). En 1990, la pêche de la civelle au tamis s'effectuait encore à 57% sur la Dordogne et en 1995, juste avant l'introduction du drossage, à 49% sur ce secteur. L'introduction du drossage a donc fortement accentué le déclin de la pêche de la civelle au tamis sur la Dordogne. La pêche de l'anguille aux nasses qui se pratiquait, en 1980, plutôt en rive droite (37% en Dordogne et 22% en Saintonge), se pratiquait, en 2000, plutôt en rive gauche (29% en Garonne et 26% en Médoc). La pêche de cette espèce en Dordogne reste cependant majoritaire avec 31% de l'effort. C'est en fait surtout la pêche de l'anguille jaune en Saintonge qui a diminué (14% de l'effort). Quant à la crevette aux nasses, elle s'effectue majoritairement en Dordogne (39% en 1980 et 36% en 2000). Elle a légèrement progressé en Médoc (22% et 30%) et Garonne (18% et 20%), mais ce métier a diminué en Saintonge (22% et 14%).

Généralement, le secteur Dordogne est celui où l'effort, quel que soit le métier pratiqué, est le plus important et la rive droite (Dordogne + Saintonge) est majoritaire. Ceci n'est pas vrai pour la pêche de la civelle au tamis en 2000 (mais qui est marginale comparée à la pêche au drossage), la pêche à l'anguille aux nasses en 2000 et la crevette au haveneau.

IV.1.2.3. Discussion

Si le nombre total de pêcheurs n'est déjà pas aisé à collecter (IV.1.1), il existe au moins un système de licences permettant d'y accéder. Les efforts nominaux par espèce ou par métier, ne peuvent s'appuyer sur aucun système de licences, celles-ci donnant droit à la pratique de multiples engins et ainsi de multiples métiers. Tout au plus, le nombre total de pêcheurs constitue-t-il un maximum. Il est donc nécessaire pour accéder à cet indicateur halieutique de mener des enquêtes auprès de la pêcherie, comme l'enquête socio-économique de Castelnaud *et al.* (1985a). Ceci est coûteux en temps, mais indispensable en terrain vierge. Une fois cette première étape franchie, les informations sur la pêcherie peuvent être maintenues via un réseau de pêcheurs coopératifs. Cela nécessite cependant des "mises à jour" périodiques par sondage, qui peuvent être plus ciblées sur les pêcheurs les moins connus (pêcheurs nouvellement arrivés ou pêcheurs très peu coopératifs), comme cela a été le cas au travers de l'enquête téléphonique réalisée lors de ce travail. Ce système ne permet pas néanmoins d'apprécier toute la variabilité inter-saisonnière qui existe, certains pêcheurs pouvant d'une année à l'autre pêcher ou non en pratiquant un métier donné, voire pêcher ou non une espèce donnée.

Il existe cependant une espèce (ou plutôt un stade d'une espèce) pour lequel l'évaluation de l'effort nominal est plus aisé en théorie. Il s'agit de la civelle pour laquelle un timbre spécifique a été créé en 1979 pour les marins-pêcheurs. En Gironde, ce système est complété en Zone Mixte, à l'occasion de l'introduction du drossage en 1996, par une licence civelle drossage et tamis. Ces timbres déterminent un nombre potentiel de pêcheurs de civelle, certains pêcheurs pouvant acheter un timbre sans pratiquer. Inversement, certains pêcheurs peuvent, illégalement, pratiquer sans posséder ses timbres. Ces timbres ne permettent pas non plus de spatialiser l'effort. Ils ne constituent

pas une source indépendante d'informations à laquelle nous pouvons comparer nos résultats puisqu'ils ont été intégrés au fur et à mesure dans les différents rapports EDF.

Idéalement, les systèmes obligatoires, de par leur vocation d'exhaustivité, devraient être à même de fournir des efforts nominaux. Malheureusement, les non-déclarations fréquentes qui entachent ces systèmes (II.2.3), les empêchent de remplir ce rôle. On constate néanmoins que les données collectées par l'AADPPEDG, relais de terrain du SNPE, produisent, depuis 1996, des chiffres comparables aux nôtres pour les professionnels fluviaux sur la Zone Mixte (VII.2). Ces données ne suffisent cependant pas à évaluer l'ensemble de l'effort nominal en Zone Mixte (il nous manque le nombre de marins-pêcheurs pratiquant sur cette zone) et encore moins sur la Gironde. De plus ce système de relais de terrain est particulier à la Gironde et n'est pas une caractéristique intrinsèque du système SNPE national.

Nous avons peu d'éléments suffisamment indépendants pour pouvoir confirmer nos estimations d'effort nominaux. On notera, parmi les biais possibles, que l'alose a subi un report de l'effort à partir des années 1965-1970, surtout dans l'Estuaire à la suite de la régression de l'esturgeon (Castelnaud *et al.*, 1985a). Comme nous avons extrapolé nos résultats à partir de ceux des années 1980 (où l'esturgeon n'était plus pêché), il y a donc un risque de surestimation de l'effort dirigé sur l'alose avant la fin des années 1960. En l'absence de données chiffrées, aussi grossières soient-elles, on ne peut toutefois ni confirmer, ni infirmer nos estimations.

Une des limites de notre travail réside également dans le découpage de l'effort en secteur. En effet, dans la base Girpech, chaque pêcheur se voit affecter une zone de pêche pour chaque métier. Dans la réalité, les pêcheurs peuvent pratiquer sur plusieurs zones de pêche. Le regroupement en secteur que nous avons effectué permet en partie de s'affranchir des nombreux pêcheurs changeant de zone, à l'intérieur d'un même secteur. Cela ne permet toutefois pas de prendre en compte les pêcheurs pouvant pratiquer sur plusieurs secteurs. Compte tenu du faible nombre de professionnels fluviaux possédant à la fois une licence DDA et SMN jusqu'à la fin des années 1980, ce risque semble faible pour cette catégorie (Figure 25). Néanmoins ce nombre a considérablement augmenté depuis, ainsi que le nombre de pêcheurs pouvant pêcher sur deux secteurs. La proportion de marin-pêcheurs possédant une licence en Zone Mixte a toujours été très importante (Figure 25), leur offrant la possibilité de pratiquer à la fois sur l'estuaire et sur un secteur de Zone Mixte. De plus les marins-pêcheurs peuvent librement pratiquer sur nos deux secteurs estuariens (Médoc et Saintonge). Toutefois, en réalité, le nombre de pêcheurs exerçant de manière soutenue sur plusieurs secteurs au cours d'une même année reste minime.

IV.1.3. Ce qu'il faut retenir des efforts nominaux

Les efforts nominaux montrent que trois espèces ou stades sont particulièrement recherchés actuellement : la grande alose, la lamproie marine et la civelle (Figure 29 et Figure 30). L'anguille jaune et la crevette blanche ne constituant qu'une ressource secondaire. Cependant, depuis 1946, les équilibres entre les espèces et les métiers ont évolué. L'anguille jaune intéresse de moins en moins de pêcheurs alors que, dans le même temps, la civelle est devenue la première espèce (stade) recherchée. Des métiers nouveaux sont apparus ou certains anciens ont prospéré : lamproie bourgne, civelle pibalour et civelle drossage, crevette blanche nasses (Figure 31).

Ces efforts nominaux par métier et par secteur ne peuvent être obtenus de façon

automatique et sûre à partir des enregistrements des services gestionnaires et des systèmes obligatoires qui devraient pourtant répondre à ces questions basiques. Mais ceux-ci ne sont pas en mesure de le faire en raison de leur manque de performance (non-déclarations notamment). Des opérations particulières, enquêtes de la population entière, sondages périodiques, questionnements réguliers des pêcheurs coopératifs sur cet effort dans leur zone de pêche, ont été mises en œuvre pour suppléer à ces manques. Il résulte de ce contexte une certaine incertitude concernant les chiffres produits.

IV.2. Estimation de l'effort effectif

Nous allons maintenant faire appel à la base girpech proprement dite avec l'analyse des efforts effectifs, qui se fera par métier. L'effort effectif permet de mesurer la pression exercée sur chacun des stocks (III.2.3.3). Compte tenu du nombre de métier (9), nous ne détaillerons ici que le cas de la grande alose, l'ensemble des résultats peut être trouvé à l'annexe F.

IV.2.1. La grande alose (métier grande alose filet)

Jusqu'en 1957, nous ne possédons les données que d'un seul pêcheur exerçant sur la Dordogne (Figure 35b). Puis, jusqu'en 1976, nous disposons de données éparses sur 3 secteurs provenant au maximum de 2 pêcheurs par secteur. Nous ne possédons en revanche aucunes données pour le secteur Médoc sur toute la période allant de 1946 à 1976.

Nous observons, dans les efforts effectifs moyens, une très grande variabilité interannuelle sans doute plus liée à cette faiblesse d'échantillonnage qu'à une variabilité réelle (Figure 35a). Les efforts effectifs moyens de Dordogne semblent être à un niveau élevé jusqu'au début des années 1960 avec 41 jours de pêche en moyenne entre 1950 et 1962. Puis du milieu des années 1960 au milieu des années 1970, tous les secteurs semblent être à un niveau faible d'effort effectif moyen avec 28 jours en Dordogne, 27 jours en Garonne (en excluant le pic de 1968) et 21 jours en Saintonge pour la période 1963-1975. L'effort effectif de tous les secteurs remonte ensuite à un niveau élevé à la fin des années 1970 et au début des années 1980. Les secteurs connaissent ensuite des trajectoires différentes. Les efforts effectifs moyens en Dordogne et en Saintonge diminuent très régulièrement pour rejoindre des niveaux légèrement supérieurs à ceux de la fin des années 1960 et du début des années 1970. Les efforts développés en Garonne et en Médoc se maintiennent voire augmentent pour ce dernier. La Garonne connaît néanmoins une légère diminution depuis le début des années 2000.

L'effort effectif total développé en Dordogne est en général le plus fort (Figure 35c). Les efforts effectifs totaux suivent relativement bien les efforts effectifs moyens, jusqu'au début des années 1980. La forte diminution des efforts nominaux entraîne la diminution des efforts effectifs totaux depuis le milieu des années 1980, quel que soit le secteur. En prenant en référence la période 1975-1985, les efforts effectifs totaux développés durant la période 2000-2006 sont de 53% pour le Médoc, 34% pour la Dordogne et la Garonne et 29% pour la Saintonge.

Ceci se traduit par une diminution très nette de l'effort effectif dans le bassin (Figure 35d). En moyenne entre 1975 et 1985, l'effort effectif est de 14 500 jours de pêche, il n'est plus que de 5 300 jours entre 2000 et 2006 soit un peu plus du tiers (36%) de celui de la fin des années 1970 et du début des années 1980.

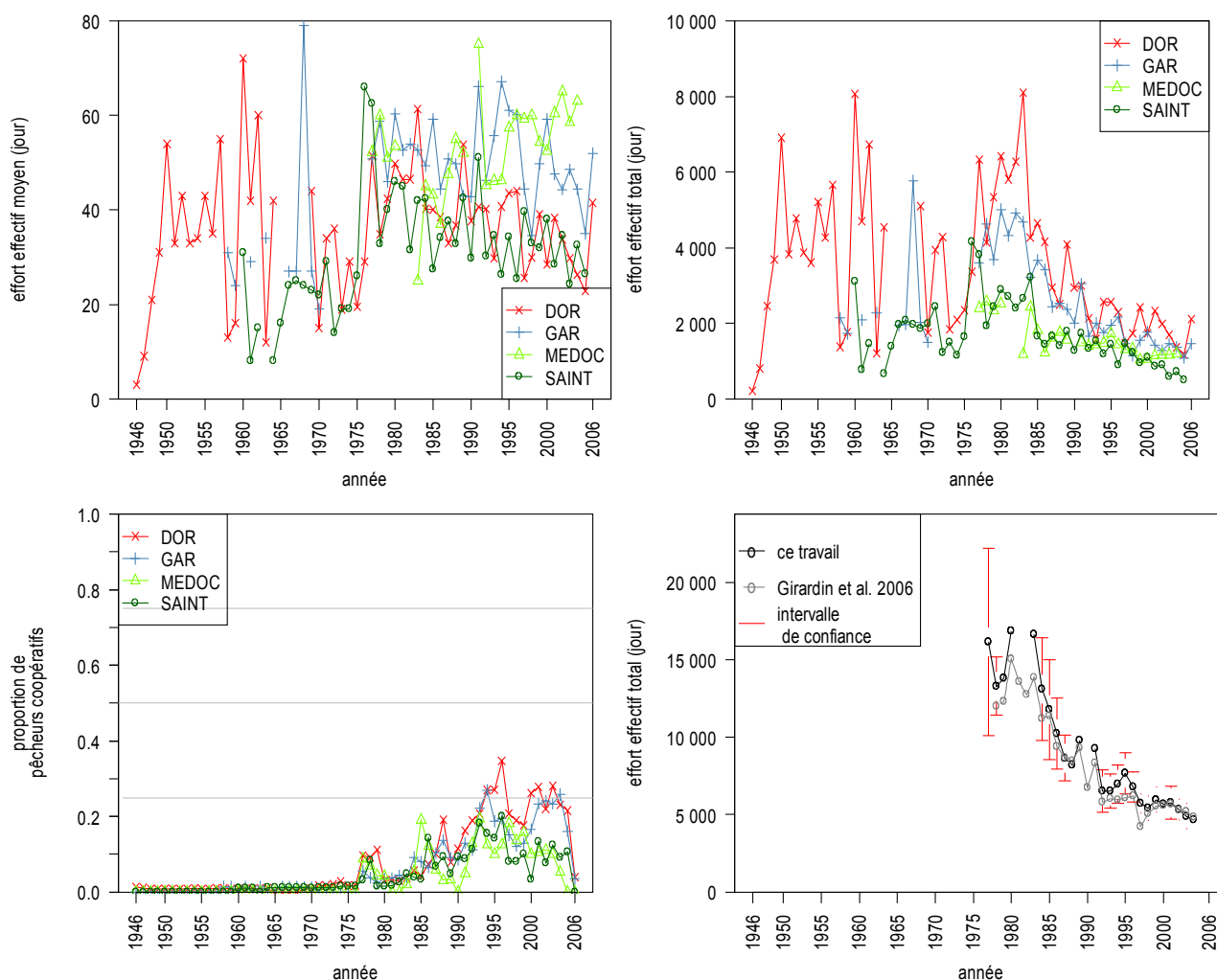


Figure 35 : grande alose filet entre 1946 et 2006 – évolution de l'effort effectif moyen (haut gauche - a) et total (haut droite - c) par secteur, exprimé en jours de pêche. Évolution de la proportion de pêcheurs coopératifs (bas gauche - b) par rapport au nombre total de pêcheurs. Évolution de l'effort effectif total du bassin (bas droite - d) avec intervalle de confiance et comparaison aux résultats de Girardin et al. (2006).

IV.2.2. Reconstitution de séries continues d'efforts effectifs

Afin de combler les "trous" dans les différentes séries, dues à une absence de données sur certains secteurs, nous utilisons un GLM (III.3.3.4). Les résultats de ces extrapolations ainsi que les résultats bruts pour tous les métiers sont donnés à l'annexe F. La série obtenue sera ainsi nommée « série étendue » par opposition à la « série brute » qui n'est constituée que des résultats de la méthode classique (Figure 35d par exemple).

Le métier grande alose filet a connu des efforts effectifs très élevés dans les années 1950 sur la Gironde (de 15 000 à 20 000 jours de pêche ; Figure 36). Cet effort semble avoir diminué dans les années 1960 jusqu'au milieu des années 1970 (autour de 10 000 jours), avant de connaître de nouveau un niveau élevé jusqu'au milieu des années 1980 (autour de 15 000 jours). L'effort effectif diminue ensuite de manière relativement continue pour passer en dessous des 5 000 jours en 2003.

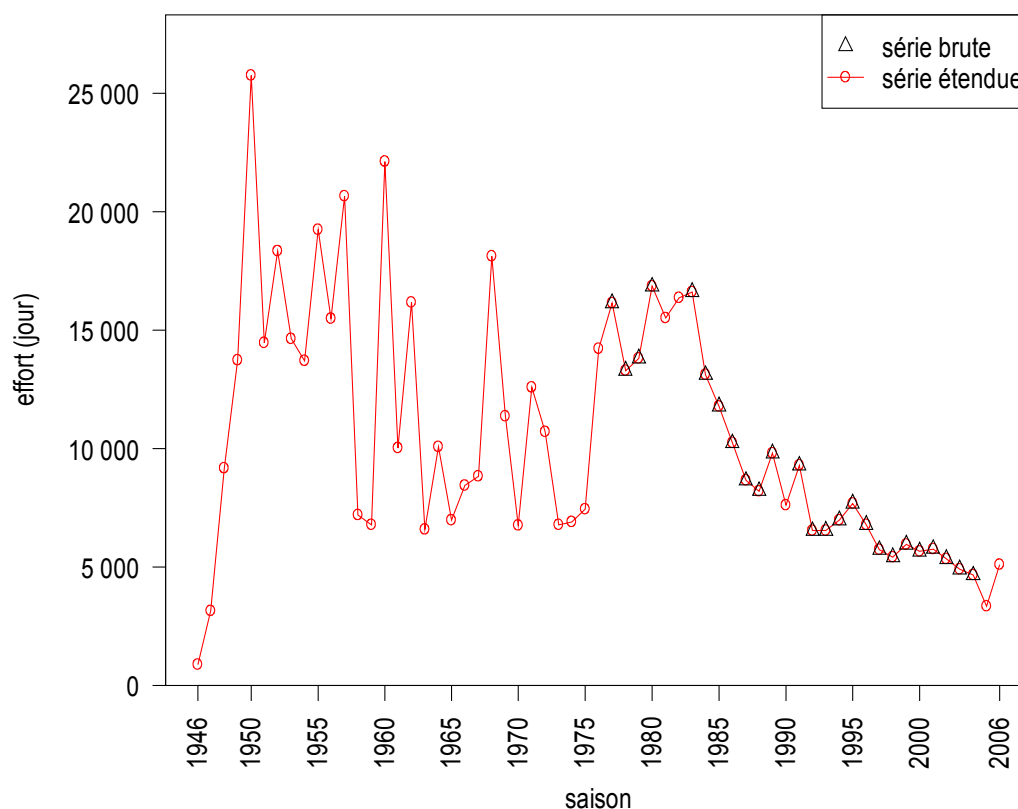


Figure 36 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier grande alose filet entre 1946 et 2006

L'effort effectif sur la Gironde, pour le métier lamproie marine au filet, a été moyen (autour de 10 000 jours) jusqu'au milieu des années 1960 (Figure 37). L'effort a ensuite augmenté pour atteindre 15 000 à 20 000 jours entre 1965 et 1975. Depuis il a diminué continuellement jusqu'en 1995 puis semble s'être stabilisé autour de 5 000 jours.

La série d'effort effectif pour la lamproie marine aux bourgnes ne commence qu'en 1983 (Figure 38). L'effort connaît une augmentation jusqu'en 1993 (23 000 nasses.mois). Entre 1996 et 1998, l'effort est au minimum avec 9 000 à 10 000 nasses.mois. Il remonte ensuite pour se situer autour, ou au dessus de 20 000 nasse.mois depuis 2003.

Le métier civelle pibalour autorisé en 1975 sur la Gironde voit son effort effectif augmenter rapidement jusqu'en 1980 (3 000 jours ; Figure 39). Entre 1988 et 1989, l'effort effectif double (de 2 700 à 5 200 jours). Il semble par la suite relativement constant autour de 5 000 jours. L'effort effectif de la civelle au tamis ne semble pas avoir de tendance entre 1961 et 1984 et se situe entre 2 000 et 6 000 jours par an (Figure 40). Depuis il diminue de manière plus ou moins continue pour connaître un minimum en 2003 à 100 jours. L'effort effectif du métier civelle au drossage est compris entre 500 et 3 000 jours entre 1996 (date d'autorisation) et 2006, avec des efforts qui semblent plus forts en début de période (Figure 41).

L'effort effectif pour le métier anguille nasse sur la Gironde semble relativement faible de 1951 à 1977, entre 15 000 et 80 000 nasses.mois (Figure 42). Il connaît ensuite une forte augmentation et a un maximum en 1982 à 153 000 nasse.mois. Il diminue par la suite fortement, pour se situer autour de 3 000 nasse.mois en 2005 et 2006.

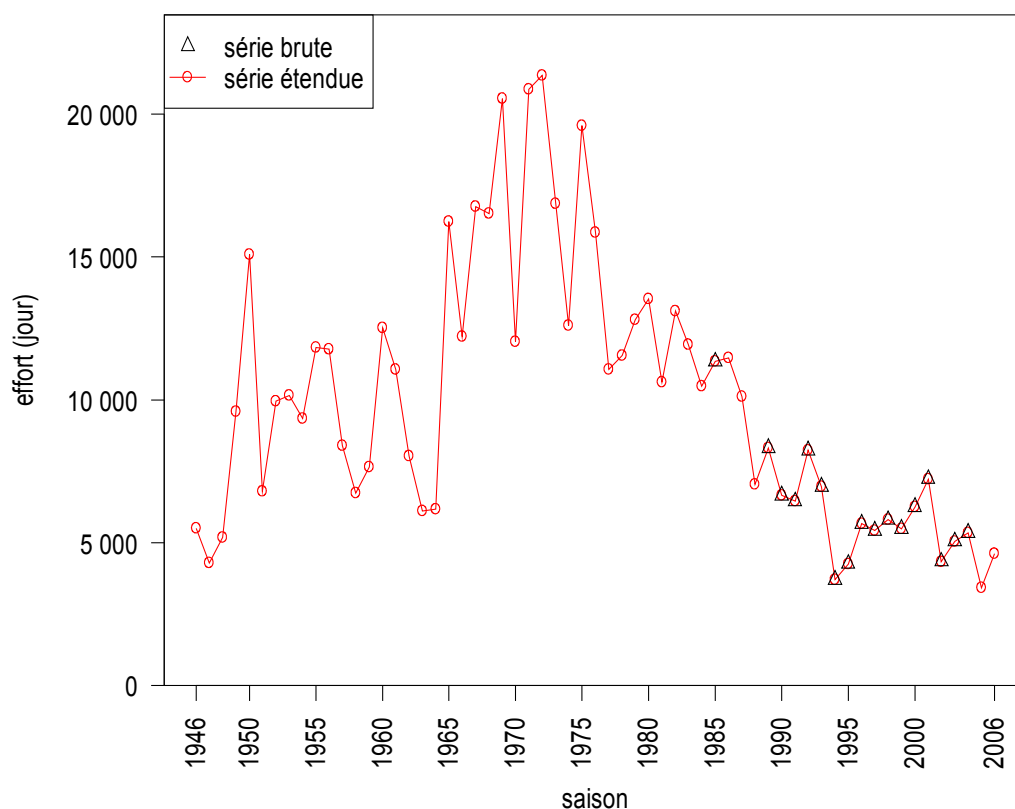


Figure 37 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier lamproie marine filet entre 1946 et 2006

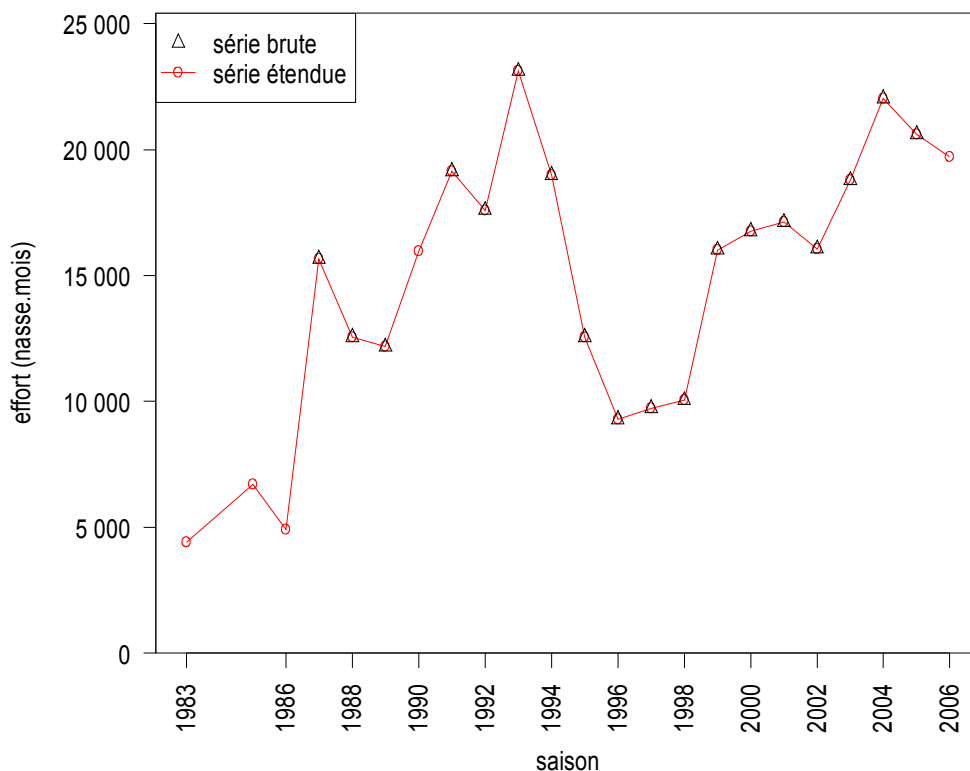


Figure 38 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier lamproie marine bourgne entre 1983 et 2006

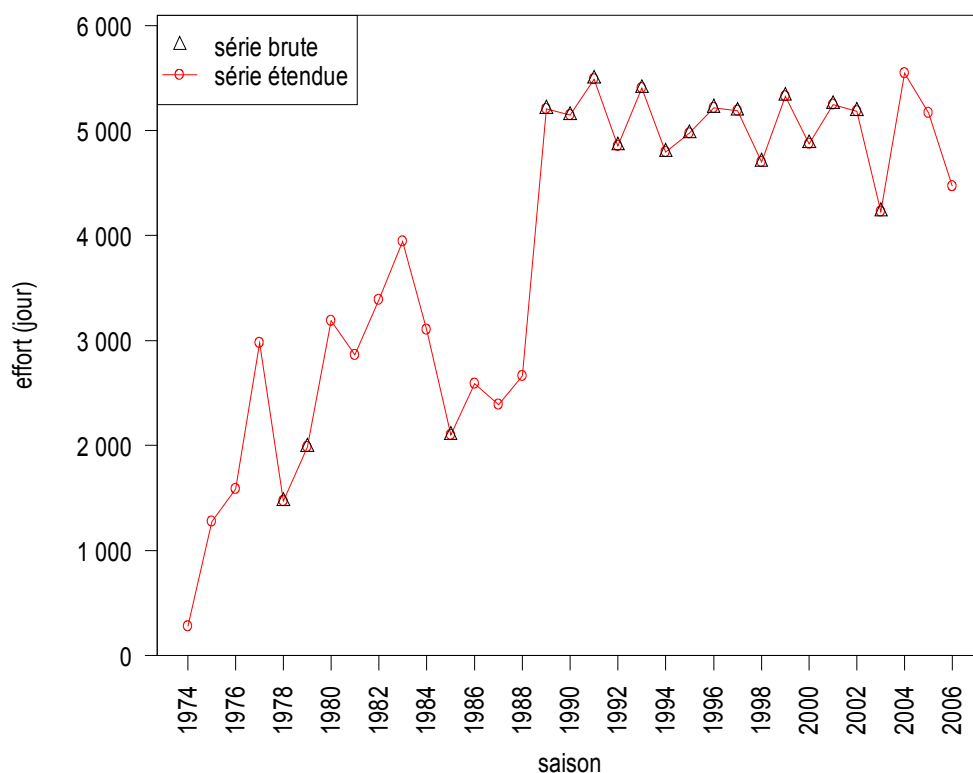


Figure 39 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier civelle pibalour entre 1974 et 2006

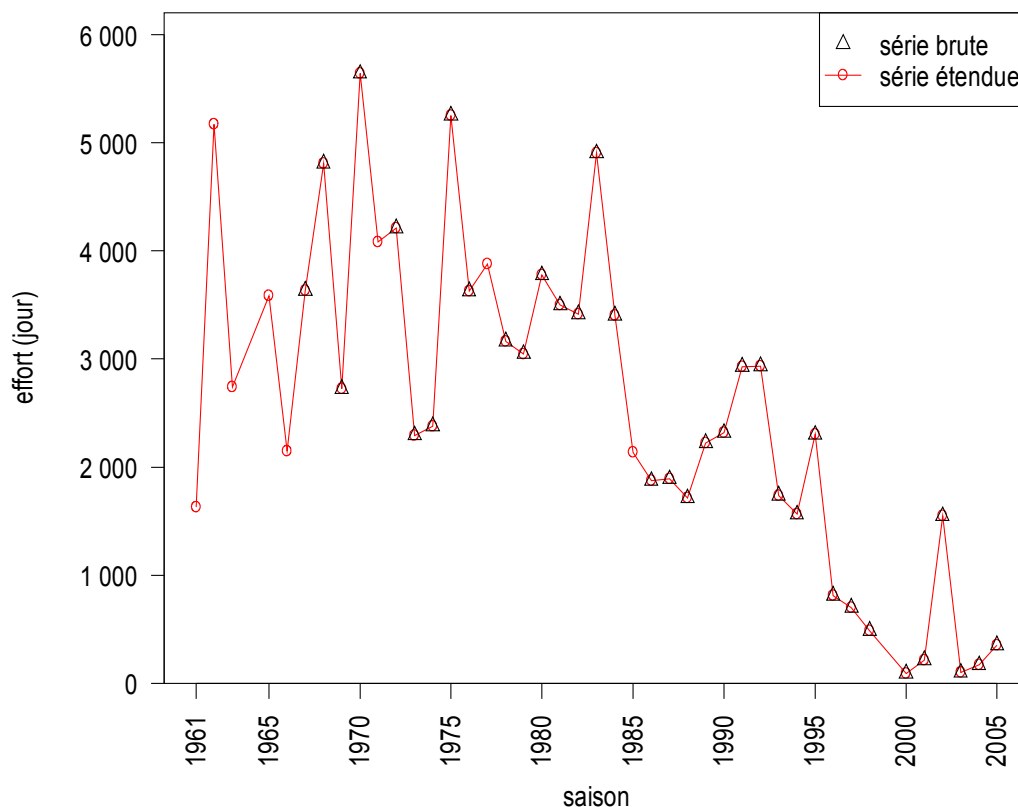


Figure 40 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier civelle tamis entre 1961 et 2005

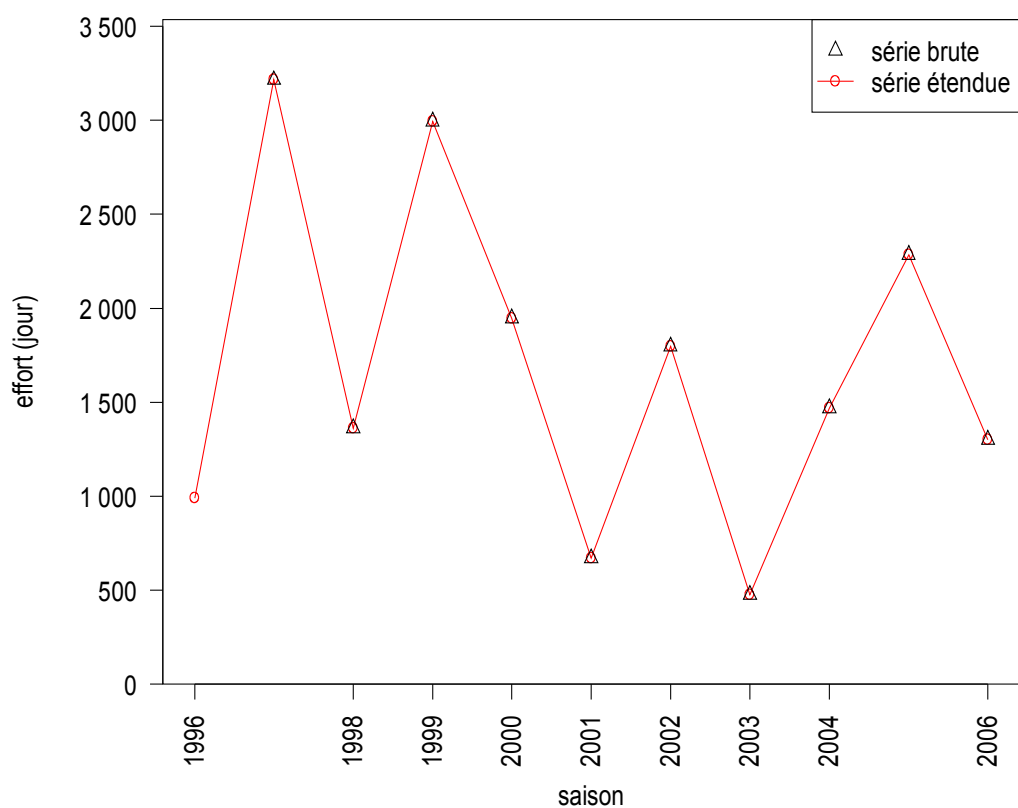


Figure 41 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier civelle drossage entre 1996 et 2006

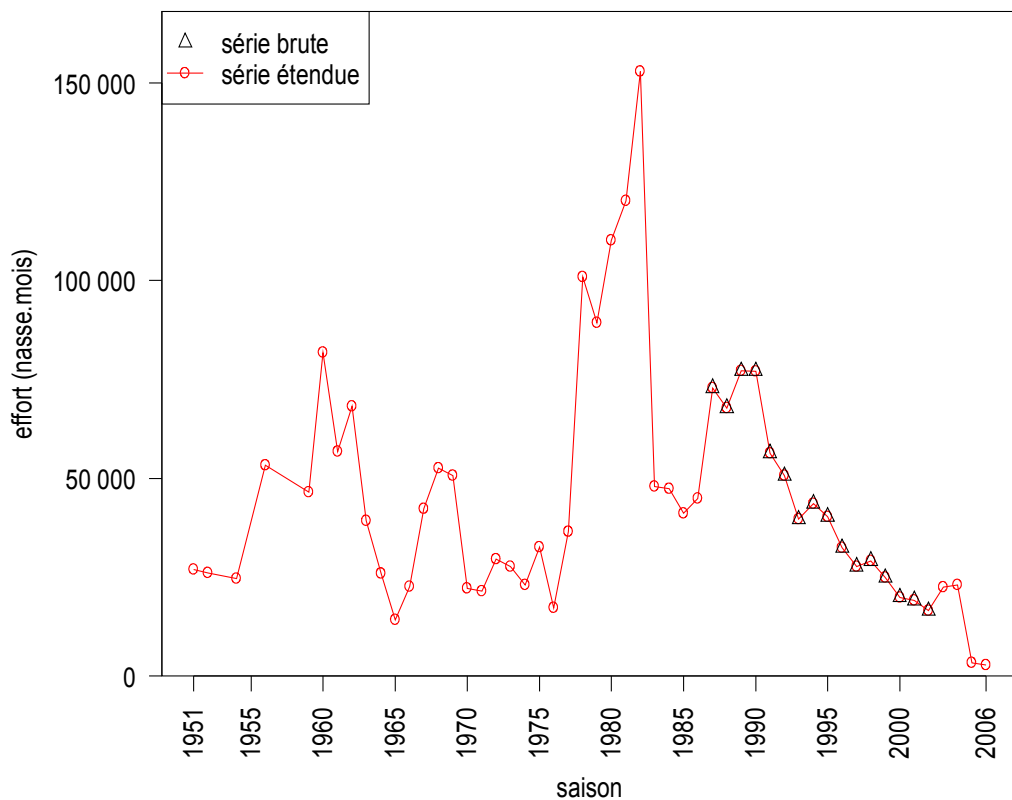


Figure 42 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier anguille nasse entre 1951 et 2006

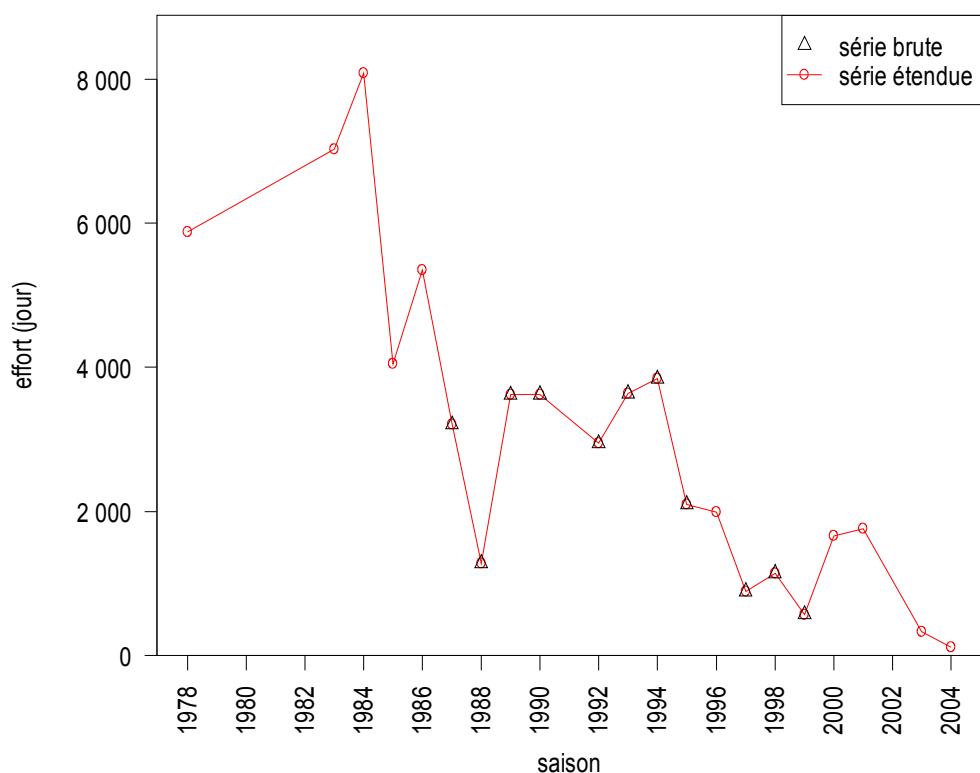


Figure 43 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier crevette haveneau entre 1978 et 2004

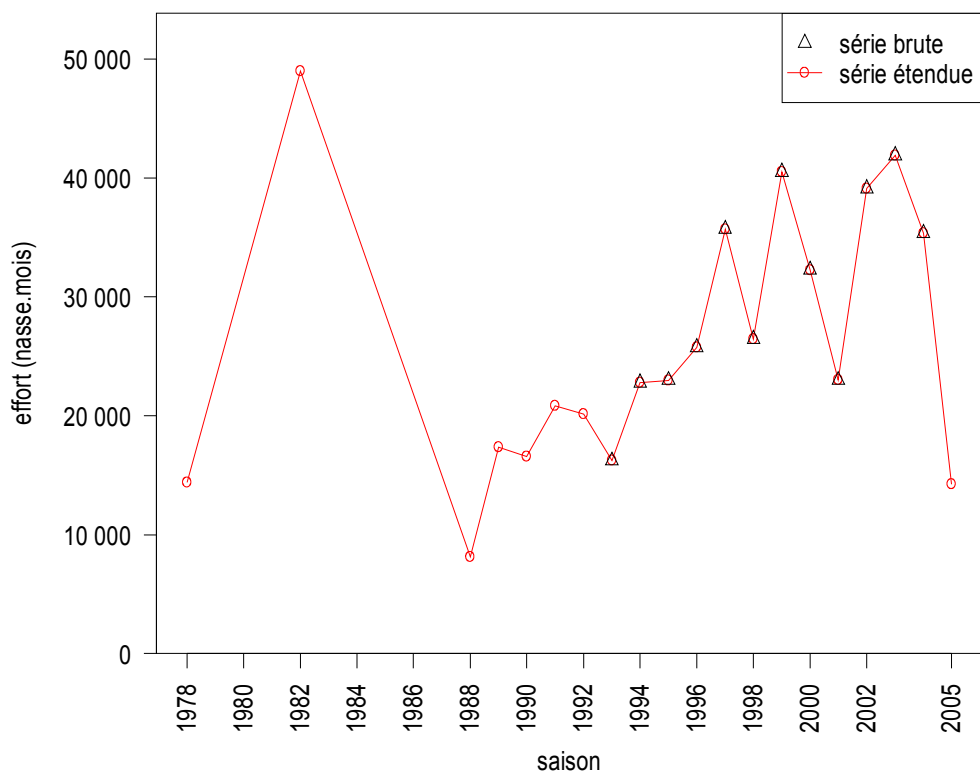


Figure 44 : évolution de l'effort effectif total déployé sur la Gironde pour le métier crevette nasses entre 1978 et 2005

L'effort effectif déployé par le métier crevette haveneau s'effondre entre 1978 et 2004

de 8 100 jours en 1984 à 10 jours en 2004 (Figure 43). Le métier crevette aux nasses connaît une évolution inverse avec 8 000 nasse.mois en 1980 et 42 000 nasse.mois en 2003 (Figure 44). Le pic à 49 000 nasse.mois en 1982 est aberrant, certainement à cause du faible nombre de pêcheurs coopératifs à partir duquel est établie l'estimation.

IV.2.3. *Discussion*

Les intervalles de confiance obtenus pour l'estimation de l'effort effectif total sont, d'une manière générale, relativement grand et conduisent la plupart du temps à donner des bornes supérieures pouvant être le double des bornes inférieures. Ces intervalles sont d'autant plus importants que le nombre de pêcheurs dans un des secteurs est faible. On notera que pour les métiers grande alose filet et lamproie marine filet, les intervalles de confiance sont plus resserrés. Le nombre de pêcheurs coopératifs pour ces métiers est élevé et ces métiers sont par nature moins variables. Il faudrait de plus rajouter à ces intervalles de confiance, l'incertitude inhérente à la déclaration des pêcheurs. Une autre source d'incertitude à prendre en compte émane de l'estimation des efforts nominaux et provient à la fois de l'imprécision du dénombrement général des pêcheurs (IV.1.1) et de l'estimation proprement dite des efforts nominaux et de leur répartition par secteur (IV.1.2). Cette dernière source d'incertitude est cependant difficilement évaluable, mais pourrait bien être la plus importante.

Globalement, les résultats que nous obtenons sont relativement proches de ceux retenus dans Girardin *et al.* (2006). Les écarts les plus importants se situent généralement au cours des années 1980. Les données issues du réseau de pêcheurs coopératifs n'ont commencé à être bancarisées dans la base de données Girpech qu'à partir de 1994. Les données antérieures ont également été rentrées à partir de cette date. Il en résulte que pour certaines années antérieures à 1994 et pour certains métiers, l'échantillon a pu considérablement changer, voire a été entièrement renouvelé, entre l'établissement du rapport EDF correspondant et le présent travail. La méthode a pu, elle aussi, entraîner des écarts puisque nous avons choisi d'uniformiser le traitement de toutes les années et de tous les métiers en utilisant toujours la même stratification par secteur. Dans les rapports EDF, la stratification était ajustée au cas pas cas, en fonction des données disponibles et des regroupements qui semblaient les plus judicieux à faire. Il a pu même arriver dans certains cas que ces regroupements ne tiennent pas compte de la logique réglementaire et géographique que nous avons retenue pour le découpage en secteur. L'inconvénient de notre méthode est que pour certaines années et certains métiers, les données disponibles manquent (ou sont peu nombreuses) pour tel ou tel secteur, empêchant de calculer l'effort effectif total du bassin. Ces lacunes ont néanmoins été comblées (IV.2.2) et la méthode utilisée permet en revanche de tenir compte des contraintes géographiques et réglementaires et d'obtenir systématiquement des résultats par secteur. Les résultats par secteur pourraient s'avérer utiles dans les cas où la gestion exigerait d'être menée à cette échelle pour des raisons réglementaires (découpage réglementation maritime – réglementation fluviale par exemple) ou biologique (on pourrait avoir besoin de gérer différemment l'axe Garonne de l'axe Dordogne, pour des raisons de homing ou pour le moins de fonctionnement indépendant de populations de chacun de ces deux axes par exemple).

On notera enfin que des différences d'effort déployé entre secteurs peuvent être liées au contexte réglementaire. C'est le cas des écarts observés entre les secteurs de l'Estuaire et de la Zone Mixte pour le métier crevette nasse. En effet, la pêche dans la

Zone Mixte est soumise à une période d'ouverture²³ (2^{ème} samedi de juin au 30 novembre) alors que dans l'Estuaire elle ne l'est pas. Le nombre maximal de nasses autorisés dépend aussi des réglementations : en Zone Mixte, 100 nasses à anguille et 150 nasses à lamproie marine ou à crevette sont autorisées alors qu'en Estuaire, il n'y a pas de limite et 300 nasses sont utilisées en moyenne (Castelnaud et Cauvin, 2002).

IV.2.4. Ce qu'il faut retenir des efforts effectifs

À cause de la chute des efforts nominaux, la plupart des métiers connaissent depuis le début des années 1980 une chute de leur effort effectif total. Cette chute est renforcée, pour certains métiers (lamproie marine filet, civelle tamis, anguille nasse, crevette haveneau), par la baisse des efforts effectifs moyens. Les seuls métiers qui maintiennent ou augmentent, sur la période étudiée, leur effort effectif total sont : la lamproie bourgne (maintien), la civelle pibalour (augmentation puis maintien) et la crevette nasse (augmentation continue). On notera que l'effort effectif, à l'image de l'effort nominal, n'est pas également réparti entre les secteurs.

On peut également retenir quelques éléments de la discussion :

- il existe une grande incertitude provenant, à la fois des efforts effectifs moyens (incertitude quantifiée), mais également des efforts nominaux (incertitude non quantifiable)
- notre méthode à l'avantage, par rapport à celle utilisée dans les rapports EDF, d'uniformiser le traitement des données et de produire des résultats à des échelles géographiques, réglementaires et biologiques cohérentes.

IV.3. Estimation de la capture

Tout comme pour les efforts effectifs et compte tenu du nombre de métier (9), nous ne détaillerons ici que le cas de la grande alose, l'ensemble des résultats peut être trouvé à l'annexe G.

IV.3.1. La grande alose (métier grande alose filet)

Dès 1946, nous possédons des données de captures de grande alose pour le secteur Dordogne et pour les autres secteurs dès le milieu des années 1950 (Figure 45b). Nous avons très tôt un nombre assez conséquent de pêcheurs coopératifs avec plusieurs pêcheurs par secteur dès les années 1960.

Le secteur Garonne est celui pour lequel les captures moyennes sont les plus élevées ; il est suivi par le secteur Médoc (Figure 45a). Quel que soit le secteur, on observe une augmentation importante des captures moyennes. Entre 1960 et 1969, les captures moyennes étaient de 804 aloses dans le secteur Garonne, 393 aloses en Médoc, 358 aloses en Saintonge et 193 aloses en Dordogne. Trente ans plus tard, entre 1990 et 1999, les captures moyennes étaient de 3 019 aloses en Garonne (x 3,8), 1 796 aloses en Médoc (x 4,6), 1 076 aloses en Dordogne (x 5,6) et 627 aloses en Saintonge (x 1,8). Les captures moyennes semblent cependant décroître depuis quelques années excepté pour le secteur Médoc.

C'est logiquement le secteur Garonne qui domine les captures totales par secteur et

23 Arrêté réglementaire permanent sur la police de la pêche en Gironde du 21/12/2005

notamment au cours des années 1980, où un maximum de plus de 200 000 aloses est atteint en 1980 (Figure 45c). Les captures totales de grande alose augmentent jusque dans les années 1970 ou 1980 en fonction des secteurs. Elles diminuent ensuite nettement dans les secteurs Garonne et Saintonge, alors qu'elles restent relativement stables dans les secteurs Dordogne et Médoc. On décèle néanmoins une tendance à la diminution depuis 2000 sur la Dordogne.

Plus globalement, les captures totales du bassin augmentent régulièrement des années 1950 jusqu'au début des années 1980, puis baissent légèrement jusqu'à aujourd'hui (Figure 45d). Durant la période 1957-1959, les captures totales étaient en moyenne de 85 000 aloses. Elles augmentent à 135 000 aloses dans les années 1960, 202 000 aloses dans les années 1970, 308 000 aloses dans les années 1980, pour diminuer à 241 000 aloses dans les années 1990 et 221 000 aloses dans les années 2000.

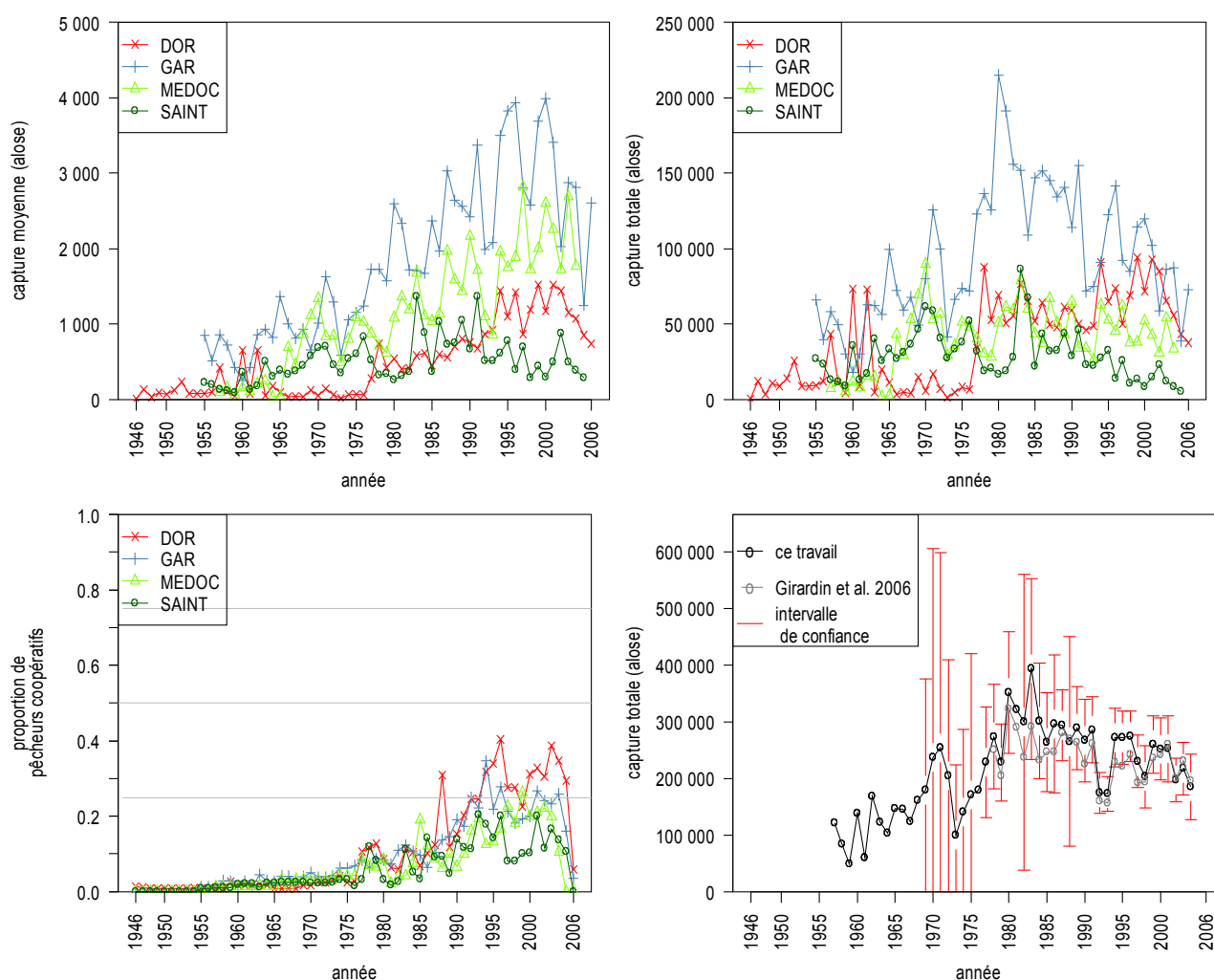


Figure 45 : grande alose filet entre 1946 et 2006 – évolution de la capture moyenne (haut gauche - a) et totale (haut droite - c) par secteur exprimé en nombre d'individus. Évolution de la proportion de pêcheurs coopératifs (bas gauche - b) par rapport au nombre total de pêcheurs. Évolution de la capture totale du bassin (bas droite - d) avec intervalle de confiance et comparaison aux résultats de Girardin et al. (2006).

IV.3.2. Reconstitution de séries continues de captures et comparaison avec les données historiques

Tout comme pour les efforts (IV.2.2), les "trous" dans les séries de données sont comblés par GLM et les résultats obtenus ainsi que ceux de la méthode classique sont donnés à l'annexe G. On obtient ainsi une série continue de captures totales pour chacune des espèces. La série obtenue sera ainsi nommée « série étendue » par opposition à la « série brute » qui n'est constitué que des résultats de la méthode classique. Ces séries seront comparées à des données historiques (III.3.3.5).

IV.3.2.1. Pour la grande alose

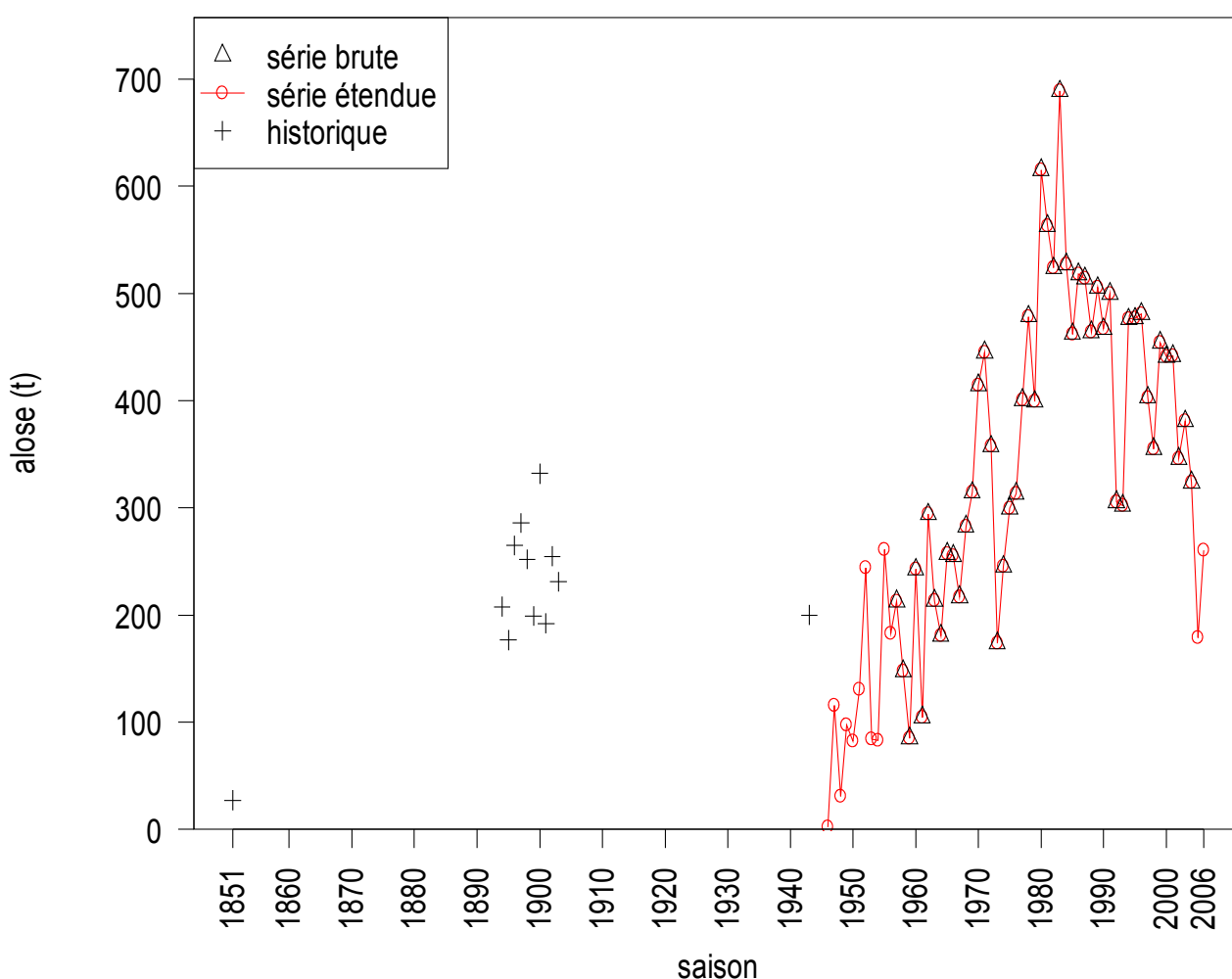


Figure 46 : reconstitution de l'évolution des captures totales de grandes aloses (en t) de la Gironde telles qu'estimées dans ce travail (série brute et étendue - IV.3.2) et complétée par les données bibliographique collectées.

On constate que les captures de grande alose ont toujours été importantes, de l'ordre de 200 à 300 t depuis 1894 et jusqu'à la fin des années 1960 (Figure 46). À partir des années 1970, ces captures ont commencé à augmenter pour atteindre quasiment 700 t au début des années 1980. Elles ont ensuite diminué progressivement, puis de manière plus rapide depuis le début des années 2000 pour rejoindre des niveaux équivalents à ceux

d'avant les années 1970. Les sources historiques tendent à prouver que nos estimations des années 1950 et 1960, qui reposent sur un nombre faible de données et sur des estimations approximatives d'efforts nominaux, ne semblent pas aberrantes. À noter que pour 1851, Cocula-Vaillières (1981) estime, d'après les informations obtenues à partir d'une enquête sur la pêche fluviale, que seulement 15 400 grandes aloses sont pêchées, alors que 225 000 aloses feintes sont capturées pendant la même période. Les données que nous possédons sur la fin du XIX^{ème} siècle, montrent que les aloses feintes représentent au mieux des quantités comparables à la grande alose, et le plus souvent nettement inférieures. On peut donc se demander s'il s'agit d'une inversion de la part de l'auteur ou d'une modification des pêcheries ou des populations.

IV.3.2.2. Pour la lamproie marine

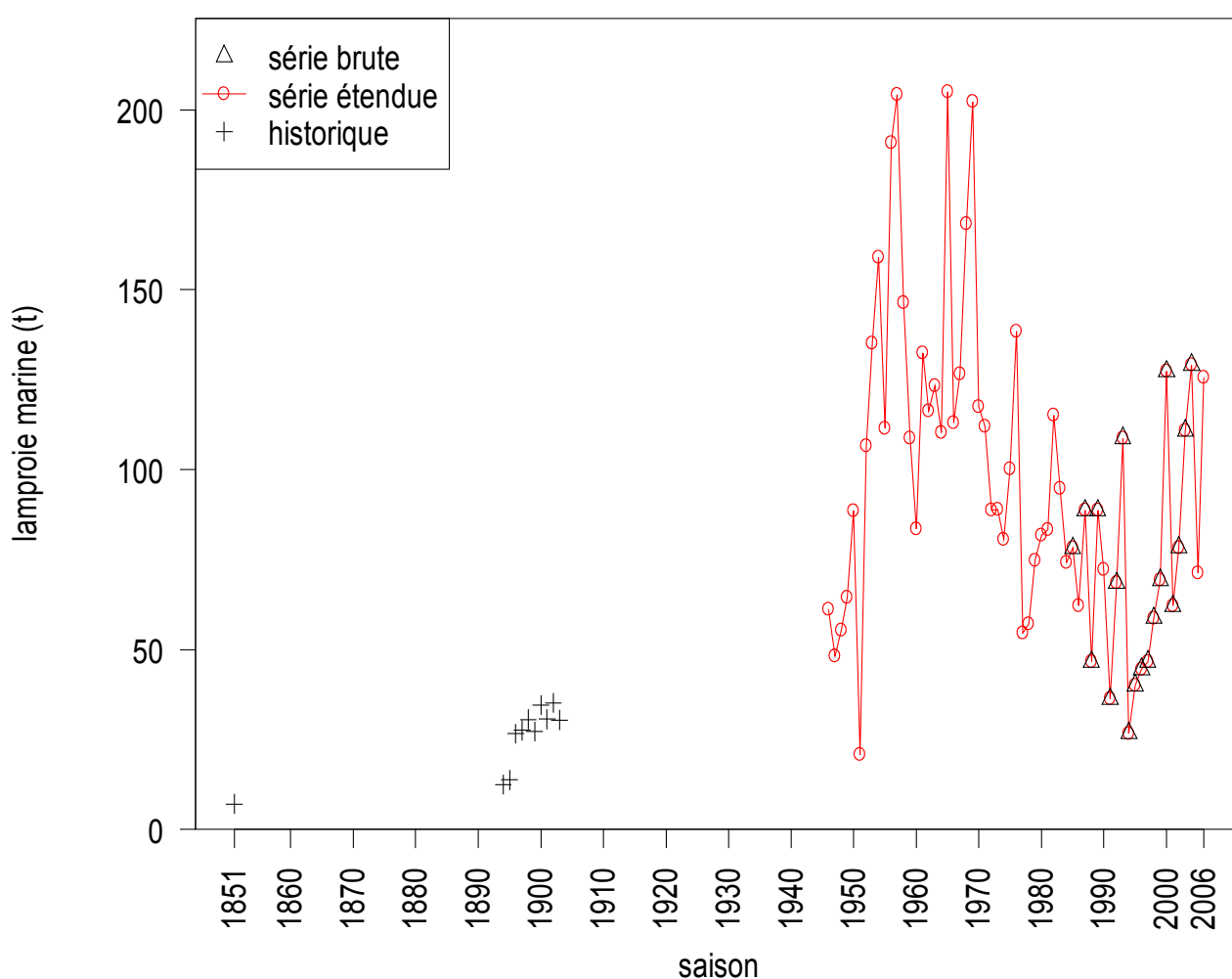


Figure 47 : reconstitution de l'évolution des captures totales de lamproies marines (en t) de la Gironde telles qu'estimées dans ce travail (série brute et étendue - IV.3.2) et complétée par les données bibliographique collectées.

Les captures de lamproies marines du XIX^{ème} et du début du XX^{ème} siècle semblent relativement faibles, aux alentours de 30 t (Figure 47). Pour cette espèce, nous ne possédons aucune estimation entre le début du XX^{ème} siècle et la fin des années 1940, où les captures totales varient entre 50 et 100 t. Les captures augmentent alors rapidement pour atteindre les 150 t, avec des pics à plus de 200 t jusqu'au milieu des années 1960.

Les captures diminuent ensuite pour atteindre des niveaux proches des valeurs historiques au début des années 1990 (du XIX^{ème} siècle jusque dans les années 1940). Par la suite les captures de lamproies marines remontent à des niveaux de plus de 100 t, mais qui n'atteignent pas encore les records des années 1950-1960. À noter que pour 1851, Cocula-Vaillières (1981) estime, d'après une enquête sur la pêche fluviale, que seulement 7 050 lamproies marines sont pêchées alors que 30 000 lamproies fluviatiles sont capturées. Les données que nous possédons sur la fin du XIX^{ème} siècle, montrent que les lamproies fluviatiles représentent des quantités faibles par rapport aux lamproies marines (de l'ordre de 10%). Tout comme pour la grande alose, on peut donc se demander s'il s'agit d'une inversion de la part de l'auteur ou d'une modification des pêcheries ou des populations.

IV.3.2.3. Pour la civelle

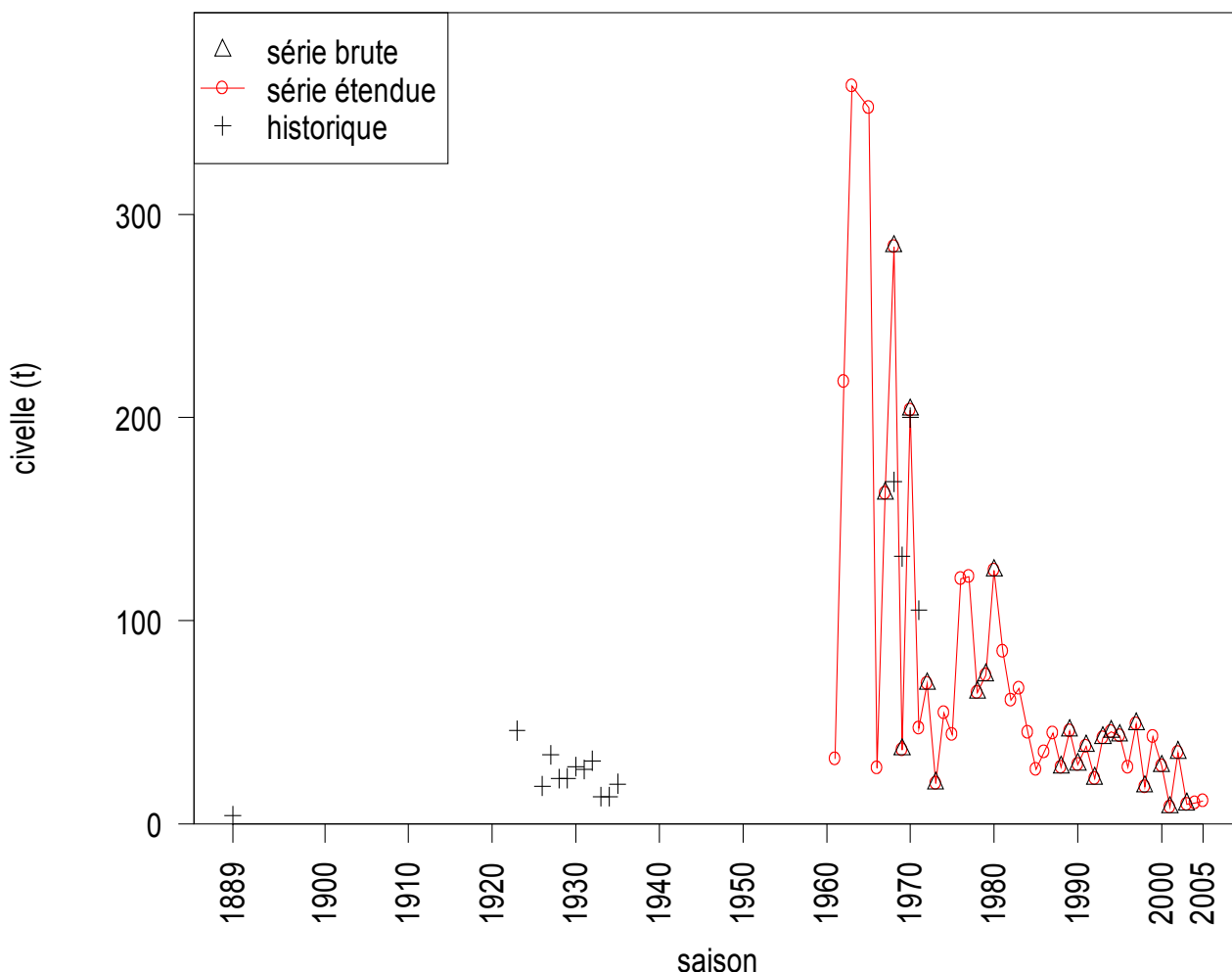


Figure 48 : reconstitution de l'évolution des captures totales de civelles (en t) de la Gironde telles qu'estimées dans ce travail (série brute et étendue - IV.3.2) et complétée par les données bibliographique collectées.

Si les pêches de la grande alose et de la lamproie marine semblent être des pêches bien établies de longue date, cela ne semble pas être le cas de la civelle en Gironde. En effet, Vaillant (1889b), à l'occasion d'une enquête sur la pêche de la civelle en France rapporte qu'à Langon « la pêche de ce poisson, malgré son abondance, est presque nulle.

Les consommateurs locaux n'en veulent pas, et les riverains, tentés quelquefois par une pêche des plus faciles, n'en prennent que des quantités insignifiantes, car ils se dégoûtent vite de cet aliment généralement trouvé indigeste et de mauvais goût. ». Vaillant (1889b) estime qu'à peine plus de 4 t sont capturées, mais plus en aval dans le bassin (Figure 48). La pêche de la civelle était d'ailleurs interdite en 1899 (De Drouin de Bouville, 1900). Les statistiques des pêches maritimes, que nous avons collectés (III.3.3.5), montrent clairement que les civelles n'étaient pas pêchées ou pour le moins pas recensées par les administrations, les captures d'anguilles enregistrées se situant clairement en été et en automne, et ne pouvant être que des anguilles jaunes, voire argentées. Cette pêche semble s'être développée après la première guerre mondiale sous l'impulsion de la demande espagnole (Le Clerc, 1935). Les échanges commerciaux de civelles ont d'ailleurs fait l'objet d'une convention entre la France et l'Espagne en 1936 (Castelnaud *et al.*, 1985b). Les captures augmentent fort logiquement pour atteindre les 20-30 t dans les années 1920. Au cours des années 1960, nous estimons les captures totales à quelques centaines de tonnes. Cet ordre de grandeur est confirmé par Popelin (1971), même si ses estimations ne correspondent pas parfaitement aux nôtres excepté pour l'année 1970. Les captures baissent alors fortement au cours des années 1970. On distingue un second pic à la fin des années 1970 à plus de 100t, puis la chute des productions est plus ou moins continue pour n'être plus que d'une dizaine de tonnes ces dernières années.

IV.3.2.4. Pour l'anguille jaune

Les captures totales d'anguilles jaunes étaient légèrement inférieures à 50 t à la fin du XIX^{ème} siècle d'après les statistiques des pêches maritimes (Figure 49). Nous ne possédons pas d'autres estimations historiques avant les nôtres. Les captures semblent être du même ordre de grandeur au cours des années 1950-1960 avec cependant des pics à plus de 100 t en 1959 et 1960. Ces pics pourraient cependant n'être dus qu'au faible nombre de pêcheurs dans notre échantillon. Au cours des années 1970 et jusqu'au milieu des années 1980, les captures semblent être à un niveau beaucoup plus élevé aux alentours des 150 t avec même un pic à plus de 300 t en 1977. À partir de 1988, les captures chutent brusquement (divisé par 2 environ), puis baissent continuellement pour être de l'ordre de 10 t de capture totale d'anguilles jaunes sur la Gironde, ces dernières années. On notera en 2004 un pic plus important qui semble être dû à un biais d'échantillonnage.

IV.3.2.5. Pour la crevette blanche

Les captures de crevettes blanches sont inférieures à 50 t à la fin du XIX^{ème} siècle. Ensuite, nous n'avons aucunes données avant le milieu des années 1960 (Figure 50). Nous estimons alors que les captures totales de crevettes blanches sur la Gironde sont de l'ordre de 150 t. Au début des années 1980, les captures baissent, pour atteindre en 1997 et 1998 un minimum de 42 t. Par la suite, les captures totales remontent progressivement pour atteindre plus de 70 t en 2004 et 2006. Les affaires maritimes de Bordeaux (Anonyme, 1974) estiment des captures pour les années 1970 à 1974. Ces chiffres sont moitié moins importants que nos estimations. Par contre les variations sont les mêmes ($R^2 = 0,78$). Nous ne pouvons cependant pas savoir laquelle de ces deux estimations est la plus réaliste. On notera néanmoins que nos estimations sont issues de 2 à 3 pêcheurs pour cette période. Il n'existe pas d'informations sur la manière dont les affaires maritimes ont établi leurs estimations. On peut supposer quelles sont basés sur les informations recueillies par les syndicats de gens de mer dispersés à cette époque le long de l'estuaire.

Si c'est le cas, les estimations des affaires maritimes pourraient être plus fiables que les autres, les haveneaux étant facilement repérables sur un estuaire et dans un port.

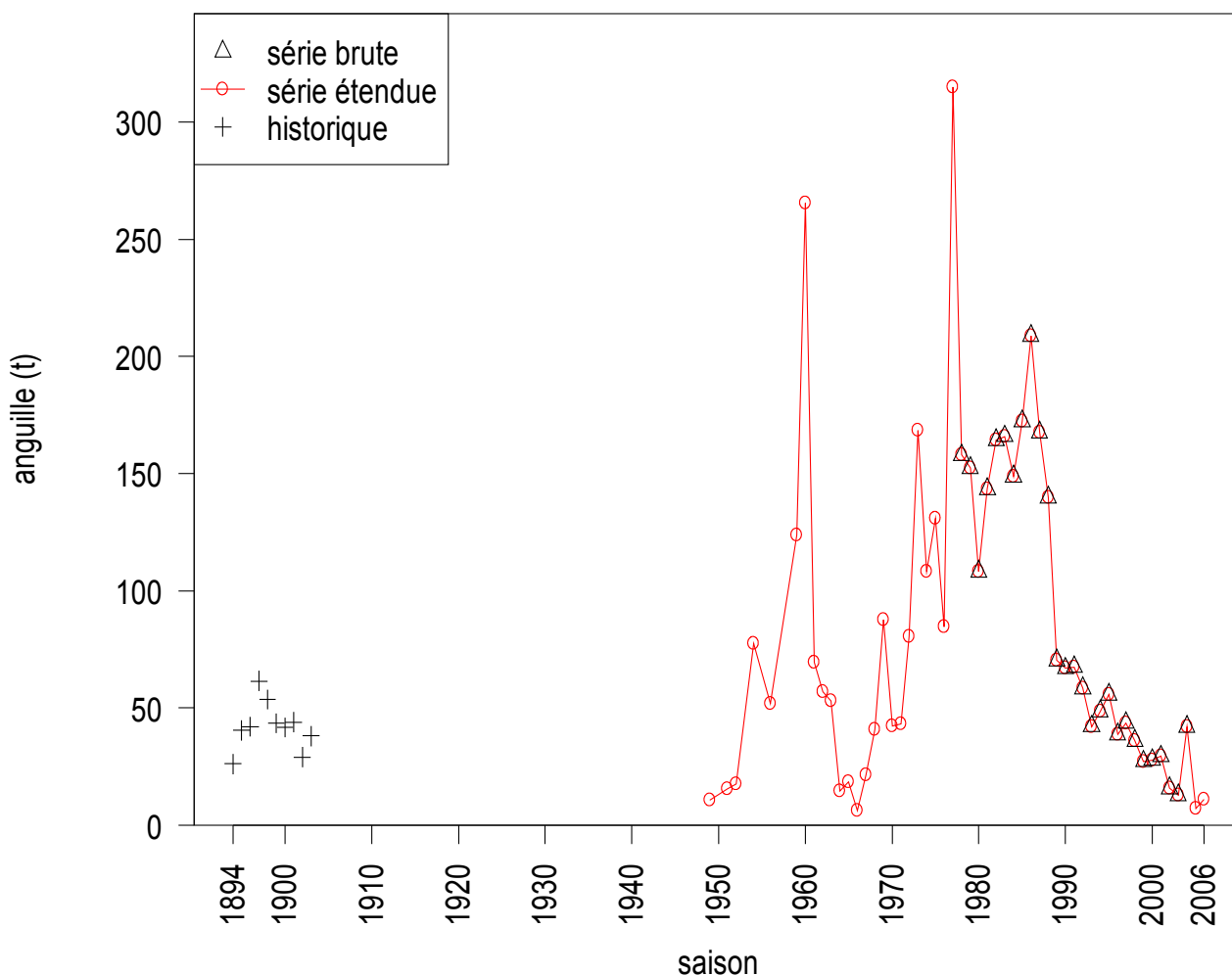


Figure 49 : reconstitution de l'évolution des captures totales d'anguilles jaunes (en t) de la Gironde telles qu'estimées dans ce travail (série brute et étendue - IV.3.2) et complétée par les données bibliographique collectées.

IV.3.3. Discussion

Les mêmes remarques sur les intervalles de confiance que celles faites pour les efforts effectifs (IV.2.3) sont également valables ici pour les captures, y compris concernant les incertitudes sur les efforts nominaux.

Les remarques sur la stratification spatiale des résultats des rapports EDF et sur la stratégie d'uniformisation de ce travail faites pour les efforts effectifs (IV.2.3) sont également valables pour les captures.

Nous avons été obligés de faire des extrapolations afin de combler les "trous" dus à un manque de pêcheurs coopératifs sur un ou plusieurs secteurs. Toutefois la plupart du temps, ces extrapolations ne concernent pas les secteurs les plus importants en terme de captures totales et il y a donc peu de chance d'avoir des estimations très éloignées de la réalité.

Globalement les chiffres produits dans ce travail sont assez proches de ceux de Girardin *et al.* (2006). En effet, les captures totales ne sont pas systématiquement supérieures aux chiffres donnés dans les rapports EDF successifs. On pouvait en effet le craindre à cause du changement de méthode d'estimation des efforts nominaux et le choix fait de ne pas appliquer de coefficients d'assiduités (III.3.2.2).

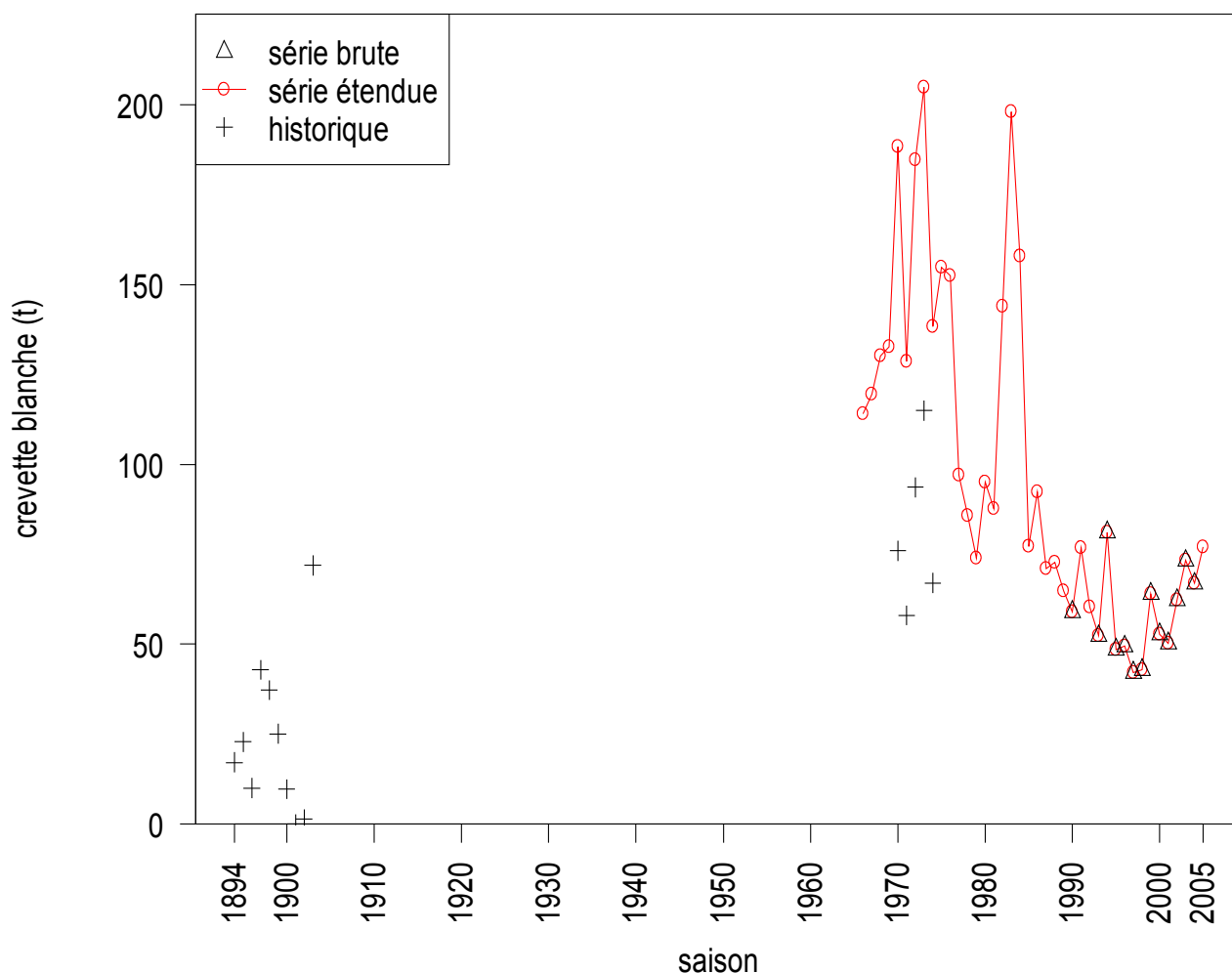


Figure 50 : reconstitution de l'évolution des captures totales de crevettes blanches (en t) de la Gironde telles qu'estimées dans ce travail (série brute et étendue - IV.3.2) et complétée par les données bibliographique collectées.

Les captures totales de toutes les espèces ont connu une chute au cours des années 1980 (IV.3.2). Ceci est en partie dû à la diminution des effectifs de pêcheurs qui s'est accélérée à cette période (IV.1). Cette chute des captures a toutefois une ampleur moins importante pour l'aloose par exemple. Elle peut avoir commencé bien avant 1980, c'est le cas pour la lamproie et la civelle ou plus tard dans le cas de l'anguille. Ces différences d'évolution entre les espèces peuvent s'expliquer par un effort effectif ou une efficacité changeants, ou par une abondance évoluant. On notera également que quelle que soit l'espèce, les captures totales "modernes" (après la seconde guerre mondiale) sont plus importantes que les captures historiques (de la fin du XIX^{ème} siècle aux années 1940). Là encore, on observe cependant des situations très contrastées, de la civelle qui n'était quasiment pas pêchée à l'aloose qui semble avoir connu des captures importantes de longue date. Ces augmentations de captures modernes pour toutes les espèces peuvent

toutefois n'être dues qu'à un biais lié à une sous-estimation des captures historiques et/ou une surestimation de captures actuelles. Les données historiques sont cependant issues de plusieurs sources de données convergentes : estimations officielles pour toutes les espèces (statistiques des pêches maritimes de la fin du XIX^{ème} siècle, III.3.3.5), données de transport ferroviaire ou de vente sur le marché de Saint Sébastien pour la civelle (Gandolfi-Hornyold, 1933). Dans deux cas, ces données "historiques" sont en fait contemporaines de nos estimations. Dans le cas de la civelle (Popelin, 1971), les estimations historiques sont du même ordre de grandeur que les nôtres, mais les variations interannuelles ne sont pas identiques (Figure 48). Nos estimations montrent des variations très importantes des captures totales de civelles d'une année sur l'autre, ce qui pourrait être dû au faible nombre de pêcheurs dans notre échantillon. A contrario, les estimations de Popelin (1971) semblent anormalement stables, sans doute car il s'agit d'estimations. Dans le cas de la crevette blanche (Anonyme, 1974), les évolutions des captures sont identiques entre les estimations historiques et les nôtres, en revanche les quantités ne sont égales qu'à 48% des nôtres (Figure 50). Nous n'avons néanmoins pas suffisamment d'informations sur les estimations des affaires maritimes pour pouvoir juger de leur qualité. Nos estimations sont basées toutefois à cette période sur un nombre restreint de pêcheurs.

Nos résultats seront comparés à ceux obtenus dans le cadre des systèmes obligatoires plus loin (VII.2).

IV.3.4. Ce qu'il faut retenir des captures

Pour la grande alose, la lamproie marine et l'anguille jaune, nous avons réussi à estimer des captures dès la fin des années 1940 et pour la civelle et la crevette blanche à partir des années 1960.

Nous avons également rassemblé certaines données indépendantes des nôtres et pouvant remonter jusqu'en 1851. La confrontation de ces sources d'informations historiques (constituant des séries de données allant jusqu'à 20 années) avec nos résultats tendent à montrer que nos résultats semblent du bon ordre de grandeur. Les variations inter-annuelles que nous mettons en évidence semblent parfois justifiées (crevette blanche par exemple), mais peuvent également être exagérées à cause du faible nombre de pêcheurs coopératifs avant les années 1980 (civelle ou anguille jaune par exemple et peut être crevette blanche).

En résumé, ces informations nous montrent que l'exploitation a globalement augmenté en comparaison avec celle qui existait à la fin du XIX^{ème} et au début du XX^{ème} siècle. La situation est toutefois à nuancer selon les espèces. Ainsi, la grande alose faisait, par exemple, l'objet d'une forte exploitation déjà au XIX^{ème} siècle, alors que la civelle était plutôt délaissée à la fin du XIX^{ème} siècle.

On observe également une diminution des captures pour toutes les espèces sous l'influence notamment de la baisse des effectifs de pêcheurs, mais cet élément ne suffit pas à tout expliquer.

On peut également retenir quelques éléments de la discussion pour les captures, comme pour les efforts effectifs :

- il existe une grande incertitude dans les estimations de capture provenant à la fois de l'estimation des captures moyennes (qui est quantifiée), mais également des efforts nominaux (dénombrement des pêcheurs et affectation des métiers et des secteurs)

- notre méthode à l'avantage d'uniformiser le traitement des données et de produire des résultats à des échelles géographiques, réglementaires et biologiques cohérentes.

IV.4. Estimation des CPUE par la méthode "classique"

Les CPUE constituent un indice d'abondance sous certaines conditions (III.2.3). Nous allons dans ce paragraphe les estimer par les méthodes classiques décrites plus haut (III.3.4.1). Seuls les résultats obtenus pour la grande alose sont détaillés ici.

IV.4.1. La grande alose (métier grande alose filet)

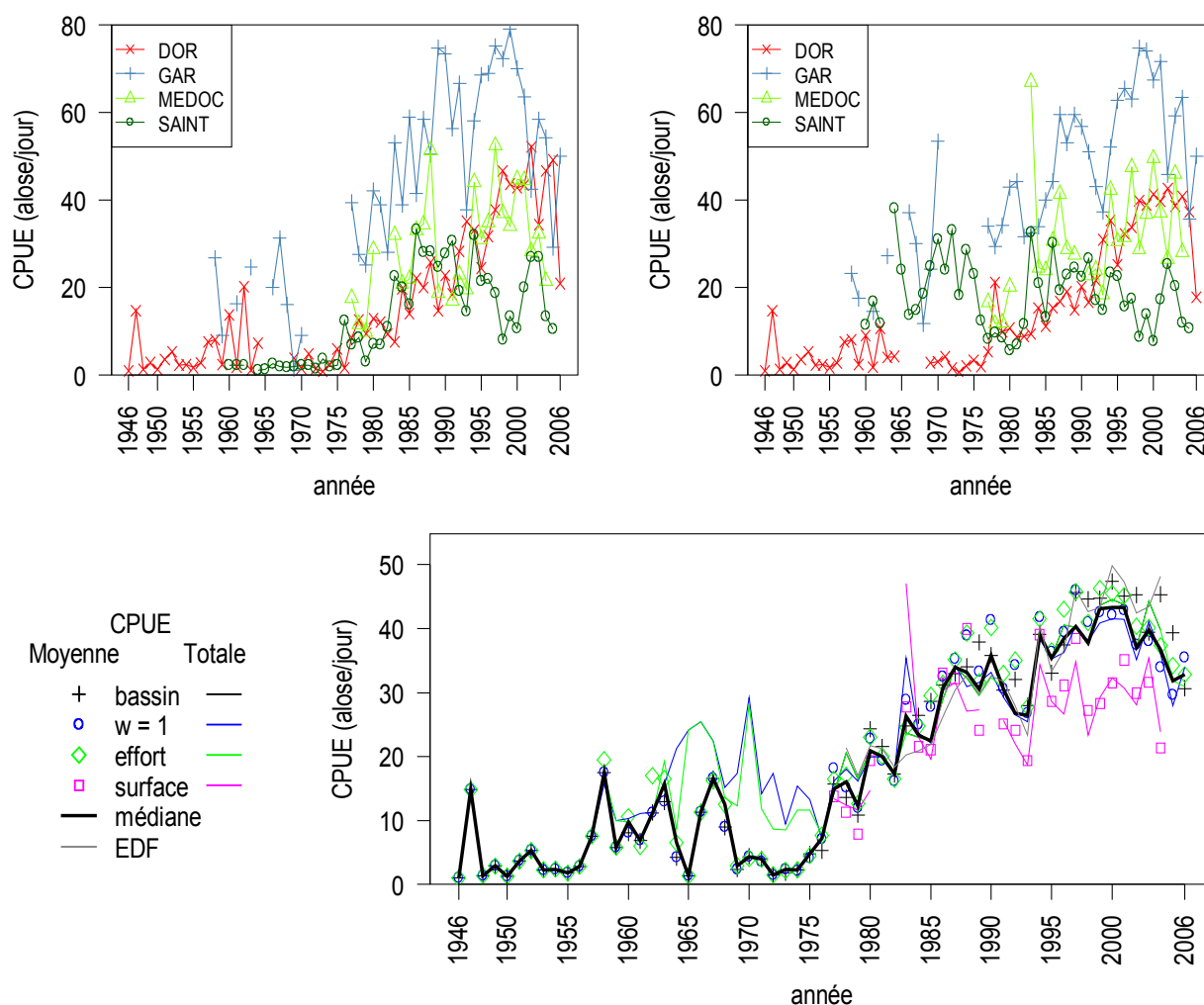


Figure 51 : grande alose filet entre 1946 et 2006 – évolution de la CPUE moyenne par secteur (haut gauche – a), de la CPUE totale par secteur (haut droite – b) et de la CPUE du bassin suivant les différentes méthodes (bas – c).

Les CPUE moyennes du métier grande alose filet présentent un niveau très bas de 1946 à la fin des années 1970. Elles augmentent ensuite quel que soit le secteur (Figure 51a). À partir des années 2000, les CPUE décroissent de manière plus ou moins marquée en fonction du secteur. Les CPUE en Garonne sont en général nettement plus élevées que celles des autres secteurs. Les CPUE totales montrent approximativement le même profil (Figure 51b). On notera cependant que, pour les secteurs Garonne et Saintonge, le

niveau des années 1960-1970 est nettement moins bas avec les CPUE totales qu'avec les CPUE moyennes. On constatera également la présence d'une CPUE anormalement élevée dans le secteur Médoc en 1983.

Les CPUE du bassin (Figure 51c) augmentent globalement, quel que soit l'indicateur choisi. Nous retrouvons logiquement les différences constatées entre CPUE moyenne et CPUE totale dans les années 1960-1970. Les indicateurs construits avec la méthode surface, ont tendance à sous-estimer la CPUE par rapport aux autres indicateurs. Ceci est sûrement dû à la "supériorité" des CPUE Garonne qui ont un poids moins fort avec la méthode surface, puisque la surface des secteurs Médoc et Saintonge est presque 8 fois supérieure à celle des secteurs Garonne et Dordogne. La prédominance des secteurs estuariens par la méthode des surfaces et la CPUE totale Médoc anormalement haute sont également responsables de la CPUE totale surface anormalement élevée en 1983. À partir de la fin des années 1990, tous les indicateurs montrent une diminution des CPUE.

On retiendra la médiane des 8 indicateurs CPUE comme étant la CPUE synthétique décrivant le mieux les variations du stock. Jusqu'en 1975, la CPUE médiane est en moyenne de 6,1 aloses / jour. Elle augmente ensuite progressivement jusqu'au milieu des années 1990, pour atteindre un niveau se situant autour de 40 aloses / jour. Ce niveau se maintient jusqu'en 2001, la CPUE diminue ensuite pour rester juste supérieure aux 30 aloses / jour en 2005 et 2006.

IV.4.2. Discussion

Nous ne discuterons ici que les éléments méthodologiques. La discussion sur l'abondance et la confrontation avec les autres indicateurs halieutiques s'effectuera plus loin (IV.9).

Globalement, toutes les méthodes montrent la même tendance, qui est assez proche de celle de Girardin *et al.* (2006). Tout du moins, aucune méthode ne fournit de résultats qui soient systématiquement atypiques et inversement, aucune méthode ne donne de résultats qui ne soient pas à un moment atypique.

On notera que compte tenu de la configuration du bassin, la méthode surface accorde un poids important aux deux secteurs estuariens. Ceci peut poser des problèmes quand un de ces secteurs a des résultats atypiques (métier alose-filet en 1983 par exemple, Figure 51). Dans une moindre mesure, lorsqu'un des secteurs a des résultats aberrants, cela se répercute également sur les CPUE de la méthode où chaque secteur a le même poids ($w=1$), (lamproie filet en 2005 par exemple, non montré ici) ou dans la méthode bassin (pibalour en 1991 par exemple, non montré ici) ou la méthode qui pondère par les efforts (lamproie bourgne en 2003 par exemple, non montré ici).

Les plus grands écarts entre les méthodes surviennent en général lorsqu'un secteur au moins est atypique, notamment, à cause d'un faible nombre de pêcheurs coopératifs. En l'absence de résultats indépendants pouvant servir de "juge de paix", on ne peut préconiser une méthode plutôt qu'une autre. Toutefois la méthode surface semble peu appropriée dans le cas de la Gironde.

IV.4.3. Ce qu'il faut retenir des CPUE classiques

Aucune méthode ne semble être irréprochable et chacune a montré dans une configuration ou une autre des défauts.

IV.5. Estimation des CPUE par les GLM

Les CPUE sont calculées dans ce paragraphe avec des méthodes plus élaborées (GLM ; III.3.4.4) que les méthodes classiques. Elles permettent de prendre en compte la variabilité due aux différences entre pêcheurs et secteurs (GLM de base ; IV.5.1) et le patron intrasaisonnier (GLM mois ; IV.5.2). Pour les GLM de base, seuls les résultats du métier grande alose seront détaillés, les patrons intersaisonniers issus de ces modèles seront repris dans le paragraphe GLM mois (IV.5.2).

IV.5.1. GLM de base

IV.5.1.1. La grande alose au filet

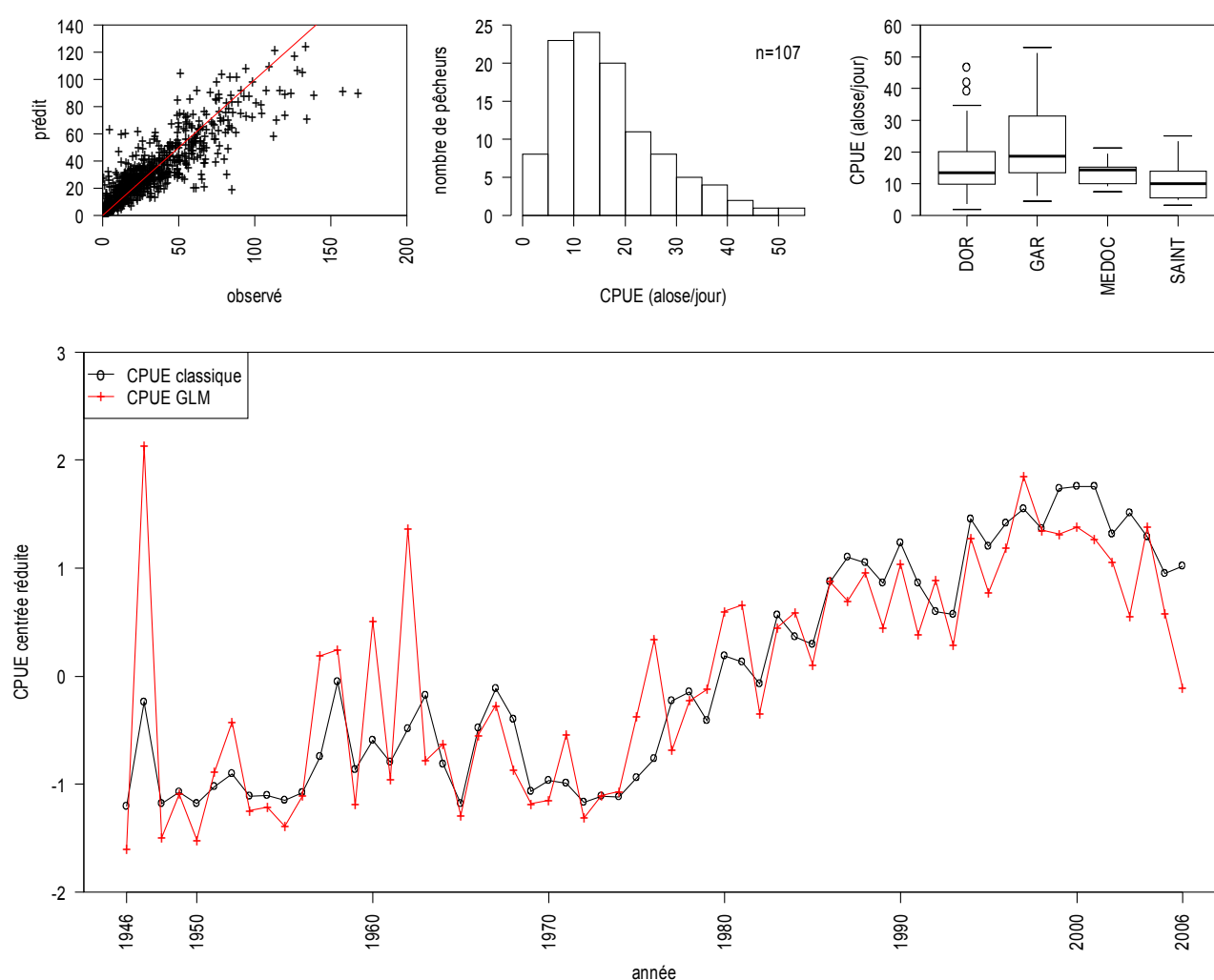


Figure 52 : résultats du GLM de base pour la grande alose : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; distribution de l'effet pêcheur (haut milieu – b) et de l'effet secteur (haut droite – c) ; comparaison de la CPUE saisonnière issue du GLM de base et la CPUE médiane calculée par la méthode classique (IV.4.1) (bas – d).

La Figure 52 montre les résultats principaux du GLM de base pour la grande alose. La Figure 52a représente les valeurs prédites et observées des CPUE. Pour un modèle

"parfait", toutes les valeurs seraient parfaitement alignées (corrélation de 1). Dans le cas de notre modèle, la corrélation est de 0,88. La déviance expliquée (R^2_D) est quant à elle de 76%. La qualité de l'ajustement semble donc plutôt bonne.

L'effet le plus important du point de vue de la déviance et de l'AIC est le pêcheur (Tableau VIII). Il est suivi par la saison (déviance) ou le métier (AIC). Le secteur est le seul effet non significatif, son retrait permettant même d'améliorer l'AIC.

Tableau VIII : performance du GLM de base pour la grande alose et analyse de ses effets (III.3.4.8).

	Degré de liberté	Déviance (expliquée)	Δ AIC	p(F)
Modèle nul	732*	687	802	
Modèle retenu	171	162 (76%)	0	
- saison	60	214 (69%)	82	<0,001
- pêcheur	106	303 (56%)	338	<0,001
- secteur	3	163 (76%)	-4	0.58
- métier	1	203 (70%)	157	<0,001

* nombre de données

La distribution de l'effet pêcheur est asymétrique, avec beaucoup de pêcheurs autour de la médiane (14,8 aloses/jour) et quelques pêcheurs ayant une efficacité élevée (max=53 aloses/jour), jusqu'à plus de 3 fois l'efficacité médiane (Figure 52b).

Suivant la méthodologie développée plus haut (III.3.4.9), l'effet secteur est en réalité significatif ($p=0,003$). Le secteur Garonne est significativement supérieur (Tableau IX et Erreur : source de la référence non trouvée) à tous les autres secteurs avec 22,2 aloses/jour, devant le secteur Dordogne (16,1 aloses/jour), le secteur Médoc (13,8 aloses/jour) et devant le secteur Saintonge (11,5 aloses/jour).

Dans les grandes lignes, les CPUE estimées par le GLM de base suivent celles calculées par la méthode classique (Figure 52d). On notera toutefois une variabilité plus forte jusque dans les années 1970, avec des pics pouvant atteindre les valeurs des années 1980 et 1990. Les CPUE estimées par le GLM de base semblent également décroître dès 1997 (33,3 aloses/jour) pour n'atteindre que 15,8 aloses/jour en 2006.

Tableau IX : significativité des différences entre secteurs pour le GLM de base de la grande alose.

	SAINT	DOR	MEDOC	GAR
SAINT				
DOR	*			
MEDOC	*			
GAR	***	**	*	

* $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$

IV.5.1.2. Discussion

Les GLM de base permettent d'obtenir de bons résultats, avec des corrélations élevées entre les valeurs prédites et observées ($>0,76$) et de fortes diminutions de déviance ($>58\%$). Les plus mauvais résultats sont obtenus pour les métiers nasses (Lamproie marine bourgne, anguille nasse et crevette blanche nasse). On remarquera également que tous les modèles utilisent un nombre de degrés de liberté important, compte tenu du nombre de données disponibles (de 21% à 57%). Ceci ne permet pas d'avoir une totale confiance dans les résultats de ces modèles. Néanmoins, pour les espèces pour lesquelles plusieurs métiers existent, l'ordre d'importance des effets selon l'AIC est le même.

L'effet du secteur n'est significatif que pour les espèces (stade) pêchées lors de leur migration : grande alose, lamproie marine et en partie la civelle.

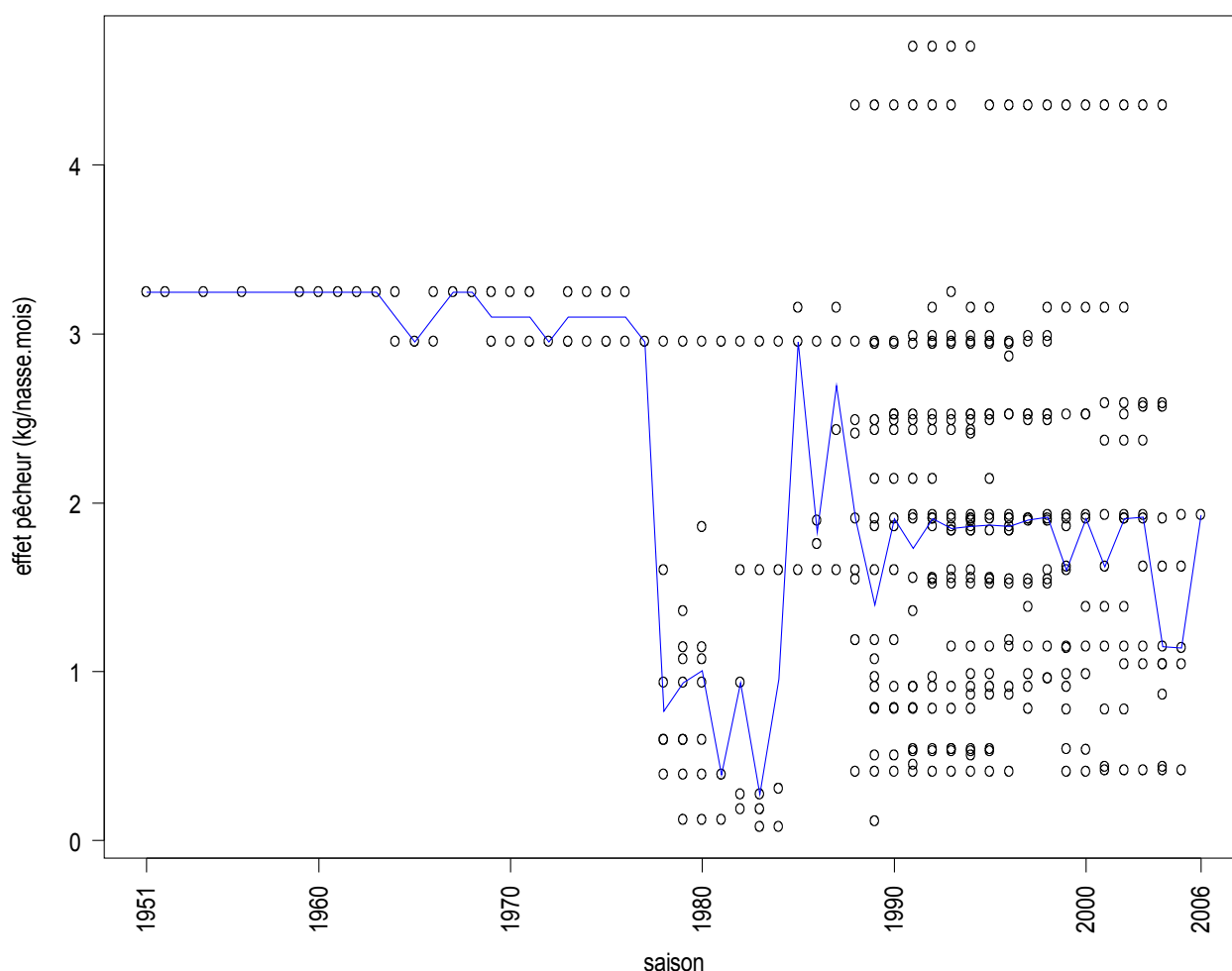


Figure 53 : évolution de la composition de l'échantillon de pêcheurs coopératifs par le métier anguille nasse. Chaque point représente un pêcheur et la courbe bleue la médiane des effets pêcheurs de la saison.

Le pattern de distribution de l'effet pêcheur est assez similaire pour tous les métiers : une asymétrie plus ou moins marquée, avec beaucoup de pêcheurs à proximité de la médiane et quelques pêcheurs "spécialistes" qui ont un effet très fort, pouvant aller jusqu'à

plus de 3 fois la médiane. Ceci est plutôt conforme à ce que l'on pourrait attendre de la distribution normale d'une population de pêcheurs et lève en partie les doutes exprimés sur la représentativité de l'échantillon de pêcheurs coopératifs (III.3.2.2). Si la distribution de nos pêcheurs semble conforme toutes années confondues, cela n'exclut pas que, ponctuellement, l'échantillon de pêcheurs coopératifs soit biaisé, dans un sens ou dans l'autre. Pour illustrer ceci, nous prendrons l'exemple de l'anguille aux nasses, qui est certainement le métier pour lequel les CPUE du GLM de base et celles de la méthode classique connaissent le plus d'écart (Figure 60). La Figure 53 montre l'évolution de l'échantillon de pêcheurs coopératifs. Cela explique relativement bien les écarts entre les deux séries de CPUE, les CPUE de la méthode classique surestimant les CPUE jusqu'au milieu des années 1970, puis les sous-estimant jusqu'au milieu des années 1980. Ces deux phases correspondent respectivement à des périodes où l'échantillon de pêcheurs coopératifs étaient composés de pêcheurs plutôt performants, puis peu performants. La composition moyenne se stabilise à partir de la fin des années 1980, quand le nombre de pêcheurs coopératifs augmentent. On pourrait ainsi examiner chacun des métiers et expliquer la plupart des écarts entre les deux séries de CPUE, par des variations de la composition de l'échantillon de pêcheurs coopératifs. Conformément à nos attentes (III.3.4.2), le GLM permet donc bien de "redresser" le plan d'échantillonnage déséquilibré que constitue une pêcherie professionnelle.

IV.5.2. GLM mois

IV.5.2.1. *La grande alose au filet*

Le GLM mois pour la grande alose montre des résultats satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,91 (Figure 54a) et la déviance est diminuée de 79%. L'effet le plus important est l'interaction saison:mois, puis le pêcheur, le métier et le secteur.

Les mois d'avril à juin sont de loin ceux pendant lesquels les CPUE sont les plus élevées (Figure 54b). Le mois moyen²⁴ évolue, au fil des saisons, entre ces trois mois (Figure 54c). Ces variations ne montrent pas de particularités. Depuis au moins le milieu des années 1970, le mois moyen semble cependant être de plus en plus précoce ($r=-0,50$; $p=0,04$).

Les CPUE saisonnières estimées par le GLM mois montre les mêmes variations importantes que les CPUE du GLM de base jusqu'au milieu des années 1990 (Figure 54d). Par contre, la diminution de ces dernières années, qui était visible depuis 1997 avec le GLM de base, ne semble nette que depuis 2002 avec le GLM mois.

24 Moyenne des mois pondérée par la valeur de leur effet

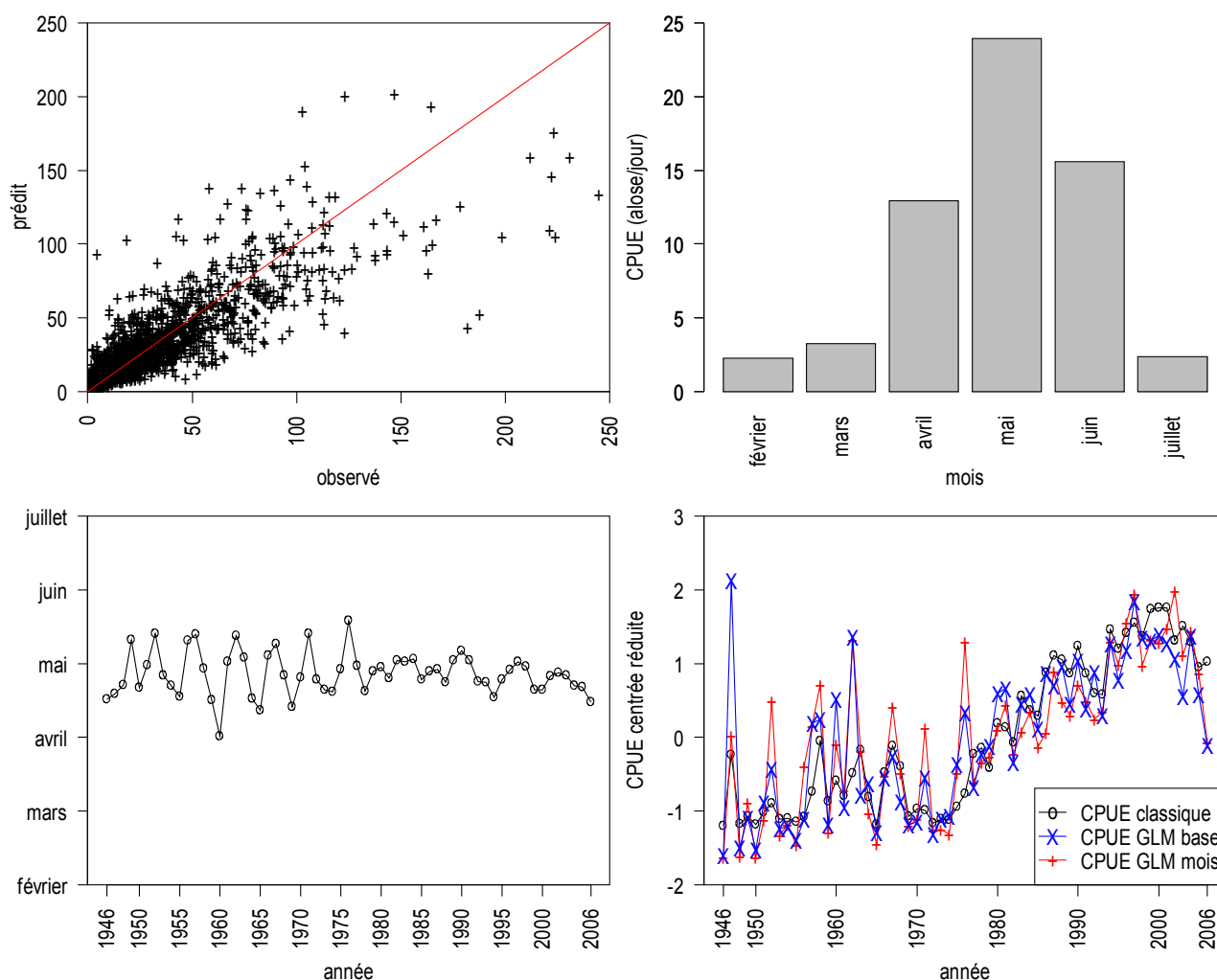


Figure 54 : résultats du GLM mois pour la grande alose : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.2. La lamproie marine au filet

Le GLM mois pour la lamproie marine au filet montre des résultats satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,82 (Figure 55a) et la déviance est diminuée de 71%. L'effet le plus important est l'interaction saison:mois puis le pêcheur et le secteur.

L'effet mois augmente progressivement du mois de décembre jusqu'au mois avril pour chuter brutalement et se retrouver au mois de juin au même niveau que décembre (Figure 55b). Le mois moyen évolue entre le mois de mars et d'avril sans tendance notable (Figure 55c).

Les CPUE saisonnières issues du GLM mois ne montrent pas de particularités par rapport aux CPUE classiques ou du GLM de base (Figure 55d).

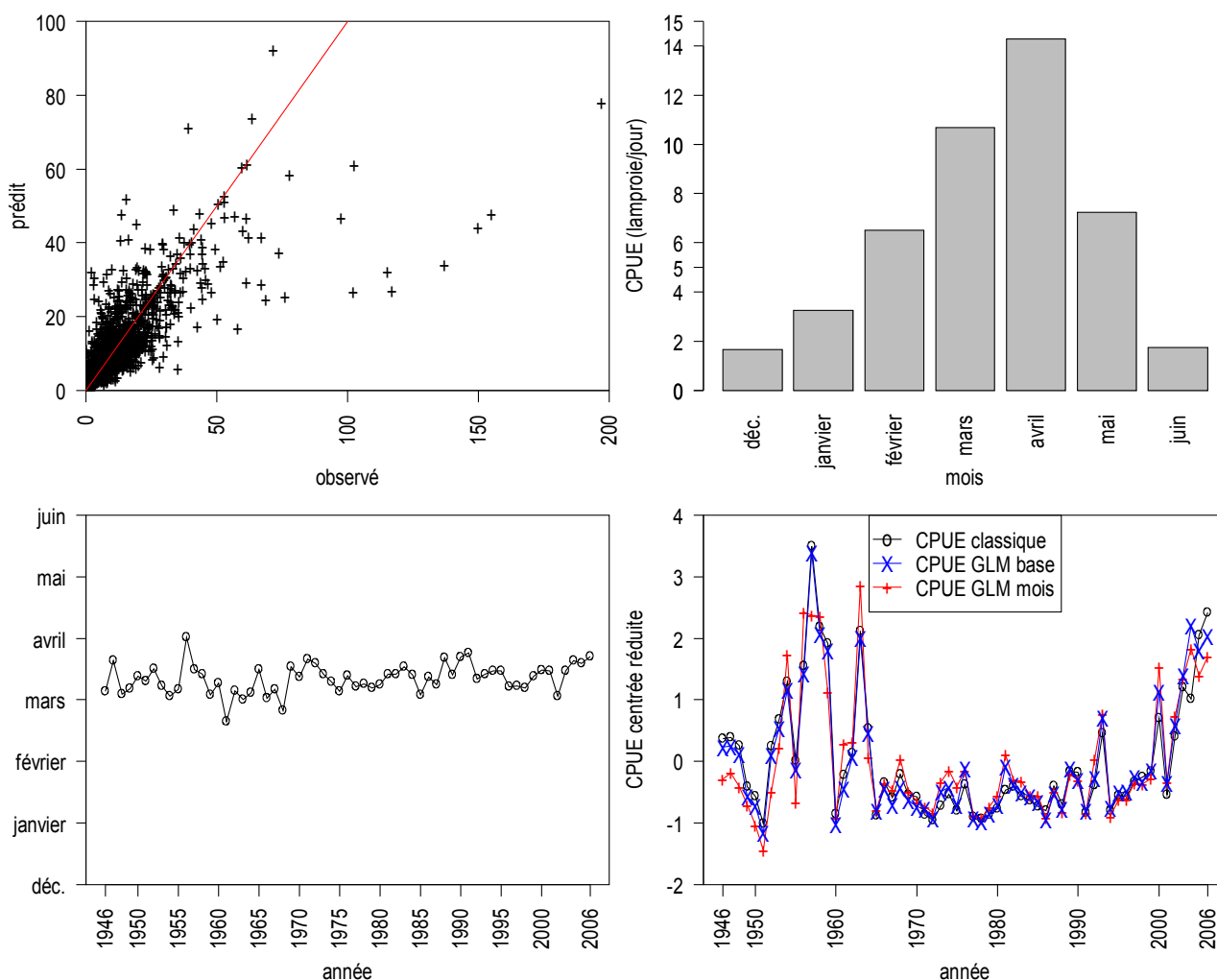


Figure 55 : résultats du GLM mois pour la lamproie marine au filet : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.3. La lamproie marine aux bourgnes

Le GLM mois pour la lamproie marine aux bourgnes montre des résultats satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,75 (Figure 56a) et la déviance est diminuée de 63%. L'effet le plus important est l'interaction saison:mois puis le pêcheur et le secteur.

L'effet mois est élevé de janvier à avril avec des CPUE nettement plus faibles en début et fin de saison (Figure 56b). Le mois moyen varie autour du mois de mars sans montrer de tendance particulière (Figure 56c).

La seule particularité des CPUE saisonnières du GLM mois est la disparition de l'année 1983 qui ne reposait que sur les déclarations d'un seul pêcheur en précision année (Figure 56d).

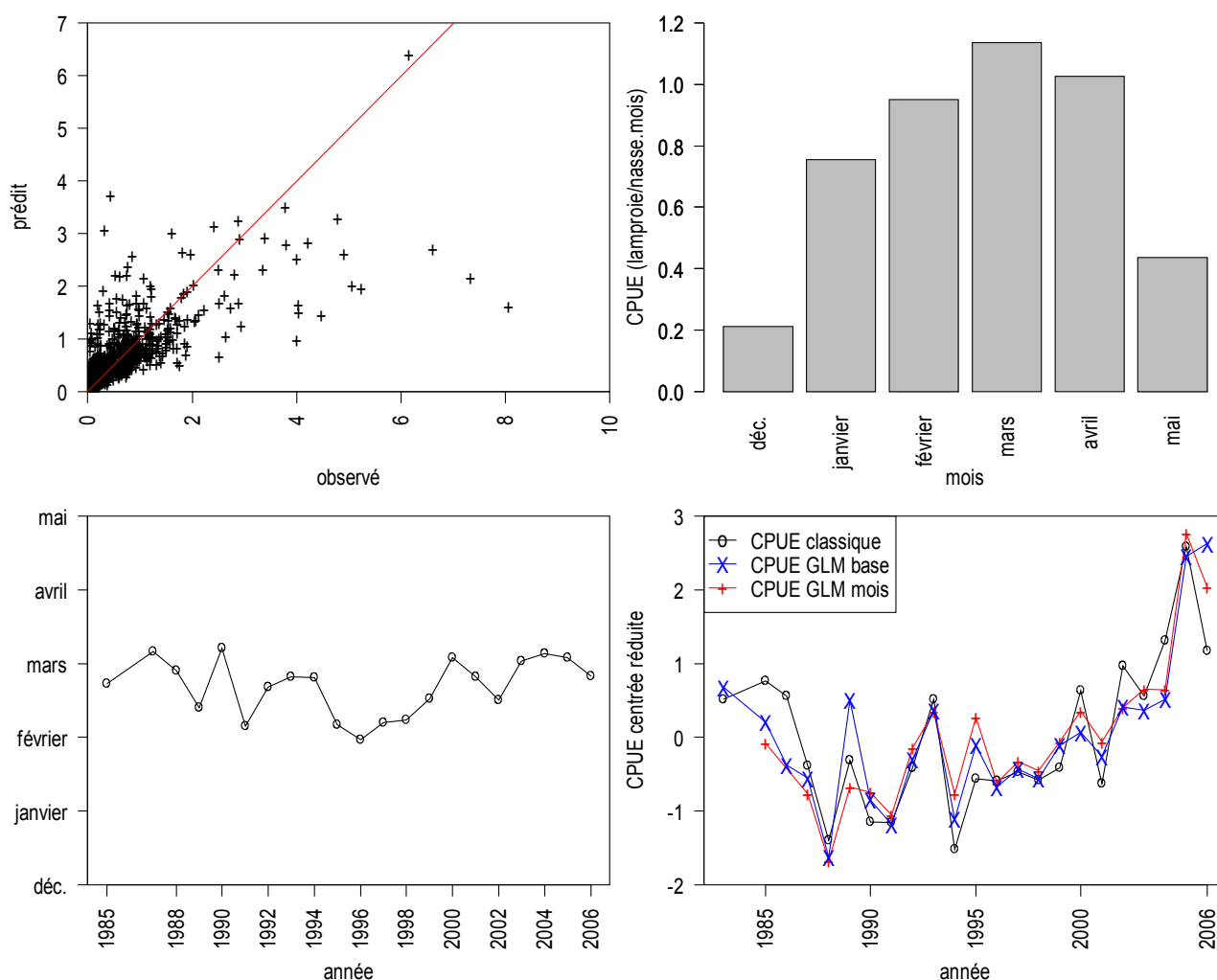


Figure 56 : résultats du GLM mois pour la lamproie marine aux bourgnes : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.4. La civelle au pibalour

Le GLM mois pour la civelle au pibalour montre des résultats satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,89 (Figure 57a) et la déviance est diminuée de 79%. L'effet le plus important est l'interaction saison:mois puis le pêcheur et le secteur.

L'effet mois semble suivre une courbe en cloche qui est tronquée en fin de saison (Figure 57b). Le mois moyen diminue de manière significative au moins jusqu'en 1998 ($r=-0,53$; $p=0,008$) (Figure 57c). Après cette date, il ne semble plus y avoir de tendance ($r=0,09$; $p=0,82$).

Les CPUE saisonnières estimées par le GLM mois se rapprochent de celles obtenues par le GLM de base et montrent les mêmes écarts par rapport aux CPUE classiques (Figure 57d).

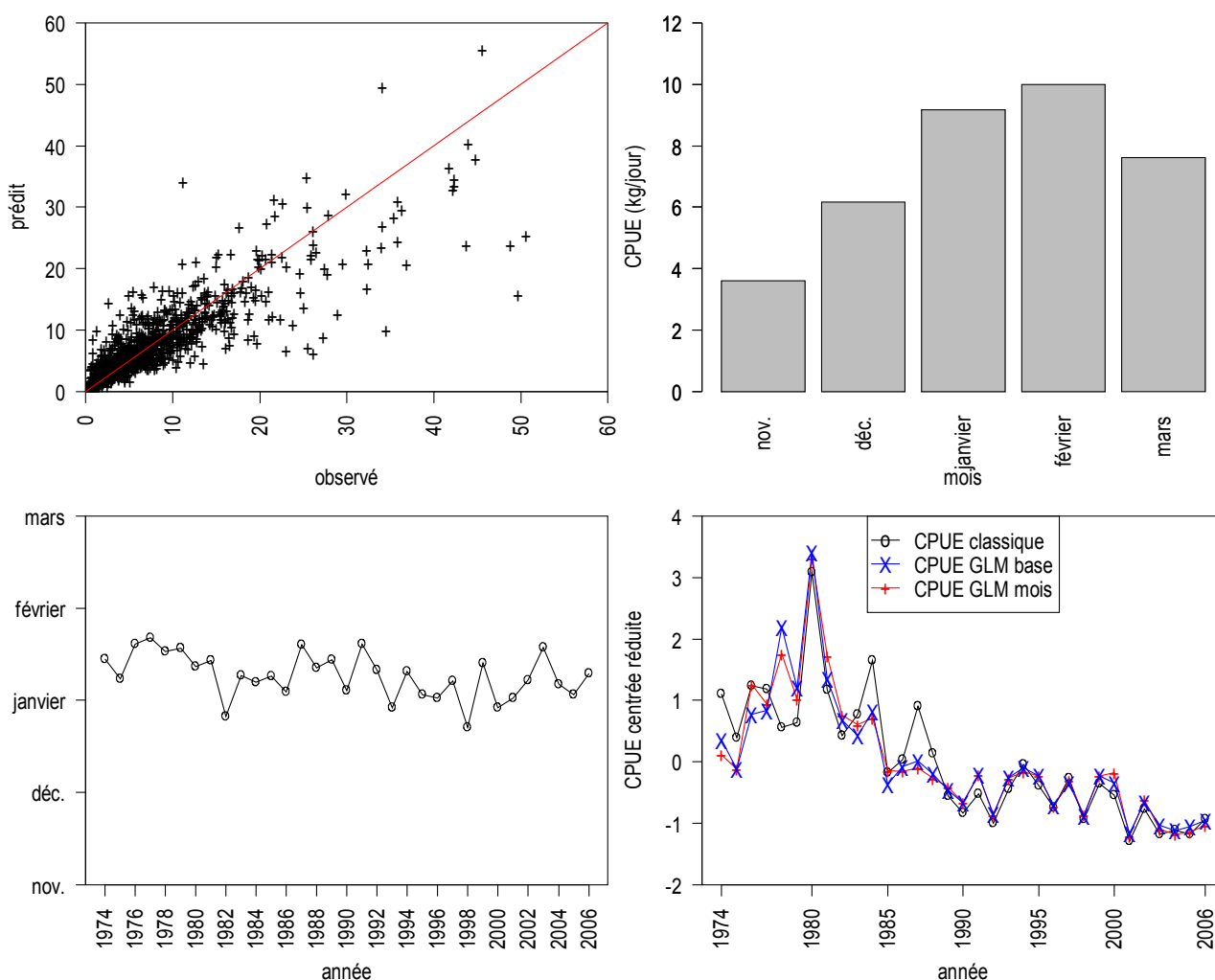


Figure 57 : résultats du GLM mois pour la civelle au pibalour : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.5. La civelle au tamis

Le GLM mois pour la civelle au tamis montre des résultats satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,87 (Figure 58a) et la déviance est diminuée de 83%. L'effet le plus important est l'interaction saison:mois puis le pêcheur et le secteur.

L'effet mois augmente à partir de janvier jusqu'en mars, puis chute brutalement en avril (Figure 58b). Le mois moyen diminue significativement ($r=-0,59$; $p<0,001$), compris entre février et mars jusqu'au milieu des années 1980 et entre le mois de janvier et février ces dernières années (Figure 58c).

Les CPUE saisonnières du GLM mois montrent également clairement une diminution (Figure 58d). Toutefois, ces CPUE sont plus élevées au cours des années 1970 que les CPUE du GLM de base ou de la méthode classique.

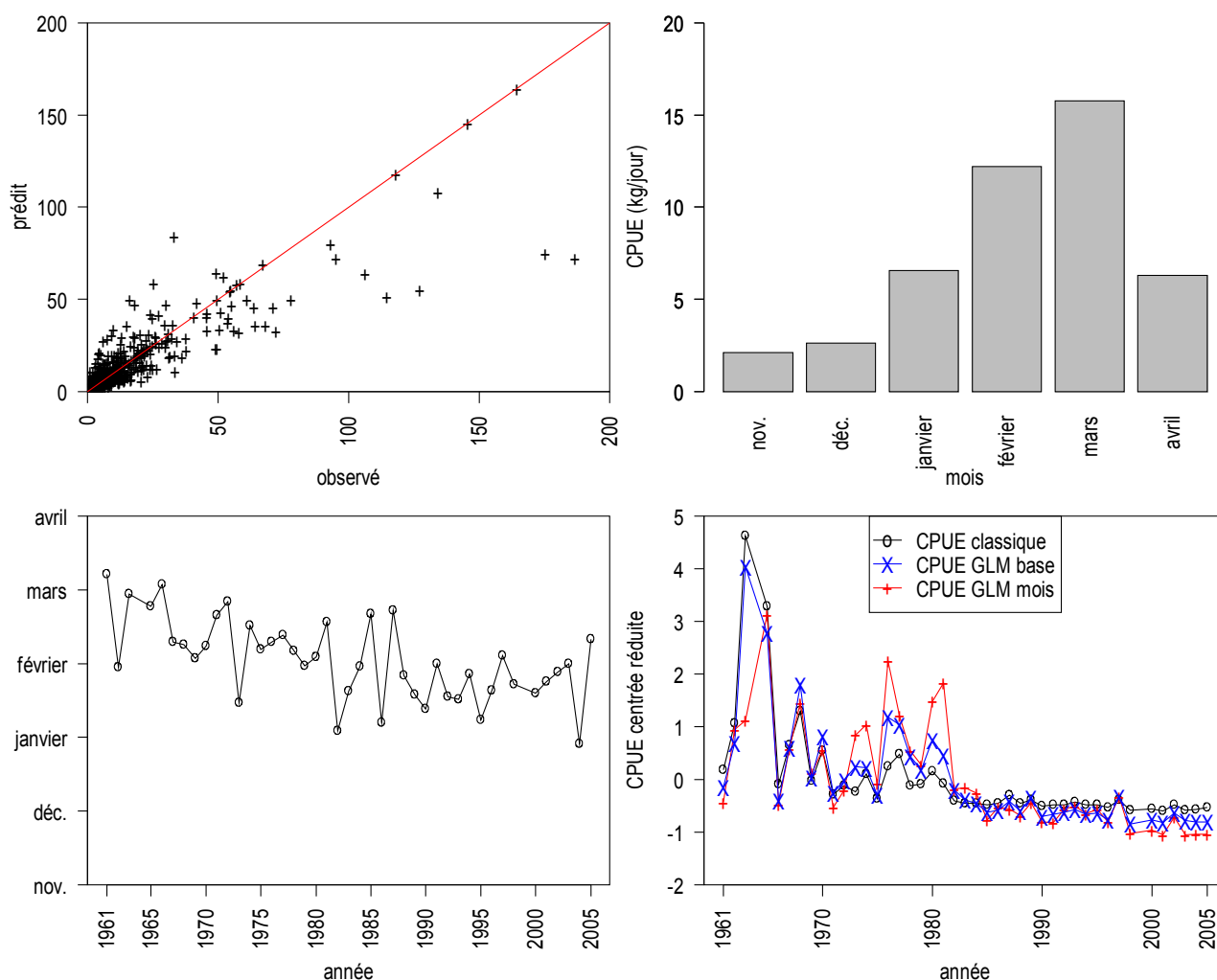


Figure 58 : résultats du GLM mois pour la civelle au tamis : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.6. La civelle au drossage

Le GLM mois pour la civelle au drossage montre des résultats satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,87 (Figure 59a) et la déviance est diminuée de 73%. L'effet le plus important est l'interaction saison:mois puis le pêcheur et le secteur.

L'effet mois augmente progressivement jusqu'en février-mars, pour diminuer ensuite légèrement en avril (Figure 59b). Le mois moyen diminue légèrement sur la période, mais cette tendance n'est pas significative (Figure 59c).

Les CPUE saisonnières estimées par le GLM mois sont relativement similaires aux CPUE du GLM de base ou de la méthode classique (Figure 59d).

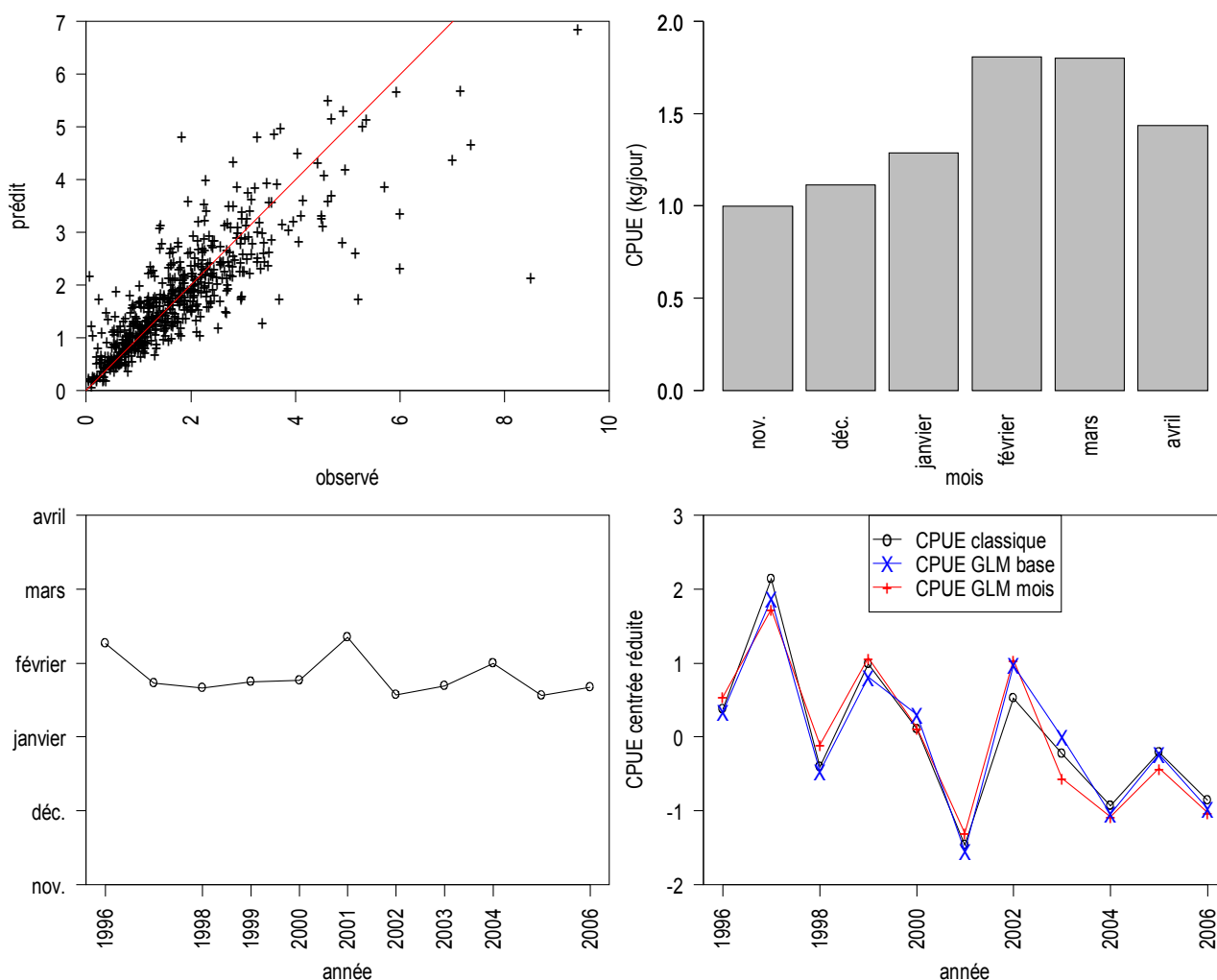


Figure 59 : résultats du GLM mois pour la civelle au drossage : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.7. L'anguille jaune aux nasses

Le GLM mois pour l'anguille aux nasses montre des résultats moyennement satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,73 (Figure 60a) et la déviance est diminuée de 59%. L'effet le plus important est le pêcheur puis l'interaction saison:mois et le secteur.

L'effet mois est très faible en hiver (décembre à mars) (Figure 60b). Il est maximal au printemps et au début de l'été (mars à juillet) et intermédiaire pour la fin de l'été et l'automne (août à novembre). Le mois moyen varie entre mai et septembre (Figure 60c). Jusqu'en 1969, le mois moyen est plutôt tardif (août-septembre). En 1970, le mois moyen se situe en mai. À partir de cette date et jusqu'au milieu des années 1990, le mois moyen augmente significativement ($r=0,58$; $p=0,004$).

Les CPUE saisonnières du GLM mois sont assez proche des CPUE du GLM de base (Figure 60d). Des écarts substantiels avec les CPUE classiques sont à noter (IV.5.1.2).

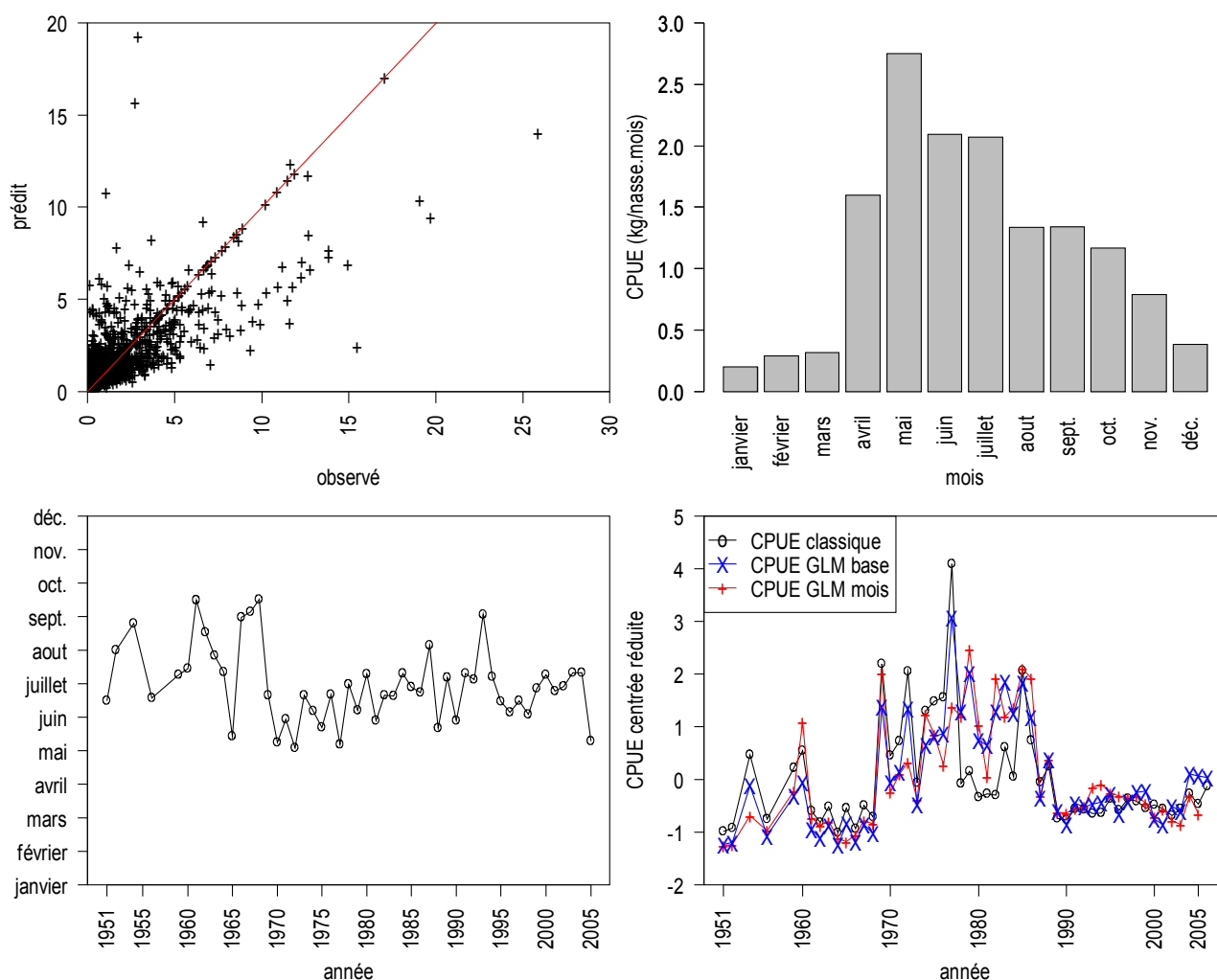


Figure 60 : résultats du GLM mois pour l'anguille aux nasses : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.8. La crevette blanche au haveneau

Le GLM mois pour la crevette blanche au haveneau montre des résultats satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,86 (Figure 61a) et la déviance est diminuée de 77%. L'effet le plus important est le pêcheur puis le secteur et l'interaction saison:mois.

On distingue deux niveaux pour l'effet mois (Figure 61b) : un niveau bas des CPUE de janvier à avril et en juillet (autour de 12 kg/jour) et un niveau élevé en mai-juin et d'août à décembre (autour de 14 kg/jour). L'analyse de l'évolution du mois moyen ne montre pas de tendance particulière (Figure 61c) et oscille autour des mois de juin et juillet.

Les CPUE saisonnières estimées par le GLM mois se distinguent des CPUE estimées par les autres méthodes dans les années 1980 ainsi que dans les années 2000 (Figure 61d). Elles sont en revanche très proches des autres séries de CPUE dans les années 1990.

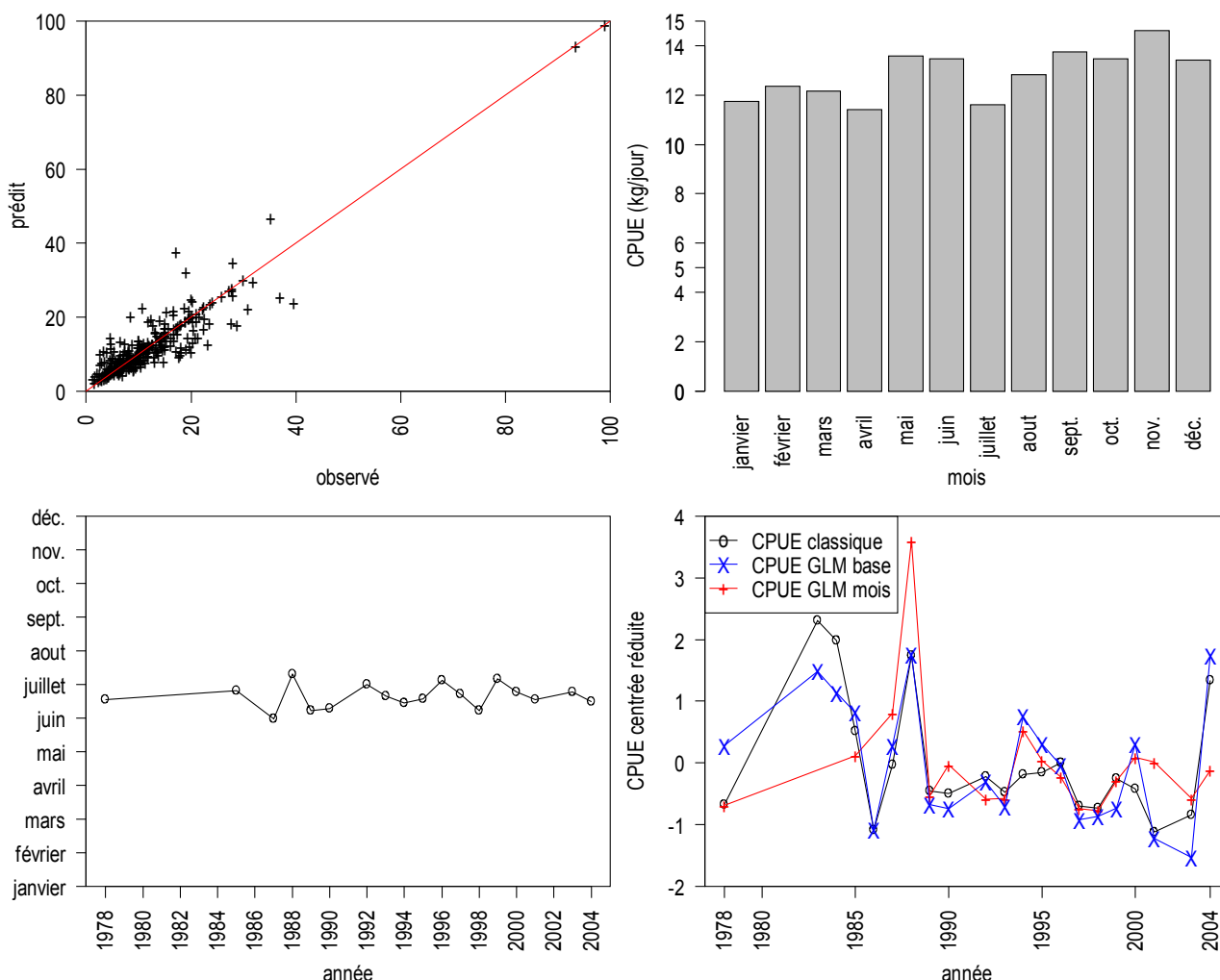


Figure 61 : résultats du GLM mois pour la crevette au haveneau : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.2.9. La crevette blanche aux nasses

Le GLM mois pour la crevette blanche aux nasses montre des résultats moyennement satisfaisants : la corrélation entre valeurs prédites et observées est de 0,80 (Figure 62a) et la déviance est diminuée de 61%. L'effet le plus important est l'interaction saison:mois, le pêcheur puis et le secteur.

L'effet mois semble montrer une courbe en cloche, avec un maximum qui devrait se situer à la fin du printemps ou au début de l'été (Figure 62b). Cependant, les mois de juin et juillet sont les mois les plus faibles. Le mois moyen ne montre pas de tendance particulière et oscille autour des mois de juin et juillet (Figure 62c).

Les CPUE saisonnières estimées par le GLM mois montrent un profil relativement différent des autres séries (Figure 62d). Elles semblent montrer une assez nette tendance à la diminution jusqu'au milieu des années 1990, puis une augmentation jusqu'en 1999 et de nouveau une tendance à la baisse.

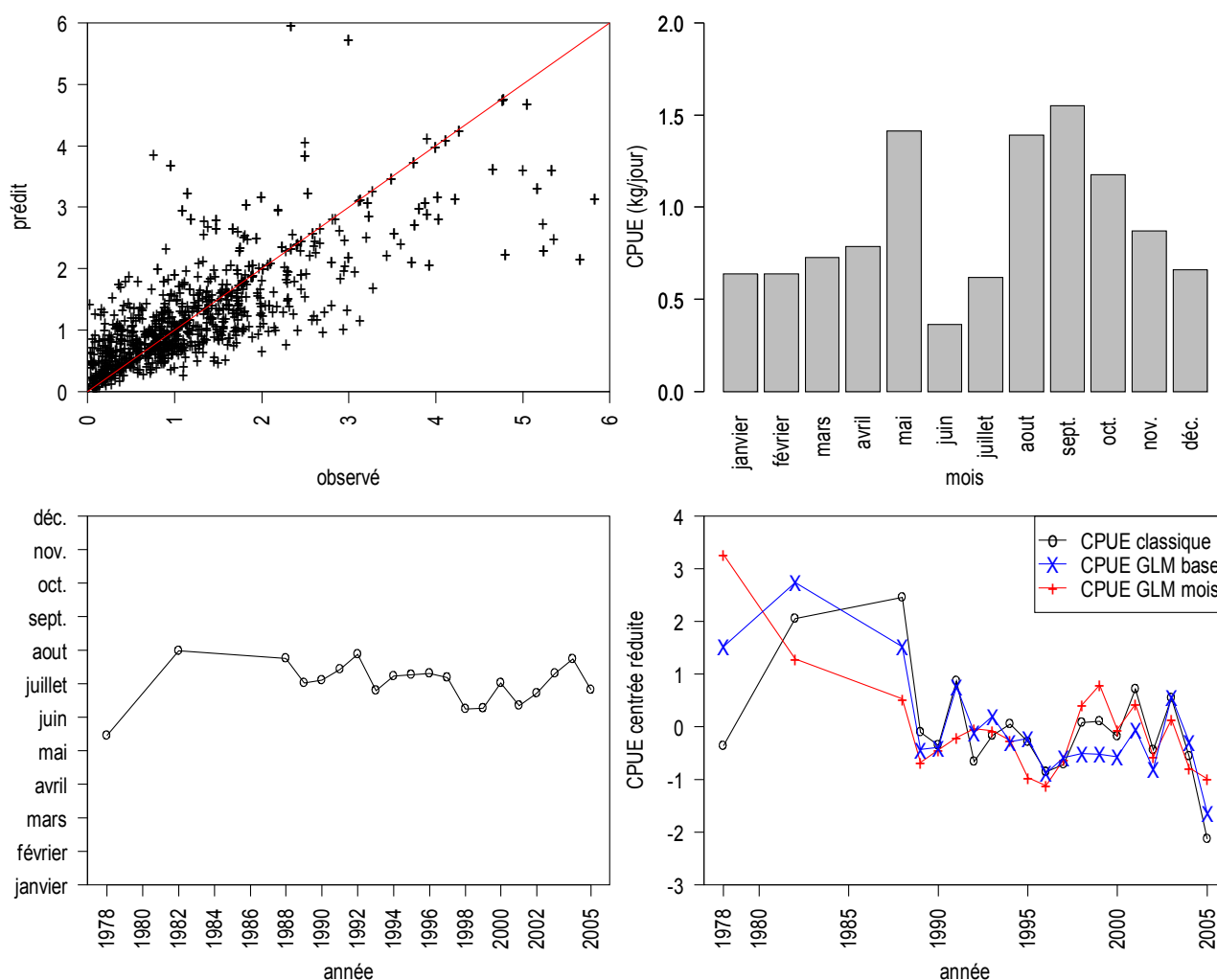


Figure 62 : résultats du GLM mois pour la crevette blanche aux nasses : relation valeur observée – valeur prédite (haut gauche – a) ; effet mois (haut droite – b) et son évolution au cours des saisons (bas gauche – c) ; comparaison entre la CPUE médiane calculée par la méthode classique, la CPUE saisonnière issue du GLM de base et celle issue du GLM mois (bas droite – d).

IV.5.3. Discussion

Les différences dans les CPUE saisonnières estimées par le GLM mois et du GLM base sont relativement minimes. Elles sont observées essentiellement lorsque le nombre de pêcheurs coopératifs est faible (crevette blanche au haveneau par exemple).

Le GLM mois permet d'estimer la dynamique mensuelle des différentes espèces. Pour les espèces migratrices, cette dynamique est, logiquement, en cloche, plus ou moins dissymétrique. Les espèces, pour laquelle plusieurs métiers existent, peuvent montrer des profils différents en fonction des métiers pratiqués. C'est le cas de la civelle, où le métier pibalour pratiqué en aval (Estuaire) montre un pic plus précoce (janvier – février) que les métiers drossage et tamis (février – mars) pratiqué en Zone Mixte. Dans ce cas, les différences peuvent être interprétées comme le temps nécessaire aux civelles pour passer d'une zone à l'autre et peut permettre d'estimer, par exemple, des vitesses de migration (annexe I ; Beaulaton et Castelnaud, 2005). Cependant ceci n'est pas toujours aussi clair ni avéré. Dans le cas de la lamproie marine, le métier bourgnes, pratiqué très en amont

(zone 9 et 12) a un maximum plus précoce (mars) que le métier filet, pratiqué sur l'ensemble du bassin de la Gironde (avril). Dans ce cas, la différence ne peut évidemment pas être interprétée comme le temps nécessaire pour parcourir la distance entre les deux zones, les lamproies marines migrant au stade ciblé (géniteur) de l'aval vers l'amont. On notera que les métiers lamproie marine au filet et aux bourgues sont fondamentalement différents. C'est ce qui peut expliquer le décalage observé des pics de CPUE. Ces métiers différents peuvent pêcher des individus ayant des comportements différents : les bourgues requièrent clairement un comportement actif des individus pour rentrer dans les engins (sans doute à la recherche d'un abri) alors que les filets maillants capturent les lamproies marines nageant dans la colonne d'eau sans qu'il soit nécessaire que ces individus adoptent un comportement "actif" (en fait, il faut au contraire que les lamproies n'évitent pas les filets). Sans aller jusqu'à parler de fractions de population différentes, on peut au moins penser que les capturabilités peuvent évoluer différemment au cours d'une saison pour les deux métiers. Ces particularités laissent également penser que le métier lamproie marine filet devrait être plus fiable pour l'estimation des CPUE que le métier lamproie bourgne dans la mesure où il est moins sujet aux variations de comportement de l'animal.

Les courbes intrasaisonniers en cloche, au contraire des courbes en plateau, sont le signe, pour la civelle que les CPUE reflètent bien l'évolution de l'abondance (Gascuel *et al.*, 1995). Ceci est basé sur l'hypothèse que les courbes en plateau existent dans les cas où les captures équilibrent les nouvelles arrivées d'individus. Dans ces cas, le taux d'exploitation est élevé et les captures sont plus révélatrices de l'abondance que les CPUE. Au contraire, les courbes en cloche montre une exploitation plus modérée faisant des CPUE un meilleur indice d'abondance. On pourrait étendre ce concept aux autres espèces en migration.

La dynamique mensuelle des espèces ou stades non migrateurs (crevette blanche et anguille jaune) est différente. Tout d'abord, ces espèces sont présentes tout au long de la saison. Tout comme pour la lamproie marine, les différences très nettes dans la dynamique de la crevette blanche au haveneau et aux nasses résident sans doute dans les différences fondamentales qui existent dans les caractéristiques de ces deux métiers. La capture des crevettes blanches aux nasses fait appel au comportement alimentaire des individus, les nasses étant appâtées. Au contraire, le haveneau "filtre" les eaux et capture ainsi les espèces présentes dans la colonne d'eau. On peut donc penser que ce métier est plus robuste pour l'estimation des abondances. Il montre des CPUE mensuelles cohérentes, avec des CPUE basses en début d'année et un niveau plus élevé la deuxième moitié de l'année ce qui pourrait correspondre au recrutement annuel. Les CPUE mensuelles avec les nasses montrent une évolution plutôt en cloche qui serait cohérente avec une évolution de type comportement alimentaire (CPUE plus élevées lors des phases d'alimentation les plus intenses).

On peut comparer ces résultats de dynamique intrasaisonniers de la crevette blanche avec ceux obtenus à partir de pêches scientifiques effectuées par le CEMAGREF à l'aide de deux engins de type pibalour et d'un traîneau supra benthique dans le cadre de la surveillance de la faune circulante (Girardin *et al.*, 2006). Ces pêches sont effectuées tous les mois en Estuaire le long de 4 transects en amont et en aval de la centrale nucléaire du Blayais (située dans notre zone de pêche 3). Nous avons analysé les résultats des pêches scientifiques comprises entre janvier 1991 et décembre 2005 (période pendant laquelle le protocole n'a pas évolué ; Lobry, 2004) à l'aide d'une ANOVA avec un effet saison et mois pris comme variable catégorielle. La Figure 63 compare l'effet mois de cette ANOVA avec ceux obtenus par le GLM mois pour les métiers crevette blanche haveneau et nasse. Les

données de pêches scientifiques confirment nettement le niveau faible d'abondance de janvier à juillet, suivi d'un niveau plus élevé pour le reste de l'année. Elles ne montrent en revanche pas de pic en mai et/ou juin. La corrélation entre la série mensuelle crevette haveneau et nasse n'est pas significative ($r=0,39$; $p=0,21$). En revanche, ces séries sont significativement corrélées à la série pêche scientifique ($r=0,65$; $p=0,02$ et $r=0,63$; $p=0,03$ respectivement).

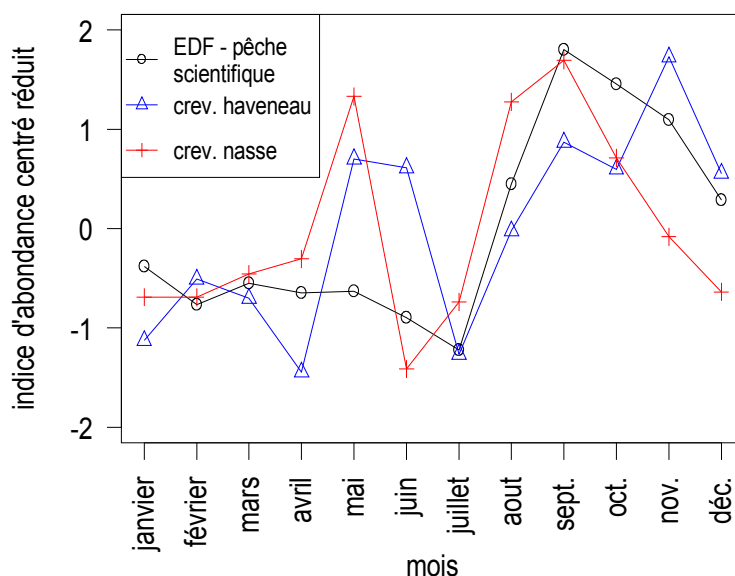


Figure 63 : évolution mensuelle de la densité estimée par les pêches scientifiques et des CPUE estimées par le GLM mois pour les métiers crevette blanche haveneau et nasse

Le métier anguille nasse montre des CPUE qui présentent un maximum au printemps et des captures faibles en hiver (Figure 60). Cela correspond bien aux dires des pêcheurs qui constatent que les captures sont en général meilleures en mai-juin. Ce phénomène a également été constaté dans différents milieux et avec différents engins de pêche : nasses scientifiques dans des marais (Baisez, 2001), verveux professionnels dans un petit estuaire breton (Fontenelle *et al.*, 1990), verveux scientifiques dans un lac irlandais (Moriarty, 1996) et suivi à un barrage sur une grande rivière anglaise (White et Knights, 1997). Ceci serait en relation avec les variations naturelles de l'activité des anguilles notamment sous l'influence de la température (Baisez, 2001 ; White et Knights, 1997). Ces variations saisonnières pourraient également être dues à des migrations saisonnières des anguilles, mais celles-ci semblent minoritaires et se dérouler à des âges/tailles inférieurs à ceux ciblés par la pêcherie (voir V.3 pour les âges et tailles ciblés ; pour le comportement migratoire, voir : Fablet *et al.*, 2007 ; Laffaille *et al.*, 2005). Ces variations mensuelles semblent donc plus être des variations de capturabilité que de véritables variations d'abondance.

Les métiers nasses montrent ici une fragilité certaine vis-à-vis de la construction d'indice d'abondance, dans la mesure où ils font appel, plus que les métiers filets, pibalour, tamis et haveneau, au comportement des poissons et sont donc fortement soumis à des changements de capturabilité.

L'évolution du mois moyen au cours des saisons montre également des résultats intéressants. L'alose filet, la civelle pibalour et la civelle tamis ont un effet moyen qui diminue sur tout ou partie de la période étudiée. Si on interprète les CPUE en terme d'abondance, cela signifie que les arrivées de ces espèces sont de plus en plus précoces.

Les autres estimations de dates d'arrivées de civelles en Estuaire faites pour la période des années 1980 (Elie et Rochard, 1994) et des années 1980-1990 (Beaulaton et Castelnaud, 2005) montre que le maximum se situe en janvier, alors que nos résultats montre un maximum en février. Ceci est très certainement du à l'intégration dans notre estimation de données plus anciennes des années 1960 et 1970.

Peu d'études ont été menées sur ce sujet et ces espèces, car elles nécessitent des séries relativement longues et précises. On peut néanmoins signaler l'étude de Dekker (1998) qui, sur une période proche de la notre (1960-1996), a notamment analysé la période de migration. Il montre que, à l'entrée du lac IJsselmeer, les variations dans la période de migration se limitent à des variations à court terme sans tendance à long terme. Ces variations à court terme sont reliées à des conditions locales, notamment de température (Dekker, 1998). Ce site est néanmoins fortement anthropisé, ce qui pourrait expliquer le poids prépondérant des conditions locales. Sims *et al.* (2004) montrent que, chez le flet, la date de migration est corrélée à la température et à l'oscillation Nord Atlantique (NAO). Knight (2003) montre d'ailleurs des corrélations entre le recrutement en civelle et le NAO. De manière plus générale, le NAO affecte les écosystèmes aquatiques continentaux (Straile *et al.*, 2003) et marins (Drinkwater *et al.*, 2003) et divers aspects de l'écologie des espèces (Hughes, 2000 ; Ottersen *et al.*, 2001). Ces évolutions pourraient donc être dues au changement climatique. Nous avons donc testé d'éventuelles corrélations entre le mois moyen et l'indice NAO de décembre à mars de Hurrell (1995) ou la température moyenne des mois d'octobre à mars (civelle) ou de mars à juin (alose). Seule la corrélation entre le mois moyen du métier civelle tamis et le NAO est significative ($r=-0,39$; $p=0,01$). Cependant, les variables choisies ne sont pas forcément les plus pertinentes, des décalages temporels pouvant exister ; les températures ou le NAO avant la période de migration pourraient être plus appropriés.

L'anguille nasse montre une évolution inverse avec une augmentation du mois moyen au fil des saisons. Ce stade n'étant pas en migration, une explication autre qu'une arrivée plus tardive doit donc être recherchée. Elle pourrait être en lien avec des modifications de capturabilité ou de pratique de pêche.

IV.5.4. Ce qu'il faut retenir des CPUE estimées par les GLM

Même si ce type de modèle ne bouleverse pas les tendances saisonnières majeures, il conduit dans certains cas à des améliorations substantielles, surtout pour les périodes où l'échantillon de pêcheurs coopératifs est réduit.

L'apport incontestable de ce modèle est bien sûr l'analyse intrasaisonnière, avec le patron moyen et son évolution au fil des saisons qui, dans certains cas, présente des tendances (grande alose, civelle pibalour et tamis, anguille nasse). Cette analyse peut être utilisée pour mettre en évidence certains phénomènes écologiques (vitesses de migration (civelle), modifications des comportements (tous les métiers nasses)), qui entraînent des changements de capturabilité et influent donc sur l'interprétation des CPUE.

IV.6. Estimation des CPUE par les GAM

Par rapport aux méthodes précédentes, les GAM permettent de prendre en compte les variables environnementales dans l'estimation des CPUE (III.3.4.6). Nous verrons, dans ce paragraphe, les avantages et les inconvénients de cette méthode pour trois métiers : grande alose filet, lamproie marine filet et civelle pibalour, pour lesquels nous possédons

des données journalières en nombre important.

IV.6.1. La grande alose au filet

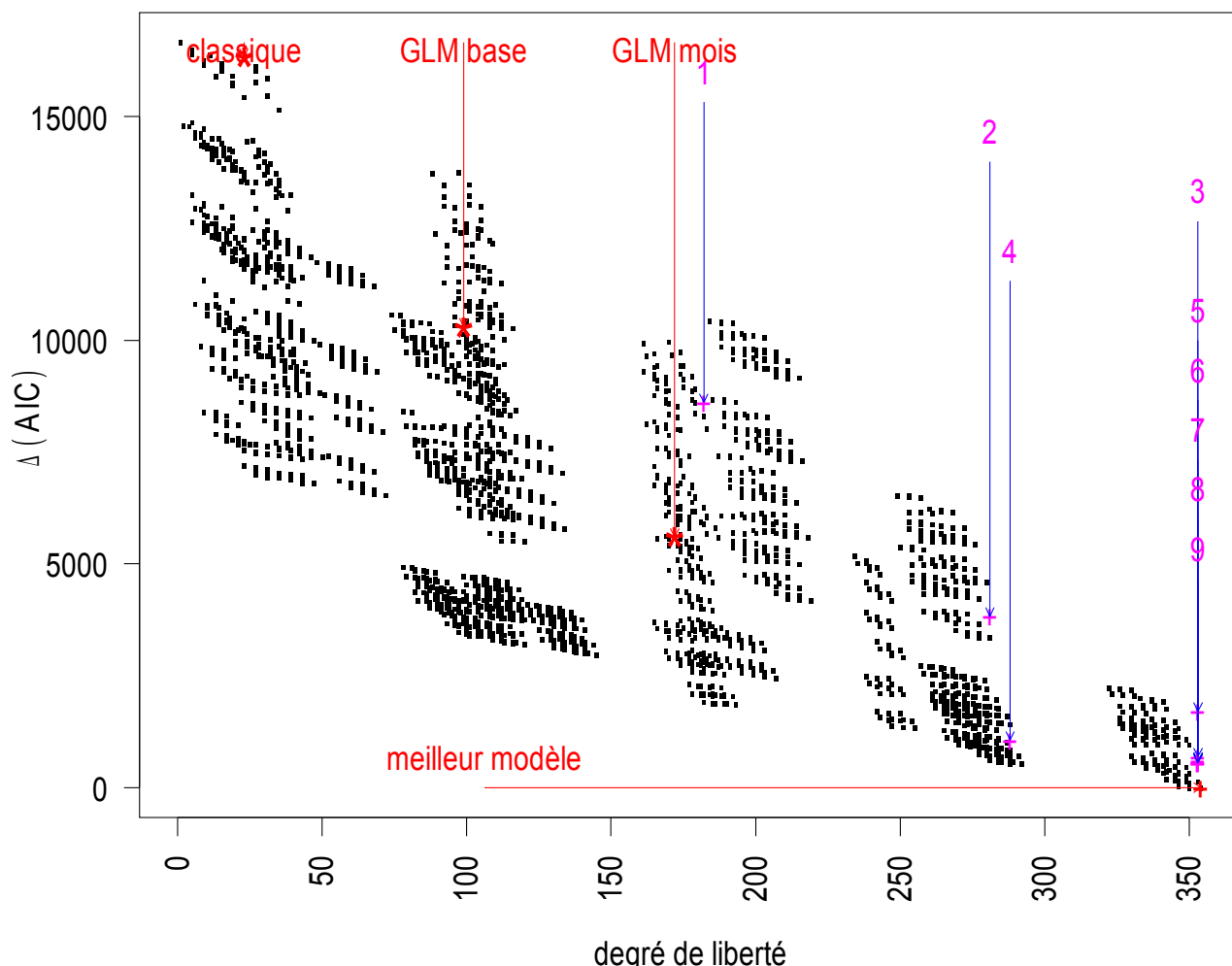


Figure 64 : ensemble des modèles testés pour le métier grande alose filet. Les modèles numérotés correspondent au meilleur modèle auquel on a enlevé un effet (Tableau X). Les étoiles représentent la position des méthodes classiques, GLM de base et GLM mois si elles étaient appliquées à ce jeu de données (et en supposant une distribution gamma des erreurs). Les numéros correspondent aux modèles desquels on enlève un seul effet par rapport au meilleur modèle (Tableau X).

L'ensemble des modèles testés est représenté Figure 64. Parmi les 4092 modèles testés, le modèle retenu (ayant le meilleur AIC) contient les effets suivants : pêcheur (factorielle), métier (alose filet ou lamproie marine filet), débit de la Dordogne (continue, $df=4$) et de la Garonne (continue, $df=4$), température (continue, $df=4$), coefficient de marée (continue, $df=4$), le jour de la saison (continue, $df=4$), interaction saison:secteur (factorielles) et interaction saison:mois_marée (factorielles). On voit sur la Figure 64 les améliorations apportées par chacune des méthodes successives testées.

La corrélation entre les valeurs prédites et observées est de 0,76 et le modèle retenu diminue la déviance de 57% (Tableau X). L'interaction saison:mois_marée est de loin l'effet le plus important, devant l'effet pêcheur, coefficient de marée et saison:quinzaine

(Figure 64 et Tableau X).

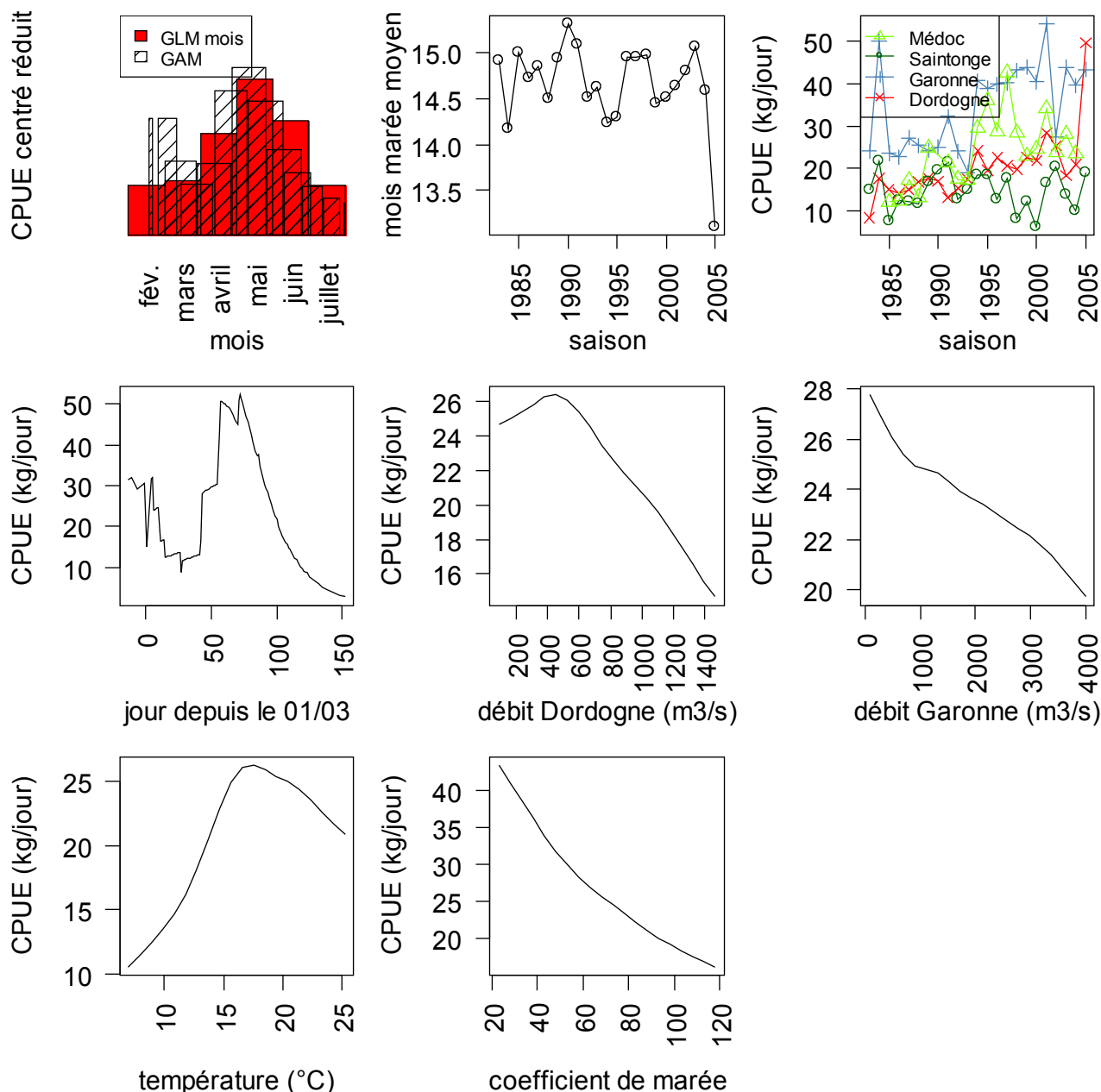


Figure 65 : effet quinzaine, mois moyen (issu de l'interaction saison:quinzaine), interaction saison:secteur, jour de la saison, débit Dordogne et Garonne, température et coefficient de marée pour le GAM de la grande alose.

L'effet mois et jour montre une courbe en cloche centrée sur le mois de mai (Figure 65). On notera toutefois des CPUE élevées en février, cependant ces résultats sont basés sur un nombre très restreint de données (4). Le mois moyen ne semble pas avoir de tendance significative ($r = -0,29$; $p=0,18$), contrairement aux résultats du GLM mois (IV.5.2.1). Les CPUE de la Garonne sont en générales les plus élevées. Elles montrent une tendance significative à l'augmentation tout au long de la période pour ce secteur ($r = 0,57$; $p=0,005$), mais aussi pour la Dordogne ($r = 0,69$; $p<0,001$) et pour le Médoc ($r = 0,60$; $p=0,007$). Les CPUE du secteur Saintonge sont en général les plus faibles et ne montrent

aucune tendance ($r = -0,05$; $p=0,83$). Les débits élevés de la Dordogne comme de la Garonne, ainsi que les coefficients de marée importants, ont une influence négative sur les CPUE, on aurait tout au plus un léger optimum pour des débits intermédiaires (400-500 m³/s) pour la Dordogne. Les températures semblent avoir un optimum autour de 17°C. Les températures inférieures à cet optimum diminuent fortement la CPUE, alors que, des températures plus élevées (au moins jusqu'à 25°C) ne diminuent que modestement la CPUE.

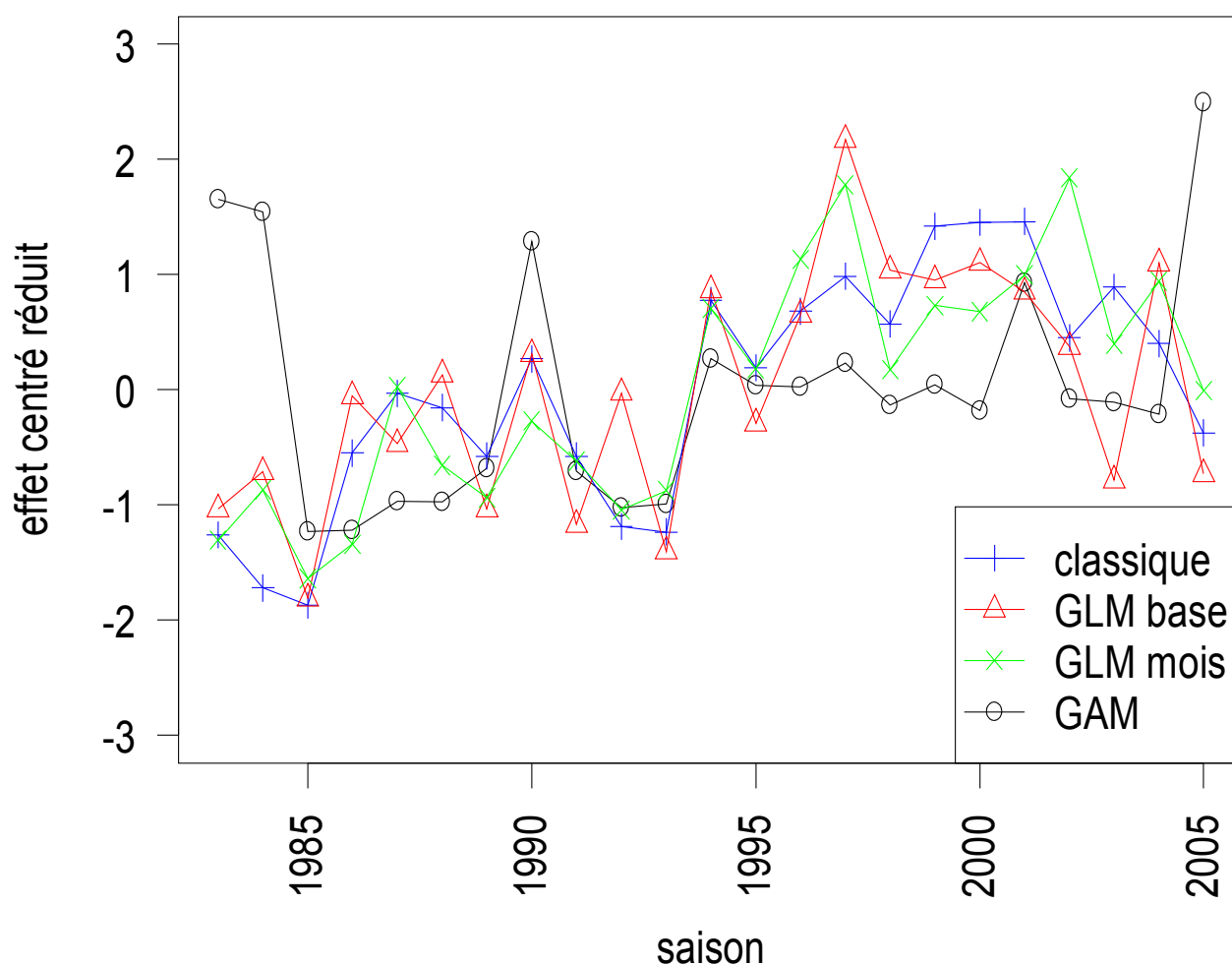


Figure 66 : évolution de l'effet saison pour la grande alose avec les 4 méthodes : classique, GLM de base, GLM mois et GAM.

Les CPUE estimées par le GAM se singularisent notablement des CPUE estimées par les autres modèles (Figure 66). Des différences flagrantes existent en effet pour les saisons 1984, 1985 et 2005 où les CPUE sont des maxima locaux lorsqu'elles sont obtenues par la méthode GAM, alors qu'ils seraient plutôt des minima locaux avec les autres méthodes. Inversement, la fin des années 1990, qui était marquée par des CPUE records pour cette espèce, avec les trois autres méthodes, n'apparaît qu'élevée avec le GAM, en particulier en 1997. La rupture nette dans les CPUE observées en 1994 est toutefois encore observée. La saison 1997 est la saison de la période 1984-2005 qui a connu les débits les plus faibles en avril en Garonne (202 m³/s au lieu de 814 m³/s en moyenne) et en Dordogne (143 m³/s au lieu de 383 m³/s en moyenne). C'est également la saison où les températures ont été les plus élevées (15,4°C au lieu de 13,2°C en

moyenne).

Tableau X : performance du GAM pour la grande alose au filet et analyse de ses effets (III.3.4.8).

	Degré de liberté	Déviante (expliquée)	Δ AIC	p(F)
Modèle nul	17895*	26 714	16 655	
Modèle retenu	354	11 529 (57%)	0	
1 saison_f:mois_marée	172	17 347 (35%)	8 609	<0,001
2 pêcheur	73	14 113 (47%)	3 830	<0,001
3 marée	4	12 640 (53%)	1 708	<0,001
4 saison_f:secteur	66	12 308 (54%)	1 066	<0,001
5 métier	4	11 980 (55%)	691	<0,001
6 jour	4	11 917 (55%)	594	<0,001
7 débit Dordogne	4	11 903 (55%)	573	<0,001
8 température	4	11 902 (55%)	571	<0,001
9 débit Garonne	4	11 893 (55%)	558	<0,001

* nombre de données

IV.6.2. La lamproie marine au filet

Tableau XI : performance du GAM pour la lamproie marine au filet et analyse de ses effets (III.3.4.8).

	Degré de liberté	Déviante (expliquée)	Δ AIC	p(F)
Modèle nul	24 375*	25 044	16 390	
Modèle retenu	389	13 360 (47%)	0	
1 pêcheur	75	15 665 (37%)	3 984	<0,001
2 saison_f:quinzaine	212	15 541 (38%)	3 486	<0,001
3 saison_f:secteur	63	13 920 (44%)	879	<0,001
4 marée	4	13 590 (46%)	410	<0,001
5 jour	4	13 523 (46%)	290	<0,001
6 débit Dordogne	4	13 516 (46%)	277	<0,001
7 débit Garonne	4	13 508 (46%)	264	<0,001
8 température	4	13 506 (46%)	260	<0,001

* nombre de données

L'ensemble des modèles testés est représenté Figure 67. Parmi les 4097 modèles, le modèle retenu (ayant le meilleur AIC) contient les effets suivants : pêcheur (factorielle),

débit de la Dordogne (continue, $df=4$) et de la Garonne (continue, $df=4$), température (continue, $df=4$), coefficient de marée (continue, $df=4$), jour de la saison (continue, $df=4$), interaction saison:secteur (factorielles) et interaction saison:quinzaine (factorielles). On voit sur la Figure 67 les améliorations apportées par chacune des méthodes successives testées.

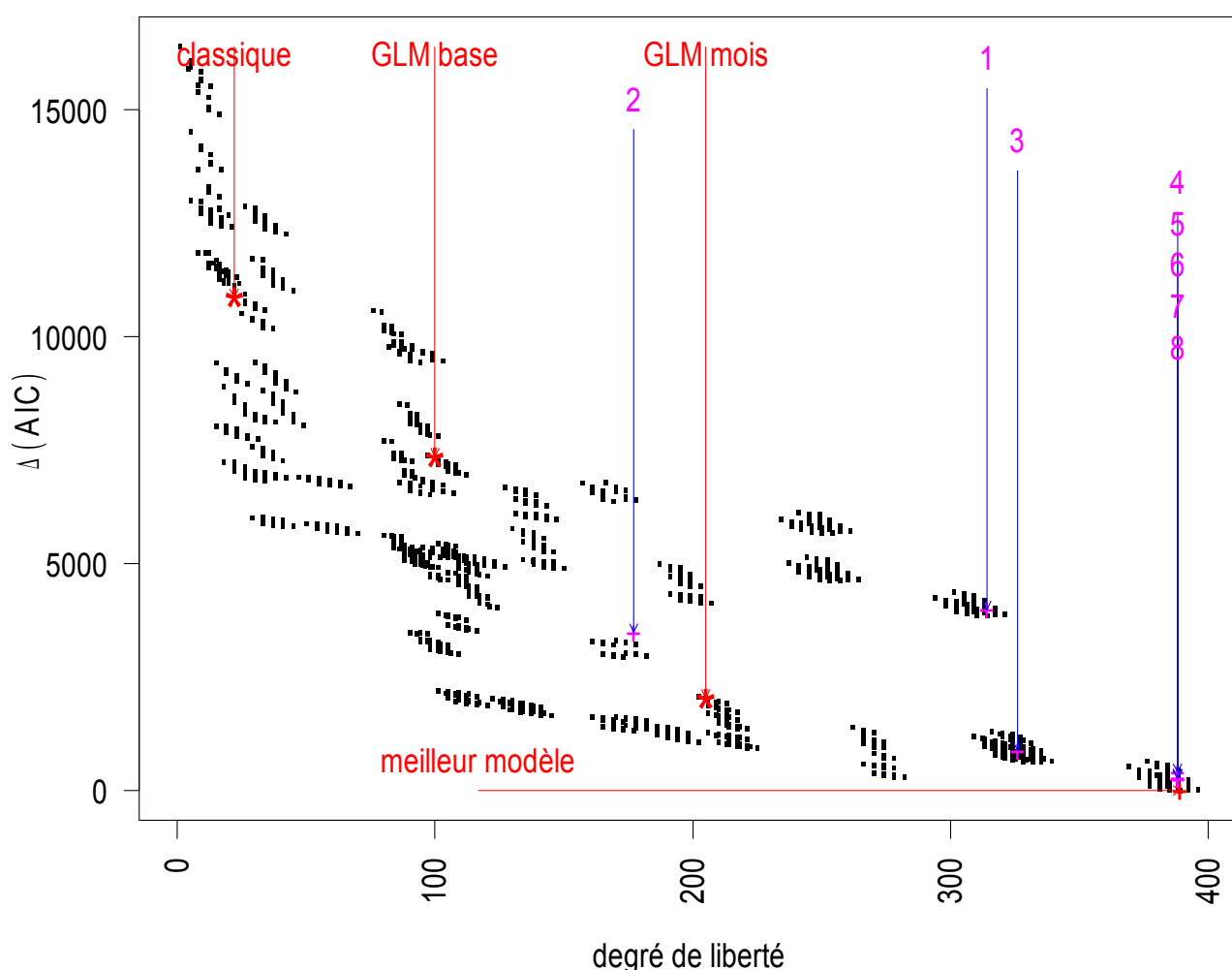


Figure 67 : ensemble des modèles testés pour le métier lamproie marine filet. Les modèles numérotés correspondent au meilleur modèle auquel on a enlevé un effet (Tableau XI). Les étoiles représentent la position des méthodes classiques, GLM de base et GLM mois si elles étaient appliquées à ce jeu de données (et en supposant une distribution gamma des erreurs). Les numéros correspondent aux modèles desquels on enlève un seul effet par rapport au meilleur modèle (Tableau XI).

La corrélation entre les valeurs prédites et observées est de 0,64 et le modèle retenu diminue la déviance de 47% (Tableau XI). L'effet pêcheur est le plus important, devant l'effet saison:quinzaine, suivent, loin derrière, l'interaction saison:secteur et le coefficient de marée (Figure 67 et Tableau XI).

Les variations de l'effet saison obtenus par les 4 méthodes sont relativement semblables, avec une augmentation depuis le milieu des années 1990 (Figure 69). On notera cependant un écart important entre le GAM et les autres méthodes en 1986, et

dans une moindre mesure en 1984 et 1987. En 1986, la température et les débits (Dordogne et Garonne) ont été anormalement faibles et forts respectivement en avril. Le GAM tient donc compte de cette situation exceptionnelle et corrige les CPUE en conséquence.

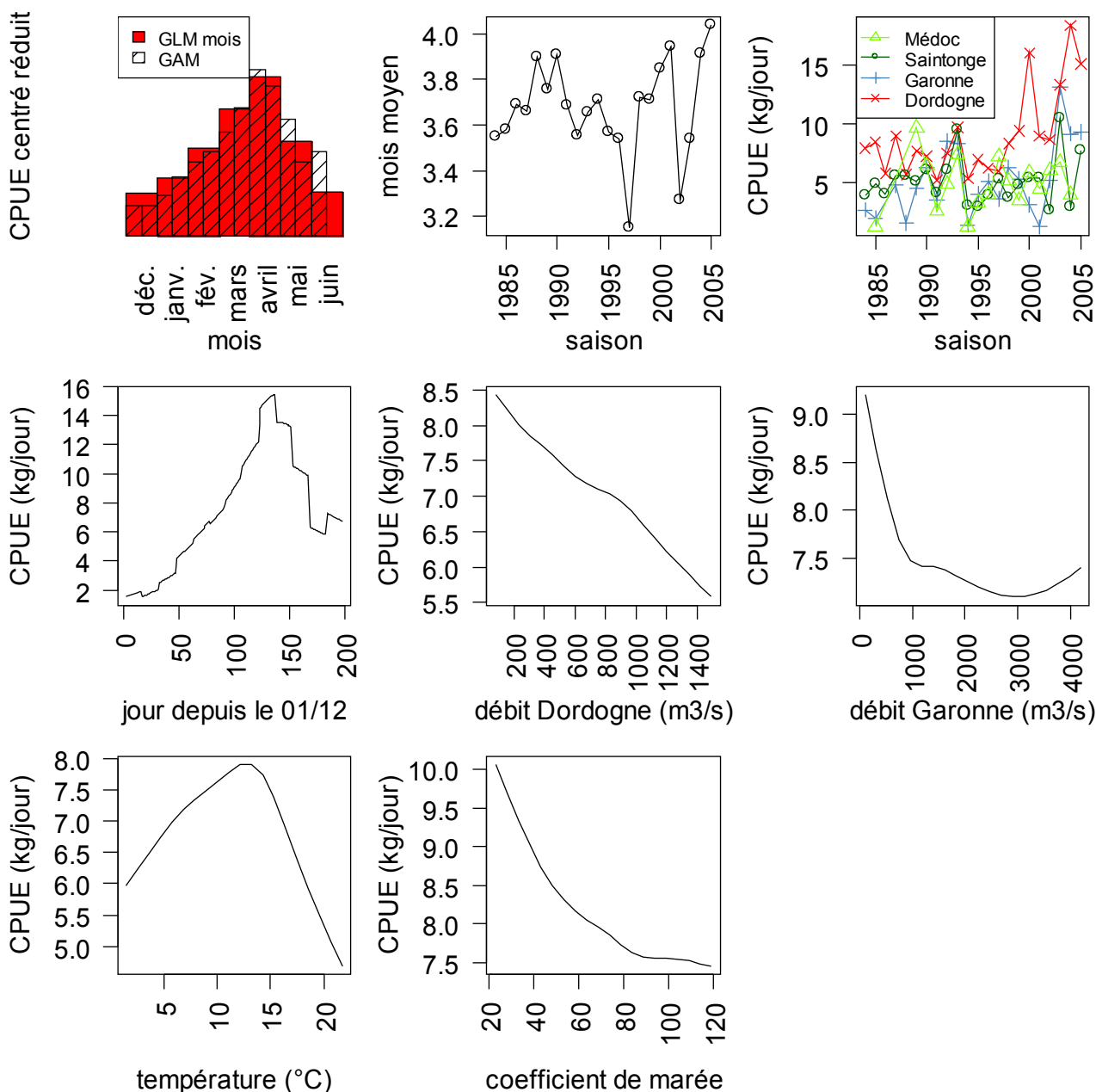


Figure 68 : effet quinzaine, mois moyen (issu de l'interaction saison:quinzaine), interaction saison:secteur, jour de la saison, débit Dordogne et Garonne, température et coefficient de marée pour le GAM du métier lamproie marine filet.

L'effet quinzaine montre, tout comme l'effet du GLM mois, un maximum au cours du mois d'avril (Figure 68). Ceci est confirmé par l'effet jour. Le mois moyen ne montre pas de tendance particulière ($r = 0,10$; $p=0,65$). Depuis 1995, le secteur Dordogne montre une tendance à l'augmentation ($r = 0,78$; $p=0,004$). Si l'on exclut les saisons postérieures à

2002 pour la Garonne, aucune tendance n'apparaît aussi clairement sur les trois autres secteurs ($p > 0,10$). On constate néanmoins des pics nets sur tous les secteurs en 1993 et en 2003. Les débits de la Garonne et de la Dordogne et le coefficient de marée ont un effet négatif sur les CPUE. La température semble être optimale autour de 13°C .

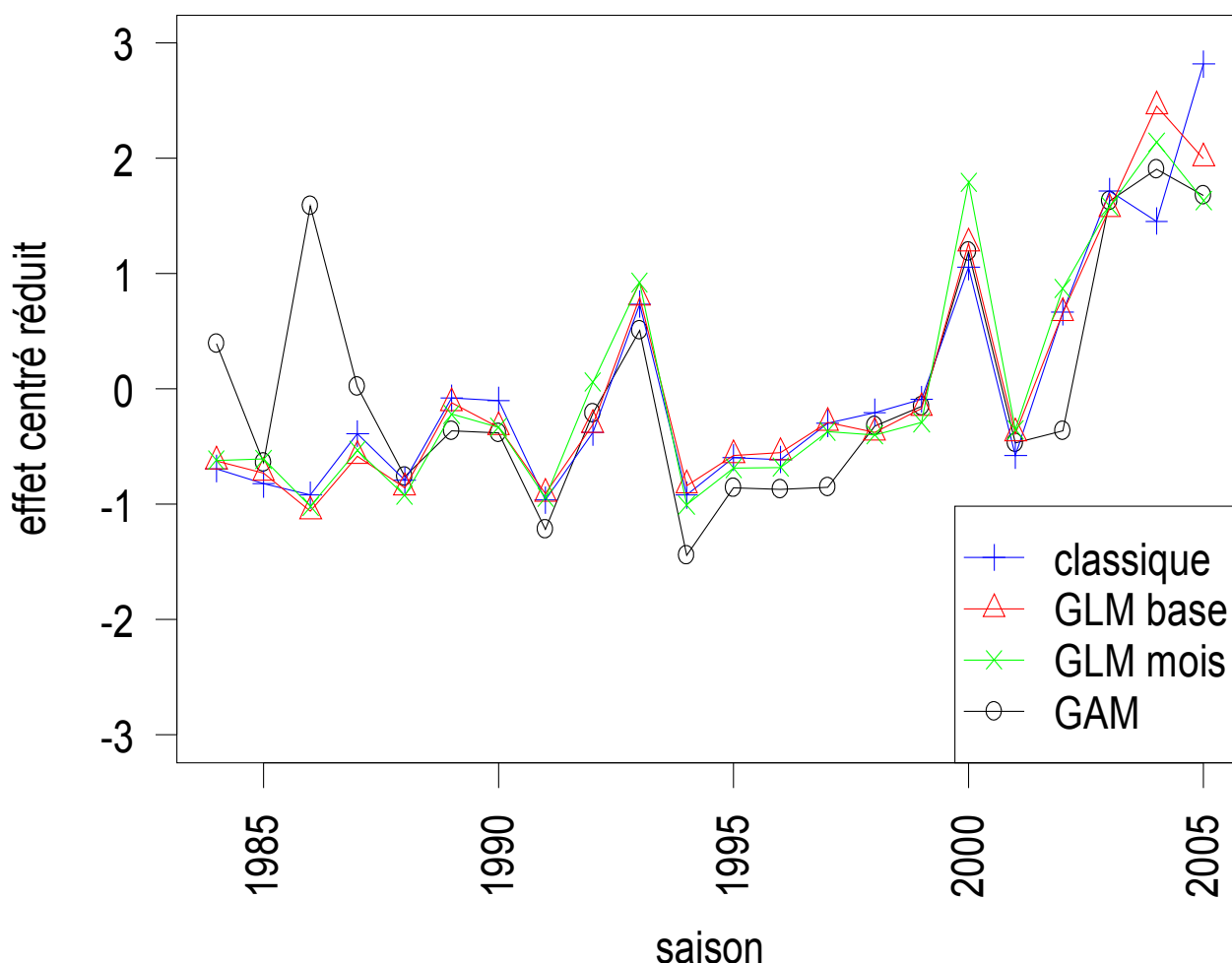


Figure 69 : évolution de l'effet saison du métier lamproie marine filet pour les 4 méthodes : classique, GLM de base, GLM mois et GAM

IV.6.3. La civelle au pibalour

L'ensemble des modèles testés est représenté Figure 70. Parmi les 4097 modèles testés, le modèle retenu (ayant le meilleur AIC) contient les effets suivants : pêcheur (factorielle), débit de la Dordogne (continue, $df=4$) et de la Garonne (continue, $df=4$), température (continue, $df=4$), coefficient de marée (continue, $df=4$), le jour de la saison (continue, $df=4$), interaction saison:secteur (factorielles) et interaction saison:quinzaine (factorielles). On voit sur la Figure 70 les améliorations apportées par chacune des méthodes successives testées.

La corrélation entre les valeurs prédites et observées est de 0,73 et le modèle retenu diminue la déviance de 55% (Tableau XII). L'effet pêcheur est le plus important, devant l'effet saison:quinzaine, suivent loin derrière l'interaction saison:secteur et le coefficient de

marée (Figure 70 et Tableau XII).

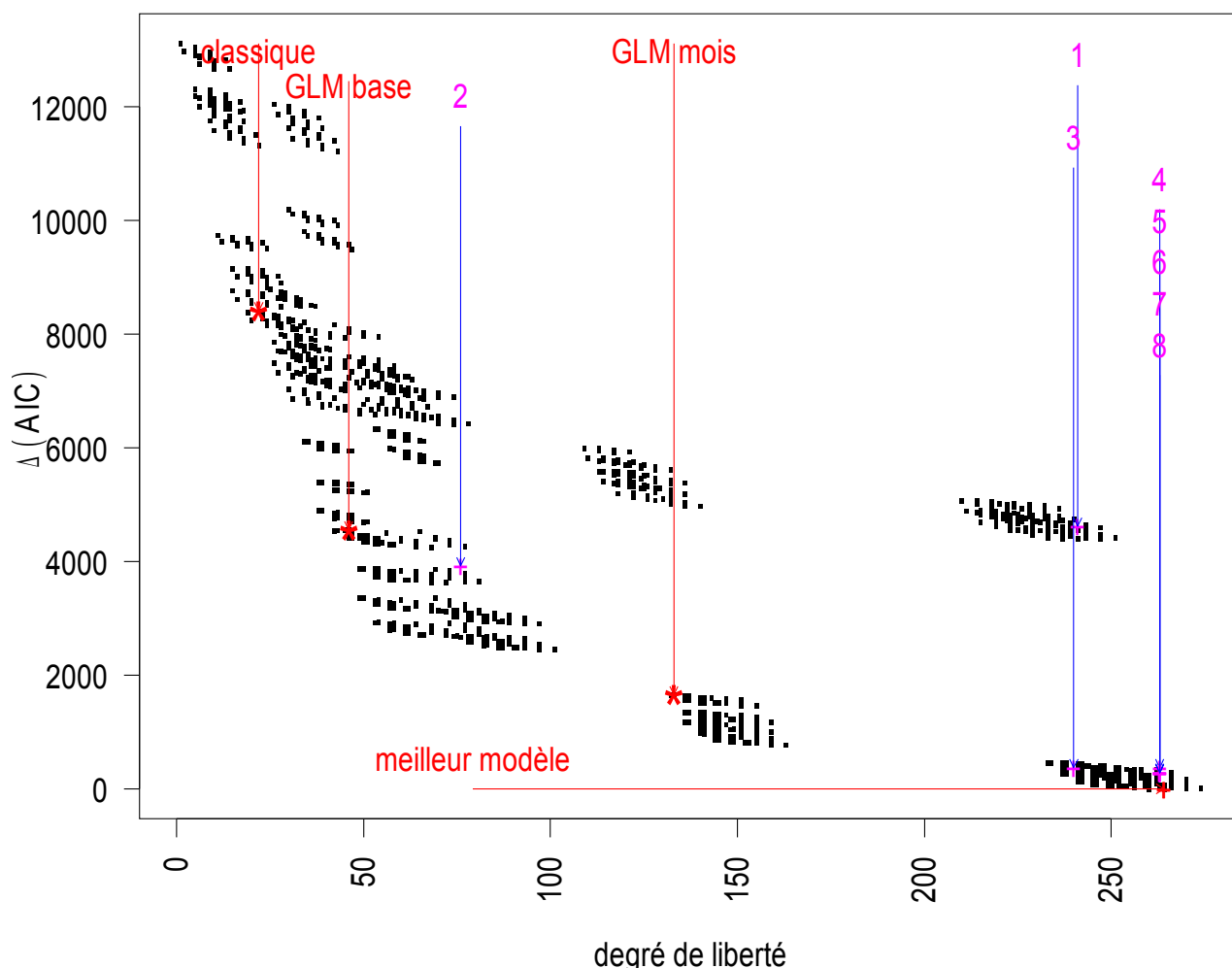


Figure 70 : ensemble des modèles testés pour le métier civelle pibalour. Les modèles numérotés correspondent au meilleur modèle auquel on a enlevé un effet (Tableau XII). Les étoiles représentent la position des méthodes classiques, GLM de base et GLM mois si elles étaient appliquées à ce jeu de données (et en supposant une distribution gamma des erreurs). Les numéros correspondent aux modèles desquels on enlève un seul effet par rapport au meilleur modèle (Tableau XII).

Le détail de chaque effet est donné à la Figure 72. Le pic mensuel intervient un mois plus tôt que ce qui était estimé par le GLM mois (janvier au lieu de février). Le mois moyen ne semble pas connaître d'évolution marquée ($r = -0,17$; $p=0,44$). On notera simplement une période où le mois moyen est plus précoce entre 1993 et 2002 (test t, $p=0,01$). Ces CPUE semblent évoluer de manière relativement similaire dans le secteur Saintonge ($r = -0,79$; $p<0,001$) et le secteur Médoc ($r = -0,73$; $p=0,01$), avec une tendance à la baisse sur l'ensemble de la période. L'effet jour montre une évolution en cloche avec des maximums aux alentours de la mi-janvier, en cohérence avec l'effet mois. L'effet débit de la Dordogne montre également une évolution en cloche, avec un maximum autour de $1000 \text{ m}^3/\text{s}$, alors que le débit de la Garonne semble plutôt avoir un effet négatif qui semble se stabiliser après $1500 \text{ m}^3/\text{s}$. Les températures faibles semblent inhiber les civelles jusqu'à $9-10^\circ\text{C}$, au dessus de ces températures l'abondance paraît diminuer légèrement.

Tableau XII : performance du GAM pour la civelle au pibalour et analyse de ses effets (III.3.4.8).

	Degré de liberté	Déviante (expliquée)	Δ AIC	p(F)
Modèle nul	15483*	15 968	13 107	
Modèle retenu	264	7 240 (55%)	0	
1 pêcheur	23	9 598 (40%)	4 618	<0,001
2 saison_f:quinzaine	188	9 415 (41%)	3 925	<0,001
3 saison_f:secteur	24	7 455 (53%)	377	<0,001
4 marée	4	7 429 (53%)	371	<0,001
5 débit Dordogne	4	7 388 (54%)	291	<0,001
6 température	4	7 387 (54%)	290	<0,001
7 jour	4	7 385 (54%)	286	<0,001
8 débit Garonne	4	7 385 (54%)	284	<0,001

* nombre de données

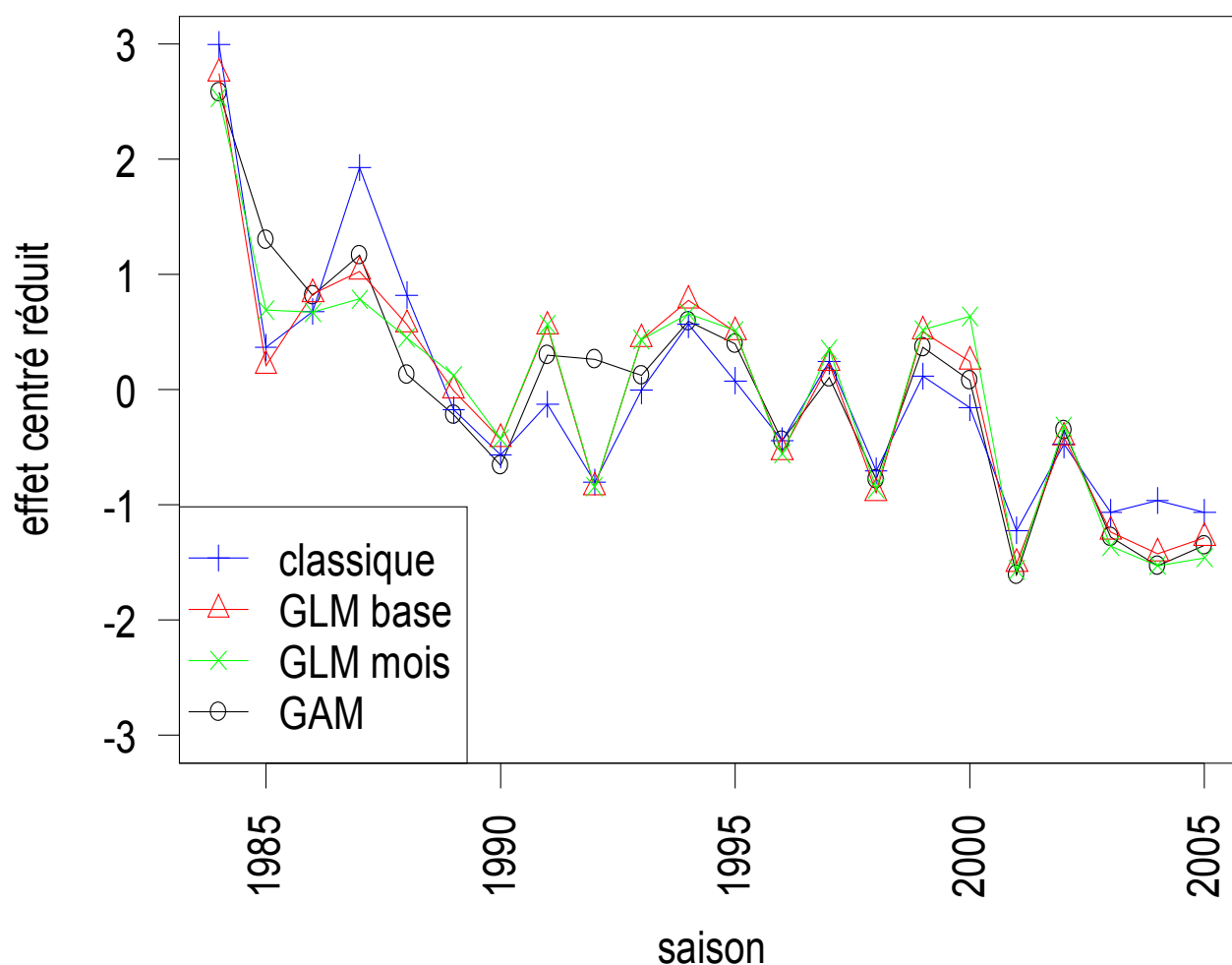


Figure 71 : évolution de l'effet saison du métier civelle pibalour pour les 4 méthodes : classique, GLM de base, GLM mois et GAM

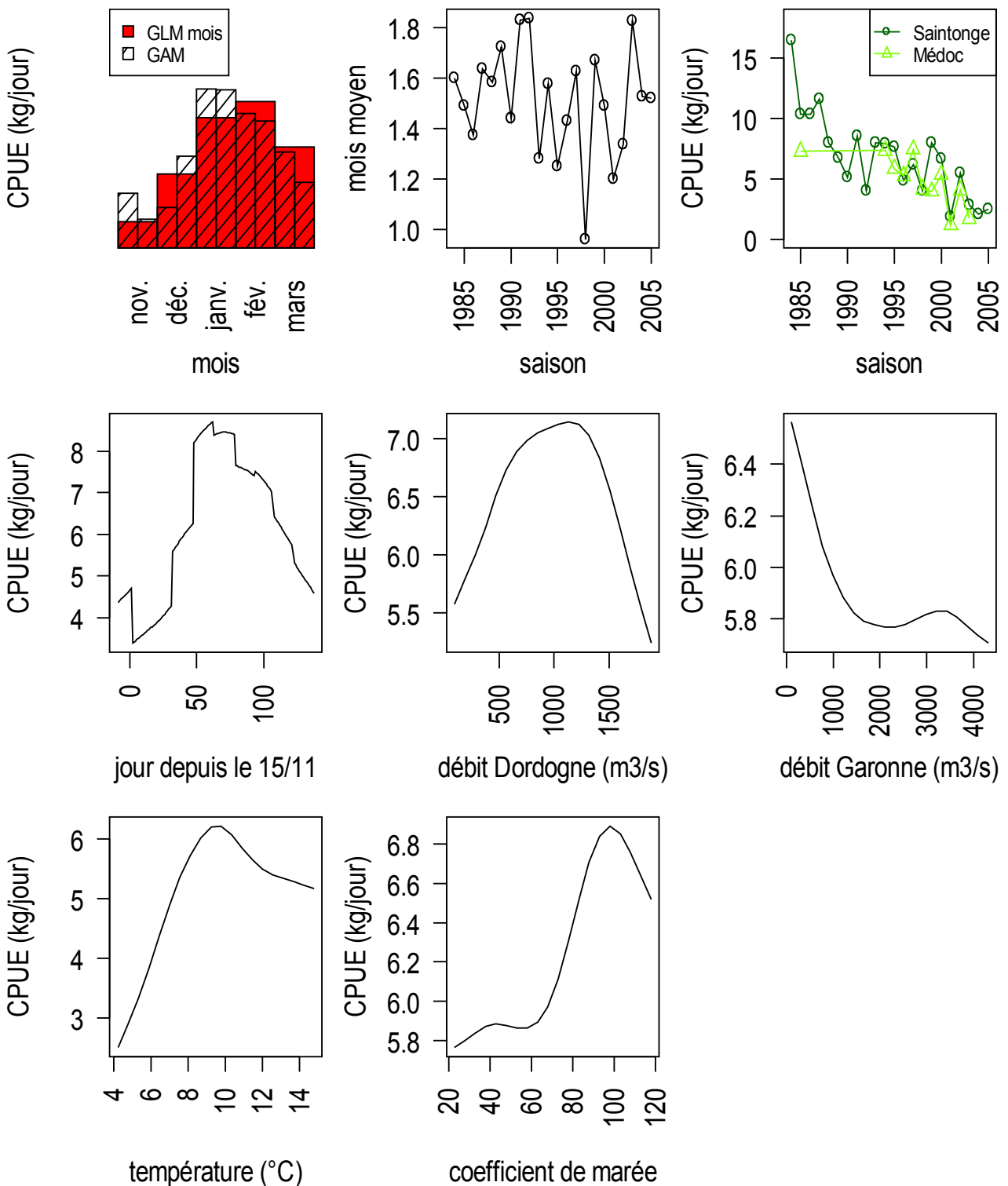


Figure 72 : effet quinzaine, mois moyen (issu de l'interaction saison:quizaine), interaction saison:secteur, jour de la saison, débit Dordogne et Garonne, température et coefficient de marée pour le GAM du métier civelle pibalour.

Les CPUE sont relativement faibles pour des coefficients de marée inférieurs à 60, puis augmentent rapidement pour atteindre un maximum vers des coefficients de 100.

L'effet année du GAM montre globalement la même tendance que toutes les autres

méthodes (Figure 71). On distingue néanmoins certaines années, comme 1992, pour lesquelles les estimations GAM se détachent de celles faites par d'autres méthodes.

IV.6.4. Discussion

Le GAM est systématiquement le meilleur modèle du point de vue statistique (meilleur AIC ; Figure 64, Figure 67 et Figure 70). Il apporte des différences notables dans les effets, vraisemblablement dues à la prise en compte des variables environnementales (débit de la Garonne et de la Dordogne, température et coefficient de marée) qui sont toujours retenues dans le meilleur modèle.

L'effet marée apparaît toujours comme la variable environnementale la plus structurante. Le coefficient de marée joue un rôle négatif sur la grande alose et la lamproie marine et un rôle positif sur la civelle. Rochard (2001) montre que les pics de migration de la grande alose ont lieu lors des mortes eaux en 1985, mais que l'abondance n'est pas très étroitement corrélée au coefficient de marée. Prouzet *et al.* (1994) montrent au contraire que les coefficients de marée jouent un rôle essentiel dans l'évolution de la CPUE et que les forts coefficients de marée entraînent de forte CPUE. Pour la lamproie marine, nous n'avons trouvé aucune référence sur le rôle joué par la marée sur la migration. Enfin le rôle positif de la marée sur l'abondance de la civelle est largement reconnu (voir revue bibliographique dans Elie et Rochard, 1994) et depuis longtemps (Menzies, 1936 ; Vaillant, 1889a).

Tous les effets température montrent un maximum relativement marqué : à 17°C pour la grande alose, à 13°C pour la lamproie marine et à 9-10°C pour la civelle. En deçà de ces températures, la CPUE diminue rapidement pour toutes ces espèces et, au-delà, elle diminue fortement uniquement pour la lamproie marine. Ces valeurs sont relativement cohérentes avec la littérature :

- pour la grande alose, on considère généralement que la migration a lieu entre 12°C et 20°C (Baglinière *et al.*, 2003), sur l'Aulne entre 10,5°C et 23°C (Acolas *et al.*, 2006) et sur la Gironde entre 7,5 et 24 °C (Rochard, 2001). Des températures trop froides sont considérées comme inhibant la migration : inférieures à 10-11°C en général (Baglinière *et al.*, 2003 ; Mennesson-Boineau *et al.*, 2000b), à 11°C sur l'Aulne (Acolas *et al.*, 2006), à 12°C sur la Loire (Steinbach *et al.*, 1986).
- pour la lamproie marine, nous disposons de très peu d'informations sur les modalités de la migration : Skidmore (1959) note un début de migration à 4°C et un pic à 13°C.
- pour la civelle, le seuil minimal de température est de 4,5°C selon Deelder (1952) pour Den Oever, à l'entrée du lac d'IJsselmeer (Pays-Bas), pour ce même lac, Creutzberg (1961) considère que la température est favorable entre 6 et 8°C. Linton (2007), à partir de travaux en laboratoire détermine que la température est optimale à 12°C, Gandolfi *et al.* (1984) la fixe entre 13 et 17°C sur la rivière Arno (Italie) et Ezzat et El-Serafy (Ezzat et El-Serafy, 1977) entre 20 et 25°C sur le canal Mex (Egypte). Nous trouvons, dans ce travail, une valeur intermédiaire (9-10°C) entre l'IJsselmeer et l'Arno. Il semble donc exister un gradient latitudinal dans les préférences de température. Elie et Rochard (1994) ont avancé que le mécanisme à l'œuvre était plutôt un différentiel de température entre la mer et les cours d'eau, ce qui expliquerait le gradient mis ici en évidence.

Les méthodes utilisées dans les travaux cités ci-dessus sont relativement frustrées. La

plupart du temps, ces résultats sont basés sur des observations réalisées au cours d'un nombre réduit de saisons de migrations et/ou sur l'expérience des auteurs. La méthode mise en œuvre dans ce travail permet de montrer clairement l'influence de la température en décrivant une courbe de preferendum. De plus, elle permet d'analyser simultanément un nombre conséquent de saisons (22 années ici) et de s'affranchir ici d'éventuelles conditions qui seraient particulières une année donnée.

Pour ce qui est des débits, les CPUE de la grande alose et de la lamproie marine semblent être d'autant plus faibles que les débits (de Garonne ou de Dordogne) sont élevés. Pour la civelle, les CPUE suivent également cette règle pour le débit de la Garonne. Pour les débits de la Dordogne en revanche, il semble cependant exister un maximum pour des valeurs avoisinant les 1000 m³/s soit environ deux fois le débit moyen hivernal.

Nos observations sur la grande alose sont confirmées par celle de Roule (1923) qui constatent que les crues restreignent ou arrêtent les migrations des aloses. Prouzet *et al.* (1994) considèrent toutefois que le débit n'a qu'un rôle secondaire par rapport au coefficient de marée.

Les résultats sur la lamproie marine sont assez rares. Almeida *et al.* (2002a) considèrent que les augmentations de débit stimulent la migration des lamproies marines. Masters *et al.* (2006) obtient cependant des résultats similaires aux nôtres (augmentation des CPUE avec le débit) sur la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*).

Pour la civelle, Lowe (1950) considère qu'un débit soutenu a un effet attracteur sur les civelles, mais note toutefois que si le débit est trop fort, il peut également avoir un effet bloquant. Elie et Rochard (1994) confirment, en s'appuyant sur une revue bibliographique, que le débit fluvial peut avoir une double influence, à la fois attracteur pour des débits modérés et bloquant pour des débits trop importants. La relation observée sur la Dordogne est le reflet parfait de ces observations. Le profil des débits de la Garonne semble, quand à lui, se démarquer totalement de cette théorie : une augmentation du débit de la Garonne diminuerait l'abondance des civelles en estuaire. Le débit de la Garonne aurait alors un rôle plutôt répulsif. Ceci pourrait aussi être un simple artefact du à la forte corrélation entre les deux variables de débit ($r=0,77$; $p<0,001$).

On observe donc ici une certaine analogie de comportement face aux variables environnementales entre la Grande alose et la lamproie marine. La civelle semble se distinguer face aux variations de débits et de coefficients de marée.

Les données de capture et l'utilisation des GAM montrent ici toute leur utilité, y compris dans l'étude de l'écologie des différentes espèces. En particulier, les études basées sur les données de pêcheries professionnelles permettent d'obtenir un nombre important de données, dans des conditions environnementales variées et d'établir des relations environnement-abondance relativement robustes. Nous obtenons ainsi des résultats sur l'écologie de la civelle et de la grande alose qui viennent confirmer et affiner les connaissances déjà existantes sur ces espèces et des résultats sur la lamproie marine qui semblent relativement uniques. Des résultats aussi satisfaisants avec cette méthode ont déjà été obtenus pour d'autres espèces (voir, par exemple, Bigelow *et al.*, 1999)

La tendance interannuelle des CPUE telle qu'estimée par les GAM peut montrer des

différences nettes lorsqu'on la compare aux estimations des autres méthodes. C'est le cas pour la grande alose (Figure 66) et la lamproie marine (Figure 69) et de manière moins nette pour la civelle (Figure 71). Ces écarts s'expliquent en partie par les conditions environnementales particulières rencontrées lors de certaines saisons. Le GAM rempli donc fort logiquement le rôle qu'on lui avait assigné de prendre en considération les variables environnementales. Ce type de correction de l'effet des variables environnementales a déjà été utilisé pour d'autres espèces (voir la revue bibliographique dans Denis *et al.*, 2002).

Les préférences vis-à-vis de certaines gammes de valeurs des variables environnementales peuvent avoir deux interprétations. Si l'on prend, par exemple, les préférences de température :

- les individus pénètrent dans les estuaires préférentiellement à ces températures ;
- ces températures correspondent à des optimums physiologiques, i.e. l'activité de ces espèces est accrue à ces températures.

Dans le premier cas, l'augmentation de la CPUE peut être interprétée comme une réelle augmentation de l'abondance : il n'y a donc pas lieu de "corriger" la CPUE de l'effet température comme le fait le GAM. Dans le second cas, l'augmentation de la CPUE serait plutôt due à une augmentation de la capturabilité (la vulnérabilité) en lien avec une augmentation de l'activité des individus : la correction effectuée par le GAM est alors pleinement justifiée.

En fonction de l'hypothèse retenue, l'intégration des variables environnementales dans l'analyse des CPUE dans un but d'estimation de l'abondance, i.e. au-delà de l'intérêt de l'étude écologique, sera justifiée ou non. Pour la civelle, Elie et Rochard (1994) montrent que les variables analysées ici ont ce double rôle, à la fois de favoriser ou non l'entrée des individus dans un estuaire donné et une fois dans l'estuaire vont faciliter ou non la progression des civelles et augmenter ou non leur vulnérabilité.

IV.7. Estimation des CPUE par les modèles delta-gamma

Les modèles delta permettent d'analyser les pêches nulles et les jours sans pêche, ce que les méthodes explorées jusqu'à présent ne pouvaient pas faire (III.3.4.7). Ces modèles seront appliqués pour trois métiers : grande alose filet, lamproie marine filet et civelle pibalour, pour lesquels nous possédons des données journalières en nombre important.

IV.7.1. La grande alose au filet

IV.7.1.1. Modèle delta

Parmi les 8193 testés, le modèle retenu (ayant le meilleur AIC) contient les effets suivants : pêcheur, métier (alose filet et lamproie marine filet), débit de la Garonne (continue, $df=4$), température (continue, $df=4$), coefficient de marée (continue, $df=4$), le jour de la saison (continue, $df=4$), interaction saison:secteur (factorielles) et interaction saison:mois (factorielles). Parmi tous ces effets, c'est l'interaction saison:quinzaine qui semble la plus importante devant les effets pêcheur, saison:secteur et marée (Tableau XIII).

Tableau XIII : performance du GAM pour la grande alose au filet et analyse de ses effets (III.3.4.8).

	Degré de liberté	Déviante (expliquée)	Δ AIC	p(F)
Modèle nul	15341*	18 571	5 730	
Modèle retenu	247	12 349 (34%)	0	
1 saison_f:mois	69	16 852 (9%)	4 365	<0,001
2 pêcheur	73	14 173 (24%)	1 678	<0,001
3 saison_f:secteur	84	13 818 (26%)	1 301	<0,001
4 métier	4	13 537 (27%)	1 186	<0,001
5 coefficient de marée	4	13 509 (27%)	1 158	<0,001
6 débit Garonne	4	13 455 (28%)	1 104	<0,001
7 température	4	13 455 (28%)	1 104	<0,001
8 jour	4	13 455 (28%)	1 104	<0,001

* nombre de données

Le modèle sélectionné diminue de 34% la déviante et possède un kappa de 0,52, ce qui correspond à un modèle moyen (Manel *et al.*, 2001). Le modèle semble néanmoins prédire de manière satisfaisante la probabilité d'obtenir une capture positive (Figure 73).

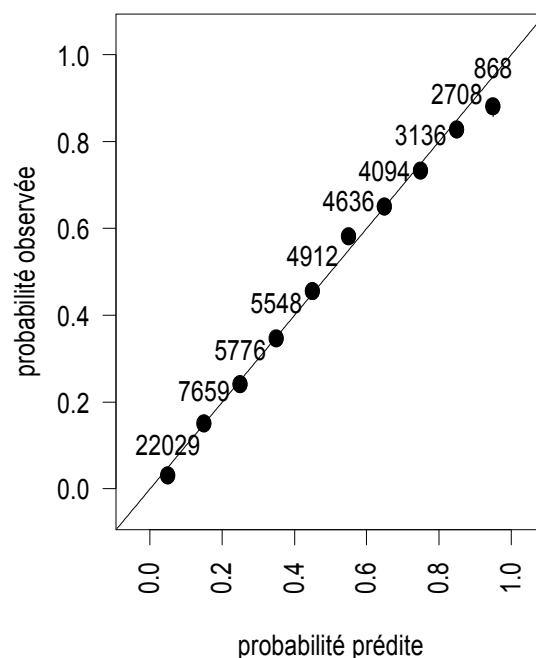


Figure 73 : probabilité prédite et observée d'aller à la pêche de la grande alose et d'obtenir une capture positive obtenues sur tout le jeu de données. Les nombres indiquent le nombre de données utilisé pour chaque point.

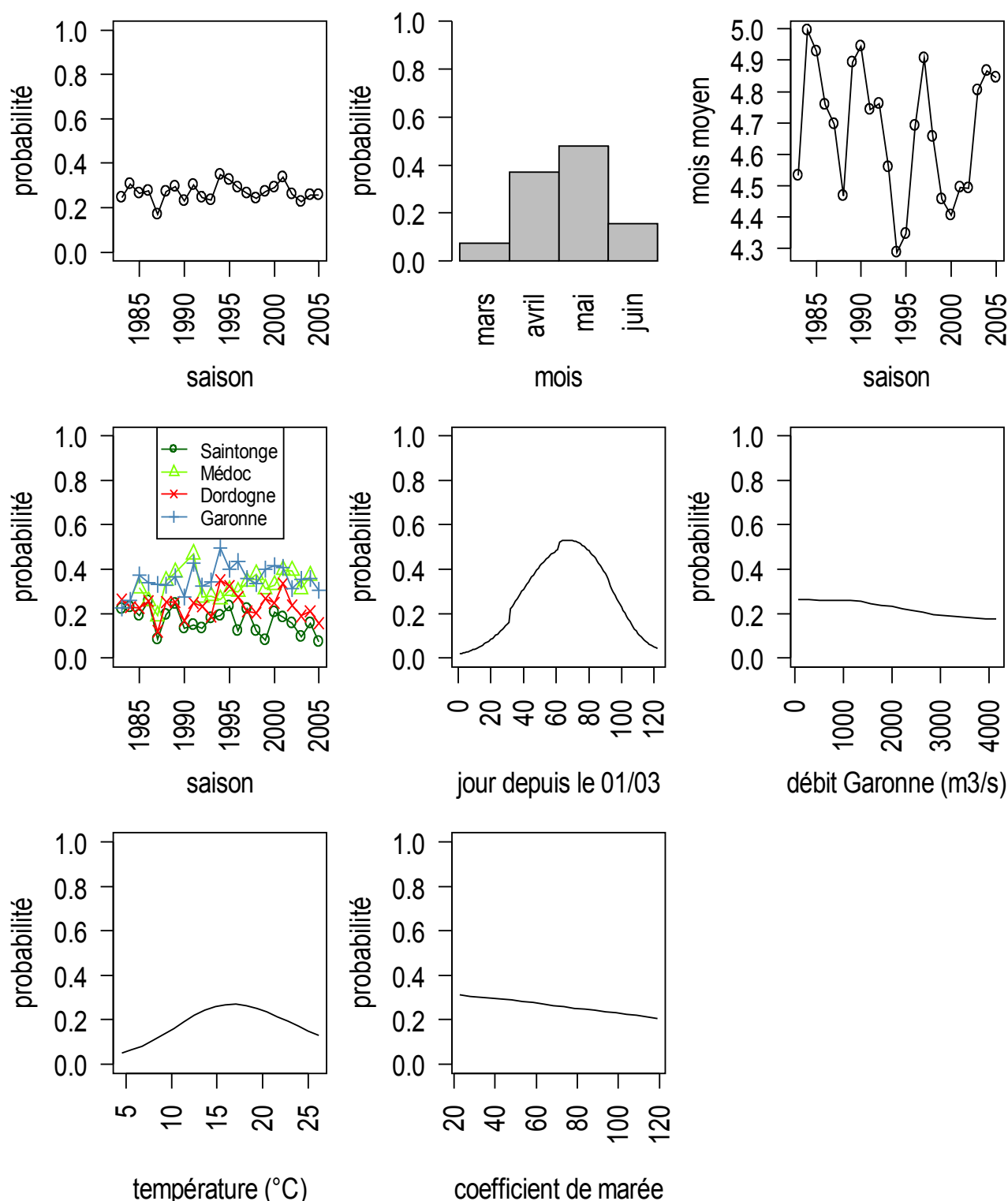


Figure 74 : effet saison, mois, mois moyen (issu de l'interaction saison:mois), interaction saison:secteur, jour de la saison, débit Garonne, température et coefficient de marée pour le modèle delta (probabilité d'avoir un jour avec pêche et capture positive) de la grande alose.

De l'effet saison ne se dégage aucune réelle tendance (Figure 74 ; $p=0,73$) contrairement aux CPUE (IV.5.2.1). L'effet mois montre une évolution assez classique en cloche avec un maximum en mai. Le mois moyen montre des variations plus

ou moins cyclique, d'une période de 6 à 7 ans, avec des maxima qui semblent diminuer légèrement à chaque cycle. Chacun des secteurs ne semble pas connaître d'évolution intersaisonnière particulière et semble relativement synchronisé, même s'ils ne sont pas superposables. L'effet débit de la Garonne montre un plateau jusqu'à 1000 m³/s puis une chute. Le profil de température montre un optimum autour de 17°C. Les coefficients de marée faibles sont plus propices à la pêche de la grande alose.

IV.7.1.2. Modèle delta-gamma

Si l'on excepte 1983 et 1984, le modèle delta-gamma, issu du modèle GAM et du modèle delta, montre une tendance à l'augmentation (Figure 75 ; $r=0,57$; $p=0,007$). Plus qu'une tendance à l'augmentation, ce serait plutôt deux périodes qui seraient déterminés, avec un niveau bas de CPUE de 1985 à 1993 et un niveau plus élevé depuis 1994. Les courbes mensuelles des modèles delta et gamma sont assez similaires avec un pic en mai. Il en résulte un pic en mai également pour le modèle delta-gamma.

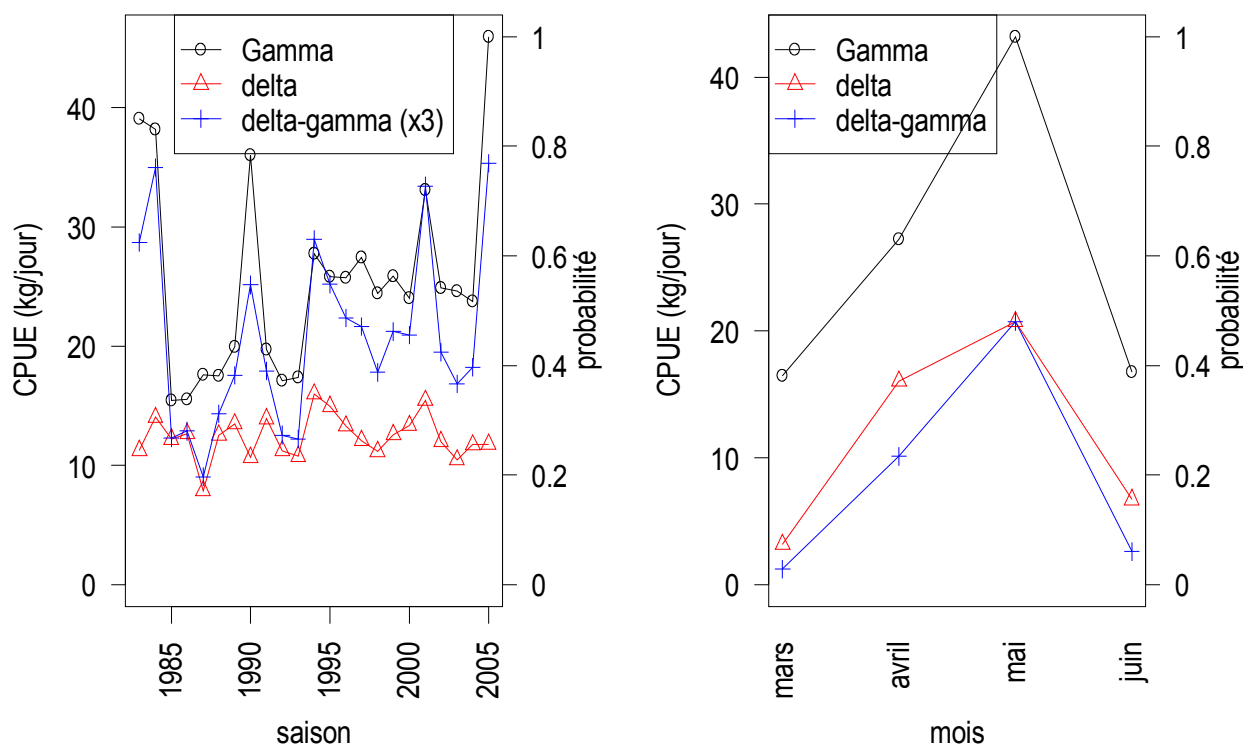


Figure 75 : effet saison et mois du modèle delta-gamma pour la grande alose

IV.7.2. Lamproie marine au filet

IV.7.2.1. Modèle delta

Parmi les 4097 modèles testés, le modèle retenu (ayant le meilleur AIC) contient les effets suivants : pêcheur, débit de la Dordogne (continue, $df=4$) et de la Garonne (continue, $df=4$), température (continue, $df=4$), coefficient de marée (continue, $df=4$), le jour de la saison (continue, $df=4$), interaction saison:secteur (factorielles) et interaction saison:mois (factorielles). Parmi tous ces effets, c'est l'interaction saison:mois qui semble la plus importante devant les effets pêcheur et saison:secteur (Tableau XIV).

Le modèle sélectionné diminue de 33% la déviance et possède un kappa de 0,50, ce qui correspond à un modèle moyen (Manel *et al.*, 2001). Le modèle semble néanmoins prédire de manière assez satisfaisante la probabilité d'obtenir une capture positive, même si certains points tendent à s'éloigner légèrement de la bissectrice (Figure 76).

Tableau XIV : performance du GAM pour la lamproie marine au filet et analyse de ses effets (III.3.4.8).

	Degré de liberté	Déviance (expliquée)	Δ AIC	p(F)
Modèle nul	22154*	26 027	8 843	
Modèle retenu	287	16 612 (36%)	0	
1 saison_f:mois	110	19 008 (27%)	2 176	<0,001
2 pêcheur	75	18 493 (29%)	1 731	<0,001
3 saison:secteur_f	81	17 419 (33%)	645	<0,001
4 jour	4	17 038 (35%)	424	<0,001
5 température	4	17 005 (35%)	391	<0,001
6 débit Dordogne	4	16 993 (35%)	379	<0,001
7 coefficient de marée	4	16 981 (35%)	367	<0,001
8 débit Garonne	4	16 964 (35%)	350	<0,001

* nombre de données

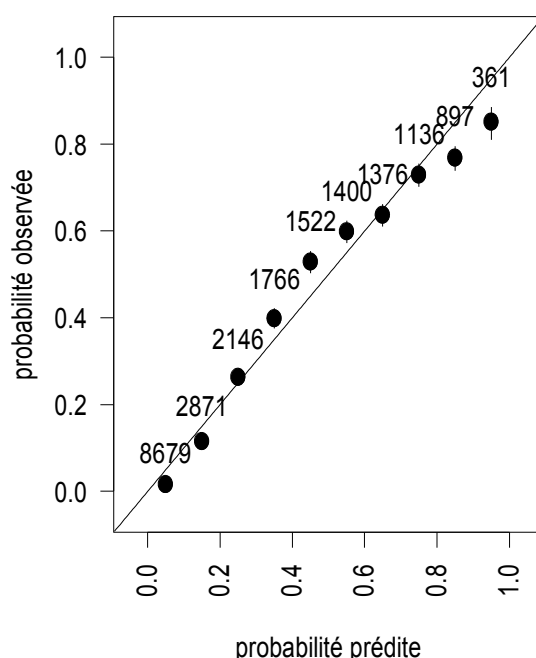


Figure 76 : probabilité prédite et observée d'aller à la pêche de la lamproie marine au filet et d'obtenir une capture positive obtenues sur tout le jeu de données. Les nombres indiquent le nombre de données utilisé pour chaque point.

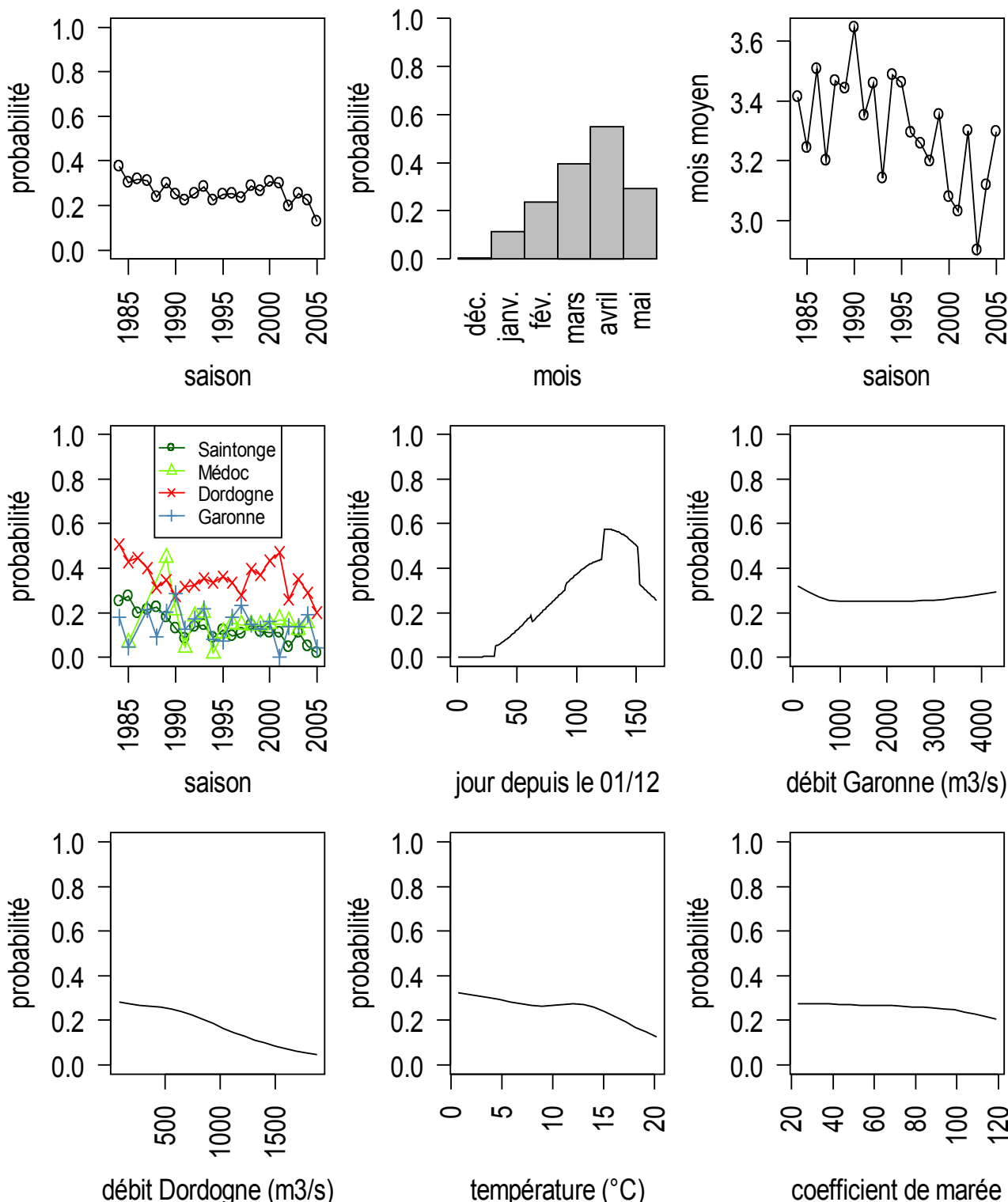


Figure 77 : effet saison, mois, mois moyen (issu de l'interaction saison:mois), interaction saison:secteur, jour de la saison, débit Garonne et de la Dordogne, température et coefficient de marée pour le modèle delta (probabilité d'avoir un jour avec pêche et capture positive) de la lamproie marine au filet.

On détecte, dans l'effet année, une tendance significative ($r = -0,59$; $p=0,004$) à la décroissance (Figure 77). Le maximum intrasaisonnier se situe au mois d'avril, ce qui est

confirmé par l'effet journalier. Le mois moyen semble être stable jusqu'au milieu des années 1990, puis diminuer, donnant une tendance globale à la diminution ($r = -0,56$; $p=0,006$). Si l'on excepte 1989, la Dordogne a une probabilité d'avoir une capture positive de lamproie marine supérieure aux autres secteurs. La tendance est clairement à la baisse pour le secteur Saintonge ($r = -0,86$; $p<0,001$) et dans une moindre mesure pour la Dordogne ($r = -0,43$; $p=0,04$). Les secteurs Garonne et Médoc semblent connaître les mêmes variations sans tendance particulière ($p>0,10$). L'effet débit de la Garonne semble montrer un minimum entre 1 000 et 2 500 m³/s. Le débit Dordogne montre quant à lui une très nette diminution à partir de 600 m³/s. La température montre une tendance à la baisse avec néanmoins un pallier entre 8°C et 14°C. Le coefficient de marée joue lui aussi négativement sur la probabilité de capture positive.

IV.7.2.2. Modèle delta-gamma

L'effet saison du modèle delta-gamma montre globalement les mêmes variations que celui du GAM (Figure 78). Cependant les pics de ces dernières années semblent moins importants, du fait de la diminution de l'effet saison du modèle delta. L'effet mensuel des deux modèles montrent des variations très proches avec un maximum au mois d'avril. Très logiquement, le modèle delta-gamma montre le même profil.

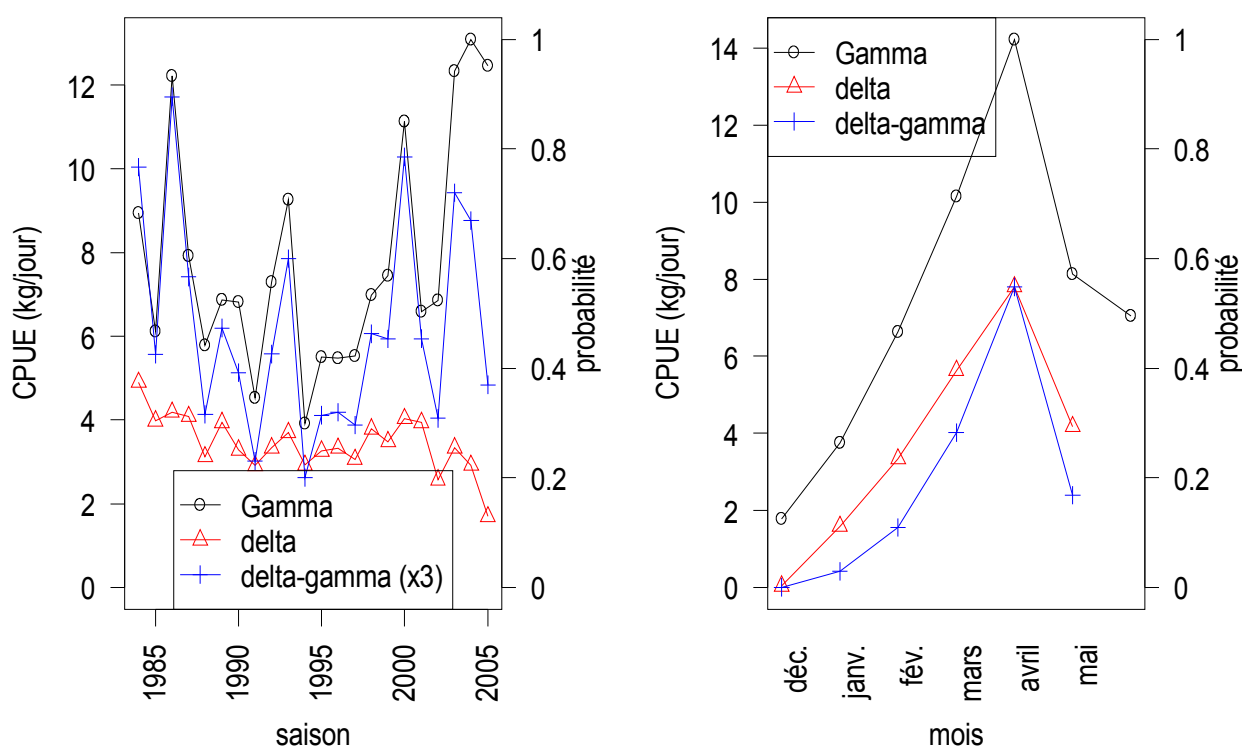


Figure 78 : effet saison et mois du modèle delta-gamma pour le lamproie marine au filet

IV.7.3. Civelse au pibalour

IV.7.3.1. Modèle delta

Parmi les 4097 modèles testés, le modèle retenu (ayant le meilleur AIC) contient les effets suivants : pêcheur, débit de la Dordogne (continue, $df=4$) et de la Garonne (continue, $df=4$), température (continue, $df=4$), coefficient de marée (continue, $df=4$), le

jour de la saison (continue, $df=4$), interaction saison:secteur (factorielles) et interaction saison:quinzaine (factorielles). Parmi tous ces effets, c'est l'interaction saison:quinzaine qui semble la plus importante devant les effets pêcheur, saison:secteur et marée (Tableau XV).

Tableau XV : performance du GAM pour la civelle au pibalour et analyse de ses effets (III.3.4.8).

	Degré de liberté	Déviante (expliquée)	ΔAIC	p(F)
Modèle nul	30744*	42 615	9 033	
Modèle retenu	273	33 036 (22%)	0	
1 saison_f:quinzaine	198	38 953 (9%)	5 521	<0,001
2 pêcheur	23	36 451 (14%)	3 369	<0,001
3 saison_f:secteur	31	34 589 (19%)	1 491	<0,001
4 marée	4	34 142 (20%)	1 194	<0,001
5 température	4	33 914 (20%)	876	<0,001
6 débit Garonne	4	33 836 (21%)	798	<0,001
7 débit Dordogne	4	33 823 (21%)	785	<0,001
8 jour	4	33 822 (21%)	784	<0,001

* nombre de données

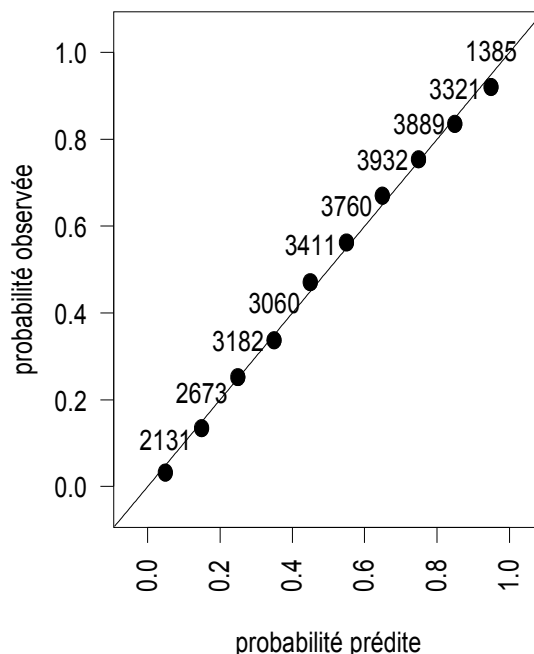


Figure 79 : probabilité prédite et observée d'aller à la pêche de la civelle au pibalour et d'obtenir une capture positive. Les nombres indiquent le nombre de données utilisé pour chaque point.

Le modèle sélectionné diminue de 22% la déviante et possède un kappa de 0,45, ce qui correspond à un modèle moyen (Manel *et al.*, 2001). Le modèle semble néanmoins

prédire de manière assez satisfaisante la probabilité d'obtenir une capture positive (Figure 79).

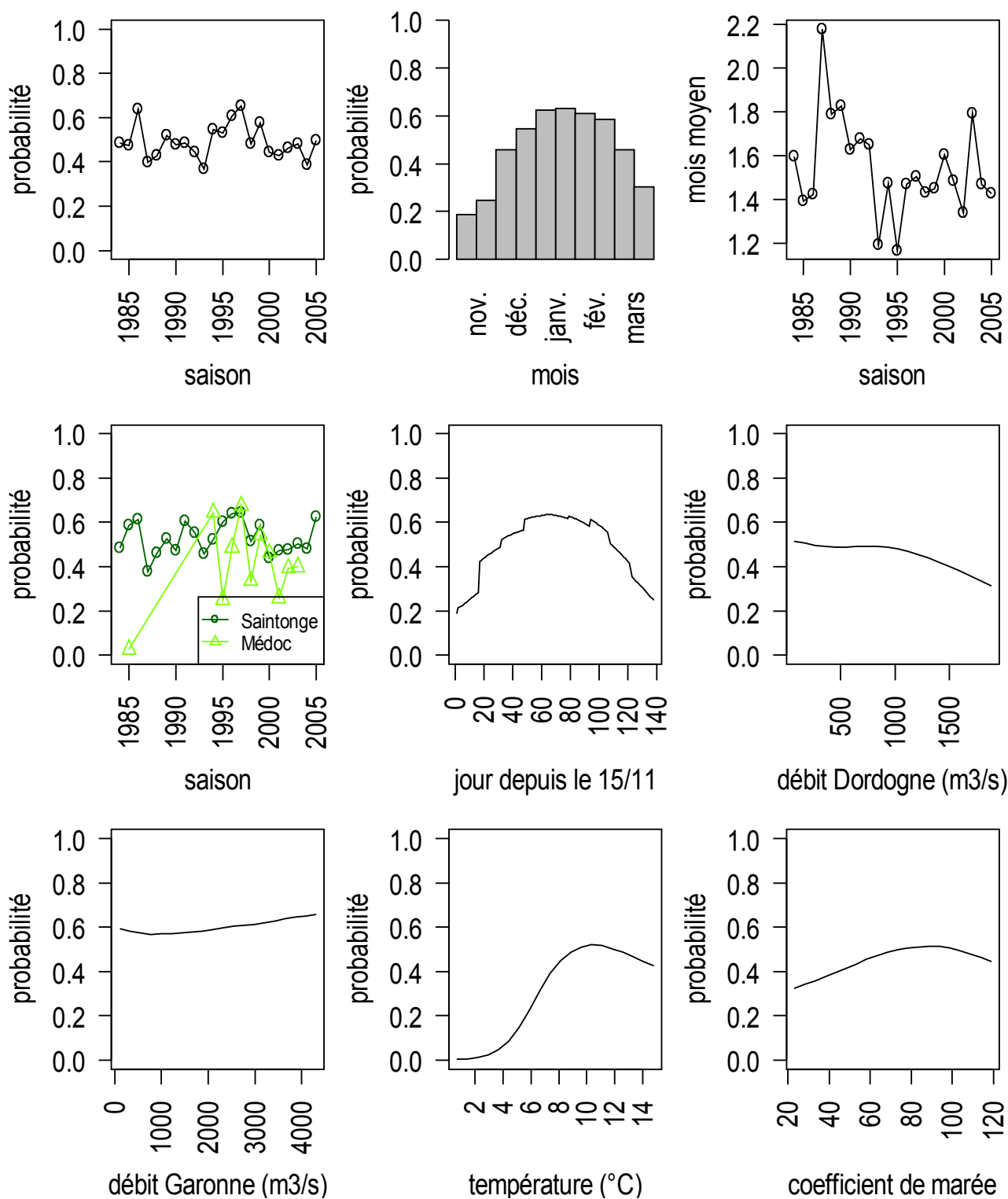


Figure 80 : effet saison, mois, mois moyen (issu de l'interaction saison:mois), interaction saison:secteur, jour de la saison, débit Dordogne et Garonne, température et coefficient de marée pour le modèle delta (probabilité d'avoir un jour avec pêche et capture positive) du métier civelle pibalour.

De l'effet saison ne se dégage aucune réelle tendance (Figure 80) contrairement aux CPUE (IV.6.3). L'effet mois montre une évolution assez classique, avec un maximum en janvier. Le mois moyen semble avoir été élevé jusqu'au début des années 1990, puis a connu des minima en 1993 et 1995 et semble rester relativement bas depuis. Chacun des secteurs ne semble pas connaître d'évolution intersaisonnière particulière ($p > 0,1$). L'évolution journalière est très proche de l'évolution mensuelle. L'effet débit de la Dordogne montre un plateau jusqu'à 1000 m³/s puis une chute. À l'inverse, l'effet débit de la Garonne connaît un minimum autour des 1000 m³/s. En dessous de 3°C, la pêche est nulle, elle augmente progressivement jusqu'à 10°C. La pêche est plus fréquente par gros coefficient de marée, avec un maximum à 100.

IV.7.3.2. Modèle delta-gamma

La tendance de l'effet saison du modèle delta étant relativement neutre, la tendance à la décroissance de l'effet saison du modèle gamma domine. Il en résulte une diminution de l'effet saison du modèle delta-gamma (Figure 81). Les effets mois des modèles gamma et delta montrant tous les deux un pic en janvier, le modèle delta-gamma résultat conserve cette caractéristique.

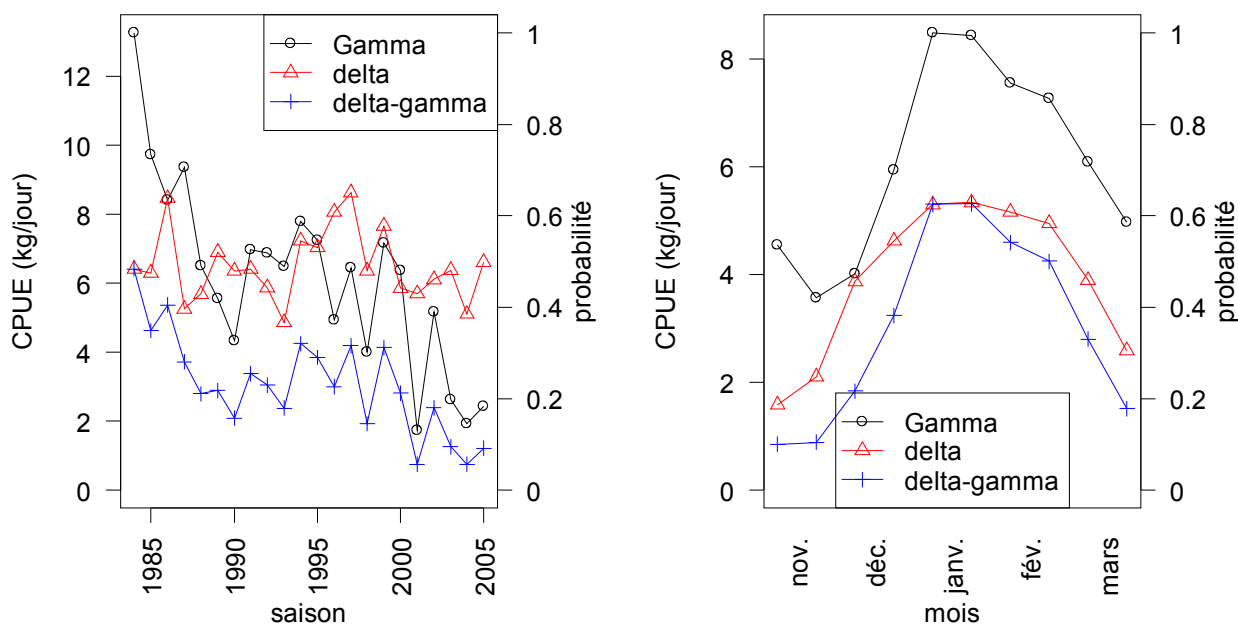


Figure 81 : effet saison et mois du modèle delta-gamma pour la civelle au pibalour

IV.7.4. Discussion

En intra-saisonnière, les modèles delta et gamma semblent montrer des évolutions assez semblables pour les 3 métiers étudiés.

Par exemple si l'on prend l'effet température, les 2 modèles montrent un optimum à 17°C pour la grande alose, et 10°C pour la civelle au pibalour. On notera toutefois que pour la lamproie marine, le modèle gamma donne un optimum à 13°C alors que le modèle delta montre une tendance à la baisse des captures positives en fonction de la température.

Pour ce qui concerne l'effet saison, les modèles gamma et delta peuvent montrer des tendances différentes, le modèle delta montre, soit aucune tendance (grande alose et

civelle pibalour), soit une tendance inverse (lamproie marine filet). Il s'ensuit que l'effet saison du modèle delta-gamma suit celui du modèle gamma ou est modulé par le modèle delta.

Ces différences peuvent sans doute s'expliquer par des contraintes autres que biologiques. En effet, dans le cas de la lamproie marine, l'augmentation de l'abondance, dans les années récentes, s'est accompagnée par une augmentation du rendement par pêche et par une chute marquée des prix de vente due à une saturation du marché. Les pêcheurs pouvaient donc, en un nombre de jour de pêche plus restreint, capturer autant sinon plus de lamproies marines. Les pêcheurs ont donc diminué leur nombre de jours de pêche, non pas à cause d'une diminution de l'abondance, mais à cause d'une augmentation de l'abondance. On observe le phénomène inverse pour la civelle au pibalour. En effet, l'abondance ayant nettement diminué, les prix ont, en contrepartie, fortement augmenté. Les pêcheurs ont donc pu maintenir une activité « normale », avec un gain important. Lors de l'estimation de paramètres intra-saisonniers, ce type de phénomène n'intervient pas ou, en tout cas, est lissé par la prise en considération de nombreuses années. Le modèle delta semble alors mieux refléter une réalité biologique.

Les modèles delta sont d'un usage relativement croissant pour l'analyse des données de pêches scientifiques qui contiennent souvent une large proportion de pêche nulle (Barry et Welsh, 2002 ; Jensen *et al.*, 2005 ; Le Pape *et al.*, 2003 ; Lo *et al.*, 1992 ; Pennington, 1983 ; Schnute et Haigh, 2003 ; Stefánsson, 1996). Leur utilisation pour des données de pêcheries commerciales restent relativement rares (Ortiz et Arocha, 2004 ; Ortiz *et al.*, 2000 ; Rodriguez-Marin *et al.*, 2003 ; Ye *et al.*, 2001), même si ces utilisations montrent tout l'intérêt de tels modèles pour gérer proprement et utilement les pêches nulles. Nielsen *et al.* (2005) montrent d'ailleurs clairement que les mécanismes régissant la présence et l'abondance peuvent être différents et que dans ce cas la modélisation en deux étapes est un outil de première importance. Nous proposons ici une méthode qui va au-delà de cette utilisation habituelle qui consiste à modéliser d'une part les pêches nulles ou absentes et d'autre part les pêches positives. En effet, étant donné le fort taux de non-déclarations des pêches nulles, nous assimilons les jours de non-pêche à des pêches nulles. Nous faisons ainsi l'hypothèse forte que la non-pêche est majoritairement imputable à une absence (ou une faible présence) des espèces anticipée par les pêcheurs. Les résultats intra-saisonniers montrent qu'à cette échelle de temps, cette interprétation semble raisonnable, puisque le modèle delta et gamma montrent des tendances communes. À l'échelle inter-saisonnaire en revanche, des éléments externes à la biologie, et notamment le marché (relation offre-demande), vont contraindre l'activité des pêcheurs. Cette tentative n'est donc pas complètement satisfaisante pour l'étude de l'abondance et mériterait d'être poursuivie en incluant des éléments de compréhension du comportement des pêcheurs, tel que le prix du marché des différentes espèces.

Le modèle delta, tel que formulé ici, montre toutefois un certain intérêt dans l'étude de la réaction de pêcheur face à l'évolution de l'abondance d'une espèce. La lamproie marine et la civelle sont ainsi deux exemples significatifs, d'une espèce respectivement en progression, dont la "surabondance" va entraîner une chute des prix et une chute de l'effort de pêche (Figure 78) et en régression, dont la diminution de l'abondance va au contraire entraîner une augmentation des prix, maintenant ainsi une activité forte (Figure 81), alors que le statut de l'espèce mériterait au contraire une baisse de l'effort de pêche. Ce type d'analyses, couplé à des modèles socio-économiques, pourrait permettre de mieux comprendre les capacités d'adaptation d'une pêcherie multi-spécifique face aux variations d'abondance et/ou de prix de marché. Ces éléments nous semblent de première

importance dans la gestion de ce type de pêcherie où l'exploitation d'une espèce n'est en fait pas totalement indépendante des conditions d'exploitation des autres espèces.

IV.8. Les CPUE sont-elles proportionnelles à l'abondance ?

Une des questions récurrentes de l'halieutique est de savoir si les CPUE sont réellement proportionnelles à l'abondance. Outre les problèmes classiques, notamment de capturabilité (II.2.1), nous avons vu que les espèces en migration posent des problèmes particuliers, liés aux forts taux d'exploitation ou au patron de migration (III.2.3.7).

Nous allons tout d'abord voir quelle est la meilleure méthode pour estimer la CPUE en testant la corrélation entre CPUE et abondance (IV.8.1). Nous étudierons ensuite la nature de cette relation (IV.8.2).

IV.8.1. La meilleure méthode pour estimer les CPUE

Nous avons testé plusieurs méthodes dans ce travail afin d'estimer les CPUE. Chacune de ces méthodes permet à des degrés divers d'intégrer quelques-uns des nombreux défauts connus des CPUE (III.3.4).

Afin de tester la qualité de chacune des méthodes, nous établirons laquelle des méthodes à la meilleure corrélation (de Spearman) avec des séries d'abondance établies de manière indépendante.

Pour la grande alose, des estimations de stock de géniteurs (captures professionnelles et amateurs de tout le bassin, dénombrement sur frayères et passages aux barrages de Golfech et Tuilières) ont été effectuées par Chanseau *et al.* (2005) pour les saisons 1987 à 2001.

Pour la lamproie marine, le même principe est retenu : nous avons estimé le stock de géniteurs à partir des passages au barrages de Golfech et de Tuilières (source MIGADO) et des captures amateurs sur la Gironde (Girardin *et al.*, 2006) et les captures professionnelles sur la Gironde (ce travail) pour les saisons 1993 à 2004. Il faudrait ajouter à ces estimations les captures des pêcheurs en amont de la Gironde et les dénombrements sur frayères en aval des deux barrages. Malheureusement ces données ne sont pas disponibles.

Pour la civelle, nous utilisons les moyennes annuelles d'abondance de civelles estimées à partir des données de pêches scientifiques dans la Gironde (Girardin *et al.*, 2006) pour les saisons 1981 à 2005.

Il n'existe malheureusement pas de données d'abondance indépendantes de la pêcherie sur la Gironde pour l'anguille jaune. Les seules autres données existantes sur le bassin sont celles de passage aux barrages ou les données de pêche électrique. Celles-ci concernent cependant des zones éloignées de l'estuaire ou ayant des caractéristiques trop différentes pour les comparer à l'estuaire. Aucune comparaison n'est donc faite pour ce stade.

Pour la crevette blanche, nous utilisons les moyennes annuelles d'abondance de crevettes blanches estimés à partir des données de pêches scientifiques dans la Gironde (Girardin *et al.*, 2006) pour les années 1985 à 2005.

Les résultats de ces comparaisons sont donnés au Tableau XVI. Dans quatre cas sur 8 le GLM mois apparaît comme étant la meilleure méthode et dans 2 autres cas, elle permet

des corrélations très hautement significatives et proches de la meilleure méthode. Seul le cas de la crevette blanche la met en défaut (mais voir V.4.4). Aucune des autres méthodes n'arrive à des performances aussi bonnes. Les méthodes GAM et delta-gamma apparaissent satisfaisantes dans les 3 cas étudiés, mais en retrait par rapport aux autres méthodes. Le GLM de base a des résultats relativement proches des méthodes classiques, parfois légèrement meilleurs, parfois légèrement moins bons. À l'intérieur des méthodes classiques, les résultats ne sont pas homogènes. Les méthodes qui pondèrent les CPUE par secteur par leur surface obtiennent en général des résultats médiocres, sauf dans le cas du métier crevette-nasse qui est la seule méthode à obtenir une corrélation significative pour la crevette blanche (métier crevette haveneau et nasse confondus). Les méthodes classiques totales apparaissent meilleures que les moyennes dans le cas de la grande alose, de la lamproie marine aux bourgues, de la civelle au pibalour, de la crevette blanche au haveneau et au nasse. Les méthodes classiques moyennes étant meilleures dans les 3 autres cas. Les méthodes classiques bassin et sans pondération, apparaissent en général comme les meilleures des méthodes classiques. On notera que dans le cas des métiers lamproie marine au filet et aux bourgues et civelle au tamis, toutes les méthodes montrent des corrélations significatives avec les séries d'abondance indépendantes des données de pêcheries. A contrario, dans le cas de la crevette blanche au haveneau, au nasse et de la civelle au drossage, aucune, une et deux méthode(s) respectivement n'est (ne sont) corrélée(s) significativement à la série de Girardin *et al.* (2006).

À noter que pour la civelle, l'indice Gironde (calculé au IV.9.3.1) a une corrélation très hautement significative de 0,61 ($p < 0,01$) pour la période 1981-2005, très proche des maxima observés pour ce stade (pibalour et tamis).

Pour la civelle, nous avons également comparé nos résultats avec l'analyse delta-gamma des pêches scientifiques de 1991-2002 effectuée par Lambert (Lambert, 2005). Sur cette période plus courte et moins contrastée pour la civelle, les corrélations (non montrées) sont moins fortes. Notamment dans le cas de la civelle au tamis, seuls les méthodes classiques totales sont corrélées significativement.

Nous avons considéré ici les données indépendantes de la pêcherie comme étant un juge de paix pour départager nos différentes méthodes. Elles ne sont cependant pas exemptes de défauts. Pour la grande alose, la méthode de Chanseau *et al.* (2005) est sensible à l'oubli de certaines frayères importantes non traditionnelles (Chanseau *et al.*, 2005) et néglige également les captures des pêcheurs à la ligne. Les estimations de stock de géniteurs de lamproie marine ne tiennent même pas compte des lamproies marines se reproduisant sur les frayères en aval des grands barrages, faute de données chiffrées, ni des pêcheurs en amont de la Gironde, toutes catégories confondues. Les données de pêches scientifiques, effectuées dans l'estuaire et utilisées pour la civelle et la crevette blanche, n'ont en fait un protocole fixe que depuis 1991 (Lobry, 2004). Ils peuvent en outre être effectués dans des conditions environnementales (notamment de marée) différentes (Lambert, 2005).

Au regard de ces résultats, si aucune méthode n'apparaît comme étant universellement la meilleure, le GLM reste celle qui a les résultats les plus réguliers. Nous retiendrons donc cette méthode comme étant la plus adaptée. Cela n'est pas surprenant puisqu'elle prend en compte les effets majeurs connus comme l'effet pêcheur et la saisonnalité. Sauf mention contraire, c'est les résultats de cette méthode qui seront analysés par la suite.

Tableau XVI : corrélation de Spearman (significativité) entre CPUE calculée par différente méthode et indicateur d'abondance (voir texte) pour la grande alose, la lamproie marine (CPUE filet), la civelle (CPUE pibalour) et la crevette blanche (CPUE nasse). En gras, les corrélations significatives (au seuil des 5%) et en surligné, la meilleure corrélation.

Méthode	Grande alose (filet)	Lamproie marine		Civelle			Crevette blanche	
		Filet	Bourgne	Pibalour	Tamis	Drossage	Haveneau	Nasse
Saisons sauf	1987-2001	1993-2004	1993-2004	1981-2005 88	1981-2005 88, 99	1996-2005	1985-2004 86, 88,91, 02	1989-2005
Classique – moyenne								
Bassin	0,46 (0,08)	0,96 (<0,01)	0,80 (<0,01)	0,56 (<0,01)	0,48 (0,02)	0,56 (0,09)	0,12 (0,66)	0,31 (0,23)
Sans pond.	0,45 (0,09)	0,94 (<0,01)	0,86 (<0,01)	0,58 (<0,01)	0,52 (0,01)	0,67 (0,04)	0,09 (0,73)	0,34 (0,17)
Pond. effort	0,54 (0,04)	0,97 (<0,01)	0,76 (<0,01)	0,60 (<0,01)	0,49 (0,02)	0,56 (0,09)	0,14 (0,59)	0,29 (0,26)
Pond. surface	0,25 (0,39)	0,72 (0,01)	0,86 (<0,01)	0,38 (0,15)	0,51 (0,02)	0,60 (0,10)	0,24 (0,50)	0,48 (0,12)
Classique – totale								
Bassin	0,61 (0,02)	0,91 (<0,01)	0,80 (<0,01)	0,40 (0,13)	0,44 (0,04)	0,55 (0,13)	0,33 (0,34)	0,41 (0,19)
Sans pond.	0,62 (0,02)	0,90 (<0,01)	0,87 (<0,01)	0,62 (<0,01)	0,49 (0,02)	0,58 (0,08)	0,30 (0,25)	0,34 (0,19)
Pond. effort	0,65 (<0,01)	0,91 (<0,01)	0,80 (<0,01)	0,61 (<0,01)	0,43 (0,04)	0,56 (0,09)	0,32 (0,22)	0,35 (0,18)
Pond. surface	0,26 (0,37)	0,56 (0,06)	0,87 (<0,01)	0,41 (0,12)	0,50 (0,02)	0,57 (0,12)	0,24 (0,50)	0,59 (0,05)
Classique – médiane	0,60 (0,02)	0,94 (<0,01)	0,83 (<0,01)	0,60 (<0,01)	0,50 (0,02)	0,58 (0,08)	0,09 (0,73)	0,27 (0,28)
GLM base	0,46 (0,08)	0,95 (<0,01)	0,86 (<0,01)	0,60 (<0,01)	0,51 (0,01)	0,50 (0,14)	0,08 (0,76)	0,43 (0,08)
GLM mois	0,74 (<0,01)	0,97 (<0,01)	0,85 (<0,01)	0,54 (<0,01)	0,63 (<0,01)	0,68 (0,03)	0,19 (0,48)	0,20 (0,45)
GAM	0,62 (0,02)	0,94 (<0,01)	/	0,53 (0,01)*	/	/	/	/
delta-gamma	0,70 (<0,01)	0,83 (<0,01)	/	0,54 (0,01)*	/	/	/	/

* données à partir de 1984 seulement

IV.8.2. Hyperstabilité

Nous avons vu (IV.8.1) qu'il existait des corrélations significatives entre CPUE et indices d'abondance estimés de manière indépendante. Reste à savoir si cette relation CPUE – abondance est conforme à la théorie (linéaire).

L'une des formes les plus connues de distorsion dans la relation CPUE-abondance est l'hyperstabilité (Gaertner et Dreyfus-Leon, 2004 ; Harley *et al.*, 2001) : au lieu d'être linéaire (III.2.2), la relation est de forme puissance. Comme Harley *et al.* (2001) nous testerons ce biais en ajustant la relation (fonction nls, package stats, R Development Core Team, 2006) : $U = qN^\beta$. Si β est égal à 1, alors la relation est linéaire, inférieur à 1 il y a hyperstabilité, supérieur à 1 hyperdiminution. Dans le cas de l'hyperstabilité, l'abondance doit diminuer fortement pour entraîner une diminution des CPUE. Autrement dit, les CPUE sont anormalement stables et peuvent ne pas remplir de manière satisfaisante leur rôle d'indicateur d'abondance.

Nous utiliserons les données d'abondance de grande alose, de lamproie marine et de civelle décrit ci-dessus (IV.8.1) et les CPUE déterminées par le GLM mois pour les métiers grande alose filet, lamproie marine filet et l'indice Gironde (calculé au IV.9.3.1) respectivement. Deux types de relations seront étudiés : linéaire (sans ordonnée à l'origine) et puissance.

Pour la grande alose (Figure 82), la fonction puissance est significativement meilleure que la fonction linéaire (analyse de variance, $p < 0,01$) et le coefficient β ($=0,41$) est significativement différent de 1 (test t, $p < 0,01$). Pour la lamproie marine (Figure 83), la fonction puissance est significativement meilleure qu'une fonction linéaire ($p < 0,01$) et le coefficient β ($=0,75$) est significativement différent de 1 ($p < 0,01$). Pour la civelle (Figure 84), la fonction puissance n'est pas significativement différente d'une fonction linéaire ($p = 0,69$) et le coefficient β ($=0,90$) n'est pas significativement différent de 1 ($p = 0,59$).

Sur les 209 relations examinées (tous des stocks marins) par Harley *et al.* (2001), la majorité des β est comprise entre 0,60 et 0,90. Les CPUE des lamproies marines se situent donc dans cette moyenne, celles de la grande alose sont plutôt anormalement hyperstables, alors que celles des civelles semblent se situer dans les β élevés, d'autant plus que le β des civelles n'est pas significativement différent de 1. Cette hyperstabilité, pour la grande alose, signifie qu'en cas de diminution de l'abondance, les CPUE diminueront de manière beaucoup moins fortes minimisant ainsi l'importance de la baisse réelle du stock. La récente baisse des CPUE pour cette espèce doit donc être considérée avec beaucoup d'attention, celle-ci pouvant cacher une baisse encore plus marquée de l'abondance.

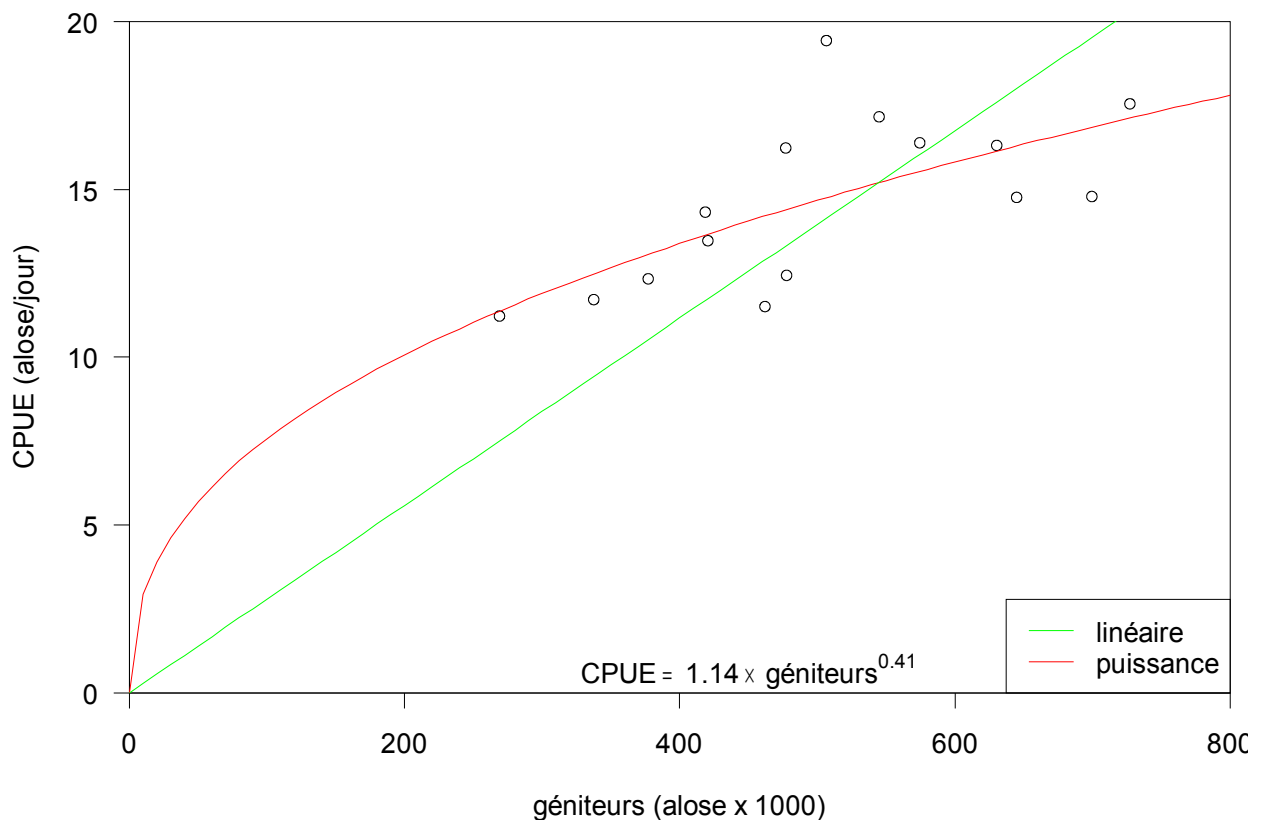


Figure 82 : relation entre CPUE et abondance pour la grande alose (voir texte)

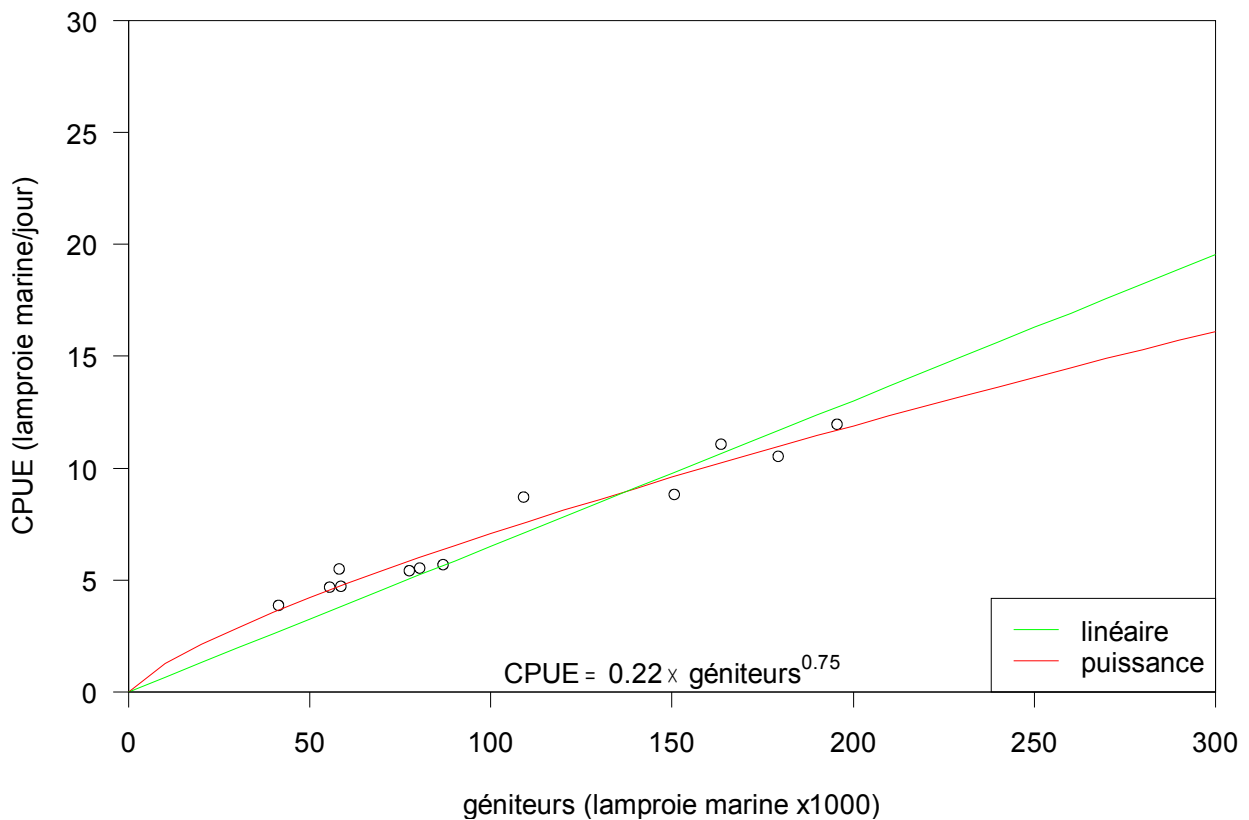


Figure 83 : relation entre CPUE et abondance pour la lamproie marine (voir texte)

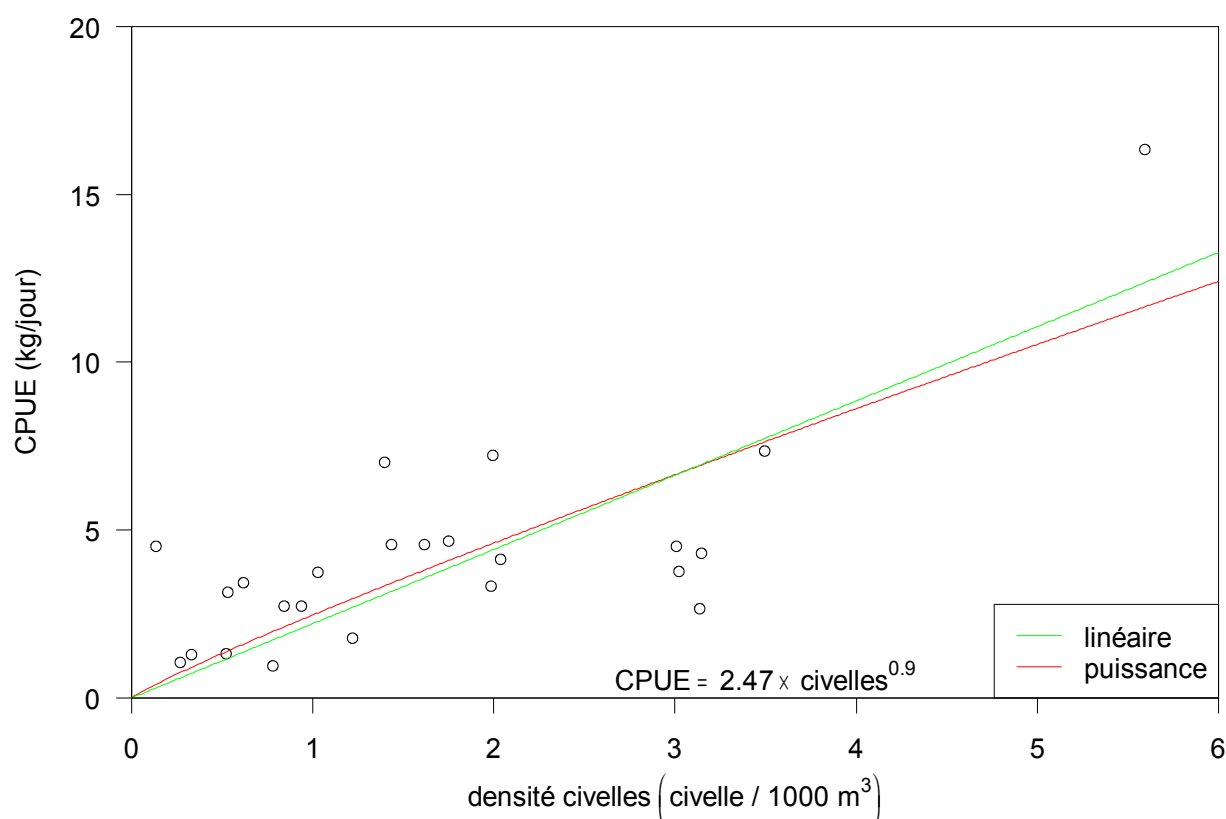


Figure 84 : relation entre CPUE et abondance pour la civelle (voir texte)

IV.8.3. Ce qu'il faut retenir

Nous montrons donc dans ce paragraphe que les CPUE calculées dans ce travail semblent proportionnelles à l'abondance des différents stocks, ou en tout cas à des indices d'abondance obtenus de manière indépendante de la pêche. Cette proportionnalité peut être linéaire (cas de la civelle), mais les CPUE peuvent être sujet à une hyperstabilité plus (grande alose) ou moins (lamproie marine) prononcée. Nous considérerons donc par la suite les CPUE du GLM mois comme les références et représentantes de l'abondance. Elles sont données en annexe H.

IV.9. Diagnostic sur les différentes espèces

Dans ce paragraphe, nous allons analyser conjointement les indicateurs halieutiques calculés dans ce chapitre afin d'établir un diagnostic sur l'abondance des différentes espèces étudiées. Ce paragraphe permet donc d'illustrer comment, avec les méthodes mises en place, on peut atteindre l'objectif biologique que l'on doit assigner au système de suivi statistique des captures (III.2.1.2). Cette analyse se fera en se basant sur les résultats du paragraphe précédent (IV.8), en considérant que les CPUE représentent l'abondance.

IV.9.1. Grande alose

Après la seconde guerre mondiale, l'effort effectif a rapidement atteint un maximum et est resté à ce niveau élevé jusqu'au début des années 1980 pour diminuer ensuite quasi

continuellement (Figure 36). Inversement, les captures étaient au niveau des valeurs historiques (fin XIX^{ème} siècle) jusque dans les années 1960, puis ont augmenté fortement et atteint un maximum au début des années 1980. Depuis 2000, la diminution des captures s'est accélérée (Figure 46). Logiquement, les CPUE pour la grande alose sont restées assez constantes jusque dans les années 1970, avant d'augmenter fortement jusqu'à la fin des années 1990, puis de chuter depuis le début des années 2000 (Figure 54). On peut donc penser qu'il y a eu une augmentation de l'abondance depuis le début des années 1970. Toutefois, les efforts effectifs ont fortement chuté au cours de cette période. Par ailleurs, les engins utilisés ont beaucoup évolué depuis 1946 : les filets en crin ont été remplacés par des filets en nylon multifilament dans les années 1950 puis en monofilament dans les années 1970. Les filets monofilament semblent être deux fois plus efficaces que des filets multifilament (Balik et Cubuk, 2000 ; Maki *et al.*, 2006). On peut également penser que le passage du crin au nylon a entraîné un gain d'efficacité. L'effort effectif devrait être corrigé du fait de l'augmentation de la puissance de pêche lié à ce changement de technologie, ce qui module l'augmentation des CPUE. Cependant, nous ne possédons pas assez de données pour effectuer cette correction. Si l'on se base sur les études citées précédemment, on peut simplement considérer qu'il faudrait diviser les CPUE actuelles par 2, si l'on veut les comparer avec des CPUE des années 1950 à 1970 lorsque le multifilament était utilisé. En appliquant cette correction, les CPUE "records" redeviennent de simples CPUE élevées mais qui ne sont plus exceptionnelles si on les compare à celle des années antérieures à 1970. Un saut dans l'abondance entre 1993 et 1994 subsiste cependant, que Castelnaud *et al.* (2001b) ont attribué à l'effet de la construction des passes à poisson sur la Garonne et la Dordogne.

Quoi qu'il en soit, les captures ont fortement augmenté (multipliées par 3 entre 1960 et 1980). Chanseau *et al.* (2005) ont estimé qu'entre 1987 et 2001, le taux d'exploitation de la pêcherie (professionnelle et amateur) était en moyenne de 61% (entre 41% et 91%). Avec des taux d'exploitation aussi élevés, les prises du pêcheur aval pourraient affecter les prises du pêcheur en amont et ainsi de suite. La simple diminution du nombre de pêcheurs pourrait donc, avec une limitation de cette concurrence, engendrer une augmentation artificielle des CPUE. Dans un contexte de taux d'exploitation très élevé (>95%), Briand *et al.* (2003) ont montré, pour la civelle, que le niveau d'effort affecte l'abondance et que par conséquent, il est préférable d'utiliser les captures totales comme indice d'abondance. Si c'était le cas pour la grande alose sur la Gironde, le diagnostic serait une baisse de l'abondance depuis le début des années 1980. Si le stock n'a pas ou peu augmenté au cours des années 1960 et 1970, comme le suggère les CPUE "corrigées", l'augmentation des captures signifie une augmentation de la pression sur le stock. Castelnaud *et al.* (1985a) ont noté qu'au cours des années 1960, face aux difficultés connues par le stock d'esturgeon, il y a eu un report d'effort en faveur de la grande alose.

La série des descripteurs de pêcherie de la Gironde, est sans doute la plus longue sur la grande alose en Europe, qui plus est sur le stock le plus important (Baglinière *et al.*, 2003 ; Martin Vandembulcke, 1999). Les résultats obtenus sont donc particulièrement significatifs et inquiétants si la baisse du stock de géniteurs, entamée dans les années 2000, se poursuit. Ceci est d'autant plus grave qu'un certain nombre de stocks ont déjà disparu, y compris dans une période récente et que la Dordogne et la Garonne sont considérés comme 2 des 5 grandes rivières ayant encore une population d'alose fonctionnelle et non résiduelle (Baglinière *et al.*, 2003). Après une chute depuis au moins le milieu des années 1980, les captures totales de l'Adour semblent avoir connu la même

embellie en 1994 que les aloses de la Gironde (Lissardy *et al.*, 2004). Toutefois depuis 1996, les captures chutent. Cette chute est en partie attribuable à des mesures de gestion (relève en fin de saison), mais est loin d'expliquer l'essentiel de cette diminution qui est vraisemblablement lié à une baisse des remontées (Lissardy *et al.*, 2004). Il conviendrait cependant de calculer les CPUE qui font pour l'instant défaut sur ce bassin afin de conforter ce diagnostic. Au Portugal (sur le Douro et le Tage), les captures d'aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) ont chuté d'une centaine de tonnes après la seconde guerre mondiale sur chacune des rivières à quelques tonnes actuellement, les causes supposées étant la surpêche (légale et illégale), la pollution, les obstacles à la migration et les problèmes d'habitat (Costa *et al.*, 2001). Au Maroc, les diverses populations d'aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) supportaient des captures de l'ordre de 1000t par an au début du XX siècle et d'environ 700t par an dans les années 1970. Elles ont complétement disparues et la dernière population s'est éteinte en 1992 (Sabatié et Baglinière, 2001).

Au contraire, les stocks de la Loire (source : Logrami²⁵), de la Vilaine (Briand *et al.*, 2007), de l'Aulne (source : Ouest Grand Migrateur) semblent en augmentation. Il semble donc y avoir une diminution des stocks du Sud et une augmentation des stocks du Nord. Ceci pourrait être en lien avec les préférences de température de l'espèce (Figure 65). Cette tendance pourrait se confirmer puisque les projections à l'horizon 2100, compte tenu des changements climatiques, montrent que la grande alose devrait disparaître de 23 des bassins sur les 44 colonisés en 1900 surtout au Sud (Maroc, Portugal, Espagne), pour ne gagner que 6 bassins au Nord (Ecosse, Islande) (Lassale *et al.*, 2008). Ces stocks devront en tout cas être surveillés de près dans les années à venir, en tenant compte de l'hyperstabilité des indicateurs halieutiques (IV.8.2). Les travaux de dynamique de population sur l'espèce, notamment ceux de Martin-Vandembulcke (1999) sur la Gironde, devraient être poursuivis, en particulier pour évaluer l'impact de la pêche sur le stock et définir des points de référence biologique (VI.2).

IV.9.2. Lamproie marine

Une partie de cette discussion a déjà été effectuée dans Beaulaton *et al.* (Beaulaton *et al.*, 2008) qui est reproduit en annexe K. Nous ne reprendrons donc ici que les éléments essentiels ou inédits.

Les efforts effectifs de la lamproie marine au filet (qui est le métier largement majoritaire), sont constants et modérés jusqu'au milieu des années 1960, puis élevés jusqu'au milieu des années 1970. Ensuite, ils diminuent jusqu'au milieu des années 1990, puis restent constants à un niveau bas. Les captures totales ont été élevées dans les années 1960 et 1970, avant de diminuer jusqu'au milieu des années 1990. Les captures remontent ensuite, mais n'atteignent pas encore le niveau des années 1960. Les CPUE ont été élevées dans les années 1950 et jusqu'au milieu des années 1960. Elles chutent ensuite pour se maintenir à un niveau faible jusqu'au milieu des années 1990. Elles augmentent par la suite et jusqu'à aujourd'hui pour atteindre des niveaux avoisinants ceux des années 1950 récemment.

Les mêmes changements concernant les filets que ceux notés pour l'alose (IV.9.1) ont eu lieu pour la lamproie marine (du crin au monofilament). Pour le métier bourgne, il y a eu également des changements avec le passage des bourgnes en osier aux nasses plastiques.

25 [Http://www.logrami.fr/](http://www.logrami.fr/)

La diminution de la fin des années 1960 sur la Gironde avait déjà été notée par Ducasse et Leprince (1980). La récente tendance à l'augmentation de l'abondance est confirmée par les tendances sur l'Adour, la Vaine et le Rhin (Figure 85 ; Beaulaton *et al.*, 2008). La lamproie marine reste néanmoins considérée comme en déclin au niveau européen (ICES, 2003 ; OSPAR commission, 2004) et classé comme vulnérable, en danger, en danger critique ou éteint dans de nombreux pays européens (voir Beaulaton *et al.*, 2008). Ces classements reposent cependant sur un nombre de données restreint (Kelly et King, 2001). La série de la Gironde constitue donc une série précieuse pour cette espèce, d'autant plus qu'elle est sur le stock le plus important (Beaulaton *et al.*, 2008).



Figure 85 : tendance interannuelle d'indice d'abondance de la lamproie marine de quatre séries européennes (annexe K; Beaulaton *et al.*, 2008)

IV.9.3. Anguille

IV.9.3.1. Civelle

L'exploitation de la civelle en France a sans conteste beaucoup évolué depuis un siècle. Elle était relativement faible à la fin du XIX^{ème} siècle (150 à 200 t par an pour toute la France, (1889b) et interdite dans la Gironde en 1899 (De Drouin de Bouville, 1900). Elle s'est développée ensuite rapidement dans les années 1920-1930 sous l'impulsion du marché espagnol vers lequel les exportations ont commencé dès 1916 (Le Clerc, 1935). Les captures nationales atteignaient 450 t en 1923 (Gandolfi-Hornyold, 1933). Depuis l'exploitation en France a continué à se développer pour atteindre les 3 000 t (professionnels et amateurs) en 1980 (Castelnaud *et al.*, 2006). Depuis les captures totales ont diminué pour être inférieures à 100 t par an depuis 2004 (Castelnaud *et al.*, 2006).

L'évolution des captures de civelle dans la Gironde (IV.3.2) est très voisine de cette évolution nationale (Figure 48). Par exemple, les pêcheurs à pied de la Gironde équipés à 26% de tamis en 1927, le sont à 92% en 1937 (Castelnaud *et al.*, 1985b). On notera que sur la Gironde, le maximum de capture totale se situe plutôt dans les années 1960.

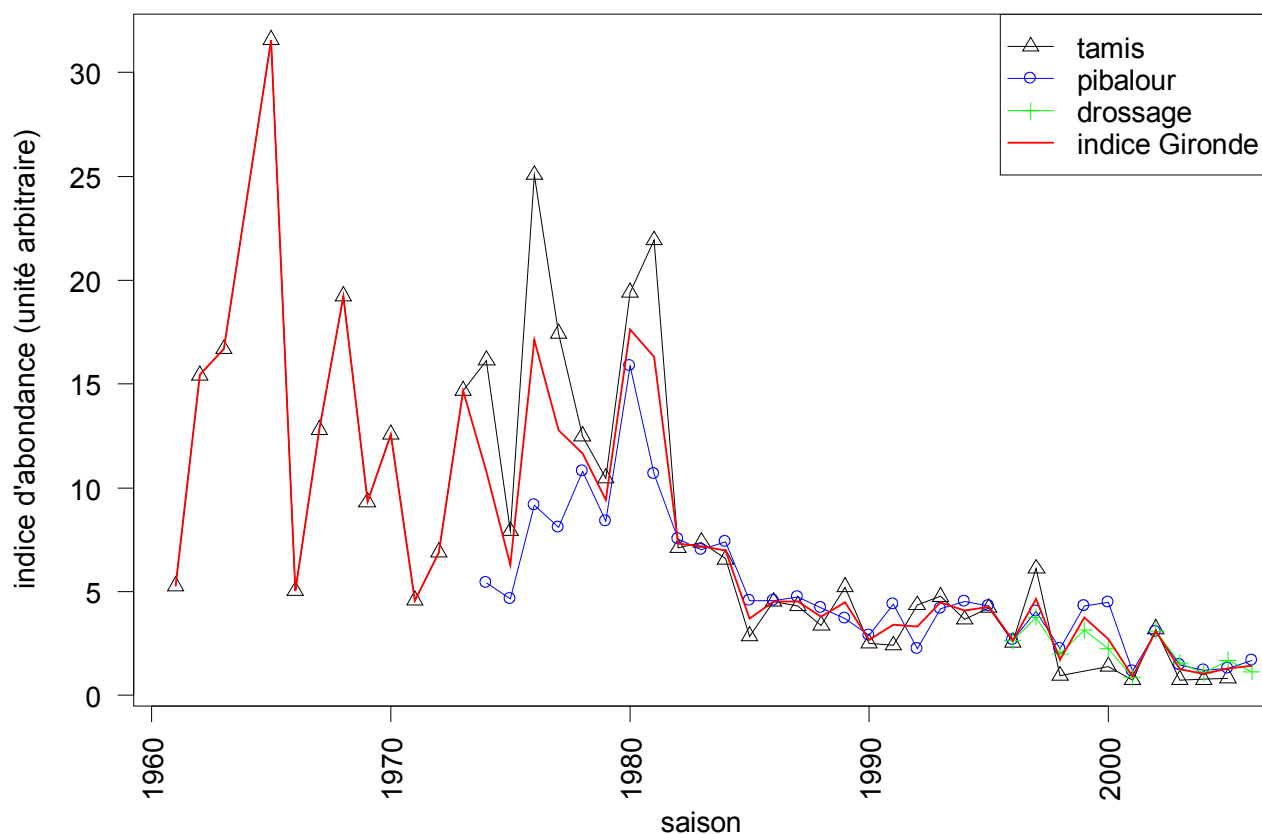


Figure 86 : Comparaison des résultats du GLM mois des trois métiers de la Gironde et définition d'un indice synthétique pour la Gironde

L'effort effectif au tamis s'est maintenu à un niveau élevé dans les années 1960 et 1970, puis a chuté depuis le milieu des années 1980. Pour la civelle au pibalour, qui a débuté officiellement en 1975, l'effort effectif a augmenté jusqu'en 1990, puis s'est maintenu à un niveau élevé. Malgré tout, les captures n'ont cessé de diminuer. Les CPUE, quelle que soit la méthode montrent également une nette tendance à la diminution de l'abondance de la civelle, même si celle-ci est plus ou moins marquée en fonction des méthodes. Les indicateurs convergent donc pour indiquer une chute de l'abondance en civelle à partir de 1980 et peut-être dès 1960.

Toutefois, plusieurs biais existent dans ces indicateurs. Tout d'abord, les pêcheurs au tamis à main pratiquant dans l'Estuaire n'ont pas été pris en compte ni dans les efforts ni dans les captures. Ces derniers ont été comptabilisés dans les efforts au moins dans certains rapports EDF. Nous possédons néanmoins trop peu d'informations pour prendre cette catégorie en compte. Ensuite les saisons de pêche ont connu de grandes variations au cours des décennies, avec ou non l'autorisation de pêche de nuit et des autorisations exceptionnelles de pêche après les périodes de fermetures (Pastor, 1986). Enfin, les pibalours ont connu une augmentation nette de la surface des cadres depuis la fin des années 1970 : de quelques mètres carré à 14m². Toutefois nous ne possédons pas suffisamment de renseignements précis pour tenir compte de cette évolution de la

puissance de pêche qui a sans doute masqué la baisse du recrutement en civelle. Pour la France, Popelin (1971) note « de façon absolument certaine que depuis une dizaine d'années et surtout depuis 3 ans le nombre des civelles qui remontent les fleuves est en diminution marquée. ». Plus spécifiquement, pour la Gironde, Popelin (1971) constate une « diminution très marquée des captures. Les pêcheurs professionnels estiment que depuis 10 ans, les captures ont diminué de 75%. ». Ceci confirme nos estimations qui montrent, en effet, que les captures sont vraisemblablement passées de 300t en 1960 à une centaine de tonnes en 1970.

Nous avons comparé les résultats des modèles GLM mois des trois métiers de la Gironde à l'aide d'un GLM avec un effet saison (factoriel) et un effet métier, une distribution gamma et un lien log. Ce modèle permet une diminution de la déviance de 93 %. Ce GLM nous permet de définir une indice synthétique pour la Gironde (Figure 86 et Tableau XVII). Les CPUE des trois métiers montrent ici une bonne cohérence et une tendance identique.

Tableau XVII : indice d'abondance de la civelle en Gironde entre 1961 et 2006 (voir méthode ci-dessus)

	1960	1970	1980	1990	2000
0		12,6	17,6	2,7	2,7
1	5,3	4,6	16,3	3,4	0,9
2	15,4	6,9	7,3	3,3	3,1
3	16,7	14,7	7,2	4,5	1,3
4	31,6	10,8	7,0	4,1	1,0
5	5,0	6,3	3,7	4,3	1,3
6	12,8	17,1	4,5	2,6	1,4
7	19,2	12,8	4,5	4,7	
8	9,3	11,7	3,8	1,7	
9	12,6	9,4	4,5	3,7	
moyenne	14,2	10,7	7,7	3,5	1,7

On peut comparer cet indice obtenu sur la Gironde avec ceux obtenus ailleurs en Europe. En effet l'espèce étant panmictique (II.1.3), les quantités de civelles entrant chaque année dans les différents bassins d'Europe devraient être fortement corrélées. Le groupe de travail sur l'anguille de la CECPI et du CIEM (WGEEL) rassemble des séries de recrutement sur toute l'Europe. Nous avons sélectionné dans ces séries, celles qui concernaient exclusivement des civelles, et celle qui constituent de vrais indices d'abondance, indépendantes des variations du marché notamment. Nous avons également examiné les séries présentées dans Dekker (2002) et retenu la série de Gascuel (1987). Au final, nous avons retenu les 10 séries (y compris celle de la Gironde issue de ce travail) provenant de 4 pays différents (Tableau XVIII). Beaucoup de séries du Sud de l'Europe (Royaume-Uni, France, Espagne, Portugal, Italie) sont en fait des captures totales, qui, sur des périodes aussi longues que des décennies, ne peuvent être considérées comme des indicateurs d'abondance, compte tenu des évolutions du marché de la civelle (voir ci-dessus) ; ces séries ont donc été écartées. Nous avons néanmoins retenu celle de la Vilaine, pour laquelle il a été montré que le taux d'exploitation était élevé (>95%) et que, dans ce cas, la capture totale était le meilleur indicateur d'abondance (Briand *et al.*, 2003).

Tableau XVIII : Caractéristique des séries européennes de recrutement en civelle

Pays	Bassin	Site	Latitude embouchure	Type	étendue
Allemagne	Ems	Herbrum	53°33' N	Capture pêche non-commerciale	1946-2001
Pays-Bas	Rhin	DenOever	52°56' N	Pêche expérimentale	1938-2007
	Rhin	Ijmuiden	52°27' N	Pêche expérimentale	1969-2007
	Rhin	Katwijk	52°12' N	Pêche expérimentale	1977-2007
	Meuse	Stellendam	51°51' N	Pêche expérimentale	1971-2007
Belgique	Yser	Nieuwpoort	51°09' N	Pêche expérimentale	1966-2007
France	Vilaine	estuaire	47°30' N	Capture totale pêche commerciale	1971-2007
	Sèvre Niortaise	estuaire	46°15' N	CPUE pêche commerciale	1962-1983
	Gironde	estuaire	45°34' N	CPUE pêche commerciale	1961-2006
	Adour	estuaire	43°31' N	CPUE pêche commerciale	1966-2005

Une analyse de ces séries par GAM a été menée en utilisant le package mgcv (Wood, 2008). Nous avons utilisé une interaction entre un effet année et latitude (fonction spline, ajustée à 16 degrés de liberté), un effet site (servant à standardiser les unités) et un effet de l'oscillation Nord-Atlantique (NAO, fonction spline, ajustée à 7 degrés de liberté), une distribution gamma et un lien log. L'oscillation Nord Atlantique dicte le climat en Atlantique (Hurrell *et al.*, 2003). De nombreux indices représentant le NAO ont été mis au point. Nous avons choisi la composante principale de l'indice hivernal (DJFM PC based, NAO Index Data provided by the Climate Analysis Section, NCAR, Boulder, USA, <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html> ; Hurrell, 1995), qui représente mieux l'ensemble de la couverture spatiale de la NAO (Hurrell *et al.*, 2003). Nous avons testé un décalage allant de 0 à 3 ans, ce qui couvre l'ensemble des hypothèses faites sur la durée de la migration des leptocephales (II.1.3) et retenu celui décalé d'une année au vue des AIC.

Tous les effets sont hautement significatif ($p < 0,01$) et le modèle permet de diminuer la déviance de 70%. La Figure 89 permet de comparer les prédictions du modèle avec les observations. À l'exclusion de la série de Katwijk, les prédictions et les observations sont significativement corrélées (corrélation de Spearman entre 0,78 et 0,91).

La variabilité spatiale de l'évolution annuelle des indices d'abondance est représentée à la Figure 87. On constate que l'amplitude des variations des indices d'abondance est plus

forte pour les rivières les plus au Nord. La Figure 88 montre l'effet de la NAO sur le recrutement en civelle. Les NAO positives semblent diminuer le recrutement des civelles. Cet effet semble toutefois anormalement variable. Cela pourrait être du à un ajustement trop fort sur les données. Cet effet est donc à prendre avec prudence. Il ne joue en fait qu'un rôle mineur en modulant les variations interannuelles. L'effet année imprime quant à lui les grandes tendances de fond qui sont sans doute liées à l'évolution du stock (Figure 87). On observe après une période d'abondance moyenne dans les années 1940, une augmentation jusqu'au milieu des années 1950. Le pic se prolonge jusqu'au milieu des années 1960, avant de revenir à un niveau "normal" dans les années 1970. À partir de la fin des années 1970, le recrutement chute fortement et de manière continue jusqu'à aujourd'hui. En fonction de la latitude, le niveau atteint en 2007 varie entre 8,7% (à 44°N) et 1,2% (à 53°N) de la moyenne de la période 1938-1979.

Ce modèle permet de définir un indice européen unique, compte tenu d'une répartition des recrutements en fonction de la latitude. À défaut de connaître cette répartition, si l'on suppose que le recrutement se répartit de manière uniforme, on obtient l'indice donné au Tableau XIX.

Cette analyse nous montre que l'indice d'abondance défini dans ce travail est en cohérence avec les autres indices européens, montrant ainsi sa pertinence.

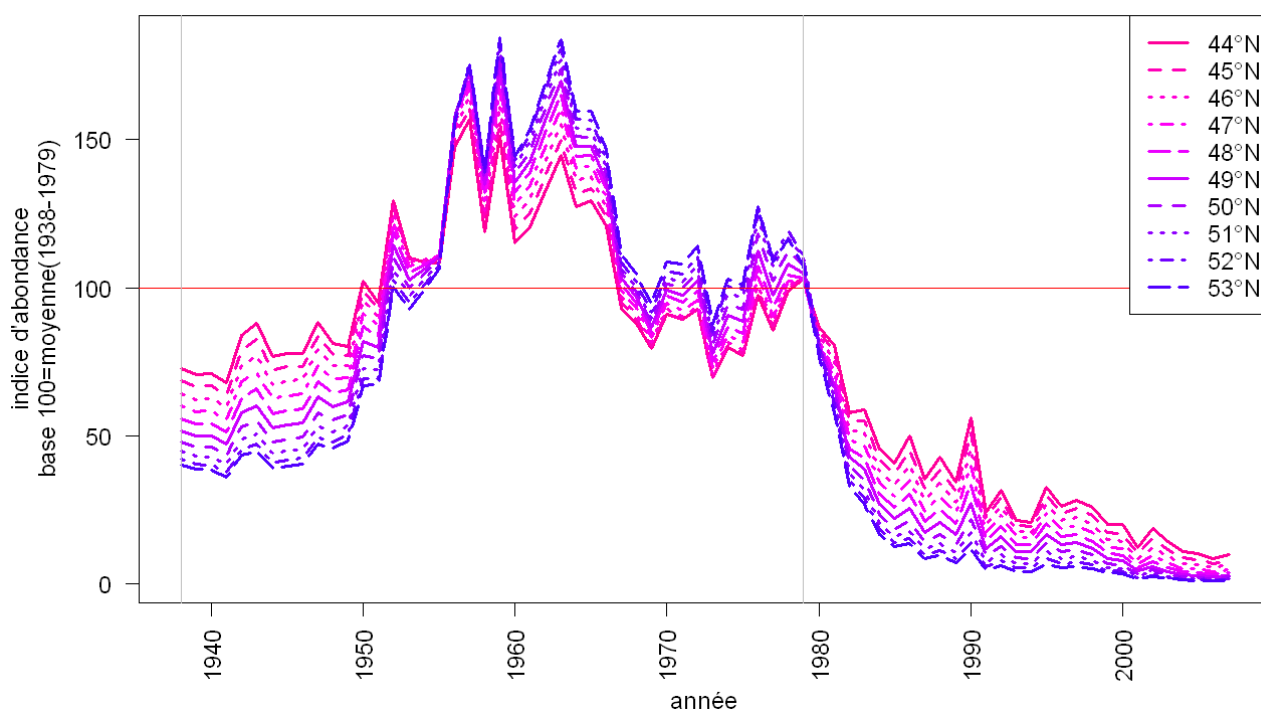


Figure 87 : indice d'abondance de la civelle en fonction de la latitude pour la période 1938-2007. La base 100 est déterminée par la moyenne de la période 1938-1979.

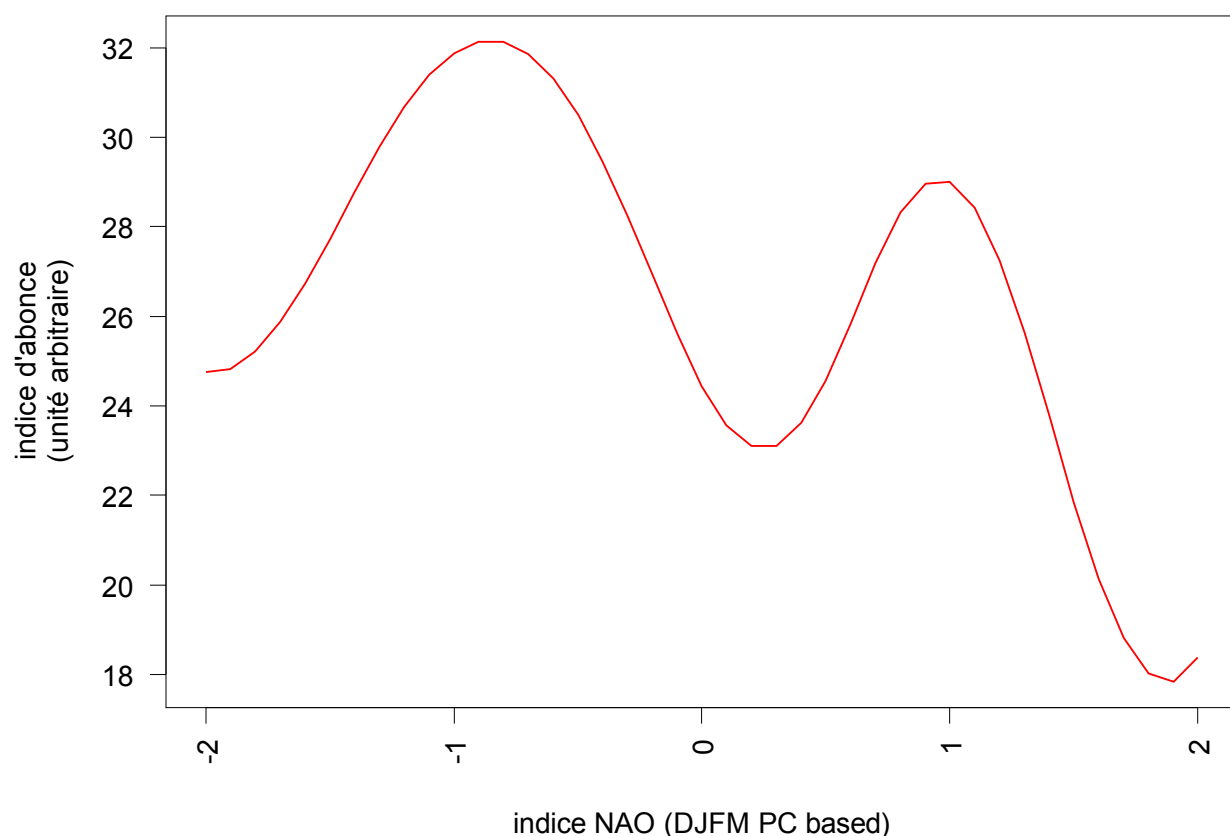


Figure 88 : influence de la NAO sur l'abondance de la civelle

Tableau XIX : indice de recrutement européen (voir texte)

	1930	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000
0		53,0	84,3	132,1	98,5	81,8	31,8	9,9
1		50,3	81,4	139,2	96,9	68,8	13,8	5,7
2		61,6	115,7	153,7	101,3	44,7	18,2	8,3
3		64,3	102,8	166,1	77,2	41,5	12,5	6,1
4		56,0	105,7	144,9	90,0	29,6	12,2	4,6
5		57,1	109,5	145,4	87,9	25,0	19,0	4,3
6		57,5	154,5	134,2	111,7	29,4	15,1	3,6
7		66,5	169,5	102,1	97,0	20,3	15,9	4,3
8	54,8	62,6	131,6	95,8	107,9	24,1	14,2	
9	52,9	63,7	171,1	86,0	105,6	19,4	10,5	
moyenne	53,9	59,3	122,6	130,0	97,4	38,5	16,3	5,9

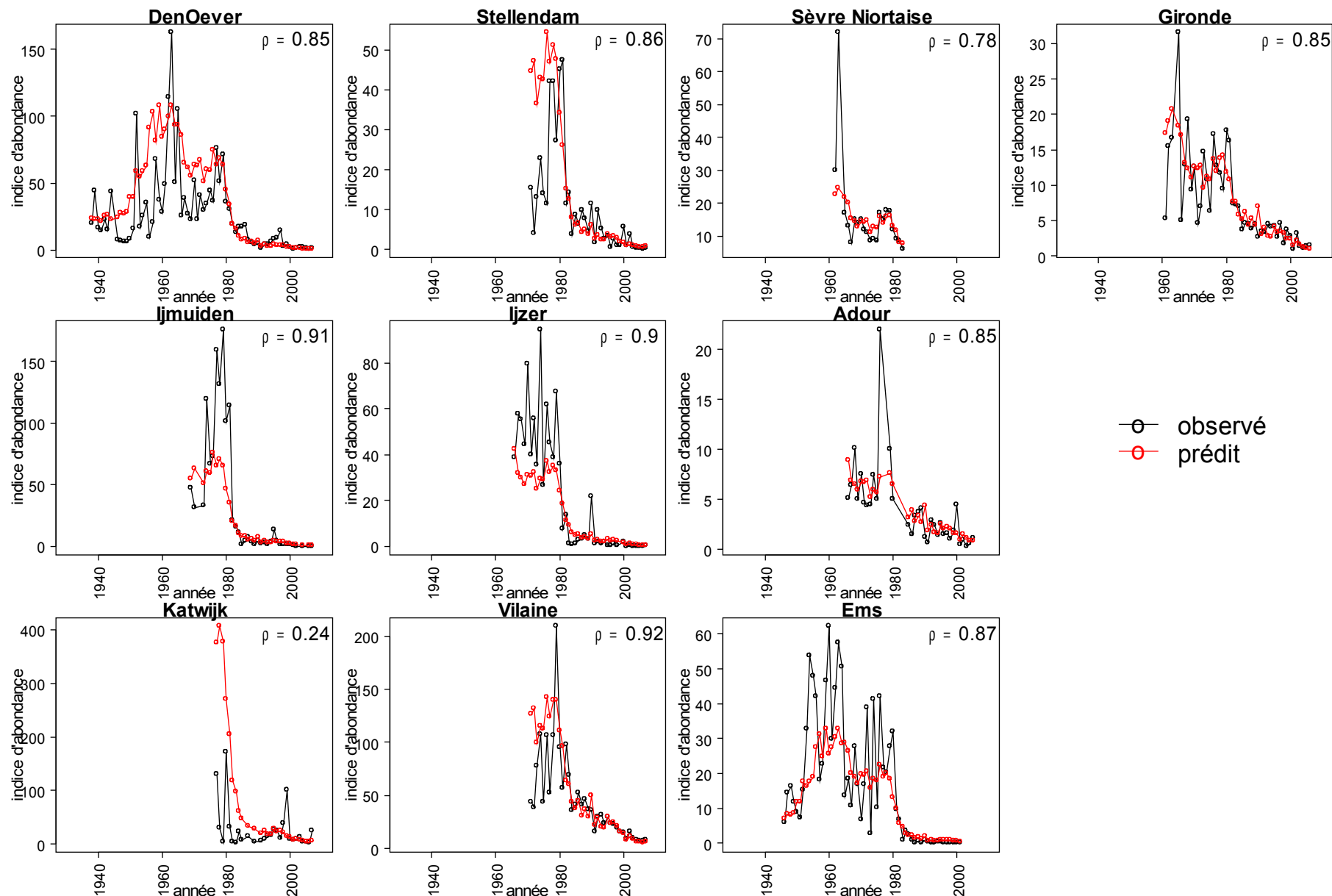


Figure 89 : comparaison des prédictions du modèle de recrutement en civelle et des observations sur 10 séries européennes. La corrélation de Spearman pour chacune des séries est indiquée sur les graphiques (ρ).

IV.9.3.2. Anguille jaune

L'effort effectif semble osciller autour d'un niveau moyen des années 1950 au milieu des années 1970 (Figure 42). L'effort effectif explose ensuite rapidement pour culminer au début des années 1980. Il diminue ensuite progressivement. Les captures totales en anguilles jaunes sont faibles (autour de 50t par an) depuis la fin du XIX^{ème} siècle jusqu'au milieu des années 1970 (Figure 49). Les captures augmentent ensuite autour de 150t par an jusqu'au milieu des années 1980 avant de s'effondrer de manière continue jusqu'à nos jours (autour de 10t par an ces dernières années). Les CPUE sont elles relativement constantes jusqu'à la fin des années 1960. Elles ont ensuite un niveau élevé, mais toujours constant du début des années 1970 jusqu'au milieu des années 1980, elles chutent ensuite pour se retrouver à un niveau bas et constant. Les CPUE suivent une courbe assez identique à celle des captures, avec des CPUE basses jusqu'à la fin des années 1960 puis élevées jusqu'en 1986 et enfin un chute rapide pour se maintenir à un niveau bas depuis 1990 (Figure 60).

Le métier anguille nasse a connu de grands changements dans les années 1970. En effet, les nasses utilisées auparavant étaient en osier. À partir des années 1970, elles ont été remplacées par des nasses en plastiques, plus faciles à fabriquer, d'une longévité plus longue et d'un entretien plus aisé. Ceci s'est traduit par l'augmentation du nombre de nasses utilisés que l'on voit très nettement à la fin des années 1970 (Figure 42). Ce changement biaise visiblement fortement les CPUE au moins jusqu'au milieu des années 1970.

Nous mettons en évidence une chute des CPUE à partir de 1986 (Figure 60). Cette chute est à mettre en relation avec celle des civelles aux alentours de 1980 (IV.9.3.1). Lamaison (2005) montre que les anguilles jaunes capturées par la pêcherie de Gironde étaient âgées en majorité de 4 à 7 ans. Ce décalage semble donc relativement logique. Nous avons donc essayé d'expliquer les variations des CPUE anguille jaune par celle de l'abondance de civelles (Tableau XVII) décalées de 4, 5, 6 et 7 ans (relation strictement linéaire). Afin de tenir compte des changements dans la pêcherie d'anguille jaune, nous avons également considéré un effet saison (degrés de liberté optimisé par le modèle). Un modèle GAM (package mgcv ; Wood, 2008) a ainsi été testé, avec une distribution gamma et un lien identité. Ce modèle explique 86,5% de la déviance. Les résultats sont donnés à la Figure 90. Tous les effets sont significatifs au seuil des 5%. Les relations entre abondance de civelles et CPUE anguille jaune sont toutes positives. Les coefficients de régression sont les suivants : 0,068 ; 0,078 ; 0,064 ; 0,051 pour les abondances de civelles décalées respectivement de 4, 5, 6 et 7 ans. Le poids de la cohorte est donc d'autant plus important que la cohorte est jeune. Pour les individus de 4 ans toutefois, leur influence est inférieure à celle des 5 ans. Cette cohorte est cependant minoritaire dans les différents échantillons de la pêcherie examinés (Lamaison, 2005). Cette cohorte n'est donc sans doute que partiellement recrutée. L'effet saison montre bien une forte augmentation depuis la fin des années 1960 jusqu'à la fin des années 1970. Par la suite cet effet montre une légère tendance à l'augmentation avec de nombreuses oscillations. Cet effet semble donc absorber le biais dû au remplacement progressif des nasses en osier par les nasses en plastique au cours des années 1970, puis une légère dérive depuis 1980. Cette dérive positive pourrait être une augmentation d'efficacité des pêcheurs liée à une amélioration de leur technique, à l'augmentation de la puissance des moteurs des bateaux permettant de disperser plus facilement leurs nasses ou à la diminution du nombre de pêcheurs ciblant cette ressource (Figure 31), libérant ainsi de

nombreux emplacements, et permettant aux pêcheurs d'adopter une stratégie de nomadisme (VI.4.4).

Au regard de ces résultats, le niveau bas des CPUE jusqu'à la fin des années 1960 puis l'apparente stabilité des CPUE au cours des années 1970 semblent biaisés. Le modèle précédent n'est toutefois pas suffisant pour effectuer une correction de ce biais. Il nous indique cependant que l'apparente stabilité des années 1970 pourrait être en fait une diminution et que le niveau bas des années 1950 et 1960 pourrait être en fait un niveau élevé. De même, la légère dérive constatée dans l'effet saison depuis 1980, laisse penser que l'apparente stabilité des CPUE depuis 1990, pourrait en fait être une légère diminution, en lien avec la diminution des arrivées de civelles (IV.9.3.1).

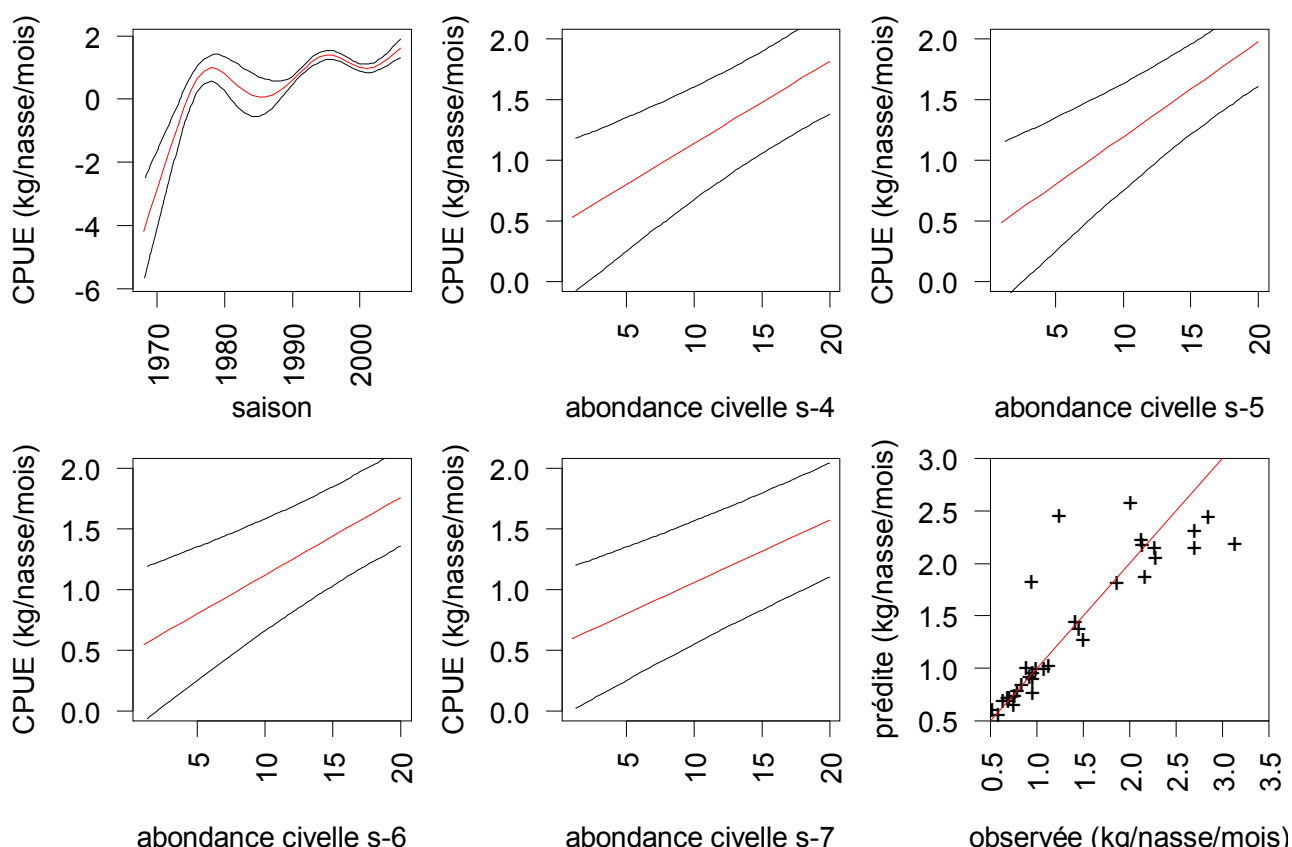


Figure 90 : effet de la saison et de l'abondance de la civelle décalée de 4 ans (s-4), 5 ans (s-5), 6 ans (s-6) et 7 ans (s-7) sur les CPUE anguille jaune et relation entre les observations et les prédictions. La courbe rouge représente les prédictions et les courbes noires les prédictions +/- erreur type.

Cette relation entre abondance de civelles et d'anguilles jaunes est déjà relatée par Popelin (1971). Il se base notamment sur la Gironde et estime que le décalage est de 3 à 8 ans. Un certain nombre d'auteurs confirment une diminution des anguilles jaunes avant les années 1980. Castelnau *et al.* (1985a) dans leur enquête socioprofessionnelle montre que, déjà en 1982, certains pêcheurs (18 sur les 192 enquêtés) ont arrêté la pêche de l'anguille jaune à cause de sa raréfaction. Popelin (1971) rapporte que, sur la Gironde, les pêcheurs estiment que leurs captures ont diminué de 75% au cours des années 1960. Il note également une « régression marquée de l'anguille dans toute la France ». Rigaud (2000) montre une division par 3 des rendements des marais de Seudre (situé à 25 km au

Nord de l'embouchure de la Gironde) de la fin des années 1950 au début des années 1980. Enfin Dekker (Dekker, 2003b) montre que les captures d'anguilles (tous stades confondus) de toute l'Europe commencent à diminuer dès le milieu des années 1960. Les chiffres de capture que nous obtenons sur la Gironde ne sont pas en cohérence avec cette observation. En revanche, la tendance "corrigée" des CPUE laisse supposer une telle diminution de l'abondance.

IV.9.4. Crevette blanche

Nous disposons pour la crevette blanche de données d'effort effectif depuis la fin des années 1970. On constate une évolution croisée des deux métiers, avec une diminution pour le métier haveneau et une augmentation pour le métier nasse (Figure 43 et Figure 44). Les captures semblent avoir augmenté entre la fin du XIX^{ème} siècle (moins de 50t) et le début des années 1960 (autour de 150t ; Figure 50). Ces captures élevées se maintiennent jusqu'au début des années 1980, avant de chuter jusqu'à moins de 50t par an au milieu des années 1990. Elles commencent ensuite à remonter légèrement jusqu'à nos jours. Les CPUE sont très bruitées, sans doute à cause du faible nombre de pêcheurs, mais semblent néanmoins montrer, pour les deux métiers, une chute de la fin des années 1970 à maintenant.

Les pêches scientifiques effectuées dans l'estuaire de la Gironde montrent une abondance élevée des crevettes blanches (*P. longirostris*) de 1981 à 1984, avant de baisser jusqu'à aujourd'hui (Girardin *et al.*, 2006). On notera toutefois des abondances élevées, voisines de celles du début des années 1980, en 1993 et 2003.

À notre connaissance, la seule série d'indices d'abondance de la crevette blanche disponible est celle des Pays-Bas entre 1950 et 1982, en limite septentrionale de distribution (Van Den Brink et Van Der Velde, 1986). La crevette blanche semble avoir été peu abondante dans les années 1960 et 1970 aux Pays-Bas avant de remonter légèrement à la fin des années 1970. Si l'on se réfère aux captures totales, les crevettes du bassin de la Gironde (milieu de l'aire de distribution) semblent à l'inverse avoir été abondantes dans les années 1960 et 1970 avant de diminuer.

Il semble donc difficile de conclure avec certitude sur la tendance de ce stock, d'autant plus qu'il y a une inversion nette de prédominance entre le métier haveneau et le métier nasse. Le signal crevette blanche est en fait un mélange de plusieurs espèces, dont la grande majorité est la crevette blanche. L'apparition de *Palaemon macrodactylus* dans l'estuaire de la Gironde depuis au moins 1998 (Béguer *et al.*, 2007b) risque d'apporter encore plus de confusion. Ces crevettes allochtones représentent jusqu'à 20% en moyenne sur une saison du total des crevettes récoltées par pêche scientifique (Martin, 2007), elles représentent même jusqu'à 71% sur certains échantillons (Béguer *et al.*, 2007b). Cependant Babut (2005) montre que les caractéristiques des crevettes prises par la pêcherie professionnelle et par la pêcherie scientifique peuvent différer très notablement, sans qu'aucune explication satisfaisante n'ait été trouvée (mais voir V.4.4). La composition en crevette devraient donc être surveillée de près afin notamment de connaître l'évolution de l'espèce autochtone (*P. longirostris*) et allochtone (*P. macrodactylus*). Les conséquences sur le stock de l'espèce allochtone doivent encore être déterminées.

IV.10. Représentativité de l'échantillon de pêcheurs coopératifs

Une des questions centrales des systèmes de suivi statistique des captures tel que celui du Cemagref est de savoir si l'échantillon de pêcheurs coopératifs représente bien la population totale. À l'évidence de tels échantillons ne sont pas des échantillons aléatoires au sens statistique du terme. On ne peut donc pas présupposer qu'ils vont représenter parfaitement la population entière de pêcheurs. Pour s'en assurer, il faudrait comparer les caractéristiques (effort et capture par exemple) de l'échantillon et de la population entière. Malheureusement, cela signifie qu'il faut détenir des informations de bonne qualité sur la population entière, ce qui n'est pas souvent le cas lorsque l'on met en place des systèmes de suivis par échantillons de pêcheurs coopératifs.

Les GLM de base nous ont donné l'occasion de vérifier la distribution de l'efficacité des pêcheurs pour chacun des métiers (IV.5.1). Celle-ci semble être conforme à ce que l'on pourrait attendre de la distribution de la population totale : beaucoup de pêcheurs autour de la médiane et quelques pêcheurs particulièrement efficaces. Ceci n'exclut cependant pas que cet échantillon n'est pas globalement biaisé (par exemple que les pêcheurs coopératifs sont les plus efficaces dans les pêcheurs "médiants" et/ou que tous les pêcheurs les plus efficaces sont dans l'échantillon). Même si on accepte l'hypothèse que notre échantillon est globalement représentatif de la population, nous avons montré que lorsqu'on l'examine année par année, l'échantillon peut connaître d'importantes variations d'efficacité moyenne (Figure 53 ; IV.5.1.2), trahissant sans doute des fluctuations de la représentativité de l'échantillon. De manière rassurante tout semble se rééquilibrer lorsque le nombre de pêcheurs augmente (IV.5.1.2).

Une autre méthode pour vérifier la représentativité de l'échantillon est de comparer les résultats finaux des systèmes par échantillon et exhaustifs. Une comparaison du système Cemagref (par échantillon) et des systèmes obligatoires (exhaustifs) est effectuée plus loin (VII.2). L'inconvénient est que l'on suppose les déclarations faites aux systèmes obligatoires représentent la réalité, ce qui n'est pas forcément évident (II.2.2). Nous retompons alors dans d'autres problèmes de représentativité.

IV.11. Évolutions de la pêche

Au travers les séries d'efforts et de captures calculées ici et des données de captures, issues de la bibliographie (IV.2.2 et IV.3.2), une partie de l'évolution de la pêche a été montrée :

- les effectifs de pêcheurs diminuant depuis la seconde guerre mondiale au moins, et cette chute s'accroissant nettement au début des années 1980, les efforts effectifs des métiers "traditionnels" ont également chuté dès les années 1950 (grande alose filet), depuis les années 1970 (lamproie marine filet) ou depuis les années 1980 (civelle tamis, anguille nasse et crevette haveneau) ;
- certains métiers sont apparus ou se sont renforcés : apparition du métier civelle pibalour au milieu des années 1970, du métier civelle drossage en 1996, renforcement du métier crevette nasse ;
- une augmentation des captures des 5 espèces/stades entre la fin du XIX^{ème} siècle jusque dans les années 1960, hormis pour la grande alose dont les captures semblent avoir été stables et qui a connu une augmentation à partir de cette date. L'évolution

après cette date dépend des espèces. Dans les années 2000, les captures de lamproie marine et de crevette blanche réaugmentent alors que celles de la grande alose, de la civelle et de l'anguille continuent à chuter.

Cette description de la pêcherie n'est cependant pas entièrement fidèle à la réalité. Tout d'abord sur la période principale d'étude (1946-2006), certains métiers ou espèces n'ont pas ou peu été abordés. Une partie d'entre eux a été évoquée lors de la présentation de la pêcherie (III.1.2), comme les espèces d'origine marine (maigre, bar, sole) ou certains poissons migrateurs amphihalins (alose feinte, flet, mullet). La pêche de la civelle au tamis dans l'Estuaire (particulièrement sur la cote Médoc) n'a pas non plus été abordée. Nous disposons de données réduites sur ces métiers et aucune conclusion fiable n'aurait pu être tirée. D'autres métiers ou espèces n'ont pas du tout été évoqués jusqu'à présent car en déclin ou éteint avant 1980. Il s'agit par exemple de la pêche de l'esturgeon ou du saumon ou de la pêche des aloses au cabestan, baro ou coul, la pêche de la crevette au chalut ...

Toutes ces modifications ne sont pas indépendantes les unes des autres, la diminution d'une espèce entraînant le plus souvent le report d'effort vers une autre espèce et/ou une diminution du nombre de pêcheurs. L'analyse des pêcheries devrait donc prendre en compte ces modifications et l'interaction entre les différents métiers, notamment sur le plan économique. Cela nécessite cependant une connaissance relativement exhaustive de tous les métiers et des aspects économiques.

IV.12. Discussion sur les méthodes

IV.12.1. Dénombrement des pêcheurs

Nous avons, dans ce chapitre, calculé les indicateurs halieutiques classiques. Le calcul des indicateurs les plus simples (nombre de pêcheurs et effort nominal) repose, en grande partie, sur des données extérieures au réseau de pêcheurs coopératifs. En effet, par définition, ces indicateurs nécessitent la connaissance précise de la pêcherie dans son ensemble. Nous avons de ce fait été confrontés au manque cruel de données fiables dans ce domaine, provenant des services gestionnaires ou à défaut des systèmes de déclarations obligatoires. Nous avons, de plus, dû réaliser le périlleux exercice de croiser les informations en provenance de multiples services gestionnaires. L'estimation de ces indicateurs est donc assez approximative. Cet exercice n'en demeure pas moins une étape essentielle dans la construction des indicateurs halieutiques, puisque c'est à partir de ces chiffres que peuvent être extrapolés les efforts effectifs totaux et les captures totales, depuis l'échantillon de pêcheurs coopératifs à la population totale. Aussi fiables et sophistiquées que pourraient être les estimations d'efforts effectifs moyens et de captures moyennes et les méthodes d'extrapolations, les chiffres d'effort effectif total et de capture totale, avec le système de suivi statistique du Cemagref, resteront entachés d'incertitudes tant que cette première étape ne sera pas fiabilisée.

IV.12.2. Effort nominal, effectif et capture

Lors du calcul des efforts nominaux, il a été fait le choix d'abandonner l'utilisation de coefficients d'assiduité, qui s'avèrent difficile à estimer, d'autant plus que notre connaissance de la pêcherie dans son ensemble n'est pas suffisamment précise (voir paragraphe ci-dessus). Ce choix initial ne s'est finalement pas révélé préjudiciable,

puisque les estimations d'effort effectif et de capture ne sont pas systématiquement supérieures aux chiffres des rapport EDF, comme on pouvait le craindre, à cause de l'éventuelle surestimation des efforts moyens et des captures moyennes. Ceci peut s'expliquer, soit par le fait que les estimations d'efforts effectifs ont pu évoluer, revu à la baisse notamment pour la civelle et l'anguille jaune pour la fin des années 1970 et le début des années 1980 (Figure 31), soit parce que les données de base ont pu changer : évolution de l'échantillon de pêcheurs coopératifs comparativement à celui ayant servi à l'établissement des résultats des rapports EDF, intégration aux calculs d'effort effectif moyen ou de capture moyenne d'un nombre plus important de pêcheurs peu assidus et fixation d'une stratification unique.

La comparaison avec les données historiques (IV.3.2) semble montrer que nos estimations sont réalistes ou au moins du bon ordre de grandeur. L'absence de données externes à ce système et fiables ne nous permet cependant pas de valider de manière certaine l'exactitude de nos chiffres de captures et d'efforts. En effet, il n'existe pas, comme c'est le cas pour certaines pêcheries, de données de type commercial (ventes en criée, passages en douane) permettant de vérifier les chiffres de la Gironde. C'est globalement le cas pour toutes les pêches fluvio-estuariennes françaises où l'un des principaux modes de commercialisation reste la vente directe, à des particuliers ou à des restaurateurs. On notera toutefois le cas de la civelle dont le principal débouché est l'export et pour lequel les chiffres de déclarations aux douanes pourraient être utilisés, mais ils sont à l'échelle nationale et sont donc d'une utilité réduite dans le cas de la Gironde.

IV.12.3. CPUE

Nous avons testé plusieurs méthodes pour l'évaluation des CPUE, qui contrairement aux autres indicateurs ne nécessite pas d'avoir des connaissances précises et fiables sur l'ensemble de la population des pêcheurs. Du point de vue statistique, le meilleur modèle est toujours le GAM suivi par le GLM mois sauf pour l'anguille aux nasses et la crevette au haveneau pour lesquelles le GLM de base se classe second (IV.6.4). Dans tous les cas, c'est le modèle classique qui obtient les performances statistiques les moins bonnes. L'analyse des effets montre que les effets pêcheur et intrasaisonnier (mois, quinzaine) sont le plus souvent les effets dominants avec l'effet saison. L'inclusion de ces effets semble donc primordiale dans une estimation fiable de la CPUE. En effet, nous avons vu par exemple que les variations de la composition de l'échantillon de pêcheurs coopératifs pouvaient expliquer les différences entre les CPUE classiques et celles du GLM de base (IV.5.1.2). La comparaison des CPUE avec des indices d'abondance indépendants de la pêcherie confirme cette importance et montre que le GLM mois est sans doute la meilleure méthode pour calculer des CPUE les plus représentatives possible de l'abondance.

La prise en compte de variables environnementales (marée, débit, température) dans les GAM montre leur influence sur les CPUE. Cependant il n'est pas aisé de savoir si les variations de l'environnement entraînent une variation de l'abondance des espèces (1^{er} cas) ou simplement une variation de la capturabilité (2nd cas ; IV.6.4). De la réponse à cette question dépendra la pertinence de l'inclusion des variables environnementales pour l'estimation de la CPUE la plus représentative de l'abondance. Dans le premier cas, les corrections aux variations de l'environnement qu'apporte le GAM ne semblent pas pleinement justifiées et il faudra sans doute rester au niveau d'un GLM mois pour avoir le modèle le plus performant du point de vue biologique. Dans le second cas, l'inclusion de

variables environnementales dans le modèle apporte un plus indéniable, en corrigeant des variations de capturabilité. Les résultats obtenus (IV.8) tendent à montrer que les GLM mois sont plus performants que les GAM. C'est donc plutôt l'hypothèse d'un effet des variables environnementales sur l'abondance, plutôt que sur la capturabilité qu'il faut retenir.

Certaines composantes de l'effort n'ont pas été intégrées dans les calculs d'effort effectif, pouvant ainsi biaiser l'estimation des CPUE. Il s'agit des matériels de pêche et de leur variabilité. Il existe notamment des différences importantes de longueur des filets utilisés entre les différents secteurs de l'Estuaire et de la Zone Mixte, ces derniers pouvant être 6 fois plus petits pour la grande alose (Girardin *et al.*, 2006). En plus de ces différences de longueurs de filet entre secteurs, il peut également exister des différences entre pêcheurs d'un même secteur. Ces différences ne sont absolument pas prises en compte dans le calcul des CPUE classiques. Elles sont en revanche couvertes dans les autres méthodes (GLM et GAM) que nous avons proposées, puisque chacun de ces modèles inclut un effet pêcheur. Toutefois, si un pêcheur donné change de matériel, notamment augmente la surface de ses pibalours, l'effet pêcheur sera insuffisant. Il nous paraît donc intéressant que lors du suivi des captures, soit également suivi systématiquement certaines caractéristiques des matériels de pêche, tel que les longueurs de filets, les surfaces de pibalours et de haveneaux ou les mailles des nasses. Les évolutions de technologie et donc de puissance de pêche devraient également être étroitement surveillées sur le long terme, ainsi que les changements de matériaux.

La capture mériterait également d'être regardée de plus près. En effet un poids donné de poissons peut correspondre, en fonction de l'année, du mois, du secteur ... à un nombre différent de poissons ou des poissons ayant des caractéristiques (âge, sexe...) différentes. Ce point particulier sera abordé plus en détail au chapitre suivant (V).

IV.13. Ce qu'il faut retenir

Dans ce chapitre, plusieurs faits marquants sont à retenir en terme de méthodes :

- difficultés notables pour estimer de manière fiable les efforts nominaux, qui entraînent des incertitudes dans les estimations d'efforts effectifs et de captures (IV.1, IV.2.3 et IV.5.3) ;
 - différentes méthodes ont été testées pour estimer les CPUE. Celle qui semble la plus performante, sans être universelle, est le GLM mois qui prend en compte un effet pêcheur, secteur et saisonnier (IV.8.1) ;
 - différents degrés d'hyperstabilité ont été trouvés en fonction des espèces en comparant les CPUE avec des séries d'abondance indépendantes de la pêcherie (IV.8.2) ;
 - discussion générale sur l'estimation des indicateurs halieutiques (IV.12) ;
- et de résultats sur la pêcherie de Gironde et les espèces capturées :
- évolution des pêcheries entre 1946 à 2006 avec des indications remontant jusqu'en 1851 (IV.2.2, IV.3.2 et IV.11) ;
 - évolutions des espèces entre 1946 et 2006 (IV.9) ;
 - effet des variables environnementales (température, débit, marée et saisonnalité) sur les différentes espèces (IV.6.4).

Chapitre V. Intérêt des échantillonnages biologiques

Comme nous l'avons montré au chapitre précédent (voir IV.9 notamment), il est possible de tirer des conclusions sur l'abondance du stock à partir des seuls indicateurs halieutiques classiques de capture, d'effort et de CPUE. Mais nous avons également vu (III.2.3.2 et IV.12) que ce diagnostic nécessite d'être conforté et confirmé par certaines données complémentaires. Nous rangeons dans cette catégorie, les données concernant le métier de pêche (caractéristiques des engins de pêche) ou l'espèce (caractéristiques biométriques). Nous allons, dans ce chapitre, présenter 4 exemples (un pour chacune des quatre espèces) où nous avons cherché à combler les lacunes existantes dans ces domaines afin de mieux asseoir le diagnostic sur le stock et la pêcherie et d'apporter de nouveaux éléments de connaissances écologiques.

V.1. La grande alose

V.1.1. Introduction

Rappelons que, dans Girpech, les données de captures sont enregistrées en poids (civelle, anguille jaune et crevette blanche) ou en nombre d'individus (grande alose et lamproie marine). Pour ces dernières espèces, il arrive que les pêcheurs nous fournissent des données en poids, surtout lors des grosses pêches. Ces données en poids sont converties en nombre en utilisant un poids moyen pour toute la population de Gironde (1,75 kg pour la grande alose et 1 kg pour la lamproie marine). Ces poids moyens sont de nouveau utilisés pour convertir les captures totales exprimées en nombre d'individus en captures totales en poids, afin de faciliter les comparaisons interspécifiques. Cependant la méthode utilisée pour établir ces poids moyens n'est pas clairement énoncée (Girardin *et al.*, 2006).

Nous chercherons donc à savoir si ce poids moyen est sujet à d'importantes fluctuations et à apprécier dans quelle mesure ces variations influent sur l'estimation des différents indicateurs halieutiques. Pour répondre à cette question, il est nécessaire d'effectuer des échantillonnages biologiques, i.e. acquérir des données de type biométrique à partir d'échantillonnages de poissons réalisés auprès de la pêcherie. Au cours de ces échantillonnages d'autres paramètres sont également acquis (taille, âge, sexe ...). On pourra donc étudier leurs variations (variabilité des tailles et des poids individuels, des cohortes et du sexe ratio au cours du temps) et voir dans quelle mesure ils peuvent nous renseigner sur l'état du stock (caractériser l'abondance et mesurer les éventuelles évolutions).

V.1.2. Méthodes

Ce chapitre est basé sur des données acquises par le Cemagref au cours de différentes études entre 1994 et 2000 (Martin Vandembulcke, 1999 ; Gazeau *et al.*, 2001) et au cours de l'échantillonnage effectué entre 2003 et 2005 par l'AADPPEDG (N. Susperregui, com. pers.). Ces données ayant été collectées à différentes occasions, le protocole n'est pas homogène. Cependant, elles ont été rassemblées dans une base de données et nous traiterons les données de longueur totale, de longueur fourche, de poids, d'âge (pour le protocole d'ageage, voir Gazeau *et al.*, 2001) et de sexe. La date et le secteur de pêche ont également été enregistrés.

Nous avons choisi de travailler avec les tailles à la fourche, puisque cette mesure est la

plus fréquente dans nos données. Les longueurs totales ont été converties en longueurs à la fourche grâce à la régression présentée à la Figure 91.

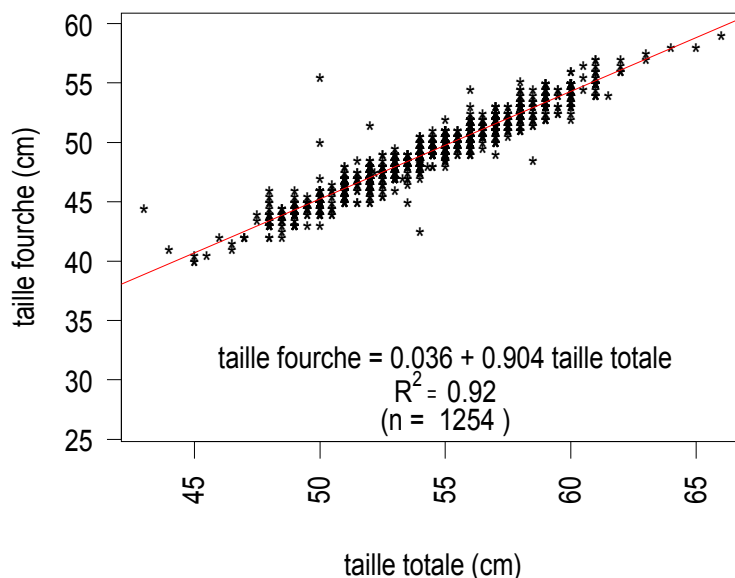


Figure 91 : relation entre la taille à la fourche et la taille totale chez la grande alose

Afin d'analyser les variations des différentes constantes biométriques et de "corriger" les biais dues à l'échantillonnage, un GLM pour chaque variable a été ajusté. Les variables explicatives sont la saison, le secteur, le mois de pêche et le sexe.

V.1.3. Résultats

V.1.3.1. Statistiques descriptives

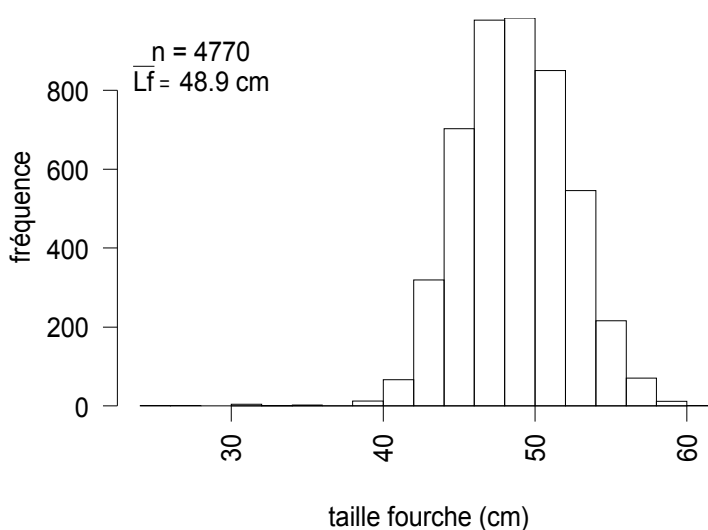


Figure 92 : histogramme des tailles à la fourche de la grande alose entre 1994 et 2000 et entre 2003 et 2005

Ce sont 4 783 aloses qui ont été mesurées et sexées (610 sur le secteur Médoc, 449

sur le secteur Saintonge, 2 035 sur le secteur Garonne et 1 689 sur le secteur Dordogne). Les mesures ne sont cependant pas complètes pour tous les individus : la longueur à la fourche est obtenue pour 4 770 poissons, le sexe pour 4 774 individus (dont 4 761 possèdent ces deux informations), le poids pour 1 843 individus et l'âge pour 1 269 individus.

Les aloses mesurent en moyenne 48,9 cm et 95% d'entre elles sont comprises entre 42,6 cm et 55,5 cm (Figure 92). Le poids moyen est de 1,769 kg et 95% des individus est compris entre 1,1 kg et 2,7 kg. Elles sont à 53% des femelles et sont âgées de 4 ans pour 9,6% de l'échantillon, de 5 ans pour 69,0%, de 6 ans pour 20,7% et de 7 ans pour 0,7%.

V.1.3.2. Analyse détaillée des caractéristiques individuelles

- La taille à la fourche

La taille à la fourche a été modélisée par GLM en fonction de la saison, du mois, du secteur et du sexe (distribution normale, lien identité, n=4 761 individus). Le modèle explique 47% de la déviance pour une corrélation valeurs prédites – valeurs observées de 0,68. Tous les effets sont significatifs au seuil des 5%. La Figure 93 montre que la taille des aloses peut varier considérablement d'une saison à l'autre avec en 1999, 2000 et 2003, une taille à la fourche à peine supérieure à 48 cm et en 2005, une taille de 51 cm. En revanche, l'évolution mensuelle de la taille montre clairement une diminution de la taille de 50,2 cm en mars à 48,1 cm en juin (Figure 93). Les femelles sont plus grandes (51,5 cm) que les mâles (46,7 cm). Parmi tous ces facteurs, le secteur est celui qui est le moins contrasté avec en Dordogne les aloses les plus grandes (49,3 cm) et en Saintonge les plus petites (48,9 cm) ; les secteurs Garonne et Médoc étant intermédiaires (49,1 cm).

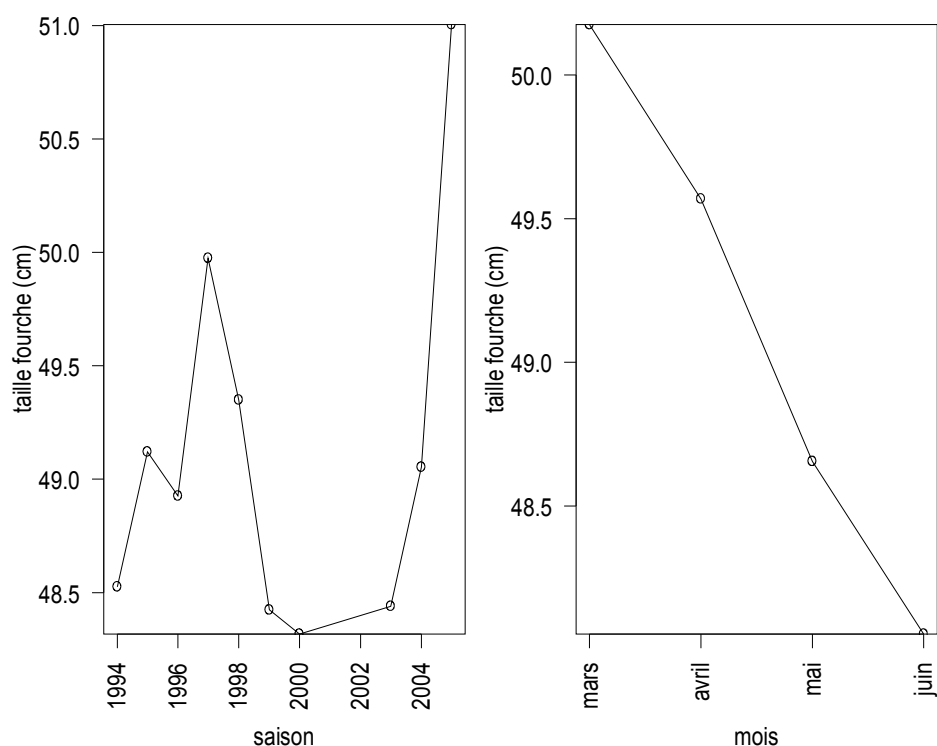


Figure 93 : évolution de l'effet de la saison et du mois sur la taille des aloses

- Le poids

Le poids a été modélisé en fonction de la saison, du mois, du secteur et du sexe (distribution normale, lien identité, $n=1\,832$ individus). Le modèle explique 53% de la déviance pour une corrélation valeurs prédites – valeurs observées de 0,73. Tous les effets sont significatifs au seuil des 5%. La Figure 94 montre que le poids des aloses, tout comme leur taille, peut varier considérablement d'une saison à l'autre avec en 2003 un poids de 1 649 g seulement alors qu'en 2005, le poids moyen est de 2 049 g (Figure 94). Le poids augmente entre les mois de mars (1 849 g) et avril (1 964 g), puis diminue continuellement jusqu'en juin (1 589 g). Très logiquement, les femelles, qui sont les plus grandes, sont également celles qui ont le poids le plus élevé (2 081 g contre 1 500 g pour les mâles en moyenne). Enfin, tout comme pour la taille, le secteur est le facteur le moins contrasté. Cette fois, c'est le secteur Saintonge qui a le poids le plus important (1 855 g) suivi par la Dordogne (1 782 g), la Garonne (1 759 g) et le Médoc (1 765 g).

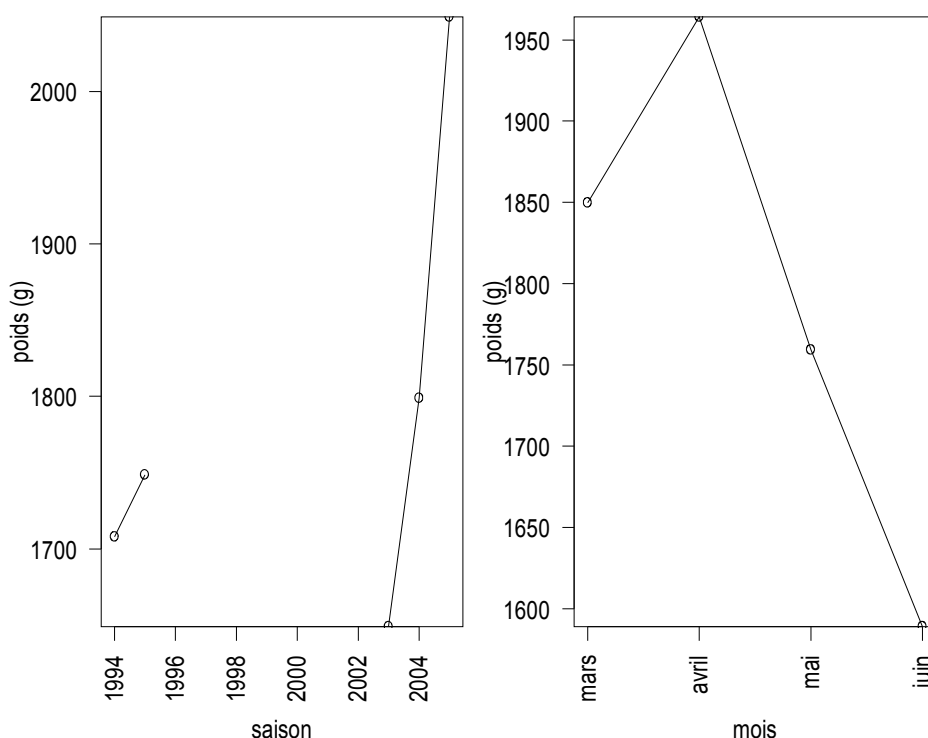


Figure 94 : évolution de l'effet de la saison et du mois sur le poids des aloses

- Le sexe

Le sexe a été modélisé en fonction de la saison, du mois et du secteur (distribution binomiale, lien logit, $n=4\,774$ individus). Le modèle n'explique que 6% de la déviance pour un kappa de 0,23. Tous les effets sont néanmoins significatifs au seuil des 5%. La Figure 95 montre qu'en général le nombre de mâles est légèrement supérieur au nombre de femelles sur une saison (53% en moyenne sur la période 1994-2003). On observe toutefois depuis 2003 un déficit de mâles de plus en plus important (ou un nombre de femelles de plus en plus important) avec moins de 40% de mâles en 2005. L'évolution mensuelle est très claire avec une proportion de mâles nettement plus importante en début de saison (75% de mâles en mars) et une dominance des femelles en fin de saison (74% de femelles en juin ; Figure 95). Comme pour les autres modèles déjà étudiés, les variations entre les secteurs sont de faibles amplitudes : la Dordogne et le Médoc sont

légèrement dominés par les femelles (49% et 48% de mâles respectivement), alors que la Garonne et la Saintonge sont dominées par les mâles (54% et 51% respectivement).

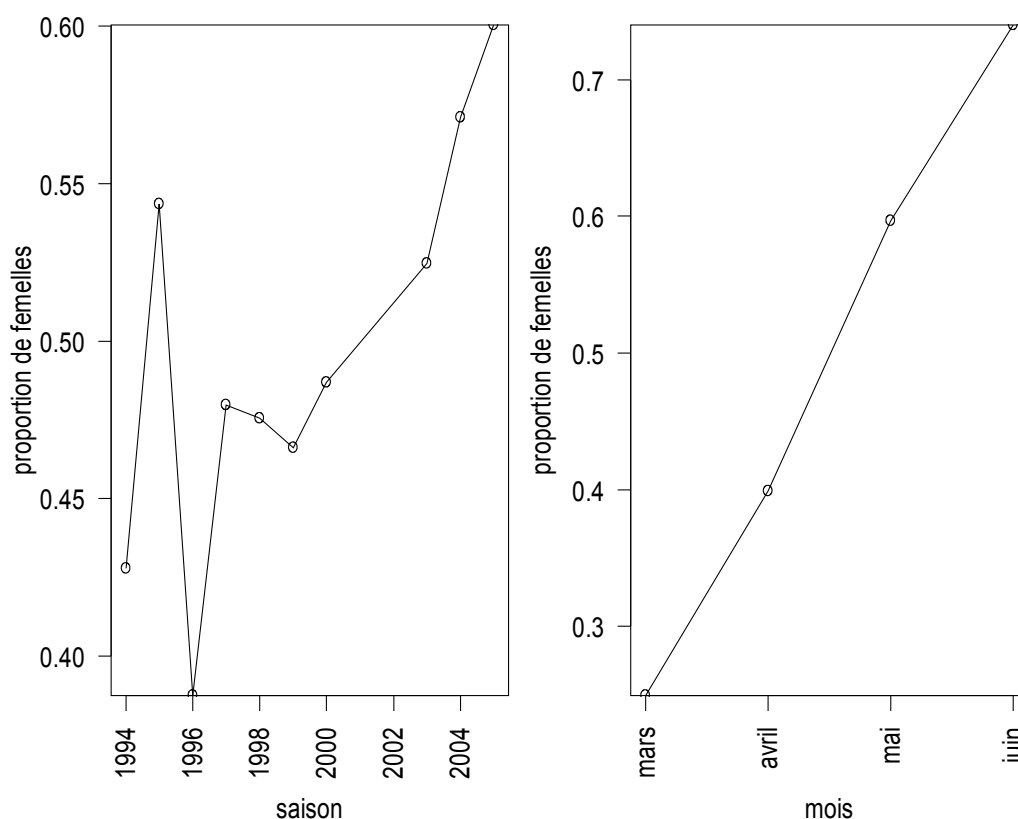


Figure 95 : évolution de l'effet de la saison et du mois sur le sexe-ratio des aloses

- L'âge

L'âge a été modélisé avec la saison, le mois, le secteur et le sexe (distribution multinomiale cumulée, lien logit, n=1 258 individus). Le modèle n'explique que 9% de la déviance. La Figure 96 montre une proportion d'individus âgés en augmentation entre 1994 et 1996. Le patron mensuel est assez clair, avec les individus les plus âgés qui rentrent en premier. Enfin les femelles sont plus âgées que les mâles. L'effet secteur est en revanche peu clair et montre de faibles variations.

V.1.4. Discussion

Les modèles sexe et âge sont particulièrement médiocres et n'expliquent qu'un faible pourcentage de la déviance. Ceci est dû au fait que des variables essentielles n'ont pas été incluses dans les modèles telles que la longueur et / ou le poids. Ce choix a été fait afin de ne pas interférer avec la variable saison.

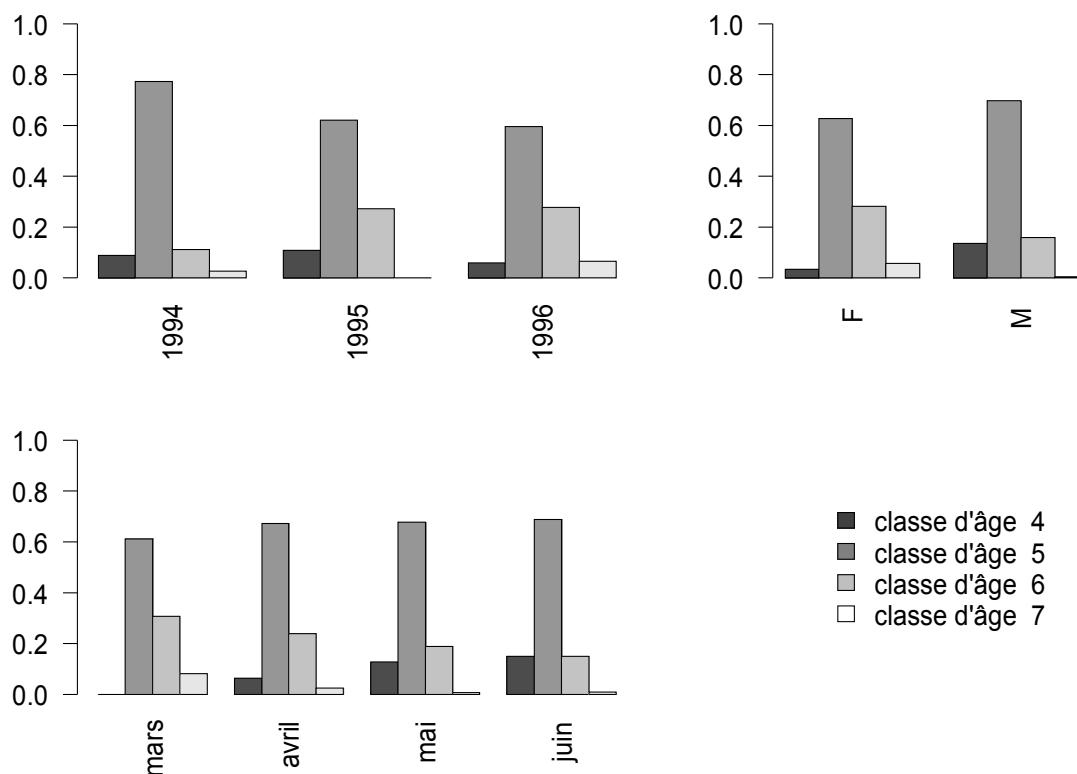


Figure 96 : évolution de l'effet de la saison, du sexe et du mois sur la composition en âge des aloses

Les 4 variables étudiées ont des comportements relativement similaires. Des 4 effets testés, le secteur est celui qui semble le moins pertinent, avec des effets difficiles à expliquer. En revanche les trois autres effets présentent des tendances cohérentes. Les femelles sont les plus grandes, les plus lourdes et les plus âgées. Les individus les plus grands, les plus lourds et les plus âgés entrent en premier. Si l'on s'intéresse au sexe des migrants, les mâles sont les plus précoces. On observe une variabilité interannuelle, qui peut être importante, des tailles, des poids et de la proportion de mâles. Ces trois variables montrent, de plus, un extremum loin des valeurs habituelles en 2005, et dans une moindre mesure en 2004. Pour ces saisons, les individus échantillonnés sont effectivement plus grands, plus lourds et la proportion de femelles est plus importante. Le nombre d'années où les aloses ont été âgées est insuffisant pour tirer des conclusions sur une quelconque tendance. En revanche, il existe une relation assez claire entre taille et âge (non montré ici). Étant donné la relation sexe – âge (Figure 96), on peut penser que ce sont des individus plus âgés qui sont entrés sur le bassin de la Gironde en 2005. Compte tenu de la diminution de l'abondance (IV.9.1), on peut supposer que ce vieillissement pourrait être issu d'une diminution des cohortes les plus jeunes (4 ans), soit la cohorte de 2001. La diminution forte de l'abondance observée en 2006 pourrait également être due à cette cohorte qui âgée de 5 ans en 2006 aurait dû constituer le plus gros des arrivées de cette saison-là. Toutefois, en l'absence de données d'ageage en 2005 et de données biométriques en 2006, cette explication n'est qu'hypothèse. De même, rien n'explique pourquoi cette cohorte serait particulièrement faible : l'abondance des géniteurs de 2001 était conforme aux saisons précédentes. Nous ne possédons cependant pas les caractéristiques biométriques de ces individus. Toutefois, les premiers résultats de la migration de 2007 montrent que celle-ci a été encore plus faible que celle

de 2006. L'analyse des écailles de quelques individus indique que les cohortes les plus âgées en seraient absentes ou au moins en proportion très faible (P. Jatteau, Cemagref, Com. Pers.). Cet élément semble confirmer nos hypothèses, mais les analyses doivent encore être poursuivies. Une hypothèse alternative serait un changement des caractéristiques des engins avec un passage de la maille de 55 mm à 60 mm dans les années récentes afin de cibler particulièrement les gros individus (donc les femelles), mieux valorisés (Castelnaud, Cemagref, Com. Pers.). Ne nous ne disposons toutefois pas d'assez d'éléments sur les conditions des échantillonnages pour confirmer ou infirmer cette dernière hypothèse.

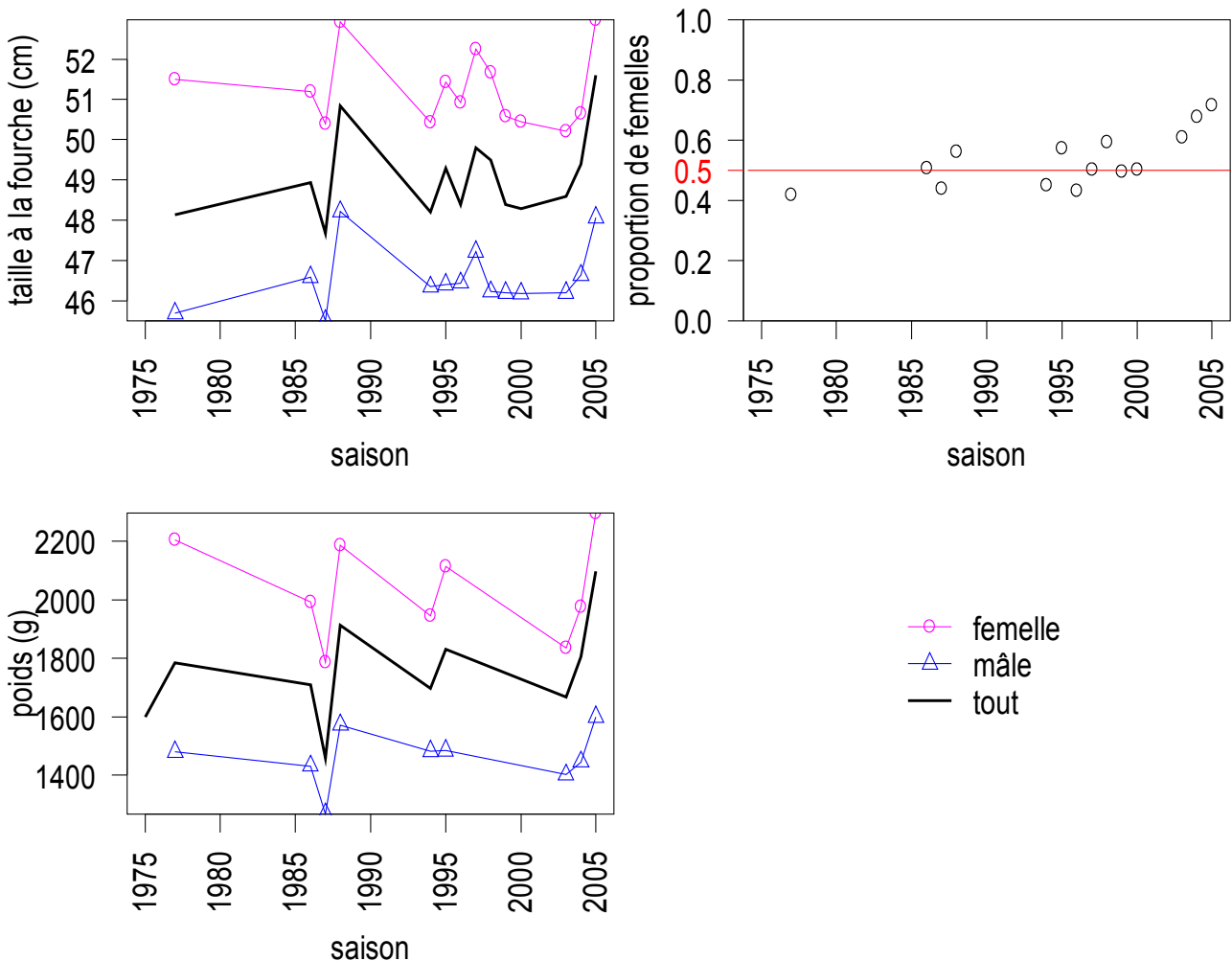


Figure 97 : évolution de la taille à la fourche et poids des femelles, des mâles et tous sexes confondus ainsi que le sexe-ratio des grandes aloses de la Gironde (anonyme, 1977 et 1979 ; Taverny, 1991 ; ce travail)

On peut comparer nos résultats à ceux obtenus sur la Gironde vers 1975 (Anonyme, 1977), en 1977 (Anonyme, 1979) et de 1986 à 1988 (Taverny, 1991). Afin d'être homogène avec la méthode de calcul de ces travaux, nous avons fait figurer sur les figures 97 et 98 les données observées et pas les résultats issus des GLM (V.1.3.2).

La taille et le poids semblent légèrement augmenter, mais ces tendances ne sont pas significatives. En 1987, la taille (47,7 cm) et le poids (1 480g) ont été particulièrement

faibles, alors qu'en 1988 et 2005, ils ont été particulièrement forts (50,8 cm pour 1 913g et 51,6 cm pour 2 098g respectivement). En moyenne, sur toutes les données que nous possédons (toutes saisons confondues), la taille est de 49 cm et le poids de 1756 g. Le sexe-ratio semble relativement équilibré. Toutefois en 1977, le rapport était nettement en faveur des mâles (58%), alors qu'en 2004 et 2005, il est nettement en faveur des femelles (68% et 72% respectivement). En moyenne, la proportion de femelles est de 47%. Ces données confirment donc les particularités de l'année 2005.

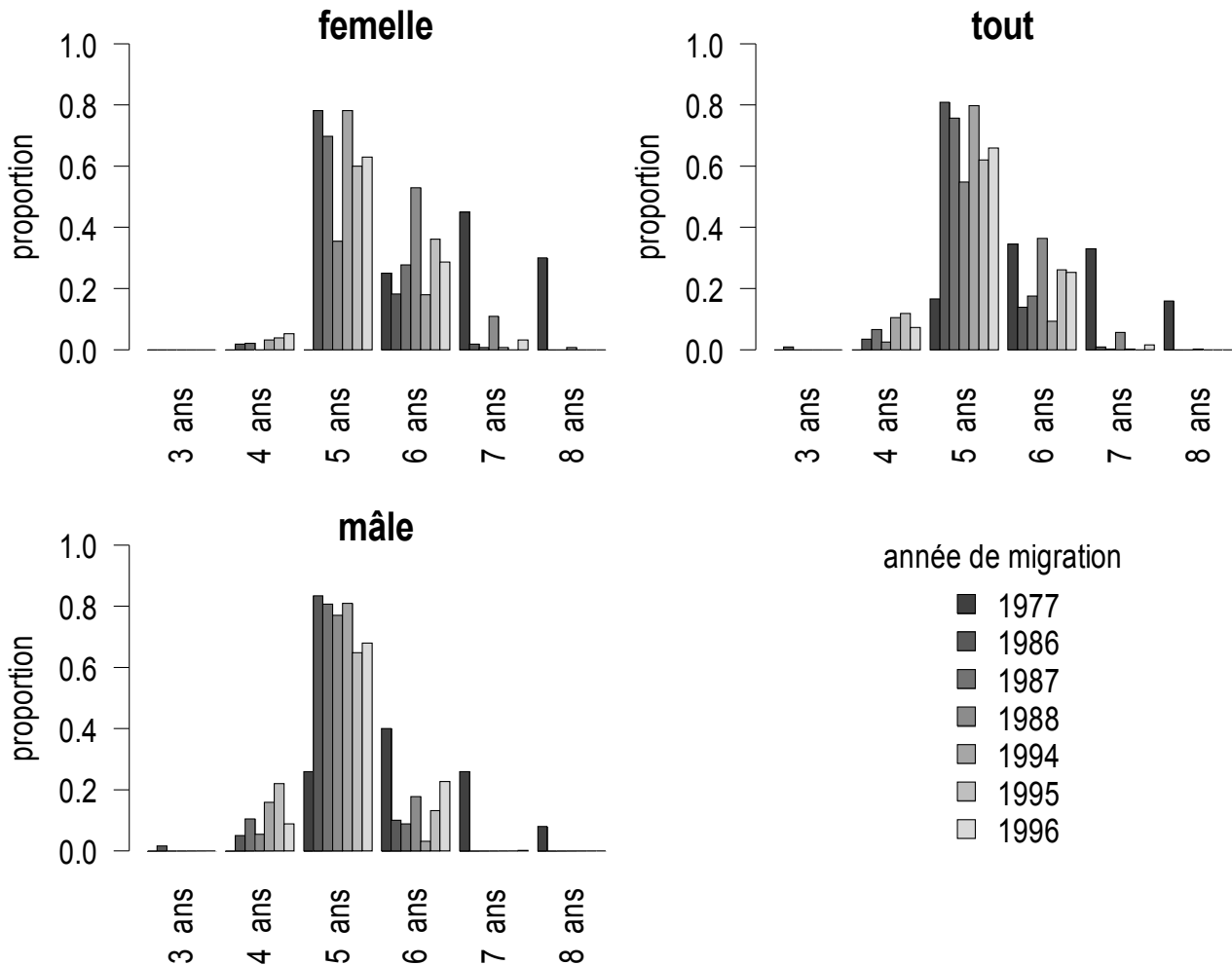


Figure 98 : composition en âge des femelles, des mâles et tous sexes confondus des grandes aloses de la Gironde (anonyme, 1979 ; Taverny, 1991 ; ce travail)

Les données d'âge (Figure 98) confirment que la cohorte la plus nombreuse est toujours celle des 5 ans, sauf en 1977. Cette année apparaît tout à fait atypique, mais le nombre d'individus examinés est faible (55 individus) et leur origine précise n'est pas très claire. Ces données confirment également que les femelles sont légèrement plus âgées (5 et 6 ans pour plus de 88%, si l'on excepte 1977) que les mâles (âgés de 4 à 6 ans pour plus de 98%, si l'on excepte 1977) et que les cohortes les plus souvent représentées sont celles composées d'individus âgés de 4 à 7 ans. Les occurrence d'individus âgés de 3 ou 8 ans semblent exceptionnelles. Aucune tendance particulière n'est à souligner sur l'ensemble de la période et la variabilité constatée est certainement due à la variation respective des différentes cohortes.

Les résultats obtenus sur la Gironde concordent parfaitement avec ceux d'autres bassins. En effet, Baglinière *et al.* (2003) précise que les classes d'âge dominantes sont les 4 à 6 ans et que les femelles sont les plus âgées. Ils annoncent, pour toutes les rivières colonisées, une taille totale moyenne de 55 cm, correspondant, selon notre formule, à 50 cm à la fourche et un poids moyen de 1,8 kg, ce qui est légèrement supérieur aux moyennes constatées sur la Gironde.

Nos résultats montrent qu'une surveillance de quelques paramètres biométriques peut permettre de détecter des problèmes démographiques ou au moins d'expliquer des chutes d'abondance. À noter cependant que les résultats que nous avons obtenus, ne sont pas issus d'un suivi régulier de la population mais de diverses études. Ceci explique les manques de données qui nous cantonnent à faire des hypothèses.

V.2. La lamproie marine

Cette partie a fait l'objet de plusieurs rapports (Taverny *et al.*, 2003 ; Taverny *et al.*, 2005) et d'un article (Annexe K ; Beaulaton *et al.*, 2008). Nous ne donnerons donc ici que les principaux éléments de méthodologie, de résultats et de discussion.

V.2.1. Introduction

La problématique est relativement similaire à celle de la grande alose (V.1) : le poids moyen des lamproies entre dans l'évaluation des indicateurs halieutiques puisqu'il est utilisé pour convertir les poids en nombre d'individus. Au delà de cet aspect pratique, il est utile de pouvoir surveiller les caractéristiques biométriques d'un stock qui peut être un indicateur de son état de santé. Une problématique supplémentaire s'ajoute dans le cas de la lamproie marine : deux métiers principaux (lamproie marine filet et bourgne) sont utilisés pour sa capture. Or l'analyse de ces deux métiers montre des dynamiques mensuelles non cohérentes (IV.5.3). Une des explications pourrait être que ces deux métiers travaillent sur des fractions de population différentes. L'analyse des caractéristiques biométriques pourra fournir des éléments de réponse dans ce domaine.

V.2.2. Méthodes

Les échantillonnages ont été menés en 2003 et 2004 par Taverny sur la Garonne et la Dordogne à une distance de 135 km de la mer environ (c'est-à-dire dans les zones 9 et 12 respectivement) auprès de pêcheurs professionnels pratiquant le métier lamproie marine filet et/ou bourgne. Ce sont 423 lamproies marines qui ont été mesurées, pesées, sexées et dont les gonades des femelles ont été pesées. À noter que l'âge des lamproies marines reste encore à mettre au point.

Ces quatre paramètres plus la relation taille-poids ont été analysées soit par une ANOVA (taille, poids, taille-poids, poids des gonades des femelles) soit par une analyse logistique (sexe-ratio ou plus précisément probabilité d'avoir capturé une femelle). Différentes variables explicatives ont été testées et le modèle ayant l'AIC le plus faible a été retenu.

V.2.3. Principaux résultats

Les résultats sont résumés au Tableau XX. Le métier est un effet expliquant

significativement la variation de toutes les variables excepté le poids des gonades des femelles. Cet effet n'est cependant "stable" que pour le sexe-ratio, ce qui veut dire que pour la taille, le poids et la relation taille-poids, le métier bourgne peut avoir une année des valeurs plus élevées et l'année suivante des valeurs plus faibles que le métier filet (et vice-versa). La seule conclusion que l'on peut tirer est que le métier lamproie marine bourgne capture significativement plus de femelles que le métier lamproie marine filet pris dans les mêmes conditions (mois, fleuve, saison).

*Tableau XX : valeur des paramètres et significativité des effets pour les GLM sur les traits d'histoire de vie des lamproies marines (n=423) (Beaulaton et al., 2008). Ns: not significant ; * p<0,05 ; ** p<0.01*

effect	sex	female gonad weight (g)		total length (mm)		total weight (g)		length - weight relationship	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	2004
constant	ns	86.3 **		752 **		865 **		-5.76 **	
a r e a		**		**		**			
	Dordogne	ns	-13.0	57.2		83.6		-0.08	
	Garonne		0	0		0		0	
m e t i e r		*		**		**		**	
	SL pot	0.39	ns	38.4	19.1	24.1	104	-3.65	0.06
	SL net	-0.48		86.4	0	311	0	-3.50	0
m o n t h		**	**	**		**		**	
	January	-0.41	-10.8	-3.30	10.6	165	74.5	0.19	0.05
	February	-0.86	-11.7	-18.7	27.2	85.8	45.4	0.17	-0.02
	March	0.29	-11.8	-36.9	53.8	-94.3	188	0.01	0.06
	April	0.74	0.33	0	-	0	-	0	-
	May	0	0	-	0	-	0	-	0
s e x				ns		ns		**	
	female	/	/					0.04	
	male							0	
season	ns	ns		ns		ns		ns	
coefficient ln(TL)	/	/		/		/		2.42	1.89
		**						**	
coefficient Ws	/	0.038	0.044	/		/		/	
correlation obs. / pred.	0.62	0.56		0.59		0.50		0.90	

Les femelles rentreraient dans la Gironde plutôt en fin (avril-mai) qu'en début de saison (janvier-février). Le poids des gonades de femelles qui est faible de janvier à mars, augmente brusquement en avril et mai.

L'effet "fleuve" (Garonne ou Dordogne) est un effet prépondérant dans l'ensemble des modèles, sauf pour le sexe-ratio. Il est de plus constant d'une année sur l'autre. Ainsi, comparativement à celles de Dordogne et, dans des conditions par ailleurs identiques, les lamproies marines de Garonne sont plus petites, pèsent moins (en valeur absolue), mais, pour une même taille, pèsent plus (voir relation taille-poids) et pour un même poids somatique ont des gonades plus lourdes. Même en tenant compte des poids respectifs réels des lamproies de chaque fleuve, les lamproies marines de Garonne, qui ont un poids somatique 10 % plus faibles, ont un poids de gonade 7,4% plus élevé que celles de Dordogne (117 g contre 109g).

V.2.4. Discussion

Les résultats semblent montrer (confirmés par les observations de Ducasse et Leprince, 1980) qu'ils existent des différences notables entre les lamproies marines capturées au filet et aux bourgues, même si ces différences ne semblent pas être constantes d'une année sur l'autre. Cependant d'un jour d'échantillonnage à l'autre, les différentes mesures effectuées semblent varier énormément. Ces variations relativement marquées pourraient être dues à des migrations par vague des lamproies marines auquel cas les différences observées entre métiers pourraient simplement être due au fait que les prélèvements ont été faits sur des "vagues" différentes. Néanmoins, comme les sexes-ratios sont radicalement différents pour les deux métiers et compte tenu du mode d'opération des deux engins utilisés, l'hypothèse que des fractions de population différentes sont capturées par les deux engins reste la plus probable. On peut notamment penser que l'engin le plus restrictif (sélectif) est la bourgne, et que le filet serait donc à ce titre un meilleur moyen d'échantillonnage. Ce dernier matériel de pêche étant, en outre, le plus utilisé, par un nombre de pêcheurs plus important, qui ne se limite pas à quelques spécialistes comme le métier lamproie bourgne, et ayant la série la plus longue, il nous semble que les résultats d'indicateurs d'abondance obtenus par ce métier sont les plus robustes.

L'autre fait marquant de cette étude, provient des différences importantes observées entre les lamproies marines de Dordogne et de Garonne. Ducasse et Leprince (1980) ont également noté des différences importantes entre les lamproies marines de Dordogne et de l'Isle et rapportent que les différences de tailles entre les lamproies marines de Dordogne et de Garonne sont connues depuis longtemps des pêcheurs. Les biais d'échantillonnage peuvent a priori être écartés. Nous ne voyons pas non plus de causes environnementales (vitesse de courant, température ...) qui suffisent à expliquer ces différences. L'hypothèse la plus probable à ce stade est donc celle de l'existence d'un homing à l'échelle du bassin (voire du sous-bassin). Cette hypothèse est cependant contradictoire avec celle généralement admise d'absence de phénomène de homing chez la lamproie marine (Bergstedt et Seelye, 1995). L'expérience de Bergstedt et Seelye (1995), bien qu'incontestable dans l'interprétation des résultats, l'est cependant dans sa généralisation à toute l'espèce. Cette expérience a été menée dans le contexte particulier des lamproies bloquées dans les grands lacs américains, dont les rivières ne seraient pas suffisamment différentes pour activer une réponse de homing forte. De plus, la rivière sur laquelle les ammocoetes ont été marquées a connu des remontées extrêmement faibles l'année de l'expérimentation. Des analyses génétiques (Wright *et al.*, 1985) semblent même montrer des différences significatives entre des populations de différentes zones d'un lac et entre lacs. Quoi qu'il en soit la transposition des résultats de l'expérience de Bergstedt et Seelye (1995) à toute l'espèce et notamment aux lamproies anadromes (par opposition aux lamproies cantonnées des grands lacs américains) doit être faite avec prudence. La présence ou l'absence d'un phénomène de homing est un élément clé dans l'évaluation des stocks, puisque elle permet de distinguer des stocks dans un même bassin et d'affiner le diagnostic sur l'abondance de la population (III.2.2).

V.3. L'anguille jaune

V.3.1. Introduction

Nous avons effectué un échantillonnage biologique de la pêcherie d'anguilles jaunes afin de caractériser la fraction exploitée de cette population. Cet échantillonnage a été également l'occasion de faire le point sur les caractéristiques des matériels de pêche employés.

Par caractérisation de la fraction exploitée, nous entendons : relevé de la structure de taille des individus pêchés, ceux conservés et rejetés, de la relation taille-poids, taille-âge, de la composition en sexe, de la proportion d'argentée, et de l'infestation par *Anguillicola crassus* qui est un parasite de la vessie natatoire.

Comme pour les autres espèces, cette prise d'informations complémentaires doit nous permettre de mieux asseoir le diagnostic sur le stock et la pêcherie et d'apporter de nouveaux éléments de connaissances écologiques.

Ce travail a été en partie intégré à deux rapports de stage : l'un sur l'échantillonnage de la pêcherie et l'analyse de ses caractéristiques (de Lavergne, 2005) et l'autre sur l'ageage des anguilles et l'analyse de leur croissance (Lamaison, 2005).

V.3.2. Recueil de données

Nous avons échantillonné les anguilles jaunes capturées par la pêcherie de la Gironde et de la Garonne en amont de la limite de marée dynamique (dénommée fleuve amont par la suite) du 1er avril au 3 novembre 2004. Cet échantillonnage a été repris du 8 juillet au 16 septembre 2005 par l'Association Agréée Départementale des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde (AADPPEDG), selon le même protocole (de Lavergne, 2005). Le principe est d'accompagner un pêcheur professionnel et de "profiter" de ses captures pour en relever les caractéristiques. Nous avons échantillonné à la fois des pêcheurs d'anguilles jaunes et de crevettes blanches, qui prennent, de manière accessoire, des anguilles jaunes.

Il ne s'agit pas de mesurer toute la pêche, ce qui représenterait un travail considérable, mais un échantillon. Nous avons choisi de mesurer en totalité les individus capturés par une ou plusieurs "filière"²⁶, l'objectif étant de mesurer, sur place, environ 100 anguilles par sortie. De plus, pour les paramètres devant être examinés au laboratoire, 5 anguilles par classe de 3 cm sont prélevées.

Afin de faciliter les mesures, les anguilles sont endormies à l'aide d'1 ml d'huile de clou de girofle dilué dans 10 ml d'alcool, puis dans 5 à 10 l²⁷ d'eau de la rivière. Ce dosage permet d'anesthésier les anguilles en quelques secondes et de les réveiller en quelques minutes dans l'eau de la rivière. Ce protocole permet donc d'être relativement efficace tout en assurant le moins de traumatisme possible aux anguilles.

26 Une filière est un ensemble de nasses, en général entre 10 et 20, reliée par une corde mère ancrée au fond

27 La dilution étant plus importante lors des températures élevées.

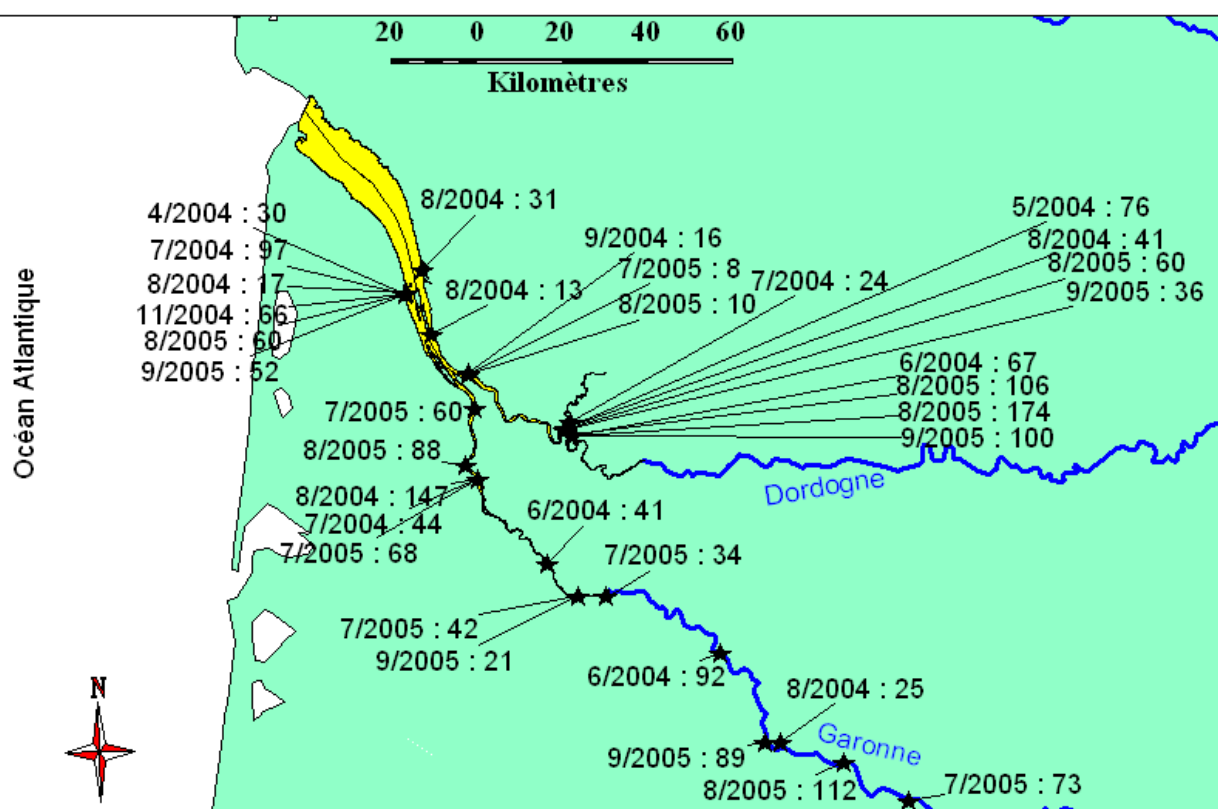


Figure 99 : localisation des échantillons mesurés. La date est donnée sous le format mois/année, suivi du nombre d'individus mesurés.

Les pêcheurs trient le poisson à bord et rejettent la plupart du temps les individus trop petits. Dans le cadre de cette étude, nous avons conservé ces individus séparément afin (i) d'avoir une vision la moins biaisée possible de ce que les nasses capturent et (ii) d'étudier la fraction rejetée et de voir ainsi les pratiques des pêcheurs.

Les mesures effectuées "sur place" sont la taille (au mm), le poids (au g) et, pour les anguilles de plus de 300 mm, le diamètre oculaire horizontal (à 0,01 mm) et la longueur de la nageoire pectorale (à 0,01 mm), afin de déterminer la stade d'argenture (Durif et Elie, sous presse). En complément de ces mesures, pour les individus prélevés, un sexage macroscopique est effectué, les vessies natatoires sont examinées pour déterminer la présence d'*Anguillicola crassus* et les otolithes sont extraits pour l'âge.

Cet échantillonnage est également l'occasion de préciser un certain nombre de caractéristiques des matériels de pêche (par exemple les mailles utilisées, VI.4.3), c'est aussi un moment privilégié pour s'entretenir avec le pêcheur.

V.3.3. Analyses

Les paramètres recueillis sont examinés pour déterminer ce qu'ils peuvent nous apprendre sur le stock d'anguilles et sur la pêcherie dans leurs dimensions spatiales (différences entre compartiments par exemple) ou temporelles (évolution mensuelle ou annuelle).

V.3.3.1. Structure de taille des anguilles jaunes

Les principaux enseignements peuvent être obtenus de l'analyse de la structure de taille. Cette analyse s'effectue grâce à une régression quantile. Le lecteur peut se référer à Cade et Noon (2003) pour une introduction sur le sujet. Le principe est de modéliser la structure, sous la forme de quantiles d'une variable, plutôt que sa moyenne comme cela est fait traditionnellement (dans les GLM par exemple).

Nous avons utilisé le package *quantreg* (Koenker, 2007) pour modéliser les quantiles 1%, 5% à 95% tous les 5% et 99%. On est ainsi capable de manière assez précise de reconstituer la structure en taille des individus échantillonnés. Les variables maillage (coté de maille des nasse), secteur, mois et année sont utilisées comme variables explicatives.

Le rejet est analysé grâce à un modèle logistique.

V.3.3.2. Analyse du poids

En étudiant la relation taille-poids, nous pouvons déterminer les secteurs ou les périodes les plus favorables à l'anguille.

Nous modélisons ainsi le logarithme du poids en fonction du logarithme de la taille, en interaction avec certaines variables environnementales pouvant moduler cette relation, telle que le secteur, le mois et l'année. Nous modéliserons cette relation grâce à une régression quantile, basée sur le troisième quartile (i.e. quantile 75%, Blackwell *et al.*, 2000).

Le poids moyen est également intéressant dans une optique plus "halieutique". Il permet en effet de convertir des captures en poids en captures en nombre. Nous avons donc modélisé le poids moyen à l'aide d'un GLM (distribution gamma et lien log) afin d'étudier la variabilité de cette variable en fonction du secteur, du mois et de l'année.

V.3.3.3. *Anguillicola crassus*

L'occurrence d'*A. Crassus* est modélisé grâce à un GLM (logistique). Les effets testés sont l'effet mois, secteur, sexe, taille et poids.

V.3.3.4. Sexe-ratio

La composition en sexe des anguilles jaunes est modélisée grâce à un modèle multinomial en prenant en compte l'effet de la taille, du mois et du secteur.

V.3.4. Résultats

V.3.4.1. Statistiques descriptives

Ce sont en tout 2020 anguilles qui ont été mesurées dont 1887 pesées (Figure 99) et 398 prélevées (sexe, âge et occurrence d'*Anguicola crassus*). En moyenne les anguilles mesurent 336 mm pour 81 g. Sur les 398 anguilles sacrifiées, 248 étaient infectées par *A. crassus* soit 62% des individus et la répartition par sexe était la suivante : 199 indéterminées, 192 femelle et 7 mâles.

V.3.4.2. Structure de taille

Nous avons retenu le modèle avec les quatre variables explicatives. Le Tableau XXI

donne la significativité de ces effets pour différents quantiles (5%, 50% et 95%). On constate que la variable maillage n'est significative que pour le quantile 5%, i.e. pour les petites tailles. À l'inverse, l'effet année n'est pas significatif pour les petites tailles. L'interprétation de ces résultats est assez logique, puisqu'on s'attend à ce que la présence des classe de taille les plus petites soient principalement sous l'influence de la sélectivité des engins (représentée ici par le maillage, de 6 à 10mm de coté).

Tableau XXI : significativité des effets des régressions quantiles pour la taille

	quantile		
	5%	50%	95%
maillage	<0,001 ***	0,14 .	0,13 .
secteur	<0,001 ***	<0,001 ***	<0,001 ***
année	0,11 .	0,02 *	<0,001 ***
mois	<0,001 ***	<0,001 ***	<0,001 ***

La Figure 100 montre l'effet des différentes variables sur la structure en taille. À noter que les effets représentés sont les effets moyens, sans tenir compte du secteur fleuve amont. Les mois d'avril à juillet semblent montrer une structure très proche. Août et septembre semblent comporter une proportion plus forte d'individus de petite taille, alors que novembre se distingue par la quasi absence d'individus inférieurs à 300-350 mm. Comme on pouvait s'y attendre, les maillages les plus petits permettent de capturer les individus les plus petits. Les écarts entre les différents maillages sont très faibles comme l'indique la non significativité de cet effet pour les quantiles 50% et 95% (Tableau XXI). Une légère différence entre les deux années d'échantillonnage est perceptible avec des individus légèrement plus grand en 2005. Les secteurs Saintonge, Dordogne et Garonne montrent des structures en taille quasiment superposables. Le Médoc s'illustre par une forte proportion de petites tailles, puis rejoint les structures des trois secteurs précédemment cités. En revanche le secteur fleuve amont se distingue parfaitement avec des tailles beaucoup plus grandes. La médiane (quantile 50%) est par exemple de 295 mm en Médoc, de 320 mm en Saintonge, 322 mm en Garonne, 329 mm en Dordogne et 428 mm sur les fleuves amont, soit environ 100 mm de plus que les autres compartiments. Cette différence importante se répercute jusqu'aux individus de grande taille, puisque les individus échantillonnés les plus grands l'ont été sur cette zone ; le quantile 95% (tout comme le quantile 5%) est plus élevé d'environ 100 mm.

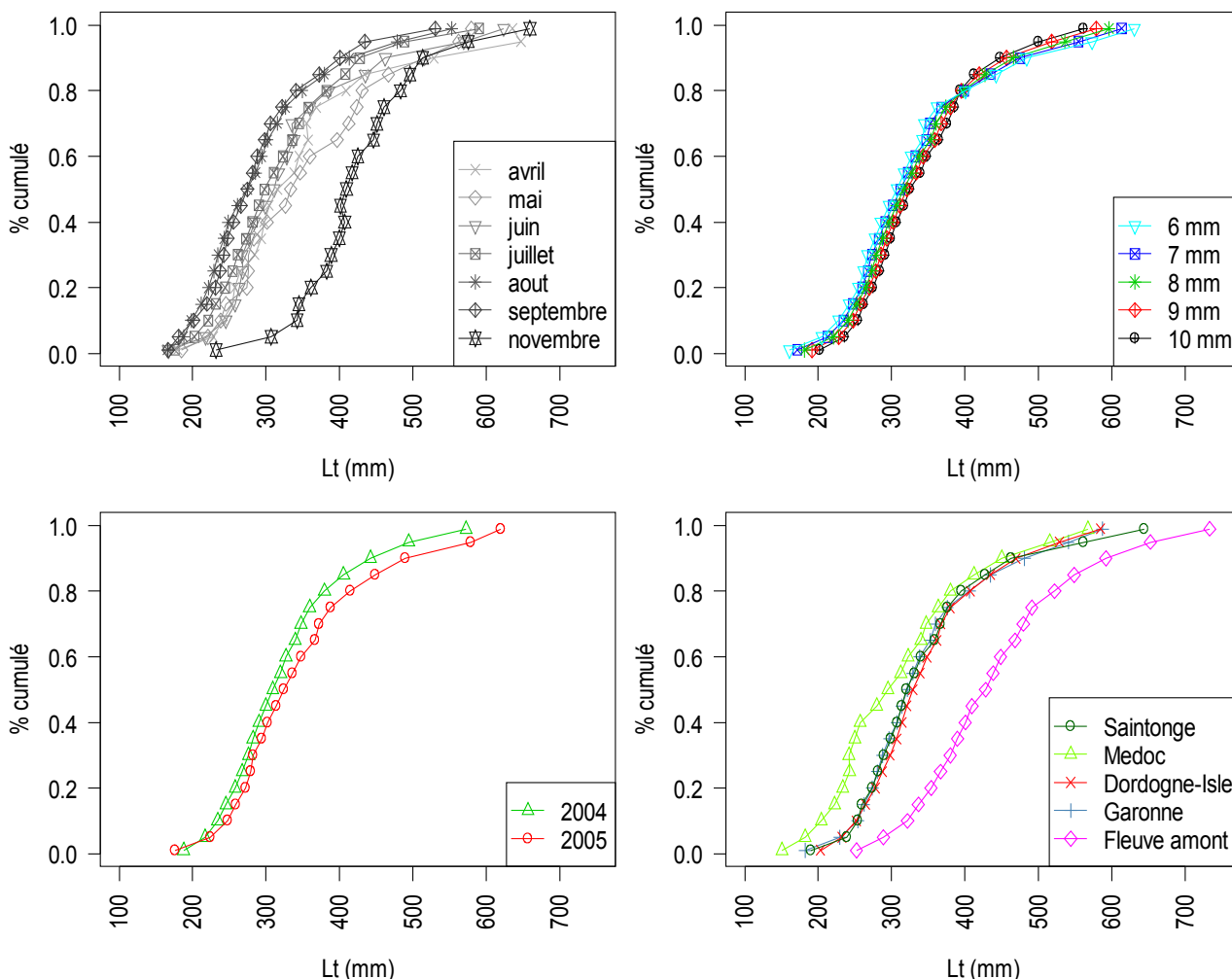


Figure 100 : résultats de la régression quantile pour la taille (Lt) : effet mois, maillage, année et secteur

On notera la faible proportion des anguilles de grandes tailles puisque le quantile 90% se situe entre 450 mm et 481 mm pour les 4 secteurs de la Gironde, soit environ 10 % d'anguilles supérieures à 450 mm, taille à partir de laquelle les anguilles sont toutes des femelles et n'ont pas encore effectué leur argenture.

Le rejet a été identifié au cours de 3 pêches et le résultat est donné à la Figure 101. Ce rejet se fait à des tailles différentes, avec des rejets inférieurs à 250 mm pour 2 pêcheurs et pouvant être légèrement supérieur à 300 mm. Pour les autres pêcheurs, le rejet n'a pas pu être correctement identifié. Certains pêcheurs peuvent également conserver les petites anguilles afin de les revendre, pour l'alevinage de plans d'eau, en général.

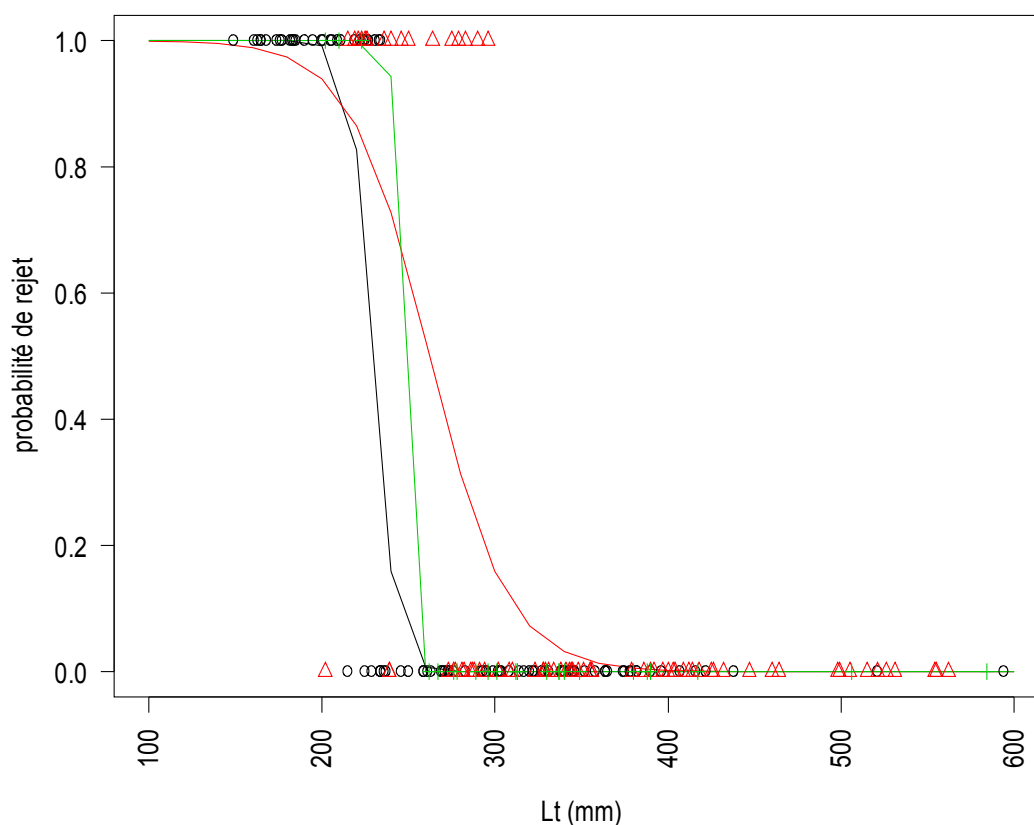


Figure 101 : structure de taille des anguilles rejetées par 3 pêcheurs

V.3.4.3. Poids

Tableau XXII : relation taille-poids, sous la forme d'un GLM $\ln(\text{poids}) \sim \ln(\text{Lt}) + \ln(\text{Lt}) : \text{secteur} + \ln(\text{Lt}) : \text{mois}$ (. : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$)

		Valeur	Significativité
Ordonnée à l'origine		-14,31	***
ln(Lt)		3,1881	***
ln(Lt) : secteur	Médoc	0,0264	***
	Saintonge	0,0141	***
	Garonne	-0,0008	.
	Dordogne	0	
	Fleuve amont	-0,0051	***
ln(Lt) : mois	mai	0	
	juin	0,0049	.
	juillet	-0,0080	**
	août	-0,0125	***
	septembre	-0,0172	***
	novembre	-0,0386	***

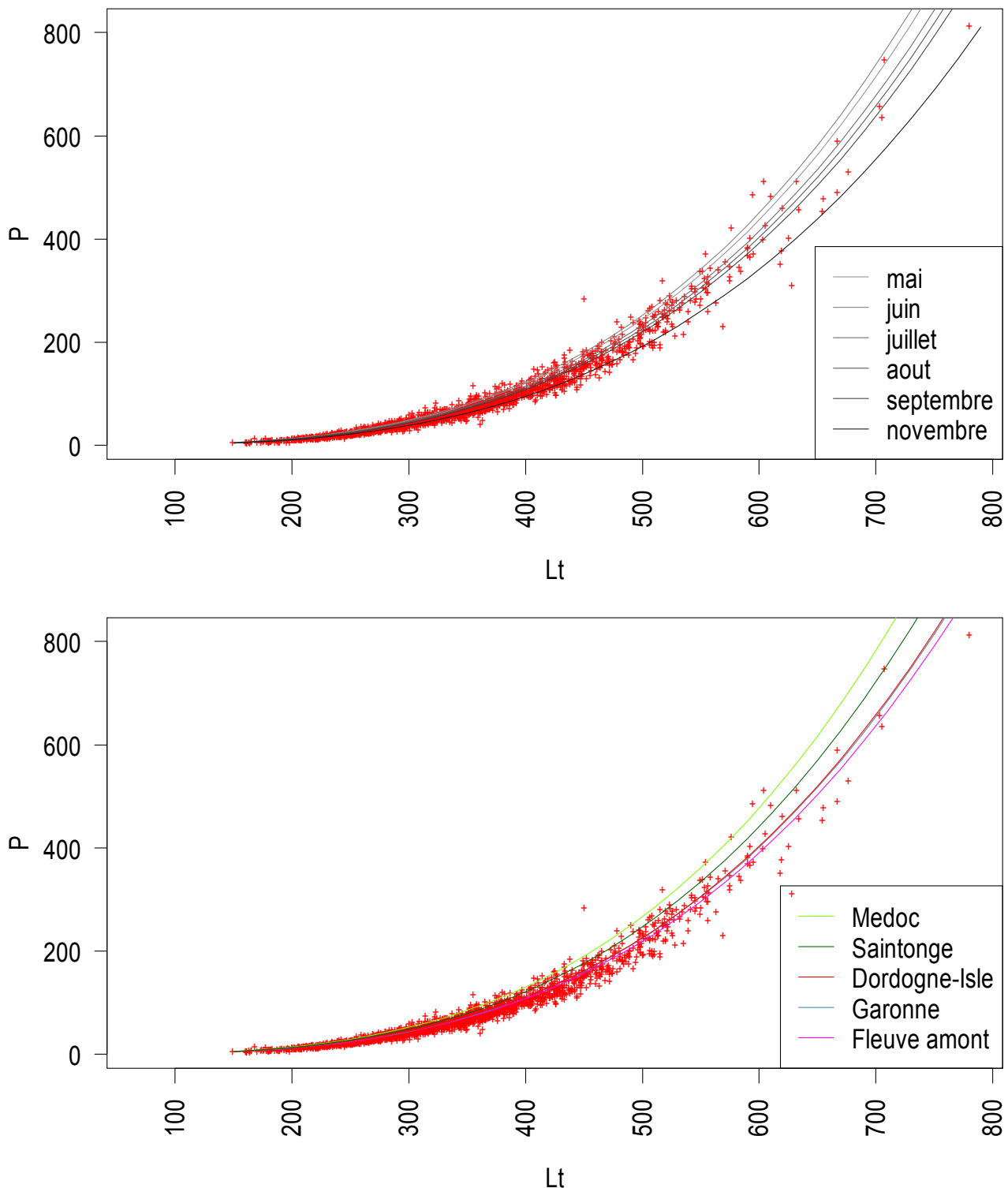


Figure 102 : effet du mois et du secteur sur le relation taille-poids

Pour le modèle taille-poids, l'effet année n'étant pas significatif ($p=0,51$), nous ne retiendrons pas cet effet. Les autres (secteur et mois) sont très hautement significatifs ($p<0,001$). Le Tableau XXII donne les valeurs de chaque effet.

On constate un effet amont-aval assez net, avec, pour une taille donnée, les plus

grosses en aval (Figure 102). De même, il existe un gradient saisonnier clair : plus on avance dans la saison, plus, pour une taille donnée, les anguilles sont maigres.

Pour la modélisation du poids moyen, tous les effets (secteur, mois et année) sont hautement significatif ($p < 0,01$). Cependant, l'effet secteur n'est significatif qu'à cause du secteur fleuve amont pour lequel le poids moyen est plus important. Le Tableau XXIII donne les résultats de cette modélisation et leur traduction en poids moyen, en référence (arbitrairement) à une anguille de Garonne pêchée en juillet 2004. Cette dernière pèse 63 g selon le modèle. Si l'on change le secteur en fleuve amont (en conservant le mois de juillet et la saison 2004), le modèle prédit par exemple 133 g... On voit ainsi clairement les différences entre les effets. Le poids moyen diminue au cours de la saison et augmente brusquement en novembre.

Tableau XXIII : résultat du GLM poids. L'anguille de référence est pêchée en Garonne en juillet 2004 (voir texte)

		Valeur	Significativité	Poids moyen (g)
Ordonnée à l'origine		4,6775	***	63
secteur	Médoc	-0,0696	ns	56
	Saintonge	0,1006	ns	67
	Garonne	0,0391	ns	63
	Dordogne	0		60
	Fleuve amont	0,7890	***	133
mois	mai	0		112
	juin	-0,3435	*	79
	juillet	-0,5790	**	63
	août	-0,7498	***	53
	septembre	-0,8428	***	48
	novembre	-0,0616	ns	119
année	2004	0		63
	2005	0,1826	**	75

V.3.4.4. *Anguillicola crassus*

Les effets sexe ($p=0,76$) et taille ($p=0,70$) ne sont pas significatifs. La proportion d'*Anguillicola crassus* augmente au cours de la saison (de 49% à 77%, entre mai et novembre ; Figure 103). Les secteurs les moins touchés sont les fleuves amont (50%) et les secteurs d'estuaire (Médoc : 54% ; Saintonge : 60%) et les plus touchés sont la Zone Mixte de Dordogne (68%) et de Garonne (78%). En moyenne, les anguilles de la zone étudiée sont infestées par *Anguillicola crassus* à 62%.

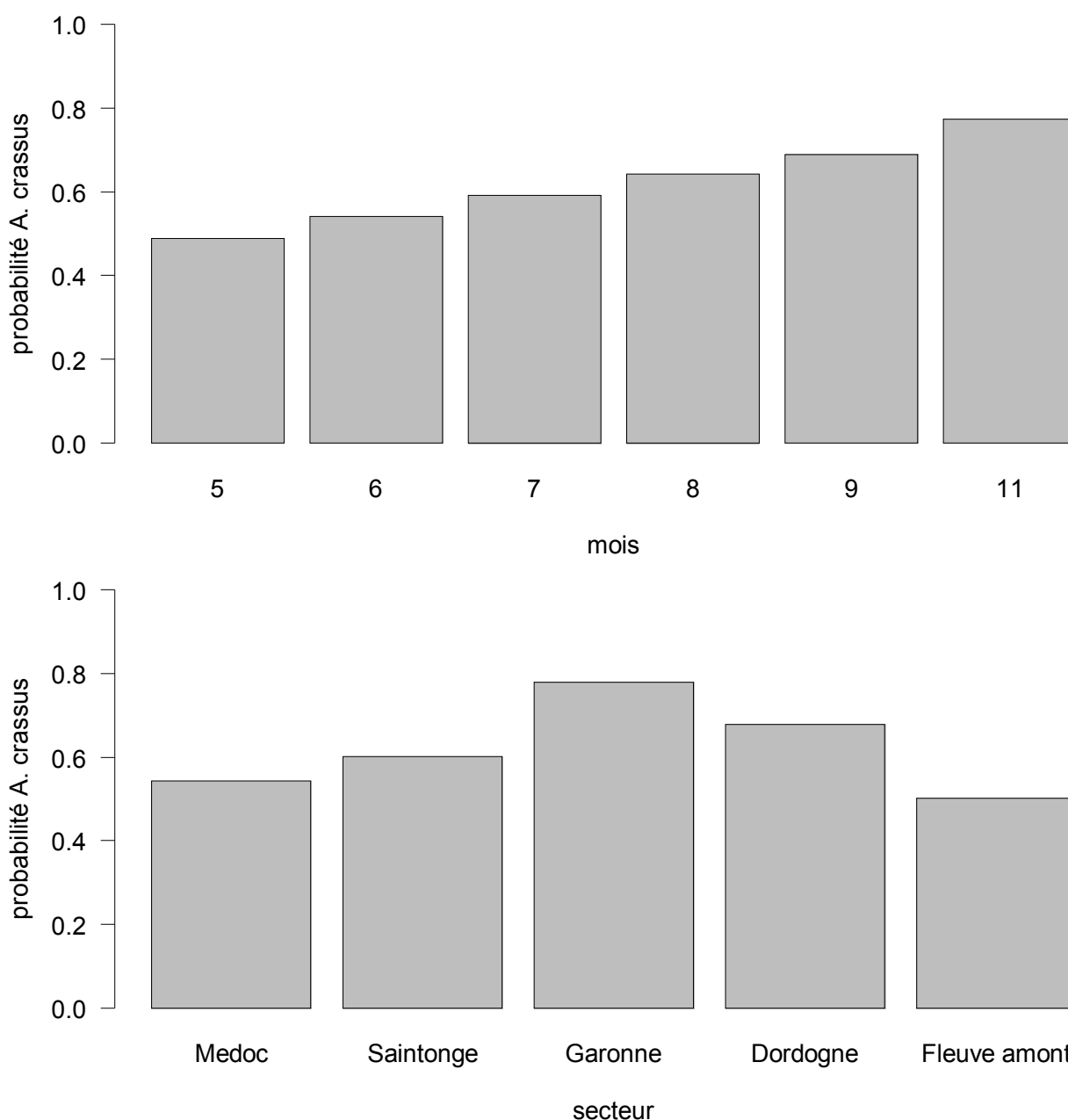


Figure 103 : probabilité d'occurrence d'*Anguillicola crassus* en fonction du mois et du secteur tel que prédit par le modèle logistique

V.3.4.5. Sexe-ratio

L'analyse des données brutes sur le sexe nous montre que sur 398 anguilles prélevées, 50% (199) restent indéterminées, 48% (192) sont des femelles et seulement 2% (7) sont des mâles.

Lors de la modélisation du sexe des anguilles, seule la taille est apparue comme significative ($p < 0,001$; mois : $p = 0,80$; secteur : $p = 0,92$). Ce modèle permet de diminuer la déviance de 63%. Les résultats de ce modèle ainsi que les données brutes sont représentées à la Figure 104.

Schématiquement, en dessous de 275 mm, le sexe des anguilles reste indéterminé macroscopiquement : le plus petit mâle mesuré était de 273 mm et la plus petite femelle de 281 mm ; au dessus de 450 mm, toutes les anguilles sont des femelles : le plus grand mâle mesuré était de 408 mm et le plus grand indéterminé de 425 mm. Entre ces deux limites, on retrouve un mélange des trois catégories de sexes, avec une proportion décroissante d'indéterminés, une proportion toujours faible de mâles (<5%) et une proportion croissante de femelles. À noter que si la proportion de mâles reste toujours faible, elle montre un "pic" autour de 400 mm. Les femelles deviennent majoritaires à partir de 344 mm. En extrapolant le modèle à l'ensemble des anguilles mesurées, 1 130 sont indéterminées, 850 sont des femelles et 39 sont des mâles.

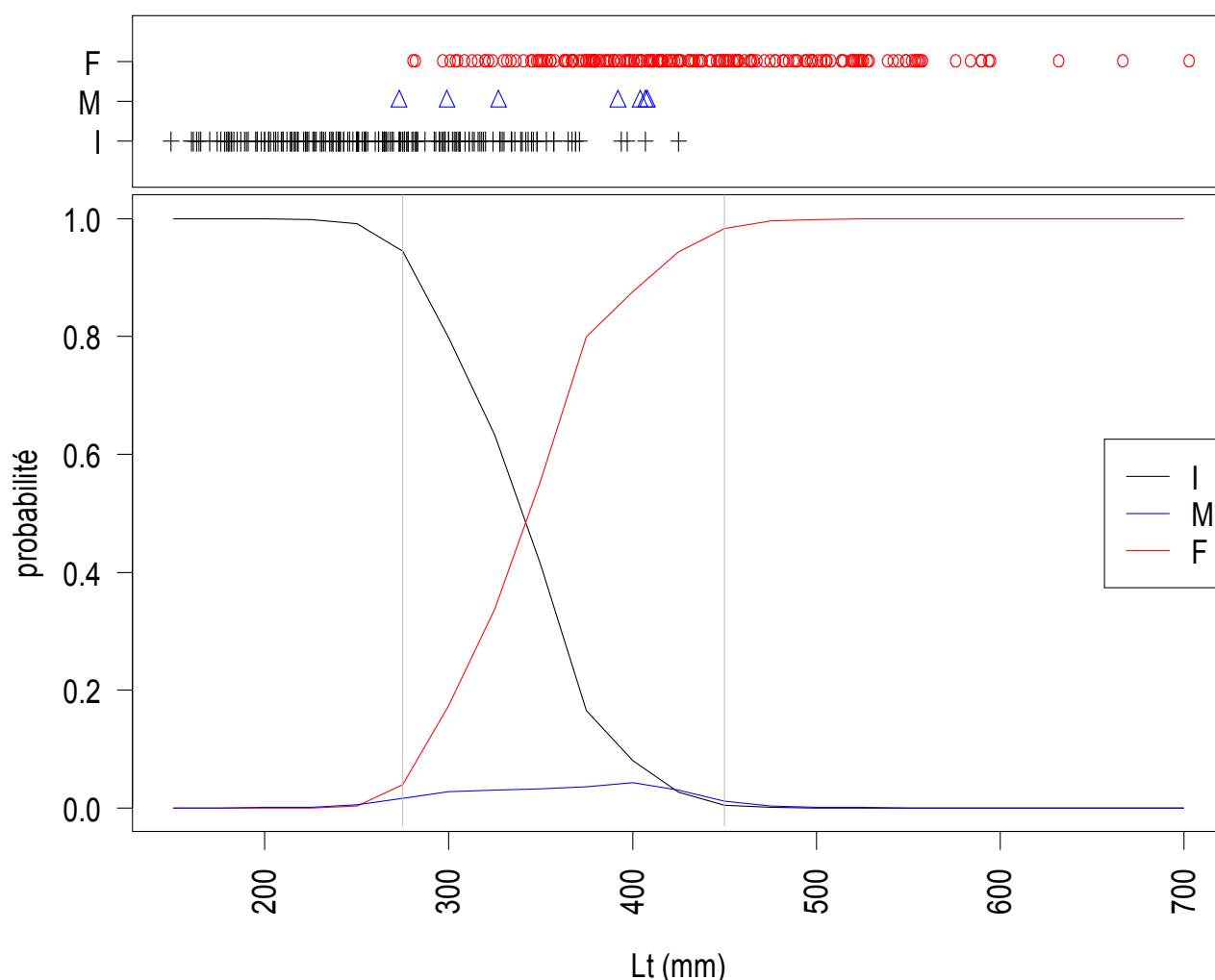


Figure 104 : relation entre taille et sexe des anguilles (F : femelle, M : mâle, I : indéterminé) : individus observés (haut) et modélisation (bas). Les barres verticales grises délimitent la zone 275-450 mm.

Si l'on compare les stades prédits par la méthode de Durif *et al.* (sous presse) et les sexes réellement observés, on obtient le Tableau XXIV. Toutes les anguilles classées FII, FIII et FV sont effectivement des femelles et celles classées en MII sont bien des mâles. Parmi celles classées comme indéterminées (I), une forte proportion (68%) sont en fait des femelles. Parmi celles qui n'ont pas été mesurées (<300 mm), quasiment toutes (97%) sont de vraies indéterminées. La méthode de Durif *et al.* (sous presse) semble donc

relativement performante. Toutefois, sur les 7 mâles que nous avons identifiés, seulement 3 sont dans la catégorie MII. Si l'on corrige les stades de Durif *et al.* (sous presse) de ces erreurs (et en considérant que les "?" sont répartis comme le reste de la population), on obtient : 1 100 indéterminés, 888 femelles et 31 mâles, soit des résultats très proches des estimations faites à partir de notre modèle.

Tableau XXIV : comparaison des sexes observés (F,M,I) et des stades calculés selon la méthode de Durif et al. (sous presse) . La ligne "toutes anguilles" donne les résultats pour l'ensemble de l'échantillonnage. La colonne "?" recense les anguilles pour lesquels il manque au moins une information pour calculer les stades de Durif et al. (la plupart du temps le poids).

	FII	FIII	FV	MII	I	<300 mm	?
F	63	13	1	0	111	3	1
M	0	0	0	3	2	2	0
I	0	0	0	0	51	148	0
Toutes anguilles	201	39	2	9	902	822	45

V.3.5. âge et croissance des anguilles jaunes

Ce travail a fait l'objet d'un rapport de stage (Lamaison, 2005). Nous mentionnerons simplement qu'un gradient aval-amont de taux de croissance a été trouvé, avec en Estuaire 67 mm/an, sur Garonne 53 mm/an, en Dordogne 50 mm/an et sur les fleuves amont 46 mm/an, correspondant respectivement à un âge moyen dans nos échantillons de 5.3, 6.3, 7.6 et 10.4 ans.

V.3.6. Discussion

La première remarque est la faible proportion d'anguilles supérieures à 450 mm, alors que le sexage montre un fort taux de femelles (les mâles ne dépassant que rarement cette taille). En comparant des structures de taille de populations exploitées et non exploitées, Svedäng (1999) montre que les populations exploitées ont un déficit en anguille de grandes tailles, du à la mortalité anthropique qui vient s'ajouter à la mortalité naturelle. Nous discuterons ce point dans le chapitre suivant (VI.4).

La structure de taille observée en novembre, apparaît très atypique par rapport au reste de notre échantillonnage, avec une proportion anormalement élevée d'anguilles de grande taille (Figure 100). Ce résultat est basé sur un seul échantillonnage de 66 individus. Si on écarte un biais d'échantillonnage (le même pêcheur ayant été échantillonné plusieurs fois sur la même zone), cela signifie qu'une proportion plus grande d'anguille de taille importante est capturée à cette période. Deux explications sont possibles :

- nous avons montré que les anguilles jaunes étaient moins actives en période hivernale (IV.5.2.7). Cette baisse d'activité pourrait toucher préférentiellement les jeunes (petits) individus ;
- il pourrait également s'agir d'une migration d'anguilles provenant d'autres zones. Le

mois de novembre est particulièrement propice à la dévalaison des anguilles argentées (Durif, 2003). On ne note toutefois pas d'augmentation d'anguilles argentées dans notre échantillon si l'on en croit l'indice d'argenture calculé selon la méthode de Durif *et al.* (sous presse).

Il faudrait donc, dans un premier temps, effectuer des échantillonnages complémentaires à cette période afin de confirmer ou d'infirmer ce résultat isolé.

On notera également l'atypicité du secteur fleuve amont. Celle-ci sera discutée plus en détail plus loin (VI.4).

Afin de gagner du temps lors des opérations sur le terrain, nous avons choisi de ne pas mesurer les diamètres oculaires et la longueur de la nageoire pectorale, indispensable au calcul de l'indice d'argenture (Durif et Elie, sous presse), pour les anguilles de moins de 300 mm. Ce choix était basé sur la présomption que des individus si petits étaient encore indifférenciés. Cette hypothèse n'est que partiellement vérifiée, puisque les examens au laboratoire montrent qu'une faible proportion d'anguilles inférieures à 300 mm a pu être sexée. Colombo *et al.* (1984) ont montré que cette différenciation sexuelle était plutôt taille dépendante et commencée dès 200 mm. Melia *et al.* (2006) montre que cette taille de différenciation se situe entre 200 mm et 270 mm sur les trois lagunes méditerranéennes qu'ils ont examinées. Notre modèle montre que la proportion d'indifférenciées commence à diminuer aux alentours de 275 mm. Toutefois nos observations sont macroscopiques ce qui retarde la détection de la différenciation. Il est donc logique que nous trouvions des valeurs de taille à la différenciation plus élevées.

Nous trouvons une proportion élevée de femelles (96%, si on ne considère pas les indifférenciés) sur la Gironde et à son amont. Popelin (1971) considérait que la majorité des anguilles des grands estuaires français était des mâles, sans qu'il ne donne d'éléments précis sur l'origine de cette information.

Gandolfi-Hornyold (1929) a montré qu'il existait un gradient amont-aval de répartition des 2 sexes, les mâles devant se trouver à l'aval. Il a examiné 84 anguilles à Toulouse en 1922 et a trouvé 74 mâles soit 88% de mâles (Gandolfi-Hornyold, 1923). On peut donc penser qu'à cette époque, la Gironde et les fleuves en amont de la limite de marée dynamique étaient dominés par les mâles. C'est donc un changement complet de sexe-ratio qui semble s'être opéré. De telles inversions de sexe-ratio se sont déjà produites pour d'autres sites européen et sont toujours associées à un changement de densité, les faibles densités favorisant les femelles (Parsons *et al.*, 1977 ; Poole *et al.*, 1990 ; Svårdson, 1976). Ce changement de sexe-ratio vient donc confirmer la diminution du stock mise en évidence dans ce travail (IV.9.3).

Le taux d'infestation par *Anguillicola crassus* est relativement élevé (62% en moyenne). Ce parasite est maintenant largement répandu en Europe et de tels taux d'infestation sont loin d'être exceptionnels. En effet, lors d'une synthèse à l'échelle européenne, les taux d'infestation oscillent, en fonction du pays entre 20% et 90% (FAO EIFAC et ICES, 2007). La Gironde se situe dans la moyenne européenne.

V.4. La crevette blanche

Cette partie a fait l'objet d'un stage de master 2 professionnel (Babut, 2005). Nous n'en reprendrons ici que les principaux résultats.

V.4.1. Introduction

La crevette blanche est capturée par les pêcheurs professionnels à l'aide de deux engins différents : le haveneau et la nasse. Le mode de fonctionnement de ces engins est très différent : le haveneau capture les individus présents dans la colonne d'eau, alors que la nasse demande un comportement actif (alimentaire) de la crevette. Il y a donc une forte probabilité que ces deux pêcheries ciblent des fractions de population différentes. De plus au cours de ces vingt dernières années, les équilibres entre les 2 pêcheries se sont fortement modifiés, d'une pêcherie largement dominée par les pêcheurs aux haveneaux au début des années 1980, on est passé à une pêcherie fortement dominée par les pêcheurs aux nasses (IV.9.4).

Il convient donc d'examiner les caractéristiques des crevettes capturées par chacun des métiers afin de voir comment les changements intervenus dans les pêcheries peuvent influencer la dynamique de la population.

V.4.2. Matériels et méthodes

V.4.2.1. Échantillonnage

Entre septembre 2004 et septembre 2005, des échantillons ont été prélevés auprès de la pêcherie professionnelle (haveneau et nasse), mais également, à l'occasion des pêches scientifiques réalisées pour le suivi de la faune circulante (Girardin *et al.*, 2006) à l'aide de cadres de surface et d'un traîneau de fond (Figure 105). Pour chaque échantillon, 100 crevettes au maximum ont été examinées. La longueur céphalothoracique sans le rostre, notée L_c , a été relevée, ainsi que le poids essoré et les éventuelles déformations, le sexe ont été déterminés. Des informations sur les caractéristiques des engins et les stratégies des pêcheurs ont également été acquises à l'occasion des sorties avec les professionnels (non montré ici, voir Babut, 2005).

Ce sont ainsi 69 prélèvements contenant 5 559 crevettes qui ont été examinés, dont 700 pour le haveneau, 1 489 pour la nasse, 1 802 pour le cadre de surface et 1 568 pour le traîneau de fond (Figure 105).

V.4.2.2. Analyse statistique

Nous ne reprendrons ici que les analyses de la structure de taille et regarderons particulièrement les différences entre engins de pêche.

Les échantillonnages ont été plus intensifs au mois de juin ($n=876$) et juillet ($n=342$) sur Médoc et Saintonge respectivement. Nous utilisons pour ces deux mois des tests de Kolmogorov-Smirnov pour comparer les structures de taille des crevettes capturées par les différents engins (haveneau et nasse professionnels, cadre de surface et traîneau de fond pour les pêches scientifiques).

V.4.3. Résultats

Les structures de taille du mois de juin pour le secteur Médoc sont montrées Figure 106. les crevettes prises avec les engins de pêches scientifiques sont plus petites que celle prises au haveneau, elle-même plus petites que celles prises aux nasses. Les tests de Kolmogorov-Smirnov montrent que ces différences sont significatives, pour les deux

mois, entre tous les engins ($p < 0,001$) sauf entre le cadre de surface et le traineau de fond ($p > 0,92$).

V.4.4. Discussion

Notre brève analyse est confirmée par les analyses plus avancées (utilisation de GAM, prenant en compte différents effets) effectuées par Babut (2005). L'effet engin est significatif à la fois dans son analyse de la structure de taille, mais également de sexe, de déformations de l'exosquelette et d'indice de condition. Les engins de pêche professionnelle et scientifique semblent donc bien chacun exploités des portions de population différentes. De plus, nos analyses sur les séries d'abondance issues du suivi scientifique et du suivi des deux pêcheries professionnelles (IV.8.1) montrent que ces séries ne sont pas cohérentes les unes avec les autres, ce qui est le seul cas parmi les espèces/stades examinés.

La longévité maximale étant de 2 ans (Van Den Brink et Van Der Velde, 1986), on peut supposer que les pêcheries professionnelles exploitent une cohorte plus âgée d'un ou de deux ans que la pêcherie scientifique. Sur la période 1987-2004, on observe alors une corrélation significative entre la série scientifique et la série haveneau décalée d'un an ($\rho = 0,56$; $p = 0,04$). En revanche, la série de la pêcherie aux nasses n'a toujours aucune corrélation avec la série de pêche scientifique ou même avec celle de la pêcherie au haveneau.

Dans leurs principes, les pêcheries scientifiques et au haveneau sont très similaires, puisque cela consiste à filtrer la colonne d'eau. Les maillages sont en revanche différents, la maille terminale étant de 2,8 mm pour la pêche scientifique contre 6 à 15 mm pour les haveneaux professionnels (Babut, 2005). Ces caractéristiques suffisent à expliquer les écarts observés et le fait que la pêcherie au haveneau exploite une cohorte plus âgée d'un an.

La pêche aux nasses fait par contre appel à un comportement actif des crevettes, sélectionnant ainsi sans doute une partie spécifique de la population. Les maillages varient de 6 à 10 mm de côté (Babut, 2005). Ceci peut expliquer pourquoi les crevettes prises aux nasses sont plus grandes que celles prises au haveneau et a fortiori par la pêche scientifique.

L'examen complet de ces données (Babut, 2005) apporte également des éléments intéressants d'écologie, tel que la répartition spatiale, et les rythmes saisonniers que connaît cette espèce (évolution des tailles, des femelles ovigères ...).

Tous ces éléments devraient permettre d'effectuer un travail de dynamique de population en prenant en compte ces caractéristiques. En retour, ce modèle autoriserait de mieux comprendre quelles sont les fractions de population exploitées par les différentes pêcheries et ainsi de construire un indice d'abondance représentatif de ce stock.

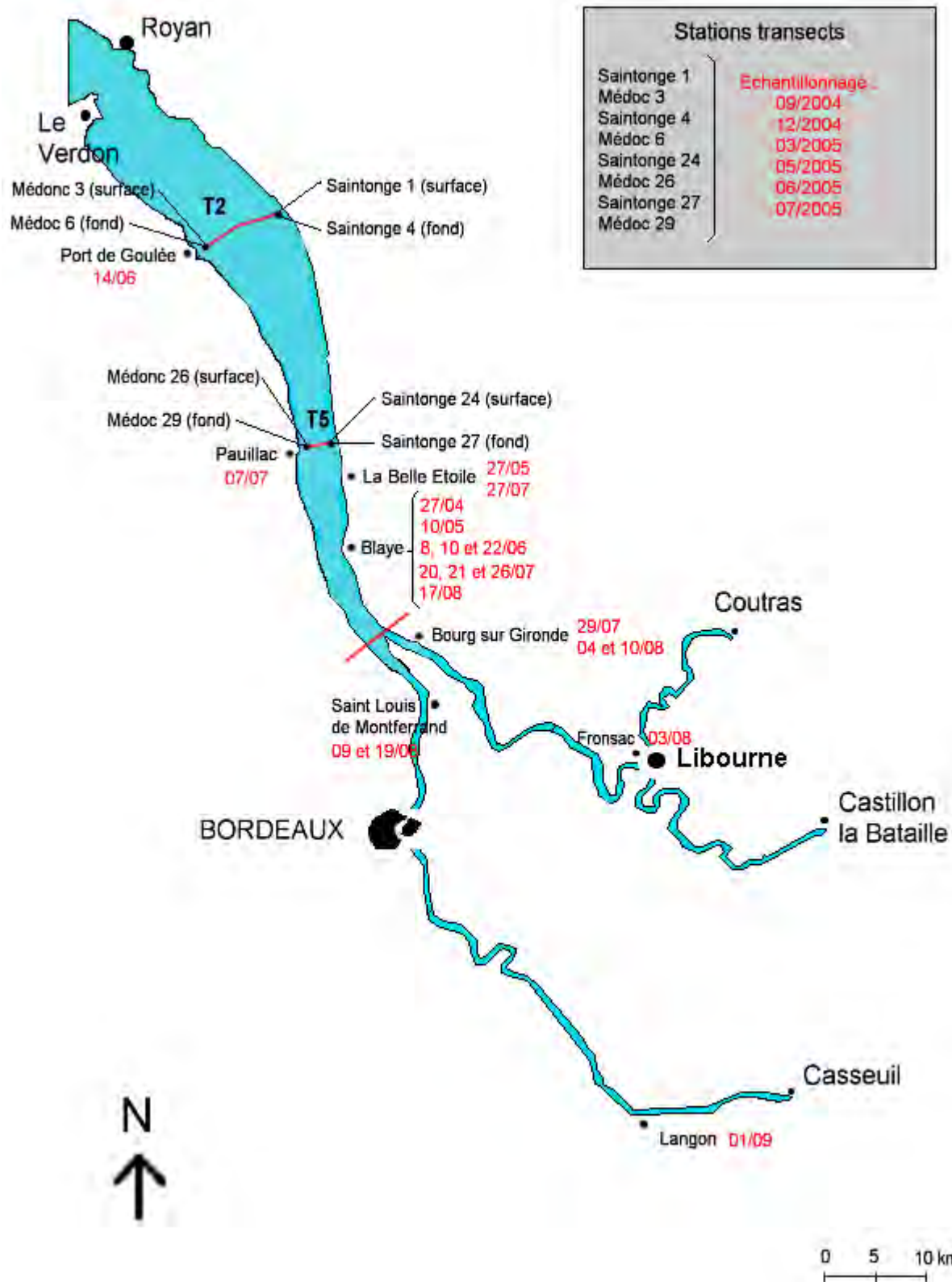


Figure 105 : répartition des échantillons crevettes auprès de la pêche professionnelle (en 2005) et par pêche scientifique (T2 et T5 ; 2004 et 2005), (d'après Babut, 2005).

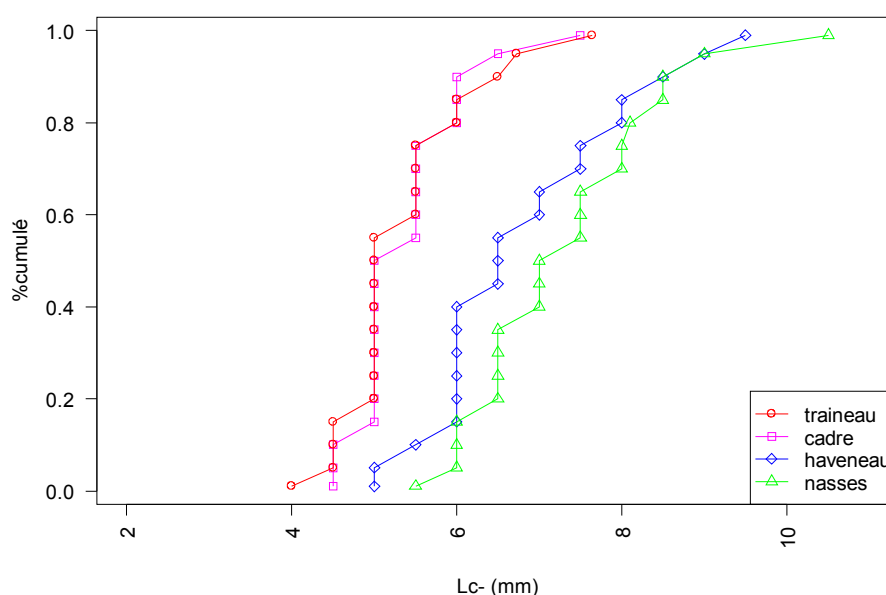


Figure 106 : structure de taille (longueur céphalothoracique sans le rostre) des crevettes blanches prises par différents engins scientifiques et professionnels en juin sur le secteur Médoc

V.5. Ce qu'il faut retenir

Dans ce chapitre, nous avons montré les éléments que pouvaient apporter les échantillonnages biologiques au travers 4 exemples. Parmi ces éléments, des connaissances écologiques ont pu être fournies :

- sur les caractéristiques biométriques des géniteurs de la grande alose (V.1) et de la lamproie marine (V.2), avec la mise en évidence de dynamique intra- et inter-saisonnière, voire spatiale (différence Garonne / Dordogne pour la lamproie marine) ;
- sur un possible homing chez la lamproie marine (V.2.4) ;
- sur la différenciation sexuelle de l'anguille et son niveau d'infestation par le nématode *Anguillicola crassus* (V.3) ;
- sur la dynamique spatio-temporelle des crevettes blanches et les premiers éléments pour la construction d'un modèle de dynamique de population pour cette espèce (V.4).

Les résultats de ces échantillonnages permettent surtout, dans l'optique de ce travail, de mieux asseoir les diagnostics faits sur les espèces et dans une certaine mesure de les expliquer :

- la diminution récente du stock de grande alose est concomitante avec des variations des caractéristiques de ces géniteurs (IV.1.1.2) ;
- la différence dans les caractéristiques des lamproies marines prises avec deux métiers différents vient conforter les différences observées sur la dynamique intra-saisonnière de l'abondance vu au travers ces deux pêcheries. Ces résultats permettent d'orienter le choix de l'indice d'abondance plutôt vers la série de la lamproie marine au filet (V.2.4) ;
- l'ageage des anguilles permet de conforter le diagnostic en établissant une relation

entre les séries d'abondances de la civelle et de l'anguille (V.3.5 et IV.9.3.2). La structure de taille permet de donner de premiers éléments de l'impact subit par ce stock (V.3.6) qui seront discutés dans le chapitre suivant (VI) ;

- les caractéristiques des crevettes capturées par les différentes pêcheries professionnelles et scientifiques ainsi que celles des engins utilisées, permettent de mettre en évidence un décalage d'un an entre les pêches scientifiques et celles au haveneau, rétablissant ainsi une cohérence entre les séries d'abondance issues de ces deux suivis et qui faisant défaut jusqu'à présent (V.4.4).

Ces résultats montrent donc toute l'importance des échantillonnages biologiques dans la construction d'un système de suivi pour le compléter et amener de nouvelles connaissances écologiques. Les instances européennes des pêches ont publié en 2000 un règlement « instituant un cadre communautaire pour la collecte et la gestion des données nécessaires à la conduite de la politique commune de la pêche »²⁸. Dès 2001, dans le règlement précisant le contenu de ce programme de collecte²⁹, les données biologiques telles que la taille et l'âge doivent être collectées conjointement aux données classiques de captures et d'effort. L'anguille européenne a été incluse dans la liste des espèces faisant l'objet de ce programme qui reste cependant peu appliqué à l'anguille par les Etats Membres (Dekker, 2005). La publication en 2007 d'un règlement pour la « reconstitution du stock d'anguilles européennes »³⁰ et la réaffirmation en 2008 de l'appartenance de l'anguille à ce programme de collecte³¹ devraient inciter les différents Etats Membres à mener des échantillonnages biologiques au moins sur l'anguille. La méthode et les résultats présentés ici sont le premier pas vers la mise en œuvre de ce type de règlement afin qu'il participe à une meilleure compréhension des stocks et à une meilleure gestion des pêcheries qui les exploitent. Bien que seuls l'anguille et le saumon doivent actuellement être obligatoirement échantillonnés, il est évident que la collecte d'informations sur les autres espèces demeure du plus grand intérêt dans les eaux continentales.

28 Règlement 1543/2000 publié au JOCE le 15/07/2000

29 Règlement 1639/2001 publié au JOCE le 17/08/2001

30 Règlement 1100/2007 publié au JOUE le 22/09/2007

31 Règlement 199/2008 publié au JOUE le 05/03/2008

Chapitre VI. Évaluation de l'impact des pêcheries sur les stocks

VI.1. Introduction

Si la pêche peut, comme nous l'avons vu (IV), constituer un outil de mesure de l'abondance, elle n'en demeure pas moins une activité humaine qui exerce une pression sur le stock qu'elle cible et dont l'impact doit être mesuré. Dans ce contexte, les captures doivent être considérées comme la mortalité due à la pêche. La valeur absolue de la mortalité par pêche seule ne nous renseigne en rien sur l'impact exercé sur le stock : une quantité prélevée faible peut être très préjudiciable sur un stock restreint, alors qu'une quantité prélevée élevée peut, en fait, avoir un effet limité sur un stock important.

Dans le même ordre d'idée, la FAO (2001) indique que « les variations des seuls indicateurs (comme la CPUE) n'ont qu'un intérêt limité. La façon la plus utile de les interpréter aux fins de décision consiste à les mettre en relation avec des points de référence qui sont soit des cibles [...] soit des limites [...]. Les indicateurs eux-mêmes sont souvent faciles à calculer à partir de données systématiquement collectées sur les variables qui les composent, mais les points de référence sont généralement estimés par les méthodes d'évaluation des stocks. Pris conjointement, ils fournissent des renseignements sur l'état de la pêcherie et sur les résultats du système d'aménagement. »

Nous allons donc voir dans ce chapitre comment on peut, à partir des données collectées, aller plus loin que le simple suivi de l'abondance, en étudiant l'impact de la pêcherie sur le stock exploité et en évaluant sa durabilité. Nous verrons d'abord comment les points de références biologiques peuvent être définis, avant de voir deux exemples d'application qui concernent l'anguille, l'un au stade civelle, l'autre au stade anguille jaune.

VI.2. Points de références biologiques

VI.2.1. Définitions

Il existe plusieurs indicateurs capables de révéler le niveau d'impact d'un prélèvement sur le stock et son niveau de durabilité. Le plus connu, le plus intuitif et le plus direct est sans nul doute le taux d'exploitation, qui rapporte les captures totales à l'abondance absolue du stock (voir par exemple, Hilborn, 2001). On peut également, grâce à des modèles de dynamique de population plus ou moins complexes, déterminer quel sera l'impact du prélèvement sur le stock, définir des valeurs cibles de capture ou d'effort à atteindre ou à ne pas dépasser. On rangera dans cette catégorie les modèles permettant de déterminer le MSY (Maximum Sustainable Yield) qui a longtemps été considéré comme la cible à atteindre (Caddy et McGarvey, 1996 ; Die et Caddy, 1997). Toute une théorie s'est développée autour de différents « points de référence biologiques » (biological reference points – BRP) visant à garantir une exploitation qui ne mette pas en danger le stock. Dans cette optique, on peut définir des points de référence limite (LRP ; valeur limite) qui constituent les limites qu'on ne souhaite pas dépasser et les points de référence de précaution (TRP ; valeur cible) qui constituent des "marges de sécurité" par rapport aux LRP et le risque acceptable par le gestionnaire. Ceci tient ainsi compte des incertitudes liées à une connaissance imparfaite des paramètres de bases, de l'écologie, aux simplifications induites par la modélisation de manière à ce que la probabilité de dépasser la LRP soit faible (Caddy et McGarvey, 1996 ; ICES, 1997).

Deux types de BRP peuvent être établis, en mortalité ou en biomasse :

- les points de référence en mortalité visent à ne pas risquer de surexploiter les stocks, i.e. ne pas en prélever une part trop importante et assurer au minimum le renouvellement des générations (Mace et Sissenwine, 1993) ;
- les points de référence en biomasse, à laisser suffisamment de géniteurs se reproduire pour ne pas risquer de dégrader le recrutement.

La Figure 107 montre l'utilisation des différentes valeurs : la mortalité limite (F_{lim}) et de précaution (F_{pa}) et la biomasse limite (B_{lim}) et de précaution (B_{pa}). Dès que l'on franchit une valeur de précaution, le stock est considéré comme surexploité ; au-delà des valeurs limites, comme en danger d'épuisement.

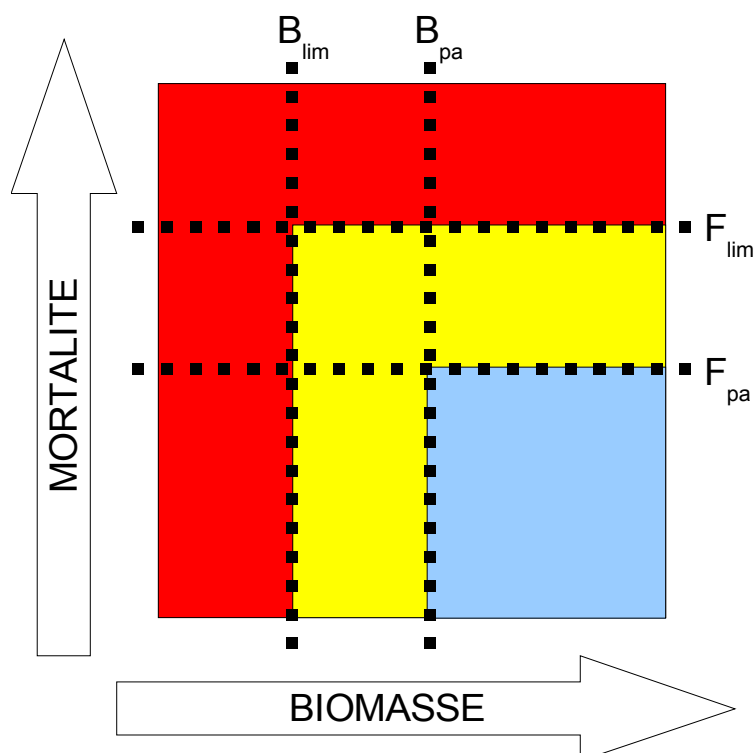


Figure 107 : les points de références biologiques (adapté de ICES, 1997). La zone bleu claire est la zone compatible avec l'approche de précaution ; dans la jaune, il y a surpêche ; dans la rouge, le stock cours un risque d'effondrement.

Une des méthodes pour définir les points de référence en mortalité se base sur la notion de géniteur produit par recrue (Spawner Per Recruit, SPR). Ce concept, défini par Sheperd (1982), a été approfondi afin de servir de point de référence notamment par Clark (1991) et Mace et Sissenwine (1993). Le SPR est simplement le nombre de géniteur produit par chaque recrue, c'est-à-dire le taux de survie d'une recrue jusqu'au stade géniteur. Le SPR peut être calculé en tenant compte de la mortalité totale (naturelle + pêche), on obtient alors le SPR actuel ou en ne considérant que la mortalité naturelle, on aura alors un SPR en situation sans pêche. Le rapport de ces deux valeurs (SPR actuel sur SPR sans pêche ; noté %SPR) nous renseigne sur la surmortalité engendré par la pêche. Il "suffit" alors de donner un point de référence en %SPR qui permettra à la mortalité par pêche d'être soutenable pour le stock.

VI.2.2. Les points de références biologiques appliqués à l'anguille

Le recrutement en civelle et le stock d'anguille jaune de la Gironde sont en fort déclin (IV.9.3). Cette situation est malheureusement le reflet de la diminution globale du stock d'anguille européenne et a amené les spécialistes de plusieurs espèces d'anguilles à tirer la sonnette d'alarme (Dekker *et al.*, 2003). Dans ce cadre, le groupe de travail CECPI/CIEM sur l'anguille (WGEEL) a préconisé en 2000, pour l'anguille américaine (*Anguilla rostrata*), de prendre comme point limite de référence en mortalité (F_{lim}) 30%SPR et un point de référence de précaution (F_{pa}) de 50%SPR (ICES, 2001). Aucun point de référence en biomasse n'a été suggéré par manque de données. Cette préconisation suit elle-même celle du groupe sur l'approche de précaution du CIEM dans le cas des situations pauvres en données (ICES, 1997). Le WGEEL en 2001 (ICES, 2002) a repris ces recommandations pour l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et a recommandé une limite en biomasse (B_{lim}) de 30% des femelles argentées qui se seraient échappées de l'habitat actuellement disponible et dans une situation où il n'y aurait pas d'exploitation. Les points de référence ont été fixés par la suite à 30% (B_{lim}) et 50% (B_{pa}) des échappements calculés en l'absence de tout impact anthropique (FAO EIFAC et ICES, 2006).

À noter que la notion de %SPR a été développée dans le cadre classique de l'halieutique où l'on considère que la seule mortalité anthropique notable est la pêche. Dans le cas de l'anguille, d'autres sources de mortalité (turbine, dégradation de l'habitat ...) peuvent avoir un impact important. La définition du %SPR a donc été généralisée en remplaçant la mortalité par pêche par la mortalité anthropique, qui inclut la mortalité par pêche, mais également les autres impacts anthropiques.

Nous allons voir, dans ce chapitre, comment le %SPR peut être évalué, à travers deux modèles : un sur le stade civelle (GEMAC ; VI.3) et un sur le stade anguille jaune (ELSA ; VI.4).

VI.3. GEMAC : un modèle d'évaluation des impacts anthropiques au stade civelle

Le modèle, que nous allons évoquer ci-dessous, a été conçu sur une idée développée par le GRISAM, en partenariat avec Cédric Briand (Institut de l'Aménagement de la Vilaine) et avec les apports notamment d'Aurore Baisez (tableau de bord anguille Loire) et d'Eleonora Ciccotti (Université de Rome). Ce modèle a été baptisé GEMAC (Glass Eel model to Assess Compliance) et a été publié dans l'ICES Journal of Marine Science (Beaulaton et Briand, 2007). Cet article est reproduit en annexe (J). Nous ne donnerons donc ici que les détails de son application à la Gironde.

VI.3.1. Description du modèle GEMAC

VI.3.1.1. Principe et objectif de GEMAC

Ce modèle a été conçu pour évaluer les impacts anthropiques sur le stade civelle. Ces impacts seront évalués en terme de %SPR. En fait, à l'issue du modèle, on n'obtient pas un nombre de géniteurs, mais un nombre de civelles sédentarisées. Nous ne calculons donc pas directement un %SPR, mais un %S/R (Settled per Recruit). Le % S/R est relié au

%SPR en considérant simplement les impacts sur les autres stades biologiques de l'anguille, comme nous l'avons fait ici avec le %S/R pour le stade civelle. En l'absence de toute mortalité anthropique sur les autres stades et de phénomène densité dépendant, le %S/R est égal au %SPR.

Le modèle évalue deux types d'impacts anthropiques : les pêcheries civellières et les pompages industriels. Le principe est de considérer que ces deux sources d'impacts filtrent une certaine quantité d'eau pour en prélever³² des civelles. Le ratio entre volume filtré et volume de l'estuaire doit alors être proportionnel à la mortalité.

Le modèle est basé sur des processus. Les processus pris en compte par GEMAC sont les suivants : recrutement, pigmentation, sédentarisation, migration, mortalité naturelle et anthropique. Les équations régissant ces processus sont détaillés dans Beaulaton et Briand (2007). Ce modèle a été appliqué à la Gironde, à la Vaine (Beaulaton et Briand, 2007), ainsi qu'au Tibre (Ciccotti, 2007). Nous détaillerons ici uniquement l'application à la Gironde et les principaux résultats.

VI.3.1.2. Application à la Gironde

Nous avons considéré la saison 1999 de migration de civelle. La pêche au pibalour et au drossage ainsi que la centrale nucléaire de production électrique du Blayais ont été modélisées. La pêche professionnelle au tamis est négligée, car elle représentait moins d'une tonne en 1999, soit 2% de la pêche professionnelle. Castelnaud et al. (2001a) ont estimé que la pêche amateur au tamis a capturé 2,7 t de civelles en 1999, soit 6% de la pêche professionnelle. On considérera donc que leur impact est négligeable.

Les données d'effort journalier de la pêche au pibalour et au drossage sont extrapolées à partir d'un modèle delta (IV.7.3.1) et de l'effort nominal (IV.1.2.2). La centrale nucléaire du Blayais pompe en moyenne chaque jour 12,6 millions de mètres cubes d'eau pour le refroidissement des installations et 15% des civelles transitent ainsi par ce circuit meurent (Roqueplo *et al.*, 2000). Nous avons également utilisé les données de densité de civelles estimées par les pêches scientifiques de suivi de la faune circulante (Castelnaud *et al.*, 2000) afin d'avoir des estimations quantitatives des civelles en transit dans l'estuaire.

Afin de tenir compte notamment des particularités géographiques, réglementaires et halieutiques de la Gironde (III.1), le modèle est spatialisé en 9 zones (les zones 4-5, 7-8, et 10-11 étant regroupées). La probabilité de migration entre ces zones est proportionnelle à la longueur des zones. La migration ne s'effectue que vers l'amont.

Le modèle est optimisé sur les données de captures journalières (système Cemagref), de CPUE journalières (système Cemagref) et de densités journalières (suivi faune circulante Cemagref). Le détail de l'optimisation et de ses résultats est donné en annexe J.

VI.3.2. Exploitation du modèle

Le %S/R est déterminé en faisant le rapport entre civelles restantes après simulation dans la situation actuelle et dans la situation sans mortalité anthropique.

Le modèle étant spatialisé, on peut déterminer l'impact exercé sur chaque zone par la pêche ou la centrale nucléaire, que l'on nommera impact marginal. Pour ce faire, on

³² Le but premier des pompages industriels n'est pas, bien entendu, de prélever des civelles. Par prélèvement, nous entendons, dans ce cas, les civelles passant par les circuits de pompage et qui peuvent être détruites à cette occasion.

comparera les échappements, de la zone considérée et des zones à son amont, dans la situation sans mortalité anthropique par rapport à une situation où seule la mortalité anthropique de la zone considérée existe.

On pourra comparer ces résultats par zone en regard de la pression exercée. Cette pression exercée peut être évaluée (par ordre de raffinement) en densité de pêcheurs (nombre de pêcheurs par km²), en densité d'effort effectif (en nombre de jours de pêche par km²), ou en capacité de filtration (nombre de pêcheurs x volume filtré moyen/ volume de la zone de pêche).

La simulation peut également se faire avec des données dégradées. En effet, nous avons utilisé des données très précises (journalières) issues du système Cemagref. Le plus souvent des données aussi précises et fiables sont indisponibles et l'on dispose simplement du nombre de pêcheurs pratiquant au cours d'une saison. Nous effectuerons donc aussi une simulation avec ce nombre total de pêcheurs, pratiquant tous, tous les jours, sauf les jours de relève. On comparera ces résultats avec ceux, plus réalistes, obtenus avec les données plus fines.

VI.3.3. *Résultats*

Le modèle prédit que 136 t de civelles ont pénétré dans la Gironde en 1999. En l'absence de mortalité anthropique, 95 t survivent jusqu'à la sédentarisation. Si la centrale nucléaire, la pêcherie au pibalour et au drossage sont intégrés à la simulation, seule 77 t subsistent à la fin de la simulation. Le rapport de ces deux quantités nous donne le %S/R pour la Gironde soit 78% (Figure 108). Cette valeur est comprise entre 73% et 83%, lorsque l'on fait varier les paramètres de 15% autour de leur valeur calibrée. Notre estimation semble donc relativement robuste.

Lorsque l'on utilise des données d'une précision moindre (nombre de pêcheurs total), on obtient un %S/R de 64%. Ceci respecte le principe de précaution, puisqu'avec des données plus grossières on surestime les mortalités anthropiques compte tenu des hypothèses prises. Ce résultat est assez logique puisque nous avons considéré que tous les pêcheurs pratiquent tous les jours, alors qu'en réalité c'est loin d'être le cas (IV.7.3.1).

Les impacts marginaux des pêcheries de chaque zone et de la centrale nucléaire sont donnés à la Figure 109. On notera qu'il existe des écarts importantes entre les différents sources de mortalités : l'impact est relativement faible (%S/R>94%) pour les pêcheries du Médoc, de Garonne et la centrale ; il est modéré en Saintonge aval (91%) et moyen en Saintonge amont (81%) ; il est fort sur l'Isle (42%).

Il existe une relation plus ou moins forte entre nos 3 indicateurs de pression et l'impact (Figure 110) : globalement plus la pression est forte, plus l'impact est fort. Plus l'indicateur est raffiné, plus la relation est forte. L'indicateur de pression qui semble le plus pertinent semble donc être la capacité de filtration. De plus, cette relation existe à la fois à l'intérieur d'un estuaire (la Gironde), mais semble aussi exister entre estuaire (Gironde / Vilaine). Cependant, la situation entre ces deux estuaires est trop contrastée pour que l'on puisse affirmer une telle conclusion à cette échelle.

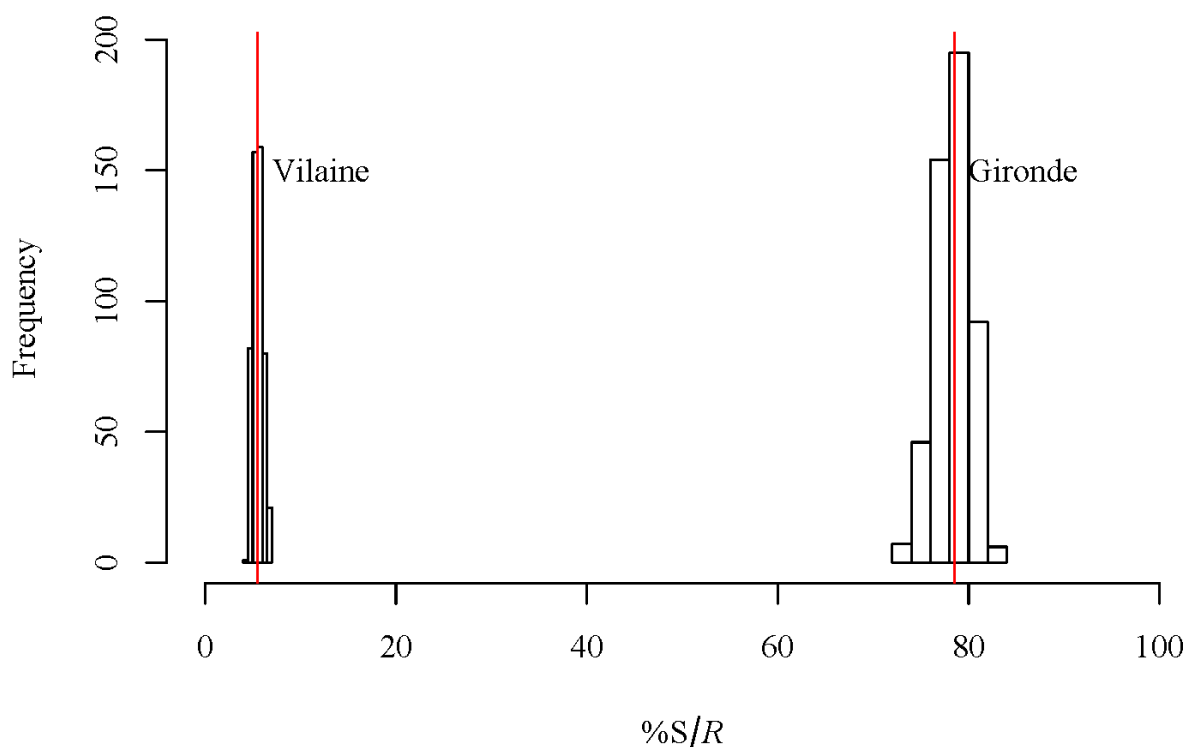


Figure 108 : Distribution du %S/R pour la Vilaine et la Gironde pour 500 jeu de paramètres variant jusqu'à 15% autour de leur valeurs calibrées. Le trait vertical rouge représente le %S/R pour les valeurs optimisées, à savoir 5,5% pour la Vilaine et 78% pour la Gironde (Beaulaton et Briand, 2007).

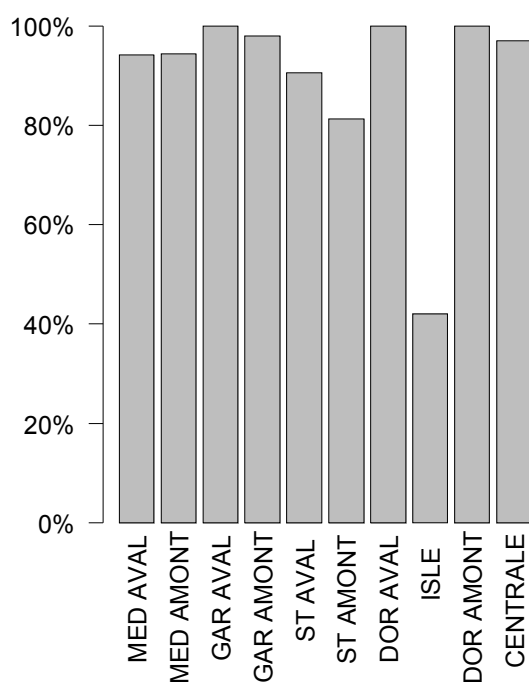


Figure 109 : %S/R marginal pour chaque zone de pêche et pour la centrale

VI.3.4. Discussion

Les éléments de discussion générale sur GEMAC figurent dans Beaulaton et Briand (2007) ; en voici les points essentiels :

- il existe une difficulté à calibrer les modèles à processus qui ont de nombreux paramètres ;
- des améliorations doivent être apportées au processus de migration ;
- les volumes filtrés, calibrés par GEMAC, sont en cohérence avec ceux mesurés sur les bateaux professionnels à l'aide de débit-mètres.

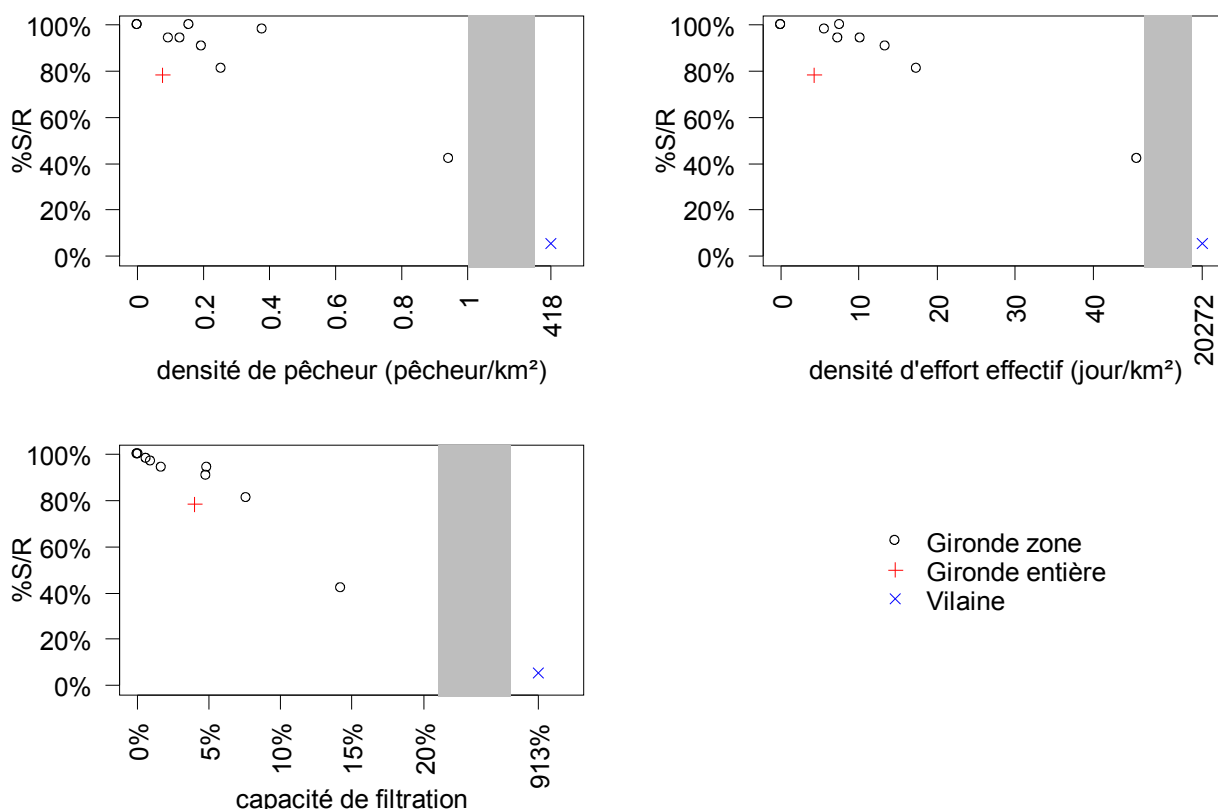


Figure 110 : %S/R des pêcheries de chaque zone de la Gironde et de la centrale nucléaire du Blayais (Gironde zone), de la Gironde dans son ensemble et de la Vilaine dans son ensemble, en fonction de différentes mesures de pression. La centrale n'est prise en compte que pour le graphique capacité de filtration

Dans le cadre du programme Indicang, 16 pêches scientifiques ont été effectuées sur l'Isle entre 2005 et 2007. À partir de ces données, Duquesne (2007) a relié les densités observées aux CPUE de la Dordogne qui est une pêcherie située juste en aval de l'Isle. Cet auteur a ensuite extrapolé ces relations à toute une saison et à d'autres saisons, comme 1999, notre année d'étude pour l'application de GEMAC sur la Gironde. Pour 1999, elle estime la biomasse entrant dans l'Isle à 9,9 t et la capture à 3,2 t ; la biomasse estimée par GEMAC est de 6,5 t et les captures de 3,6 t. On aboutit ainsi à des taux d'exploitation de 33% et de 56% respectivement. Cet écart relativement important est clairement dû aux estimations de biomasse. L'estimation de la biomasse de Duquesne (2007) repose sur l'extrapolation d'une relation biomasse – CPUE de la Dordogne qui n'a qu'un coefficient de détermination de 56% pour 16 données et des résidus non normaux.

L'ajustement fait par cet auteur est donc fragile et contestable. D'un autre côté, la calibration de GEMAC repose sur des données de capture et de CPUE de toute la pêcherie de Gironde et de pêches scientifiques dans l'estuaire. Les corrélations entre données prédites et observées sont comprises entre 0.58 et 0.94, en fonction du type de données et de la zone. Notre ajustement semble donc bien plus robuste que celui de Duquesne (2007). La saison 1999 a le taux d'exploitation le plus élevé de la série de Duquesne (2007) et pourrait donc être une année atypique. Les estimations de Duquesne étant basées sur des données de 2005 et 2007, il faudrait faire des estimations pour ces mêmes années avec GEMAC. Malheureusement, les données de Girpech sont encore trop parcellaires pour ces années.

Notre modèle semble donc plus performant que la méthode mise en place dans le cadre d'Indicang, tout en utilisant les mêmes données.

Les descripteurs de pression sont particulièrement intéressants pour la gestion. En effet, si les relations pression-impact sont suffisamment robustes (ce qui semble être le cas pour la capacité de filtration au moins ; Figure 110), ils peuvent servir de variables de contrôle pour la gestion. Ainsi on peut convertir un niveau de %S/R en un niveau de filtration et prendre en conséquence les décisions nécessaires pour réduire les capacités de filtration si besoin, en contrôlant par exemple les surfaces autorisées des engins ou le nombre de pêcheurs. Cet indicateur est également suffisamment simple pour être étendu à des zones pauvres en données lorsque la relation pression-impact sera établie de manière suffisamment fiable (sur un nombre d'estuaires plus important). Il s'agit en effet de connaître le nombre de pêcheurs et d'estimer le volume filtré moyen, à partir des caractéristiques des engins et des pratiques de pêche (vitesse et temps de drossage par exemple).

Le descripteur de capacité de filtration tel que construit ici, ne prend cependant pas en compte la durée de la saison de pêche ni même les éventuels jours de relève à l'intérieur d'une saison. Il s'agit en fait d'une capacité de filtration potentielle, c'est-à-dire si tous les pêcheurs pêchent en même temps.

VI.4. ELSA : un modèle d'évaluation des impacts anthropiques au stade anguille jaune

Gulland (1969) et Ricker (1980), notamment, ont montré l'intérêt d'analyser les structures d'âge pour estimer les mortalités totales, et par soustraction de la mortalité naturelle, la mortalité anthropique. Cette analyse peut également être menée à partir de structures en taille (Jones, 1981 ; Ricker, 1980). La mortalité anthropique déterminée, on peut évaluer si l'impact généré est supportable ou non par le stock.

Les données d'âge pour l'anguille provenant de l'interprétation des otolithes, elles nécessitent le sacrifice de l'anguille, en plus d'un fastidieux travail de préparation des otolithes. De plus, la maturation des anguilles, et le départ des anguilles qui s'en suit semble être taille-dépendant (Vollestad, 1992). Pour ces raisons, nous allons estimer la mortalité anthropique pour les anguilles à partir des échantillonnages que nous avons effectués et des structures en taille qui ont ainsi été acquises (V.3).

VI.4.1. Les processus modélisés

Ce travail a fait l'objet d'une collaboration avec Patrick Lambert, Françoise Daverat et Christian Rigaud (Cemagref) et Cédric Briand (IAV) et a donné lieu à une communication orale (Lambert *et al.*, 2006). Nous présenterons ici la version 2.1 de ce modèle, appelé ELSA (Eels Length Structure Analysis). L'amélioration majeure apporté par rapport au modèle de Lambert *et al.* (2006) est le changement de la fonction d'optimisation, l'introduction d'une courbe de sélectivité de la pêche (VI.4.1.5 et VI.4.1.6) et une séparation améliorée des différentes sources de disparition d'anguilles (VI.4.1.9). Le principe est d'analyser la structure en taille des anguilles jaunes en prenant en compte les processus suivants : le recrutement et sa variabilité, la différenciation sexuelle, la croissance, la mortalité naturelle, la mortalité anthropique, la sélectivité des engins de pêche et la maturation (argenteure). Ce modèle fait l'hypothèse que les phénomènes de densité dépendance peuvent être négligés.

VI.4.1.1. *Différenciation sexuelle et recrutement*

On ne modélisera pas la différenciation sexuelle proprement dite. Nous supposerons simplement que le recrutement se décompose en un pool de femelles et de mâles. Le recrutement total sera noté R (voir aussi VI.4.1.3) et la proportion de femelle α^f . Le nombre de recrues femelles est donc $\alpha^f R$ et le nombre de recrues mâles $(1-\alpha^f)R$. La proportion de femelle est fixée à 0,96 (192/199 – V.3.4.5).

VI.4.1.2. *Croissance*

La croissance sera supposée linéaire et différente pour chacun des sexes et chaque secteur. Le taux de croissance des femelles (g^f) est celui estimé par Lamaison (Lamaison, 2005), soit pour Saintonge et Médoc 6,75 cm/an, pour Garonne 5,35 cm/an, pour Dordogne 5,03 cm/an et pour Garonne en amont de la limite de marée dynamique 4,68 cm/an. Le taux de croissance des mâles est calculé à partir du ratio du taux de croissance des femelles sur le taux de croissance des mâles ($g^{f/m}$). Ce rapport sera considéré comme constant et égal à 1,8 (Lambert *et al.*, 2006).

VI.4.1.3. *Variabilité du recrutement*

L'anguille est une espèce de poisson longévive. Le nombre de civelles ayant fortement diminué, la structure de taille pourrait être biaisée. En effet, les anguilles les plus grandes, issues des cohortes les plus anciennes, pourraient être plus nombreuses que si le recrutement avait été constant (ce qui en général supposé pour ce type d'analyse), car issues de recrutements antérieurs plus forts. Pour tenir compte de ce phénomène, nous devons prendre en compte la baisse du recrutement constatée depuis au moins le début des années 1980. Sur la période 1978-2006, les CPUE de civelles capturées au pibalour, estimées par le GLM mois (IV.5.2.4), diminuent de manière exponentielle suivant un coefficient r de -0,0677 ($R^2=0,75$). Nous estimerons que le recrutement en anguille de taille L_{min} ($R_{L_{min}}$), correspondant aux anguilles actuellement de taille L , suit la même tendance que les civelles, on écrira donc :

$$R_{L_{min}}^f(L) = \alpha^f R_0 e^{-r^f(L-L_{min})} \quad \text{et} \quad R_{L_{min}}^m(L) = \alpha^f R_0 e^{-r^f * g^{f/m} * (L-L_{min})}, \quad \text{avec}$$

$r^f = \frac{r}{g^f}$, et R_0 le recrutement de référence (pour $L=L_{\min}$).

VI.4.1.4. Mortalité naturelle

La mortalité naturelle (M) est considérée comme constante à l'échelle annuelle et égale à 0,138 (Dekker, 2000b). La diminution du stock lié à la mortalité naturelle entre L_1 et L_2 s'écrit alors pour les femelles et les mâles respectivement :

$$e^{-M^f \times (L_2 - L_1)} \text{ et } e^{-M^f \times g^{f/m} \times (L_2 - L_1)}, \text{ avec } M^f = \frac{M}{g^f}.$$

VI.4.1.5. Sélectivité des engins de pêche

Les engins de pêche, comme les nasses dans notre cas, retiennent plus ou moins les anguilles, en fonction de leur taille. La sélectivité sera la proportion d'anguilles retenues par les nasses. La sélectivité suit une fonction de type logistique, elle s'écrit (De Leo et Gatto, 1995 ; Laurec et Le Guen, 1981) :

$$\sigma(L|L_{50}, \text{pente}) = \frac{1}{1 + e^{\frac{-(L - L_{50})}{\text{pente}}}}, \text{ avec } L_{50}, \text{ la taille où 50\% des anguilles sont}$$

retenues et pente, la pente de la courbe logistique.

On considérera que la sélectivité moyenne entre L_1 et L_2 est la moyenne entre la sélectivité à L_1 et à L_2 (notée $\sigma(L_1, L_2|L_{50}, \text{pente})$).

VI.4.1.6. Mortalité anthropique

La mortalité anthropique totale (H) peut être modélisée de la même manière que la mortalité naturelle. La sélectivité des mortalités anthropiques, supposée ici égale à la sélectivité des engins de pêches (VI.4.1.5), vient cependant modifier cette relation. La diminution du stock due à la mortalité anthropique entre L_1 et L_2 peut être écrite pour les femelles et les mâles respectivement :

$$1 - \sigma(L_1, L_2|L_{50}, \text{pente}) \left(1 - e^{-H^f (L_2 - L_1)}\right) \quad \text{et}$$

$$1 - \sigma(L_1, L_2|L_{50}, \text{pente}) \left(1 - e^{-H^f g^{f/m} (L_2 - L_1)}\right), \text{ avec } H^f = \frac{H}{g^f}.$$

VI.4.1.7. Maturation (argentine)

L'argentine est considérée comme étant taille-dépendante (Vollestad, 1992). Elle constitue une sortie du système (émigration) au même titre que la mortalité. Nous utiliserons une distribution cumulative gamma ($\Gamma(L|\mu, \sigma)$) de moyenne μ et d'écart type σ . Les formules de probabilités conditionnelles nous donnent la proportion d'anguilles maturant entre L_1 et L_2 :

$$y(L_1, L_2) = 1 - \frac{1 - \Gamma(L_2)}{1 - \Gamma(L_1)}$$

Les moyennes des femelles et des mâles (μ^f et μ^m respectivement) sont celles données par Vollestad (1992), soit 62 cm et 41 cm respectivement. Les écarts types (σ^f et σ^m) sont fixés à 10 cm et 5 cm respectivement (Lambert *et al.*, 2006).

VI.4.1.8. Structure en taille des anguilles jaunes

Les différents processus se résument au travers des équations donnant la structure en taille des femelles et des mâles :

$$Y^f(L + \Delta L) = Y^f(L) e^{-(r^f + M^f) * \Delta L} \dots$$

$$\dots \left(1 - \sigma(L, L + \Delta L | L_{50}, pente)\right) \left(1 - e^{-H^f(\Delta L)}\right) \frac{1 - \Gamma(L + \Delta L | \mu^f, \sigma^f)}{1 - \Gamma(L | \mu^f, \sigma^f)}$$

$$Y^m(L + \Delta L) = Y^m(L) e^{-(r^m + M^m) * g^{fm} * \Delta L} \dots$$

$$\dots \left(1 - \sigma(L, L + \Delta L | L_{50}, pente)\right) \left(1 - e^{-H^m * g^{fm} * \Delta L}\right) \frac{1 - \Gamma(L + \Delta L | \mu^m, \sigma^m)}{1 - \Gamma(L | \mu^m, \sigma^m)}$$

avec $Y^f(L_{min}) = \alpha^f R_0$ et $Y^m(L_{min}) = (1 - \alpha^f) R_0$.

Dans ces équations, ΔL représente le pas de longueur auquel nous examinons la structure de taille, soit ici $\Delta L = 0,1$ cm. Ce pas de longueur a été choisi pour minimiser les erreurs de calcul dues à l'intégration.

VI.4.1.9. Séparation des sources de sorties du système des anguilles

Nous utiliserons la formulation de Baranov pour attribuer à chaque source de mortalité la part des disparitions d'anguilles qui lui correspond. Cette formulation utilise les taux instantanés de disparition (mortalités et argenture). Pour la mortalité naturelle, ce taux est égal à M^f et $M^f * g^{fm}$, pour les femelles et les mâles respectivement. Pour la mortalité anthropique et l'argenture, cela nécessite de convertir les taux de « survie » en taux instantané de disparition, entre L_1 et L_2 .

Cela donne pour la mortalité anthropique :

$$H^{\rightarrow f}(L_1, L_2) = \frac{-\log\left(1 - \sigma(L_1, L_2 | L_{50}, pente)\right) \left(1 - e^{-H^f(L_2 - L_1)}\right)}{L_2 - L_1}$$

$$H^{\rightarrow m}(L_1, L_2) = \frac{-\log\left(1 - \sigma(L_1, L_2 | L_{50}, pente)\right) \left(1 - e^{-H^m * g^{fm} * (L_2 - L_1)}\right)}{L_2 - L_1}$$

Pour l'argentine :

$$S^{\rightarrow f}(L_1, L_2) = \frac{-\log\left(\frac{1 - \Gamma(L_2|\mu^f, \sigma^f)}{1 - \Gamma(L_1|\mu^f, \sigma^f)}\right)}{L_2 - L_1}$$

$$S^{\rightarrow m}(L_1, L_2) = \frac{-\log\left(\frac{1 - \Gamma(L_2|\mu^m, \sigma^m)}{1 - \Gamma(L_1|\mu^m, \sigma^m)}\right)}{L_2 - L_1}.$$

Entre L_1 et L_2 , le nombre d'anguilles femelles mortes naturellement s'écrit alors :

$$m^f(L_1, L_2) = \frac{M^f}{M^f + H^{\rightarrow f}(L_1, L_2) + S^{\rightarrow f}(L_1, L_2)} \left(Y^f(L_2) - Y^f(L_1) \right),$$

les anguilles femelles mortes de source anthropique :

$$h^f(L_1, L_2) = \frac{H^{\rightarrow f}(L_1, L_2)}{M^f + H^{\rightarrow f}(L_1, L_2) + S^{\rightarrow f}(L_1, L_2)} \left(Y^f(L_2) - Y^f(L_1) \right)$$

et les anguille femelles argentées :

$$s^f(L_1, L_2) = \frac{S^{\rightarrow f}(L_1, L_2)}{M^f + H^{\rightarrow f}(L_1, L_2) + S^{\rightarrow f}(L_1, L_2)} \left(Y^f(L_2) - Y^f(L_1) \right).$$

On pourra écrire les mêmes formules pour les mâles.

VI.4.1.10. Estimation du pourcentage d'anguilles argentées produites (silver eels) par anguilles jaunes (yellow eels) : %SPY

De la même manière que nous avons estimé un pourcentage d'anguille sédentarisée par civelle (%S/R) dans GEMAC, nous avons estimé ici un pourcentage d'anguilles argentées produites par anguille jaune (%SPY). Cela correspond au rapport entre le nombre d'argentées dans la situation actuelle et le nombre d'argentées en l'absence de toute mortalité anthropique, soit :

$$\%SPY = \frac{\sum_{L=Lmin}^{Lmax-\Delta l} s^f(L, L+\Delta L|H) + s^m(L, L+\Delta L|H)}{\sum_{L=Lmin}^{Lmax-\Delta l} s^f(L, L+\Delta L|H=0) + s^m(L, L+\Delta L|H=0)}.$$

En ne considérant que les femelles ou que les mâles, on pourra également déterminer un %SPY spécifique pour les femelles ou pour les mâles.

VI.4.2. Méthode

VI.4.2.1. Données utilisées

Nous utilisons les données récoltées auprès de la pêche professionnelle déjà évoquées plus haut (V.3). Nous agrégeons ces données par secteur. Les données de novembre étant particulièrement atypiques, celles-ci seront exclues de l'agrégation. Afin de déterminer l'intervalle de confiance de nos estimations, une procédure de bootstrap sur les individus avec 500 tirages avec remise est effectuée (méthode des quantiles – Efron, 1982). Nous utiliserons les fonctions `boot` et `boot.ci` du package `boot` (Ripley, 2006).

VI.4.2.2. Calibration

Nous supposons que la distribution des individus dans des classes de tailles suit une distribution multinomiale. Nous optimiserons donc le modèle en maximisant la vraisemblance correspondante à cette distribution, soit (à une constante près) :

$$\sum_{i=L_{min}}^{L_{max}-L_{step}} n_{i, i+L_{step}} \times \log(\hat{\pi}_{i, i+L_{step}}), \text{ où } n_{i, i+L_{step}} \text{ est le nombre observé d'individus}$$

dans la classe de taille $[i, i+L_{step}[$ et $\hat{\pi}_{i, i+L_{step}}$, la proportion d'individus dans la classe de taille $[i, i+L_{step}[$ prédite par le modèle et corrigée de la sélectivité de l'engin, soit :

$$\hat{\pi}_{i, i+L_{step}} = \frac{\sum_{k=i}^{i+L_{step}} \sigma(k, k - \Delta L | L_{50}, pente) (Y^f(k) + Y^m(k))}{\sum_{k=L_{min}}^{L_{max}} \sigma(L, k - \Delta L | L_{50}, pente) (Y^f(k) + Y^m(k))}.$$

Les classes de tailles seront de $L_{step} = 1\text{cm}$.

Trois paramètres sont ainsi optimisés : les deux paramètres de sélectivité des engins (L_{50} et *pente*) et la mortalité anthropique (H^f). La taille minimale des anguilles prises en compte dans le modèle (L_{min}) sera 10 cm et leur taille maximum (L_{max}) sera 90cm.

L'optimisation se fait avec la fonction `optim` du package `stats` (R Development Core Team, 2006) et utilise l'algorithme de Byrd *et al.* (1995) qui permet de fixer des bornes inférieures et supérieures pour les paramètres à optimiser. La mortalité anthropique est ainsi bornée entre 0 et 15 M^f , la L_{50} entre 10cm et 50cm et la *pente* entre 0,1 et 5.

L'ensemble des paramètres utilisés pour ce modèle est résumé dans le Tableau XXV.

Tableau XXV : paramètres utilisés dans ELSA 2.1

Processus	Paramètre		Symbole	Valeur	Source
	Taille minimale retenue		L_{\min}	10cm	Ce travail
	Taille maximale retenue		L_{\max}	90cm	Ce travail
	Taille des classes de tailles		L_{step}	1cm	Ce travail
	Pas de simulation		ΔL	0,1cm	Ce travail
Recrutement	Coefficient d'augmentation exponentiel du recrutement		r	-0,0677 an ⁻¹	Tendance CPUE civelle pibalour 1978-2006 (ce travail)
Différenciation sexuelle	Proportion de femelles		α^f	0,96	Ce travail (V.3.4.5)
Croissance	des femelles	Médoc	g^f	6,75 cm/an	Lamaison (2005)
		Saintonge		6,75 cm/an	
		Garonne		5,35 cm/an	
		Dordogne		5,03 cm/an	
		Garonne amont		4,68 cm/an	
	Ratio des taux de croissance femelle sur taux de croissance mâle		$g^{f/m}$	1,8	Lambert (2006)
Mortalité naturelle	Taux instantané de mortalité naturelle		M	0,138 an ⁻¹	Dekker (2000b)
Sélectivité des engins de pêche	taille où 50% des anguilles sont retenues		L_{50}	[10 ; 50] cm	optimisé
	pente de la courbe logistique		Pente	[0,1 ; 5] cm	optimisé
Mortalité anthropique	Taux de mortalité anthropique des femelles		H^f	[0 ; 15M ^f] cm ⁻¹	optimisé
Maturation	Moyenne de la distribution cumulative gamma	femelle	μ^f	62cm	Vollestad (1992)
		mâle	μ^m	41cm	
	Écart type de la distribution cumulative gamma	femelle	σ^f	10cm	Lambert (2006)
		mâle	σ^m	5cm	

VI.4.3. Résultats

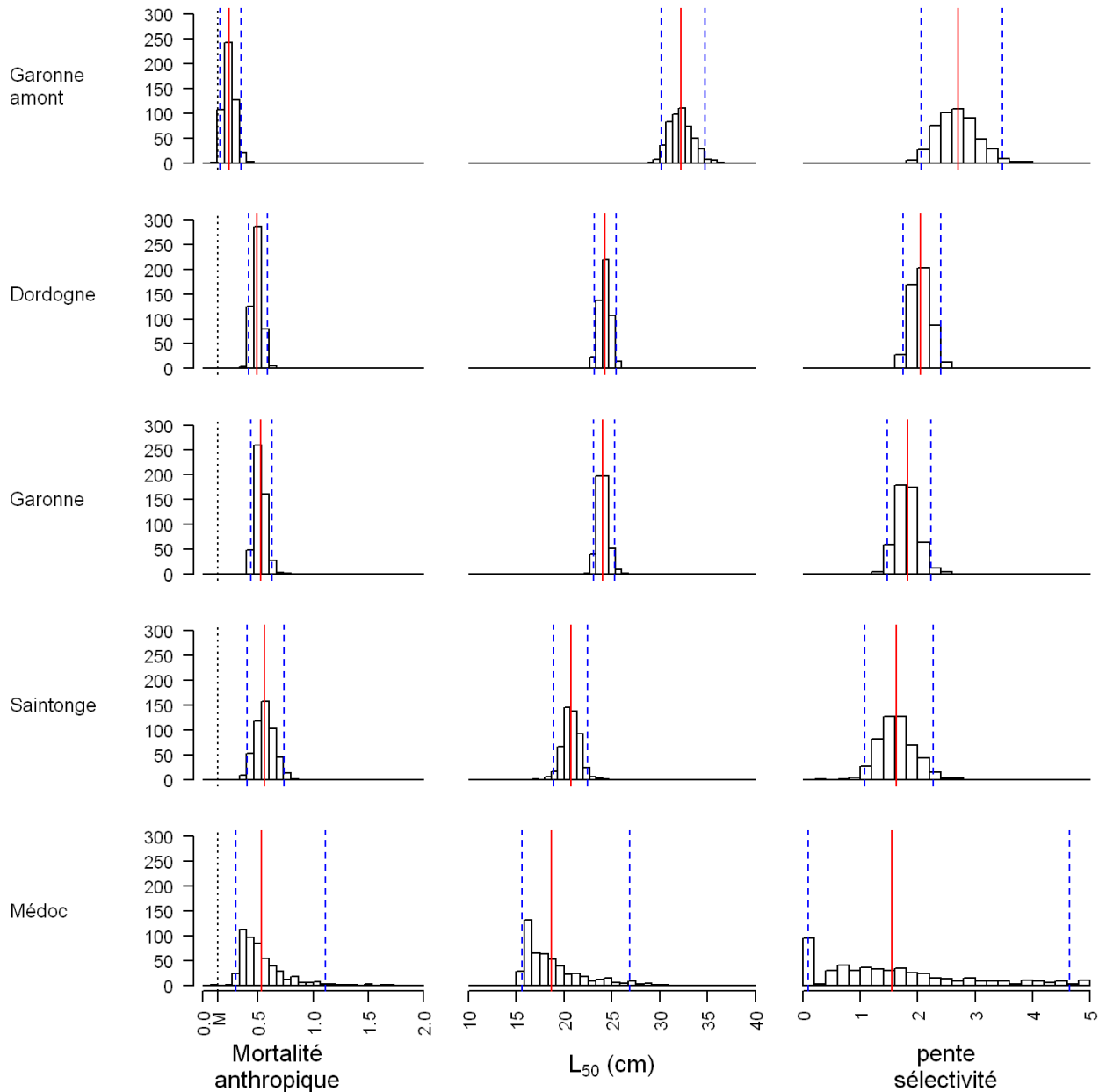


Figure 111 : répartition des résultats de l'optimisation de la mortalité anthropique, de la L_{50} et de la pente de la sélectivité par ELSA sur 500 bootstraps pour chaque secteur. En rouge, la médiane, en bleu = les quantiles 2,5% et 97,5%. A titre indicatif, $M=0,138$ est donné sur les histogrammes de mortalité anthropique (tiré).

La Figure 111 donne les résultats du bootstrap sur les différents secteurs et pour les trois paramètres optimisés. On constate un gradient aval-amont clair, avec sur la Garonne en amont de la limite dynamique, une mortalité anthropique de 0,24 pour une L_{50} de 32 cm et une pente de sélectivité de 2,7 cm et en estuaire, en Médoc, une mortalité anthropique de 0,53 pour une L_{50} de 19 cm et une pente de sélectivité de 1,6 cm et en Saintonge, une

mortalité anthropique de 0,56 pour une L_{50} de 21 cm et une pente de sélectivité de 1,6cm. Les secteurs de Zone Mixte ont des valeurs de paramètres relativement proches des compartiments adjacents de l'estuaire, avec en Garonne une mortalité anthropique de 0,52 et en Dordogne de 0,50. Sur les deux secteurs une L_{50} de 24cm pour une pente de sélectivité respective de 1,8 cm et 2 cm. On notera que, dans le cas du Médoc et particulièrement de la pente de sélectivité, les distributions des paramètres sont très larges. Dans certains cas les contraintes d'optimisation sont atteintes (92 fois pour la borne inférieure et 9 fois pour la borne supérieure).

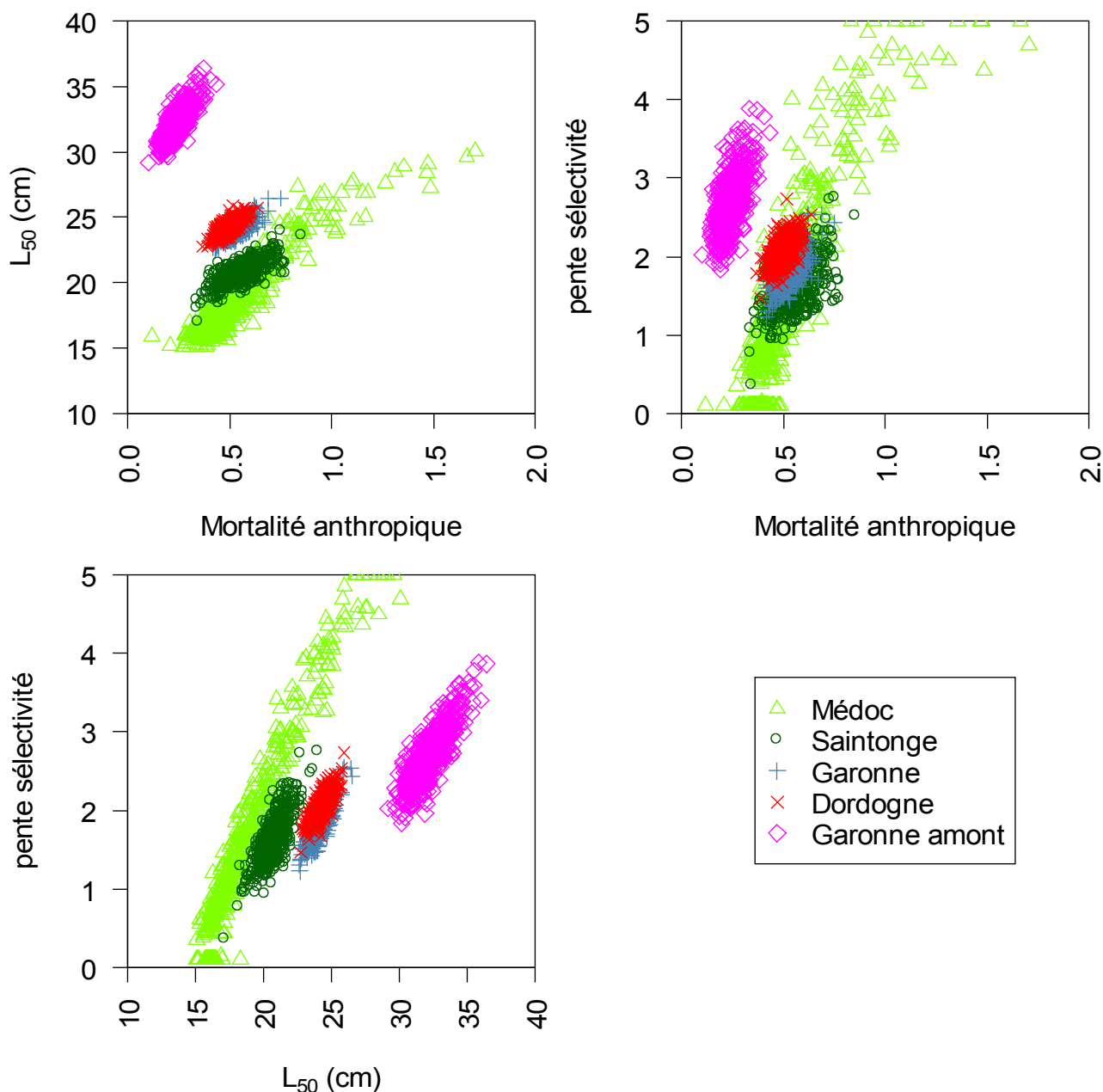


Figure 112 : relation entre les paramètres calibrés (mortalité anthropique, L_{50} et pente de sélectivité).

Le bootstrap montre qu'il existe une corrélation entre les trois paramètres calibrés (Figure 112). Pour tous les secteurs la corrélation est hautement significative ($p < 0,001$), comprise entre 0,50 et 0,97. On distingue cependant clairement sur cette figure les

secteurs de l'estuaire, de la Zone Mixte et celui en amont de la limite de marée dynamique.

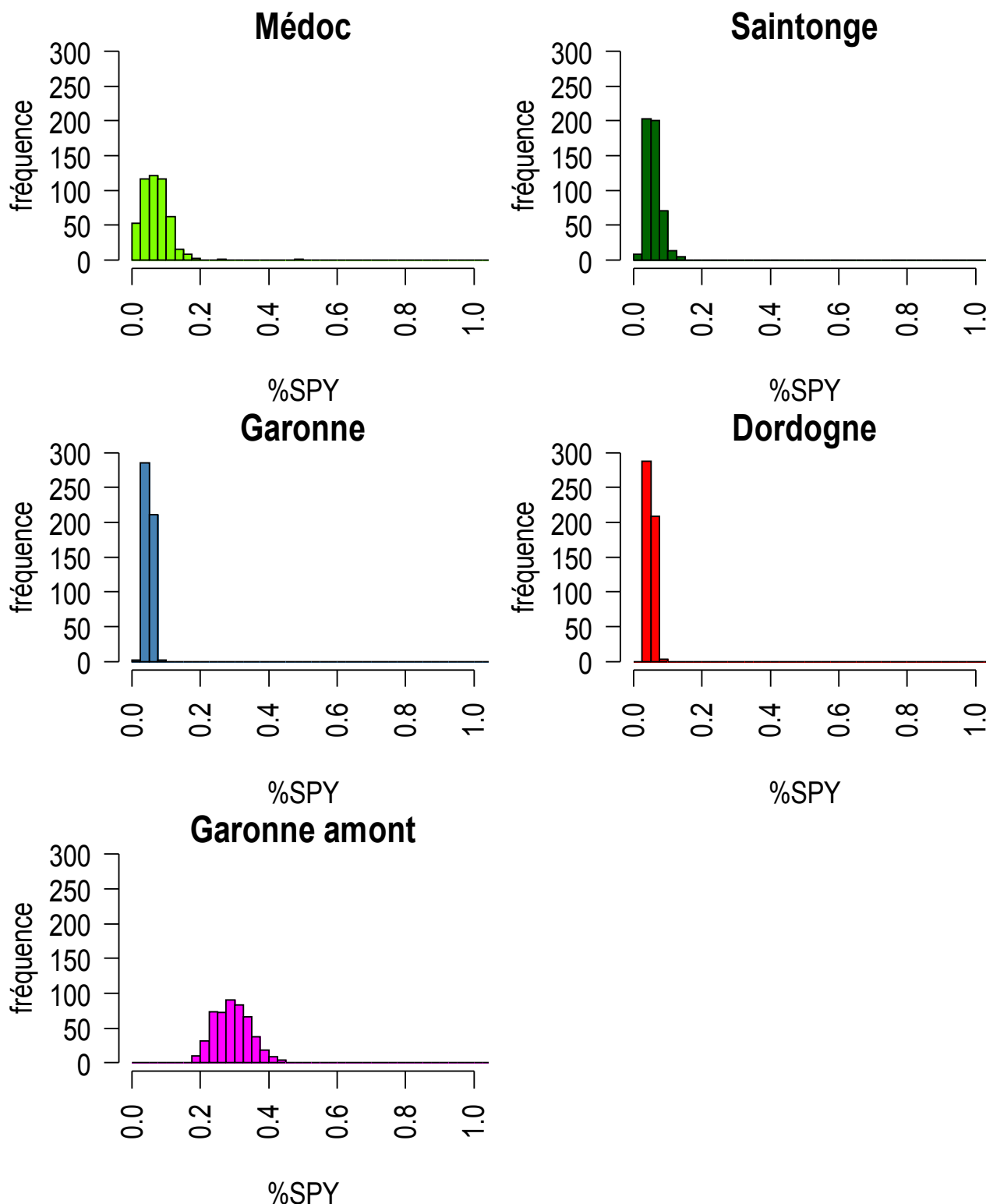


Figure 113 : distribution des %SPY sur chacun des secteurs

La L_{50} est en partie reliée aux mailles utilisées par les pêcheurs et qui ont été notées lors de l'échantillonnage (V.3.2). En effet, dans l'Estuaire, la maille utilisée est de 7,2 mm

en moyenne en Saintonge et de 8,9 mm en Médoc ; elle est de 9 mm en Dordogne et de 10mm en Garonne et en amont de limite de marée dynamique. La maille n'explique cependant pas entièrement les différences constatées (L_{50} très proche entre la Dordogne et la Garonne alors que la maille réelle est légèrement différente ou L_{50} différente entre la Garonne et la Garonne en amont de limite dynamique, alors que la maille est identique)

La Figure 113 montre la "conversion" de ces paramètres en %SPY. Cette fois, les résultats obtenus sur les 4 secteurs de Gironde sont assez proches (%SPY moyen entre 5% et 7%). La Garonne amont se distingue en ayant un %SPY de 29% en moyenne. Cet impact peut être décomposé en %SPY femelle et mâle. Pour les femelles, les résultats sont similaires. Pour les mâles, les résultats sont légèrement supérieurs avec 8% à 9% pour la Gironde et 54% pour la Garonne amont.

VI.4.4. *Discussion*

Le modèle connaît encore quelques problèmes d'optimisation. Pour le Médoc notamment, la pente de sélectivité semble difficile à calibrer. Cette difficulté provient sans doute des corrélations qui existent entre les paramètres (Figure 112). Nous avons fixé les autres paramètres afin d'éviter ces problèmes. Une étude de sensibilité devrait être menée de façon à déterminer les paramètres influençant le plus le modèle, et ainsi porter notre attention sur ces paramètres, en les optimisant ou en les calibrant par une procédure externe. La difficulté éprouvée sur le secteur Médoc résulte également de la structure de taille atypique (par rapport aux autres secteurs) (V.3.4.2).

La fonction de sélectivité utilisée dans ce modèle sert en fait à trois types de sélectivité :

- le premier type de sélectivité concerne l'outil de mesure (dans notre cas, une nasse de pêcheur professionnel) qui fait que certaines gammes de taille présentes dans le milieu ne sont pas ou mal représentées dans les échantillons prélevés.
- le second type de sélectivité concerne la pêche, en tant que mortalité anthropique, car cette dernière va ou non pêcher dans des proportions conformes à leur présence dans le milieu certaines gammes de taille d'anguilles. Ce type de sélectivité est en fait la vulnérabilité (III.2.3.6). Cette sélectivité est liée aux engins utilisés par la pêche. Notre échantillonnage étant fait auprès de la pêche professionnelle, elle reflète donc à la fois la sélectivité de l'outil de mesure et la sélectivité de la pêche. On considérera également que la pêche (professionnelle ou amateur qui utilisent les mêmes engins) est l'impact majeur sur les stocks d'anguilles jaunes des milieux étudiés ou en tout cas que les impacts autres que la pêche professionnelle ont une sélectivité identique à la pêche.
- Il existe un troisième type de sélectivité qui est lié à l'environnement. En effet, en fonction du milieu échantillonné, les micro-habitats dans lesquels on pêche, certaines gammes de taille peuvent être présentes ou non. Ce type de sélectivité est en fait l'accessibilité (III.2.3.6). Elle peut être une des explications de la différence de 7 cm de L_{50} constatée entre le secteur Garonne et la Garonne amont, alors même que le maillage est identique (10mm). Cependant, les caractéristiques des engins ne se limitent pas au maillage. En effet, les nasses utilisées en Garonne amont sont significativement différentes de celles utilisées dans la Gironde. Par exemple au lieu d'être cylindriques, elles sont semi-cylindriques afin de mieux résister au courant. Des essais ont été menés avec des nasses de Zone Mixte de Garonne en Garonne amont afin de connaître l'influence exacte de l'engin et celle de l'habitat, mais ils n'ont pu être

concluants à cause des faibles captures réalisées (de Lavergne, 2005).

Ce modèle n'est pas particulier à la pêche. En effet, nous mesurons l'impact anthropique au travers de la structure en taille et à aucun moment il n'est spécifié dans le modèle de quel type d'impact il s'agit. La fonction de sélectivité peut s'appliquer à d'autres impacts ou être neutralisée si besoin. En revanche, en l'état, et compte tenu des difficultés d'optimisation, il apparaît difficile de prendre en compte des impacts ayant des sélectivités fortement différentes les unes des autres.

L'utilisation de modèle en taille ou en âge est relativement classique en halieutique. Plusieurs modèles ont déjà été testés dans le cas de l'anguille. Des modèles d'analyse de cohorte de type VPA en longueur (Dekker, 1996 ; Sparre, 1979) ont été calibrés. Dans ces cas, la dynamique de migration d'argenteur est soit incorporée implicitement dans la mortalité naturelle (Dekker, 1996), soit explicitement au travers d'une relation fonction de la longueur mais déterminée à dire d'experts (Sparre, 1979). De Leo et Gatto (1995) ont proposé un modèle de processus à la fois en taille et en âge. Le modèle ELSA est très proche de ce modèle et peut en être par certains aspects une simplification. La mortalité naturelle est constante dans ELSA et suit une loi de Weibull fonction de l'âge dans le modèle de De Leo et Gatto ; la croissance est linéaire dans ELSA et suit une courbe de von Bertalanffy dans le modèle de De Leo et Gatto. La fonction d'argenteur est cependant améliorée dans ELSA (Lambert *et al.*, 2006). Svedäng (1999) et Cucherousset *et al.* (2007) ont utilisé une formulation très simplifiée de ce type de modèle mais ils avaient l'avantage de disposer d'informations issues de zones en réserve de pêche et considérées comme dépourvues d'impacts anthropiques.

Les mortalités trouvées sont supérieures, voire largement supérieures (jusqu'à 4 fois) à la mortalité naturelle estimée (Figure 111). On observe par ailleurs un gradient aval – amont dans les mortalités anthropiques, les plus élevées étant à l'aval et dans la sélectivité (L_{50} et pente), les plus fortes étant à l'amont. Ces observations sont relativement cohérentes avec les indicateurs halieutiques d'effort effectif et de capture décrits plus haut (IV.9.3.2) : les efforts effectifs et les captures des pêcheurs professionnels les plus élevés, ces dernières années, se trouvent dans l'Estuaire puis en Zone Mixte. Les informations dont nous disposons par ailleurs en Garonne amont ou en Dordogne amont confirment ce gradient des efforts effectifs professionnels (Conseil Supérieur de la Pêche, 2004). Quand on convertit les mortalités anthropiques en %SPY, l'écart entre Estuaire et Zone Mixte s'annule, ces secteurs montrant des %SPY aux alentours de 6% (Figure 113). Le contraste avec la Garonne amont reste cependant marqué, avec un %SPY environ 5 fois plus élevé. Le rapprochement entre les secteurs de l'Estuaire et la Zone Mixte en terme de %SPY est certainement dû aux différences de croissance considérées. Si l'on regarde simplement le nombre de pêcheurs professionnels en 2004 : il y avait 23 pêcheurs en Estuaire, 41 en Zone Mixte et seulement 2 en Garonne amont pour des longueurs de zones relativement équivalentes (de l'ordre de 60 à 80 km). À ces pêcheurs professionnels, il faudrait cependant rajouter les pêcheurs amateurs et braconniers ainsi que les autres sources d'impact pour mieux expliquer les chiffres constatés. Ils montrent cependant que la pression anthropique exercée sur la Gironde est plus forte que celle exercée en amont de la limite de marée dynamique. Il existe donc une certaine cohérence entre les pressions anthropiques et l'impact estimé par ELSA.

La corrélation entre mortalité anthropique et sélectivité (L_{50} et pente) est assez logique (Figure 112) et inhérente à ce type de modèle. En effet, si on considère une sélectivité forte, cela implique que les faibles tailles sont d'autant plus sous-estimées et que donc la décroissance en taille est plus forte, et avec elle, la mortalité anthropique doit augmenter.

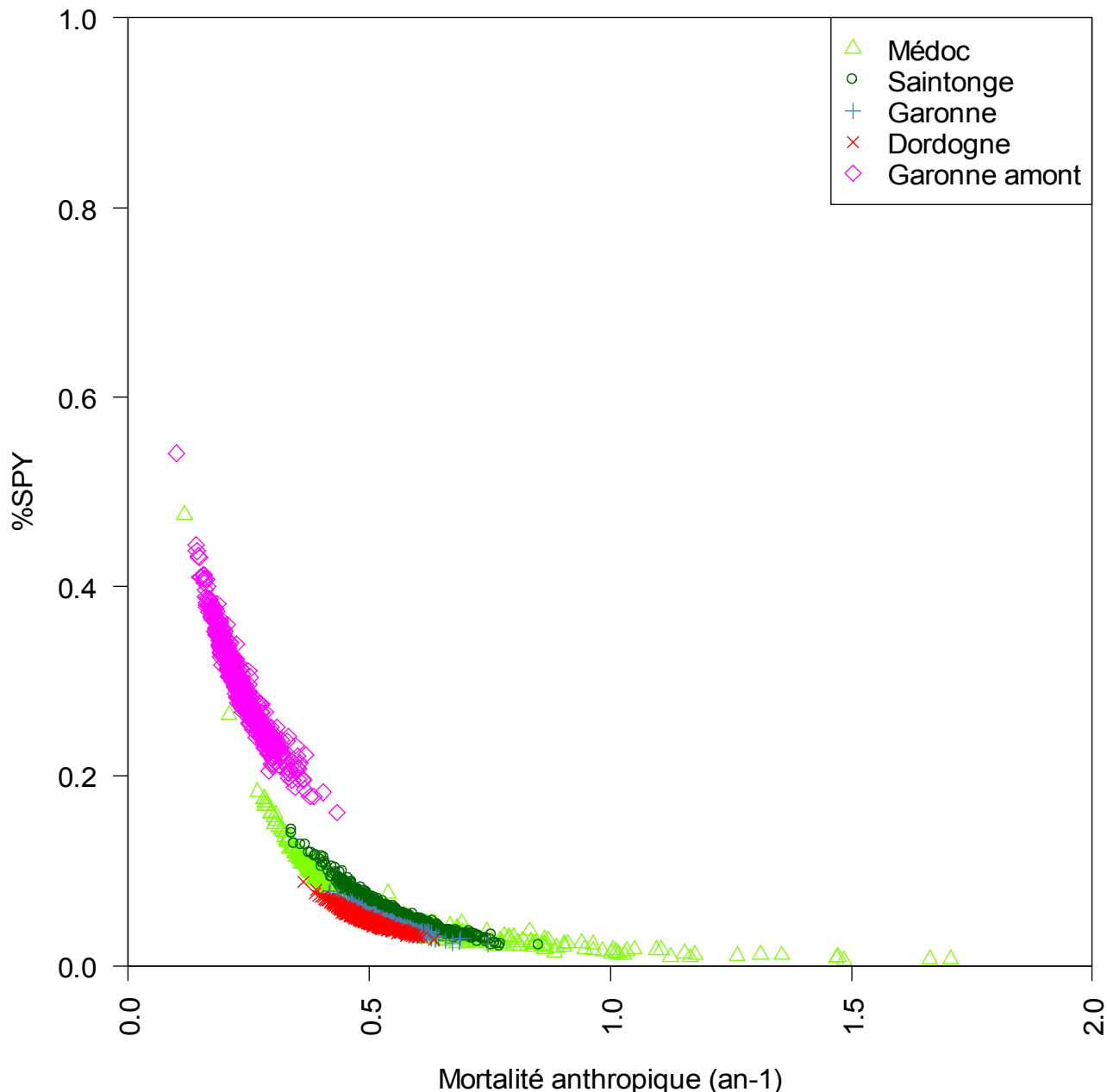


Figure 114 : relation entre le %SPY et la mortalité anthropique sur les 5 secteurs

La Figure 114 présente la relation existant entre mortalité anthropique et %SPY. Elle montre clairement que, hormis les variations liées au contexte local (notamment croissance et sélectivité), plus la mortalité anthropique augmente, plus le %SPY est faible et cette relation est de type exponentiel. On voit également que si l'on veut retrouver un %SPY de plus de 60%, il faut des mortalités anthropiques inférieures à la mortalité naturelle.

D'après l'ensemble de nos résultats, on déduit que, dans le contexte de la Gironde et même en amont de la limite de marée dynamique, la pression sur le stade jaune est à elle

seule largement trop importante pour respecter les préconisations du groupe de travail CECPI / CIEM sur l'anguille sur les mortalités (VI.2.2). Le nombre d'anguilles jaunes survivant jusqu'au stade géniteur sur les zones de pêche étudiées est grandement diminué. Les mesures effectuées dans d'autres hydrosystèmes français tels que des lacs (Adam, 1997), des zones de marais (Cucherousset *et al.*, 2007) ou des lagunes (Bevacqua *et al.*, 2007), ou européens (Dekker, 2000a ; Svedäng, 1999) montrent que les pressions sur les anguilles jaunes réduisent très fortement, voire annihilent les productions d'anguilles argentées. Compte tenu de la longue durée du stade anguille jaune, ce résultat n'est pas très étonnant : une faible mortalité exercée de manière prolongée se traduit par une forte mortalité au final. Cependant les résultats obtenus ne sont valables que dans la zone soumise à l'impact (ici les pêcheries). En effet, une nasse a un rayon d'action limité, de l'ordre de 200 m (Morrison et Secor, 2004). Donc même à l'intérieur de notre zone de pêche, notamment dans le cas des vastes secteurs estuariens, il est possible que certaines zones ne soient pas impactées par la pêche. Comme le montre Cucherousset *et al.* (2007), en fonction de l'importance de ces zones de réserves, qu'elles soient réglementaires ou de fait, l'impact global sur le stock sera plus ou moins important. Cependant en l'absence de réserves réglementaires, il est hautement probable que les pêcheurs se répartissent sur les zones les plus favorables à l'anguille et où les concentrations locales sont les plus importants. De plus, lors de notre échantillonnage et des entretiens avec les pêcheurs, nous avons constaté qu'une forte proportion d'entre eux pratique une tactique de "nomadisme", pêchant quelques jours à 2 semaines (sauf quelques exceptions) sur le même emplacement, puis se déplaçant. Les pêcheurs l'expliquent par le fait qu'ils épuisent localement le stock et confirment ainsi les résultats alarmant que nous obtenons. Ce nomadisme en outre augmente les surfaces affectées par les pêcheries et il convient donc de prendre ce phénomène en compte pour les évaluer. Par ailleurs, toujours lors de ces entretiens, il est apparu que dans les années 1980 et avant, la densité de pêcheurs sur la Dordogne et la Garonne était très élevée sur toute l'étendue de ces secteurs, à tel point que cette tactique de nomadisme n'était pas possible par manque d'emplacements. Il est donc probable que l'impact par le passé était également important, voire encore plus important qu'actuellement sur ces zones.

Nous montrons enfin que l'impact est beaucoup plus faible pour les mâles que pour les femelles. Ceci peut s'expliquer par le dimorphisme sexuel de l'anguille qui fait que les mâles mûrent plus rapidement et à une taille plus faible que les femelles et restent donc soumis à l'impact de la pêche moins longtemps.

VI.5. Ce qu'il faut retenir

Nous avons montré dans ce chapitre, comment à partir des indicateurs classiques de pêche et d'échantillonnages biologiques complémentaires simples, on pouvait estimer, par modélisation, l'impact des pêcheries de civelles et d'anguilles jaunes sur le stock d'anguilles de la Gironde. Si l'on cumule nos résultats (78% S/R sur le stade civelle et 6% SPY sur le stade jaune), on obtient un %SPR de l'ordre de 5%. Ce pourcentage pourrait être encore plus faible si l'on considérait les impacts entre le stade civelle et les anguilles jaunes exploitables, puis sur le stade argentée. Il pourrait, en revanche, être augmenté si les zones de pêches d'anguille jaune ne couvrent pas toute la Gironde. D'après ces résultats, il existe une très forte probabilité que la pression anthropique sur la Gironde soit trop élevée et aggrave la situation du stock. Cela se traduit par le fait que la Gironde ne contribue pas à la reproduction à la hauteur de son recrutement, c'est-à-dire

ne laisse pas s'échapper le nombre de géniteurs nécessaire au simple renouvellement des générations. Dans ces conditions, il apparaît indispensable de réduire la pression sur le stock, très vraisemblablement dans des proportions importantes, afin de pouvoir augmenter de manière forte le nombre de géniteurs s'échappant de cette zone qui devrait être très productive, compte tenu de sa position privilégié vis-à-vis du recrutement, des surfaces importantes en eau et de la bonne croissance permise par le milieu.

Un tel exercice reste à mener sur les autres espèces du bassin. Pour la grande alose et la lamproie marine qui sont pêchées lors de leur migration de reproduction, on peut envisager une adaptation du modèle GEMAC. En effet, une telle adaptation a déjà été testé dans le cas du Tibre (Ciccotti, 2007) où les engins de pêche sont fixes et s'apparentent à des filets-barrages. C'est la comparaison de la surface des filets à la surface de la section en eau qui a été faite en lieu et place de la comparaison des volumes filtrés au volume en eau de la zone de pêche. Cet exercice pourrait être particulièrement intéressant dans le cas de l'alose qui semble connaître des difficultés (IV.9.1). Le modèle mis en place (sur l'alose ou la lamproie marine) pourrait être validé par des opérations de marquages-recaptures. Pour la crevette blanche qui effectue tout son cycle à l'intérieur du bassin, des modèles classiques de dynamiques de population pourraient être appliqués.

Chapitre VII. Synthèse – proposition d'amélioration des systèmes de suivi des pêches

VII.1. Fonctionnement des systèmes obligatoires

VII.1.1. Suivi National de la Pêche aux Engins

Le Suivi National de la Pêche aux Engins (SNPE) est géré par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA, anciennement Conseil Supérieur de la Pêche, CSP). Il s'adresse depuis sa création en 1999, à tous les pêcheurs aux engins et aux filets qu'ils soient amateurs ou professionnels exerçant sur le domaine public fluvial (en amont de la limite de salure des eaux). Toutefois les marins-pêcheurs exerçant sur les zones mixtes déclarent au système CNTS (VII.1.2), sans déclarer au SNPE³³.

Chaque pêcheur doit³³ déclarer chaque mois, grâce à des fiches de pêche, les captures qu'il a réalisé pour chaque sortie de pêche, par espèce, engin et lot de pêche (Anonyme, 2004). Il adresse ces déclarations soit directement au Conseil Supérieur de la pêche, soit par l'intermédiaire d'une structure relais (Migradour pour l'Adour et l'AADPPEDG pour la Gironde, voir VII.2 pour la Gironde).

Ces déclarations sont saisies et exploitées de manière centralisée. Le SNPE a produit une synthèse (Conseil Supérieur de la Pêche, 2004), récapitulant les résultats de 1999 à 2002 et peut être interrogé au cas par cas (Anonyme, 2004). La saisie des fiches de pêche s'est cependant interrompue fin juin 2003 à cause de limites techniques liées à la base de données utilisée (Conseil Supérieur de la Pêche, 2006). Une nouvelle structure informatique a été mise en place et la saisie a repris au cours de l'été 2007. Cette saisie, et le rattrapage des données accumulées, est effectuée par un sous-traitant. Nous nous baserons donc sur l'exploitation faite des données de 1999-2002 (Conseil Supérieur de la Pêche, 2004) pour appuyer notre diagnostic. Cette exploitation montre par grands secteurs de rivières les captures des amateurs et des professionnels et pour certaines espèces (civelle, lamproie, alose) et estuaires (Adour, Gironde, Loire), les efforts effectifs et les CPUE.

VII.1.2. Système CNTS

Une partie des informations de ce paragraphe est extrait de Bolopion *et al.* (2000). Le système est en cours de refonte. Il répond désormais à l'acronyme SIP (Système d'Information de la Pêche). Nous donnerons également les éléments plus récents portés à notre connaissance (Collet, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture, com. Pers.).

Ce système permet de suivre les marins-pêcheurs (professionnels) pratiquant sur le domaine public maritime, sur le domaine public fluvial en aval de la limite de salure des eaux) et par "dérogation", ceux exerçant sur le domaine public fluvial dans les zones mixtes (VII.1.1). La déclaration s'effectue sur la base du bateau. Le système distingue, pour les pêcheries qui nous intéressent, les bateaux de plus et de moins de 10m. Les bateaux de plus de 10m doivent tenir des journaux de bord (logbook) qu'ils transmettent à chaque marée à la Direction Départementale des Affaires Maritimes (DDAM) et qui seront saisis par le Centre National de Traitements Statistiques (CNTS). Les bateaux de moins de 10m remplissent des fiches de pêche qu'ils transmettent chaque mois à la DDAM ou qui sont collectées par les enquêteurs halieutiques de l'IFREMER. Ces fiches sont saisies

33 arrêté du 17 novembre 2003, JORF du 4 janvier 2004 p 362-366.

par l'IFREMER et transmises au CNTS. Les pêcheurs (bateau de plus et de moins de 10m) déclarent leurs captures par marée, engin, espèce et zone de pêche.

Ce système a été conçu pour répondre aux règlements européens et notamment pour la gestion des TAC et quotas. Les pêches fluvio-estuariennes n'étant pour l'instant soumis à aucun TAC et les poissons capturés n'étant que marginalement vendus en criée, ce système n'est que peu adapté aux caractéristiques de ces pêches à tel point que Bolopion *et al.* (2000) parlent de « vide statistique » pour les navires de petite pêche.

Les synthèses disponibles au public sont rares. L'IFREMER met à disposition sur son site internet³⁴ des « synthèse des flottilles de pêche » qui sont en partie issues du système CNTS. Ces synthèses ne présentent toutefois que des données d'effort et de chiffres d'affaires au mieux par quartier maritime. Les chiffres de captures (a fortiori de CPUE) restent indisponibles et le découpage par quartier maritime n'est pas pertinent pour les pêches fluvio-estuariennes (un estuaire est pêché par les ressortissants de plusieurs quartiers, et les ressortissants d'un quartier pêchent sur plusieurs estuaires).

VII.2. Comparaison systèmes obligatoires / système Cemagref

La confrontation des résultats du systèmes CNTS et ceux obtenus par le système Cemagref a été menée sur la Gironde. Les chiffres issus de l'étude PECOSUDE (Castelnaud et Cauvin, 2002) sont donnés au Tableau XXVI. Ils confirment que des écarts importants peuvent exister entre les estimations du Cemagref ou de notre travail (considéré ici comme référence car a priori plus fiable) et les chiffres issus du système CNTS. Les captures totales du CNTS ne représentent que 40% (44%) de celles que nous avons estimées (ou du Cemagref) et, en fonction des métiers, entre 24% et 55% (entre 29% et 56%).

Lors de la mise en place du métier drossage pour la pêche de la civelle dans la Zone Mixte de Gironde, un carnet "obligatoire" a tout spécialement été mis en place pour suivre la pêche de cette espèce. Les études de ces carnets montrent que les chiffres produits sont, avec une incitation à le remplir correctement (attribution de licence, renouvellement de l'autorisation drossage et suivi par l'association de pêcheurs, AADPPEDG), plus proches de ceux du Cemagref, mais restent inférieurs avec 80% des captures totales en moyenne pour le métier drossage et 82% pour le métier tamis pour les saisons 1996 à 1999 (Castelnaud, 1997 ; Castelnaud, 1998 ; Castelnaud, 1999 ; Castelnaud et Carpentier, 1996). Plus largement, on peut comparer les chiffres issus du Système SNPE du CSP (Conseil Supérieur de la Pêche, 2004) à ceux du Cemagref (rapports EDF) et de notre travail pour la Zone Mixte de Gironde. Les chiffres du Tableau XXVII sont les moyennes pour les années 2000-2002. Tout d'abord le taux de retour (nombre de pêcheurs déclarants par rapport au nombre de licences délivrées) est plutôt élevé (91%), il est d'ailleurs le plus élevé de tous les secteurs français. Ce taux de retour a été utilisé pour corriger le total des déclarations. Les chiffres du CSP représentent entre 75% et 89% des estimations du Cemagref selon les espèces et 78% du total. Ces chiffres sont donc assez proches surtout si l'on considère que 20% des licences délivrées en Zone Mixte de Gironde entre 2000 et 2002, le sont à des Marins-pêcheurs et que cette catégorie, qui ne déclarent pas directement au CSP, n'est pas prise en compte dans les chiffres du CSP.

34 <https://www.ifremer.fr/isih/>

Tableau XXVI : comparaison des captures totales (en t) de 1999 en Estuaire obtenu dans ce travail, par Girardin et al. (2006) dans le cadre des rapports EDF (système Cemagref) et par le CRTS par analyse du système CNTS (Castelnaud et Cauvin, 2002)

	Ce travail	Cemagref		CNTS	
		valeur	rapport	valeur	rapport
Grande alose	51.3	49.8	97%	28.0	55%
Lamproie marine	7.3	6.5	90%	3.1	43%
Civelle	35.4	40.6	115%	16.6	47%
Anguille jaune	14.2	14.2	100%	4.1	29%
Crevette blanche	55.0	36.3	66%	13.3	24%
Total	163.2	147.5	90%	65.3	40%

Tableau XXVII : comparaison des captures totales moyennes (en t) de la Zone Mixte entre 2000 et 2002 obtenu dans ce travail, par Girardin et al. (2006) dans le cadre des rapports EDF et par le Conseil Supérieur de la pêche à partir de l'analyse du SNPE (2004)

	Ce travail	Cemagref		SNPE	
		valeur	rapport	valeur	rapport
Grande alose	309.2	310.9	101%	240.9	78%
Lamproie marine	81.6	80.7	99%	65.3	80%
Civelle	4.6	4.1	89%	4.1	89%
Anguille jaune	6.0	5.7	94%	5.1	84%
Crevette blanche	8.0	8.6	108%	6.0	75%
Total	409.4	410.0	100%	321.4	78%

VII.3. Proposition d'améliorations des systèmes obligatoires

Nous allons proposer des améliorations afin de pallier aux échecs actuels des systèmes obligatoires. Des propositions d'amélioration du système Cemagref sont données en annexe L.

Tout d'abord, il convient de revenir sur les objectifs des statistiques de capture. Pour cela, il semble bon de rappeler quelques principes. L'article 7.4.4. du code de conduite pour une pêche responsable (FAO, 1995) précise que : « Les États devraient veiller à ce que des statistiques actuelles, complètes et fiables sur l'effort de pêche et les captures soient collectées et conservées conformément aux normes et pratiques internationales applicables, et veiller à ce qu'elles soient suffisamment détaillées pour permettre une analyse statistique valable. Ces données devraient être mises à jour régulièrement et vérifiées au moyen d'un système approprié. Les États devraient les rassembler et les diffuser en respectant les critères applicables pour en préserver le caractère confidentiel. » La FAO (1999) précise de plus que : « la collecte de données n'est pas une fin en soi mais est essentielle pour que les décisions soient prises en connaissance de cause. » En s'appuyant sur ces recommandations, on peut considérer qu'un bon système de collecte de statistiques de pêche doit servir à une bonne connaissance de la pêcherie et des stocks afin d'en assurer une meilleure gestion. Les systèmes doivent donc être à même

de remplir l'objectif biologique (III.2.1.2) en fournissant des efforts nominaux et effectifs, des captures et des CPUE. Ces indicateurs doivent être produits pour des zones géographiques pertinentes (l'estuaire dans son entier, par exemple) et être le plus proche de la réalité possible (représentativité et exactitude des données).

Les systèmes obligatoires tels qu'ils existent actuellement semblent faillir dans deux domaines cruciaux :

- les chiffres produits peuvent être relativement éloignés de la réalité (sous-déclaration) ;
- l'exhaustivité recherchée n'est pas atteinte (non-déclaration) et il y a une fluctuation du nombre de déclarants (Anonyme, 2004) qui engendre les mêmes difficultés qu'un système de type Cemagref.

Ces écueils sont relativement classiques dans les systèmes exhaustifs (FAO, 2001). Les raisons de ces écueils ont déjà été exposées (II.2.3) ; parmi celles-ci on retiendra les manquements suivants :

- pas d'objectifs clairs : socio-économique ou biologique (III.2.1), gestion des pêcheries et des espèces ;
- pas ou peu de retour d'informations vers le pêcheur, de présentation, de disponibilité et d'accès aux résultats en général ;
- peu de relais de terrain efficaces, permettant véritablement d'encadrer et de sensibiliser les pêcheurs et de fiabiliser les données collectées.

Les deux systèmes obligatoires ont, comme point commun, de viser l'exhaustivité et celle-ci peut être atteinte :

- grâce à des mesures contraignantes : en appliquant des sanctions aux pêcheurs ne déclarant pas, comme le non-renouvellement des licences de pêche. Cette contrainte existe déjà, au moins en amont de la limite de salure des eaux, où la résiliation du bail de pêche ou le retrait de la licence de pêche peut sanctionner l'absence de déclaration³⁵. À notre connaissance néanmoins, cette sanction n'est que très rarement appliquée. Elle nécessite une coordination entre services gestionnaires qui délivrent les licences (ou gèrent les baux de pêche) et les organismes responsables de la collecte et de la saisie des données, pour que le lien soit fait entre les détenteurs de licences et les déclarants.
- en incitant les pêcheurs à déclarer, en démontrant l'intérêt de ces systèmes, par des retours réguliers d'informations et en simplifiant, au maximum, les informations demandées aux pêcheurs et les formulaires à remplir.
- en accompagnant les pêcheurs sur le terrain avec un enquêteur qui a un rôle de conseil, d'explication, de stimulation, qui crée un environnement de confiance et de réciprocité, qui pense à la véracité des déclarations. Cette dernière solution semble être plutôt efficace puisque les pêcheurs fluviaux de la Gironde qui bénéficient d'un tel relais sont, de loin, ceux qui déclarent le plus (et le mieux ?) avec 91% de taux de retour, contre 61% en moyenne pour l'ensemble des professionnels fluviaux en France.

35 Article 27 et 32 de l'annexe de l'arrêté du 17 novembre 2003, JORF du 4 janvier 2004 p 362-366.

L'exhaustivité n'est cependant pas une nécessité absolue. Caddy et Bazigos (1988) soulignent que la méthode exhaustive est « l'une de celles qui sont adoptées par la plupart des départements des pêches, cependant elle est non seulement plus chère mais elle risque presque à coup sûr d'aboutir à des sous-estimations des principaux paramètres. ». Nous proposons donc de mettre en place un système mixte où l'on demandera un minimum d'informations à l'ensemble de la population de pêcheurs et des informations plus précises à un échantillon de pêcheurs volontaires, suivis de près, permettant de s'assurer des données les plus fiables possibles. Nous pourrions ainsi bénéficier de l'avantage de l'exhaustivité pour les paramètres descriptifs indispensables, sur les métiers et les calendriers de pêche par exemple, et pour replacer l'échantillon dans la population totale et de l'avantage de la sélection des pêcheurs pour des données précises et détaillées de capture et d'effort effectif.

Les efforts nominaux par métier et par zone sont la première information à obtenir. Cette information capitale est sans doute celle qui fait le plus défaut au système par échantillonnage comme celui du Cemagref. On peut acquérir un effort nominal global potentiel en recensant les détenteurs de chaque type de licences et plus généralement de droits de pêche (IV.1.1). Ce recensement doit s'effectuer sur une zone pertinente (estuaire, bassin versant ...) et nécessite l'établissement d'une base de données rassemblant les informations des différents services gestionnaires. Il faudra également établir une typologie des licences, car les droits de pêche qui leur sont associés peuvent évoluer dans le temps ou varier considérablement d'une zone à l'autre (estuaire maritime / zone mixte, d'un lot de pêche à l'autre, d'un service gestionnaire à l'autre, d'un département à l'autre ...). Ce travail effectué, nous disposerons d'une base solide indispensable pour cerner au mieux la population étudiée et pour évaluer le taux de déclaration (système obligatoire) ou le taux d'échantillonnage (système par échantillonnage). Le passage de l'effort nominal global potentiel à l'effort nominal réel par métier et par zone de pêche s'effectue dans l'idéal grâce au système exhaustif qui, par construction, doit fournir ce type d'informations. En effet, la pratique réelle d'un métier sur une zone donnée ne devrait pas être une donnée "sensible"³⁶ à collecter et cette information doit être demandée à tous les pêcheurs.

Les données d'efforts effectifs et de capture semblent par contre beaucoup plus sensibles et sont sources de mauvaises déclarations. Les moyens humains ou financiers limités et les réalités et contraintes sociologiques font que tous les pêcheurs ne peuvent pas être suivis de cette manière et cette phase pourra donc s'accommoder d'un échantillonnage de pêcheurs coopératifs. Les données d'effort nominal acquises auprès de l'ensemble de la population (voir plus haut) serviront alors à extrapoler les données de l'échantillon à la population entière (III.3.3, IV.2 et IV.3).

Les calculs de CPUE nécessitent d'avoir des données très précises et informées, en particulier d'effort, afin de prendre en compte au mieux les variations de capturabilité. Cette condition nous ramène aux données de l'échantillon de pêcheurs coopératifs.

En résumé, en allant de l'effort nominal à la CPUE, la donnée devient de plus en plus sensible et nécessite de moins en moins d'avoir des données exhaustives. Le système "mixte" qui en découle est un système où tous les pêcheurs déclareraient mais où on ne demanderait pas les mêmes informations à tous :

36 i.e. difficile à obtenir de manière fiable car les pêcheurs auront tendance à mal la déclarer pour diverses raisons : peur du non respect de la confidentialité et notamment des utilisations à des fins fiscales et plus généralement peur de l'utilisation que l'on peut faire de ses données.

- tous les pêcheurs devraient fournir les données d'effort nominaux, avec les métiers pratiqués associés aux zones de pêche et éventuellement les mois/quinzaines où ces métiers sont pratiqués. De manière facultative, on pourrait demander la capture totale annuelle ou mensuelle par métier.
- un groupe de pêcheurs plus restreint serait sollicité de manière individuelle, sur la base du volontariat et dans une atmosphère de confiance, pour obtenir des données journalières, ou par sortie, de capture et d'effort effectif par métier et par zone. On pourrait s'appuyer sur ce groupe pour faire des échantillonnages biologiques le cas échéant. Ces échantillonnages, en plus d'apporter des informations biologiques, permettent de resserrer les liens entre les pêcheurs et le "système de suivi des captures". Ce groupe de pêcheurs sera d'autant plus large que le système aura fait ses preuves et que la confiance s'installera (voir évolution du réseau Cemagref, IV.1.1.2). Le suivi (enquête, saisie des données) du réseau Cemagref a représenté jusqu'à près du tiers de la population totale, soit 60 pêcheurs, pour un coût de quelques mois.homme. De même, le suivi (enquête, saisie des données et quelques échantillonnages biologiques) de toute la population des professionnels fluviaux de la Gironde par l'association de pêcheur (AADPPEDG), soit un peu plus de 80 pêcheurs, nécessite un seul enquêteur halieutique à temps partiel. On peut donc espérer qu'une bonne partie des pêcheurs, si ce n'est une majorité, participe à terme à ce groupe de pêcheurs volontaires.

Il convient également que tous les pêcheurs d'une même zone déclarent auprès du même système de suivi. Notamment, les marins-pêcheurs exerçant dans la Zone Mixte devraient déclarer de la même manière que les professionnels fluviaux de cette même zone. L'absence actuelle de cohérence entraîne la confusion dans les résultats dont on ne sait plus au final (et en dehors des problèmes d'exhaustivité indiqués plus haut) s'ils représentent ou non l'ensemble des catégories de pêcheurs professionnels. De même dans l'idéal, sur les zones pertinentes sur le plan biogéographique (estuaire, ou bassin versant), il serait souhaitable que tous les pêcheurs (marin en estuaire maritime et pêcheurs de la zone mixte) déclarent au même système de suivi ou au minimum que les systèmes de suivi produisent des synthèses communes.

Enfin les échantillonnages biologiques et l'évaluation des impacts devraient être pleinement intégrés à ce système. Les échantillonnages sont d'ailleurs obligatoires pour l'anguille³⁷. Ils apportent des informations essentielles à la compréhension du fonctionnement des espèces et à l'évaluation de leur abondance. Il convient néanmoins d'adapter ces échantillonnages aux caractéristiques des espèces : par exemple, l'anguille jaune étant un stade relativement long, un échantillonnage annuel n'est pas forcément pertinent, alors que pour la grande alose et la lamproie marine, chaque remontée peut présenter des caractéristiques totalement différentes, de même pour la crevette blanche qui a une faible durée de vie (voir Annexe L pour un plan d'échantillonnage plus détaillé). L'évaluation des impacts permet, quant à elle, d'améliorer la gestion des espèces en fixant des limites permettant une exploitation durable des espèces. Ces évaluations pourraient être périodiques et faire l'objet de travaux particuliers.

37 Règlement 199/2008 publié au JOUE le 05/03/2008

VII.4. Ce qu'il faut retenir

Nous avons décrit brièvement le fonctionnement actuel des systèmes de suivi obligatoires (VII.1). Une comparaison des résultats de ces systèmes sur la Gironde avec ceux du système Cemagref montre qu'ils existent des écarts pouvant être très importants (VII.2). À partir de l'analyse de ces échecs, nous proposons des améliorations des systèmes de suivi obligatoires en mettant au point un système mixte : exhaustif pour certains paramètres et basé sur une sélection de pêcheurs coopératifs pour d'autres, tout en recentrant la présence de terrain (VII.3). La qualité des données devraient alors être améliorée, sans pour autant « abandonner » les pêcheurs non coopératifs. Enfin nous proposons des améliorations pour le système Cemagref passant par une révision du mode de saisie et par la mise en place d'un plan d'échantillonnage biologique (Annexe L). Ce plan d'échantillonnage biologique devrait également être appliqué aux systèmes de suivi obligatoires.

Chapitre VIII. Conclusion

Nous avons vu, au cours de ce travail, les différentes étapes nécessaires au bon fonctionnement d'un système de suivi statistique. L'étape initiale et primordiale est de déterminer (et de faire connaître) l'objectif d'un tel système. Nous considérons que l'objectif majeur des systèmes de suivi doit être le suivi des espèces et la gestion des pêcheries afin de les rendre durables (objectif biologique : III.2.1).

Dans cette optique, la Figure 115 résume les éléments d'un système de suivi et leurs interactions. L'acte de pêche se situe à la base de ce système. Le pêcheur remplit des fiches de pêche contenant notamment des informations sur son effort et sa capture (III.2). Le recueil de ces données et leur saisie occupent une place importante dans le système de suivi et vont définir les interactions du système avec le pêcheur et ainsi influencer sur la qualité des données récoltées (VII). Une fois ces données de qualité engrangées, il convient de leur appliquer les traitements statistiques les plus appropriés afin, notamment, de tenir compte des changements de capturabilité dans le calcul des indicateurs halieutiques (IV). Ces indicateurs halieutiques permettent de suivre l'évolution de l'abondance des différentes espèces (IV.9). Les diagnostics obtenus à partir des indicateurs halieutiques peuvent être affinés par les données sur les espèces et sur les engins utilisés acquises lors d'échantillonnages biologiques (V). L'ensemble de ces données est analysé par modélisation, afin d'évaluer l'impact de ces pêcheries sur les espèces exploitées (VI). Tous ces résultats doivent être synthétisés avant d'être restitués auprès des gestionnaires afin d'ajuster leur gestion à l'évolution des espèces et des pêcheries, et des pêcheurs afin de leur montrer comment leurs données sont utilisées. Ce retour d'informations n'est pas à négliger car il permet d'entretenir la mobilisation des pêcheurs et ainsi de maintenir la qualité des données.

Nous avons montré au cours de ce travail comment ces différentes étapes pouvaient être franchies au mieux. La Gironde présente l'avantage d'avoir à la fois des données des systèmes obligatoires et des données, de meilleure qualité, d'un système recherche. Toutefois les méthodes développées ici sont transposables à toutes les pêches fluvio-estuariennes françaises et, sans doute européennes, pour peu qu'il y ait un souci de bonne gestion des espèces.

Avec ces méthodes, nous avons ainsi pu déterminer l'évolution au cours des 6 dernières décennies de quatre espèces de la Gironde ainsi que des pêcheries qui les exploitent (IV.9). Ces évolutions sont cohérentes avec des données indépendantes de notre travail (IV.8). Les pêcheries sont, sur la Gironde, comme sur de nombreux estuaires, une source de données précieuse et assez unique permettant de connaître l'évolution de ce milieu naturellement changeant et soumis à de nombreux impacts anthropiques.

Les données de pêcheries fournissent également de nombreuses informations sur l'écologie des espèces exploitées. Nous avons ainsi pu étudier la réponse des espèces aux variables environnementales (IV.6) et l'évolution d'un certain nombre de leurs traits d'histoire de vie (V).

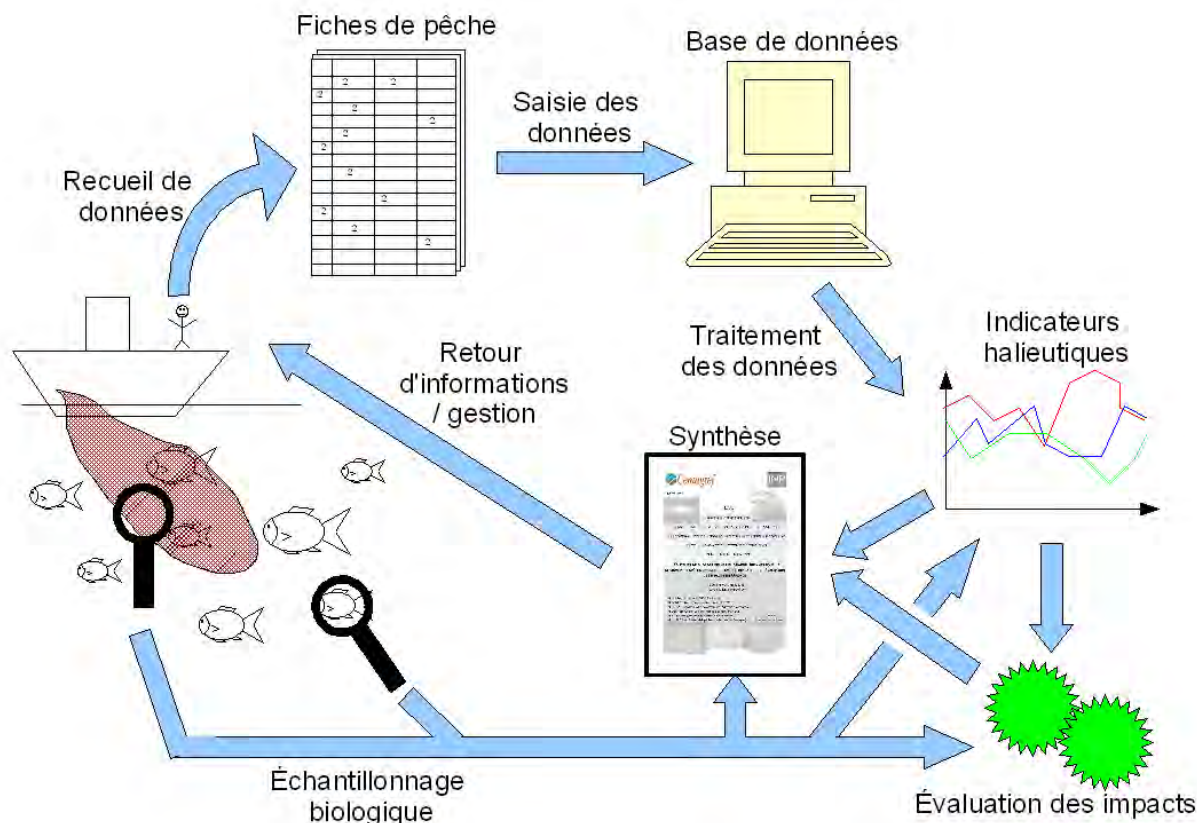


Figure 115 : schéma de fonctionnement d'un système de suivi des pêches

Ils subsistent cependant encore quelques zones d'ombre ou au moins des éléments à approfondir :

- La situation de la grande alose s'est dégradée récemment et de manière importante. Cette chute de l'abondance s'accompagne de changement dans les traits d'histoire de vie. L'inclusion de ces nouvelles données dans le modèle de dynamique de population de Martin-Vandembulcke (1999) paraît indispensable afin d'identifier les éventuelles causes et d'ajuster la gestion.
- La lamproie marine montre des traits d'histoire de vie très contrastés entre la Garonne et la Dordogne. Aucune explication satisfaisante n'a été trouvée. La résolution de cette "énigme" pourrait être d'importance pour la gestion de ces pêcheries et l'écologie de cette espèce, si l'hypothèse du homing était confirmée.
- La chute de l'abondance de l'anguille est assez claire. Nous avons ici présenté des méthodes permettant d'estimer l'impact des pêcheries de civelles et d'anguilles jaunes. Elles nécessitent toutefois d'être fiabilisées et précisées, notamment pour ELSA, la zone d'influence des pêcheries à l'intérieur des zones, qui permettra de calculer l'impact réel des pêcheries sur le stock. Ces méthodes pourraient être adaptées aux autres espèces de la Gironde ou utilisées sur d'autres estuaires ou fleuves, ce qui permettrait de valider plus facilement ces méthodes.
- L'évolution de l'abondance des crevettes blanches reste incertaine à cause des divergences constatées entre la pêche professionnelle et les pêches scientifiques.

Cette zone d'ombre pourrait être d'autant plus préjudiciable qu'une espèce envahissante est apparue.

Nous n'avons pas abordé dans ce travail l'évaluation des indicateurs halieutiques et de l'impact des pêcheries sur les espèces capturées de manière accessoire. En effet, même si la pêche est durable sur l'espèce exploitée, les captures accessoires peuvent mettre en danger d'autres espèces, d'autant que les informations sont souvent rares sur ces espèces. Sur la Gironde, on notera comme espèces accessoires de la pêche au filet tramail (grande alose et lamproie filet) l'alose feinte (*Alosa fallax*), le saumon atlantique (*Salmo salar*), pour la pêche de la civelle au pibalour et de la crevette au haveneau de nombreux juvéniles de différentes espèces (voir par exemple Guérault et Desaunay, 1990 ; Taverny, 1991), pour la pêche des crevettes aux nasses, les anguilles jaunes...

Ce travail constitue donc une base solide pour l'amélioration des systèmes de suivi des pêches fluvio-estuariennes afin d'assurer une meilleure gestion des espèces, même si certains éléments restent à préciser, notamment concernant l'écologie des espèces.

Bibliographie

- Anonyme, 1974. Monographie des pêches maritimes. Affaires Maritimes, Quartier de Bordeaux.
- Anonyme, 1977. Premières observations sur les ressources halieutiques de l'estuaire de la Gironde. CTGREF, Bordeaux. Rapport annuel, n°1. 85p.
- Anonyme, 1979. Etude halieutique de l'estuaire de la Gironde. CTGREF / EDF, Bordeaux. 189p.
- Anonyme, 1987. Les captures de poissons migrateurs dans les estuaires français depuis le milieu du XIXème siècle. CREBS / ENSAR, Rennes. Rapport final. 48p.
- Anonyme, 2004. Le Suivi national de la pêche aux engins. *Le pêcheur professionnel* **48**: 10-14.
- Acolas M., Veron V., Jourdan H., Begout M., Sabatie M. et Bagliniere J., 2006. Upstream migration and reproductive patterns of a population of allis shad in a small river (L'Aulne, Brittany, France). *ICES Journal of Marine Science* **63**: 476-484.
- Adam G., 1997. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758): dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Thèse de doctorat en hydrobiologie, Université Paul Sabatier, Toulouse, 353p.
- Akaike H., 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In Petrov B. & Csàki F. (Eds.), *Second international symposium on information theory*. Akademiai Kiado, Budapest, 267-281.
- Albiges C. et Rochard E., 1985. Etude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde. 1984. Cemagref, Bordeaux. Contrat EDF. 175p.
- Alexandrino P., Faria R., Linhares D., Castro F., Le Corre M., Sabatié M.R., Baglinière J.L. et Weiss S., 2006. Interspecific differentiation and intraspecific substructure in two closely related clupeids with extensive hybridization, *Alosa alosa* and *Alosa fallax*. *Journal of Fish Biology* **69**: 242-259.
- Almeida P., Quintella B.R. et Dias N.M., 2002a. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). *Hydrobiologia* **483**: 1-8.
- Almeida P.R., Quintella B.R., Dias N.M. et Andrade N., 2002b. The anadromous sea lamprey in Portugal: biology and conservation perspectives. In Moser M., Bayer J. & MacKinlay D. (Eds.), *International Congress on the Biology of Fish. The biology of lampreys*. Vancouver, Canada, 49-58.
- Almeida P.R., Silva H.T. et Quintella B.R., 2000. The migratory behaviour of the sea lamprey *Petromyzon marinus* L., observed by acoustic telemetry in river Mondego (Portugal). In Moore A. & I R. (Eds.), *Advances in fish telemetry*. CEFAS, Lowestoft, Suffolk, 99-108.
- Arreguin-Sanchez F., 1996. Catchability: A key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **6**: 221-242.
- Aurousseau J.M., 1984. Eléments d'écologie de la crevette blanche, *Palaemon longirostris* (H. Milne Edwards, 1837), dans l'estuaire de la Gironde. Dynamique de la population et production. Thèse de doctorat en Biologie animale - écologie, Université

- Pierre et Marie Curie - Paris 6, 227p.
- Babut T., 2005. Etude de la structure de la population et des déformations de l'exosquelette de la crevette blanche (*Palaemon longirostris*) de l'estuaire de la Gironde. Master professionnel en Aquaculture, Université de Caen Basse-Normandie, 37p.
- Baglinière J.L., Sabatié M.R., Rochard E., Alexandrino P. et Aprahamian M.W., 2003. The Allis Shad *Alosa alosa*: Biology, Ecology, Range, and Status of Populations. In Limburg K. & Waldman J. (Eds.), *Biodiversity, Status, and Conservation of the World's Shads*. American Fisheries Society Symposium, **35**. Baltimore, MD, 85-102.
- Baisez A., 2001. Optimisation des suivis d'abondances et des structures de taille de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.) dans un marais endigué de la côte atlantique: relation espèce - habitat. Thèse de doctorat en Ecologie aquatique, Université de Toulouse III - Paul Sabatier, 392p.
- Balik I. et Cubuk H., 2000. Efficiency of capture of tench, *Tinca tinca* L. by trammel nets of monofilament and multifilament net twine combinations. *Fisheries Management and Ecology* **7**: 515-521.
- Barral M., 2001. Etude préliminaire à la mise en place d'un tableau de bord anguille sur le bassin Rhône -Méditerranée-Corse. Association Migrateurs Rhône-Méditerranée, Arles. 93p.
- Barry S.C. et Welsh A.H., 2002. Generalized additive modelling and zero inflated count data. *Ecological Modelling* **157**: 179-188.
- Beamish F.W.H., 1980. Biology of the North American anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 1924-1943.
- Beaulaton L. et Briand C., 2007. Effect of management measures on glass eel escapement. *ICES Journal of Marine Science* **64**: 1402-1413.
- Beaulaton L. et Castelnaud G., 2005. The efficiency of selective tidal stream transport in glass eels entering the Gironde (France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **378-379**: 5-21.
- Beaulaton L. et Castelnaud G., sous presse. Abundance trends of glass eels (*Anguilla anguilla*) between 1978 and 1999 from fisheries data in the Gironde basin, France. In Casselman J. & Cairns D. (Eds.), *Eels at the edge: Science, Status, and Conservation Concerns. Proceedings of the 2003 International Eel Symposium*. American Fisheries Society Symposium Publication, Bethesda, Maryland, USA.
- Beaulaton L., Béguer M., Croze O., Jateau P., Lassalle G., Lochet A. et Rochard E., 2006. River restoration and diadromous fish, do they benefit from their press coverage?. In *Fish, River Assessment and River Restoration*. Cemagref, Aix en Provence, France.
- Beaulaton L., Taverny C. et Castelnaud G., 2008. Status of the European stock of sea lamprey (*Petromyzon marinus*): abundance, exploitation and biological characteristics of adult migrants entering the Gironde (France). *Fisheries Research* **92**: 90-101.
- Béguer M., 2005. Analyse de l'importance relative du régime thermique et des caractéristiques des bassins versants dans la distribution des assemblages de poissons migrateurs amphihalins de l'Europe de l'Ouest. Master II en Systèmes écologiques, mention fonctionnement et dysfonctionnement des écosystèmes aquatiques, Université

- de Bordeaux I, 33p.
- Béguer M., Beaulaton L. et Rochard E., 2007a. Distribution and richness of diadromous fish assemblages in Western Europe: large scale explanatory factors. *Ecology of Freshwater Fish* **16**: 221-237.
- Béguer M., Girardin M. et Boët P., 2007b. First record of the invasive oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 in France (Gironde estuary). *Aquatic Invasions* **2**: 132-136.
- Ben Abdallah L., 1991. L'exploitation des poissons migrateurs dans les estuaires atlantiques français. Mémoire ISPA en Halieutique, Institut Supérieur des Production Animales de Rennes, Rennes, 137p.
- Bergstedt R.A. et Seelye J.G., 1995. Evidence for lack of homing by sea lampreys. *Transactions of the American Fisheries Society* **124**: 235-239.
- Bertin L., 1951. Les anguilles. Variation, croissance, euryhalinité, toxicité, hermaphrodisme juvénile et sexualité, migrations, métamorphoses. Payot, Paris. 188p.
- Bevacqua D., Melia P., Crivelli A.J., Gatto M. et De Leo G.A., 2007. Multi-objective assessment of conservation measures for the European eel (*Anguilla anguilla*): an application to the Camargue lagoons. *ICES Journal of Marine Science* **64**: 1483–1490.
- Beverton R.J.H., 2002. Reflections on 100 years of fisheries research. In Anderson E. (Ed.), *The Raymonf J.H. Beverton lectures at Woods Hole, Massachusetts. Three lectures on Fisheries science given May 2-3, 1994*. U.S. departement of commerce, NOAA technical memorandum, NMFS-F/SPO-54, 107-158.
- Bigelow K.A., Boggs C.H. et He X.I., 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography* **8**: 178-198.
- Bird D.J., Potter I.C., Hardisty M.W. et Baker B.I., 1994. Morphology, body size and behaviour of recently-metamorphosed sea lampreys, *Petromyzon marinus*, from the lower river Severn and their relevance to the onset of parasitic feeding. *Journal of Fish Biology* **44**: 67-74.
- Blackwell B.G., Brown M.L. et Willis D.W., 2000. Relative weight W_r status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science* **8**: 1-44.
- Boigontier B. et Mounié D., 1984. Contribution à la connaissance de la dynamique de la macrofaune benthodémersale et pélagique en Gironde. Tentatives et difficultés pour relativiser l'impact mécanique d'une centrale nucléaire: le Blayais (Gironde). Doctorat de 3ème cycle en Sciences et Techniques en Production Animale option Ichtyologie Appliquée, ENSAT, 491p.
- Bolopion J., Forest A. et Sourd L.J., 2000. Rapport sur l'exercice de la pêche dans la zone côtière de la France. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. 113p.
- Brancotte V. et Vincent T., 2002. L'invasion du réseau hydrographique français par les mollusques *Corbicula* spp. Modalité de colonisation et rôle prépondérant des canaux de navigation. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* **365/366**: 325-337.
- Briand C., Bardonnnet A., Baisez A., Farrugio H., Beaulaton L., Castelnaud G., Rigaud C. et Changeux T., 2005. Data collection for the European Eel in: France. In Dekker (Ed.), *Report of the Workshop on National Data Collection for the European Eel*. , Sânga Săby

- (Stockholm, Sweden), 223-255.
- Briand C., Fatin D. et Sauvaget B., 2007. Suivi de la passe à bassins du barrage d'Arzal, 2006. Institut d'Aménagement de la Vilaine. 53p.
- Briand C., Fatin D., Fontenelle G. et Feunteun E., 2003. Estuarine and fluvial recruitment of European glass eel in an Atlantic exploited estuary. *Fisheries Management and Ecology* **10**: 377.
- Burnham K.P. et Anderson D.R., 2002. Model selection and multimodel inference : a practical information-theoretic approach. Springer Verlag, New-York. 488 pp.
- Byrd R., Lu P., Nocedal J. et Zhu C., 1995. A limited memory algorithm for bound constrained optimization. *SIAM Journal on Scientific Computing* **16**: 1190-1208.
- Caddy J. et McGarvey R., 1996. Targets or limits for management of fisheries ?. *North American Journal of Fisheries Management* **16**: 479-487.
- Caddy J.F. et Bazigos G., 1988. Guide pratique pour le contrôle statistique des pêcheries lorsque la main-d'œuvre est limitée. FAO, Rome. FAO Document technique sur les pêches, 257. 82p.
- Cade B.S. et Noon B.R., 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**: 412-420.
- Cantrelle I., 1981. Etude de la migration et de la pêche des civelles (*Anguilla anguilla* L. 1758) dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat de 3ème cycle en Océanographie Biologique, Université de Paris VI, 238 pp.
- Cartaxana A., 1994. Distribution and Migrations of the Prawn *Palaemon longirostris* in the Mira River Estuary (Southwest Portugal). *Estuaries* **17**: 685-694.
- Cassou-Leins J.J., Cassou-Leins F., Boisneau P. et Baglinière J.L., 2000. La reproduction. In Baglinières J. & Elie P. (Eds.), *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.)*. *Ecologie et variabilité des populations*. Cemagref Editions / INRA Editions, Hydrobiologie et aquaculture, 73-92.
- Castaing P., 1981. le transfert à l'océan des suspensions estuariennes - cas de la Gironde. Thèse de doctorat d'état en sciences, Université de Bordeaux I, 530p.
- Castelnaud G., 1978. Etude de la pêche aux filets et aux engins dans l'estuaire de la Gironde. Doctorat de 3ème cycle en analyse et aménagement de l'espace, Université de Bordeaux III, 189p.
- Castelnaud G., 1997. Analyse des résultats de la pêche professionnelle de la civelle en Gironde fluviale au travers des carnets de pêche. Saison 1996-1997. Cemagref, Cestas. Etude, 29. 17p.
- Castelnaud G., 1998. Analyse des résultats de la pêche professionnelle de la civelle en Gironde fluviale au travers des carnets de pêche. Saison 1997-1998. Cemagref, Cestas. Etude, 37. 15p.
- Castelnaud G., 1999. Analyse des résultats de la pêche professionnelle de la civelle en Gironde fluviale au travers des carnets de pêche. Saison 1998-1999. Cemagref, Cestas. Etude, 42. 19p.
- Castelnaud G., 2000. Localisation de la pêche, effectifs de pêcheurs et production des espèces amphihalines dans les fleuves français. *Bulletin Français de la Pêche et de la*

- Pisciculture* **357/358**: 439-460.
- Castelnaud G. et Babin D., 1992. La pêche professionnelle fluviale et lacustre en France. Enquête au fil de l'eau. Cemagref. Etudes Ressources en Eau : **5**, 291 pp.
- Castelnaud G. et Carpentier A., 1996. Analyse des résultats de la pêche de civelle en 1996 au travers des carnets de pêche. Cemagref, Cestas. Etude n°18. 12p.
- Castelnaud G. et Cauvin G., 2002. Site atelier de la Gironde : étude halieutique et socio-économique 1999-2000. contrat PECOSUDE : "Caractéristiques des petites pêches côtières et estuariennes de la côte Atlantique du sud de l'Europe". rapport final. EC/DG FISH (DGXIV) : contrat n° 99/024. 58p.
- Castelnaud G., Briand C., Beaulaton L., Changeux T., Prouzet P. et De Casamajor M.N., 2006. Report on eel stock and fishery in France, 2005. In EIFAC / ICES (Ed.), *Report of the 2006 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels*. EIFAC Occasional Paper 38 / ICES CM 2006/ACFM:16. EIFAC / ICES, Rome / Copenhagen, Appendix 3, 119-203.
- Castelnaud G., Cerezuelle D., Guchan A. et Rochard E., 1985a. La pêche des migrateurs en Gironde : 2° partie - enquête socioprofessionnelle, propositions de gestion. Cemagref, MSHA, ministère de l'environnement. 110p.
- Castelnaud G., Coutancier B., Cerezuelle D. et Guchan A., 1985b. La pêche des migrateurs en Gironde : 1° partie - analyse historique du XVIIIe siècle à nos jours, bilan et perspectives. Cemagref, MSHA. 177p.
- Castelnaud G., Girardin M. et Rochard E., 2001a. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : suivi des captures 1999 étude de la faune circulante 2000. Cemagref, Cestas. Etude, 71. 186p.
- Castelnaud G., Rochard E. et Gazeau C., 2000. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi statistique 1998. Etude de la faune circulante 1999. Cemagref, Cestas. Etude, 56. 180p.
- Castelnaud G., Rochard E. et Le Gat Y., 2001b. Analyse de la tendance de l'abondance de l'alose *Alosa alosa* en Gironde à partir de l'estimation d'indicateurs halieutiques sur la période 1977-1998. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **362/363**: 989-1015.
- Chadwick M. et O'Boyle R.N., 1990. L'analyse des données de capture et d'effort. In Brethes J. & O'Boyle R. (Eds.), *Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques*, **I**, 77-101.
- Chambers J. et Hastie T., 1992. *Statistical models in S*. Chapman & Hall, London. 608p.
- Champion L. et Perraudeau Y., 1999. Etude socio-économique des pêches professionnelles continentales. LEN-CORRAIL ; Université de Nantes, Nantes. 91p.
- Champion L. et Perraudeau Y., 2000. Etude socio-économique des pêches maritimes estuariennes. LEN-CORRAIL ; Université de Nantes, Nantes. 105p.
- Chanseau M., Castelnaud G., Carry L., Martin Vandembulcke D. et Belaud A., 2005. Essai d'évaluation du stock de géniteurs d'alose *Alosa alosa* du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne sur la période 1987-2001 et comparaison de différents indicateurs d'abondance. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **374**: 1-19.
- Ciccotti E., 2007. Nuovi metodi ecologici per la valutazione del reclutamento di ceche di

- anguilla europea (*Anguilla anguilla*), per la gestione sostenibile di questa risorsa. Università degli studi di Roma tor Vergata dipartimento di biologia, Rome. 6A21. 104p.
- Clark W.G., 1991. Groundfish Exploitation Rates Based on Life-History Parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 734-750.
- Cochran W.G., 1963. Sampling techniques. Wiley and Sons, New-York. 413p.
- Cocula-Vaillières A., 1981. Un fleuve et des hommes. Les gens de la Dordogne au XVIIIe siècle. Librairie Jules Tallandier. 425p.
- Colombo G., Grandi G. et Rossi R., 1984. Gonad differentiation and body growth in *Anguilla anguilla* L. *Journal of Fish Biology* **24**: 215-228.
- Commission des communautés européennes, 2005. Proposition de règlement du conseil instituant des mesures de reconstitution du stock d'anguille européenne. com(2005) 472 final - 2005/0201 (CNS).
- Conseil Supérieur de la Pêche, 2004. Synthèse nationale du Suivi national de la pêche aux engins pour la période 1999 à 2002. Conseil Supérieur de la Pêche. 8p.
- Conseil Supérieur de la Pêche, 2006. Un Snpe plus efficace. *Le pêcheur professionnel* **57**: 12-13.
- Costa M.J., Almeida P.R., Domingos I.M., Costa J.L., Correia M.J., Chaves M.L. et Teixeira C.M., 2001. Present status of the main shads' populations in Portugal. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* **362/363**: 1109-1116.
- Creutzberg F., 1958. Use of tidal streams by migrating elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.). *Nature* **181**: 357-358.
- Creutzberg F., 1961. On the orientation of migrating elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.) in a tidal area. *Netherlands Journal of Sea research* **1**: 257-338.
- Cucherousset J., Paillisson J.M., Carpentier A., Thoby V., Damien J.P., Eybert M.C., Feunteun E. et Robinet T., 2007. Freshwater protected areas: an effective measure to reconcile conservation and exploitation of the threatened European eels (*Anguilla anguilla*)?. *Ecology of Freshwater Fish* **16**: 528-538.
- Cuesta J.A., Gonzalez-Ortegon E., Drake P. et Rodriguez A., 2004. First record of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from European waters. *Crustaceana* **77**: 377-380.
- D'Ancona U., 1960. The life cycle of the Atlantic eel. In , *Symposia of the Zoological Society of London*. **1**. 61-75.
- d'Udekem d'Acoz C., 1999. Inventaire et distribution des crustacés décapodes de l'Atlantique nord-oriental, de la Méditerranée et des eaux continentales adjacentes au nord de 25° N. Muséum National d'Histoire Naturelle, Service du Patrimoine Naturel, Institut d'Ecologie et de Gestion de la Biodiversité, Paris. Collection Patrimoines Naturels : **40**, 383p.
- Dannewitz J., Maes G.E., Johansson L., Wickstrom H., Volckaert F.A.M. et Jarvi T., 2005. Panmixia in the European eel: A matter of time.... *Proceedings of the Royal Society - Biological Sciences (Series B)* **272**: 1129-1137.
- De Drouin de Bouville R., 1900. Pêche fluviale en France : principaux engins et modes de pêche. Imprimerie nationale, Paris., 557p.

- de Lavergne S., 2005. Bilan de l'échantillonnage des pêcheries professionnelles d'anguilles sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne. licence IUP en , IMACOF, 22p.
- De Leo G.A. et Gatto M., 1995. A size and âge-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**: 1351-1367.
- Deelder C., 1952. On the migration of the elver (*Anguilla vulgaris* Turt.) at sea. *Journal du conseil. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **18**: 187-218.
- Dekker W., 1996. A length-structured matrix population model used as a fish stock assessment tool. In Cowx I. (Ed.), *Stock assessment in inland fisheries*. Fishing news books, Oxford, 245-259.
- Dekker W., 1998. Long-term trends in the glasseels immigrating at Den Oever, the Netherlands. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **349**: 199-214.
- Dekker W., 2000a. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in lake IJsselmeer, The Netherlands. *Dana* **12**: 17-32.
- Dekker W., 2000b. A Procrustean assessment of the European eel stock. *Ices Journal of Marine Science* **57**: 938-947.
- Dekker W., 2002. Monitoring of glass eel recruitment. Netherlands Institute of Fisheries Research, RIVO, IJmuiden, The Netherlands. report, C007/02-WD. 256p.
- Dekker W., 2003a. On the distribution of the European eel (*Anguilla anguilla*) and its fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 787-799.
- Dekker W., 2003b. Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla* ?. *Fisheries Management and Ecology* **10**: 365-376.
- Dekker W., 2003c. Status of the European eel stock and fisheries. In Aida K., Tsukamoto K. & Yamauchi K. (Eds.), *Eel Biology*. Springer-Verlag, Tokyo, 237-254.
- Dekker W. (ed.), 2005. Report of the Workshop on National Data Collection for the European Eel. 6 – 8 September 2005. 281p.
- Dekker W., Casselman J.M., Cairns D.K., Tsukamoto K., Jellyman D.J. et Lickers H., 2003. Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action. *Fisheries* **28**: 28-30.
- Dekker W., Van Os B. et Van Willigen J., 1998. Minimal and maximal size of eel. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **349**: 195-197.
- Denis V., Lejeune J. et Robin J.P., 2002. Spatio-temporal analysis of commercial trawler data using General Additive models: patterns of Loliginid squid abundance in the north-east Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* **59**: 633-648.
- Desaunay T. et Guérault D., 1997. Seasonal and long-term changes in biometrics of eel larvae : a possible relationship between recruitment variation and North Atlantic ecosystem productivity. *Journal of Fish Biology* **51 (Supplement A)**: 317-339.
- Die D.J. et Caddy J.F., 1997. Sustainable yield indicators from biomass: are there appropriate reference points for use in tropical fisheries?. *Fisheries Research* **32**: 69-79.
- Dill W.A., 1990. Inland fisheries of Europe. FAO, Rome. EIFAC Technical Paper, 52. 471p.

- Dill W.A., 1993. Inland fisheries of Europe. FAO, Rome. EIFAC Technical Paper, 52 supplement. 281p.
- Drinkwater K.F., Belgrano A., Borja A., Conversi A., Edwards M., Greene C.H., Ottersen G., Pershing A.J. et Walker H., 2003. The Response of Marine Ecosystems to Climate Variability Associated With the North Atlantic Oscillation. In Hurrell J.W., Kushnir Y., Ottersen G. & Visbeck M. (Eds.), *The North Atlantic Oscillation: Climatic Significance and Environmental Impact*. American Geophysical Union, Washington, DC, Geophysical Monograph Series, 134, 211-234.
- Ducasse J. et Leprince Y., 1980. Etude préliminaire de la biologie des lamproies dans le bassin de la Garonne et de la Dordogne. Ecole nationale des ingénieurs des travaux des eaux et des forêts, 151 pp.
- Duquesne E., 2007. Analyse du comportement des civelles dans l'Isle et des pratiques de pêche dans l'Isle et la Dordogne en fonction des conditions hydroclimatiques : Application à l'évaluation de la biomasse saisonnière et du taux d'exploitation de 1996 à 2007. Master 2 professionnel en Biodiversité et écosystèmes continentaux et marins, Université du littoral côte d'opale et Université de Lille, 53p.
- Durif C., 2003. La migration d'avalaison de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* : Caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles. Doctorat de l'université en Ecologie Aquatique, Université Paul Sabatier, Toulouse III, 359p.
- Durif C. et Elie P., sous presse. Morphological discrimination of the silvering stages of the European eel. In Casselman J. & Cairns D. (Eds.), *Eels at the edge: Science, Status, and Conservation Concerns. Proceedings of the 2003 International Eel Symposium*. American Fisheries Society Symposium Publication, Bethesda, Maryland, USA.
- Efron B., 1982. The Jackknife, the bootstrap and other resampling plans. Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia. CBMS-NSF regional conference series in applied mathematics : **38**, 92p.
- Elie P. et Rochard E., 1994. Migration des civelles d'anguilles (*Anguilla anguilla* L) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **335**: 81-98.
- Elie P., Lecomte-Finiger R., Cantrelle I. et Charlon N., 1982. Définition des limites des différents stades pigmentaires durant la phase civelle d'*Anguilla anguilla* (Poisson, Téléostéens, Anguilliforme). *Vie et Milieu* **32**: 149-157.
- Ezzat A. et El-Serafy S., 1977. The migration of elvers of *Anguilla anguilla* L. in the Mex canal, Alexandria, Egypt. **11**: 249-256.
- Fablet R., Daverat F. et De Pontual H., 2007. Unsupervised Bayesian reconstruction of individual life histories from otolith signatures: case study of Sr : Ca transects of European eel (*Anguilla anguilla*) otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**: 152-165.
- FAO, 1976. Monitoring of fish stock abundance: the use of catch and effort data. FAO, Rome. FAO Fisheries Technical Paper, 155. 101p.
- FAO, 1995. Code de conduite pour une pêche responsable. FAO, Rome. 46p.
- FAO, 1999. Aménagement des pêcheries. FAO, Rome. FAO Directives Techniques pour

- une Pêche Responsable, 4. 91p.
- FAO, 2001. Directives pour la collecte régulière de données sur les pêches de capture. Établies à la Consultation d'experts FAO/DANIDA. Bangkok, Thaïlande, 18-30 mai 1998. FAO, Rome. FAO document technique sur les pêches, 382. 123p.
- FAO département des pêches, 1998. Pêches continentales. FAO, Rome. FAO Directives techniques pour une pêche responsable, 6. 52p.
- FAO EIFAC et ICES, 2006. Report of the 2006 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. FAO / ICES, Rome / Copenhagen. , EIFAC Occasional Paper 38, ICES CM 2006/ACFM:16. 352p.
- FAO EIFAC et ICES, 2007. Report of the 2007 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. FAO/ICES, Rome / Copenhagen. EIFAC Occasional Paper, EIFAC Occasional Paper 38, ICES CM 2007/ACFM:23. 524p.
- FAO Fishery Information Data and Statistics Unit (FIDI), 2006. Fishery Statistical Collections. FIGIS Data Collection. FAO. Accédé le 13/11/2006. <http://www.fao.org/figis/servlet/static?dom=collection&xml=global-capture-production.xml>.
- FAO Inland Water Resources and Aquaculture Service. Fishery Resources Division, 2003. Review of the state of world fishery resources: inland fisheries. FAO, Rome. FAO Fisheries Circular, 942, Rev.1. 60p.
- FAO Service de l'information et des statistiques sur les pêches et l'aquaculture, 2007. Captures 1950-2005. FISHSTAT Plus - Logiciel universel pour les séries chronologiques de données statistiques sur les pêches. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Accédé le 24/05/2007. <http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/fishplusf.asp>.
- Fincham A.A., 1979. Larval development of British prawns and shrimps (Crustacea : Decapoda : Natantia). 3. *Palaemon longirostris* H. Milne Edwards, 1837 and the effect of antibiotic on morphogenesis. *Bulletin of the British Museum, Natural History, Zoology* **37**: 17-46.
- Fontaine M., 1938. La lamproie marine. Sa pêche et son importance économique. *Bulletin de la Société d'Océanographie de France* **97**: 1681-1687.
- Fontenelle G., Gascuel D. et Mounaix B., 1990. Caractéristiques d'une pêcherie d'anguille (*Anguilla anguilla*) au verveux dans un petit estuaire (Blavet, France). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie* **75**: 797-806.
- Freeman E., 2005. Presence-Absence model evaluation. R package version 2.4.
- Gaertner D. et Dreyfus-Leon M., 2004. Analysis of non-linear relationships between catch per unit effort and abundance in a tuna purse-seine fishery simulated with artificial neural networks. *ICES Journal of Marine Science* **61**: 812-820.
- Gandolfi G., Pesaro M. et Tongiorgi P., 1984. Environmental factors affecting the ascent of elvers, *Anguilla anguilla* (L.) into the Arno river. *Oebalia* **10**: 17-35.
- Gandolfi-Hornyold A., 1923. L'âge et la croissance de quelques anguilles de la Garonne pêchées près de Toulouse. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse* **LI**: 613-626.
- Gandolfi-Hornyold A., 1929. Recherches sur le sexe et l'âge de la petite anguille jaune en Anjou. *Bulletin de la Société Zoologique de France* **LIV**: 214-245.

- Gandolfi-Hornoyold A., 1933. La civelle. *Bulletin de la Société d'Océanographie de France* **71**: 1249-1256.
- Gandolfi-Hornoyold A., 1936. Observations sur la montée de la civelle dans l'Oria. *Bulletin de la Société d'Océanographie de France* **87**.
- Garstang W., 1900. The impoverishment of the sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **6**: 1-69.
- Gascuel D., 1987. La civelle d'anguille dans l'estuaire de la Sèvre Niortaise : biologie, écologie, exploitation. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes. Les publications du département d'halieutique : **4/1**, 327 pp.
- Gascuel D., 1995. Efforts et puissances de pêche : redéfinition des concepts et exemple d'application. In Gascuel D., Durand J. & Fonteneau A. (Eds.), *Premier forum halieumétrique. Les recherches françaises en évaluation quantitative et modélisation des ressources et des systèmes halieutiques*. ORSTOM Edition, Paris, 159-181.
- Gascuel D., Feunteun E. et Fontenelle G., 1995. Seasonal dynamics of estuarine migration in glass eels (*Anguilla anguilla*). *Aquatic Living Resources* **8**: 123-133.
- Gavaris S., 1980. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 2272-2275.
- Gazeau, C., Lefrançois, T. et Rochard, E., 2001. Mise en place d'une démarche qualité dans le cadre de l'échantillonnage d'une population de grande alose (*Alosa alosa*). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **362-363**: 1017-1024.
- Girardin M., Castelnaud G. et Beaulaton L., 2006. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde - suivi des captures 2004 - étude de la faune circulante 2005. Cemagref groupement de Bordeaux, Cestas, France. Rapport pour EDF CNPE du Blayais, étude n°105. 211p.
- Gonzalez-Ortegon E., Pascual E., Cuesta J.A. et Drake P., 2006. Field distribution and osmoregulatory capacity of shrimps in a temperate European estuary (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **67**: 293-302.
- Guchan A., 1987. Le droit de la pêche en eau douce. Doctorat en droit, Université de Bordeaux I, 535p.
- Guérault D. et Desaunay T., 1990. La pêcherie de civelle (*Anguilla anguilla*) en Loire (France) en 1987 : évaluation des prises accessoires et impact halieutique. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie* **75**: 837-839.
- Guernalec C., 2000. Présentation de l'organisation de la pêche des poissons migrateurs et de la pêche en estuaires en France par les professionnels maritimes : le système des licences "CIPE". *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **357/358**: 469-479.
- Gulland J.A., 1956. On the fishing effort in English demersal fisheries. *Fishery investigations, series II* **XX**: 1-41.
- Gulland J.A., 1969. Manuel d'évaluation des stocks d'animaux aquatiques. Première partie - Analyse des populations. FAO, Rome. Manuel FAO de science halieutique : **4**, 160p.
- Gurney R., 1923. Some notes on *Leander longirostris* M. Edwards, and other British Prawns. *Proceedings of the General Meetings for Scientific Business of the Zoological Society of London* : 97-123.

- Gurney R., 1924. The larval development of some British Prawns (*Palaemonidae*). II *Leander longirostris* and *Leander squilla*. *Proceedings of the General Meetings for Scientific Business of the Zoological Society of London* : 961-982.
- Halliday R.G., 1991. Marine distribution of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the northwest atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 832-842.
- Hardisty M.W., 1969. Information on the growth of the ammocoetes larva of the anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*, in British rivers. *Journal of Zoology* **159**: 139-144.
- Harley S., Myers R. et Dunn A., 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance ?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **58**: 1760-1772.
- Hastie T., 2006. gam: Generalized Additive Models. R package version 0.98.
- Hastie T.J. et Tibshirani R.J., 1990. Generalized Additive Models. Chapman & Hall/CRC, . Monographs on statistics and applied probability : **43**, 352p.
- Heerebout G.R., 1974. Distribution and ecology of the decapoda natantia of the estuarine region of the rivers rhine, meuse and scheldt. *Netherlands Journal of Sea Research* **8**: 73-93.
- Hilborn R., 2001. Calculation of biomass trend, exploitation rate, and surplus production from survey and catch data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 579-584.
- Holcik J., 1986. Petromyzontiformes. Aula-Verlag, Wiesbaden, . The freshwater fishes of Europe : **1/I**, 313p.
- Hughes L., 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent. *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 56-61.
- Hurrell J.W., 1995. Decadal Trends in the North-Atlantic Oscillation - Regional Temperatures and Precipitation. *Science* **269**: 676-679.
- Hurrell J.W., Kushnir Y., Ottersen G. et Visbeck M., 2003. An Overview of the North Atlantic Oscillation. In Hurrell J.W., Kushnir Y., Ottersen G. & Visbeck M. (Eds.), *The North Atlantic Oscillation: Climate Significance and Environmental Impact*. American Geophysical Union, Washington, DC, Geophysical Monograph Series, 134, 1-35.
- ICES, 1997. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. ICES, Copenhagen, Denmark. , ICES CM 1997 / Assess:7. 41p.
- ICES, 1999. Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management. In ICES (Ed.), cooperative research report, **229, Part 2**, 393-405.
- ICES, 2001. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. St Andrews, Canada. ICES CM 2001/ACFM: 03. 87p.
- ICES, 2002. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. ICES headquarters. ICES CM 2002/ACFM:03. 51p.
- ICES, 2003. Report of the working group on fish ecology. Nantes, France. ICES CM 2003/ G:04. 110p.
- ICES, 2005a. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. Galway, Ireland. ICES CM 2005/I:01. 184p.

- ICES, 2005b. Report of the study group on the status of diadromous fish species (SGSDFS). ICES CM 2005/I:02. 52p.
- Igoe F., Quigley D.T.G., Marnell F., Meskell E., O'Connor W. et Byrne C., 2004. The sea lamprey *Petromyzon marinus* (L.), river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) and brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch) in Ireland: General biology, ecology, distribution and status with recommendations for conservation. *Proceedings of the Royal Irish Academy - Section B Biology and Environment* **104**: 43-56.
- IUCN, 2006. 2006 IUCN red list of threatened species. IUCN. Accédé le 15/11/2006. <http://www.iucnredlist.org/>.
- Jensen O.P., Seppelt R., Miller T.J. et Bauer L.J., 2005. Winter distribution of blue crab *Callinectes sapidus* in Chesapeake Bay: application and cross-validation of a two-stage generalized additive model. *Marine Ecology-Progress Series* **299**: 239-255.
- Jones R., 1981. The use of length composition data in fish stock assessments (with notes on VPA and cohort analysis). FAO, Rome. FAO Fisheries Circular : **734**, 60p.
- Kelly F.L. et King J.J., 2001. A review of the ecology and distribution of three lamprey species, *Lampetra fluviatilis* (L.), *Lampetra planeri* (L.) and *Petromyzon marinus* (L.) : a context for conservation and biodiversity considerations in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* **101B**: 165-185.
- Kimura D.K., 1981. Standardized measures of relative abundance based on modelling $\log(c.p.u.e.)$, and their application to Pacific ocean perch (*Sebastes alutus*). *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **39**: 211-218.
- Knights B., 2003. A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *The Science of the Total Environment* **310**: 237-244.
- Koenker R., 2007. quantreg: Quantile Regression. R package version 4.06.
- Laffaille P., Acou A. et Guillouet J., 2005. The yellow European eel (*Anguilla anguilla* L.) may adopt a sedentary lifestyle in inland freshwaters. *Ecology of Freshwater Fish* **14**: 191-196.
- Lamaison G., 2005. Variabilité de la croissance de l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.1758) au sein du bassin Gironde-Garonne-Dordogne. Diplôme d'Etudes Spécialisées en Sciences Naturelles, Université de Bordeaux 1, 43p.
- Lambert P., 2005. Exploration multiscalaire des paradigmes de la dynamique de la population d'anguilles européennes à l'aide d'outils de simulation. Thèse de doctorat en Océanographie, Université Bordeaux 1, 219p.
- Lambert P., Beaulaton L., Daverat F. et Rigaud C., 2006. Assessment of eel stock status in Garonne and Dordogne water bodies by analysing length structures. ICES, Maastricht, Netherland. : **CM 2006 / J: 07**, 13p.
- Large P.A., 1992. Use of a Multiplicative Model to Estimate Relative Abundance from Commercial Cpu Data. *Ices Journal of Marine Science* **49**: 253-261.
- Lassale G., Béguer M., Beaulaton L. et Rochard E., 2008. Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: an approach using biogeographical models. *Biological Conservation* **141**: 1105-1118.
- Laurec A. et Le Guen J.C., 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Tome

- I : concepts et modèles. CNEXO, Brest. Dynamique des populations marines exploitées, 45. 117p.
- Le Clerc J., 1935. Le repeuplement de la Loire en anguilles. *Bulletin Français de Pisciculture* **87**: 49-57.
- Le Masson du Parc F., 1727. Pêches et pêcheurs du domaine maritime aquitain au XVIIIème siècle : amirautés de Bayonne et de Bordeaux. Procès verbaux des visites faites par ordre du Roy concernant la pesche en mer (1727). Les Editions de l'Entre-deux-mers, Camiac et Saint Denis, France. Collection Archives et chroniques d'Aquitaine (2004). 365p.
- Le Pape O., Chauvet F., Mahevas S., Lazure P., Guerault D. et Desaunay Y., 2003. Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population. *Journal of Sea Research* **50**: 139-149.
- Lecomte Finiger R., 1994. The early life history of the European eel. *Nature* **370**: 424.
- Léger L., 1920. Jeunes stades d'eau douce et biologie de la lamproie marine. *Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des sciences* **170**: 251-254.
- Lelek A., 1987. Threatened Fishes of Europe. Wiesbaden, . The Freshwater Fishes of Europe : **9**, 343 p.
- Linton E., Jónsson B. et Noakes D., 2007. Effects of water temperature on the swimming and climbing behaviour of glass eels, *Anguilla* spp. *Environmental Biology of Fishes* **78**: 189-192.
- Lissardy M., De Casamajor M.N., Sanchez F., Prouzet P., Morandeau G. et Cuende F., 2004. Caractérisation et abondance des captures professionnelles estuariennes dans le bassin de l'Adour en 2003. IFREMER-CERECA, Bidart. 34p.
- Lo N.C.H., Jacobson L.D. et Squire J.L., 1992. Indexes of Relative Abundance from Fish Spotter Data Based on Delta-Lognormal Models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 2515-2526.
- Lobry J., 2004. Quel référentiel de fonctionnement pour les écosystèmes estuariens ? Le cas des cortèges de poissons fréquentant l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat en Océanographie, Université de Bordeaux I, 216p.
- Lochet A., 2006. Dévalaison des juvéniles et tactiques gagnantes chez la grande alose *Alosa alosa* et l'alose feinte *Alosa fallax* : Apports de la microchimie et de la microstructure des otolithes. Thèse de Doctorat en Océanographie, Université de Bordeaux I, 208p.
- Lowe R., 1950. Factors influencing the runs of elvers in the river Bann, Northern Ireland. *Journal du conseil. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **17**: 299-315.
- Luneau S., Mertens D. et Changeux T., 2003. Guide de la pêche fluviale et lacustre en France métropolitaine. Conseil Supérieur de la Pêche. Collection mise au point. 198p.
- Mace P.M. et Sissenwine M.P., 1993. How much spawning per recruit is enough? *Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences* **120**: 101-118.
- Maitland P.S., 1980. Review of the ecology of lampreys in Northern Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 1944-1952.

- Maki K., Hoenig J.M., Olney J.E. et Heisey D., 2006. Comparing historical catch rates of American shad in multifilament and monofilament nets: a step toward setting restoration targets for Virginia stocks. *North American Journal of Fisheries Management* **26**: 282–288.
- Manel S., Williams H.C. et Ormerod S., 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* **38**: 921-931.
- Marchand J., 1981. Observations sur l'écologie de *Crangon crangon* (Linné) et *Palaemon longirostris* H. Milne Edwards (Crustacea, Decapoda, Natantia) dans l'estuaire interne de la Loire (France). *Vie et Milieu* **31**: 83-92.
- Martin J., 2007. Apparition et propagation de la crevette invasive *Palaemon macrodactylus* dans l'estuaire de la Gironde. Master en Sciences et Technologies, Mention Systèmes écologiques, Université de Bordeaux I, UFR des sciences biologiques, 14p.
- Martin Vandembulcke D., 1999. Dynamique de population de la grande alose (*Alosa alosa*, L. 1758) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (France) : analyse et prévision par modélisation. Thèse de doctorat en Sciences agronomiques, INP-ENSAT, 155p.
- Masters J., Jang M., Ha K., Bird P., Frear P. et Lucas M., 2006. The commercial exploitation of a protected anadromous species, the river lamprey (*Lampetra fluviatilis* (L.)), in the tidal River Ouse, north-east England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **16**: 77-92.
- Maunder M.N. et Punt A.E., 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research* **70**: 141-159.
- McCleave J.D., Brickley P.J., O'Brien K.M., Kistner D.A., Wong M.W., Gallagher M. et Watson S.M., 1998. Do leptocephali of the European eel swim to reach continental waters? Status of the question. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **78**: 285-306.
- McCullagh P. et Nelder J.A., 1989. Generalized linear models. Chapman and Hall, London. 511 pp.
- McDowall R.M., 1988. Diadromy in fishes: migration between freshwater and marine environments. Croom Helm, London. 308p.
- Megrey B.A., Lee Y.W. et Macklin S.A., 2005. Comparative analysis of statistical tools to identify recruitment-environment relationships and forecast recruitment strength. *ICES Journal of Marine Science* **62**: 1256-1269.
- Melia P., Bevacqua D., Crivelli A.J., Panfili J., De Leo G.A. et Gatto M., 2006. Sex differentiation of the European eel in brackish and freshwater environments: a comparative analysis. *Journal of Fish Biology* **69**: 1228-1235.
- Menesson-Boineau C., Aprahamian M.W., Sabatie M.R. et Cassou-Leins J.J., 2000a. Caractéristiques des adultes. In Baglinières J. & Elie P. (Eds.), *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.)*. *Ecologie et variabilité des populations*. Cemagref Editions / INRA Editions, Hydrobiologie at aquaculture, 33-53.
- Menesson-Boineau C., Aprahamian M.W., Sabatie M.R. et Cassou-Leins J.J., 2000b. Remontée migratoire des adultes. In Baglinières J. & Elie P. (Eds.), *Les aloses (Alosa*

- alosa* et *Alosa fallax* spp.). *Ecologie et variabilité des populations*. Cemagref Editions / INRA Editions, Hydrobiologie et aquaculture, 55-72.
- Menzies W.J.M., 1936. The Run of Elvers in the River Bann, Northern Ireland. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **11**: 249-259.
- Meynard C.N. et Quinn J.F., sous presse. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography*.
- Mittlbock M. et Schemper M., 2002. Explained variation for logistic regression - Small sample adjustments, confidence intervals and predictive precision. *Biometrical Journal* **44**: 263-272.
- Moriarty C., 1996. Variation in numbers of eels *Anguilla anguilla* caught by constant effort in a lake, 1981-1994. *Ecology of Freshwater Fish* **5**: 148-152.
- Moriarty C. et Dekker W., 1997. Management of the European eel. *Fishery Bulletin* **15**: 1-110.
- Morrison W.E. et Secor D., 2004. Abundance of Yellow-Phase American Eels in the Hudson River Estuary. *Transactions of the American Fisheries Society* **133**: 896-910.
- Nielsen S.E., Johnson C.J., Heard D.C. et Boyce M.S., 2005. Can models of presence-absence be used to scale abundance? Two case studies considering extremes in life history. *Ecography* **28**: 197-208.
- Ortiz M. et Arocha F., 2004. Alternative error distribution models for standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. *Fisheries Research* **70**: 275-297.
- Ortiz M., Legault C. et Ehrhardt N., 2000. An alternative method for estimating bycatch from the U.S. shrimp trawl fishery in the Gulf of Mexico, 1972-1995. *Fisheries bulletin* **98**: 583-599.
- OSPAR commission, 2004. Case Reports for the Initial List of Threatened and/or Declining Species and Habitats in the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission. Biodiversity Series. 138p.
- Ottersen G., Planque B., Belgrano A., Post E., Reid P. et Stenseth N., 2001. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia* **128**: 1-14.
- Parsons J., Vickers K.U. et Warden Y., 1977. Relationship between elver recruitment and changes in the sex ratio of silver eels *Anguilla anguilla* L. migrating from Lough Neagh, Northern Ireland. *Journal of Fish Biology* **10**: 211-229.
- Pasquaud S., 2006. Les relations trophiques : éléments de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien. Application à l'estuaire de la Gironde.. Thèse de doctorat en Océanographie, Université de Bordeaux I, 360p.
- Pastor M., 1986. La pêche de la civelle dans l'estuaire de la Gironde : évolution de la réglementation. DEA en Droit de l'urbanisme et de l'environnement, Université de Bordeaux I. Faculté de Droit et de Sciences Economiques, 89p.
- Pennington M., 1983. Efficient estimators of abundance for fish and plankton surveys. *Biometrics* **39**: 281-286.
- Poinsard F. et Le Guen J.C., 1975. Observations sur la définition d'une unité d'effort de

- pêche applicable à la pêcherie de thon de l'Atlantique tropical africain. In Pope (Ed.), *Measurement of fishing effort*. Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Charlottenlund Slot, Danemark, Rapports et procès-verbaux des réunions, 168, 39-43.
- Poole W.R., Reynolds J.D. et Moriarty C., 1990. Observations on the Silver Eel Migrations of the Burrishoole River System, Ireland, 1959 to 1988. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie* **75**: 807-815.
- Popelin E., 1971. Etude sur la pêche de l'anguille. ENGREF, Paris. 55p.
- Potter I.C., 1980. Ecology of larval and metamorphosing lampreys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 1641-1657.
- Prouzet P., Martinet J. et Badia J., 1994. Caractérisation biologique et variation des captures de la grande alose (*Alosa alosa*) par unité d'effort sur le fleuve Adour (Pyrénées Atlantiques, France). *Aquatic Living Ressources* **7**: 1-10.
- Quinn T.J., Hoag S.H. et Southward G.M., 1982. Comparison of two methods of combining catch-per-unit-effort data from geographic regions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **39**: 837-846.
- Quintella B.R., Andrade N.O. et Almeida P.R., 2003. Distribution, larval stage duration and growth of the sea lamprey ammocoetes, *Petromyzon marinus* L., in a highly modified river basin. *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 286-293.
- Quintella B.R., Andrade N.O., Koed A. et Almeida P.R., 2004. Behavioural patterns of sea lampreys' spawning migration through difficult passage areas, studied by electromyogram telemetry. *Journal of Fish Biology* **65**: 961-972.
- R Development Core Team, 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ricker W.E., 1940. Relation of "catch per unit effort" to abundance and rate of exploitation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **5**: 43-70.
- Ricker W.E., 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. Ministère des pêches et des Océans, Ottawa. Bulletin, 191F. 409p.
- Rigaud C. et Masse J., 2000. Bilan des suivis réalisés sur l'anguille (*A. anguilla*) dans le cadre du programme de réhabilitation de fossés à poissons dans le marais de la Seudre (Charente-Maritime). Cemagref, Cestas. Etude, 57. 48p.
- Ripley B., 2006. boot: Bootstrap R Functions. R package version 1.2-27.
- Robson D.S., 1966. Estimation of the relative fishing power of individual ships. *ICNAF research bulletin* **3**: 5-14.
- Rochard E., 1992. Mise au point d'une méthode de suivi de l'abondance des amphihalins dans le système fluvio-estuarien de la Gironde, application à l'étude écobioécologique de l'esturgeon *Acipenser sturio*. Thèse de doctorat en Biologie des populations et écosystèmes, Université de Rennes I, Rennes, 296 pp.
- Rochard E., 2001. Migration anadrome estuarienne des géniteurs de grande alose *Alosa alosa*, allure du phénomène et influence du rythme des marées. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **362/363**: 853-867.
- Rodriguez-Marin E., Arrizabalaga H., Ortiz M., Rodriguez-Cabello C., Moreno G. et Kell

- L.T., 2003. Standardization of bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, catch per unit effort in the baitboat fishery of the Bay of Biscay (Eastern Atlantic). *ICES Journal of Marine Science* **60**: 1216-1231.
- Roqueplo C., Lambert P., Gonthier P. et Mayer N., 2000. Estimation de la mortalité des civelles de la Gironde après leur passage dans le circuit de refroidissement de la Centrale nucléaire du Blayais. Cemagref groupement de Bordeaux, Cestas, France. Etude Cemagref, étude n°58. 56 pp.
- Rose G.A. et Kulka D.W., 1999. Hyperaggregation of fish and fisheries: how catch-per-unit-effort increased as the northern cod (*Gadus morhua*) declined. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 118-127.
- Rossi R. et Colombo G., 1979. Some observations on âge, sex, and growth of silver eels (*Anguilla anguilla* L.) in the north Adriatic lagoons. In Thurow F. (Ed.). Rapports et procès-verbaux des réunions. Conseil international pour l'exploration de la mer, Helsinki, 64-69.
- Roule L., 1923. Notes sur les aloses de la Loire et de l'Aquitaine. *Bulletin de la Société Centrale d'Aquiculture de France* **30**: 14-22.
- Sabatié R. et Baglinière J.L., 2001. Quelques traits bioécologiques des aloses du Maroc ; un patrimoine culturel et socio-économique récemment disparu. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* **362/363**: 903-917.
- Salomon J.N., 2002. L'inondation dans la basse vallée de la Garonne et l'estuaire de la Gironde lors de la "tempête du siècle" (27-28 décembre 1999). *Géomorphologie : relief, processus, environnement* **2**: 127-134.
- Schmidt J., 1909. On the distribution of the freshwater eels (*Anguilla*) throughout the world. I. Atlantic Ocean and adjacent region. *Meddelelser fra Kommissionen for Havundersøgelser. Serie Fiskeri* **3**: 1-45.
- Schmidt J., 1923. The breeding places of the eel. *Philosophical Transactions of the Royal Society* **211**: 179-208.
- Schnute J.T. et Haigh R., 2003. A simulation model for designing groundfish trawl surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 640-656.
- Sertier M., Elie P. et Rochard E., 1990. Etude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde 1989. Cemagref, Bordeaux. 230p.
- Shepherd J.G., 1982. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **40**: 67-75.
- Sims D.W., Wearmouth V.J., Genner M.J., Southward A.J. et Hawkins S.J., 2004. Low-temperature-driven early spawning migration of a temperate marine fish. *Journal of Animal Ecology* **73**: 333-341.
- Skidmore J., 1959. Biology of spawning-run sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Pancake river, Ontario. Master en Science, University of western Ontario, 87p.
- Sorbe J.C., 1983. Les décapodes natantia de l'estuaire de la Gironde (France). Contribution à l'étude morphologique et biologique de *Palaemon longirostris* H. Milne Edwards, 1837. *Crustaceana* **44**: 252-270.
- Sottolichio A., 1999. Modélisation de la dynamique des structures turbides (bouchon

- vaseux et crème de vase) dans l'estuaire de la Gironde. Doctorat, Université de Bordeaux I, 184p.
- Sparre P., 1979. Some necessary adjustment for using the common methods in eel assessment. In Thurow F. (Ed.), *Eel research and management*. Rapports et procès-verbaux des réunions, **174**. Conseil international pour l'exploration de la mer, Charlottenlund Slot, Danemark, 41-44.
- Stefánsson G., 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES Journal of Marine Science* **53**: 577-588.
- Steinbach P., Gueneau P., Autuoro A. et Broussard D., 1986. Radio-pistage de grandes aloses adultes en Loire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **302**: 106-117.
- Straile D., Livingstone D.M., Weyhenmeyer G.A. et George D.G., 2003. The Response of Freshwater Ecosystems to Climate Variability Associated with the North Atlantic Oscillation. In Hurrell J., Kushnir Y., Ottersen G. & Visbeck M. (Eds.), *The North Atlantic Oscillation: Climate Significance and Environmental Impact*. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Series, 134, 263-279.
- Svärdson G., 1976. The decline of the Baltic eel population. *Information of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* **55**: 136-143.
- Svedäng H., 1999. Vital population statistics of the exploited eel stock on the Swedish west coast. *Fisheries Research* **40**: 251-265.
- Swartzman G., Huang C.H. et Kaluzny S., 1992. Spatial-Analysis of Bering Sea Groundfish Survey Data Using Generalized Additive-Models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 1366-1378.
- Taverny C., 1991. Contribution à la connaissance de la dynamique des populations d'aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) dans le système fluvio-estuarien de la Gironde : pêche, biologie et écologie - Etude particulière de la dévalaison et de l'impact des activités humaines. Thèse de doctorat en biologie des populations et écosystèmes, Université de Bordeaux I, 451p.
- Taverny C. et Elie P., 2001. Répartition spatio-temporelle de la grande alose *Alosa alosa* (Linné, 1766) et de l'alose feinte *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) dans le golfe de Gascogne. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **362/363**: 803-821.
- Taverny C., Beaulaton L. et Castelnaud G., 2003. Biologie, écologie et pêche des lamproies migratrices (agnathes amphihalins). Deuxième tranche fonctionnelle. CREBS, Cemagref, Cestas. étude, 89, I. 24p.
- Taverny C., Urdaci M., Elie A., Beaulaton L., Ortusi I., Daverat F. et Elie P., 2005. Biologie, écologie et pêche des lamproies migratrices (Agnathes amphihalins). Rapport final - Troisième tranche fonctionnelle. Cemagref, Cestas. Etude, 99. 71p.
- Vaillant L., 1889a. Observations relatives à la montée de l'anguille sur les côtes de France. *Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des sciences* **CIX**: 31-33.
- Vaillant L., 1889b. Rapport adressé au ministre de la marine au nom du comité consultatif des pêches maritimes sur la pêche de la montée d'anguilles. Extrait du journal officiel du 27 juillet 1889. 29p.
- Van Den Brink F.W.B. et Van Der Velde G., 1986. Observation on the population

- dynamics and distribution of the White Prawn *Palaemon Longirostris* H. Milne Edwards, 1837 Crustacea Decapoda Natantia) in the Netherlands, with special reference to its occurrence in the major rivers. *Archiv für Hydrobiologie* **107**: 465-495.
- Vaughan I.P. et Ormerod S.J., 2005. The continuing challenges of testing species distribution models. *Journal of Applied Ecology* **42**: 720-730.
- Vibert R., 1945. Les poissons migrateurs dans l'économie piscicole du sud ouest. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **136**: 121-135.
- Vibert R. et Lager K.F., 1961. Pêches continentales. Biologie et aménagement. Dunod, Paris. 720p.
- Vollestad L.A., 1992. Geographic variation in âge and length at metamorphosis of maturing European eel - Environmental effects and phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology* **61**: 41-48.
- White E.M. et Knights B., 1997. Environmental factors affecting migration of the European eel in the rivers Severn and Avon, England. *Journal of Fish Biology* **50**: 1104-1116.
- Winters G.H. et Wheeler J.P., 1985. Interaction between stock area, stock abundance, and catchability coefficient. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **42**: 989-998.
- Wood S., 2008. Fast stable direct fitting and smoothness selection for generalized additive models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* **70**: 495 - 518.
- Worsfold T.M. et Ashelby C.W., 2006. Additional UK records of the non-native prawn *Palaemon macrodactylus* (Crustacea: Decapoda). *JMBA2 - Biodiversity records* **Published on-line**.
- Wright J., Krueger C., Brussard P. et M C.H., 1985. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) populations in Northeastern North America : genetic differentiation and affinities. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 776-784.
- Ye Y., Al-Husaini M. et Al-Baz A., 2001. Use of generalized linear models to analyze catch rates having zero values: the Kuwait driftnet fishery. *Fisheries Research* **53**: 151-168.
- Zheng B.Y. et Agresti A., 2000. Summarizing the predictive power of a generalized linear model. *Statistics in Medicine* **19**: 1771-1781.

Annexes

Annexe A. Exemples commentés de carnets obligatoires

Les figures 116 et 117 montrent les fiches de pêche (ancienne et nouvelle présentations) que doivent remplir les marins-pêcheurs de la Gironde (et du reste de la France). Sur la Figure 116 les principales espèces capturées par les marins-pêcheurs, y compris en milieu maritime, apparaissent pré-remplies, y compris des espèces qui ne seront jamais pêchées par les pêcheurs d'estuaire. À contrario, la nouvelle formule de fiches de pêche (Figure 117) a pris le parti de ne rien pré-remplir, charge aux marins-pêcheurs de remplir la liste des espèces, les jours de pêche ...

La Figure 118 présente la fiche de pêche que les professionnels fluviaux remplissent sur la Gironde. Cette fiche a été élaborée avec la participation des professionnels et du Cemagref. Les principales espèces capturées par ces professionnels sont pré-remplies, ainsi que les jours de la quinzaine. Le pêcheur n'a plus qu'à compléter ses captures journalières (en poids ou en nombre) et une fois par quinzaine, le mois et l'année. Cette fiche est donc relativement simple à remplir, pour le professionnel et à saisir, pour les chargés de saisie puisque la présentation est toujours la même.

FEVRIER 98

de déclarations statistiques: --Décret N°89-273 du 26 avril 1989
--Arrêté du 13 juillet 1990

de pêche											OBSERVATIONS
temps de pêche bateau											

SI PLUSIEURS ENGIN PAR JOUR: indiquer les lettres identifiant les engins (voir au recto)

engin										
TP pêche engin (mouillage)										

SI PLUSIEURS SECTEURS PAR JOUR: indiquer les codes secteur (voir carte au recto)

secteur										
nombre d'engins										

	Poids (kg)	Valeur
Alose feinte	2405	
Alose vraie	2401	
Anguille d'Europe	2201	
Bar commun	3309	
Bar tacheté	3310	
Barbue	3103	
Baudroie (Lotte)	3376	
Bouquet d'Europe	4501	
Céteau	3319	
Civelle	2299	
Congre commun	3302	
Crabe vert	4201	
Crevette delta	4512	
Crevette grise	4502	
Divers poissons	3999	
Dorade grise (Griset)	3356	
Dorade royale	3345	
Flet	3114	
Grondins divers	3390	
Lamproie marine	2501	
Maigre	3332	
Maquereau commun	3705	
Marbre commun	3351	
Merlan	3211	
Merlu d'Europe	3202	
Mulet	3415	
Plie commune	3115	
Raie bouclée	3813	
Raie brunette	3823	
Raie douce	3815	
Raie fleurie	3814	
Rouget barbet	3341	
Sar commun	3354	
Saumon atlant	2301	
Seiche	5701	
Sole commune	3121	
Tacaud commun	3216	
Tourteau	4202	
<i>Espèces ciblées</i>		
<i>Espèces ciblées</i>		

Figure 116 : (ancienne) fiche de pêche des marins-pêcheurs

Première période du mois de Année :

Zone de pêche	Marée	Civelle tamis	Civelle drossage	Lamproie filet		Lamproie bourgnes		Alose filet		Anguille nasses	Crevette nasses		
		Kg	Kg	Nb	Kg	Nb	Kg	Nb	Kg	Kg	Kg	Nb	Kg
01	marée 1												
	marée 2												
02	marée 1												
	marée 2												
03	marée 1												
	marée 2												
04	marée 1												
	marée 2												
05	marée 1												
	marée 2												
06	marée 1												
	marée 2												
07	marée 1												
	marée 2												
08	marée 1												
	marée 2												
09	marée 1												
	marée 2												
10	marée 1												
	marée 2												
11	marée 1												
	marée 2												
12	marée 1												
	marée 2												
13	marée 1												
	marée 2												
14	marée 1												
	marée 2												
15	marée 1												
	marée 2												
16	marée 1												
	marée 2												
17	marée 1												
	marée 2												

Figure 118 : fiche de pêche des professionnels fluviaux de la Gironde

Annexe B. Liste des rapports EDF

Référence	Année(s) statistique(s) pour le suivi des captures
Anonyme, 1979	1977-1978
Anonyme, 1982	1979-1980
Elie et Castelnaud, 1983	1978-1981 (sans détails)
Gabignon et al., 1984	1982
Albiges et Rochard, 1985	1983
Rochard et Castelnaud, 1986	1984
Albiges, 1987	1985
Elie <i>et al.</i> , 1988	1986
Elie <i>et al.</i> , 1989	1987
Sertier <i>et al.</i> , 1990	1988
Sertier <i>et al.</i> , 1991	1989
Sertier <i>et al.</i> , 1992	1990
Castelnaud et Rochard, 1993	1991
Castelnaud et Rochard, 1994	1992
Castelnaud et Rochard, 1995	1993
Castelnaud et Rochard, 1996	1994
Castelnaud et Rochard, 1997	1995
Castelnaud <i>et al.</i> , 1998	1996
Castelnaud <i>et al.</i> , 1999	1997
Castelnaud <i>et al.</i> , 2000	1998
Castelnaud <i>et al.</i> , 2001	1999
Girardin et al., 2002	2000
Girardin et al., 2003	2001
Girardin et al., 2004	2002
Girardin et al., 2005	2003
Girardin et al., 2006	2004

Anonyme, 1979. Étude halieutique de l'estuaire de la Gironde. CTGREF / EDF, Bordeaux, 189p.

Anonyme, 1982. Étude de surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. 1979-1980. Cemagref, Bordeaux. Rapport final contrat EDF, 91p.

Elie P. et Castelnaud G., 1983. Étude de surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. 1982. Cemagref, Bordeaux. Contrat EDF, 77p.

- Gabignon Y., Elie P. et Castelnaud G., 1984. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde. 1983. Cemagref, Bordeaux. Contrat EDF, 115p.
- Albiges C. et Rochard E., 1985. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde. 1984. Cemagref, Bordeaux. Contrat EDF, 175p.
- Rochard E. et Castelnaud G., 1986. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde. 1985 - 2ème partie : évaluation de la production et calculs de CPUE. Campagne 1984. Cemagref, Bordeaux. Contrat EDF, 78p.
- Albiges C., 1987. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde. 1986. Cemagref, Bordeaux. Contrat EDF, 169p.
- Elie P., Boigontier B. et Rochard E., 1988. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde 1987. Cemagref, Bordeaux, 212p.
- Elie P., Rochard E. et Boigontier B., 1989. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde 1988. Cemagref, Bordeaux, 169p.
- Sertier M., Elie P. et Rochard E., 1990. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde 1989. Cemagref, Bordeaux, 230p.
- Sertier M., Castelnaud G., Rochard E. et Elie P., 1991. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde 1990. Cemagref, Bordeaux, 261p.
- Sertier M., Castelnaud G., Rochard E. et Elie P., 1992. Étude de suivi halieutique de l'estuaire de la Gironde 1991. Cemagref, Cestas, 162p.
- Castelnaud G. et Rochard E., 1993. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi statistique 1991. Étude de la faune circulante 1992. Cemagref, Cestas, 156p.
- Castelnaud G. et Rochard E., 1994. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi statistique 1992. Étude de la faune circulante 1993. Cemagref, Cestas, 155p.
- Castelnaud G. et Rochard E., 1995. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi statistique 1993. Étude de la faune circulante 1994. Cemagref, Cestas. Étude Cemagref, Groupement de Bordeaux, 7. 152p.
- Castelnaud G. et Rochard E., 1996. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi statistique 1994. Étude de la faune circulante 1995. Cemagref, Bordeaux. Étude Cemagref, Groupement de Bordeaux, 15. 152p.
- Castelnaud G. et Rochard E., 1997. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi statistique 1995. Étude de la faune circulante 1996. Cemagref, Bordeaux. Étude Cemagref, Groupement de Bordeaux, 25. 154p.
- Castelnaud G., Lambert P. et Rochard E., 1998. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi statistique 1996. Étude de la faune circulante 1997. Cemagref, Bordeaux. Étude Cemagref, Groupement de Bordeaux, 97. 163p.
- Castelnaud G., Rochard E. et Gazeau C., 1999. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi statistique 1997. Etude de la faune circulante 1998. Cemagref, Cestas. Étude, 41. 172p.
- Castelnaud G., Rochard E. et Gazeau C., 2000. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi statistique 1998. Étude de la faune circulante 1999. Cemagref, Cestas. Étude, 56. 180p.
- Castelnaud G., Girardin M. et Rochard E., 2001. Surveillance halieutique de l'estuaire de

la Gironde : suivi des captures 1999 étude de la faune circulante 2000. Cemagref, Cestas. Étude, 71. 186p.

Girardin M., Castelnaud G. et Beaulaton L., 2002. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi des captures 2000. Étude de la faune circulante 2001. Cemagref, Cestas. Étude, 74. 204p.

Girardin M., Castelnaud G. et Beaulaton L., 2003. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi des captures 2001. Étude de la faune circulante 2002. Cemagref, Cestas. Étude, 79. 203p.

Girardin M., Castelnaud G. et Beaulaton L., 2004. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi des captures 2002. Étude de la faune circulante 2003. Cemagref, Cestas. Étude, 91. 201p.

Girardin M., Castelnaud G. et Beaulaton L., 2005. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde: Suivi des captures 2003. Étude de la faune circulante 2004. Cemagref, Cestas. Étude, 98. 195p.

Girardin M., Castelnaud G. et Beaulaton L., 2006. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi des captures 2004. Étude de la faune circulante 2005. Cemagref, Cestas. Étude, 105. 211p.

Annexe C. Structure des données pour tous les métiers (voir III.1.4)

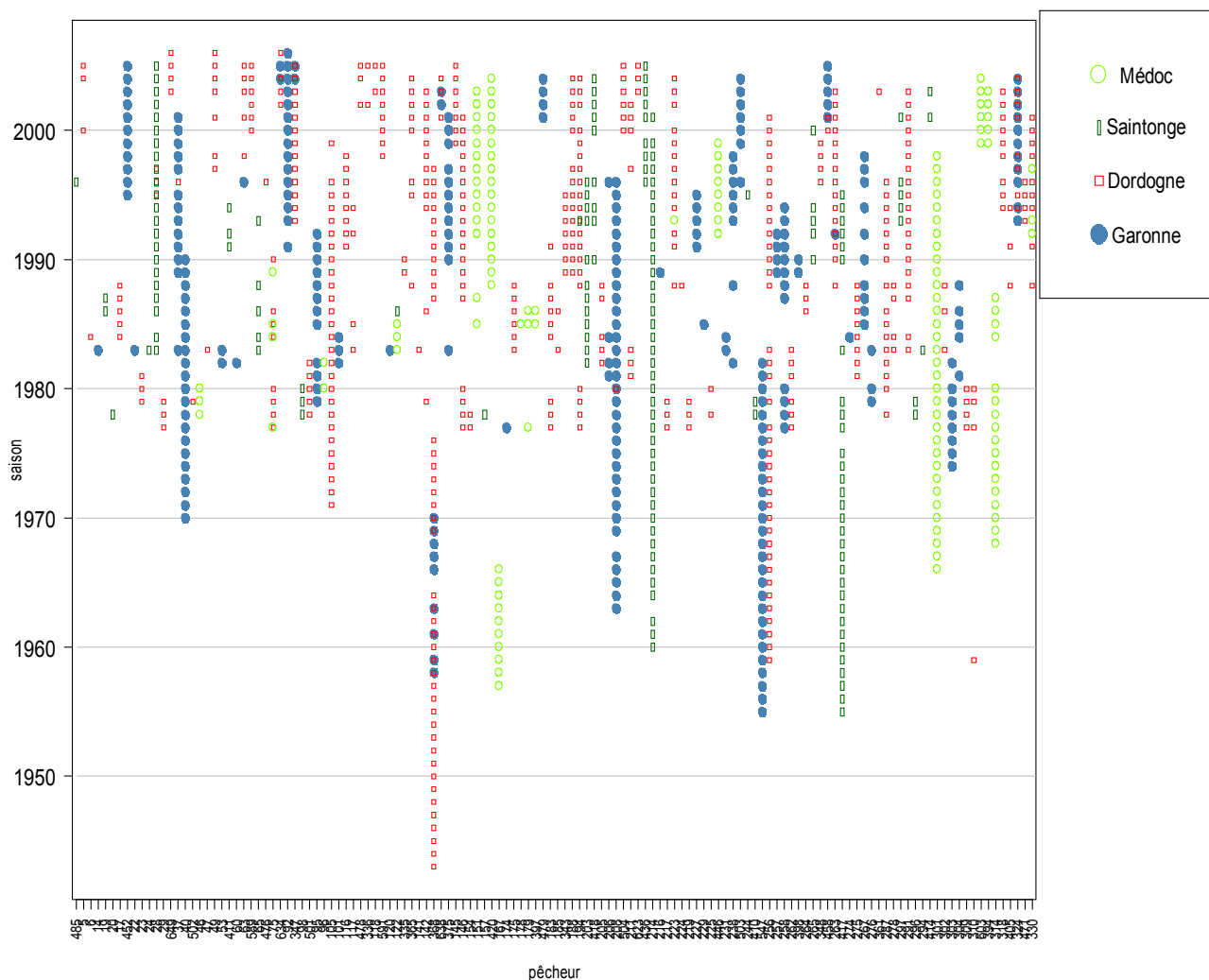


Figure 119 : structure des données pour le métier grande alose filet et lamproie marine
filet capturant des grandes aloses

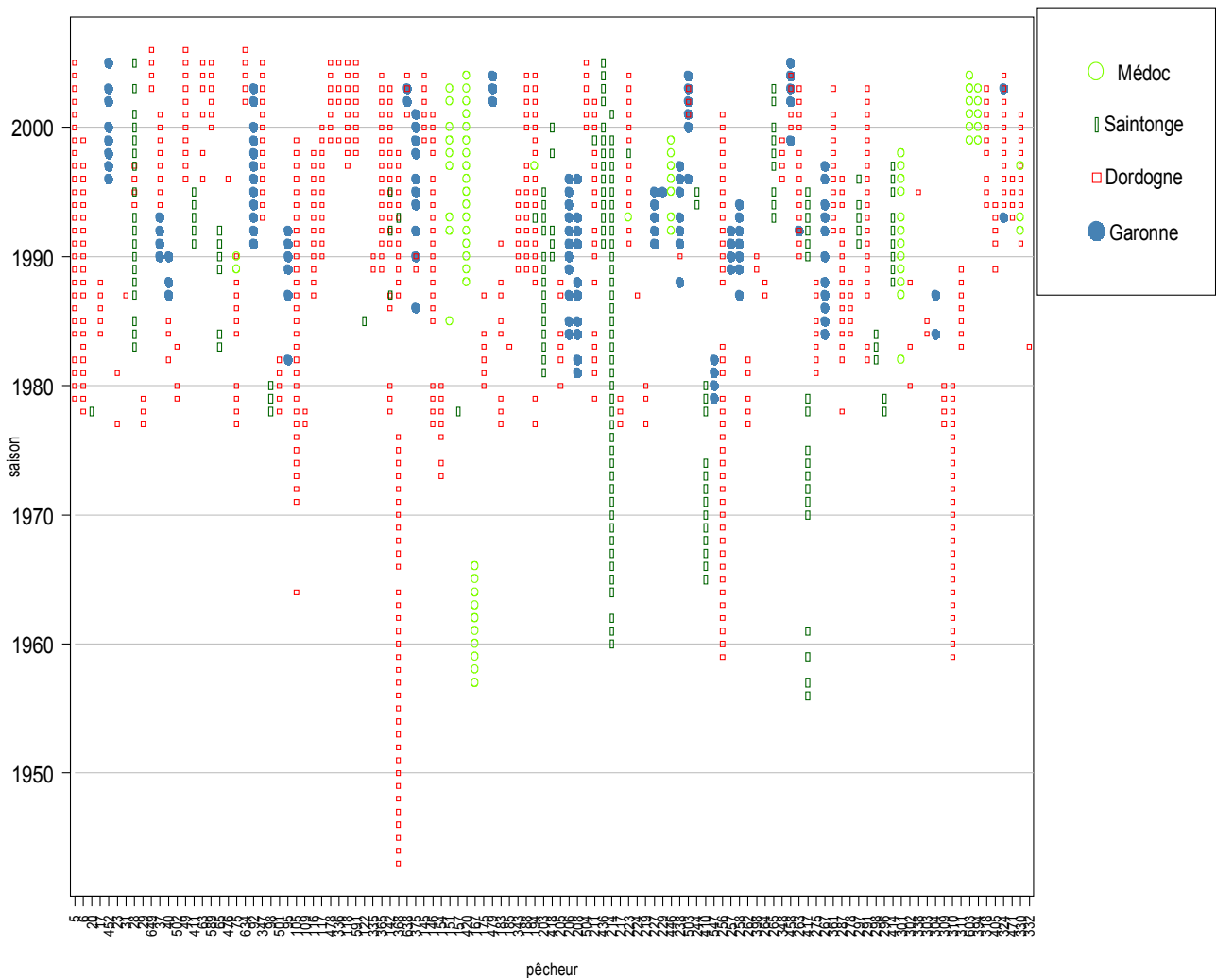


Figure 120 : structure des données pour le métier lamproie marine filet

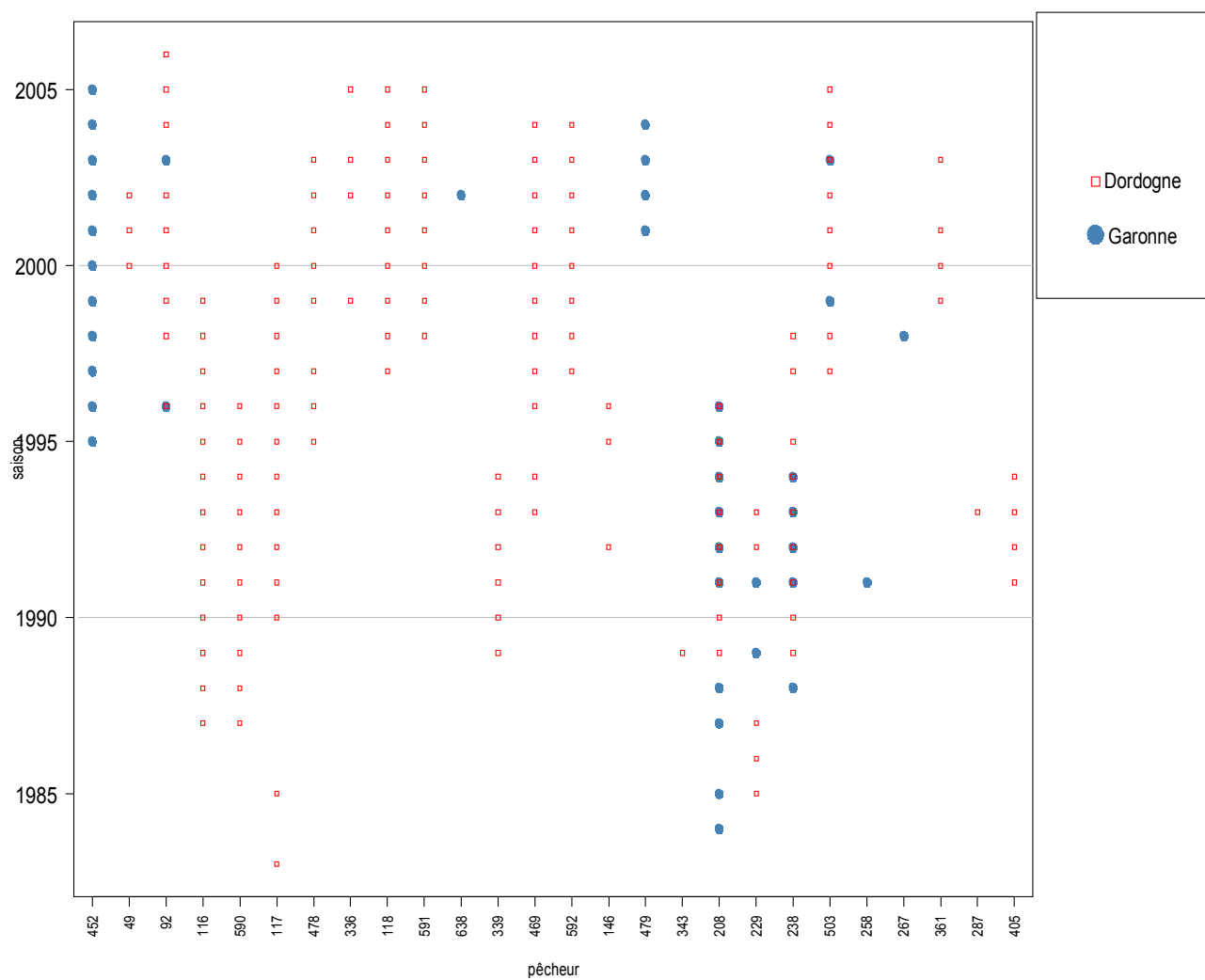


Figure 121 : structure des données pour le métier lamproie marine bourgne

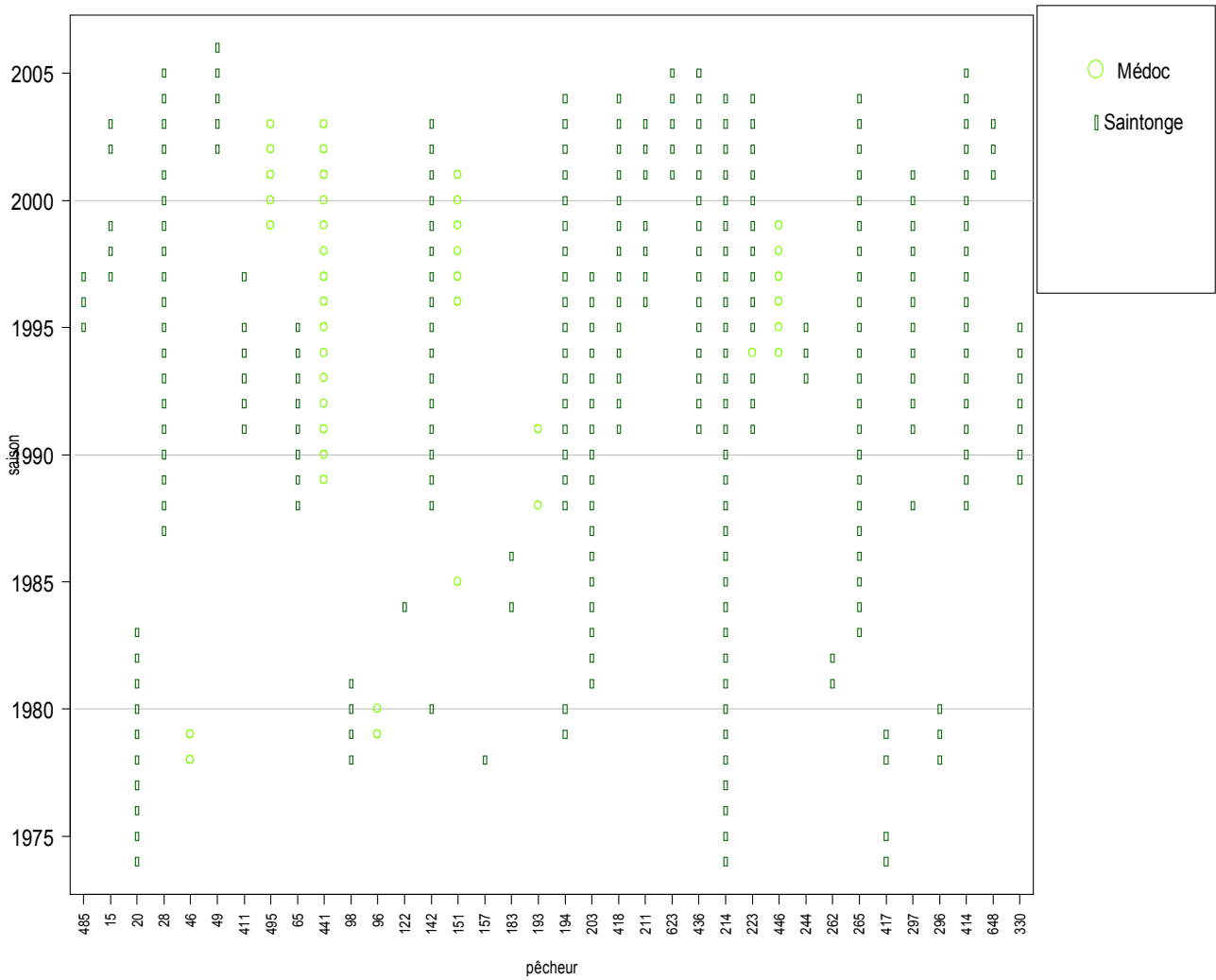


Figure 122 : structure des données pour le métier civelle pibalour

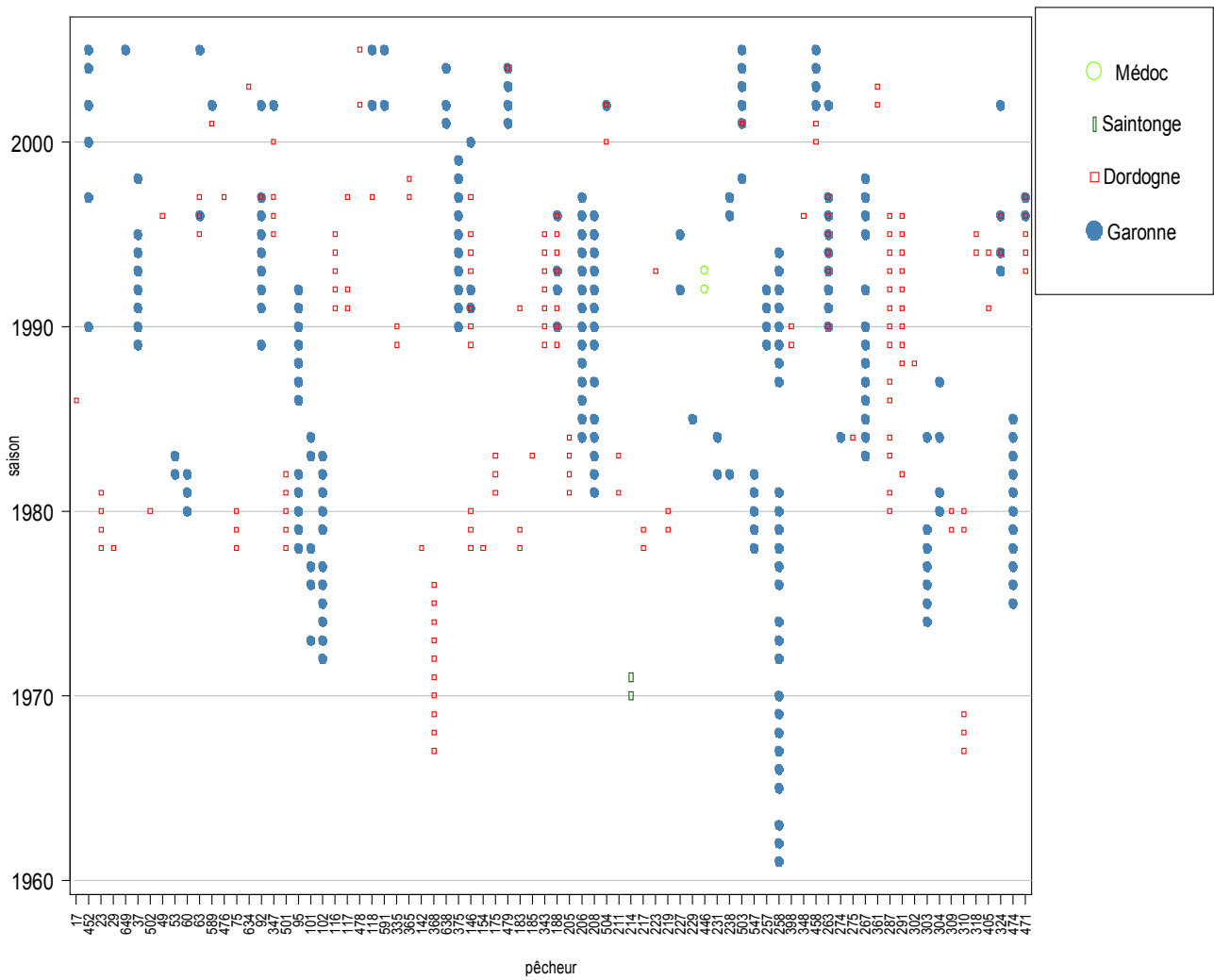


Figure 123 : structure des données pour le métier civille tamis

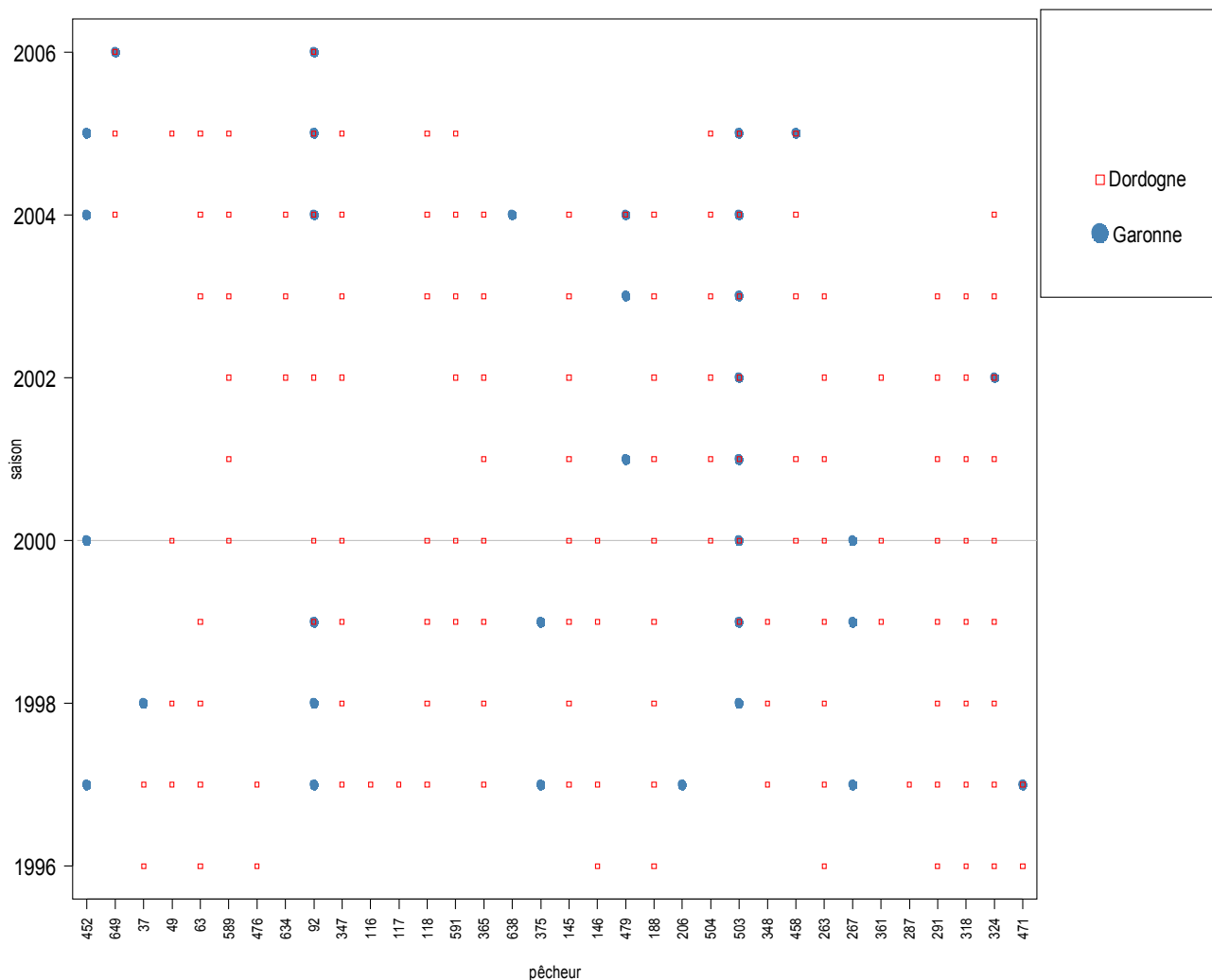


Figure 124 : structure des données pour le métier civille drossage

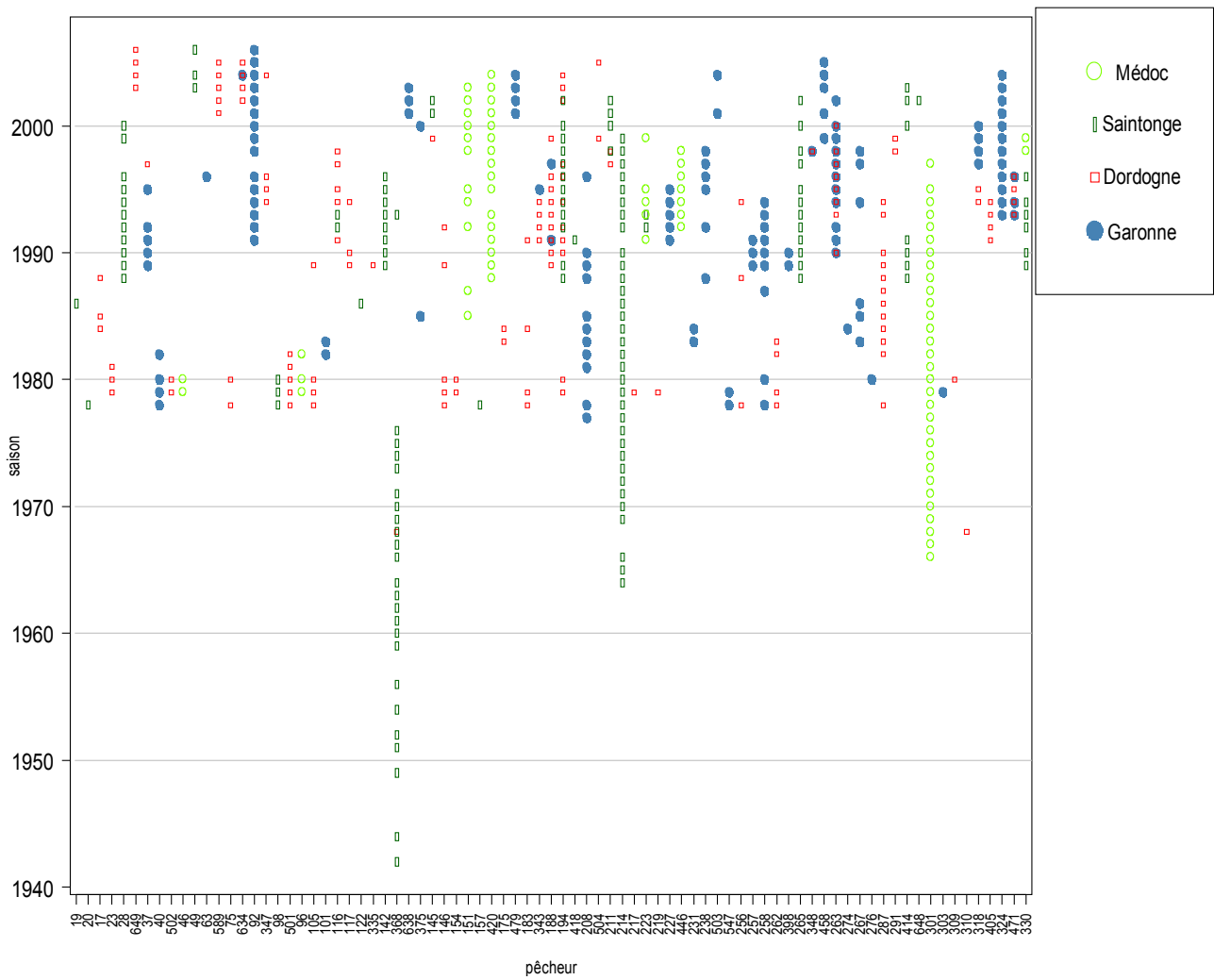


Figure 125 : structure des données pour le métier anguille jaune nasse

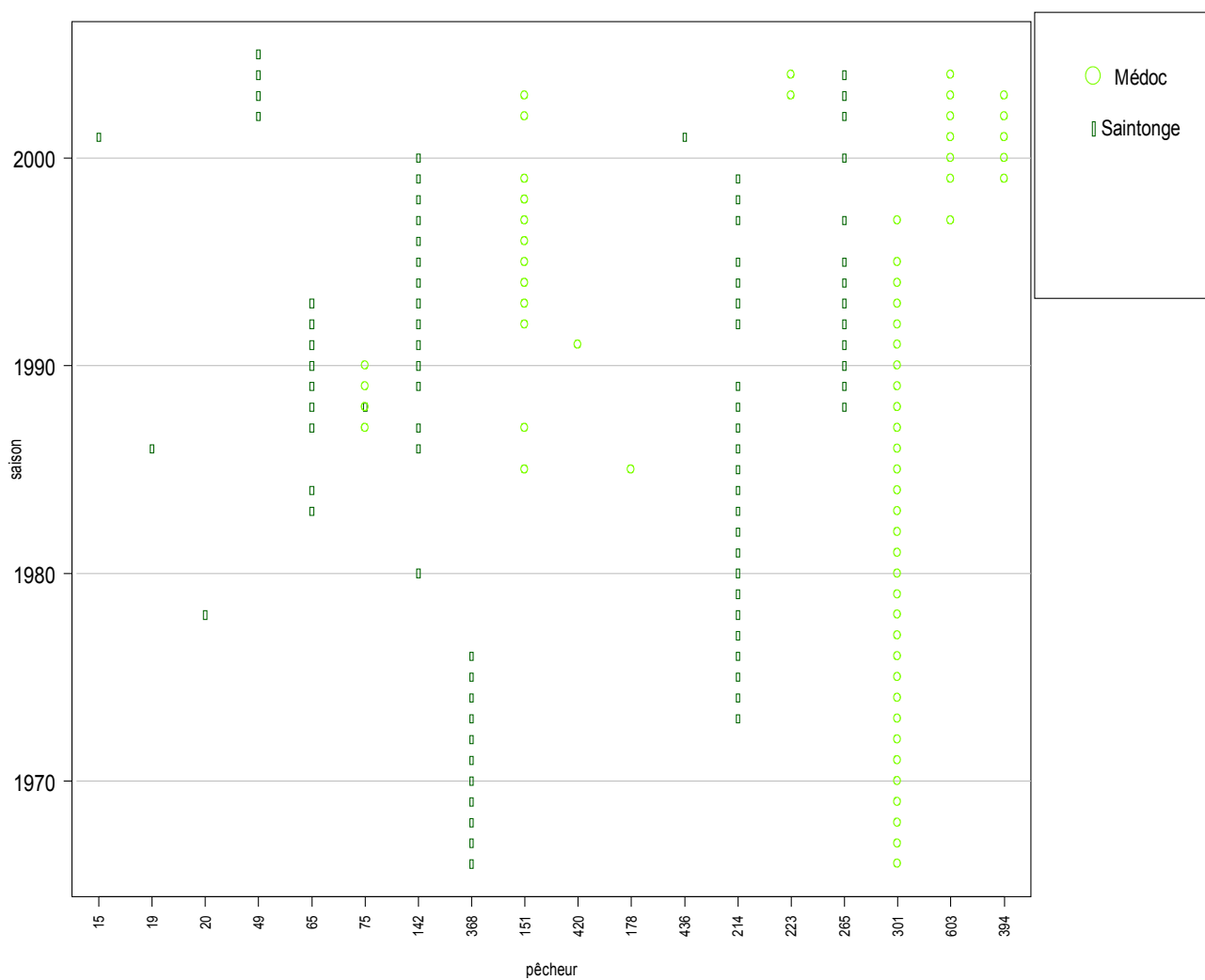


Figure 126 : structure des données pour le métier crevette blanche haveneau

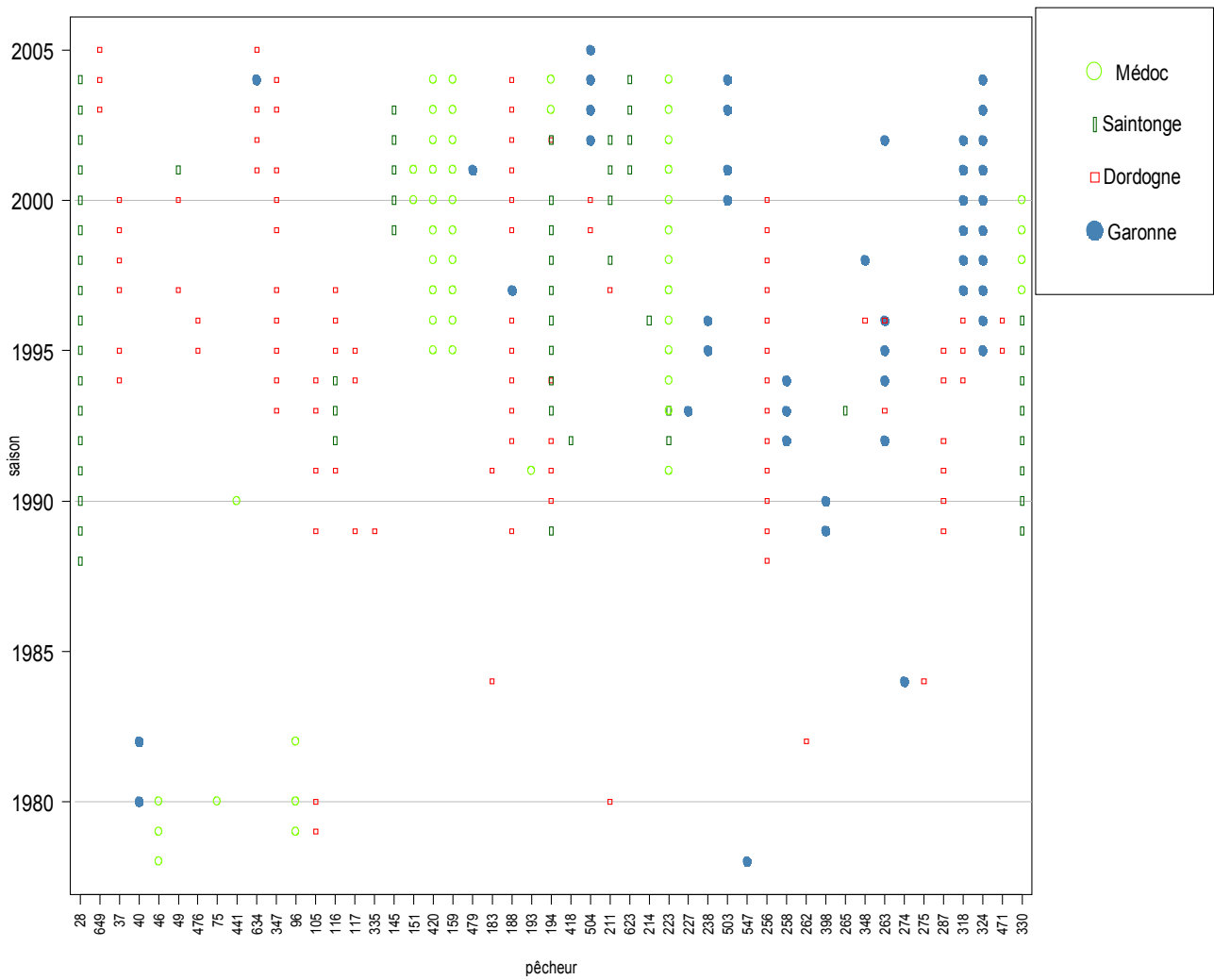


Figure 127 : structure des données pour le métier crevette blanche nasse

Annexe D. Effectifs de pêcheurs et licences

saison	professionnel							amateur		
	MP	VG	MP+VG	PF	TOTAL	CIPE	DDA	SMN	DDA	SMN
1946			268	25	293		88	109		
1947			324	27	351		107	137		355
1948			409	27	436		135	180		
1949			415	29	444		139	183		
1950			439	32	471		149	196		
1951			403	33	436		138	178		
1952			387	34	421		135	170		
1953			403	37	440		141	179		501
1954			359	41	400		128	160		
1955			393	47	440		142	181		
1956			385	51	436		140	181		
1957			316	56	372		117	150		300
1958			314	61	375		118	153		
1959			316	66	382		121	157		
1960			312	71	383		120	159		
1961			300	75	375		118	156		
1962			300	76	376		119	156		417
1963			244	85	329		103	136		
1964			258	88	346		107	146		
1965			266	94	360		112	154		
1966			250	99	349		108	150		
1967			254	104	358		110	156		
1968			248	109	357		109	157		754
1969			246	106	352		111	151		
1970			272	101	373		120	158		
1971			260	102	362		115	154		
1972			268	102	370		117	159		
1973			236	89	325		105	131		
1974			171	84	255		83	94	589	751
1975			183	128	311		87	145	555	639
1976		49	181	119	300		81	141	627	535
1977		46	175	142	317		93	147	736	780
1978	130	37	163	151	314		98	142	731	810
1979	143	35	175	154	329		102	151	759	887
1980	155	24	183	156	339		106	155	865	787
1981	168	26	171	156	327		103	149	888	787
1982	182	23	205	167	372	178	111	166	755	662
1983	180	21	183	165	348		112	158	864	606
1984	177	19	196	126	322	173	82	132	513	564
1985	144	18	162	134	296	140	78	138	480	548
1986	107	16	123	148	271	103	96	128	447	533
1987	108	9	117	140	257	105	79	126	414	498
1988	105	6	111	134	245	102	67	117	382	469
1989	113	6	119	124	243	108	70	116	382	446
1990	122	4	126	113	239	117	71	109	374	435
1991	114	3	117	105	222	109	66	106	397	423
1992	115	3	118	102	220	112	66	97	397	423
1993	105	2	107	85	192	102	58	83	419	410
1994	107	1	108	85	193	104	55	87	411	399
1995	110	1	111	87	198	107	53	91	402	395
1996	100	0	100	89	189	97	55	94	381	401
1997	105	0	105	80	185	102	51	93	351	383
1998	104	0	104	86	190	101	55	97	333	381
1999	101	0	101	84	185	98	55	97	308	361
2000	103	0	103	83	186	98	52	96	291	341
2001	106	0	106	84	190	98	52	100	288	334
2002	105	0	105	81	186	95	51	97	267	327
2003	99	0	99	84	183	99	52	100	263	327
2004	94	0	94	82	176	94	52	97	264	329
2005	89	0	89	82	171	88	53	98		
2006	91	0	91	77	168	91	57	94		

MP : marin-pêcheur ; VG : viager ; PF : professionnel fluvial ; TOTAL : nombre total de pêcheurs

CIPE, DDA, SMN : licences du même nom ; pour DDA et SMN amateur : somme de toutes les licences hors carrelet

Annexe E. Effort nominal par secteur de la Gironde

saison	alose vraie filet				lamproie marine filet				LPMB	
	M	S	G	D	M	S	G	D	G	D
1946	67	88	48	71	9	103	15	83		
1947	78	104	56	90	12	121	18	103		
1948	97	127	67	117	15	145	21	135		
1949	98	127	70	119	15	147	22	138		
1950	105	136	76	128	16	155	24	148		
1951	96	125	72	116	15	144	23	134		
1952	93	121	72	111	15	140	23	128		
1953	96	125	75	117	15	144	24	135		
1954	86	113	70	106	13	130	23	121		
1955	95	122	78	121	15	140	26	137		
1956	92	121	77	122	14	138	25	138		
1957	77	101	68	103	12	118	23	116		
1958	76	100	69	106	12	118	23	120		
1959	77	101	72	110	12	118	24	122		
1960	76	100	72	112	12	118	25	125		
1961	73	97	72	112	10	113	24	123		
1962	73	97	73	112	10	113	24	123		
1963	61	80	67	101	8	95	23	111		
1964	63	84	69	108	9	101	24	118		
1965	66	87	73	115	9	102	25	125		
1966	62	82	72	113	9	99	25	123		
1967	63	83	73	119	9	99	25	128		
1968	61	82	73	121	8	97	25	129		
1969	62	81	75	116	9	96	27	124		
1970	67	90	79	117	9	104	27	128		
1971	64	84	77	116	9	101	27	126		
1972	67	88	77	119	9	103	26	130		
1973	59	79	71	97	8	93	25	106		
1974	45	61	63	72	6	75	22	78		
1975	47	63	64	120	6	78	22	125		
1976	47	63	58	116	6	77	20	121		
1977	46	61	71	123	6	75	25	128	5	6
1978	43	59	79	119	6	72	29	124	6	6
1979	46	61	80	126	6	75	29	132	6	6
1980	47	63	83	129	6	78	29	135	6	6
1981	45	60	82	125	6	74	29	130	6	6
1982	50	76	91	135	5	91	33	143	7	7
1983	47	63	89	132	6	78	32	138	6	6
1984	54	76	65	106	5	95	21	115	4	5
1985	42	60	62	116	5	75	22	120	4	6
1986	33	42	77	108	4	52	28	114	6	7
1987	34	44	48	89	3	48	25	107	9	15
1988	32	43	51	68	5	46	34	94	9	9
1989	30	42	55	76	7	44	36	91	9	14
1990	30	43	47	78	10	42	34	80	8	14
1991	20	34	46	74	12	40	22	73	10	19
1992	31	44	36	53	14	39	34	68	7	19
1993	31	44	36	53	16	37	22	57	12	18
1994	32	45	26	63	19	35	22	57	12	18
1995	30	42	32	59	21	33	19	50	9	13
1996	24	35	36	52	23	31	26	62	10	12
1997	22	37	33	58	20	34	26	56	6	11
1998	22	37	33	58	20	34	26	56	6	11
1999	19	30	31	62	18	27	24	67	10	17
2000	20	29	30	61	19	26	23	66	10	17
2001	19	30	30	61	18	25	22	69	9	15
2002	18	26	29	59	15	22	18	70	8	18
2003	20	24	30	57	14	21	20	70	6	22
2004	19	22	31	52	14	18	18	66	8	23
2005	17	19	31	51	12	16	18	65	8	23
2006	17	18	28	51	12	15	16	64	7	23

LPMB : lamproie marine bourgne

M : Médoc ; S : Saintonge ; G : Garonne ; D : Dordogne

unité : pêcheur pratiquant le métier considéré au cours d'une saison

saison	CIVP		CIVT		CIVD		anguille nasse				CRBH		crevette nasse			
	M	S	G	D	G	D	M	S	G	D	M	S	M	S	G	D
1946			29	58			58	71	24	55	45	28				
1947			32	73			69	83	27	68	54	34				
1948			36	96			84	102	31	90	67	44				
1949			38	98			85	103	32	92	69	44				
1950			43	105			90	110	35	100	74	49				
1951			40	95			83	101	34	90	67	44				
1952			41	91			80	98	35	86	65	42				
1953			43	95			83	101	36	91	67	44				
1954			41	85			74	91	35	81	60	37				
1955			45	98			82	99	38	93	66	42				
1956			46	98			79	97	38	92	64	42				
1957			42	82			67	82	35	77	53	33				
1958			43	84			67	81	36	78	53	33				
1959			44	87			67	81	37	81	53	33				
1960			45	89			67	81	38	82	53	33				
1961			46	88			64	78	38	81	50	32				
1962			47	88			64	78	38	81	50	32				
1963			44	78			54	64	37	70	41	25				
1964			45	84			56	68	38	76	43	26				
1965			48	89			57	69	39	80	44	27				
1966			48	87			55	67	40	79	42	25				
1967			49	91			55	67	40	82	43	26				
1968			49	92			54	66	40	83	41	25				
1969			50	89			55	65	42	79	42	25				
1970			54	91			58	71	44	83	46	29				
1971			51	89			56	69	42	80	43	26				
1972			52	92			58	71	43	84	45	28				
1973			48	75			52	62	40	69	40	24				
1974		3	45	54			41	48	36	49	30	16				
1975		11	45	89			42	50	37	78	31	18				
1976	4	17	40	86			42	50	33	75	31	18				
1977	9	22	51	92			41	49	42	80	30	17	11	11	8	19
1978	13	28	58	88			38	47	48	77	27	15	10	11	9	18
1979	13	28	58	94			41	49	48	81	30	17	11	11	9	19
1980	13	28	60	96			42	50	49	83	31	18	11	11	9	20
1981	13	28	60	92			40	48	49	80	29	16	11	11	9	19
1982	13	28	70	101			45	59	57	90	32	20	12	13	11	23
1983	13	28	65	98			42	50	53	85	31	18	11	11	10	21
1984	13	28	49	79			49	58	40	69	34	17	13	11	9	18
1985	13	28	46	86			38	47	39	74	27	15	9	11	7	19
1986	13	28	58	80			28	36	48	69	22	12	8	8	9	17
1987	13	28	51	82			29	21	39	78	15	10	8	9	8	18
1988	13	28	51	77			28	20	42	66	15	10	8	9	10	21
1989	20	45	52	63			27	19	42	58	13	8	6	9	14	23
1990	21	45	47	63			27	18	43	58	13	8	6	9	11	23
1991	25	42	43	43			26	16	41	50	13	9	6	9	10	23
1992	21	45	41	44			25	15	39	41	14	8	6	9	9	23
1993	20	44	34	36			24	14	37	33	15	8	6	8	8	23
1994	20	44	34	36			23	13	37	33	15	8	7	8	10	20
1995	20	44	34	33			22	12	32	30	11	7	7	7	11	15
1996	16	50	33	31	16	26	21	11	28	35	13	8	7	7	10	22
1997	25	45	19	52	21	53	20	10	31	29	13	6	9	7	14	17
1998	25	45	26	18	14	48	20	10	33	31	13	6	9	7	14	17
1999	27	45	26	7	19	59	21	9	22	25	15	7	14	7	9	17
2000	28	43	22	7	18	57	19	10	21	22	14	7	13	6	9	16
2001	28	46	22	6	18	56	18	10	22	20	13	7	13	6	9	16
2002	27	48	42	17	9	54	17	9	22	21	9	10	14	7	10	14
2003	25	43	7	17	4	49	16	10	22	21	7	9	13	9	10	16
2004	24	43	21	15	16	56	15	8	20	21	6	8	12	8	9	15
2005	22	42	24	8	16	56	13	7	20	20	5	9	10	7	9	16
2006	23	43	23	8	14	56	13	7	19	19	5	8	10	7	7	15

CIVP/CIVT/CIVD : civelle pibalour/tamis/drossage ; CRBH : crevette haveneau

M : Médoc ; S : Saintonge ; G : Garonne ; D : Dordogne

unité : pêcheur pratiquant le métier considéré au cours d'une saison

Annexe F. Effort effectif total de la Gironde

saison	ALAF	LPMF	LPMB	CIVP	CIVT	CIVD	ANGN	CRBH	CRBN
1946	881 *	5 506 *							
1947	3 158 *	4 289 *							
1948	9 158 *	5 175 *							
1949	13 740 *	9 591 *							
1950	25 736 *	15 094 *							
1951	14 470 *	6 803 *					26 917 *		
1952	18 326 *	9 963 *					26 140 *		
1953	14 629 *	10 150 *							
1954	13 694 *	9 346 *					24 555 *		
1955	19 234 *	11 839 *							
1956	15 479 *	11 773 *					53 343 *		
1957	20 644 *	8 403 *							
1958	7 185 *	6 735 *							
1959	6 780 *	7 642 *					46 430 *		
1960	22 124 *	12 529 *					81 841 *		
1961	10 014 *	11 067 *			1 627 *		56 827 *		
1962	16 176 *	8 034 *			5 172 *		68 193 *		
1963	6 588 *	6 100 *			2 740 *		39 320 *		
1964	10 059 *	6 179 *					25 876 *		
1965	6 978 *	16 250 *			3 585 *		14 188 *		
1966	8 445 *	12 208 *			2 146 *		22 661 *		
1967	8 822 *	16 762 *			3 633 *		42 276 *		
1968	18 116 *	16 526 *			4 806 *		52 546 *		
1969	11 362 *	20 547 *			2 725 *		50 720 *		
1970	6 749 *	12 027 *			5 638 *		22 229 *		
1971	12 590 *	20 881 *			4 080 *		21 434 *		
1972	10 705 *	21 350 *			4 208 *		29 610 *		
1973	6 774 *	16 866 *			2 294 *		27 604 *		
1974	6 908 *	12 605 *		279 *	2 379 *		23 005 *		
1975	7 440 *	19 600 *		1 276 *	5 251 *		32 656 *		
1976	14 218 *	15 849 *		1 586 *	3 626 *		17 213 *		
1977	16 144 *	11 061 *		2 976 *	3 879 *		36 481 *		
1978	13 293 *	11 541 *		1 469 *	3 163 *		100 867 *	5 880 *	14 368 *
1979	13 803 *	12 795 *		1 985 *	3 047 *		89 335 *		
1980	16 838 *	13 537 *		3 189 *	3 775 *		110 135 *		
1981	15 497 *	10 618 *		2 863 *	3 497 *		120 225 *		
1982	16 359 *	13 105 *		3 388 *	3 413 *		152 837 *		48 966 *
1983	16 613 *	11 937 *	4 406 *	3 944 *	4 902 *		47 976 *	7 026 *	
1984	13 112 *	10 470 *		3 105 *	3 403 *		47 403 *	8 078 *	
1985	11 777 *	11 342 *	6 693 *	2 099 *	2 138 *		41 182 *	4 048 *	
1986	10 233 *	11 467 *	4 906 *	2 587 *	1 873 *		44 903 *	5 347 *	
1987	8 648 *	10 105 *	15 660 *	2 391 *	1 889 *		72 870 *	3 205 *	
1988	8 204 *	7 047 *	12 555 *	2 662 *	1 714 *		67 780 *	1 280 *	8 111 *
1989	9 801 *	8 319 *	12 168 *	5 205 *	2 222 *		77 128 *	3 618 *	17 356 *
1990	7 601 *	6 663 *	15 974 *	5 145 *	2 316 *		77 097 *	3 621 *	16 564 *
1991	9 281 *	6 445 *	19 135 *	5 491 *	2 928 *		56 307 *		20 833 *
1992	6 527 *	8 231 *	17 592 *	4 855 *	2 932 *		50 627 *	2 944 *	20 131 *
1993	6 538 *	6 954 *	23 112 *	5 403 *	1 737 *		39 626 *	3 635 *	16 219 *
1994	6 973 *	3 704 *	18 990 *	4 797 *	1 564 *		43 608 *	3 839 *	22 790 *
1995	7 684 *	4 257 *	12 546 *	4 973 *	2 301 *		40 253 *	2 098 *	22 986 *
1996	6 780 *	5 667 *	9 285 *	5 215 *	814 *	990 *	32 395 *	1 988 *	25 750 *
1997	5 720 *	5 419 *	9 724 *	5 188 *	700 *	3 216 *	27 658 *	887 *	35 693 *
1998	5 414 *	5 799 *	10 043 *	4 702 *	489 *	1 362 *	29 154 *	1 140 *	26 443 *
1999	5 953 *	5 478 *	16 015 *	5 328 *		2 995 *	24 859 *	571 *	40 493 *
2000	5 663 *	6 248 *	16 750 *	4 876 *	92 *	1 946 *	19 907 *	1 663 *	32 260 *
2001	5 768 *	7 230 *	17 113 *	5 250 *	213 *	672 *	19 111 *	1 758 *	22 992 *
2002	5 344 *	4 339 *	16 060 *	5 186 *	1 548 *	1 797 *	16 453 *		39 122 *
2003	4 907 *	5 046 *	18 778 *	4 230 *	101 *	476 *	22 471 *	334 *	41 904 *
2004	4 653 *	5 339 *	22 024 *	5 544 *	170 *	1 469 *	23 035 *	114 *	35 340 *
2005	3 349 *	3 415 *	20 610 *	5 171 *	353 *	2 286 *	3 323 *		14 247 *
2006	5 105 *	4 618 *	19 710 *	4 468 *		1 302 *	2 818 *		

* données extrapolées (III.3.3.4)

ALAF : alose vraie filet (jour de pêche)

LPMF : lamproie marine filet (jour de pêche)

LPMB : lamproie marine bourgne (nasse.mois)

CIVP/CIVT/CIVD : civelle pibalour/tamis/drossage (jour de pêche)

ANGN : anguille nasse (nasse.mois)

CRBH : crevette haveneau (jour de pêche)

CRBN : crevette nasse (nasse.mois)

Annexe G. Capture totale de la Gironde

saison	ALA	LPM	CIV	ANG	CRB
1946	2 *	61 *			
1947	115 *	48 *			
1948	31 *	55 *			
1949	97 *	64 *		11 *	
1950	82 *	89 *			
1951	131 *	21 *		15 *	
1952	244 *	106 *		18 *	
1953	84 *	135 *			
1954	83 *	159 *		78 *	
1955	261 *	111 *			
1956	183 *	191 *		52 *	
1957	213	204 *			
1958	148	146 *			
1959	85	109 *		124 *	
1960	242	83 *		265 *	
1961	105	132 *	32 *	69 *	
1962	294	116 *	218 *	57 *	
1963	213	123 *	363 *	53 *	
1964	181	110 *		15 *	
1965	257	205 *	353 *	18 *	
1966	255	113 *	28 *	6 *	114 *
1967	217	127 *	163	21 *	119 *
1968	283	168 *	284	41 *	130 *
1969	314	202 *	37	88 *	133 *
1970	414	118 *	204	42 *	188 *
1971	445	112 *	47 *	43 *	129 *
1972	357	89 *	69	81 *	185 *
1973	174	89 *	20	169 *	205 *
1974	245	81 *	55 *	108 *	138 *
1975	300	100 *	44 *	131 *	155 *
1976	313	138 *	121 *	85 *	152 *
1977	401	55 *	122 *	315 *	97 *
1978	478	57 *	65	158	86 *
1979	399	75 *	73	153	74 *

saison	ALA	LPM	CIV	ANG	CRB
1980	615	82 *	125	108	95 *
1981	563	83 *	85 *	144	88 *
1982	524	115 *	61 *	164	144 *
1983	689	95 *	67 *	166	198 *
1984	527	74 *	45 *	149	158 *
1985	462	78	27 *	172	77 *
1986	518	62 *	35 *	209	92 *
1987	514	89	45 *	168	71 *
1988	464	47	28	140	73 *
1989	505	89	46	70	65 *
1990	467	72 *	29	67	59
1991	500	36	38	68	77 *
1992	305	68	23	59	60 *
1993	302	109	42	42	52
1994	476	27	46	49	81
1995	477	40	43	56	49
1996	481	44	28 *	39	49
1997	403	47	49	44	42
1998	355	59	18	36	43
1999	454	69	43 *	27	64
2000	441	127	28	28	53
2001	442	62	8	29	50
2002	346	78	35	16	62
2003	381	111	10	13	73
2004	324	129	10 *	42	67
2005	179 *	71 *	11 *	7 *	77 *
2006	261 *	126 *		11 *	

* données extrapolées (III.3.3.4)

unité : tonnes

ALA : grande alose

LPM : lamproie marine

CIV : civelle

ANG : anguille jaune

CRB : crevette blanche

Annexe H. CPUE issu des GLM mois

Ces CPUE sont considérées comme étant les référence pour chacun des métiers (IV.8.3)

saison	ALAF	LPMF	LPMB	CIVP	CIVT	CIVD	ANGN	CRBH	CRBN
1946	2.2	5.6							
1947	10.1	5.9							
1948	2.3	5.3							
1949	5.8	4.4							
1950	2.3	3.4							
1951	4.7	2.2					0.2		
1952	12.4	5.0					0.2		
1953	3.7	7.2							
1954	4.4	11.7					0.6		
1955	3.0	4.5							
1956	8.2	13.7					0.4		
1957	10.8	13.5							
1958	13.5	13.5							
1959	3.9	9.8					1.0		
1960	9.6	3.8					2.0		
1961	6.6	7.3			4.7		0.6		
1962	16.4	7.4			13.8		0.5		
1963	9.2	15.0			14.9		0.6		
1964	5.1	6.7					0.3		
1965	3.1	4.1			28.2		0.3		
1966	7.6	5.4			4.5		0.4		
1967	12.1	5.1			11.5		0.6		
1968	7.7	6.6			17.2		0.5		
1969	4.3	5.0			8.3		2.8		
1970	4.7	4.5			11.2		1.0		
1971	10.6	4.3			4.1		1.3		
1972	4.0	4.0			6.2		1.5		
1973	4.0	5.5			13.1		0.9		
1974	3.7	6.1		7.8	14.4		2.2		
1975	7.7	5.3		6.7	7.1		1.9		
1976	16.2	6.1		13.2	22.4		1.4		
1977	7.1	3.9		11.7	15.6		2.3		
1978	8.4	3.7		15.6	11.2		2.1	9.5	1.9
1979	8.8	4.3		12.1	9.4		3.1		
1980	10.5	4.8		22.9	17.4		2.0		
1981	12.1	6.8		15.4	19.6		1.2		
1982	8.9	5.6		10.9	6.3		2.7		1.3
1983	10.4	5.5		10.2	6.6		2.1		
1984	11.7	4.8		10.7	5.9		2.3		
1985	9.5	4.8	0.7	6.6	2.6		2.8	13.4	
1986	10.3	3.8		6.6	4.0		2.7		
1987	14.3	5.0	0.5	6.8	3.9		0.9	16.7	
1988	12.3	4.0	0.2	6.1	3.0		1.5	30.2	1.1
1989	11.5	5.8	0.5	5.4	4.7		0.7	10.3	0.7
1990	13.4	5.6	0.5	4.2	2.2		0.7	12.7	0.8
1991	12.4	4.0	0.4	6.3	2.2		0.8		0.8
1992	11.2	6.6	0.7	3.3	3.9		0.8	10.0	0.9
1993	11.7	8.8	0.9	6.1	4.3		1.1	10.1	0.9
1994	16.3	3.8	0.5	6.6	3.3		1.1	15.4	0.8
1995	14.8	4.6	0.8	6.2	3.8		1.0	13.0	0.6
1996	17.5	4.7	0.5	3.9	2.3	1.8	0.9	11.7	0.5
1997	19.4	5.5	0.6	5.9	5.5	2.5	0.9	9.3	0.7
1998	14.7	5.4	0.6	3.2	0.9	1.3	0.9	9.1	1.0
1999	16.4	5.7	0.7	6.2		2.1	0.8	11.5	1.2
2000	16.2	11.0	0.9	6.5	1.3	1.5	0.6	13.3	0.9
2001	17.1	5.5	0.7	1.7	0.7	0.6	0.7	12.9	1.0
2002	19.6	8.7	0.9	4.4	2.9	2.1	0.6		0.7
2003	15.4	10.5	1.0	2.1	0.7	1.1	0.5	10.1	0.9
2004	17.0	11.9	1.0	1.8	0.7	0.7	0.9	12.3	0.7
2005	14.2	10.6	1.7	1.9	0.8	1.1	0.7		0.6
2006	9.7	11.5	1.5	2.5		0.8			

ALAF : alose vraie filet (alose / jour de pêche)

LPMF : lamproie marine filet (lamproie / jour de pêche)

LPMB : lamproie marine bourgne (lamproie / nasse.mois)

CIVP/CIVT/CIVD : civelle pibalour/tamis/drossage (kg / jour de pêche)

ANGN : anguille nasse (kg / nasse.mois)

CRBH : crevette haveneau (kg / jour de pêche)

CRBN : crevette nasse (kg / nasse.mois)

Annexe I. Article 1 : efficacité de la migration des civelles entrant dans le bassin de la Gironde en utilisant un transport tidal sélectif

Cet article a été publié dans le Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture en 2005.

Beaulaton, L., and Castelnaud, G. 2005. The efficiency of selective tidal stream transport in glass eels entering the Gironde (France). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 378-379: 5-21.

THE EFFICIENCY OF SELECTIVE TIDAL STREAM TRANSPORT IN GLASS EEL ENTERING THE GIRONDE (FRANCE)

L. BEAULATON, G. CASTELNAUD

Cemagref, unité Ecosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex, France.

E-mail : laurent.beaulaton@bordeaux.cemagref.fr

E-mail : gerard.castelnaud@cemagref.fr

Reçu le 19 août 2004

Accepté le 13 octobre 2005

Received August 19, 2004

Accepted October 13, 2005

ABSTRACT

Traditional estimation of migration speed is based on telemetry or marking of individual fish. Only a few numbers of fishes (or batches) are followed, often over short periods of time. We propose a method based on capture data from the professional fishery. It is applied to glass eel (*Anguilla anguilla*) in the Gironde basin (France).

Migration speed is estimated using 2 methods: a rough method based on the analysis of seasonal abundance peaks for two métiers and a more precise method of cross-correlation, which compares speeds between several fishing areas. The methods are coherent and lead to mean migration speed ranging from 3 to 4 km/day.

We define an index of efficiency of migration using selective tidal stream transport (STST efficiency index) as the ratio of the observed migration speed to the potential speed (flood tide current speed and swimming speed). For the glass eel in the Gironde basin this index ranges between 0.15 and 0.19. The glass eel behavior, which can explain this low value, is reviewed.

Our STST efficiency index can be successfully applied for many fish or crustaceans using selective tidal stream transport. It can also be used for one species to compare results obtained on different basins.

Key-words: Migration speed, sequential fishery, cross-correlation, selective tidal stream transport, glass eels, *Anguilla anguilla*, STST efficiency index.

EFFICACITÉ DE LA MIGRATION DES CIVELLES ENTRANT DANS LE BASSIN DE LA GIRONDE EN UTILISANT UN TRANSPORT SÉLECTIF TIDAL

RÉSUMÉ

Les méthodes traditionnelles d'estimation de la vitesse de migration reposent sur la télémétrie ou les techniques de marquage. Seulement un nombre restreint de poissons (ou lots de poissons) sont ainsi suivis, souvent sur un temps court. Nous proposons une méthode basée sur les données de capture de la pêcherie professionnelle. Elle est appliquée au cas de la migration de la civelle (*Anguilla anguilla*) dans le bassin de la Gironde (France).

La vitesse de migration est estimée grâce à deux méthodes : une méthode grossière basée sur l'étude des pics saisonniers d'abondance de deux métiers de pêche ; une méthode plus précise utilisant les corrélations croisées qui permet de comparer des vitesses de migration entre plusieurs zones de pêche du bassin. Les résultats des deux méthodes sont cohérents et conduisent à une vitesse moyenne de migration de l'ordre de 3 à 4 km/jour.

Nous calculons un indice d'efficacité de la migration utilisant le transport sélectif tidal (STST efficiency index) qui est la vitesse réelle des civelles divisée par une vitesse potentielle (la somme de la vitesse des courants de flot et de la vitesse de nage). Pour le bassin de la Gironde, cet indice est compris entre 0,15 et 0,19. Les comportements de la civelle qui peuvent expliquer ces faibles valeurs, sont passés en revue.

Notre indice et nos méthodes peuvent être employés pour de nombreuses espèces de poissons et de crustacés qui utilisent le transport sélectif tidal. Il peut également être utilisé pour une espèce donnée pour comparer les résultats obtenus sur différents bassins.

Mots-clés : Vitesse de migration, pêcherie séquentielle, corrélation croisée, transport sélectif tidal, civelle, *Anguilla anguilla*, STST efficiency index.

INTRODUCTION

An animal using selective tidal stream transport (CREUTZBERG, 1961; ARNOLD, 1974): (i) drifts in the water during favorable tides and (ii) settles at the bottom during unfavorable tides. This mechanism was described for fishes and crustaceans (WEIHS, 1978; CASTONGUAY and GILBERT, 1995; GIBSON, 1997; FORWARD *et al.*, 1998; FORWARD *et al.*, 2003).

European eels (*Anguilla anguilla* (L.)) reproduce in the Sargasso Sea and colonize continental area (Europe and northern Africa) in their glass eel stage. Since the beginning of the twentieth century it is known that glass eels use flood tide currents in estuaries to migrate upstream (SCHMIDT, 1906; BERTIN, 1951). CREUTZBERG (1958) demonstrated with fishing experiments that glass eels use the flood tide current to migrate from North Sea to the freshwater. GASCUEL (1986) considered the glass eel migration like a simple use of the water-movement and called it "flow-carried migration". The general mechanism of "selective tidal stream transport" has been confirmed by studies *in situ* and *ex situ* on European and American eels (CREUTZBERG, 1961; MCCLEAVE and KLECKNER, 1982; MCCLEAVE and WIPPELHAUSER, 1987; WIPPELHAUSER and MCCLEAVE, 1987).

Very little is known about the efficiency of selective tidal stream transport. GASCUEL (1987a) used mark-recapture techniques, and showed that only 10% of glass eels use the full flood tides, covering a distance equal to the flood tide current. Most glass eels only partially use flood tide currents. Some glass eels go faster than the flood tide current. Glass eels can both be carried and swim during migration. We propose to use effective migration speed to evaluate the efficiency of this mechanism.

Two major tools can be used to evaluate migration speed of individual fish: telemetry (see THORSTAD *et al.*, 2002) which monitors individual movement directly and mark-recapture techniques (see for example SHERIDAN and CASTRO MELENDEZ, 1990) which yields indirect estimates of the time of transit and the distance covered. Considering the small size of glass eel, telemetry is not feasible. The mark-recapture technique can be efficient in small areas (TZENG, 1984; GASCUEL, 1987a) but not in large rivers like the Garonne, because of the unrealistically high number of marks required (CANTRELLE, 1984). However, tracing sequential peaks in the catches of a series of spatially separated fisheries yields an alternative estimation method. We focus on the migration of European glass eel in the Gironde (France).

We propose a quantitative estimator of the efficiency of selective tidal stream transport. We first estimate mean migration speed of glass eels in the Gironde basin from catches, using the time-lag between migration-peaks in neighboring river sections; secondly, we apply cross-correlations between the time series of catches. An estimator of the efficiency of selective tidal stream transport is derived.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The tidal part of the River Garonne (Figure 1) is called “the Gironde basin” (CASTELNAUD *et al.*, 2001). The distance between the sea and the tidal limit is approximately 160 km. The Gironde basin is divided into: the Estuary (E), which extends between the sea limit and salt limit (73 km) and the tidal river (R) between the salt limit and the tidal limit. The tidal river comprises the River Garonne (85 km) and the River Dordogne (75 km) with its tributary, the River Isle (31 km). We determine four fishing areas in the Estuary (from E1 to E4) and three fishing areas in the tidal river (from R1 to R3).

Data

The glass eel is a juvenile stage of the European eel. It is targeted specifically by fishermen during its anadromous migration. The fishing season lasts from November to April. “Season 1999” indicates the fishing season starting in fall 1998 and ending in spring 1999.

Three métiers (fishing techniques) are distinguished: pibalour (large push net) in the Estuary (E1 to E4), tamis (scoop net) and drossage (small push net) in the tidal river (R1 to R3).

Data were collected from cooperating professional fishermen between 1978 and 1999. In 1997 and 1999, obligatory logbooks completed the data for drossage fisheries. Catch data were collected for each fishing zone over varying time periods (season, month, two-week period, day or fishing operation) and classified into quality levels, indicating the availability of effort information and the reliability of the data. We selected best quality data per day or per fishing operation (for more details, see CASTELNAUD *et al.*, 2001).

Water temperatures were derived from the Blayais nuclear power plant (BNPP) (Figure 1). In the Loire (DESAUNAY *et al.*, 1987), water temperatures below 6°C limit glass eel migration. We did not exclude low temperature data at forehand.

Methods

We estimated migration speed by two methods: seasonal abundance peaks and cross-correlations. Both methods are based on the variation in the catch per unit of effort in the fisheries, and the time lag herein between areas. This time lag is assumed to correspond to the time required to migrate from one to another area. Mean migration speed is then estimated by the ratio of true distance and time lag. All catches were assumed to originate from the center of each fishing area (Figure 1).

Seasonal abundance peaks

We used CPUE per tide month calculated with Generalized Linear Models (GLM) applied to the fishery data for the period 1978-1999. For each metier, the GLM is written:

$$\text{CPUE} + 0.1 \approx \text{season} + \text{tide month} + \text{tide} + \text{fisherman} + \text{season} \times \text{tide month}$$

We use the GENMOD procedure of SAS (SAS, 2000) with a log-link and a gamma distribution. We add 0.1 to the CPUE data to avoid problem with zero-capture and log link. We choose 0.1 because this value is smaller than the mean CPUE. Zero-capture represents

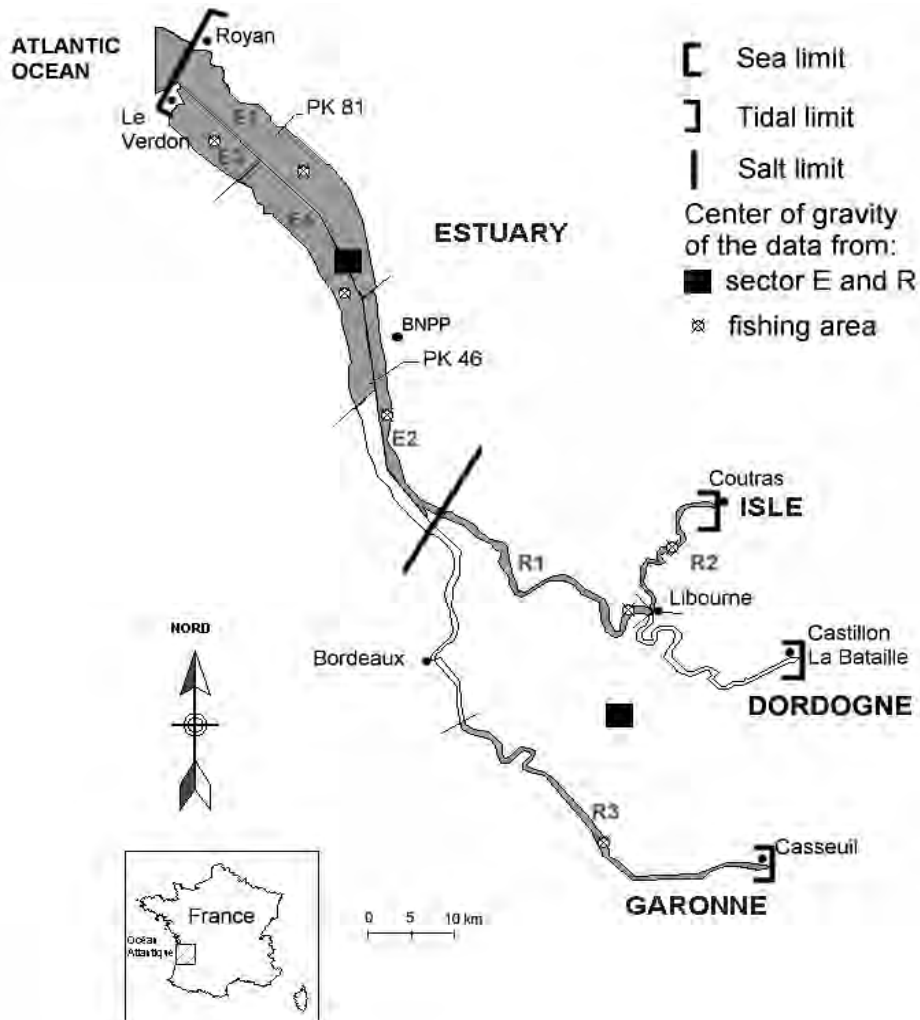


Figure 1
Map of the Gironde basin.

Figure 1
Carte du bassin de la Gironde.

only 2% of our data (429/18 878 data). The “season” effect represents the inter-annual variation of abundance. The “tide” effect is related to variations in tide coefficient. The “fisherman” effect takes into account the variation of fishing power between fishermen.

The “tide month” effect is based on a tide calendar. This is the equivalent of a civil month (January...) in a tidal calendar (Table I). The number of days in a complete tide month range from 27 to 30 days. This effect is supposed to characterize the inter-tide month evolution during a season. We calculated mean CPUE per tide month with the LSMEANS option of GENMOD procedure (SAS, 2000), for the pibalour and the tamis. We

interpolated this mean per tide month using a cubic spline function (EXPAND procedure) to determine the maximum of CPUE. The time of transit of glass eels from Estuary to tidal river is given by the lag between the maximum of CPUE of the pibalour in the Estuary and the tamis in the tidal river.

Table I
Correspondence between civil dates and tide month.

Tableau I
Correspondance entre les dates civiles et les mois marée.

	Date of beginning of tide month							End of 7
	1	2	3	4	5	6	7	
Earliest	02 oct.	28 oct.	23 nov.	27 dec.	23 jan.	25 feb.	25 mar.	22 apr.
Mean	05 oct.	03 nov.	03 dec.	02 jan.	01 feb.	02 mar.	21 mar.	27 apr.
Latest	12 oct.	10 nov.	11 dec.	10 jan.	09 feb.	10 mar.	08 apr.	30 apr.

Cross-correlation

– Constitution of series of cpue

The characteristics of the drossage (tidal river) and pibalour (Estuary) techniques are similar enough to allow a comparison of CPUE. The seasons 1997 and 1999 was chosen because of the availability of data. They represent a cold season (1997 – 12 days below 6°C) and a temperate season (1999 – 0 days below 6°C). We calculated a mean CPUE for each day and each fishing area. We used a weighted moving average of order 5 (2 days before and after) to complete missing values if they did not exceed 2 consecutive days. The weight (w_j) was given by the equation (1), m representing the number of days before and after j (here $m = 2$). We thus obtained series of daily CPUE for each fishing area. Some of them had discontinuities; only the longest series were kept (> 30 days) (Figure 2).

$$w_j = \frac{m+1-|j|}{\sum_{k=-m}^m m+1-|k|} \quad (1)$$

We obtained 7 series per season (1 per fishing area) for 2 seasons (1997 and 1999).

We used the Pearson correlation coefficient of the CORR procedure of SAS (SAS, 2000) to estimate the correlation between two lagged series. A Student test was used to evaluate the significance of the correlation. The trend was extracted with a moving average because the series had to be stationary (LEGENDRE and LEGENDRE, 1979). The tide strongly influences the abundance of glass eels (LOWE, 1950; ELIE, 1979; SORENSEN and BIANCHINI, 1986; ROCHARD, 1992; CICCOTTI *et al.*, 1995). For series with periodic component, LEGENDRE and LEGENDRE (1979) recommended to use a moving average of order of the wave-length (15 days in the case of tide). Equation (1) with $m = 7$ was used. All the lag-values between two fishing areas, leading to positive correlations with a significance level of 10% were retained.

– Choice of time of transit

Several postulates allowed us to force the system to select times of transit and to give coherence to the results. Firstly, we chose the times of transit that were found for both the seasons 1997 and 1999. Secondly, a time of transit had to be found both directly

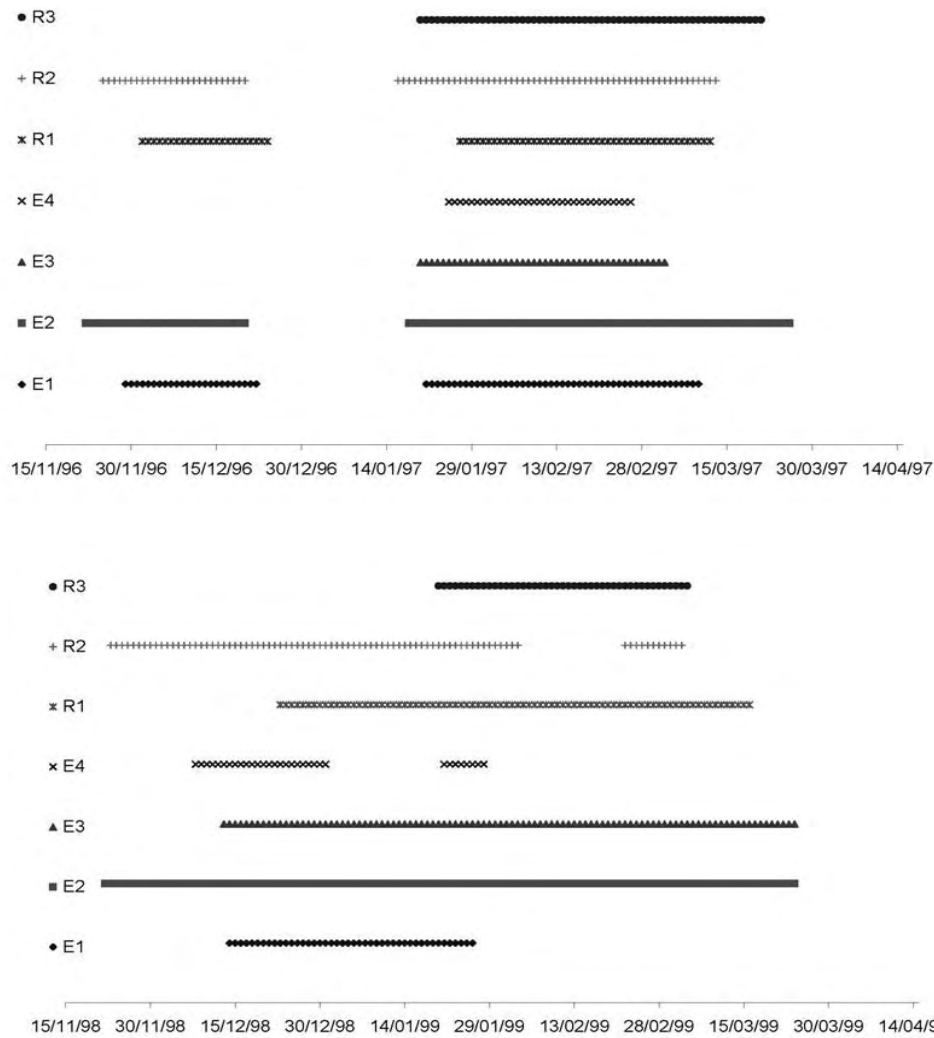


Figure 2
CPUE available per areas for season 1997 (upper panel) and 1999 (lower panel).

Figure 2
CPUE disponibles par zone pour la saison 1997 (haut) et 1999 (bas).

(lag value) and indirectly. For example, the time of transit between E1 and E2 was found either with the cross-correlogram between E1 and E2 or by subtracting time of transit found between E1/R1 and E2/R1. Thirdly, the time of transit E1/E2 had to be lower than or equal to the time of transit E1/R1, because the glass eels are supposed to move from downstream to upstream.

Efficiency of the migration using selective tidal stream transport

The efficiency of the migration using selective tidal stream transport (shorten in STST efficiency index) will be deduced from the ratio between observed glass eel speed and

tide current speed plus swimming speed. As glass eels have weak swimming capacities (TSUKAMOTO *et al.*, 1975; MCCLEAVE, 1980), we considered that the movement of glass eels in tidal part is mainly dependent of the flood tide current. Thus the index is simplified here in real speed divided by tide current speed. To solve the difficulty of calculating the flood tide current, we used the individual-based simulator “SEGPA civelles” (LAMBERT, 2005), which estimates, for mean conditions of tide and river discharge, the speed of a virtual glass eel optimally using flood tide currents, that is: being transported by water during the totality of the flood tide and stucked at the bottom during the ebb tide.

Finally, the STST efficiency index has been obtained by dividing the estimated speed of the real glass eels by the speed of the optimal virtual glass eel (assimilated to tide current speed). If this index is close to 1, glass eels are very efficient; if this index is definitely lower than 1, glass eels make an under-optimal use of the flood tide currents; when this index is higher than 1, glass eels are upper-optimal, and in this case, the use of flood tide current cannot totally explain glass eel migration.

RESULTS

Migration speed

Peak of abundance

The GLM and all effects included are highly significant ($p < 0.0001$) and the reduction of deviance of the model is about 43%.

The results of the interpolation by spline of CPUE per tide month obtained with GLM are given in Figure 3. Both metiers (pibalour and tamis) show a bell-shaped evolution

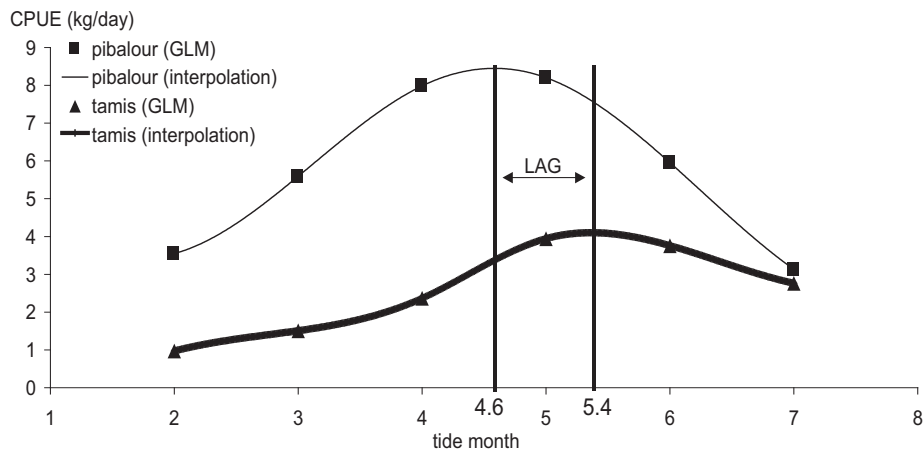


Figure 3
Raw results (Ismeans) of GLM (point) and interpolation by spline of CPUE per tide month (curve) obtained for pibalour (large push net in Estuary) and tamis (scoop net in tidal river).

Figure 3
Résultats bruts (Ismeans) des GLM (point) et interpolation par spline des CPUE par mois « marée » (courbe) obtenu pour le pibalour (estuaire) et le tamis (zone mixte fluviale).

of CPUE. The maximum of abundance is situated for the pibalour at (tide month) 4.58, corresponding with mid or end of January, and for the tamis, at 5.36, corresponding with mid or end February. This suggests that the lag between the maximal abundances is about 0.8 tide month, which corresponds to approximately 23 days. The distance between the Estuary (pibalour) and the tidal river (tamis) is about 80 km. A mean migration speed of 3.5 km/day is deduced.

A water temperature of 6°C was considered as a limiting factor. During the 1990s only two seasons (1991 and 1992) include long period of cold-water temperature (22 and 20 days below 6°C respectively) and two seasons (1997 and 1998) have a short period of cold water temperature (12 and 3 days below 6°C respectively). During the six other seasons the water temperature never decreases below the threshold of 6°C.

Cross-correlations

Figure 4 (upper panel) presents an example of raw data (CPUE and temperature) for the area E2 and R1 in 1997. These are two adjacent areas with long series. We can see the large variations of CPUE. At the beginning of January 1997, there were no fishing activity because of too low temperature of the water (<6°C). Following this cold period CPUE increase progressively and did not show any sign of glass eels accumulation due to low temperature. Figure 4 also shows the trends extracted from these series using moving average. Both series peak during February and in March for R1 series.

The difference between raw data and trend give the residuals (Figure 4, lower panel). The R1 residuals are lagged of 13 days to emphasize the correlation between the series E2 and R1. With this lag, great positive or negative residual occur simultaneously. The choice of this lag of 13 days is the result of the observation of the cross-correlogram between the series E2 and R1 (Figure 5). One can see that correlation becomes significant for a lag of 12, 13 and 24 days. Cross-correlogram for season 1999 confirms this observation. We retain 13 days also because series E1/R1 and E1/E2 are correlated with a lag of 22 days and 9 days, respectively. These 3 figures are coherent because if a glass eel needs 9 days to cross the distance between E1 and E2 and 13 days between E2 and R1, it should need 22 days to cross the distance between E1 and R1.

Table II presents times of transit between the different fishing areas estimated with the cross-correlations (as shown above), distances between these fishing areas and the mean migration speed deduced from them. It has to be noted that there are two estimates (estimate 1 and estimate 2) of speed for R3 corresponding to two values of time of transit giving correlations, which do not permit to decide on a result. Most of the migration speeds range between 3 and 4 km/day. Migration speed between R1 and R2 (the closest fishing areas) seems to be atypical with 20.5 km/day.

If we take 3.5 km/day (3 to 4 km/day) as a result of migration speed, the glass eels cover (i) the distance between sea limit and tidal limit on Dordogne, namely 148 km, in 42 days (37 to 49 days); (ii) the distance between sea limit and tidal limit on Garonne, namely 158 km, in 45 days (40 to 53 days). The glass eels would thus cross the Gironde basin in about one and a half months.

Efficiency of migration

The individual-based simulator "SEGPA civelles" (LAMBERT, 2005) gives us an order of magnitude of speed of about 20.6 km/day for an optimal virtual glass eel which covers the distance between E1 (PK 81) and E2 (PK 46), namely 35 km, in 1.7 days (Figure 1). The correlogram between E1 and E2 shows two significant correlations for a time of transit of 2 days and a time of transit of 9 days in 1997. A time of transit of 2 days corresponds to an STST efficiency index of 0.85 (considered close to 1 like an optimal virtual glass eel),

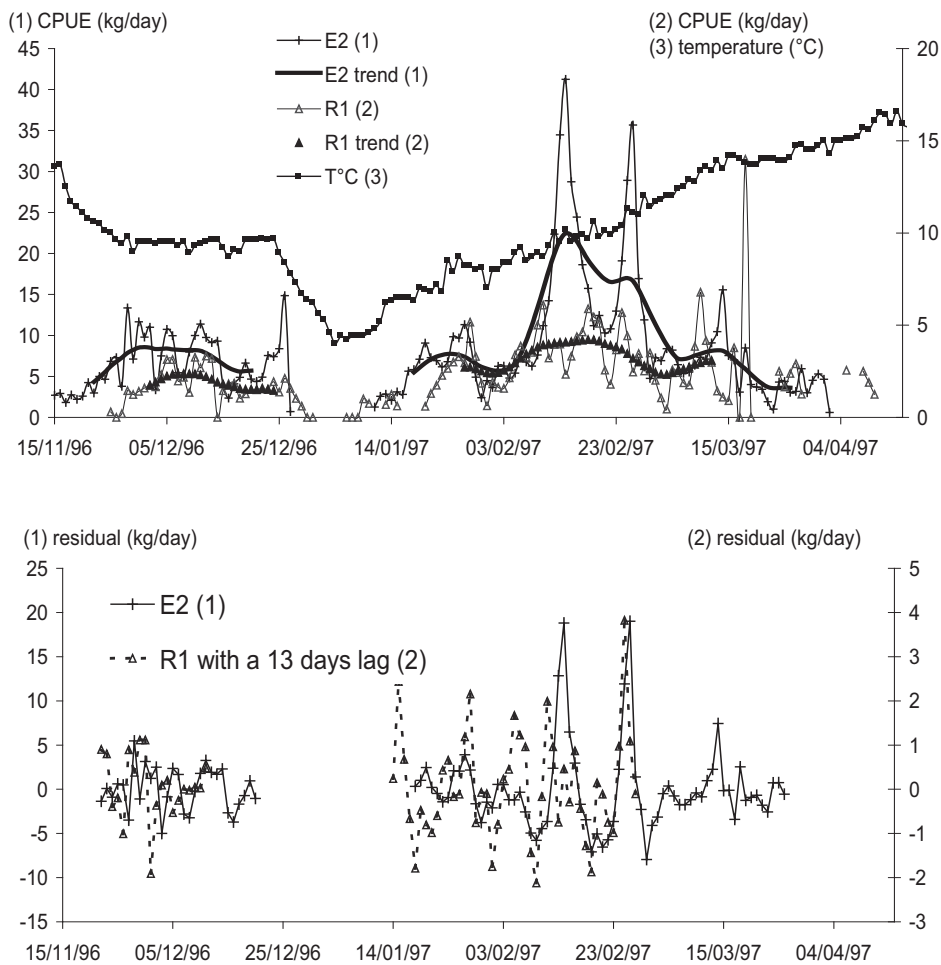


Figure 4
Examples of raw data (CPUE for areas E2 and R1 in 1997), the trends extracted from these data by a moving average, temperature in estuary (upper panel). Residuals for these series (difference between raw data and trends); the R1 series was lagged of 13 days to emphasize correlation (lower panel).

Figure 4
Exemples de données brutes (zone E2 et R1 en 1997) et les tendances qui en sont extraites par une moyenne mobile (haut). Résidus de ces séries (différences entre les données brutes et les tendances) ; la série R1 a été décalée de 13 jours pour mettre en évidence la corrélation (bas).

and a time of transit of 9 days corresponds to a STST efficiency index of 0.19 (considered lower than 1 like an underoptimal glass eel). More generally, a mean migration speed of 3 to 4 km/day compared with 20.6 km/day leads to a STST efficiency index between 0.15 to 0.19, that means that glass eels use only 15% to 19% of possibilities offered by the flood tide current.

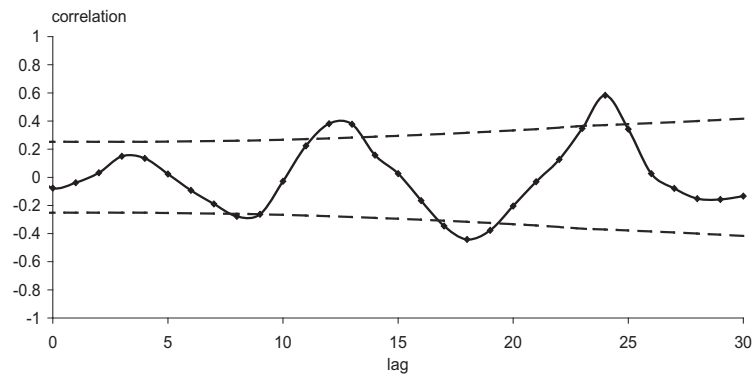


Figure 5
Cross-correlogram between E2 and R1 (solid line) series with the significance limits (dashed lines).

Figure 5
Corrélogramme croisé entre les séries E2 et R1 (trait plein) avec les limites de significativité (tiret).

Table II
Times of transit, distances and migration speed estimated by cross-correlations between different fishing areas of Gironde basin. Estimate 2 corresponds to an alternative estimate which can not be decided between estimate 1

Tableau II
Temps de transit, distances et vitesse de migration estimées par corrélations croisées entre différentes zones de pêche du bassin de la Gironde. Estimate 2 correspond à une estimation alternative du temps de transit qui n'a pas pu être départagée de estimate 1.

Upstream area	Downstream area	Transit time (day)		Distance (km)	Speed (km/day)	
		estimate 1	estimate 2		estimate 1	estimate 2
R3	E1	34	23	114.3	3.4	5.0
	E2	25	13	78.3	3.1	6.0
	E3	34	20	124.3	3.7	6.2
	E4	23	9	98.1	4.3	10.9
R1	E1	22		88.0	4.0	
	E2	13		52.0	4.0	
	E3	32		98.0	3.1	
	E4	21		71.8	3.4	
R2	E1	23		108.5	4.7	
	E2	13		72.5	5.6	
	E3	33		118.5	3.6	
	E4	22		92.3	4.2	
	R1	1		20.5	20.5	
E2	E1	9		36.0	4.0	
E4	E3	11		26.3	2.4	

DISCUSSION

CPUE as an index of abundance

CPUE curves presented in Figure 3 are typical symmetrical (for pibalour) and asymmetrical (for tamis) bell-shaped curves as described in GASCUEL *et al.* (1995). In these cases, the use of CPUE as an index of abundance appears to be valid. The pibalour curve peaks in January which is coherent with results from ELIE and ROCHARD (1994) in the Gironde estuary based on scientific survey.

Migration speed

The analysis of CPUE per tide month given by GLM is a rough method because it compares two large sectors of the Gironde basin: the Estuary and the tidal river. This migration speed however is close to the one estimated with the cross-correlations. This method seems to be appropriate when cross-correlation cannot be applied (not enough data in quantity and quality, for example). The use of delay between migration peaks has already been applied with success in the case of Allis shad (*Alosa alosa*) in the Gironde basin (ROCHARD, 2001) and sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Columbia River (QUINN *et al.*, 1997).

This work highlights cross-correlations reaching 34 days between fishing areas separated by a distance of 120 km. These results and the method used are rather original because, in literature, no estimates of migration speed for glass eels covering such a long distance exist. It will be noted however that ROCHARD (1992), who used cross-correlations on the Gironde basin, found a lag between R3 and E1-E2 of 7 days in 1984. This lag is found neither in 1997 nor in 1999. CICCOTTI *et al.* (1995) used cross-correlation in the River Tiber, but their study area was only about 10 km long. These authors interpret lags as time of transit but they do not calculate migration speed.

Some correlations are found for both seasons (1997 and 1999), but others only for one season, maybe because of a too important noise in the time series due to the fluctuation of number of fishermen from day to day. Certainly results might be more accurate if a selection of fishermen could be done.

There are some little differences in the estimate of migration speed depending on the departure fishing area (Estuary side) and arrival fishing area (Garonne or Dordogne). To join a river (i.e. Dordogne or Garonne river) from the opposite side of the Estuary (i.e. Medoc bank -E4- or Saintonge bank -E2-), a glass eel has to cross the upper part of the Estuary and to meet with several islands, which are supposed to limit its speed.

Dyeing methods have been used to monitor batches of glass eels even if they can have some consequences on the behavior of marked glass eels. CANTRELLE (1984) demonstrated that dyes she used can partly affect the eel resistance to the current. LAMBERT *et al.* (in prep.) show that at least during the first hours after coloring, glass eel behavior is disturbed. After this delay, glass eel seems to recover its normal behavior. CANTRELLE (1981) has found by mark-recapture techniques (dyeing) in the Gironde basin various values of speed: from less than 1 km/day to 30 km/day (even downstream movement). Most of these values were found in the estuary for distances lower than 35 km corresponding to the distance between E1 and E2 (main places of release and recapture). The other values were found in the Dordogne River for a distance of more than 50 km with migration speeds comprised between 2 and 3.5 km/day. These speeds are slightly lower than those we estimated for glass eels joining the Dordogne downstream.

CANTRELLE (1981) highlights in her work that fishermen consider that glass eels need 3 weeks to reach Libourne from the lower part of the Estuary. The migration speed deducted is about 3 km/day, which is of the same order of magnitude than our estimates.

The STST efficiency index could help us to compare our results with the estimates of migration speed in different basins obtained with others methods. Unfortunately the lack of information about hydrodynamism in these basins prevents us from calculating our index. Nevertheless our estimates are of the same order of magnitude as those found in literature. For example, GASCUEL (1987a) marked glass eels by coloring in the Sèvre Niortaise. The recaptures gave migration speeds of 3 to 5 km/day in the experiment of march 1984 (calculated with the information found in GASCUEL, 1987b). MCCLEAVE and KLECKNER (1982) estimated that the glass eels of *A. rostrata* in the Penobscot River can migrate at 0.8 to 4.2 km/night. JELLYMAN and RYAN (1983) indicated a migration speed of 1.8 km/day into Lake Pounui for *A. australis* and *A. dieffenbachii*. Another difficulty to compare our results with other works is that the majority of the results of these studies have been obtained for a small distance and few days.

GASCUEL *et al.* (1995) considers that distinction between asymmetrical and symmetrical curve “is not simply linked to a delay in migration”. For these authors the abundance peak in the upstream zone correspond to a natural accumulation of glass eel when the fishery is situated “at the upstream limit of the flood tide current”. It is the reason for they precise that the distinction between the curves will depend on the location of the fisheries. In the Gironde basin, due to his length, the accumulation zone is situated at the extreme part of the tidal river. In the Dordogne River, EDELIN (2005) located the accumulation zone between Castillon-La-Bataille and Vignonet (20 km downstream), i.e. more than 130 km of the sea (20 km upstream of the end of R1 zone). To estimate migration with peak abundance method we use tamis data. Fishery data are stored by large zones (R3 for example), which didn't allow us to distinguish if the captures occur close to the tidal limit zone, or not. However a non-negligible part of catch are made in downstream zones of tidal river (R1 or R3 downstream zone). That is why the center of gravity of tamis data is localized in the middle of tidal river far away from tidal limit. For cross-correlation method, we use drossage data. Drossage is very similar to the pibalour fishing technique used in Estuary, only differing by the size and form of the net. The major part of the drossage fishery is situated in Isle river. Fishermen in this river follow migration wave beginning in Libourne area and go upstream day after day until the wave leave the authorized fishing zone.

Moreover some migration speeds are estimated between two zones of brackish water in the Estuary. Our migration speed estimates are based on the analysis of abundance seasonal peaks during a period of 23 years and on correlations between CPUE series related to fishing areas, which are several tens of kilometers apart. Temperature data (Figure 4) don't show any kind of problem due to cold water: 1999, one of our two seasons for cross-correlation analysis, has no significant cold period; after the 1997 cold period, data don't show any evidence of a prejudicial (for analysis) accumulation of glass eels.

All these facts and particular conditions in the Gironde basin allow us to exclude the hypothesis that the observed lag could correspond to the displacement of a concentration point of glass eels due to particular environmental characteristics (salted barrier, hydraulic conditions...) instead of the movement of a batch of glass eels.

Efficiency of migration

First of all, it should be noted that the STST efficiency index, being calculated with mean speeds of displacement over long distances, is not an index concerning the use of one flood tide (one tide) but a mean index concerning the use of several flood tides (many tides).

We have already reported that GASCUEL (1986; 1987a) has shown, in the Sèvre Niortaise, that only 10% of glass eels optimally use water movements (STST efficiency

index equal to 1) and cover distances greater than the majority of glass eels (which have an index lower than 1). The only case in our work where the estimated mean speed is close to the speed of virtual optimal glass eel of “SEGPA civelles” is when glass eels go from downstream Dordogne (R1) to the Isle (R2). The estimated distance between these two fishing areas is 20.5 km and the estimated time of transit is 1 day. This high speed can be explained by the short distance to cover, but also by the relative inaccuracy in the estimate of the center of gravity of the data available. The center of gravity for R2 may certainly be closer to Libourne, but no more precise information can be collected. For such short distances, CANTRELLE (1981) found similar speeds. In fact at a small scale of time and space, the utilization of flood tide is very optimal: in one tide a glass eel can cross several kilometers without difficulties. That is the case here for time of transit between R1 and R2. The distance between these two zones can be covered in one flood tide. Thus the major part of glass eels will cross the zones in one day. But in the case of longer distance to cross, glass eels must use more than one tide. The longer the distance to cross, the higher the probability to miss a flood tide or to use an ebb-tide, and the lower is the migration speed. Anyway the mechanisms responsible of low speed can only express on a large scale of time and of space.

The mean migration speeds seem to be low comparatively to flood tide current (STST efficiency index range between 0.15 to 0.19). Some behavioral characteristics of glass eels, which can explain this situation, are reported from the literature. We know that glass eels mainly use flood tides to migrate (MCCLEAVE and KLECKNER, 1982; GASCUEL, 1986; WIPPELHAUSER and MCCLEAVE, 1987). However glass eels can be found in the water column during ebb tide, even if they are less numerous than during flood tide (ELIE, 1979; MCCLEAVE and KLECKNER, 1982; SHELDON and MCCLEAVE, 1985). The hypothesis that these glass eels can be carried downstream by ebb tide current cannot be excluded. It is also known that glass eels are less numerous in the water column during daytime than during night-time (GASCUEL, 1987a; ELIE and ROCHARD, 1994). This can be connected with the lucifugous behavior of glass eels (DE CASAMAJOR *et al.*, 1999). Finally, the glass eels have more or less long phases of rest in the substratum (BARBIN and KRUEGER, 1994) which can lead them not to be present in the water column during all flood tides.

The different behaviors listed above to explain a weak efficiency do not have the same consequences for the animal. For example, let us consider the case of a glass eel that does not use every flood tide but does not go downstream and the case of a glass eel that moves sometimes downstream carried by the ebb tide current. In both cases the glass eel is under-optimal. However in the second case, the glass eel spends certainly more energy and increases its vulnerability toward fisheries. Indeed if a glass eel moves sometimes downstream, it will spend more time in water column trying to compensate this backward movement, having thus a higher probability to be caught by the fishery. In the context of declining recruitment (ICES, 2004), this behavioral question may have some important consequences in the capturability of glass eel and in the fishery mortality.

Our STST efficiency index is close to the “optimal displacement index” proposed by BERNATCHEZ and DODSON (1987). The aim is the same: to compare real speed with an optimal (theoretical) speed. However, BERNATCHEZ and DODSON (1987) judge the optimality in an energetic point of view. We think that in case of selective tidal stream transport, the optimality must be judged in relation with local hydrodynamics and swimming capacity of the animal considered. As glass eels have weak swimming capacities (TSUKAMOTO *et al.*, 1975; MCCLEAVE, 1980), we neglect the swimming speed. If one wants to apply our STST efficiency index to a species with non-negligible swimming capacity, he should use the ratio: real migration speed divided by current speed plus swimming speed. Our index is specific to species using selective tidal stream transport.

We have found in the literature only one recent work that has evaluated the efficiency of selective tidal stream transport. CARR *et al.* (2004) have tagged and tracked height blue crabs and monitored current speed. They show that crabs have an efficiency of 10 to 40% related to a passive particle (close to our concept of optimal glass eel).

CONCLUSION

The results highlight gaps that exist in the understanding of glass eel migration. It seems necessary to fill in these gaps to understand the future of glass eels (energy loss, vulnerability toward fisheries...). Our work demonstrates the interest of fishery data in biological studies, (i) which can be a good tool to estimate a migration speed even in case where telemetry and mark-recapture are inefficient; (ii) which can be used to estimate a migration speed on larger areas and longer periods of time than telemetry or mark-recapture methods. We advocate for a large use of our STST efficiency index for glass eels in other basins and for other species to evaluate efficiency of selective tidal stream transport in many situations.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Eric ROCHARD, Patrick LAMBERT and Isabelle ORTUSI for their help and advice and the referees for their constructive remarks.

REFERENCES

- ARNOLD G.P., 1974. Rheotropism in fishes. *Biological Reviews*, 49, 545-576.
- BARBIN G.P. and KRUEGER W.H., 1994. Behavior and Swimming Performance of Elvers of the American Eel, *Anguilla-Rostrata*, in an Experimental Flume. *Journal of Fish Biology*, 45, 1, 111-121.
- BERNATCHEZ L. and DODSON J.J., 1987. Relationship between bioenergetics and behavior in anadromous fish migrations. *Can. Journ. of Fish. and Aq. Sc.*, 44, 399-407.
- BERTIN L., 1951. Les anguilles. Variation, croissance, euryhalinité, toxicité, hermaphrodisme juvénile et sexualité, migrations, métamorphoses. Payot, Paris, 188 p.
- CANTRELLE I., 1981. Étude de la migration et de la pêche des civelles (*Anguilla anguilla* L. 1758) dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, Paris VI, 238 p.
- CANTRELLE I., 1984. Le marquage par coloration appliqué à l'étude des migrations des civelles (*Anguilla anguilla*, Pisces, Anguillidae). *Cybium*, 8, 3, 69-78.
- CARR S.D., TANKERSLEY R.A., HENCH J.L., FORWARD J., RICHARD B. and LUETTICH J., RICHARD A., 2004. Movement patterns and trajectories of ovigerous blue crabs *Callinectes sapidus* during the spawning migration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60, 567-579.
- CASTELNAUD G., ROCHARD E. and LE GAT Y., 2001. Analyse de la tendance de l'abondance de l'aloise *Alosa alosa* en Gironde à partir de l'estimation d'indicateurs halieutiques sur la période 1977-1998. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 362/363, 989-1015.
- CASTONGUAY M. and GILBERT D., 1995. Effects of Tidal Streams on Migrating Atlantic Mackerel, *Scomber-Scombrus* L. *ICES Journal of Marine Science*, 52, 6, 941-954.
- CICCOTTI E., RICCI T., SCARDI M., FRESI E. and CATAUDELLA S., 1995. Intraseasonal characterization of glass eel migration in the River Tiber - space and time dynamics. *Journal of Fish Biology*, 47, 2, 248-255.

- CREUTZBERG F., 1958. Use of tidal streams by migrating elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.). *Nature*, 181, 357-358.
- CREUTZBERG F., 1961. On the orientation of migrating elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.) in a tidal area. *Netherlands Journal of Sea research*, 1, 3, 257-338.
- DE CASAMAJOR M.N., BRU N. and PROUZET P., 1999. Influence de la luminosité nocturne et de la turbidité sur le comportement vertical de migration de la civelle d'anguille (*Anguilla anguilla* L.) dans l'estuaire de l'Adour. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 355, 327-347.
- DESAUNAY Y., GUÉRAULT D. and BEILLOIS P., 1987. Dynamique de la migration anadrome de la civelle (*Anguilla anguilla*) dans l'estuaire de la Loire : Rôle des facteurs climatiques vis-à-vis de la pêche et du recrutement in CIEM - Comité des poissons anadromes et catadromes, CM 1987/M18.
- EDELIN E., 2005. Facteurs contrôlant la dispersion continentale de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*. Ph D Thesis, thèse de doctorat, Cemagref/Université Paul Sabatier, Toulouse III.
- ELIE P., 1979. Contribution à l'étude des montées de civelles d'*Anguilla anguilla* Linné (Poisson, Téléostéen, Anguilliforme), dans l'estuaire de la Loire : Pêche, Ecologie, Ecophysiologie et Elevage. Thèse de doctorat de troisième cycle, 381 p.
- ELIE P. et ROCHARD E., 1994. migration des civelles d'anguilles (*Anguilla anguilla* L) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 335, 81-98.
- FORWARD R.B., TANKERSLEY R.A. and REINSEL K.A., 1998. Selective tidal stream transport of spot (*Leiostomus xanthurus* Lacepede) and pinfish (*Lagodon rhomboides* (Linnaeus)) larvae: Contribution of circatidal rhythms in activity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 226, 1, 19-32.
- FORWARD R.B., TANKERSLEY R.A. and POCHELON P.N., 2003. Circatidal activity rhythms in ovigerous blue crabs, *Callinectes sapidus*: implications for ebb-tide transport during the spawning migration. *Marine Biology*, 142, 1, 67-76.
- GASCUEL D., 1986. Flow-carried and active swimming migration of the glass eel (*Anguilla anguilla*) in a tidal area of a small estuary on the French Atlantic coast. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 40, 321-326.
- GASCUEL D., 1987a. La civelle d'anguille dans l'estuaire de la Sèvre Niortaise : biologie, écologie, exploitation. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes, 327 p.
- GASCUEL D., 1987b. La civelle d'anguille dans l'estuaire de la Sèvre Niortaise : biologie, écologie, exploitation. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes, 204 p.
- GASCUEL D., FEUNTEUN E. and FONTENELLE G., 1995. Seasonal dynamics of estuarine migration in glass eels (*Anguilla anguilla*). *Aquatic Living Resources*, 8, 123-133.
- GIBSON R.N., 1997. Behaviour and the distribution of flatfishes. *Journal of Sea Research*, 37, 3-4, 241-256.
- ICES, 2004. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. ICES CM 2004/ACFM:09, 207 p.
- JELLYMAN D.J. and RYAN C.M., 1983. Seasonal migration of elvers (*Anguilla* spp.) into Lake Pounui, New Zealand, 1974-1978. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 17, 1-15.

- LAMBERT P., 2005. Exploration multiscalaire des paradigmes de la dynamique de la population d'anguilles européennes à l'aide d'outils de simulation. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, 219 p.
- LAMBERT P., BARDONNET A., ROQUEPLO C., BOLLIET V., BEAULATON L. and HUCHET E., in prep. Impact du marquage au rouge neutre et à la rhodamine sur l'activité de déplacement des civelles d'anguille.
- LEGENDRE L. and LEGENDRE P., 1979. Ecologie numérique : Tome 2 : la structure des données écologiques. Masson, Paris, 247 p.
- LOWE R.H., 1950. Factors influencing the runs of elvers in the river Bann, Northern Ireland. *Journal du conseil. Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 17, 3, 299-315.
- MCCLEAVE J.D., 1980. Swimming performance of European eel (*Anguilla anguilla* (L.)) elvers. *Journal of Fish Biology*, 16, 445-452.
- MCCLEAVE J.D. and KLECKNER R.C., 1982. Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eels of the American eel (*Anguilla rostrata*). *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 40, 262-271.
- MCCLEAVE J.D. and WIPPELHAUSER G.S., 1987. Behavioral aspects on selective tidal stream transport in juvenile American eels. American Fisheries Society Symposium, 1, 138-150.
- QUINN T.P., HODGSON S. and PEVEN C., 1997. Temperature, flow, and the migration of adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Columbia River. *Can. Journ. of Fish. and Aq. Sci.*, 54, 6, 1349-1360.
- ROCHARD E., 1992. Mise au point d'une méthode de suivi de l'abondance des amphihalins dans le système fluvio-estuarien de la Gironde, application à l'étude écobiologique de l'esturgeon *Acipenser sturio*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 296 p.
- ROCHARD E., 2001. Migration anadrome estuarienne des géniteurs de grande alose *Alosa alosa*, allure du phénomène et influence du rythme des marées. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 362/363, 853-867.
- SAS, 2000. SAS OnlineDoc, Version 8. SAS Institute Inc.
- SCHMIDT J., 1906. Contributions to the life-history of the eel (*Anguilla vulgaris*, Flem.). Rapports et procès-verbaux des réunions. *Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, vol. 5, 137-274.
- SHELDON M.R. and MCCLEAVE J.D., 1985. Abundance of glass eels of the American eel *Anguilla rostrata*, in mid-channel and near shore during estuarine migration. *Naturaliste Canadien*, 112, 425-430.
- SHERIDAN P.F. and CASTRO MELENDEZ R.G., 1990. Determining movement patterns in marine organisms: comparison of methods tested on penaeids shrimp in PARKER N.C., GIORGI A.E., HEIDINGER R.C., JESTER D.B., PRINCE E.D. and WINANS G.A. (eds.), Proceedings from the International Symposium and Educational Workshop on Fish-Marking Techniques, Seattle, Symposium 7, 604-612.
- SORENSEN P.W. and BIANCHINI M., 1986. Environmental correlates of the freshwater migration of elvers of the American eel in the Rhode Island Brook. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115, 258-268.

- THORSTAD E.B., FLEMING I.A. and NAESJE T.F. editors, 2002. Aquatic telemetry. Proceedings of the Fourth Conference on Fish telemetry in Europe, Kluwer Academic Publishers, 292 p.
- TSUKAMOTO K., KAJHARA T. and M.N., 1975. Swimming ability of fish. *Bulletin of the Japanese Society of the Scientific Fisheries*, 41, 2, 167-174.
- TZENG W.N., 1984. Dispersal and upstream migration of marked Anguillid eel, *Anguilla japonica*, elvers in the Estuary of the Shuang River, Taiwan. *Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography*, 45, 10-19.
- WEIHS D., 1978. Tidal stream transport as an efficient method for migration. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 38, 92-99.
- WIPPELHAUSER G.S. and MCCLEAVE J.D., 1987. Precision of behavior of migrating juvenile American eels (*Anguilla rostrata*) utilizing selective tidal stream transport. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 44, 80-89.

Annexe J. Article 2 : GEMAC

Le modèle GEMAC a fait l'objet d'un article dans l'ICES Journal of Marine Science :

Beaulaton, L., and Briand, C., 2007. Effect of management measures on glass eel escapement ICES Journal of Marine Science, **64**: 1402-1413.

Cet article est reproduit dans son intégralité ci-dessous.

1402

Effect of management measures on glass eel escapement

Laurent Beaulaton and Cédric Briand

Beaulaton, L., and Briand, C. 2007. Effect of management measures on glass eel escapement. – ICES Journal of Marine Science, 64: 1402–1413.

Stocks of European eel (*Anguilla anguilla*) have declined continuously and steadily, since 1980. A model, GEMAC, namely Glass Eel Model to Assess Compliance, has been developed with the objective of assessing anthropogenic impacts on glass eels in estuaries and evaluating the effects of management measures, to support initiatives aimed at helping the eel stocks recover. The model is described and applied to two estuaries with contrasting anthropogenic pressures: the Vilaine and the Garonne. It assesses the proportion of settled glass eels relative to a non-impacted situation with current (%S/R) or pristine recruitment (%S/R₀). The estimated %S/R (%S/R₀) is 5.5% (1.1%) for the Vilaine and 78% (19%) for the Garonne, in accord with the different levels of anthropogenic pressure in these two estuaries. A sensitivity analysis shows that the assessment of %S/R is accurate, and that in a data-poor context, the %S/R is under-assessed, as required by the precautionary approach. Seven management scenarios are explored all aiming to halve the anthropogenic pressure, but in fact leading to different levels of glass eel escapement, from almost zero to a 13-fold increase. This variation emphasizes the need for the estuarine context of eel stock management to be carefully evaluated for effectiveness when implementing management measures.

Keywords: anthropogenic mortality, fisheries management, GEMAC, glass eel, process-based model.

Received 3 January 2007; accepted 29 April 2007; advance access publication 23 June 2007.

L. Beaulaton: CEMAGREF, "Estuarine ecosystems and diadromous fish" Research Unit, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex, France. C. Briand: Institution d'Aménagement de la Vilaine, Boulevard de Bretagne, 56 130 La Roche Bernard, France. Correspondence to L. Beaulaton: tel: +33 5 57 89 27 17; fax: +33 5 57 89 08 01; e-mail: laurent.beaulaton@bordeaux.cemagref.fr

Introduction

The continuous and steady decline in glass eel (*Anguilla anguilla*) recruitment and more generally in European eels has given rise within ICES, and the worldwide scientific community, to grave concern about the status of eels (ICES, 2000; Dekker *et al.*, 2003; FAO EIFAC and ICES, 2006). Among the reasons suggested for the decline, some apply specifically to the glass eel stage: industrial water intake, habitat modification and reduction, migration barriers such as dams and diversions, and fisheries. The last are concentrated in the Bay of Biscay (87% of European glass eel fisheries), where 76% of recruitment of the species occurs (Dekker, 2000b). The direct mortality factors encountered at the glass eel stage do not decrease with declines in the resource: as prices increase, fisheries remain attractive whereas other mortality factors such as industrial water intake remain constant.

In 1997, the glass eel fisheries employed more than 1200 professional fishers, generated a turnover of €68 million, and ranked as the most important in terms of income of Bay of Biscay fisheries, ahead of sole (*Solea solea*), European hake (*Merluccius merluccius*), European anchovy (*Engraulis encrasicolus*), and langoustine (*Nephrops norvegicus*) fisheries (Castelnaud, 2000). The European Commission has stressed the need to develop management plans for each river basin (as laid out in the EU Water Framework Directive 2000/60/EC) and all life stages (CEC, 2005). Within river basins, the estuary is the practical management unit for the glass eel stage. The objective of the model we have developed is to provide a basic framework with which to assess anthropogenic impacts on the glass eel stage in estuaries.

Here, we describe the GEMAC model, Glass Eel Model to Assess Compliance, and apply it to two river basins, the Vilaine and the Garonne, with different anthropogenic pressure: a dam closes the estuary and an intensive fishery is prosecuted in the Vilaine, and a moderately intensive fishery with industrial water intake only is the situation in the Garonne. A sensitivity analysis of the model is also conducted, and the model is applied to aggregated data derived from administrative sources, which are more readily available than highly detailed data from research projects, to assess the utility of the model in a data-poor context. Finally, management scenarios are tested, their impact on glass eel stock is analysed, and the consequences on spawner output are discussed.

Methods

Model

GEMAC is a spatially explicit, biological process-based model that can be applied on a daily time-scale. It is used to investigate how glass eel fisheries and industrial water intake affects the number of settled glass eels in an estuary with either current or pristine levels of recruitment, under different management regimes. It also helps to derive proxies for management purposes, and can be run in data-poor situations. The processes handled by the model are recruitment, pigmentation, settlement, migration, natural mortality, and fisheries and industrial water intake. The model has been developed in R (R Development Core Team, 2005). An earlier version of the model is described in detail in the SLIME project (Dekker *et al.*, 2006). A full description of GEMAC 2.0, which is used here, is provided in the Appendix, so only the main concepts are given below.

© 2007 International Council for the Exploration of the Sea. Published by Oxford Journals. All rights reserved. For Permissions, please email: journals.permissions@oxfordjournals.org

Daily recruitment

Daily recruitment can either be real data or can be fitted to the common trend in recruitment found throughout Europe (Dekker *et al.*, 2006).

Pigmentation

Glass eels are separated into stages according to the classification of Elie *et al.* (1982), by pigmentation. The pigmentation stage structure is calculated from pigmentation time, reflecting a glass eel's experience of environmental conditions (temperature, salinity) in the estuary (Briand *et al.*, 2005a). The movement of glass eels from one pigmentation class to the next requires a transition matrix derived from daily values of temperature and salinity in the estuary.

Settlement

Glass eels settle in an estuary according to their pigmentation time. Settlement means an adoption of a benthic behaviour, typical of yellow eels. From then on, they are assumed to be inaccessible to the fishery and industrial water intake.

Migration

Glass eels migrate upstream in the estuary, from one area to the next. Migration is handled with a transition matrix. The probability of changing area is inversely proportional to the length of the area, and directly proportional to migration speed, which is assumed to be constant over the whole study area. Glass eel migration speed can be determined empirically using the methods described in Beaulaton and Castelnaud (2005), or estimated by the model.

Natural mortality

As natural mortality has an equivalent role in the model as anthropogenic mortality or settlement, this parameter needs to be fixed. Data on natural mortality of eels are scarce. Berg and Jorgensen (1994) found daily mortalities from stocking experiments of 0.31 g 0+ eels ranging from 0.0138 to 0.0233. Bisgaard and Pedersen (1991) assessed a daily mortality of 0.0049 from marking experiments on <15 cm eels. An average value of 0.01 is used for daily instantaneous natural mortality in this study.

Fisheries and industrial water intake

We consider glass eel fishing and losses attributable to industrial water intake as analogous to filtering particles from a fluid. The filtration rate corresponds to the volume filtered by a fishery or an industrial water intake divided by the volume of the area. Allowing for a concentration factor, the filtration rate is considered to be equivalent to an estimate of instantaneous mortality caused by fishing or the intake of water by industry.

Model output

The main output of the model is a management target, which has been defined in terms of both mortality and biomass (Sissenwine and Shepherd, 1987; Mace, 1994). The model mortality target is the proportion of settled glass eels per recruit relative to non-impacted conditions (%S/R), defined as follows:

$$\%S/R = \frac{(\text{escapement})_{F,F'}}{(\text{escapement})_{F=0,F'=0}}$$

For each area, the escapement corresponds to the number of settled glass eels added to the number of the glass eels alive on the last day of the simulation (see Appendix). Escapement is computed for given fishing effort and industrial water intake. To calculate escapement in non-impacted conditions (no fishing, no industrial water intake), we fixed the instantaneous rate of anthropogenic mortality (F and F') to zero, ran GEMAC again, and computed the escapement associated with these new conditions.

This target is the easiest to handle because it is defined in relative scale, so does not need absolute recruitment to work. As the historical decrease in recruitment is not considered in the target, it is also less subject to density-dependent processes. However, as the first draft of the proposal of European regulation (CEC, 2005) suggests a target biomass, another output is calculated: the proportion of settled glass eels relative to pristine conditions (%S/R₀). We decided simply to multiply the %S/R by a coefficient (θ) representing the decrease in recruitment from a pristine state. Following the recommendations of the EIFAC/ICES working group on eels (FAO EIFAC and ICES, 2006), θ , is the decrease in recruitment from the level of the current year compared with 100% of the mean level during the period 1950–1979. The recruitment level was calculated with the GEMAC recruitment model (Dekker *et al.*, 2006), which provides indices of recruitment from 1950 to 2004.

Case studies

The model is applied separately to two well-studied and documented watersheds (Figure 1) with contrasting human pressures: the heavily fished and dammed Vilaine estuary, and the large, open estuary of the Garonne basin, which is moderately fished but has a nuclear power plant that extracts water for cooling purposes.

The Vilaine basin

The Vilaine catchment (10 400 km², NW France, 47°30'N 2°29'W) has an intensive, small pushnet (2 × 1.13 m²) fishery for glass eels located just below an estuarine dam, 12 km from the river mouth, with the maximum number of boats operating at night ranging from 87 to 114 boats between 1999 and 2004. The study is therefore focused on the estuary below the dam. Information on catch and effort per day has been collected from logbook surveys, commercial surveys, and boat censuses (Briand *et al.*, 2003). Point estimates by mark-recapture of estuarine stock sizes are available with data on pigment stage structures in 1999, 2000, and 2002–2004 (Briand *et al.*, 2005b). The estuary is modelled using just one area and data from the fishing seasons 1998/1999 to 2003/2004.

The Garonne basin

The Gironde is the tidal part of the Garonne basin (81 000 km², SW France, 45 35'N 1°05'W). It consists of a large brackish estuary (450 km²) plus the fresh-water tidal part of the Garonne River, the Dordogne River and its tributary, and the Isle River (60 km² in all). Fishing for glass eels takes place in both brackish and fresh-water tidal areas. In 1999, in the brackish estuary, 74 fishers caught 40.6 t using large pushnets (maximum 14 m²). Upstream in the fresh-water tidal river, 75 fishers caught 8.3 t using two kinds of gear: small pushnets (2 × 1.13 m²) used by 74 fishers yielding 7.5 t, and scoopnets (1.13 m²) used by 24 fishers (one of them also using pushnets) yielding 0.8 t (Beaulaton and Castelnaud, 2007). Catch and effort were annually recorded from a group of cooperative fishers (representing 22% of glass

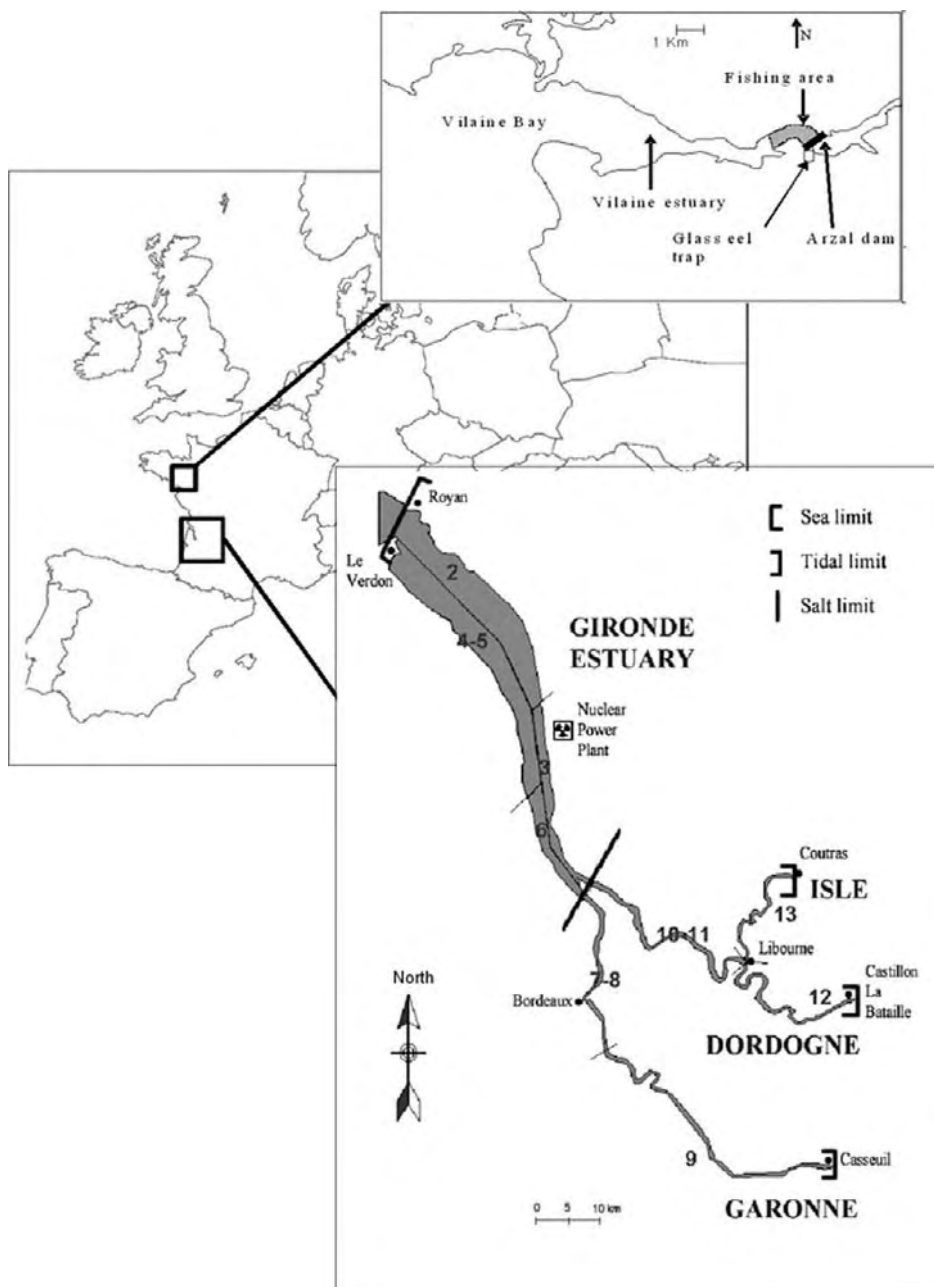


Figure 1. Map showing the areas of the case studies: the Vilaine estuary (upper map) and the Gironde (lower map). The Gironde areas are given by numbers. The Garonne axis consists of areas 4-5, 6, 7-8, and 9 and the Dordogne axis of areas 2, 3, 10-11, 12, and 13.

eel fishers in 1999) and extrapolated to the whole population (Beaulaton and Castelnaud, in press). Independent stock surveys have been conducted in the brackish estuary, giving monthly estimates of density (Girardin *et al.*, 2005). The number of fishers and their spatial distribution is estimated annually from information gathered by fisher associations and the CEMAGREF cooperative fishermen's network. A nuclear power plant (area 3) pumps $12.6 \times 10^6 \text{ m}^3$ of water per day from the brackish estuary for cooling purposes. Roqueplo *et al.* (2000) estimated that 15% of glass eels circulating in the cooling system died during a week. This equates to $1.89 \times 10^6 \text{ m}^3$ per day in which all glass eels are killed. The nuclear power plant is the main industrial water intake and at maximum capacity can pump $168 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, the same order of magnitude as the mean Dordogne river discharge ($277 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). It is assumed to be the only significant industrial water intake in the Gironde.

For our study, we used data from the fishing season 1998/1999, but disregarding scoopnet fisheries because such fishing effort has been mainly transferred to small pushnets; the use of small pushnets began in 1996. For the 1998/1999 season, scoopnet catches were <2% of the total (Beaulaton and Castelnaud, in press).

The two banks of the estuary and the corresponding rivers are considered independent in hydrographic terms, leading us to consider the Gironde as two separate estuaries (the Garonne and the Dordogne axes). This assumption is supported by the morphology of the estuary, with one channel per bank and several islands, and by the analysis of glass eel migration speed (Beaulaton and Castelnaud, 2005).

Calibration of the model

GEMAC uses seven groups of parameters, either estimated from external references or calibrated by model optimization:

- (i) *Pigmentation*. Seven parameters to convert temperature and salinity into pigmentation time and four parameters to turn pigmentation time into pigmentation stage. Values were estimated from experimental data (Briand *et al.*, 2005a).
- (ii) *Filtration*. Daily filtration capacities of a boat or an industry. For the fishery, one parameter for the Vilaine estuary and two for the Gironde, for large and small pushnets, respectively. The concentration factor (see Appendix) is mixed with these parameters, which are calibrated by optimization. The daily instantaneous filtration induced by the nuclear power plant on the Gironde is fixed to the mean volume pumped by the power plant and corrected for glass eel survival (see above and Appendix).
- (iii) *Volume*. One parameter for each area, i.e. one for the Vilaine estuary and nine for the Gironde, fixed to the estimated water volume of each area.
- (iv) *Settlement*. Two parameters for the gamma cumulative distribution function. These parameters are calibrated by optimization for the Gironde, and the same values are assigned to the Vilaine estuary.
- (v) *Recruitment*. A common trend is used for both case studies (Dekker *et al.*, 2006). It uses latitude, basin surface, temperature, discharge, and tide to provide an index of relative abundance. Scale parameters are used to convert this relative abundance into absolute abundance. As six years are explored for the Vilaine basin, six scaling parameters (one

for each year) are required. For the Gironde, two scaling parameters are required, one for each bank. In the Vilaine, because of the intensive fishing pressure, escapement is mostly outside the fishing season. The percentage of recruitment in April is modelled with six additional parameters (one for each year) to account for late recruitment variations. Scale and late recruitment parameters are calibrated by optimization.

- (vi) *Natural mortality*. One parameter, fixed.
- (vii) *Migration*. The length of each area is used as input. One parameter for glass eel speed is calibrated by optimization in the Gironde.

We optimized a weighted error sum of squares with the "L-BFGS-B" method of Byrd *et al.* (1995), which allows variables to be constrained within lower and upper bounds. For the Vilaine estuary, the optimization is therefore conducted on 13 parameters (1 for filtration and 12 for recruitment) in fitting a stock estimate, daily catch, total annual catch, and stage structure. For the Gironde, the optimization is on seven parameters (two for filtration, two for settlement, two for recruitment, and one for migration), fitting daily observed catch, daily observed catch per unit effort (cpue) as an abundance index, and daily density data from a scientific survey.

Sensitivity analysis

The influence of parameters on the main output, i.e. %S/R, is tested using a uniform random sample of parameter values in a range of 15% around their calibrated value. Fishing filtration, volume, settlement, recruitment, mortality, and migration parameters are sampled, and provide 500 combinations of parameters from which to compute %S/R. The value of the parameter is expressed in a relative way, i.e. its value is divided by the calibrated value. The values of %S/R are analysed by GLM with quasi-likelihood, logit link, and a variance equal to $\mu^2/(1-\mu)^2$. This method is adapted for percentages (McCullagh and Nelder, 1989). We used a GLM to predict the effect of an increase of 1% of each parameter on the %S/R scaled by its predicted value in the absence of any change. Results are expressed in terms of relative change in %S/R, and the effect of parameter variations is compared between the Vilaine and the Gironde.

Application of GEMAC in data-poor contexts

A major obstacle to management in this way is that few estuaries are monitored as intensively as the Vilaine and the Gironde. In our case, in the absence of scientific survey data, the only data available would have come from the fishery administration, and at best the effort would have been estimated from the annual number of fishers. Therefore, we tested the effect of using such limited aggregated data on the %S/R. To produce more realistic and better estimates with these aggregated data, effort is set to zero during legal weekly closures. Other parameters were kept to their calibrated value, and %S/R was computed and compared with %S/R values computed with more accurate daily data.

Test of management measures

In the EU's proposed regulation (CEC, 2005), one of the measures suggested is a reduction of 50% of fishing effort. We extended this suggestion to cover industrial water intake too, and used GEMAC to test the effects on glass eel escapement. A reduction of 50% of

both fishing effort and industrial water intake might be achieved by the following:

- (i) *Licence control*. The number of fishers and the industrial intake are halved.
- (ii) *Fortnightly closure*. All anthropogenic impacts are banned either for the first or the second fortnight of a month and authorized for the other. Two scenarios are therefore possible, depending on which fortnight is closed.
- (iii) *Daily closure*. All anthropogenic impacts are banned during even days and authorized during odd days.
- (iv) *Seasonal closure*. The length of the season is reduced. Fishing is authorized for some 5 months per season from 15 November to 15 April. The fishing season can be reduced by opening later and/or closing earlier. A fishing closure in the middle of a season is unlikely. We tested the following open seasons: November 15 to January 31 (early opening); January 01 to March 15 (middle season opening); February 01 to April 15 (late opening). Industrial water intake is also banned during fishing closure.

Results

GEMAC outputs and goodness-of-fit

In the Vilaine, the Pearson correlation between observed and predicted values can be summarized as follows: 0.5 for the stock estimated by mark and recapture; >0.99 for the total annual catch; 0.32–0.74, depending on year, for pigment stage structures; 0.63 and 0.79 for daily catches in 1998/1999 and 1999/2000, the only two seasons for which daily data are available. From 1998/1999 to 2003/2004, the mean %S/R is 5.5% and varies from 2% to 10% according to the length of the fishing season and the strength of late recruitment. The mean %S/R₀ is 1.1% and ranges from 0.3% (2001/2002) to 2.8% (1998/1999) (Table 1).

For the Gironde, the correlation between observed and predicted catches, cpue, and density range from 0.85 to 0.94, 0.63 to 0.73, and 0.58 to 0.86, respectively, depending on area. The %S/R is estimated as 78%, and %S/R₀ as 19% (Table 1).

Calibrated parameters

For the Vilaine, annual recruitment as estimated by the model decreases from 17.2 to 7.4 t from 1998/1999 to 2004/2005. April recruitment ranges from 0.1% to 11.2% of the seasonal total recruitment and is within the range of values observed from 1987 to 1995. Values are larger for the Gironde in 1998/1999, where the recruitment calculated on the Garonne axis is 84.0 t and on the Dordogne axis is 52.3 t, giving a total recruitment of 136 t for the whole Gironde (Table 1).

The filtration rate is calculated to be $1.4 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ boat}^{-1}$ for the pushnet fishery in the Vilaine, about ten times larger than daily filtration estimates for the similar small pushnet fishery in the Gironde, $1.4 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ boat}^{-1}$. However, the latter corresponds to a shorter fishing duration: 1.6 h in the Gironde vs. 4.3 h in the Vilaine. The daily filtration of large pushnet boats in the Gironde estuary (Table 1) is estimated to be $2.0 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ boat}^{-1}$.

The mean pigmentation time of the settlement function was 2.25 and the variance 0.135, corresponding to an intermediate pigmentation time between that necessary for passage from stage VB to VI_{A2} (1.56), and from stage VB to VI_{A3} (3.68). As the two parameters were correlated and other combinations fitted the Vilaine data too, values derived for the Gironde are used for the Vilaine.

The glass eel migration speed in the Gironde is taken as 6.1 km d⁻¹.

Sensitivity analysis

The %S/R distributions obtained with re-sampled parameters are normally distributed and the modes (and ranges) are 5.5 (4.5–7.0)% for the Vilaine and 78 (73–83)% for the Gironde (Figure 2). The associated coefficients of variation are 9.4% and 2.3%, respectively. GLM predicted and observed values agree well for the Vilaine estuary ($r = 0.995$) and the Gironde ($r = 0.998$). GLM analysis provides estimates of the influence of each parameter and classifies them for each basin (Figure 3). The first result (except for the April parameter used in the Vilaine) showed that an increase of 1% of a parameter changed the %S/R by $<0.2\%$ of its value.

For the Vilaine estuary, late recruitment had the greatest impact on results. An increase of 1% in this parameter increased the %S/R

Table 1. Comparison of Vilaine estuary and Gironde characteristics, inputs, and results.

Parameter	Vilaine estuary	Gironde
Characteristics		
Basin surface	10 400 km ²	81 000 km ²
Estuary volume	$3.5 \times 10^7 \text{ m}^3$	$3.9 \times 10^9 \text{ m}^3$
Inputs		
1999 recruitment	17 t	136 t
Official number of fishers	163	149
1999 catch	15.3 t	44.1 t
Fishing filtration (including concentration factor)		
Small pushnet	$1.4 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ boat}^{-1}$	$1.4 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ boat}^{-1}$
Large pushnet		$2.0 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ boat}^{-1}$
Industrial water intake (corrected from glass eel induced mortality)		$1.89 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$
Results		
%S/R	5.5%	78%
%S/R ₀	1.1%	19%

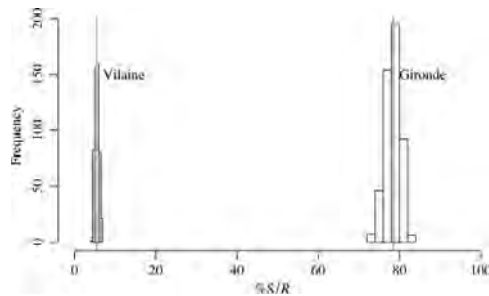


Figure 2. Distribution of %S/R for the 500 parameters randomly sampled in a range of 15% around their calibrated values for the Vilaine estuary and for the Gironde. The vertical lines are the %S/R corresponding to the calibrated parameters, i.e. 5.5% and 78% for the Vilaine and the Gironde, respectively.

from 0.002% to 0.97% of its value, and the response was proportional to the calibrated value. The %S/R sensitivities to variations in total recruitment, natural mortality, and filtration parameters were next, but variation in settlement parameters had little or no influence on the model output. For the Gironde, the large pushnet filtration was the most important parameter, and natural mortality one of the least influential. As expected, in both cases, increasing filtration parameters led to declines in %S/R, whereas increasing the volume and the natural mortality

parameters increased the %S/R. In the Gironde, a faster glass eel migration speed parameter increased the %S/R. Scaling recruitment parameters (annual for the Vilaine and by bank for the Gironde) could either increase or decrease the %S/R, depending on the situation.

Application of GEMAC in data-poor contexts

The annual number of fishers in the Vilaine estuary according to official data is 163 (Table 1). Using this figure, %S/R reduces from 5.5% to 3.9%. In the Gironde, the annual numbers of fishers are 74 and 75 for large and small pushnet fisheries, respectively (Table 1). Calculated from these data, the %S/R reduces from 78% to 64%.

Test of management measures

The results of management scenarios clearly showed that all measures halving fishing and industrial effort were not equivalent (Figure 4). This difference was striking for the Vilaine estuary, where only early opening performed well and allowed a %S/R of 73% to be reached. A mid-season opening scenario was the second best performer, allowing %S/R to reach 16%. No other scenario yielded a %S/R > 9%. For the Gironde, licence control, fortnightly closure, daily closure, and early opening were almost equivalent, with a %S/R of around 87%. Late opening provided the greatest increase in %S/R (90%), and mid-season opening yielded the last increase, 83%.

Discussion

Calibration and results of the models

Like many process-based models, GEMAC has a large set of parameters to fit and is difficult to calibrate. For this reason, some parameters have been fixed, decreasing the number of free parameters. The Vilaine estuary and the Gironde model are therefore not fully optimized, so the results should be considered with care. For instance, a different rate of natural mortality could lead to differing results. However, catches, stage structure, and stock for the Vilaine model and catches, cpue, and densities for the Gironde model were well predicted.

For the Vilaine estuary, empirical measurements gave an estimated filtration rate of $49\,536\text{ m}^3\text{ d}^{-1}\text{ boat}^{-1}$ (CB, unpublished data). In the Isle River (area 13 of the Gironde), measurements made during four fishing trips in 2005 gave a mean filtration rate of $15\,482\text{ m}^3\text{ d}^{-1}\text{ boat}^{-1}$ (N. Susperrégui, pers. comm.). The ratio between the observed and the optimized filtration gives a concentration factor of 2.8 for the Vilaine estuary, and close to 1 for the Isle River.

In the Vilaine, a value of concentration factor of 2.8 seems feasible for the following reasons: (i) the fishery is mostly in the upper part of the fishing area and concentrated near the estuarine dam; (ii) the measurement of filtration rate was made during experimental trips, which are less intensive than commercial fishing. In the open Isle River, the concentration factor being close to 1 indicates that fishers do not fish glass eels in concentrated patches.

No observations of filtration capacity of large pushnets were available. The optimized filtration rate for the large pushnet was 140-fold greater than the filtration of the small pushnet in the Isle River. This is a plausible value, because the gear is six times larger, fishing duration is 3–6 times longer, and boats using large pushnets are more powerful and use tidal currents that can be stronger in the estuary than in the Isle River. Fishers deploying

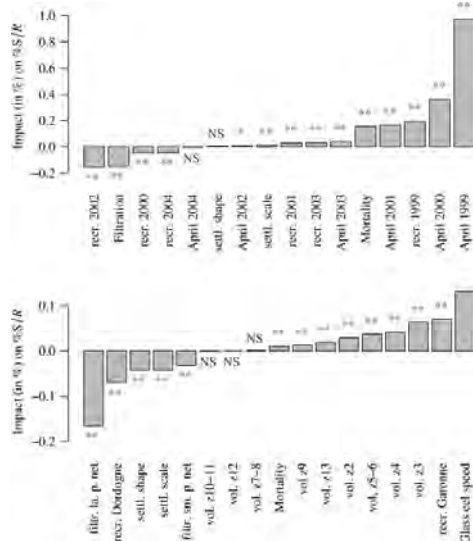


Figure 3. Sensitivity analysis: change (in %) of %S/R when each parameter is in turn increased by 1% as predicted by the GLM for the Vilaine estuary (upper panel) and for the Gironde (lower panel). The label "April 1999" means late recruitment in the 1998/1999 season; "filtr. la. p. net", large pushnet filtration; "filtr. sm. p. net", small pushnet filtration; "vol. Z2", Volume of area 2; "settl.", settlement; NS, non-significant; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

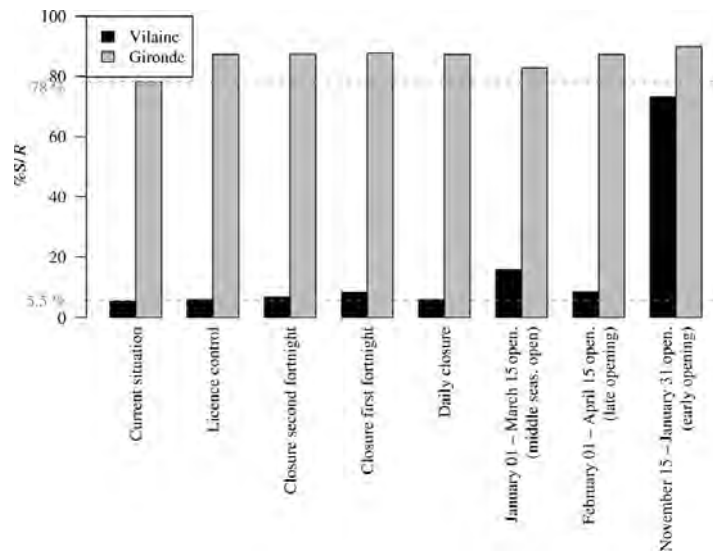


Figure 4. Effect of different management measures on %S/R in the Vilaine estuary and in the Gironde. Dashed horizontal lines are the current level of %SPR for the Vilaine estuary (5.5%) and the Gironde (78%).

large pushnets can also benefit from a small increase in concentration of glass eels near the banks (Lambert, 2005).

Glass eel migration speed has been estimated as 3–4 km d⁻¹ in the Gironde (Beaulaton and Castelnaud, 2005), whereas the optimized value was 6.1 km d⁻¹. However, in the model, glass eel speed is not a true migration speed in the sense that it is only a proportionality coefficient to turn distance within a given segment of the estuary into a probability of moving to a different area. This probability is assumed constant from one area to the next and constant over time, irrespective of the time already spent by a glass eel in the departure area. It would be more realistic if this probability were to be drawn from a skewed distribution according to the duration spent by a glass eel in a specific area.

The calibrated settlement parameters led to maximum settlement at the VI_{A2} stage, although in the model, settlement can be observed as early as stage VB, especially in downstream areas in the Gironde where young stages are most abundant. This result is in accord with settlement events believed to occur at the VI_{A2} stage in the Vilaine (Briand *et al.*, 2005b). Settlement at this stage makes sense, because Jegstrup and Rosenkilde (2003) showed that the T4 thyroid hormone level in glass eels begins to decrease from stage VI_{A2}, and Edeline *et al.* (2004, 2005) confirmed that decreasing T4 levels corresponded to reduced migration both in experimental and field data.

Our sensitivity analysis shows that natural mortality has only a minor influence on %S/R. However, the range of values tested was just 15%, at around 0.01, despite the greater uncertainty associated with the value of natural mortality. The value of daily mortality chosen in this model (0.01) corresponds to a medium value compared with literature values, which are as high as 0.0233 (Berg and Jorgensen, 1994) and as low as 0.0049 (Bisgaard and Pedersen, 1991; Adam, 1997).

As expected, the values of %S/R are strikingly different between basins. Consistent with this study, annual exploitation rates >95%

have been estimated in the Vilaine estuary, according to glass eel trap monitoring (Briand *et al.*, 2005b). These values can be compared with (1 – %S/R), which is also slightly more than 95%. However, exploitation rate and %S/R are not equivalent, even if they are closely related. In fact, (1 – %S/R) is smaller than the exploitation rate because it accounts for that fraction of fished glass eels that would have died in an unfished environment. Therefore, both values indicate that most of the recruited glass eels are fished in the Vilaine estuary during the fishing season and that the only possible escapement is after fishing season closure in late April and May.

In contrast, in the large, open Gironde estuary, the value of (1 – %S/R) (22%) indicates a less intense fishery, although no independent estimate can confirm this figure. In the Adour estuary, close to the Gironde and also undammed, where a small pushnet fishery operates both in the marine and the fluvial part of the estuary, the mean exploitation rate of the marine fishery for the years 1998–2004 was estimated to be 16.4% (Bouvet *et al.*, 2006), although the exploitation rate of the river fishery was unknown. The exploitation rate in the Gironde would, therefore, be of the same order of magnitude as the Adour marine fishery. For other eel species, rates of exploitation have been estimated at 30–50% for the *Anguilla rostrata* elver fisheries from the East River (Nova Scotia, Canada; Jessop, 2000), 44–75% for the *Anguilla japonica* elver fisheries from Shuang-chi River (Taiwan; Tzeng, 1984). These figures show that glass eel fisheries vary from one place to another. Notwithstanding, we have demonstrated with our model that the ratio between filtered volume and estuary volume is a good proxy of fishing mortality, so a cut in carrying capacity (i.e. estuary volume) will lead to an increase in fishing pressure through the increase in the volume ratio. Moreover, when carrying capacity is reduced by the construction of a dam, the concentration factor may increase, as for the Vilaine estuary.

Sensitivity analysis

Our model does not seem to be too sensitive to parameter uncertainty, as shown by our sensitivity analysis (Figure 3). The predicted distributions of %S/R are close to their calibrated values (low coefficients of variation) when the parameters are varied by 15% around the calibrated value (Figure 2). This is further illustrated by the influence of a 1% change in all parameters except April recruitment, which changed %S/R by <0.2% of its fitted value.

April recruitment has a greater influence; an increase of just 1% leads to a relative %S/R variation ranging from 0% to nearly 1%. This greater influence is explained by the fact that a glass eel recruited in April will have a better probability of escaping the fishery. As such, the response is directly proportional to the calibrated value.

Settlement parameters are one of the least important factors for the Vilaine estuary, whereas they play a major role in the Gironde (Figure 3). This is a consequence of the difference in fishing pressure in the two estuaries. In the Vilaine, variation in these parameters does not change the fact that glass eels are caught before settling during the fishing season and escape the fishery when it stops. For the Gironde, the volumes of areas 10–11, 12, and 7–8 are not significant because of the absence of (or low) anthropogenic pressure in these areas. Glass eel migration, however, is a key parameter. Its increase leads to faster upstream migration, preventing large pushnets from catching glass eels and explaining its positive influence on %S/R. Improved definition (see Appendix) might be possible, and would enhance the precision of our estimate of %S/R.

Application of GEMAC in data-poor contexts

For both case studies, replacement of daily counts of fishers by an official annual number leads to underestimating %S/R, by 7% and 18% for the Vilaine and Gironde, respectively, as a consequence of the overestimation of fishing effort. In fact, fishers do not fish every day, despite what we consider when using administration data. This smaller %S/R is in accord with a precautionary approach. The estimated %S/R is, however, not too far from the likely real value. This implies that for most estuaries, knowing the extent of the fishing area, the corresponding volume, the number of licences, and the duration of the fishing season might make it possible to provide a reasonable estimate of %S/R at the glass eel stage. The same applies for industrial water intake, for which filtered volumes are generally known. Any improvement from these raw data will permit more refined estimates to be made. For long estuaries, with several fishing areas, for instance the Loire River, an estimation of glass eel migration speed would be needed.

Test of management measures

In both case studies, licence control and fortnightly or daily closure lead to a smaller increase in %S/R than a seasonal closure scenario. However, depending on the basin and on the month when fishing is banned, a seasonal scenario can also be the least effective. As expected, if the closed period is during peak migration (the early opening scenario in both basins), %S/R increases more, whereas closure outside this peak migration period (late opening scenario for the Vilaine estuary, mid-season opening for the Gironde) can lead to less effective management. The impressive increase in the %S/R for the early opening scenario in the Vilaine estuary is a perfect illustration of this fact. However, the cost to the fishery would be a large decrease in landings from a

cumulative catch for 6 years of 70 to 22 t, if the early opening scenario were to be invoked. Clearly, the socio-economic consequences of such scenarios need to be evaluated.

General discussion

A dozen European eel population dynamics models exist, from the large scale “procrustean” model of Dekker (2000b) and Åström and Dekker (2007), to a purely theoretical model (Lambert and Rochard, 2007) and case-specific models (Sparre, 1979; Gatto *et al.*, 1982; De Leo and Gatto, 1995; Dekker, 2000a; Lambert *et al.*, 2006; Aprahamian *et al.*, 2007; Bevacqua *et al.*, 2007). Among them, just four (Dekker, 2000b; Aprahamian *et al.*, 2007; Bevacqua *et al.*, 2007; Lambert and Rochard, 2007) address the glass eel stage, and no model estimates glass eel anthropogenic mortality, despite needing it as input. GEMAC, therefore, fills a gap in European eel modelling effort. In its principles, it is similar to other process-based models such as SMEP (Aprahamian *et al.*, 2007) and Globang (Lambert and Rochard, 2007). The processes handled are similar, pigmentation being considered as a growth/ageing process. GEMAC benefits from migration processes developed in models such as the glass eel estuarine migration model SEGPA (Lambert, 2005), because this process is poorly implemented in GEMAC and migration speed seems to be one of the key parameters of our model. Conversely, GEMAC can be used to improve or complement other models that handle the whole glass eel stage poorly, if at all. In the framework of implementation of any management plan for eels, all stages need to be considered.

%S/R is the main output of GEMAC and can be related to %SPR (percentage spawner-per-recruit), representing the actual proportion of spawners produced by a basin relative to non-impacted conditions through multiplying similar percentages occurring at other life stages (yellow, silver) and produced by some of the other models cited above. The settlement phase, from settled glass eel to yellow eel, will also have to be considered because it can be seen as a critical phase. However, to our knowledge, no model explicitly considers evaluation of that phase, and GEMAC is the only model that specifically takes into account mortality at the glass eel stage.

Our results show that GEMAC can be used for an initial assessment of the anthropogenic impact at the glass eel stage. It can also help to test management scenarios and develop management proxies (e.g. the number of boats, filtration capacities), so guiding the implementation of initial management measures. Upon reaching these first steps, management will need to evaluate the impact of the measures taken. Either the model is able to produce secondary outputs that can be compared with observations and assess whether observations match predictions, or other indicators should be developed, e.g. monitoring the abundance of 0+ eels. For GEMAC, pigment stage structure could be used as a secondary output. When anthropogenic mortality is high (as in the Vilaine), glass eels are killed before they pigment. Therefore, large relative catches of young, unpigmented glass eels can indicate high pressure on the stock. However, this index is not sufficiently precise for management implementation. Another solution would be to survey glass eel density and fishing effort closely and to run the model again with the new data. Density data would allow more precise fitting of recruitment and daily anthropogenic pressure (e.g. fishing effort) information, so allowing assessment of anthropogenic impacts with greater precision. As GEMAC runs on an annual basis, the assessment can be

done from one year to another. However, additional development is needed for the model to be run during the course of a season to permit fine adjustment of management measures, e.g. deciding on earlier closure of the fishery. This implies accurate prediction of recruitment by the end of a season having known the level of recruitment at the start of the season.

The current proposal for management plans (CEC, 2005) only expresses the management target in terms of biomass. However, a target %SPR could be an easier short-term goal to manage (FAO EIFAC and ICES, 2006). The EIFAC/ICES Working Group on eel advocated an %SPR (F_{lim}) limit of 30% and a cautious %SPR (F_{pa}) of 50% (ICES, 2001) based on a target taken from other species. A recent study on European eels suggests that a %SPR > 60% would restore the eel stock (FAO EIFAC and ICES, 2006). Whatever the chosen target, the Vilaine estuary with a %S/R of 5.5% is well below any target suggested, and this is without considering the additional anthropogenic impacts that affect the stock at the yellow and silver eel stages. For the Gironde, the glass eel fisheries and the nuclear power plant alone are not large enough to exceed the target 60%. However, the anthropogenic impact on yellow and silver eel stages should be added to the value calculated here, i.e. yellow eel fisheries, and the effects of turbines and pollution.

Considering the proportion of settled glass eels relative to pristine conditions (%S/ R_0), both the Vilaine and Gironde estuaries are far from the biomass target suggested by CEC (2005), and this is without taking into account yellow or silver eel anthropogenic mortality. This is because of the decrease in glass eel recruitment since the start of the 1980s (Moriarty, 1990; Beaulaton and Castelnaud, 2007). The decline in recruitment is so large that it is unlikely that the biomass target will be reached soon. However, we here used a coefficient of decrease in glass eel recruitment to convert %S/R into %S/ R_0 . As such, we implicitly raised the cautious hypothesis that there was no density-dependent mortality in the past. To our knowledge, there is no evidence for or against this phenomenon for glass eels.

The escapement of settled glass eels is too low to permit the biomass target to be reached in either of the two estuaries. This finding, for estuaries in the central and most heavily recruited part of the distribution of the species (Dekker, 2003), supports a conclusion that immediate and massive increase in silver eel escapement is urgently needed for there to be any chance at all of recovering the European eel stock.

Acknowledgements

We acknowledge the input of Patrick Lambert in discussing the model, help in the formulation of some processes, and advice on sensitivity analysis, and Denis Fatin for his fieldwork on the Vilaine. We also thank Karin E. Limburg, Derek W. Evans, and two referees for valuable comments on the submitted version.

References

- Adam, G. 1997. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758): dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Thèse de doctorat en hydrobiologie, Université Paul Sabatier, Toulouse III. 353 pp.
- Aprahamian, M. W., Walker, A. M., Williams, E., Bark, A., and Knights, B. 2007. On the application of models of European eel *Anguilla anguilla* production and escapement to the development of Eel Management Plans: the River Severn. ICES Journal of Marine Science, 64: 1472–1482.
- Åström, M., and Dekker, W. 2007. When will the eel recover? A full life cycle model. ICES Journal of Marine Science, 64: 1491–1498.
- Beaulaton, L., and Castelnaud, G. 2005. The efficiency of selective tidal stream transport in glass eels entering the Gironde (France). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 378/379: 5–21.
- Beaulaton, L., and Castelnaud, G. Abundance trends of glass eels (*Anguilla anguilla*) between 1978 and 1999 from fisheries data in the Gironde basin, France. In Eels at the Edge. Ed. by J. M. Casselman, and D. K. Cairns. American Fisheries Society Symposium, 58 (in press).
- Berg, S., and Jorgensen, J. 1994. Stocking experiments with 0+ eel (*Anguilla anguilla*) in Danish streams: post-stocking movements, densities and mortality. In Rehabilitation of Freshwater Fisheries, pp. 314–325. Ed. by I. G. Cowx. Blackwell Scientific, Oxford. 485 pp.
- Bevacqua, D., Melia, P., Crivelli, A. J., Gatto, M., and De Leo, G. A. 2007. Multi-objective assessment of conservation measures for the European eel (*Anguilla anguilla*): an application to the Camargue lagoons. ICES Journal of Marine Science, 64: 1483–1490.
- Beverton, R. J. H., and Holt, S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Her Majesty's Stationery Office, London.
- Bisgaard, J., and Pedersen, M. I. 1991. Mortality and growth of wild and introduced cultured eels (*Anguilla anguilla* (L.)) in a Danish stream, with special reference to a new tagging technique. Dana, 9: 57–69.
- Bouvet, J.-C., Prouzet, P., and Bru, N. 2006. Quantification de la biomasse saisonnière de civelles (*Anguilla anguilla*) dans l'estuaire de l'Adour et estimation du taux d'exploitation saisonnier de la pêche professionnelle au tamis poussé. Ifremer, Paris. 38 pp.
- Briand, C., Fatin, D., Ciccotti, E., and Lambert, P. 2005a. A stage structured model to predict the effect of temperature and salinity on glass eel *Anguilla anguilla* pigmentation development. Journal of Fish Biology, 67: 993–1009.
- Briand, C., Fatin, D., Feunteun, E., and Fontenelle, G. 2005b. Estimating the stock of glass eels in an estuary by mark-recapture experiments using vital dyes. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 378/379: 23–36.
- Briand, C., Fatin, D., Fontenelle, G., and Feunteun, E. 2003. Estuarine and fluvial recruitment of European glass eel in an Atlantic exploited estuary. Fisheries Management and Ecology, 10: 377–384.
- Byrd, R. H., Lu, P., Nocedal, J., and Zhu, C. 1995. A limited memory algorithm for bound constrained optimization. SIAM Journal on Scientific Computing, 16: 1190–1208.
- Castelnaud, G. 2000. Localisation de la pêche, effectifs de pêcheurs et production des espèces amphihalines dans les fleuves français. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 357/358: 439–460.
- CEC. 2005. Proposal for a Council regulation establishing measures for the recovery of the stock of European Eel. com(2005): 472 final – 2005/0201 (CNS).
- De Leo, G. A., and Gatto, M. 1995. A size and age-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52: 1351–1367.
- Dekker, W. 2000a. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in lake IJsselmeer, The Netherlands. Dana, 12: 17–32.
- Dekker, W. 2000b. A Procrustean assessment of the European eel stock. ICES Journal of Marine Science, 57: 938–947.
- Dekker, W. 2003. On the distribution of the European eel (*Anguilla anguilla*) and its fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 787–799.
- Dekker, W., Casselman, J. M., Cairns, D. K., Tsukamoto, K., Jellyman, D. J., and Lickers, H. 2003. Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action. Fisheries, 28: 28–30.
- Dekker, W., Pawson, M., Walker, A., Rosell, R., Evans, D., Briand, C., Castelnaud, G., et al. 2006. Restoration of the European Eel Population; Pilot Studies for a Scientific Framework in Support

- of Sustainable Management: SLIME. Report of FP6–project FP6–022488. 19 pp.
- Edeline, E., Bardonnnet, A., Bolliet, V., Dufour, S., and Elie, P. 2005. Endocrine control of *Anguilla anguilla* glass eel dispersal: effect of thyroid hormones on locomotor activity and rheotactic behavior. *Hormones and Behavior*, 48: 53–63.
- Edeline, E., Dufour, S., Briand, C., Fatin, D., and Elie, P. 2004. Thyroid status is related to migratory behavior in *Anguilla anguilla* glass eels. *Marine Ecology Progress Series*, 282: 261–270.
- Elie, P., Lecomte-Finiger, R., Cantrelle, I., and Charlon, N. 1982. Définition des limites des différents stades pigmentaires durant la phase civelle d'*Anguilla anguilla* (Poisson, Téléostéens, Anguilliforme). *Vie et Milieu*, 32: 149–157.
- FAO EIFAC and ICES. 2006. Report of the 2006 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. FAO/ICES, Rome/Copenhagen. EIFAC Occasional Paper, 38. ICES Document CM 2006/ACFM: 16. 352 pp.
- Gatto, M., Laniado, E., and Rossi, R. 1982. The management of eels in the Valli di Comacchio lagoon. *Oceanologica Acta*, sp: 303–307.
- Girardin, M., Castelnaud, G., and Beaulaton, L. 2005. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde: suivi des captures 2003. Etude de la faune circulante 2004. CEMAGREF, Cestas Etude, 98. 195 pp.
- ICES. 2000. Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management 1999. ICES Cooperative Research Report, 236: 393–405.
- ICES. 2001. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. ICES/EIFAC, St Andrews, Canada. ICES Document CM 2001/ACFM: 03. 87 pp.
- Jegstrup, I. M., and Rosenkilde, P. 2003. Regulation of post-larval development in the European eel: thyroid hormone level, progress of pigmentation and changes in behaviour. *Journal of Fish Biology*, 63: 168–175.
- Jessop, B. M. 2000. Size, and exploitation rate by dip net fishery, of the run of American eel, *Anguilla rostrata* (LeSueur), elvers in the East River, Nova Scotia. *Dana*, 12: 43–57.
- Lambert, P. 2005. Exploration multiscalaire des paradigmes de la dynamique de la population d'anguilles européennes à l'aide d'outils de simulation. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1. 219 pp.
- Lambert, P., Beaulaton, L., Daverat, F., and Rigaud, C. 2006. Assessment of eel stock status in Garonne and Dordogne water bodies by analysing length structures. ICES Document CM 2006/J: 07. 13 pp.
- Lambert, P., and Rochard, E. Identification of the inland population dynamics of the European eel using a pattern-oriented modelling. *Ecological Modelling*, in press (doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.03.033).
- Mace, P. M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 110–122.
- McCullagh, P., and Nelder, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London.
- Moriarty, C. 1990. European catches of elver of 1928–1988. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie*, 75: 701–706.
- R Development Core Team. 2005. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Roqueplo, C., Lambert, P., Gonthier, P., and Mayer, N. 2000. Estimation de la mortalité des civelles de la Gironde après leur passage dans le circuit de refroidissement de la Centrale nucléaire du Blayais. Etude CEMAGREF, Groupement de Bordeaux. Etude n°58. 56 pp.
- Sissenwine, M. P., and Shepherd, J. G. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 913–918.
- Sparre, P. 1979. Some necessary adjustment for using the common methods in eel assessment. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 174: 41–44.
- Tzeng, W. N. 1984. An estimate of the exploitation rate of *Anguilla japonica* elvers immigrating into the coastal waters off Shuang-Chi River, Taiwan. *Bulletin of the Institute of Zoology, Academia Sinica*, 23: 173–180.

Appendix

Description of GEMAC 2.0

The model is a process-based model, handling sequentially:

- (i) recruitment
- (ii) pigmentation
- (iii) mortality/settlement
- (iv) migration.

The number of glass eels in the estuary is stored in an array of three dimensions, $N_{d,\pi,j}$, d being the day, π the pigmentation time class (see below), and j the area.

Recruitment

Each day, new glass eels recruit into the estuary, and they enter the model within an initial pigmentation time class π_0 and in some area j_0 (R_{d,π_0,j_0}). The daily recruitment has been fitted separately from the model and corrected using a scaling parameter R_0 :

$$N_{d,\pi_0,j_0} = N_{d-1,\pi_0,j_0} + R_0 R_{d,\pi_0,j_0} \text{ or}$$

$$N_{d,\pi,j} = N_{d-1,\pi,j} \text{ for } \pi \neq \pi_0 \text{ and } j \neq j_0.$$

Pigmentation

Pigmentation time structure is calculated from gamma cumulative function (Briand *et al.*, 2005a). First, mean daily temperatures and salinities are centred to a range between 0 and 1.

$\theta_{d,j}$ = daily transformed temperature

$d_{d,j}$ = daily transformed salinity

Then, they are beta-transformed and multiplied to calculate the daily pigmentation time in area j ($\phi'_{d,j}$).

$$\Theta_{d,j}(\theta_{d,j}; p_5; p_6) = \text{beta}(\theta_{d,j}; p_5; p_6)$$

beta function of parameters p_5, p_6

$$\Delta_{d,j}(d_{d,j}; p_7; p_8) = 1 - \text{beta}(d_{d,j}; p_7; p_8)$$

beta function of parameters p_7, p_8

$$\phi'_{d,j} = \Theta_{d,j}(d_{d,j}; p_7; p_8) \Delta_{d,j}(d_{d,j}; p_7; p_8)$$

daily pigmentation time in area j

Glass eels are separated into 121 0.1 classes (π_n), from class [0,0.1[to class [11.9,12[and a 12+ class. Each day the probability of changing from one class (π_n) to the next (π_{n+1}) prob $_{\pi_n, \pi_{n+1}}$ is

1412

L. Beaulaton and C. Briand

calculated as follows:

$$\text{prob}_{\pi_n, \pi_{n+i}} = \max \left(0, \frac{\min(\pi_{n,e} + \varphi'_{d,j}, \pi_{n+i,e}) - \max(\pi_{n,b} + \varphi'_{d,j}, \pi_{n+i,b})}{\pi_{n,e} - \pi_{n,b}} \right),$$

$\pi_{n,b}$ and $\pi_{n,e}$ being the beginning and end limits of class π_n .

This formula assumes that glass eels are distributed uniformly within one class. Daily probabilities are computed for all π_n, π_{n+i} classes ($i > 0, n + i \leq 121$). They are stored in an array with four dimensions $T_{d,j,\pi,\pi}$. The changes in pigment time are calculated each day.

$$N_{d,\pi,j} = \sum_{\pi} (N_{d,\pi,j} * T_{d,j,\pi,\pi}).$$

A pigmentation stage structure can be deduced from the population array (N), because it is structured by pigmentation time. Glass eels reaching one pigmentation stage (VI_{A0cum} = glass eels being at or more advanced than stage VI_{A0}) are estimated for one day, one area, and one pigmentation time class using the mid-pigmentation time of this class (φ_{π}) as input to the gamma cumulated functions (Γ) corresponding to this stage:

$$VI_{A0cum} = \Gamma(\varphi_{\pi}; p_1; 1) N_{d,\pi,j};$$

$$VI_{A1cum} = \Gamma(\varphi_{\pi}; p_2; 1) N_{d,\pi,j};$$

$$VI_{A2cum} = \Gamma(\varphi_{\pi}; p_3; 1) N_{d,\pi,j};$$

$$VI_{A3cum} = \Gamma(\varphi_{\pi}; p_4; 1) N_{d,\pi,j}$$

where p_1-p_4 are shape parameters of each cumulative stage function.

These calculations are repeated over the classes and are used to calculate the pigment stage composition for 1 d and one area. For instance, the number of glass eels at stage VI_{A0} can be computed as follows:

$$VI_{A0} = VI_{A0cum} - VI_{A1cum}.$$

Mortality/settlement

This part of the model is written classically (Beverton and Holt, 1957).

$$N_{d,\pi,j} = N_{d-1,\pi,j} e^{-Z_{d,\pi,j}}; Z_{d,\pi,j} = M + F_{d,j} + F'_{d,j} + S_{d,\pi,j};$$

where M is the natural mortality, $F_{d,j}$ the fishing mortality, $F'_{d,j}$ the industry water intake mortality, and $S_{d,\pi,j}$ is the settlement. The presence of a dimension in the subscript (e.g. π) indicates that the quantity varies over that dimension (e.g. pigmentation time class).

The fishing mortality or the industrial water intake mortality is calculated from the ratio of the total volume filtered by either fishery ($\psi V_{d,j}$) or industrial water intakes ($\psi' V'_{d,j}$) and the volume of the estuarine zone (V_j), corrected by the factor ψ . This factor

is a glass eel concentration factor for the fishery and the percentage of glass eels killed by industry water intake.

$$F_{d,j} = \frac{\psi V_{d,j}}{V_j}$$

$$F'_{d,j} = \frac{\psi' V'_{d,j}}{V_j}.$$

For fishing mortality, the total volume filtered ($\psi V_{d,j}$) can be split into the mean volume filtered by each boat and by the total number of boats.

Settlement is calculated from a gamma function (Γ) with parameters p_{10} and p_{11} . The proportion of glass eels settling each day, in each area, for each pigmentation class ($\text{prob}_{d,\pi,j}$) corresponds to the conditional probability of settling between pigmentation time $\varphi_{\pi} - \varphi'_{d,j}$ and φ_{π} , φ_{π} being the mid-pigmentation time of class π and $\varphi'_{d,j}$ the daily pigmentation time in area j (see above):

$$\text{prob}_{d,\pi,j} = 1 - \frac{1 - \Gamma(\varphi_{\pi}, p_{10}, p_{11})}{1 - \Gamma(\varphi_{\pi} - \varphi'_{d,j}, p_{10}, p_{11})}.$$

Settlement rate ($S_{d,\pi,j}$) is deduced from this proportion ($\text{prob}_{d,\pi,j}$).

$$S_{d,\pi,j} = \ln(1 - \text{prob}_{d,\pi,j}).$$

Migration

The migration is handled with a transition matrix T . Each cell T_{i-j} of this matrix corresponds to the probability of a glass eel moving each day from area i to area j . The proportion T_{i-j} , area j being adjacent to area i , depends on glass eel migration speed (v), and the length of area i (L_i):

$$T_{i-j} = \frac{v}{L_i}.$$

For an area j not adjacent to area i , T_{i-j} is zero. When area i has more than one adjacent area (for confluence), T_{i-j} is weighted according to the relative rate of discharge of each river joining. The special case $j = i$ describes the proportion of glass eels staying in area i each day:

$$T_{i-i} = 1 - \sum_{j \neq i} T_{i-j}.$$

Some outputs of the model

The number of glass eels present on day d in area j is assessed by summing the pigment time dimension

$$N_{d,j} = \sum_{\pi} N_{d,\pi,j}, \text{ number of glass eels.}$$

The number caught, pumped, dead, or settled at day d in area j is computed using the Baranov equation:

$$C_{dj} = \frac{\sum_{\pi} N_{d-1,\pi,j} F_{dj}(-e^{-Zd,\pi,j})}{Z_{d,\pi,j}},$$

daily catch in area j ;

$$C'_{dj} = \frac{\sum_{\pi} N_{d-1,\pi,j} F'_{dj}(1 - e^{-Zd,\pi,j})}{Z_{d,\pi,j}},$$

daily pumping mortality in area j ;

$$CS_{dj} = \frac{\sum_{\pi} N_{d-1,\pi,j} S_{d,\pi,j}(1 - e^{-Zd,\pi,j})}{Z_{d,\pi,j}},$$

daily settlement in area j ;

$$CM_{dj} = \frac{\sum_{\pi} N_{d-1,\pi,j} M_{d,\pi,j}(1 - e^{-Zd,\pi,j})}{Z_{d,\pi,j}},$$

daily natural mortality in area j .

Escapement (E) of glass eels is the number of glass eels settled during all simulations, plus the number alive on the last day (d_{∞}):

$$E = \sum_{d,j} CS_{dj} + \sum_j N_{d_{\infty},j}.$$

doi:10.1093/icesjms/fsm071

Annexe K. Article 3 : pêche, abondance et trait d'histoire de vie de la lamproie marine anadrome (*Petromyzon marinus*) en Europe.

Cet article a été publié sous la référence suivante :

Beaulaton, L., Taverny, C. et Castelnaud, G., 2008. Fishing, abundance and life history traits of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Europe, Fisheries Research **92**: 90-101.

Author's personal copy



Available online at www.sciencedirect.com



Fisheries Research 92 (2008) 90–101



www.elsevier.com/locate/fishres

Fishing, abundance and life history traits of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Europe

L. Beaulaton^{a,*}, C. Taverny^b, G. Castelnaud^a^a Cemagref, "Estuarine Ecosystems and Diadromous Fish" Research Unit, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex, France^b Société Rivière-environnement, 32 rue du Prêche, 33130 Bègles, France

Received 5 October 2006; received in revised form 7 January 2008; accepted 18 January 2008

Abstract

Among the rivers along the European coast that are still colonized by the sea lamprey (*Petromyzon marinus*), the Garonne Basin have the largest population of this species. This basin supports the largest fisheries of sea lamprey in France and certainly in Europe. In this article we provide data on the exploitation, the abundance and some life history traits both on the Garonne basin and at the European scale.

The mean catch of the Garonne basin, over the period 1985–2003, is 72 t, confirming the top rank of the Garonne Basin sea lampreys population and of its fisheries. Abundance is estimated using a generalized linear model (GLM) on catch per unit of effort (CPUE) for the 1943–2005 period. Sea lamprey abundance appears to have peaked strongly between 1952 and 1970. From 1973 onwards, the trend is stable and abundance was only 35–40% of the maximum level. Since the end of the 1990s, the CPUE has shown a strong increase—a sign of an upward trend in lamprey abundance. This recent trend is confirmed by three other European time series gathered for this study. However a review of the official status of sea lampreys in many European countries shows that this species is still considered to be in decline.

A literature review is made and shows that European sea lamprey exhibit an unusual latitudinal variation, with longer animals in the south and an increasing trend of its length at maturity over the years. A focus on Garonne Basin shows stable and distinct life history traits of adult sea lampreys in the two main rivers of the basin, including length and weight at maturity, length–weight relationship, and female gonad weight. However, the sex ratio shows a slight excess of females in both rivers that seems to be typical of a well-established population of European sea lampreys. Hypotheses explaining differences in the life history traits are discussed, including the possibility of homing in the European sea lamprey, but none of them was fully adequate. We advocate fully addressing the issue of homing in the case of anadromous sea lampreys since this issue can have important consequences on the management of European stock(s).

© 2008 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus*); Abundance; GLM; Life history traits; Latitudinal variation

1. Introduction

The sea lamprey (*Petromyzon marinus*) is widely distributed on both sides of the North Atlantic Ocean. In North America, it is known to occur from the coast of Labrador (53°N) to Florida (30°N) (Beamish, 1980). In Europe, sea lamprey can be found from the Barents Sea (70°N) to the Adriatic Sea (40°N), but the biggest populations are in the large rivers of the Atlantic coast, particularly in France (Maitland, 1980; Holcik, 1986). The freshwater distribution of the sea lamprey has been decreasing over

the second half of the 20th century, as many other diadromous species (Rochard et al., 1990; Nicola et al., 1996; Baglinière et al., 2003; Dekker et al., 2003). This species has become rare in the northern part of its distribution area and requires some conservation regulation (Lelek, 1987; ICES, 2003).

Our work is focused particularly on the Garonne Basin, which concentrates the largest population of sea lamprey and the largest commercial fishery in France and certainly in Europe. The landings from this basin, around 70–100 t, represent more than 50% of the total production in France (Castelnaud, 2000) and includes adults that are fished during their reproductive migration; only adults are targeted. We have monitored this fishery for almost 30 years.

This monitoring has provided the data necessary to evaluate the status of the European component of the sea lamprey stock.

* Corresponding author: Present address: ONEMA, Direction de l'Action Scientifique et Technique, 16, avenue Louison Bobet 94132 Fontenay sous bois Cedex, France. Tel.: +33 1 45 14 36 34; fax: +33 5 57 89 08 01.

E-mail address: laurent.beaulaton@onema.fr (L. Beaulaton).

In the first part of this paper, we assess the exploitation of sea lamprey in the Garonne Basin and determine trends in abundance using fisheries data. Abundance in the Garonne Basin is then compared with other European data series. In the second part, we analyze the lengths of adult migrants throughout Europe. We then compare length and some other life history traits of adult migrants from the two main rivers of the Garonne Basin.

2. Materials and methods

2.1. Data collection

2.1.1. Fisheries data from the Gironde study area

The study area is the tidal part of the Garonne Basin (France, 45°02'N), which we will refer to as “Gironde” (Fig. 1). The Gironde is divided into 12 fishing zones, grouped into three areas: the Estuary (zones 2–6, tidal brackish reach), Garonne (7–9, tidal freshwater reach), and Dordogne (10–13, tidal freshwater reach).

The sea lamprey is fished in the Gironde between December and mid-May. We define the “*n* season” as the period between December of year *n* – 1 and May of year *n*, e.g., the 1980 season corresponds to the period between December 1979 and May 1980.

Professional fishermen use two different types of gear in the Gironde to which correspond two different “metiers”:

- *SL net*: a drifting trammel net with stretched mesh size ranging from 64 to 72 mm throughout the whole Gironde;
- *SL pot*: an unbaited pot with a minimum legal mesh size of 10 mm in the upstream zones of the Garonne (zone 9) and the Dordogne (zone 12).

Non-professional fishermen also fished sea lamprey in the Gironde basin and both professional and non-professional fishermen fished it more upstream in the Garonne basin. They all used these gears.

Estimates of catch and value of sea lamprey fisheries in the Gironde began in 1977 using logbooks from a group of fishermen. Some years later, around 1983, a network of cooperating fishermen was set up. After this, the quality of fishery data improved, and estimates of catch, effort, and CPUE improved accordingly. Since 1994, data have been stored in the “Girpech” database: data are collected by fisherman, zone, and metier and classified according to their estimated accuracy and precision into two levels of quality. Quality 1 represents the higher quality data for which catch is always linked with effort. More precise details are given in Castelnau et al. (2001).

The results provided in this study for the 2004 and 2005 seasons are provisional because the complete dataset from the cooperative fishermen network has not yet been gathered. We retrieved some personal logbooks from old fishermen that enabled us to cover the 1943–2005 period. The number of cooperative fishermen fluctuates from one year to the next. At the end of 1980s, for example, our sample of cooperative fishermen reached 25% of the total fishermen population for SL net and by the middle of the 1990s it even reached 35–50% of the total fishermen population for SL pot.

The number of fishermen catching sea lamprey in the Gironde was obtained annually for each metier. Information was cross-checked with administration managers, fishermen’s associations and cooperative fishermen. These numbers constitute the total nominal effort per year. Only professional fishermen were taken into account in this work.

2.1.2. Data on life history traits in the Gironde

During 2003 and 2004 fishing seasons, samples were collected at two sites, in the Garonne and the Dordogne, at the same distance from the sea (135 km) and slightly downstream from the tidal limit (Fig. 1). Each site was fished by a group of three to four fishermen. They all fished for the same period, using SL pot at the beginning of the season and then switching to SL net.

The pots and the trammel nets used in these two fishing areas had the same physical characteristics (funnel shaped opening, mesh size). The fishermen kept the lampreys separated according to the fishing technique. Because of the high commercial value (€10–15 kg⁻¹) of this species, each sample was limited to 20–30 sacrificed lampreys every 3 weeks in each area. Fishes were randomly sampled from the whole catch, which was the product of fishing carried out during the previous 1–2 weeks. We determined total length (TL; ±1 mm) and total weight (*W*_T; ±5 g); sex was identified after dissection, and female gonad weight was measured (±5 g). The somatic weight

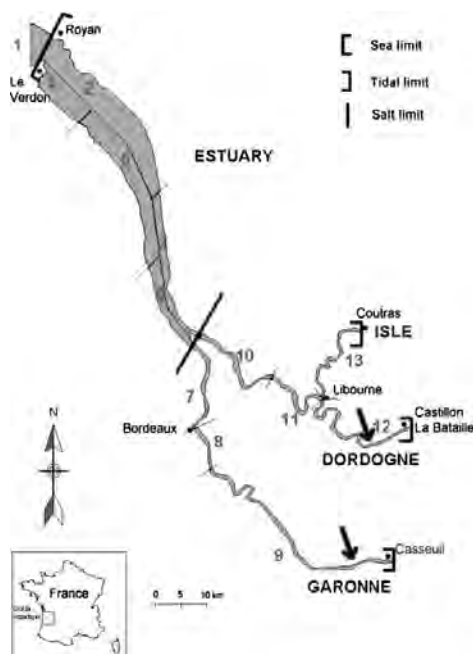


Fig. 1. Map of the Gironde, fishing zones (numbers) and sampling zones (arrows). 1 = Atlantic Ocean.

Author's personal copy

92

L. Beaulaton et al. / Fisheries Research 92 (2008) 90–101

Table 1
Mean length of European sea lamprey adult migrants

Country	Basin	Latitude	Year	Number of fish	Mean length (mm)	Reference ^a
Germany	Elbe	53°56'N	1989–1995	10	761	Thiel and Salewski (2003)
Netherlands	Rhine (IJsselmeer)	52°56'N	1994–1997	261	686	Dekker and Van Willigen (1997)
Ireland	Shanon	52°42'N	2003	107	651	Igoe et al. (2004)
United Kingdom	Severn	51°36'N	N/A	N/A	718	Holcik (1986)
France	Scorff	47°45'N	1995; 97; 98	101	733	Sabat�� (1998)
France	Vilaine	47°30'N	1997	415	703	Briand and Bousson (1998)
France	Loire	47°18'N	1985–1990; 2004–2005	17364	789	Deschamps (1990), Postic and Maupoux (2004) and Postic-Puivif and Mady (2005)
France	Garonne	45°02'N	1977; 1980; 2003–2005	611	823	CTGREF (1979), Ducasse and Leprince (1980) and This study
France	Adour	43°32'N	1987; 1989–1997	1643	830	Prouzet et al. (1998)
Portugal	Lima	41°42'N	2000–2002	28	830	Santos (2005)
Portugal	Mondego	40°08'N	1998–2000; 2002–2003	34	897	Almeida et al. (2000), Almeida et al. (2002a) and Quintella et al. (2004)

N/A: not available.

^a See further reading.

(W_s) is calculated as the difference between total weight and gonad weight.

2.1.3. European data

For the abundance comparison, we gathered the following data:

- total catch of professional marine fishermen in the Adour River (France, 43°32'N) from 1986 to 2004 (Prouzet P., IFREMER, personal communication);
- video survey of the Arzal fish pass in the Vilaine River (France, 47°30'N) from 1996, 1997, and 2001 to 2005 (Briand C., IAV, personal communication);
- survey of bycatch by professional fishermen of the IJsselmeer part of the Rhine River (Netherlands, 52°56'N) from 1994 to 2003 (Dekker W., IMARES, personal communication).

Data on the life history traits of European adult migrants has been acquired through a literature review (Table 1).

2.2. Statistical analyses

2.2.1. Fishing in the Gironde

As in Castelnau et al. (2001), we used the traditional sampling theory with stratification (Cochran, 1977) to calculate total seasonal catches and total seasonal effective efforts in the Gironde. We used a stratification per metier, per area and per season. Mean catches and mean efforts were calculated for each metier and each season per area (Estuary, Garonne and Dordogne) using data from cooperative fishermen. These data were extrapolated to the population of each area using nominal efforts to obtain total catches and total effective efforts for each area. The sum of these total catches and total effective efforts per area gave a total catch and a total effective effort for the whole Gironde.

The unit of catch selected was one sea lamprey. The unit of nominal effort was the “fisherman catching sea lampreys with

trammel net or pots during one season of fishing” for SL net or SL pot, respectively. The unit of effective effort was “1 day’s fishing” for the SL net and the number of pots multiplied by the number of month, which we will refer to as “pot.month”, for the SL pot. For the SL net, the data series for catches and effective efforts are complete for 1979–2003 except for the 1983 season in the Garonne because no catch data were collected for this season. Effective efforts are also missing in this area for this season and also for 1986 season.

Before 1985, the data series are incomplete for the SL pot. As a consequence, we decided to estimate the SL pot total catches only for the 1985–2003 period and total effective effort for the 1987–2003 period. The 1986 and 1990 seasons are missing for SL pot in the Garonne.

2.2.2. Abundance estimates

We assumed that CPUE follow the traditional theories and are proportional to abundance (Beverton and Holt, 1957; Gulland, 1969; Ricker, 1975; Kleiber and Perrin, 1991). In the Gironde, the majority of sea lamprey catches come from the Dordogne River, so much reliable data were gathered in this area. Thus the seasonal and monthly CPUE are calculated only for the Dordogne. We can estimate the annual trend in abundance using seasonal CPUE and the monthly migration pattern using the monthly CPUE.

Since the data for SL pot catches were collected over a month, we aggregated data for SL net by month, fisherman and zone to homogenize the treatments used for the two metiers. We used data of higher quality (quality 1). For each metier, each month, each fisherman and each zone, we calculated a CPUE from this data (CPUE = sum of catches in the month/sum of effort in the month). We used a generalized linear model (GLM, McCullagh and Nelder, 1989) with a logarithmic link and a gamma distribution to determine the monthly and seasonal CPUE for each metier. Data processing was carried out using the SAS genmod procedure (SAS, 2000). The model selected using the Akaike Information Criterion (AIC; Burnham and Anderson,

Table 2
Value of the parameters and significance of the effects for the GLM analyses of life history traits of adult migrants ($n = 423$)

Effect	Sex	Female gonad weight (g)		Total length (mm)		Total weight (g)		Length–weight relationship	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	2004
Constant	ns	86.3**		752**		865**		–5.76**	
Area		**		**		**			
Dordogne	ns	–13.0		57.2		83.6		–0.08	
Garonne		0		0		0		0	
Métier	*			**		**		**	
SL pot	0.39	ns		38.4	19.1	24.1	104	–3.65	0.06
SL net	–0.48			86.4	0	311	0	–3.50	0
Month	**	**		**		**		**	**
January	–0.41	–10.8		–3.30	10.6	165	74.5	0.19	0.05
February	–0.86	–11.7		–18.7	27.2	85.8	45.4	0.17	–0.02
March	0.29	–11.8		–36.9	53.8	–94.3	188	0.01	0.06
April	0.74	0.33		0	–	0	–	0	–
May	0	0		–	0	–	0	–	0
Sex									**
Female	–	–		ns		ns			0.04
Male									0
Season	ns	ns		ns		ns			ns
Coefficient, ln(TL)	–	–		–		–			**
								2.42	1.89
Coefficient, W_s	–	**		–		–			–
		0.038	0.044						
Correlation, obs./pred.	0.62		0.56		0.59		0.50		0.90

ns: not significant; –: not tested; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$.

2002; Rochet et al., 2005) was

$$\ln(\text{CPUE} + 1) = \text{season} + \text{month} + \text{fisherman} + \text{zone}$$

For the SL pot, the zone effect was discarded because fishing in the Dordogne is only carried out in zone 12.

To extract the seasonal CPUE series trend for SL net, we calculated a weighted moving average of order 9. This proves to be a good compromise between the length of the series and the small-scale variations that we have to smooth. Thus the mean CPUE for season i is written:

$$\overline{\text{CPUE}}_i = \sum_{j=-4}^4 w_j \times \text{CPUE}_{i+j} \text{ with } w_j \text{ the weight of year } j:$$

$w_j = (m + 1 - |j|) / (\sum_{k=-m}^m m + 1 - |k|)$, with $m = 4$ for having a 9 years $(2m + 1)$ average.

The two métiers should theoretically lead independently to the same diagnosis of stock abundance (Chadwick and O'Boyle, 1990). To check this, we calculated a Pearson correlation between the two CPUE series.

We then compared the SL net CPUE series to other European series using Pearson correlations.

2.2.3. Life history traits of the adult migrants

There are few ecological studies on European sea lamprey; therefore, we could only present and analyse length at maturity. All precise data, i.e. giving at least the river from which the lampreys came and the mean length of adult lampreys, are retained. When several data per basin are available, we computed their weighted average so as to have one value per basin. The analysis consisted of a regression between the latitude (taken at the

mouth of the basin) and the mean length of adult migrants. Data from the Adour, Garonne and Loire are available over decades (continuously only for Adour), allowing us to explore annual variability. For this purpose, data were gathered by river (the Dordogne River for the Garonne Basin and the Vienne River for the Loire Basin) and year. An ANCOVA between years, rivers and mean length was fitted.

To complete the analysis at the European scale, we focused on the Gironde in order to consider other life history traits and explanatory variables and to compare results between the two main rivers, the Garonne and Dordogne.

The variations in sex ratio, or more precisely, the probability of a lamprey in our sample to be a female, were analyzed using a logistic type of GLM (logit link and binomial distribution; McCullagh and Nelder, 1989). Length, weight, the length–weight relationship and female gonad weight were analyzed using a GLM with a link identity and a normal distribution (which amounts to applying an ANOVA). The goodness of fit of these models was judged using the correlation between observed data and predicted data. The length–weight relationship is written $W_i = aTL^b$ (weight in g and length in mm) (Froese, 2006). This equation can be linearized using a natural logarithmic transformation. The variable to explain is thus $\ln W_i$; and $\ln TL$ is included in the exploratory variables. All exploratory variables tested are given in Table 2. The model was selected using AIC among all models possible from all combinations of exploratory variables (Burnham and Anderson, 2002).

For all data treatment, the SAS genmod procedure was used (SAS, 2000).

Author's personal copy

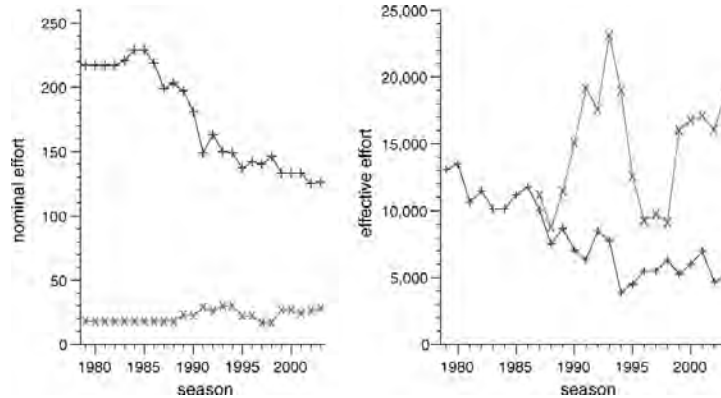


Fig. 2. Total nominal efforts for SL pot (x) and SL net (+) (left panel; number of fishermen) and total effective effort for SL pot and SL net (right panel; pot.month and days, respectively) in the Gironde over the 1979–2003 period.

3. Results

3.1. Exploitation in the Gironde

The SL net nominal effort has decreased during the last 25 years (Fig. 2, left panel). At the beginning of the 1980s, approximately 220 fishermen used the SL net. This number started to decline in 1985 and reached a minimum of 125 fishermen in 2002. At the same time, the number of fishermen using the SL pot has increased from 18 in the 1980s to 28 in 2003. The effective effort (Fig. 2, right panel) for SL net decreased strongly between 1979 and 1994, from 13,000 days to as few as 4000 days. Since then, this effective effort rose slightly to around 7000 days in 2001 before decreasing again to around 5000 days; it remains at only half the level recorded at the end of the 1970s. The effective effort for SL pot was around 10,000 pots.months in the late 1980s. This effort increased and peaked in 1993 at 23,000 pots.months and then returned to his late 1980s level by 1996. There was a sudden increase to around 17,000 pots.months since 1999 onwards.

Catches using the SL net in the Dordogne dominate total lamprey catches (Fig. 3). Catches using the SL pot account for only 12% of the total. A small overall reduction in catches between 1985 and 1994 can be detected but with strong interannual vari-

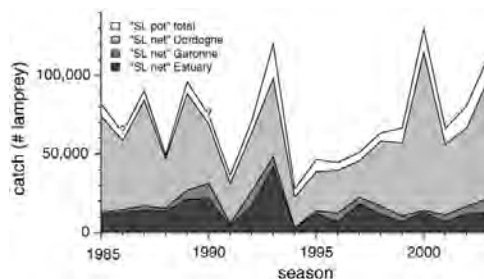


Fig. 3. SL net catches in the Estuary, the Garonne and the Dordogne and SL pot catches in the Gironde over the 1985–2003 period. '?' indicates missing data.

ability with peaks in 1985, 1987, 1989 and 1993. Since 1995, catches have been increasing. Two large peaks have occurred since 2000 (2000: 134,000 lampreys, maximum in our series; 2003: 112,000 lampreys, slightly lower than the peak of 1993). Within the series of total catches, record seasons can alternate with seasons having much lower abundances. The most striking examples are season 1993, with a total of 120,000 lampreys, and 1994, with a total of 27,500 lampreys.

3.2. Abundance estimates

All the selected effects of the GLM are highly significant ($p \leq 0.0001$). The annual CPUE SL net data series for in the Dordogne covers the 1943–2005 period (Fig. 4), except that no data exist for 1965. Until 1970, CPUE were calculated using data from only one professional fisherman. From 1977 onwards, we had at least five fishermen per year providing good quality data. Significant interannual variations can be noted. The abundance of lamprey reached a strong peak (weighted average) between 1952 and 1970, with a maximum that extends from 1957 to 1965. From 1973 to the end of the 1990s, the trend appeared to be stable at a level of abundance of 35–40% of the maximum

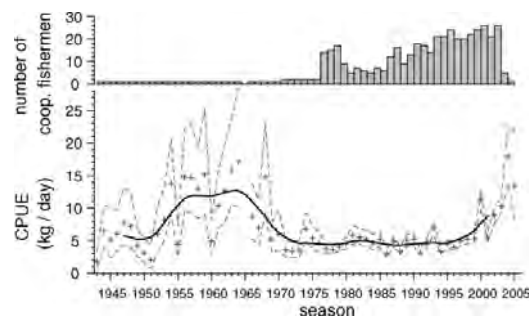


Fig. 4. Number of cooperative fishermen with SL net used for the GLM (upper panel); CPUE (+), confidence interval (dashed line) from the GLM and weighted average of order 9 (solid line) (lower panel) over 1943–2005 in the Dordogne.

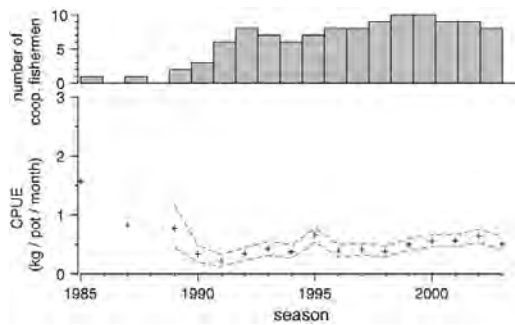


Fig. 5. Number of cooperative fishermen with SL pot used for the GLM (upper panel); CPUE (+), confidence interval (dashed line) from the GLM (lower panel) over 1985–2003 in the Dordogne.

encountered from 1957 to 1965. Since the end of the 1990s, sea lamprey abundance seems to show an upward trend. Since 2000, CPUE have been approaching those of the 1960s.

The data series for the annual SL pot CPUE in the Dordogne (Fig. 5) is limited to the 1985–2003 period. Two years are missing (1986 and 1988), and only one fisherman gave data in 1985 and 1987. From 1989 onwards, the number of cooperative fishermen has increased. Only variations starting from this date will be considered. Between 1989 and 1991, a slight decrease occurred in the CPUE, followed by a slight increase.

The comparison between the SL net and SL pot CPUEs is made for the 1989–2003 period. There is no significant linear correlation ($p=0.14$; $\text{corr}=0.40$) between the SL net and SL pot series. If the 1989 data are excluded, the correlation becomes significant ($p=0.037$; $\text{corr}=0.56$). In general, these two metiers show the same trends in sea lamprey abundance in the Dordogne between 1990 and 2003, i.e., an increase. However, the major peaks seen in 1993 and 2000 with the SL net data (Fig. 4) are almost totally absent from the SL pot data (Fig. 5). Conversely, the 1989 and 1995 peaks are very clear with the SL pot, but not with the SL net.

CPUE in SL net (not shown) increased monthly from December (1.73 sea lamprey/day) to April (12.8 sea lamprey/day) before declining slightly in May (8 sea lamprey/day). CPUE for SL pot was lowest in December (0.21 sea lamprey/pot.month), increased to around 0.7–0.8 sea lamprey/pot.month in January through March, then declined to 0.56 and 0.29 sea lamprey/pot.month in April and May, respectively.

The four European series together show a peak in 1993 and a clear increase in the number of lamprey captured since the end of the 1990s (Fig. 6). Examination of Pearson correlations between rivers (Table 3) shows a good coherence between all series, except for the Vilaine River, which is significantly correlated only with the IJsselmeer.

3.3. Life history traits of adult migrants in Europe

We gathered data from the literature on mean length and total number of sea lampreys measured in 11 basins coming both from fisheries and research sampling (Table 1). Fig. 7 clearly shows

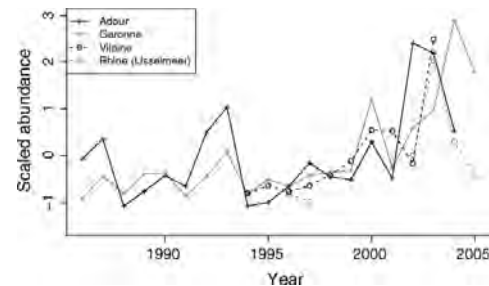


Fig. 6. Scaled sea lamprey abundance in four European rivers from 1986 to 2005.

a latitudinal trend in the mean length of adult migrants, with smaller sea lamprey found in northern Europe. This clear trend is confirmed by the regression between latitude and mean length, which is highly significant ($p=0.001$) and has a high coefficient of determination ($R^2=0.717$). The mean lengths of adult migrants have also clearly increased over the last two decades for the Adour, Dordogne (Garonne Basin) and Vienne (Loire Basin) Rivers (Fig. 8). The ANCOVA shows that the annual trend is significant ($p<0.001$) and is different between rivers ($p=0.015$).

3.4. Life history traits of adult migrants in the Gironde

Over the 2003 and 2004 fishing seasons, 250 and 173 sea lampreys were examined respectively in the Gironde. The general characteristics of the samples are presented in Table 4. Over the two seasons, the mean weight (\pm standard deviation; range) was $1.08 \text{ kg} \pm 0.22$ (0.55–2.06 kg), the mean

Table 3
Pearson correlation between abundance series

	Adour	IJsselmeer	Vilaine
Gironde	0.56*	0.74*	0.39
Adour		0.65*	0.7
IJsselmeer			0.97*

* Significant correlation value.

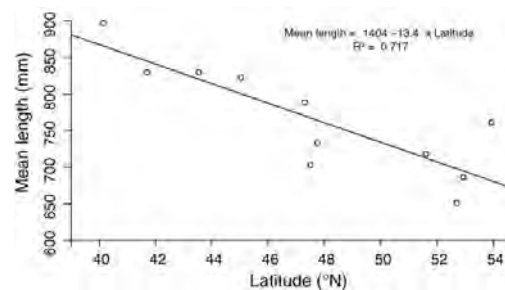


Fig. 7. Mean length of adult migrant sea lampreys across Europe.

Author's personal copy

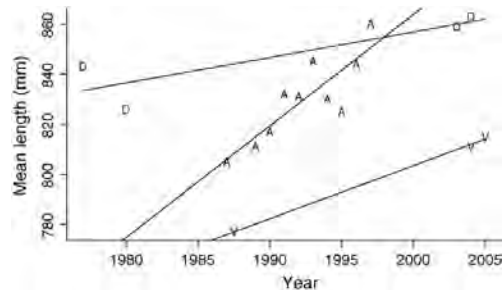


Fig. 8. Mean length of adult migrant sea lampreys in the last two decades in the Adour river (A), in the Dordogne river (D) and in the Vienne river (V).

length was 825 mm ± 65 (640–1040 mm), the sex ratio was 0.93:1 (males:females), and mean gonad weight of females was 112 g ± 21 (15–170 g). These average values differed little from one season to another, and differences between areas were noticed. Lampreys from Dordogne are longer and heavier, but females had lower gonad weights than lampreys from Garonne. The selected models that explained life history traits (see below), gave good results: the correlations between observed data and the predicted values range from 0.5 (for the total weight model) to 0.9 (Table 2).

3.4.1. Sex ratio

The selected model only involves the metier and month effects (Table 2). The effects, which are positive, increase the probability of a lamprey in the sample being a female. Thus the

SL pot tends to fish more females than the SL net. The proportion of females was lower at the beginning of the fishing season (January–February) than at the end (March–May).

3.4.2. Total length, total weight and length–weight relationship

The models selected for the total length and total weight included the same effects: area and interactions between metier and season and between month and season (Table 2). The interaction between season and another effect tells us that the effect is not stable over the season. Effects can even be reversed from one season to the next, e.g., the metier effect. Thus a general rule cannot be deduced from the metier and month effects. Conversely, the area effect has no interaction with season, meaning that the area effect is constant over the season, i.e., lampreys from Dordogne are longer (57 mm) and heavier (84 g) than lampreys from Garonne whatever the season.

The model selected for length–weight relationship includes an area and a sex effect and interactions between metier and season, between month and season, and between length and season (Table 2). For a fixed length, females are heavier than males regardless of area. But for a fixed length, sea lampreys caught in the Garonne weigh more than those caught in the Dordogne. Both coefficient *a* and *b* change from one season to the other through the interaction between season and metier, month and length. The coefficient *a* is lower for the 2003 season whereas the slope (coefficient *b*) is higher for this season. If the order of magnitude of each effect is compared, the difference of 0.04 between a male and a female is one of the smallest values we found. This suggests that a difference between males and females exists, but

Table 4
Biological samplings of sea lamprey in fisheries in the Gironde

Season	Area	Metier	Month	Number of samplings	Number of individuals	Sex ratio (male:female)	Gonad weight (g)	Mean length (mm)	Mean weight (g)
2003	Dordogne	SL pot	January	1	20	1:1	96.3	850	1181
			February	1	21	1.63:1	96.8	847	1118
		SL net	March	2	40	1:1	107.1	859	1166
			April	1	20	0.33:1	117.2	860	1152
	Garonne	SL pot	January	1	29	1.23:1	117.6	783	1025
			February	1	30	2.33:1	109.9	759	934
		SL net	March	1	30	0.3:1	99.5	753	795
			April	2	60	0.94:1	126.9	850	1213
Total 2003					250	0.94:1	111.5	822	1085
2004	Dordogne	SL pot	January	1	20	0.67:1	110.4	839	1128
			February	1	20	1.86:1	114.4	847	1121
			March	1	10	1.5:1	98.0	882	1241
		SL net	May	2	43	0.59:1	111.1	837	1044
			March	2	31	1.38:1	107.7	863	1137
				February	1	30	0.88:1	110.7	804
	Garonne	SL pot	May	1	19	0.73:1	133.6	751	990
			Total 2004					173	0.93:1
Total Dordogne					225	0.94:1	109.3	852	1130
Total Garonne					198	0.92:1	113.5	795	1026
Total					423	0.93:1	111.6	825	1081

that it can be hidden by other effects, that have a greater impact, such as area (twice that of sex).

3.4.3. Female gonad weight

The selected model involves the area, the month and the somatic weight effects (Table 2). The month effect shows that the gonad weight suddenly increases between March and April. The higher the somatic weight of female lamprey, the higher the gonad weight. Female lampreys entering the Garonne had a higher gonad weight than those entering the Dordogne (difference of 13 g), even when correcting for the different mean weight in each area. Taking into account the mean somatic weight, the predicted gonad weight in the Dordogne is 108.7 g and 116.7 g in the Garonne, i.e., 7.4% higher for animals having a somatic weight 10% lower.

4. Discussion

4.1. Exploitation and abundance

In this work, catch and effort data of sea lamprey concern only the professional fishermen in the tidal part of the Garonne Basin (Gironde). For a full overview of landings in this basin, the catches of professional fishermen fishing in river upstream the tidal limit (2 t) to those of non-professional fishermen fishing in the Gironde (12 t) or in river upstream the tidal limit (0.6 t) (1999–2002 average).¹ For this period, the average catches of professional fishermen from Gironde is 86 t, giving a total of 101 t of sea lampreys caught in average in 1999–2001. Thus professional fishermen from Gironde represent 86% of the total catches.

For the 1985–2003 period, the mean total catch of professional fishermen is about 72 t. This confirms results from Castelnaud (2000) based on the same data but calculated with an other method and for the 1990–1997 period. This amount can be compared to Loire and Adour river catches evaluated, respectively, at 58 t (season 1989, Castelnaud, 2000) and 8.5 t (1986–2004 mean, Prouzet P., IFREMER, personal communication—variation shown in Fig. 6). There are also intense sea lamprey fisheries in Portugal (Almeida et al., 2002b): the exploitation in the Minho and Tagus river are assessed to 40,000–60,000 and 2500–5000 lampreys respectively (Almeida, P.R., personal communication). Fisheries also occurred in Latvia and Estonia (ICES, 2003). The lack of reliability of FAO sea lamprey data has already been underlined by ICES (2003) and is confirmed by this study at least for France for which the mean catches officially declared is 20 t for the 1985–2003 period, far from our estimation of the single professional fishermen landings in the Gironde.

The importance of sea lampreys in the Dordogne (Fig. 3) justifies the choice of this area as the reference for analysing the abundance of stock in the Gironde.

GLM have already proved their effectiveness in the analysis of the CPUE and they are usually used in fisheries sciences (see for example Xiao et al., 2004). In particular, they have already been successfully applied to other species like allis shad (Castelnaud et al., 2001) and glass eel (Beaulaton and Castelnaud, in press) in the Gironde and they have shown their ability to correct sampling variations. Moreover, results are coherent between CPUE for the two metiers because there is significant correlation between the two series (excluding 1989 data). The Chadwick and O'Boyle assumption (1990) is in fact checked: the two metiers give independently the same diagnosis of stock abundance.

However, slight differences are noted between the series of annual CPUE for the two metiers (peaks in 1993, 1995 and 2000). The reason may be that the fishing seasons run differently for the two metiers, as shown by the monthly CPUEs. Favourable hydrographic and/or climatic conditions can occur at the beginning of year, whereas unfavourable conditions can occur in April and vice versa. These events are sufficient to bring about variations in CPUE values for the two metiers.

The abundance of sea lamprey remained at least fairly stable over the 1979–2003 period. However, CPUE for the main metier (SL net), have tended to increase since the end of the 1990s. Total catch and effort descriptors allow us to place CPUEs (calculated from samples of fishermen) in their contexts (entire fisheries) and prevent misinterpretation of CPUE due, for example, to a short-term change in effort. When compared to other European data (Fig. 6), the recent increase seems to be shared by other European rivers. These additional series are well spread along European Atlantic coast (43°N–52°N), but are not of the same quality as the Gironde ones. The Adour series is based on total catches and in recent years a bias has been induced by the reduction of fishing effort related to the decrease of prices (Prouzet P., IFREMER, personal communication). The Vilaine series is based on video fish pass survey. Date of beginning and end of the survey changed from 1 year to the other and lampreys are known to make multiple crossing in front of the camera (Briand C., IAV, personal communication). The IJsselmeer series is based on volunteer declaration of bycatch. Only seven fishermen were selected for the data series making together 78% of the declaration. Lack of Iberian and Nordic abundance series prevents a full overview of sea lamprey abundance in Europe. The scarcity of this kind of data shows the interest of our fishing monitoring in the Gironde and associated results.

The time series of CPUE for SL net of the Dordogne enables us to relativize this recent increase over the 1943–2005 period. Nevertheless, trends recorded before 1970 should be viewed with caution because of the small amount of data. Abundance levels observed in 1980 and 1990 correspond to levels observed in 1940 and 1970 but they are lower than those of the 1950s and the 1960s (Fig. 4). We thus confirm what Ducasse and Leprince (1980) suggest: a drop in sea lamprey abundance at the beginning of the 1970s. Recent trend of CPUE shows a sudden increase in abundance of sea lampreys approaching levels of the 1950s and the 1960s. This recent high level of sea lampreys shows that our results in the 1950s and 1960s were not unrealistic despite the small sample size. A diagnosis of abundance trends over such

¹ Conseil Supérieur de la Pêche, 2004. Synthèse nationale du Suivi national de la pêche aux engins pour la période 1999 à 2002. Conseil Supérieur de la Pêche. Available on request to the first author (LB).

Author's personal copy

a long period has to consider the evolution of fishing power. A possible change in fishing technology could distort any comparison of the oldest CPUE with the most recent ones. Among these changes is the introduction of the multifilament nylon trammel net in the 1950s and then of the monofilament at the end of the 1970s or the gradual replacement of wicker pots by plastic pots at the beginning of the 1970s. The monofilament nets seems to be twice as efficient as multifilament (Balik and Cubuk, 2000; Maki et al., 2006). This greater efficiency of fishing gear during the last decades emphasizes our diagnosis of a drop in abundance at the beginning of the 1970s and may moderate recent increase.

The sea lamprey is often considered to be in decline (ICES, 2003; Maitland, 2003; OSPAR Commission, 2004). Nevertheless few data exist, like it was shown for Ireland (Kelly and King, 2001). This species is recognized as vulnerable in Europe in general (Lelek, 1987) and more precisely as: (i) vulnerable in Portugal, Spain and France; (ii) as endangered or critically endangered in Italy, Germany, Poland, Lithuania and Sweden (vulnerable before 2005); (iii) extinct in Flanders (Renaud, 1997; Almeida et al., 2002b; ICES, 2005). In France at the beginning of the twentieth century, the sea lamprey was mainly fished in the Loire, Gironde, and Rhone rivers (Fontaine, 1933). Today, the sea lamprey is in danger in the Rhone river where fishing has almost disappeared (Keith et al., 1992). Fontaine (1933) gave some indications as to the levels of catches at that time. In the Loire near Ancenis, “the pots were visited every day and, for three pots, it was counted seven to eight lampreys on average”, in other words just over two lampreys per pot per day. In our study, the Gironde pots fishermen need one month instead 1 day to reach this catch per pot level even for the fishermen using wicker pots. Fontaine (1933) specifies finally that, in “high season”, 2000 lampreys were fished per day. This information was provided by a canning manufacturer in the town of Bergerac on the Dordogne River, upstream from our study area. Nevertheless, the number of fishermen who made these catches per day is not specified. Thus, in the Gironde, the recent increase of sea lamprey abundance does not reach previous levels and even if this increase is encouraging, we should remain cautious.

4.2. Life history traits

Here we examined biological characteristics of adult migrants as a proxy of mature animals. Size at maturity is the result of growth and mortality processes and thus modifications of these traits can be explained by changes in at least one of these processes. Generally we observe a latitudinal variation of size, with the longer animals in the North. It is the case for diadromous fishes (e.g. Vollestad, 1992), for other fishes (e.g. Silva et al., 2006) and for other animals (e.g. Morrison and Hero, 2003). In this work we showed evidence of a counter-gradient latitudinal trend in length at maturity, with the longest specimens in the south. Such a pattern is however not rare: it was also found by Bartel et al. (1993) for river lamprey in the Baltic region, by Heibo et al. (2005) in some life history traits of European perch (*Perca fluviatilis*) or by Blanckenhorn and Demont (2004) for arthropods. These kinds of latitudinal gradient can have phe-

notypic or genotypic reasons and can in some cases used to delineate fish stocks. This however needs to be controlled with some rearing experiments (Swain and Foote, 1999).

One should notice that among all the data gathered, some of them stem from a small number of fish and from samples not dedicated to biological characteristics measurement. This is the case for Elbe, Lima and Mondego Rivers data. Nevertheless even if these data are excluded, the relationship still exists.

Data on American anadromous sea lamprey are very rare. The only mean length data that we were able to gather are from South to North: 663 mm for East Machias River (Maine) (Davis, 1967), between 711 mm and 715 mm for the Connecticut River, 724 mm for males and 728 mm for females of St John river (Stier and Kynard, 1986) and 722 mm and 729 mm for males and females respectively for rivers in New Brunswick (Beamish and Potter, 1975). These American lampreys are smaller than their European counterpart at the same latitude and seem to show the “regular” latitudinal trend with longer lampreys in the North.

Authors assumed that American anadromous sea lamprey ammocoetes spend between 6 and 8 years in freshwater habitats (Beamish, 1980; Potter, 1980), whereas European ammocoete spend 4–6 years in freshwater habitats (Hardisty, 1969; Quintella et al., 2003) with a mean length of newly metamorphosed sea lamprey lower than 200 mm (Bird et al., 1994; Quintella et al., 2003). Following this relatively slow-growth period, sea lamprey metamorphoses and switches to a parasitic diet at sea. That induces a very fast-growth and sea lampreys reach their adult migrant length in only 1.5–2.5 years (Halliday, 1991). The observed differences in length at maturity between basins can be due to both larval and parasitic growth or to mortality difference at both stages. Given the range of length at maturity observed, we hypothesize that the difference in length at maturity observed most likely comes from difference(s) in the parasitic stage either in growth as growth is determined by a combination of temperature (Swink, 2003), host size (Cochran, 1985; Swink, 1991) and fish composition (Swink, 2003). That can either be: (i) a plasticity response (metamorphosed larvae disperse randomly along the Atlantic coast depending of their first support fish and reduce their movements and adapt to regional environment found as they grow); or (ii) an evolutionary response (the European sea lamprey population would consist in fact of several regional/river populations adapted to their local environment).

The length at maturity is also found to increase in recent decades (Fig. 8). Such changes have already been observed in American landlocked sea lamprey. Those kind of changes can concern length and sex ratio of adult migrant or of metamorphosed sea lamprey and are related to prey availability, adult and larvae abundance or temperature (Smith, 1971; Heinrich et al., 1980; Purvis, 1980; Houston and Kelso, 1991; Jorgensen and Kitchell, 2005; Zerrenner and Marsden, 2005).

Concerning other life history traits of adult migrants, weight seems logically to follow length trend with 1.39 kg for Mondego river (Almeida et al., 2002a; Quintella et al., 2004), 1.15 kg for the Adour Basin (Prouzet P., IFREMER, personal communication), 1.08 kg for the Garonne Basin (this study), 0.94 kg for the Loire Basin, 0.85 kg for the males and 0.98 kg for the females of the Scorff Basin.

Author's personal copy

L. Beaulaton et al. / Fisheries Research 92 (2008) 90–101

99

Over the whole season, the sex ratio shows a slight excess of female for both the Dordogne and the Garonne (GLM gives a mean of 0.92:1). Ducasse and Leprince (1980) noted a sex ratio of 0.93:1 for sea lampreys caught with drifting trammel nets in the Dordogne and 1.25:1 for those caught with pots in the river Isle (tributary of the Dordogne, cf. Fig. 1). These ratios are relatively close to 1:1. In the Scorff river (Brittany, France), in an unexploited population, Sabatié (1998) observed a sex ratio slightly in favour of females (0.91:1). Beamish (1980) assume that a slight excess of male is typical of a long time established population of American sea lampreys. Results of Garonne Basin and Scorff River, which have a native sea lamprey population and at a high level of abundance at least for the Garonne Basin, suggest, at the contrary, that equilibrium or a slight excess of female is in correspondence with a well-established population of European sea lampreys.

Sabatié (1998) showed that for the same length, females were heavier than males. This was also one of our results, even though the sex effect did not appear to be among the most dominant effect.

The fishermen have deduced for a long time that there is a length difference between Garonne and Dordogne river sea lampreys (Dekker and Van Willigen, 1997). The marked and stable structure observed in size at maturity and gonad weight in Dordogne and Garonne rivers (this study) is reinforced by the difference in length at maturity between Dordogne and Isle Rivers Dekker and Van Willigen, 1997). These lead to three hypotheses: (i) sea lampreys caught on Garonne river are more advanced in the process of maturation; (ii) an environmental/behavioural selection exists; (iii) homing exists. The fourth hypothesis of a strong selectivity during sampling can be disregarded as the gears used have the same characteristics.

We know that sea lamprey maturation is accompanied by a shrinkage in length of 5.7% during spawning migration (in 1.5 month) for both females and males (Beamish, 1980). Both sampling sites are located 135 km upstream from the mouth, in the tidal freshwater estuary. From mark-recapture experiment, the duration of the run between the mouth and our Dordogne river sampling location ranges from 8 to 12 days (Dekker and Van Willigen, 1997). Thus it is very unlikely that lampreys caught in the Garonne can be older enough to exhibit such a difference in the maturation process inducing differences in length, weight and female gonad weight.

In case of environmental/behavioural selection, the causes of such a selection should be strong enough to separate larger lampreys from smaller ones. Such causes should also maintain this separation during the season and occur each year to produce stable length differences stable from year to year.

Since Bergstedt and Seelye (1995), the more widespread hypothesis is that there is no homing for American landlocked sea lamprey. However examination of the genetic structure of sea lamprey populations seems to exhibit some differences among the North American Great Lakes and even that Lake Erie and Lake Ontario seem isolated from one another (Wright et al., 1985). But Rodriguez-Munoz et al. (2004) failed to find any differences between the DNA of sea lamprey from two Spanish rivers supporting the lack of a homing hypothesis.

None of our hypotheses can be fully supported by the literature and some complementary experiments should be carried out. Like otolith chemical analysis of Allis shads (*Alosa alosa*), which has been proven to discriminate between Garonne and Dordogne Rivers (Tomas et al., 2005), statolith chemical analysis can be useful for an a posteriori assessment of natal stream (Brothers and Thresher, 2004). Finally we think that the issue of homing needs to be fully addressed in the case of anadromous sea lampreys and can have important consequences on the management of European stock(s).

Acknowledgments

We acknowledge the staff of the professional fishermen association of the Gironde (AADPPEDG) for technical assistance and the professional fishermen for providing adults of lampreys and fishing effort data. We thank Patrick Lambert, Eric Rochard, Laure Devine and Martin Castonguay for their valuable comments on the early draft. This work was funded by the programme GIS-ECOBAG, the European regional development fund FEDER, and French Ministries (Agriculture and Fisheries, Regional Planning and Environment).

References

- Almeida, P.R., Quintella, B.R., Dias, N.M., 2002a. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). *Hydrobiologia* 483, 1–8.
- Almeida, P.R., Quintella, B.R., Dias, N.M., Andrade, N., 2002b. The anadromous sea lamprey in Portugal: biology and conservation perspectives. In: Moser, M., Bayer, J., MacKinlay, D.S. (Eds.), *International Congress on the Biology of Fish. The Biology of Lampreys*, Vancouver, Canada, pp. 49–58.
- Baglinière, J.L., Sabatié, M.R., Rochard, E., Alexandrino, P., Aprahamian, M.W., 2003. The Allis Shad *Alosa alosa*: biology, ecology, range, and status of populations. In: Limburg, K.E., Waldman, J.R.S. (Eds.), *Biodiversity, Status, and Conservation of the World's Shads*. American Fisheries Society, Baltimore, MD, pp. 85–102.
- Balik, I., Cubuk, H., 2000. Efficiency of capture of tench, *Tinca tinca* L. by trammel nets of monofilament and multifilament net twine combinations. *Fisheries Manage. Ecol.* 7, 515–521.
- Bartel, R., Bradauskas, B., Ikonen, E., Mitans, A., Rorowski, W., Wesolowska, A., Witkowski, A., Blachuta, J., 1993. Comparison of length and weight of river lamprey from Finland, Latvia, Lithuania and Poland. In: *International Council for the Exploration of the Sea Statutory Meeting*, C.M. 1993/M:17, Dublin.
- Beamish, F.W.H., 1980. Biology of the North American anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 1924–1943.
- Beamish, F.W.H., Potter, I.C., 1975. The biology of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in New Brunswick. *J. Zool.* 177, 57–72.
- Beaulaton, L., Castelnaud, G., in press. Abundance trends of glass eels (*Anguilla anguilla*) from fisheries data, in the Gironde basin, France, 1978–1999. In: Casselman, J., Cairns, D.S. (Eds.), *International EEL Symposium*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Bergstedt, R.A., Seelye, J.G., 1995. Evidence for lack of homing by sea lampreys. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124, 235–239.
- Beverton, R.J.H., Holt, S.J., 1957. *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Her Majesty's Stationery Office, London.
- Bird, D.J., Potter, I.C., Hardisty, M.W., Baker, B.I., 1994. Morphology, body size and behaviour of recently-metamorphosed sea lampreys, *Petromyzon marinus*, from the lower river Severn and their relevance to the onset of parasitic feeding. *J. Fish Biol.* 44, 67–74.

Author's personal copy

- Blanckenhorn, W.U., Demont, M., 2004. Bergmann and converse bergmann latitudinal clines in arthropods: two ends of a continuum? *Integr. Comp. Biol.* 44, 413–424.
- Brothers, E., Thresher, R., 2004. Statolith chemical analysis as a means of identifying stream origins of lampreys in Lake Huron. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133, 1107–1116.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, NY, USA.
- Castelnaud, G., 2000. Localisation de la pêche, effectifs de pêcheurs et production des espèces amphihalines dans les fleuves français. *Bull. Fr. Pech. Piscic.* 357/358, 439–460.
- Castelnaud, G., Rochard, E., Le Gat, Y., 2001. Analyse de la tendance de l'abondance de l'aloise *Alosa alosa* en Gironde à partir de l'estimation d'indicateurs halieutiques sur la période 1977–1998. *Bull. Fr. Pech. Piscic.* 362/363, 989–1015.
- Chadwick, M., O'Boyle, R.N., 1990. L'analyse des données de capture et d'effort. In: Brethes, J.C., O'Boyle, R.N.s. (Eds.), *Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques*, Centre International d'Exploitation des Océans, Québec, pp. 77–101.
- Cochran, P.A., 1985. Size-selective attack by parasitic lampreys: consideration of alternate null hypothesis. *Oecologia* 67, 137–141.
- Cochran, W.G., 1977. *Sampling Techniques*. John Wiley and Sons, New York.
- Davis, R.M., 1967. Parasitism by newly-transformed anadromous sea lampreys on landlocked salmon and other fishes in a coastal Maine lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* 96, 11–16.
- Dekker, W., Casselman, J.M., Cairns, D.K., Tsukamoto, K., Jellyman, D.J., Lickers, H., 2003. Worldwide decline of EEL resources necessitates immediate action. *Fisheries* 28, 28–30.
- Fontaine, M., 1933. La lamproie marine. Sa pêche et son importance économique. *Bull. Soc. Oceanogr. Fr.* 97, 1681–1687.
- Froese, R., 2006. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22, 241–253.
- Gulland, J.A., 1969. *Manual of Methods for Fish Stock Assessment. Part 1. Fish Population Analysis*. FAO.
- Halliday, R.G., 1991. Marine distribution of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the northwest atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 832–842.
- Hardisty, M.W., 1969. Information on the growth of the ammocoetes larva of the anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*, in British rivers. *J. Zool.* 159, 139–144.
- Heibo, E., Magnhagen, C., Vollestad, L.A., 2005. Latitudinal variation in life-history traits in eurasian perch. *Ecology* 86, 3377–3386.
- Heinrich, J.W., Weise, J.G., Smith, B.R., 1980. Changes in biological characteristics of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) as related to lamprey abundance, prey abundance and sea lamprey control. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 1861–1871.
- Holcik, J., 1986. *The Freshwater Fishes of Europe*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Houston, K.A., Kelso, J.R.M., 1991. Relation of sea lamprey size and sex-ratio to salmonid availability in 3 Great-Lakes. *J. Great Lakes Res.* 17, 270–280.
- ICES, 2003. Report of the working group on fish ecology, Copenhagen, Denmark, ICES CM 2003/G:04.
- ICES, 2005. Report of the study group on the status of diadromous fish species (SGSDFS), ICES CM 2005/I:02.
- Jorgensen, J.C., Kitchell, J.F., 2005. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) size trends in a salmonid stocking context in Lake Superior. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 2354–2361.
- Keith, P., Allardi, J., Moutou, B., 1992. *Livre rouge des espèces menacées de poissons d'eau douce de France et bilan des introductions*. Museum National d'Histoire Naturelle. Secrétariat de la Faune et de la Flore, Conseil Supérieur de la Pêche, CEMAGREF, Ministère de l'Environnement.
- Kelly, F.L., King, J.J., 2001. A review of the ecology and distribution of three lamprey species, *Lampetra fluviatilis* (L.), *Lampetra planeri* (L.) and *Petromyzon marinus* (L.): a context for conservation and biodiversity considerations in Ireland. *Proc. R. Ir. Acad. (B)* 101, 165–185.
- Kleiber, P., Perrin, C., 1991. Catch-per-effort and stock status in the U.S. North Pacific albacore fishery: reappraisal of both. *Fish. Bull.* 89, 379–385.
- Lelek, A., 1987. *Threatened Fishes of Europe*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Maitland, P.S., 1980. Review of the ecology of lampreys in Northern Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 1944–1952.
- Maitland, P.S. (Ed.), 2003. *Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey*. English Nature, Peterborough.
- Maki, K.L., Hoenig, J.M., Olney, J.E., Heisey, D.M., 2006. Comparing historical catch rates of American shad in multifilament and monofilament nets: a step toward setting restoration targets for Virginia stocks. *N. Am. J. Fish. Man.* 26, 282–288.
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall, London.
- Morrison, C., Hero, J.M., 2003. Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *J. Anim. Ecol.* 72, 270–279.
- Nicola, G.G., Elvira, B., Almodovar, A., 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Arch. Hydrobiol.* 10, 375–379.
- OSPAR Commission, 2004. *Case Reports for the Initial List of Threatened and/or Declining Species and Habitats in the OSPAR Maritime Area*. OSPAR Commission, Biodiversity Series.
- Potter, I.C., 1980. Ecology of larval and metamorphosing lampreys. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 1641–1657.
- Purvis, H.A., 1980. Effects of temperature on metamorphosis and the age and length on at metamorphosis in sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 1827–1834.
- Quintella, B.R., Andrade, N.O., Almeida, P.R., 2003. Distribution, larval stage duration and growth of the sea lamprey ammocoetes, *Petromyzon marinus* L., in a highly modified river basin. *Ecol. Freshw. Fish* 12, 286–293.
- Quintella, B.R., Andrade, N.O., Koed, A., Almeida, P.R., 2004. Behavioural patterns of sea lampreys' spawning migration through difficult passage areas, studied by electromyogram telemetry. *J. Fish Biol.* 65, 961–972.
- Renaud, C.B., 1997. Conservation status of northern hemisphere lampreys (Petromyzontidae). *J. Appl. Ichthyol.* 13, 143–148.
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191.
- Rochard, E., Castelnaud, G., Lepage, M., 1990. Sturgeons (*Pisces: Acipenseridae*); threats and prospects. *J. Fish Biol.* 37, 123–132.
- Rochet, M.-J., Trenkel, V., Bellail, R., Coppin, F., Le Pape, O., Mahe, J.-C., Morin, J., Poulard, J.-C., Schlaich, I., Souplet, A., 2005. Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 1647–1664.
- Rodriguez-Munoz, R., Waldman, J.R., Grunwald, C., Roy, N.K., Wirgin, I., 2004. Absence of shared mitochondrial DNA haplotypes between sea lamprey from North American and Spanish rivers. *J. Fish Biol.* 64, 783–787.
- SAS, 2000. *SAS OnlineDoc®*, Version 8. SAS Institute Inc.
- Silva, A., Santos, M.B., Caneco, B., Pestana, G., Porteiro, C., Carrera, P., Stratoudakis, Y., 2006. Temporal and geographic variability of sardine maturity at length in the northeastern Atlantic and the western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 663–676.
- Smith, B.R., 1971. Sea lampreys in the Great lakes of North America. In: Potter, H.A.S. (Ed.), *The Biology of Lampreys*. Academic Press, London, NY, pp. 207–247.
- Stier, K., Kynard, B.B., 1986. Abundance, size and sex ratio of adult sea-run sea lampreys, *Petromyzon marinus*, in the Connecticut river. *Fish. Bull.* 84, 476–480.
- Swain, D.P., Foote, C.J., 1999. Stocks and chameleons: the use of phenotypic variation in stock identification. *Fish. Res.* 43, 113–128.
- Swink, W.D., 1991. Host-size selection by parasitic sea lampreys. *Trans. Am. Fish. Soc.* 120, 637–643.
- Swink, W.D., 2003. Host Selection and Lethality of Attacks by Sea Lampreys (*Petromyzon marinus*) in Laboratory Studies. *J. Great Lakes Res.* 29 (Suppl. 1), 307–309.
- Tomas, J., Augagneur, S., Rochard, E., 2005. Discrimination of the natal origin of young-of-the-year Allis shad (*Alosa alosa*) in the Garonne-Dordogne basin (south-west France) using otolith chemistry. *Ecol. Freshw. Fish* 14, 185–190.
- Vollestad, L.A., 1992. Geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European EEL—environmental effects and phenotypic plasticity. *J. Anim. Ecol.* 61, 41–48.

- Wright, J., Krueger, C.C., Brussard, P.F., M., C.H., 1985. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) populations in Northeastern North America: genetic differentiation and affinities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 776–784.
- Xiao, Y., Punt, A.E., Millar, R.B., Quinn II, T.J., 2004. Models in fisheries research: GLMs, GAMS and GLMMs. *Fish. Res.* 70, 137–139.
- Zerrenner, A., Marsden, J.E., 2005. Influence of larval sea lamprey density on transformer life history characteristics in Lewis Creek, Vermont. *Trans. Am. Fish. Soc.* 134, 687–696.
- Further reading**
- Almeida, P.R., Silva, H.T., Quintella, B.R., 2000. The migratory behaviour of the sea lamprey *Petromyzon marinus* L., observed by acoustic telemetry in river Mondego (Portugal). In: Moore, A., Russel, I.S. (Eds.), *Advances in Fish Telemetry*. CEFAS, Lowestoft, Suffolk, pp. 99–108.
- Briand, C., Bousson, D., 1998. Suivi des passes estuariennes de la Vilaine. Institution d'Aménagement de la Vilaine, Rapport d'étude. Available on request to Briand C, IAV, France, cedric.briand@lavilaine.com.
- C.T.G.R.E.F., 1979. Etude halieutique de l'estuaire de la Gironde. C.T.G.R.E.F., Bordeaux. Available on request to the Cemagref library, France (chantal.gardes@bordeaux.cemagref.fr).
- Dekker, W., Van Willigen, J., 1998. Zeldzame vissen in het IJsselmeer in 1997. DLO-Rijksinstituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden, The Netherlands, RIVO-DLO Rapport C038/98. Available on request to Dekker W., IMARES, Netherlands, willem.dekker@wur.nl.
- Deschamps, P., 1990. Contribution à la connaissance de la lamproie marine (*Petromyzon marinus*). Présence de la lamproie marine dans le bassin de la Vienne. Faculté des sciences, Poitiers. Available on request to the Cemagref library, France (chantal.gardes@bordeaux.cemagref.fr).
- Ducasse, J., Leprince, Y., 1980. Etude préliminaire de la biologie des lamproies dans le bassin de la Garonne et de la Dordogne. Ecole nationale des ingénieurs des travaux des eaux et des forêts. Available on request to the Cemagref library, France (chantal.gardes@bordeaux.cemagref.fr).
- Igoe, F., Quigley, D.T.G., Marnell, F., Meskell, E., O'Connor, W., Byrne, C., 2004. The sea lamprey *Petromyzon marinus* (L.), river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) and brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch) in Ireland: General biology, ecology, distribution and status with recommendations for conservation. *Proc. R. Ir. Acad. (B)* 104, 43–56.
- Postic-Puivif, A., Mady, M., 2005. Suivi de la station de comptage du barrage hydroélectrique de Châtellerault—Etude du franchissement des poissons, Convention EDF/LOGRAMI du 13/07/04. Available on request to LOGRAMI Association, France, logrami@wanadoo.fr.
- Postic, A., Maupoux, J., 2004. Suivi de la station de comptage du barrage hydroélectrique de Châtellerault—Etude du franchissement des poissons, Convention EDF/LOGRAMI du 13/07/04. Available on request to LOGRAMI Association, France, logrami@wanadoo.fr.
- Series of annual report, the last one used being Prouzet, P., Martinet, J.P., De Casamajor, M.N., Poussin, L., 1998. Rapport sur la pêche des marins pêcheurs dans l'estuaire de l'Adour en 1997. IFREMER, St-Pée sur Nivelle. Available on request to Prouzet P., IFREMER, France, patrick.prouzet@ifremer.fr.
- Sabatié, M.-R., 1998. Eléments d'écologie de la lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) dans une rivière bretonne: le Scorff. INRA, Rennes, Rapport final de la convention Région Bretagne du 23.10.1995 n.° 12172/95. Available on request to Sabatié R., Agrocampus Rennes, France, Richard.Sabatie@agrocampus-rennes.fr.
- Santos, J.M., Ferreira, M.T., Godinho, F.N., Bochechas, J., 2005. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *J. Appl. Ichthyol.* 21, 381–388.
- Thiel, R., Salewski, V., 2003. Verteilung und Wanderung von Neunaugen im Elbeastuar (Deutschland). *Limnologica* 33, 214–226.

Annexe L. Proposition d'améliorations du système Cemagref

Le système Cemagref peut également être amélioré. Tout d'abord certaines informations capitales ne sont pas saisies. Pour la grande alose et la lamproie marine, il a été décidé de retenir le nombre d'individus pêché et pas le poids. Lorsque le pêcheur déclare ses captures en poids, le poids est converti en nombre à l'aide d'un poids moyen constant. Il serait plus judicieux d'enregistrer les informations telles quelles sont déclarées (poids ou nombre) et même de prévoir d'enregistrer ces deux informations simultanément lorsque les pêcheurs les donnent. Cette procédure n'empêcherait pas d'appliquer un poids moyen constant a posteriori, mais permettrait en plus de pouvoir appliquer des poids moyen plus adapté si on possède des informations plus précises acquises en parallèle, voire d'utiliser les données où le poids et le nombre sont déclarés simultanément. Cette question des poids moyens n'est pas si anodine qu'il y paraît, les poids moyens des aloses capturées pouvant varier de 1 500g à 2 100g, sans parler des variations mensuelles qui sont également importantes (IV.1.1.2). De même, les lamproies marines semblent avoir une augmentation des tailles moyennes depuis presque 30 ans (+ 3cm) qui est sans doute associée à une augmentation du poids moyen (IV.1.1.2). Plus que pour les variations interannuelles de poids de la grande aloses qui ne semblent pas montrer de tendance, les variations interannuelles de poids moyens des lamproies marines peuvent considérablement biaiser les estimations de capture et par conséquent des CPUE.

Plus généralement, les échantillonnages biologiques ont également montré leur intérêt dans la surveillance des stocks (V), mais également dans la compréhension écologique des espèces (réaction à l'environnement, modification des traits d'histoire de vie, structuration des stocks ...). Nous proposons donc qu'un plan d'échantillonnage soit construit et associé au système de suivi des captures. Compte tenu de leur dynamique, toutes les espèces n'ont cependant pas besoin d'être échantillonnées annuellement. Nous préconisons ainsi :

- une surveillance annuelle des poids moyens de la grande alose et de la lamproie, pour les raisons évoquées ci-dessus, qui pourrait être mise en place facilement avec la coopération des pêcheurs. Ces données pourraient fournir le nombre et le poids total pour certains jours, prédéfinis lors de la construction du plan d'échantillonnage, de manière à avoir des mesures régulièrement réparties. Ces informations pourraient d'ailleurs être directement saisies dans Girpech, si le protocole prévoit de compter et mesurer toute une sortie de pêche.
- des échantillonnages "complets" (taille, poids, sexe, âge) sur un pas de temps plus espacé (tous les 3 ans par exemple) pour la lamproie marine et la grande alose pourraient suffire si le suivi du poids moyen, tel qu'évoqué au point précédent, est mis en place. Bien qu'ayant un cycle de vie relativement long, ces deux espèces ne sont en fait exploitées que sur un temps restreint (géniteur en migration). On ne peut donc considérer que le suivi d'une année nous renseigne sur le stock de l'année suivante. Il existe néanmoins des corrélations fortes entre taille et poids chez ces deux espèces. De plus, grâce au grand dimorphisme sexuel de l'alose, il existe une corrélation forte entre sexe-ratio et taille (donc poids) ($r = -0,74$, $p = 0,003$). Ce dimorphisme n'existe cependant pas chez la lamproie marine, mais le sexe-ratio semble assez stable d'une année sur l'autre. Ce point mérite cependant d'être confirmé et expliqué.
- une surveillance annuelle de la crevette blanche (ou plutôt des crevettes blanches, depuis l'expansion de *Palaemon macrodactylus*) qui a un cycle de vie court (1 à 2 ans). La thèse en cours au Cemagref sur les crevettes (M. Béguer) devrait apporter un

certain nombre de précision sur la dynamique de ces populations et affiner les besoins de surveillance. Cette surveillance pourrait s'appuyer fortement sur le suivi "faune circulante" qui s'effectue également dans le cadre du contrat avec EDF (Girardin *et al.*, 2006). Il faudra néanmoins étudier plus finement les écarts qui semblent exister entre les suivis scientifiques et de la pêche (IV.8).

- le suivi de la civelle. La biométrie de la civelle n'a pas fait ici l'objet d'analyse particulière. Des études montrent cependant que la taille des civelles peut évoluer fortement au fil des années (Dekker, 1998 ; Desaunay et Guérault, 1997). Le suivi des stades pigmentaires pourrait également apporter des informations intéressantes sur l'exploitation de ce stade ou sur sa durée de séjour. C'est, entre autre, pour cette raison qu'un processus de pigmentation a été intégré à GEMAC (VI.3.1). Tout comme pour la crevette blanche, le suivi de ce stade pourrait s'appuyer très fortement sur le suivi de la "faune circulante" du Cemagref, en s'étant assuré préalablement qu'il n'y ait pas, comme pour la crevette blanche, des différences notables entre pêche scientifique et professionnelle.
- un échantillonnage espacé dans le temps (tous les trois ans, par exemple) du stade anguille jaune qui, compte tenu du temps passé en estuaire, peut être considéré comme un stock résident. Ce faisant, ses paramètres biologiques ne doivent pas évoluer brutalement d'une année sur l'autre.

Ces échantillonnages peuvent être conçus en collaboration avec l'association des professionnels fluviaux (AADPPEDG) qui a déjà fournit une partie des données (grande alose et anguille) qui ont été exploitées ici.

Une autre amélioration souhaitable du système Cemagref serait d'augmenter sa "réactivité" en produisant les synthèses annuelles avec moins de décalage. En effet dans l'état actuelle, le rapport EDF produit l'année n fait état du suivi des captures de l'année n-2. Cet écart est encore plus important puisque le rapport est diffusé largement le plus souvent au début de l'année n+1. Il faut donc parfois attendre trois ans pour avoir les résultats du suivi de capture. Cet écart est d'autant plus préjudiciable que le suivi de la faune circulante du même rapport est le suivi de l'année n-1, empêchant ainsi de pouvoir faire des comparaisons des deux suivis pour les espèces crevette blanche et civelle.

Résumé

La gestion durable des pêches fluvio-estuariennes et des espèces ciblées nécessite d'avoir des informations à la fois sur le niveau de prélèvement des pêcheries et sur l'évolution de l'abondance des espèces exploitées. Les systèmes actuels de suivi des pêches produisent des résultats éloignés du niveau de fiabilité requis et donc insuffisants pour cette bonne gestion des espèces.

À partir des données d'un système scientifique de suivi des captures de la pêche professionnelle de Gironde, basé sur le volontariat, nous avons testé les méthodes capables de produire les indicateurs halieutiques les plus robustes et fiables. Les efforts nominaux et effectifs et les captures de cette pêche sur la période 1946-2006 sont ainsi estimés. Des indices d'abondance, sur la même période, pour la grande alose, la lamproie marine, la civelle, l'anguille jaune et la crevette blanche sont également construits et évalués. Des échantillonnages biologiques auprès de la pêche ont permis de conforter les diagnostics faits sur l'abondance des espèces et de les expliquer en partie. Ces échantillonnages nous ont permis également de montrer toute leur utilité dans l'étude de certains traits d'histoire de vie de ces espèces. L'ensemble de ces informations halieutiques et biologiques a été utilisé pour évaluer, par modélisation, l'impact des pêcheries. Nous avons développé en particulier deux exemples de cet impact sur les civelles et sur les anguilles jaunes. Des facteurs environnementaux ont également été associés aux données halieutiques pour mettre en évidence la réponse des espèces aux conditions du milieu.

Les résultats obtenus dans ce travail et ceux obtenus par les systèmes de suivi des pêcheries actuellement en place en France sont comparés. Un système mixte basé à la fois sur un recueil de données exhaustif et sur du volontariat est proposé à l'issue de cette analyse. Ce système devrait permettre d'assurer, de manière fiable, à la fois le suivi des espèces exploitées et l'impact des pêcheries fluvio-estuariennes.

Mots-clés : Système de suivi des captures ; gestion des pêches fluvio-estuariennes ; indicateurs halieutiques ; abondance des espèces amphihalines et des crustacés ; évaluation des impacts ; relation espèce-environnement.

Abstract

Monitoring systems of inland fisheries for species management: construction of fisheries indicators and assessment of impacts in the Gironde

Sustainable management of inland fisheries and their target fish stock requires information on both the level of catches and the evolution in abundance of the stock. Current monitoring systems of fisheries produce unrealistic results, which do not allow for good management.

Based on data from scientific monitoring of professional fisheries in the Gironde, based on voluntary fishermen, we tested methods able to produce robust and reliable fisheries indicators. Nominal and effective effort and catches are estimated over the period 1946-2006. Abundance indices are also evaluated for allis shad, sea lamprey, glass eel, yellow eel and white shrimp over the same range of years. Biological samples taken from the fishery allowed us to reinforce the diagnosis made on species abundance and explained them for a part. They also proved to be useful for the study of life history traits of these species. Both fisheries and biological information are used to assess the impact of fishing by modeling. We used that models particularly on glass eels and on yellow eels. Environmental factors and fisheries data are analyzed to show the relationship between species and environment.

Results from this work and those obtained by current monitoring are compared. At the end of this analysis, a mixed system is proposed based on both an exhaustive data collection and voluntary declaration. This system should ensure both the monitoring of exploited species and the impact of inland fisheries in a reliable manner.

Keywords : fisheries monitoring ; management of inland fisheries ; fisheries indicators ; diadromous fishes et crustaceans abundance ; impact assessment ; species-environment relationship.