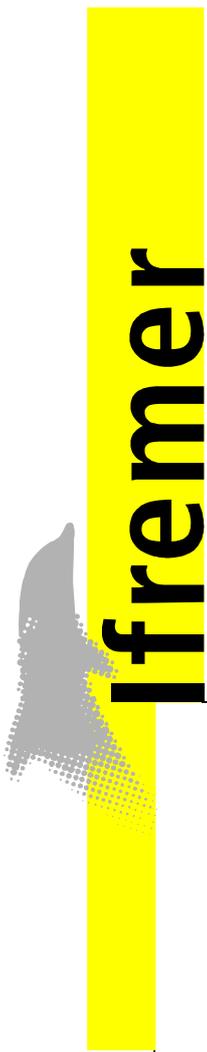


Direction des Ressources Vivantes
Département Ressources Halieutiques

André Forest, Coordonateur

Août 2001



Ifremer

**Ressources halieutiques hors quotas du
Nord Est Atlantique : bilan des connaissances et
analyse de scénarios d'évolution de la gestion.**

Contrat Ifremer/MAPA – Réf. 99-11-03-01
Rapport final

Volume 2/2

Direction des Ressources Vivantes
Département Ressources Halieutiques

André Forest, coordonnateur

Août 2001

**Ressources halieutiques hors quotas du
Nord Est Atlantique : bilan des connaissances et
analyse de scénarios d'évolution de la gestion.**

Contrat Ifremer/MAP – Réf. 99-I1-03-01
Rapport final

Volume 2/2

**« Le présent document constitue le rapport
d'une étude financée par le ministère de
l'agriculture et de la pêche sur le chapitre
37.11. Son contenu n'engage que la
responsabilité de ses auteurs »**

Sommaire

Volume 1

1. L'araignée (*Maja brachydactyla*) du nord golfe de Gascogne - Manche ouest (divisions VIIe + VIIIab du CIEM)
2. Le bar (*Dicentrarchus labrax*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
3. Le bar (*Dicentrarchus labrax*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
4. La barbue (*Scophthalmus rhombus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
5. La barbue (*Scophthalmus rhombus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
6. Les calmars (*Loligo vulgaris* et *Loligo forbesi*) de Manche (division VIIde du CIEM)
7. Les calmars (*Loligo vulgaris* et *Loligo forbesi*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
8. La dorade grise (*Spondilosoma cantharus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
9. La dorade grise (*Spondilosoma cantharus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
10. L'empereur (*Hoplostethus atlanticus*) de l'Atlantique du nord – est
11. Le germon (*Thunnus alalunga*) de l'Atlantique nord
12. Le grenadier de roche (*Coryphaenoides rupestris*) de l'Atlantique du nord – est (zones Vb, VI et VII du CIEM)
13. Le grondin rouge (*Aspitrigla cuculus*) de Manche et sud mer du Nord (divisions IVc et VIIde du CIEM)
14. Le homard (*Homarus gammarus*) du nord golfe de Gascogne – Manche ouest (divisions VIIe + VIIIa du CIEM)
15. Le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
16. Le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)

Volume 2

17. La lingue bleue (*Molva dyptergia*) de l'Atlantique nord – est
18. Le merlan (*Merlangius merlangus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
19. La petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) de l'Atlantique nord – est (divisions VIIdefgh et VIIIab du CIEM)
20. La raie bouclée (*Raja clavata*) de l'Atlantique du nord – est (zones VI, VII et VIIIab du CIEM)
21. La raie fleurie (*Raja naevus*) de mer Celtique et du golfe de Gascogne (divisions VIIfgh et VIIIab du CIEM)
22. Le rouget – barbet (*Mullus surmuletus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
23. Les rougets – barbets (*Mullus sp.*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
24. Le sabre noir (*Aphanopus carbo*) de l'Atlantique du nord – est
25. La sardine (*Sardina pilchardus*) du golfe de Gascogne et de Manche (divisions VIIdeh et VIIIab du CIEM)
26. La seiche (*Sepia officinalis*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
27. La seiche (*Sepia officinalis*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
28. Les sikis (*Centrophorus squamosus* et *Centroscymnus coelolepis*) de l'Atlantique du nord est
29. Le tacaud commun (*Trisopterus luscus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
30. Le tacaud commun (*Trisopterus luscus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)
31. Le requin taupe (*Lamna nasus*) de l'Atlantique est
32. Le tourteau (*Cancer pagurus*) de la Manche ouest et du nord golfe de Gascogne (divisions VIIe + VIIIa du CIEM)
33. Le turbot (*Scophthalmus maximus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)
34. Le turbot (*Scophthalmus maximus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)

17. La lingue bleue (*Molva dypterygia*) de l'Atlantique nord-est

Pascal Lorange

Le genre *Molva* est constitué de 3 espèces (*M. dypterygia*, la lingue bleue, *M. molva*, la lingue franche et *M. macrophthalma*, la lingue espagnole). *M. macrophthalma*, longtemps considérée comme une sous-espèce méridionale de *M. dypterygia* est maintenant identifiée comme une espèce distincte. Cependant ce genre a déjà fait l'objet de nombreuses révisions et sa composition pourrait encore évoluer à la lumière de travaux en génétique ou en électrophorèse. La lingue franche occupe une large gamme bathymétrique, des eaux très côtières jusqu'à une profondeur de 600 m environ. La lingue bleue est adaptée à des profondeurs supérieures : elle est signalée d'environ 150 à 1 500 m. Elle se distingue de la lingue franche par une forme plus allongée et un œil plus grand. Elle est de couleur bleu acier à gris-brun sur le dos la zone ventrale étant blanche. La lingue bleue et la lingue espagnole sont d'aspects très similaires.

La lingue franche et la lingue bleue sont exploitées par les pêcheries françaises, la lingue espagnole est une capture accessoire de diverses flottilles dans le golfe de Gascogne et en Méditerranée.

17.1. Considérations biogéographiques

17.1.1. Distribution géographique du stock

La lingue bleue est essentiellement une espèce du nord-est Atlantique. Vers l'est, elle est distribuée du Spitsberg (parfois signalée au nord de cet archipel) au sud-ouest de la mer de Barents et en mer de Norvège. Elle est présente dans la fosse norvégienne et les parties profondes du Skagerrak (Bergstad, 1991). Vers l'ouest, sa distribution inclut tout l'ouest des îles britanniques, les bancs de Rockall et Hatton, le secteur des îles Féroé, le seuil islando-féringien, le sud de l'Islande, la crête de Reykjavik et le sud-est du Groenland. L'extension de sa distribution vers le sud (golfe de Gascogne, pente continentale de la péninsule ibérique et de l'Afrique du nord jusqu'au sud du Maroc ainsi qu'en Méditerranée) indiquée par Cohen *et al.*, (1990) est attachée par ces auteurs à "la forme méridionale de l'espèce", désormais *M. macrophthalma*. Ainsi, la limite de la distribution de *M. dypterygia* se situerait vers 51°N (Ehrich, 1983), dans le golfe de Gascogne et plus au sud, elle est remplacée par *M. macrophthalma*, espèce sans grand intérêt halieutique parce qu'elle n'est jamais observée en forte densité¹. Enfin, dans l'Atlantique ouest, la lingue bleue signalée au large de Terre-Neuve.

Les zones de plus fortes densités de la lingue bleue sont localisées au nord de la Norvège, autour des îles Féroé, à l'ouest de l'Ecosse et en Islande. Elle est présente dans tout l'ouest des îles britanniques mais n'est très abondante qu'au nord des latitudes 57 à 58°N (fig. 1 et 2).

La lingue bleue est plus commune par des profondeurs de 350 à 500 m (Cohen, *et al.*, 1990 ; Whitehead, *et al.*, 1986) ou plus : 700 à 900 m en Islande et à l'ouest des îles britanniques (Ehrich, 1983 ; Magnusson et Magnusson, 1995). En revanche, sa distribution bathymétrique est moins profonde dans la fosse norvégienne : 200 à 600 m ou rarement plus avec un maximum de densité de 250 à 400 m selon les saisons (Bergstad, 1991).

La distribution de la lingue bleue est nettement agrégative (Bridger, 1978 ; Ehrich, 1983) et la densité de poissons sur les agrégations peut décroître en quelques années d'exploitation (Magnusson et Magnusson, 1995 ; Troyanovsky et Lisovsky, 1995).

Des études du début des années 80 indiquent qu'il existe au moins deux unités de stocks ; l'une couvre la sous-région CIEM XIV (est du Groenland), la division Va (Islande) et la partie ouest de la division Vb (îles Féroé). Une seconde unité est centrée sur la sous-région VI et inclut les eaux adjacentes des sous-régions V et VII. Cependant, l'existence de concentrations de reproduction distinctes dans ces zones et ailleurs suggère une composition en stock beaucoup plus complexe qui reste à éclaircir (Anon., 2000a ; Magnusson et Magnusson, 1995 ; Magnusson, *et al.*, 1997). Enfin, les lingues bleues de grande taille observées à l'est de l'Islande seraient

¹ En Méditerranée, *M. macrophthalma* est "assez commune" à l'est de la Corse par 350 à 500 m (Miniconi, 1994). Elle est aussi régulièrement observée à raison de quelques individus par traits dans les strates les plus profondes lors des campagnes océanographiques MEDITS dans le golfe du Lion (A. Souplet, Ifremer, Sète, communication personnelle) ; elle est aussi capturée dans le golfe de Gascogne lors des campagnes EVHOE.

plutôt apparentées à celles des Féroé et des Shetland qu'à celles du sud-ouest de l'Islande (Magnusson et Magnusson, 1995).

La pêche française exploite essentiellement l'unité centrée sur la sous-région VI. Les captures dans les sous-régions XII et XIV sont plus sporadiques.

17.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

La distribution géographique de l'espèce recouvre les eaux communautaires, les eaux féroïennes et islandaises et les eaux internationales. L'unité centrée sur la sous-région VI recouvre les eaux communautaires, les eaux internationales et le sud de la zone féroïenne. Il s'agit donc de stocks partagés, exploités par les flottilles de l'Union Européenne et des autres pays riverains de l'Atlantique nord.

17.2. Données biologiques

17.2.1. Description du cycle de vie

La reproduction a lieu sur des sites où les adultes reviennent chaque année former des concentrations denses. Ce sont vraisemblablement des zones particulières en terme d'hydrologie. Il peut s'agir du sommet et de la périphérie de monts sous-marins comme en Islande (Magnusson et Magnusson, 1995).

A l'ouest des îles britanniques, les individus capturés en fin janvier et février sont en maturation où mures. La reproduction a lieu sur la pente nord du banc de Rockall (environ 58°30'N ; 15°W) et sur les pentes des bancs Lousy (60°30'N ; 12°30'W), Bill Bailey (60°30'N ; 10°30'W) et Rosemary (59°30'N ; 10°W). Dans cette zone, la lingue bleue se reproduit de janvier à juin par 600 à 1000 m de profondeur dans des eaux de 6 à 8,5°C avec un maximum d'activité en mars de 700 à 900 m (Ehrich, 1983)

Le tableau ci-dessous donne les caractéristiques de quelques zones de ponte connues.

Source	Zone	Position	Profondeur (m)	Période	Caractéristique	Température (°C)
Magnusson et Magnusson (1995)	Sud Islande	≈ 63°N ; 20°W	500 – 800	février - avril	Autour d'un mont sous-marin	5 - 6
Ehrich (1983)	Pente des Hébrides	59° 43'N ; 6° 38'W	600	fin janvier - juin	-	6 - 8,5
	Rockall Lousy, Bill Bailey, Rosemary	Voir texte	700 – 900	fin février - fin mars	Pente des bancs	-
Magnusson <i>et al.</i> , (1997)	Sud-est crête de Reykjavik	-	600-1000	Surtout mars	-	5 - 8
	Féroé - Hébrides	-			-	7,5 - 9

Tableau 1 : Caractéristiques de quelques secteurs où la reproduction de la lingue bleue a été observée. Les données de température proviennent des documents sources ou de l'Atlas Océanique Mondial (Antonov, *et al.*, 1998), données disponibles aussi à <http://www.ifremer.fr/sismer/> et <http://www.nodc.noaa.gov/>.

Les détails de l'émission des ovules, en une seule fois ou en plusieurs lots, ne sont pas connus, de sorte que l'on ne sait pas si la durée de la période de reproduction est due au passage de géniteurs différents sur les frayères ou à l'étalement dans le temps de la ponte des mêmes individus.

Les œufs, larves et juvéniles sont pélagiques. Des post-larves ont été observées en pleine eau par 1000 m en mai au large de l'Ecosse. Les larves et post-larves ont été observées dispersées sur une vaste zone du nord-est Atlantique : au nord-ouest de l'Ecosse, sur les pentes du banc Féroé, à l'est au sud et à l'ouest de l'Islande, à l'est du Groenland et dans la mer d'Irminger (Magnusson, *et al.*, 1997). Dans la zone des Féroé des alevins de 16 à 54 mm ont été collectés en juin/juillet par 200 à 500 m de profondeur (Magnusson, *et al.*, 1997). Dans la mer d'Irminger, le groupe d'âge 0 atteint 6 à 8 cm en août (Magnusson, 1982), à cette taille, il a encore un mode de vie pélagique (Gordon et Hunter, 1994).

L'aire de distribution des juvéniles est mal connue. Ils sont observés en Islande où, en général, ils sont trouvés dans des eaux moins profondes (moins de 500 m) que les adultes (Magnusson et Magnusson, 1995). Les plus

petits individus (20 à 50 cm) ont été observés au nord de l'île en petit nombre. A l'ouest et au sud-ouest de l'île il y a une faible proportion d'individus de moins de 60 cm. Sur les sites de reproduction de la crête de Reykjavik et du sud de l'île ces petits individus sont absents et l'essentiel des poissons mesurent 80 à 105 cm. Les plus grands poissons sont observés à l'est de l'île où il n'y a pratiquement pas d'individus de moins de 90 cm (Magnusson, 1985 ; Magnusson et Magnusson, 1995). Il ne semble pas y avoir de juvéniles à l'ouest des îles britanniques (Bridger, 1978 ; Gordon et Swan, 1993). Les échantillonnages effectués avec divers types de chaluts depuis de petits chaluts à crevettes à de grands chaluts commerciaux jusqu'à 2000 m de profondeur n'ont pas permis d'en capturer. De rares petits individus sont signalés dans des campagnes allemandes (Ehrich, 1983) et au sud du banc Féroé (Magnusson, *et al.*, 1997).

La saisonnalité des pêcheries sur frayère, l'absence des juvéniles sur la plupart des lieux de capture des adultes suggèrent que le cycle biologique de la lingue bleue serait marqué par des migrations ontogéniques (migration des larves des frayères vers les nourriceries puis départ des juvéniles des nourriceries pour rejoindre l'aire de distribution des adultes) et une migration de reproduction annuelle. En outre, la lingue bleue semble se déplacer vers des profondeurs moindres en mai (Ehrich, 1983) mais très rarement par des profondeurs inférieures à 200 m (Bergstad, 1991 ; Knijn, *et al.*, 1993).

Il y a peu de données quantitatives sur l'alimentation de la lingue bleue, la plupart des individus capturés régurgitant avant d'arriver en surface (Bergstad, 1991 ; Du Buit, 1978). C'est un prédateur épibenthique qui se nourrit principalement de poissons ainsi que de céphalopodes et de crustacés décapodes nageurs. Le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*), le tacaud argenté (*Gadiculus argenteus*) et la grande argentine (*Argentina silus*) sont dominants dans ce régime alimentaire (Bergstad, 1991 ; Gordon et Hunter, 1994 ; Mauchline et Gordon, 1984 ; Moguedet, 1987).

Compte tenu de sa nourriture (proies mésopélagiques), la lingue bleue a un comportement plutôt pélagique ; cependant, elle se tient également très près du fond au point d'être capturable par de petits chaluts de fond scientifiques à très faible ouverture verticale (Gordon et Hunter, 1994). Elle semble avoir une préférence pour les fonds durs (Moguedet, 1988) au moins pour ses frayères. Elle ne semble pas former de concentrations en dehors des saisons et sites de reproduction.

17.2.2. Paramètres biologiques

17.2.2.1. Relation taille poids

Le tableau suivant reprend les relations taille poids disponibles dans la littérature.

Auteurs	Sexe	a	b	Gamme de taille (cm)	Gamme de poids (g)
Moguedet (1988)	M	$2 \cdot 10^{-3}$	3,02	69 – 109	715 – 2 900
	F	$2,3 \cdot 10^{-3}$	3,04	74 – 142	1 150 – 8 600
Gordon et Hunter (1994)	M + F	$1,5 \cdot 10^{-3}$	3,23		
Magnusson <i>et al.</i> , 1997	M + F	$1 \cdot 10^{-3}$	3,29	51 - 149	420 – 14 300
Dorel (1986)	M + F	$1,9 \cdot 10^{-3}$	3,15	69 - 142	1 180 – 11 300
Ehrich et Reinsch (1985)	M + F	$0,87 \cdot 10^{-3}$	3,32		

Tableau 2 : Paramètres des relations entre taille et poids pour la lingue bleue ($W=aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur totale en cm) selon différents auteurs.

En outre, la lingue bleue est débarquée éviscérée par les chalutiers de pêche fraîche où filetée par les congélateurs. Les statistiques de pêche sont constituées en utilisant les coefficients de conversions suivants :

- Poids vif = 1,18 * poids éviscéré ;
- Poids vif = 2,3 * poids des filets.

Lors d'embarquements sur les chalutiers les coefficients de conversion poids vif/poids éviscéré estimés ont été de 1,13 pour les mâles et de 1,19 pour les femelles (Moguedet, 1988).

17.2.2.2. Croissance

Des estimations d'âge de la lingue bleue ont souvent été produites mais les travaux récents ont montré que des schémas de lectures des otolithes incompatibles entre eux avaient été utilisés par différents laboratoires internationaux (fig. 3).

Cependant, la lecture des otolithes est reconnue comme la méthode la plus fiable d'estimation de l'âge de cette espèce et il semble que les problèmes d'estimation tiennent surtout aux premières marques de croissance² tandis que les fines stries d'accroissement déposées chez les grands poissons adultes sont d'une interprétation plus facile (Bergstad, 1995). Néanmoins, aucun travail de validation n'a jamais été réalisé et même avec des coupes fines de bonne qualité une forte proportion des otolithes des poissons adultes sont considérés comme illisibles (Bergstad, *et al.*, 1998). A cause de ces problèmes, les données de croissance ou de composition en âge ne sont pas utilisées à des fins d'évaluation de stock (Anon., 2000a).

Les mâles atteignent des tailles moindres que les femelles. Sur les frayères de la crête de Reykjavik, les modes des distributions en taille des mâles (classe modale 90-94 cm) et des femelles (classe modale 110-114 cm) sont séparés d'environ 20 cm (Magnusson et Magnusson, 1995). Selon les mêmes auteurs, les courbes de croissance pour chaque sexe sont très similaires (fig. 3a) ; aussi, les différences de composition en taille par sexe seraient dues à la durée de vie plus longue des femelles ; les femelles atteindraient 20 ans contre seulement 15 chez les mâles, (Magnusson, 1982 ; Magnusson et Magnusson, 1995). En revanche, les estimations de l'Ifremer, qui montrent aussi des écarts de taille entre les mâles et les femelles, à l'ouest des îles britanniques (Charuau, *et al.*, 1995), les attribuent à des écarts de croissance (fig. 3b). Dans ce secteur, à 18 ans, les plus grandes femelles atteignent 130 cm et les mâles seulement 106 cm (Moguedet, 1988). Par ailleurs les données allemandes suggèrent des vitesses de croissance similaires dans tous les secteurs (fig. 3c,d).

Malgré ces problèmes d'estimation, les âges estimés par différents auteurs ne sont pas très divergents et la plupart des structures en âge indiquent une longévité d'environ 20 ans, les plus petits individus capturés sur les concentrations exploitées auraient 6 à 7 ans (Magnusson et Magnusson, 1995 ; Moguedet, 1988 ; Reinsch, 1985, 1987). Cependant, Ehrich et Reinsch (1985) font apparaître une faible proportion d'individus de plus de 20 ans dans leurs distributions en âge pour l'ouest des îles britanniques. Bergstad (1991) a estimé que plus de 20% des individus de la fosse norvégienne avaient plus de 20 ans. Il reste à déterminer si ce dernier résultat qui contraste fortement avec ceux obtenus en Islande et à l'ouest des îles britanniques provient d'une différence locale de longévité ou d'une interprétation différente des stries d'accroissement. Les distributions en taille observées dans la fosse norvégienne sont par ailleurs assez similaires à celles de l'Atlantique et, comme en Atlantique, très peu d'individus de moins de 60 cm et 6 ans ont été capturés.

Les tentatives d'intercalibration des lectures d'âge indiquent que les modes des distributions en tailles des jeunes lingues bleues vers 20 et 40 cm observés dans les campagnes d'estimation du recrutement en Islande, au mois de mars, correspondent probablement aux groupes d'âges 1 et 2 (Bergstad, *et al.*, 1998 ; Magnusson, *et al.*, 1997).

Ainsi la lingue bleue qui est, selon les définitions de Haedrich et Merrett (1988) est une espèce de l'étage supérieur de la pente continentale, aurait une croissance plus rapide que celle des principales espèces exploitées de l'étage moyen (750 à 1500 m) comme le grenadier de roche ou l'empereur. Les paramètres de croissance estimés par les auteurs qui ont travaillé en Islande et à l'ouest des îles britanniques sont plus proches de ceux des gadidae du plateau continental que de ceux de ces espèces, en moyenne, plus profondes (tabl. 3). Mais, les âges estimés par Bergstad (1991) donneraient des paramètres nettement moins favorables (non estimés par l'auteur). Relevons encore que la lingue bleue est un prédateur piscivore comme le sabre noir (*Aphanopus carbo*). Bien que les distributions bathymétriques de toutes ces espèces se recouvrent, la lingue bleue et le sabre tendent à être moins profonds que le grenadier et l'empereur, leur régime alimentaire basé sur les espèces abondantes et moins profondes fournit une explication acceptable à une croissance relativement rapide, présumée aussi pour le sabre (Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996).

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	k (an ⁻¹)	t_0 (années)
Moguedet (1988)	Ouest Ecosse	M	112,5 (0,02)	0,16 (1,1)	0,43 (1,4)
		F	165,8 (0,01)	0,08 (0,4)	-0,07 (2)
Ehrich et Reinsch (1985)	Ouest Ecosse	M	109,7	0,20	1,8
		F	145,2	0,12	1,3
		M + F	125,0	0,15	1,6

² Et on peut présumer que ce problème est lié à la migration et au changement d'habitat ontogéniques de cette espèce

Tableau 3 : Paramètres de croissance (entre parenthèse, coefficient de variation) de la lingue bleue selon l'équation de croissance de Von Bertalanffy.

17.2.2.3. Reproduction

A l'ouest de l'Ecosse les mâles atteignent leur maturité sexuelle à un taille moyenne de 75 cm, les femelles à une moyenne de 80 cm (Moguedet, 1988), ces tailles sont légèrement supérieures en Islande, les âges associés (Tableau 4) doivent être considérés à la lumière des réserves indiquées plus haut sur les estimations d'âges.

Auteurs	Zone	Sexe	L _{mat} (cm)	A _{mat} (année)
Moguedet (1998)	Ouest Ecosse	M	75	7
		F	80	8
Magnusson <i>et al.</i> , (1997)	Islande	M	80	6
		F	85	7

Tableau 4 : Taille (L_{mat}) et age (A_{mat}) où 50% des lingues bleues atteignent leur première maturité sexuelle.

La fécondité varie avec la longueur selon la relation suivante (Gordon et Hunter, 1994) :

$$F = 0,1318 L_t^{3,49}$$

où F est la fécondité individuelle en nombre d'ovules et L_t la longueur totale en cm.

17.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement. Les juvéniles ne sont observés que dans quelques zones autour de l'Islande, à des densités apparentes relativement faibles (Magnusson et Magnusson, 1995) et qui ne représentent probablement pas la totalité de l'aire de distribution des juvéniles. Ceux-ci pourraient aussi, pour des raisons indéterminées, être peu vulnérables aux engins de pêche.

17.2.2.5. Mortalité naturelle

Le groupe d'étude CIEM sur la biologie et l'évaluation des pêcheries profondes a estimé la mortalité naturelle par la méthode de l'âge maximum (Annala, 1993 ; Anon., 2000a) :

$$M = Ln(100) / A_{max}$$

Où A_{max} est l'âge maximum, défini comme l'âge auquel 1% des individus survivent, dans une population inexploitée. La valeur retenue pour A_{max} était de 30 ans, valeur conservatrice issue des estimations d'âge de Bergstad (1991). M est ainsi estimé égal à 0,15.

Une autre estimation de M peut être tirée de sa relation empirique avec les paramètres de croissance et la température moyenne de l'eau (Pauly, 1980) :

$$\log M = -0,006 - 0,279 \log L_{\infty} + 0,6543 \log K + 0,4634 \log T$$

où : M est le coefficient de mortalité naturelle ;
L_∞ et K sont les paramètres de l'équation de croissance ;
T est la température moyenne annuelle de l'eau.

En prenant les paramètres de croissance de Ehrlich et Reinsch (1985) pour les 2 sexes confondus (tabl. 3) et T=8°C, l'estimation de M est 0,17.

Malgré leur cohérence globale, les paramètres de croissance et de mortalité publiés par ailleurs ou calculés ici doivent être considérés avec la plus grande prudence.

17.3. Les pêcheries

Les principales pêcheries sont localisées dans les sous régions CIEM V, VI et VII (Tableau 5). Au cours de la dernière décennie, elles ont été essentiellement le fait des navires battant pavillon de la France, des îles Féroé, de

Norvège et du Royaume-Uni. L'essentiel des captures provient de pêche au chalut mais il existe aussi des pêcheries au filet maillant et à la palangre.

17.3.1. Les pêcheries françaises

La lingue bleue peut être considérée comme la principale espèce profonde des pêches françaises, c'est aussi celle qui est exploitée depuis le plus longtemps (Moguedet, 1988). Cependant elle fait l'objet d'une pêche dirigée et saisonnière (Moguedet, 1988 ; Biseau, 1998 ; Lorange et Dupouy, 2001) indépendante de la pêcherie profonde multispécifique qui cible le grenadier de roche (*Coryphaenoides rupestris*), le sabre noir (*Aphanopus carbo*) et les sikis (*Centroscymnus coelolepis* et *Centrophorus squamosus*). Cette pêche dirigée s'exerce surtout de janvier à avril ou mai (fig. 5)(Lorange et Dupouy, 2001).

La lingue bleue est capturée essentiellement au chalut par les chalutiers industriels et semi-industriels. Les chalutiers surgélateurs ont significativement participé aux captures par le passé (tabl. 8). Leurs captures semblent moindres ces dernières années³. Cependant, seuls les surgélateurs relevant du CRTS de Boulogne sur Mer sont disponibles dans la base de données.

17.3.2. Les pêcheries étrangères

Les captures de lingue bleue les plus anciennes sont probablement norvégiennes et remontent au moins au début du XX^e siècle. C'était alors une capture accessoire des pêcheries à la palangre pour la lingue franche et le brosmes en mer de Norvège et nord mer du Nord (Bergstad et Hareide, 1996). Cependant les prises n'ont pas dépassé 1 000 t par an avant 1950. Les pêcheries norvégiennes dirigées sur la lingue bleue sont beaucoup plus récentes, elles ont travaillé à la palangre sur la pente continentale au large de la Norvège, des îles shetland, des Hébrides, au sud des Féroé et sur le banc de Rockall. La lingue bleue est aussi localement exploitée au filet maillant, l'utilisation de cet engin semble restreinte à la zone norvégienne (Bergstad et Hareide, 1996). Dans la sous-division IIa, les captures ont décliné de 3 000 t en 1988 à 1 000 t en 1993 et sont maintenant à un niveau faible de 300 à 400 t/an (Anon., 2000a). La lingue bleue apparaît aujourd'hui comme une capture très accessoire de la pêcherie norvégienne à la palangre plutôt dirigée vers la lingue franche et le brosmes (Bergstad et Hareide, 1996 ; Magnusson, *et al.*, 1997). Les captures norvégiennes totales de lingues bleues sont passées de 4 000 t en 1987 à environ 500 t/an ces dernières années.

En Islande, jusqu'en 1978, la lingue bleue a été une capture accessoire de la pêcherie de sébastes. A partir de 1979, pendant quelques années, il y a eu une pêcherie dirigée au chalut qui opérait pendant une courte période de l'année, essentiellement en mars (Magnusson et Magnusson, 1995). Il s'agissait d'une pêcherie sur frayère, sur une petite zone par 500 à 800 m de profondeur. Les débarquements ont rapidement augmenté et atteint 8 000 t en 1980, la plus forte capture de lingue bleue jamais débarquée en Islande. A partir de 1983, ils ont décliné rapidement pour retomber, en 1985, aux environs de 2 à 3 000 t/an, niveau équivalent aux captures accessoires de la pêcherie de sébastes d'avant 1978. A côté de la pêcherie au chalut de fond, 5 à 10 % des prises islandaises proviennent de pêche à la palangre et au filet maillant (Magnusson, *et al.*, 1997). Enfin, une forte capture (3 000 t) a été obtenue une seule année (1993) par les chalutiers islandais à la limite des sous-région V et XIV.

Plusieurs pays exploitent la lingue bleue sporadiquement dans la sous-région XIV (Anon., 2000a).

Les îles Féroé exploitent la lingue bleue surtout au chalut mais aussi à la palangre (Magnusson, *et al.*, 1997) principalement dans la sous division Vb. Au sud des îles, au-delà de 500 m de profondeur, elle est la deuxième espèce en poids des palangriers après le brosmes (Reinert, 1995). Cependant, les chalutiers représentent 90 % des prises féringiennes qui représentent 1 000 à 3 000 t/an depuis 1988 alors qu'elles atteignaient environ 7 000 t/an, de 1975 à 1988. Ils ont aussi débarqué environ 500 t de lingue bleue par an en provenance de la sous-région XII de 1993 à 1996, mais les captures semblent y avoir décliné depuis (Anon., 2000a)

Dans la sous-région VI, où les prises françaises représentaient plus de 95 % du total jusqu'au début des années 1990, les flottilles du Royaume-Uni se sont considérablement développées depuis 1995, elles ont débarqué plus de 3 000 t en 1999 (Anon., 2000a).

Des chalutiers, palangriers et fileyeurs espagnols font des captures accessoires de lingues (*Molva* spp.) dans les sous-régions CIEM VI et VII, à l'occasion de leur pêche dirigée sur le merlu, la cardine, les baudroies et la langoustine (Piñeiro, *et al.*, 2001). Elles incluent des petites quantités d'espèces profondes telles que le grenadier

³ Cependant, seuls les surgélateurs relevant du CRTS de Boulogne sur Mer sont actuellement disponibles dans la base de données.

de roche, l'empereur, le sébaste chèvre ou le sonneur commun. Lingue bleue et lingue franche ne sont pas déclarées séparément, la proportion de la lingue bleue dans les 1 000 à 2 000 t/an capturées dans les sous-régions CIEM VI et VII est inconnue. Une exploitation espagnole de lingue bleue existe dans la sous-région XII depuis 1996 (Piñeiro, *et al.*, 2001) ; elle semble en expansion et a donné lieu à des débarquements de 260 t en 1996 et près de 1 000 t en 1999 (Anon., 2000a).

Jusqu'aux années 80, la lingue bleue a été exploitée par les chalutiers industriels allemands qui travaillaient dans les mêmes zones et à la même saison que la pêche française mais aussi dans la sous-région XIV sur les concentrations de reproduction (Reinsch, 1985). La pêche allemande était, de loin, la plus active de 1950 à 1975 (fig. 4).

17.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

17.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

La lingue bleue est exploitée depuis longtemps (fig. 4), les données FAO permettent de reconstituer l'historique des captures depuis 1950 (FAO, 1995, 1999) ; <http://www.fao.org/>. Les premiers pays à l'exploiter étaient l'Allemagne à partir de 1950 puis la Norvège. Les flottilles françaises l'ont recherchée à partir des années 70. Les captures allemandes se sont effondrées au début des années 80, les norvégiennes dans les années 90. La France est aujourd'hui le principal pays pour l'exploitation de cette espèce à laquelle participent aussi l'Islande et les îles Féroé depuis 1980. L'Espagne et le Royaume-Uni ne s'y intéressent que depuis peu, leurs captures sont bien moindres mais en forte croissance depuis 1995.

Année	Secteurs CIEM							Total
	II	III+IV	Va	Vb	VI+VII	XII	XIV	
1988	3 537	385	2 171	9 528	9 288	263	242	25 414
1989	2 059	483	2 533	5 266	9 431	70	71	19 913
1990	1 413	520	3 021	4 799	5 964		79	15 796
1991	1 480	649	1 824	2 962	6 235	47	155	13 352
1992	1 039	593	2 906	4 702	6 645	440	110	16 435
1993	1 020	436	2 233	2 836	5 526	1 127	3 725	16 903
1994	410	434	1 632	1 637	4 355	485	384	9 337
1995	357	503	1 635	2 440	4 839	573	141	10 488
1996	263	194	1 323	1 602	6 915	788	14	11 099
1997	282	290	1 344	2 798	6 866	417	4	12 001
1998	279	287	1 153	2 584	7 278	422	55	12 058
1999 (1)	288	269	1 898	4 881	8 169	1 002	8	16 515

Tableau 5 : Débarquements internationaux de lingue bleue de 1988 à 1999, (source : Anon., 2000). (1) : données provisoires.

Les captures françaises de lingue ne semblent pas avoir été enregistrées parexpèce avant 1973 (Moguedet, 1988). Cependant, la brusque augmentation des captures françaises de lingue franche déclarées à la FAO en 1972 (tabl. 6) suggère que l'exploitation de la lingue bleue aurait commencé en 1972 et que les statistiques pour les années 1972-1975 correspondent aux débarquements des deux espèces.

Année	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976
Lingue franche	8 700	8 600	9 900	8 900	8 600	9 400	14 300	28 100	23 229	15 528	10 662
Lingue bleue					-	-	-	-	-	-	16 523

Tableau 6 : Débarquements français de lingue franche et de lingue bleue de 1966 à 1976 (source, FAO, 1972, 1976)

L'essentiel des captures françaises provient de la sous-région VI, des quantités importantes ont été capturées dans les sous-régions V et XII certaines années (tab. 7).

Année	II	IV	V	VI	VII	X	XII	XIV	Total
1988	37	223	3 036	7 113	21		263		10 693
1989	42	246	1 800	7 443	269		70		9 871
1990	48	327	1 708	5 585	177		5		7 850
1991	23	375	567	6 743	157	33	1 147		9 045
1992	19	236	316	4 609	126		971		6 277
1993	12	76	151	3 964	106		2 591	390	7 291
1994	9	144	140	2 613	100		345		3 352
1995	12	76	295	3 052	95		47		3 576
1996	8	57	156	3 130	118		60		3 528
1997	10	36	395	4 176	113		1		4 732
1998	4	32	816	5 113	157		26		6 148
1999	+	7	1055	5 045	81	2	10		6 197
2000	2	7	496	5 056	55		2		5 618

Tableau 7 : Débarquements français de lingue bleue (tonnes) par sous-région CIEM de 1988 à 2000.
Source : base de données statistiques national et réseau inter-créées. Pour certaines années les captures des surgélateurs ne sont pas complètes ; les chiffres de 1999 et 2000 provenant du réseau inter-créé ne contiennent aucune donnée des congélateurs.

Le tableau ci-dessous fournit les débarquements français par type de navires.

Année	Types de navires				Total
	Grande pêche	Industriels	Semi industriels	Autres	
1988	52	9 755	881	6	10 694
1989	240	8 848	783	1	9 871
1990	1 195	6 062	594	0	7 851
1991	2 233	6 365	447	1	9 046
1992	1 982	3 481	800	16	6 279
1993	2 521	4 081	686	3	7 291
1994	0	2 756	583	13	3 353
1995	0	2 504	1 001	71	3 576
1996	10	2 298	1 054	167	3 529
1997	307	3 092	1 112	221	4 732
1998	114	4 179	1 640	215	6 149

Tableau 8 : débarquements français de lingue bleue de 1988 à 1998 par type de navires ; les données des surgélateurs (grande pêche) ne sont pas complètes pour toutes les années (source : base statistiques de pêche nationale).

Les débarquements français totaux ont décliné de 1998 à 1997, et ont augmenté à nouveau en 1998. On note une augmentation des prises des chalutiers semi-industriels et des autres types de navires (qui restent marginaux) et une baisse marquée des chalutiers industriels et des surgélateurs (tabl. 8).

17.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'évolution de l'effort des chalutiers de pêche fraîche dirigé sur la lingue bleue a été analysé sur la période 1985-1996 (Lorance et Dupouy, 2001). Ces chalutiers ont été séparés en trois flottilles : les chalutiers industriels menant une activité essentiellement dirigée vers les espèces profondes⁴ ; les "autres" chalutiers industriels menant une activité plus mixte et les chalutiers semi-industriels. L'effort de pêche dirigé sur la lingue bleue a montré de fortes variations sur l'intervalle étudié. L'effort des chalutiers de pêche profonde a diminué dans la sous-région V et augmenté dans la sous-région VI. L'effort des autres chalutiers industriels est essentiellement

⁴ critère établi sur les années 1991-1996

développé dans la sous-région VI et est resté stable sur l'intervalle étudié aux environs de 15 000 h/an. L'effort des chalutiers semi-industriels s'est développé à partir de 1989, dans la sous-région VI, pour atteindre environ 15 000 h en 1996. Globalement, l'effort de pêche total dirigé sur la lingue bleue par les chalutiers de pêche fraîche a varié sans tendance entre 30 000 et 40 000 heure/an au cours des années 90 (Allain, 1999).

17.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les captures par unité d'effort (CPUE) de trois flottilles de chalutiers analysées sur l'intervalle 1985 – 1996 montrent une tendance au déclin des captures horaires (Lorance et Dupouy, 2001). Une analyse antérieure sur la flottille globale de chalutiers montrait des résultats identiques (Biseau, 1998). L'évolution de la CPUE est donnée pour les chalutiers industriels de pêche profonde (fig. 6), à titre d'exemple ; la baisse des rendements depuis 1985 est considérable.

La réorientation des flottilles vers des espèces plus profondes (grenadier, sabre, sikis), la lingue bleue n'étant plus qu'une capture accessoire a pu modifier les rendements obtenus sur cette espèce. Cependant, le déclin le plus rapide de la CPUE est observé avant 1990, donc avant le redéploiement de l'effort vers la profondeur.

17.3.4. Structure démographique des captures

17.3.4.1. Structure des débarquements.

L'évolution des structures en taille des débarquements de 1988 à 1998 fait apparaître une diminution assez régulière des tailles débarquées ; le mode des distributions en taille est progressivement passé de taille 95-99 cm à 80-85 cm (fig. 7). La même tendance se retrouve dans les débarquements des îles Féroé (Anon., 2000a).

17.3.4.2. Rejets

Seuls des gros poissons sont capturés et les rejets des chalutiers français sont limités à quelques individus abîmés (Dupouy, *et al.*, 1998). Il semble que les navires écossais rejettent des quantités très limitées de lingue bleue (Blasdale et Newton, 1998), probablement aussi des individus abîmés. Il n'y a aucune indication de rejets notables de cette espèce.

17.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Il n'a pas été trouvé d'étude de sélectivité portant sur les engins utilisés pour l'exploitation de cette espèce.

17.3.6. Les compétitions entre métiers

Les palangres et les chaluts exploitent les mêmes concentrations d'adultes. Il y a donc une compétition directe pour la ressource.

17.4. L'état de la ressource

17.4.1. Evolution de l'abondance

L'histoire des captures de lingue bleue par différentes flottilles montre de fortes variations inter-annuelles en fonction des découvertes de frayères exploitables (Bergstad et Hareide, 1996 ; Magnusson et Magnusson, 1995 ; Magnusson, *et al.*, 1997). Les débarquements totaux ont augmenté au cours des années 90. Cette croissance est liée à l'entrée en jeu de nouvelles flottilles et probablement aussi à des captures accessoires à l'occasion des pêches d'espèces plus profondes (grenadier de roche, sabre noir, siki) dont l'exploitation s'est considérablement développée. Les captures semblent devenir plus variables d'une année à l'autre en fonction de la capacité des navires à trouver des zones de concentration des adultes.

A cause du comportement grégaire, les CPUE ne reflètent pas forcément totalement l'abondance du stock et leur évolution peut cacher une diminution de la ressource plus importante qu'il n'y paraît. Ainsi, la découverte et la mise en exploitation de nouvelles frayères a pu permettre le maintien des captures, voire des rendements, dans certains secteurs alors que d'autres frayères avaient été surexploitées.

En tout état de cause, la forte diminution des rendements des flottilles est significative d'une baisse importante de l'abondance de la lingue bleue.

Il n'existe pas de campagnes océanographiques qui donnent des indices d'abondance utilisables. Parmi ceux obtenus pour 7 espèces à l'est du Groenland a montré celui de la lingue bleue avait le plus grand intervalle de confiance (Rätz, 1990).

17.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Les méthodes analytiques ne sont applicables à cause des problèmes d'estimation d'âge (Magnusson, *et al.*, 1997). L'évolution du taux d'exploitation n'est pas disponible.

17.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Les évaluations récentes de stock ont été réalisées à partir d'analyse des CPUE. Les ajustements de modèles globaux n'ont pas été satisfaisants, certains estimateurs (MSY ou taux de croissance du stock) ayant des intervalles de confiances excessivement larges (Anon., 2000a).

Cependant, en considérant la CPUE (fig. 6) comme un indice l'abondance, si l'on se réfère aux définitions des points de référence biologique proposées par le CIEM dans le cas de stocks pour lesquels les données sont peu fiables (« poor data situations », Anon., 1997)(Anonymous, 1997), la biomasse à la fin 1998 est considérée au-dessous du seuil au delà duquel les risques d'effondrement biologiques deviennent importants, (U_{lim} , 20% de la biomasse vierge).

Ce résultat doit être considéré prudence vu les lacunes dans les connaissances de la lingue bleue (distribution des stocks, âge, croissance, mortalité naturelle) mais la réduction des tailles capturées confirme l'évolution négative reflétée par les CPUE.

17.4.4. Potentiel de production

L'absence de donnée de campagne à la mer, la méconnaissance de la distribution des stocks d'adultes et de celle des juvéniles, les incertitudes sur la croissance et la nature de la pêcherie (pêche sur frayère) ne permettent pas de définir le potentiel de production de la lingue bleue. L'évolution à long terme des captures et des rendements indiquent cependant que les captures passées ont été bien au-dessus du potentiel de production pour cette espèce.

En outre, la capacité des stocks de géniteurs exploités à se reconstituer pour recoloniser les frayères abandonnées par l'exploitation après quelques années est mal connue. La frayère exploitée au sud de l'Islande au début des années 80 n'avait montré aucun signe de recolonisation 15 ans plus tard ; par contre mais il semble y avoir eu quelques signes de reconstitution sur des zones exploitées au sud et à l'ouest des îles Féroé (Magnusson, *et al.*, 1997).

17.5. **Les mesures de gestion**

17.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Une taille minimale de 70 cm a été fixée la lingue bleue. Par ailleurs, le maillage minimale pour sa pêche est de 100 mm en régions 1 et 2, de 70 mm en région 3.

L'effort de pêche appliqué à cette espèce entre dans la gestion de l'effort de pêche dirigé sur les espèces profondes dans la division Vb les sous-régions VI-X et les zones CEECAF 34.1.1 34.1.2 et 34.2.0. (Règlement du Conseil N° 2027/95 du 15 juin 1995).

La définition du terme "espèces profondes" n'est pas donnée dans ce règlement. A moins qu'il n'ait été défini par ailleurs dans la réglementation de la commission européenne, il convient de le comprendre selon la définition de l'ACFM (Anon., 2000b) : les eaux profondes sont les eaux au-delà de 400 m. La lingue bleue fait partie des principales espèces profondes listées par l'ACFM qui précise que le merlan bleu, le flétan noir et les sébastes sont à considérer comme des espèces profondes. D'autres poissons dont le merlu et les baudroies sont citées comme des espèces ayant une partie de leurs populations dans les eaux profondes et comme ayant suscité un déploiement récent d'effort vers la profondeur.

Ainsi, la répartition de l'effort d'après le règlement 2027/95 doit inclure ces espèces non qualifiées de "profondes" par la profession française. Seule cette vision permet de comprendre l'allocation de près de 50% de l'effort total sur les espèces profondes au Royaume-Uni.

Jusqu'à présent, cette mesure de gestion est restée sans effet sur la pêcherie.

On notera qu'à partir des données disponibles, le CIEM a considéré que le stock était en danger, qu'aucune pêche ciblant la lingue bleue ne devrait être autorisée et que ses captures accessoires dans les pêcheries mixtes devraient être réduite au maximum.(Anon., 2001).

17.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Le déclin global des captures suggère une situation de surexploitation. Si une gestion par TAC était envisagée, son niveau devrait être inférieur aux captures actuelles.

Comme l'exploitation porte sur des concentrations de reproduction dont la distribution géographique est discontinue, l'objectif de la gestion devrait être de maintenir un stock de géniteurs suffisant sur chacune de ces frayères. Les éléments pour fixer les niveaux de captures supportables à long terme par les différentes frayères ne sont pas connus à ce jour ni même la distribution géographique précise des frayères. Cependant, à terme, une gestion sur une base géographique fine offrirait certainement une meilleure garantie de pérennité des pêcheries que des TAC et quotas à l'échelle des divisions CIEM.

Par ailleurs, les palangres sont souvent citées comme des engins mieux adaptés à l'exploitation de la lingue bleue parce qu'elles n'occasionnent pas de dégât sur les fonds. De plus, elles permettent une meilleure valorisation de la capture. Cet aspect de contrôle des engins de pêche autorisés était soulevé dans la demande de la NEAFC au CIEM sur la gestion des stocks de poissons profonds (Anon., 2000c). La lingue bleue est potentiellement une espèce pour laquelle les palangres pourraient être considérées comme un moyen d'exploitation moins dommageable pour les écosystèmes profonds que le chalutage.

17.6. Références bibliographiques

Allain V., 1999. Ecologie, biologie et exploitation des populations de poissons profonds de l'Atlantique du nord-est. Thèse, Océanologie Biologique, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 376 p.

Annala J. H., 1993. Report from the Fishery assessment plenary, May 1993: stock assessments and yield estimates. NIWA, Wellington, Unpublished report held in NIWA library, 241 p.

Anon., 1997. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. ICES, Copenhagen, Denmark, ICES C.M. 1997 ACFM/Assess:7, 41 p.

Anon., 2000a. Report of the study group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources. Copenhagen, ICES C.M. 2000/ACFM:8, 205 p.

Anon., 2000b. Report of the ICES Advisory committee on Fishery Management, 2000, part 2. ICES, Copenhagen, 242, *ICES coop. Res. Rep.*, **242** - part 2, 301-603.

Anon., 2000c. Report of the ICES Advisory committee on Fishery Management, 2000, part 3. ICES, Copenhagen, 242, *ICES coop. Res. Rep.*, **242** - part 3, 604-911.

Anon., 2001. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2000. ICES Coop. Res. Report n° 242, 911 p.

Antonov J., Levitus S., Boyer T. P., Conkright M., O'Brien T., Stephens C., 1998. World Ocean Atlas 1998 Vol. 1: Temperature of the Atlantic Ocean. NOAA Atlas NESDIS 27. U.S. Gov. Printing Office., Washington D.C.

Bergstad O. A., 1991. Distribution and trophic ecology of some gadoid fish of the Norwegian Deep. 1 Accounts of individual species. *Sarsia*, **75**, 269-313.

Bergstad O. A., 1995. Age determination of deep-water fishes : experiences, status and challenges for the future. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 267-283.

Bergstad O. A., Hareide N.-R., 1996. Ling, Blue ling and tusk of the North-East Atlantic. Institute of Marine research, His, Storebo, Matredal, 125 p.

- Bergstad O. A., Magnusson J. V., Magnusson J., Hareide N.-R., Reinert J., 1998. Intercalibration of age readings of ling (*Molva molva* L.) blue ling (*Molva dypterygia* Pennant, 1784) and tusk (*Brosme brosme* L.). *ICES J. Mar. Sci.*, **55**, 309-318.
- Biseau A., 1998. Definition of a directed fishing effort in a mixed-species trawl fishery, and its impact on stock assessments. *Aqu. Liv. Res.*, **11** (3), 119-136.
- Blasdale T., Newton A. W., 1998. Estimates of discards from two deepwater fleets in the Rockall trough. ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., CM 1998/O:11, 18 p.
- Bridger J. P., 1978. New deep-water trawling grounds to the West of Britain. Lab. Leaf., MAFF Direct., Lowestoft. (41), 40 p.
- Charuau A., Dupouy H., Lorange P., 1995. French exploitation of the deep-water fisheries of the North Atlantic. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 337-356.
- Cohen D. M., Inada T., Iwamoto T., Scialabba N., 1990. Gadoid fishes of the World. An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. *FAO Fish. Syn.*, no. 125, FAO, Rome. (10), 442 p.
- Du Buit M.-H., 1978. Alimentation de quelques poissons téléostéens de profondeur dans la zone du seuil de Wyville Thomson. *Oceanol. acta*, **1** (2), 129-134.
- Dupouy H., Allain V., Kergoat B., 1998. The discards of roundnose grenadier in the French fishery in ICES subareas VI and VII. ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., ICES C.M./O:31, 10 p.
- Ehrich S., 1983. On the occurrence of some fish species at the slopes of the Rockall Trough. *Archiv für Fischereiwissenschaft*, **33** (3), 105-150.
- Ehrich S., Reinsch H.H., 1985. Investigations on the blue ling (*Molva dypterygia dypt.*) in the waters west of the British Isles. *Arch. FischWiss.*, **36**, 1-2, 97-113.
- FAO, 1972. Annuaire statistiques des pêches., FAO, Rome. (Vol. 34), 556 p.
- FAO, 1976. Annuaire statistiques des pêches., FAO, Rome. (Vol. 42), 320 p.
- FAO, 1995. Supplément au volume 76 de l'annuaire statistique des pêches 1993. Captures et quantités débarquées de la FAO., ROME., 35 p .
- FAO, 1999. Annuaire statistiques des pêches., FAO, Rome. (Vol. 84), 703 p.
- Gordon J. D. M., Swan S. C., 1993. Biological parameters of deep-water fish species. Final report. *Commission of the European Communities DG XIV/C/I*, 1992/10, 122.
- Gordon J. D. M., Hunter J. E., 1994. Study of deep-water fish stocks to the west of Scotland. Scottish Association for Marine Science, Oban., 141 p.
- Haedrich R. L., Merrett N. R., 1988. Summary atlas of deep-living demersal fishes in the North Atlantic Basin. *J. Natural Hist.*, **22**, 1325-1362.
- Knijff R. J., Boon T. W., Heesen H. J. L., Hislop R. G., 1993. Atlas of North Sea Fishes. ICES, Copenhagen, 194, *ICES Coop. Res. Rep.*, **194**, 268 p.
- Lorange P., Dupouy H., 2001. CPUE abundance indices of the main target species of the French deep-water fishery in ICES Sub-areas V-VII. *Fish. Res.*, **51** (2-3), 137-149.
- Magnusson J. V., 1982. Age, growth and weight of blue ling (*Molva dypterygia*) in Icelandic waters. ICES council meeting, ICES C.M./G:22, 16 p.

- Magnusson J. V., 1985. Icelandic investigations on blue ling (*Molva dyptergia*) and on ling (*Molva molva*) in 1982. *ICES Ann. Biol.*, **39**, 121-122.
- Magnusson J. V., Magnusson J., 1995. The distribution, relative abundance, and biology of the deep-sea fishes of the Icelandic slope and Reykjanes ridge. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 161-199.
- Magnusson J. V., Bergstad O. A., Hareide N.-R., Magnusson J., Reinert J., 1997. Ling, blue ling and tusk of the Northeast Atlantic. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, TemaNord 1997: 535, 63 p.
- Mauchline J., Gordon J. D. M., 1984. Feeding and bathymetric distribution of the gadoid and morid fish of the Rockall Trough. *J. mar. Biol. Ass. U. K.*, **64**, 657-665.
- Miniconi R., 1994. Les poissons et la pêche en Méditerranée, la Corse., A. Piazzola et Lamarge, Ajaccio, 505 p.
- Moguedet P., 1988. Approche de la dynamique de stocks accessoires : Le cas des lingues (*Molva* spp.) exploitées par la flottille industrielle Lorientaise. Thèse, Université des Sciences et Techniques de Lille Flandre Artois, Lille, 301 p.
- Moguedet P., 1987. La lingue bleue. Dossier pêche. Equinoxe. Magazine des ressources vivantes de la mer, 11-16.
- Morales-Nin B., Sena-Carvalho D., 1996. Age and growth of the black scabbard fish (*Aphanopus carbo*) off Madeira. *Fish. Res.*, **25**, 3-4.
- Pauly D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, **39** (2), 175-192.
- Piñeiro C. G., Casas M., Bañon R., 2001. The deep-water fisheries exploited by Spanish fleets in the Northeast Atlantic: a review of the current status. *Fish. Res.*, **51** (2-3), 311-320.
- Rätz H. J., 1990. Reliability of abundance estimates derived from groundfish surveys conducted off east Greenland. ICES council meeting, ICES C.M. 1990/G:61, 26p.
- Reinert J., 1995. Deep water resources in Faroese waters to the south, southwest and west of the Faroes - a preliminary account. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 201-225.
- Reinsch H. H., 1985. investigations by the Federal Republic of Germany on Blue ling in 1992. *ICES Ann. Biol.*, **39**, 122-123.
- Reinsch H. H., 1987. Investigations on blue ling by the federal Republic of Germany in 1985. *Mitt. Inst. Seefisch.*, **41**, 39-41.
- Troyanovsky F. M., Lisovsky S. F., 1995. Russian (USSR) fisheries research in deep waters (below 500 m.) in the North Atlantic. In: Hopper A. G., Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 357-365.
- Whitehead P. J. P., Bauchot M. L., Hureau J.-C., Nielsen J., Tortonese E., 1986. Fishes of the north-eastern Atlantic and Mediterranean., UNESCO, Paris. (2), 490 p.

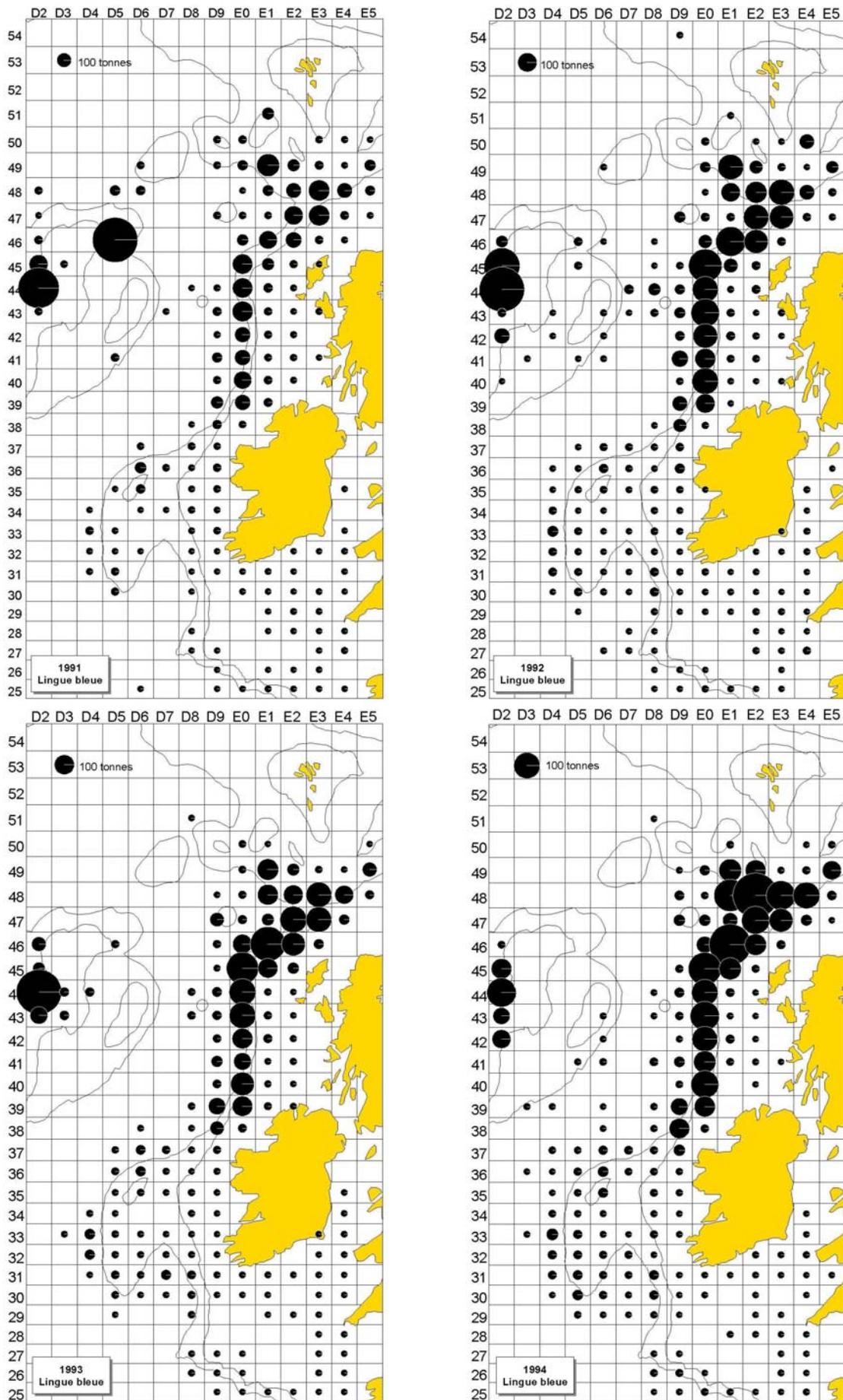


Figure 1 : Distribution géographique des captures de lingue bleue de 1991 à 1994 (source : système statistiques national ; le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les isobathes 200 et 1000 m).

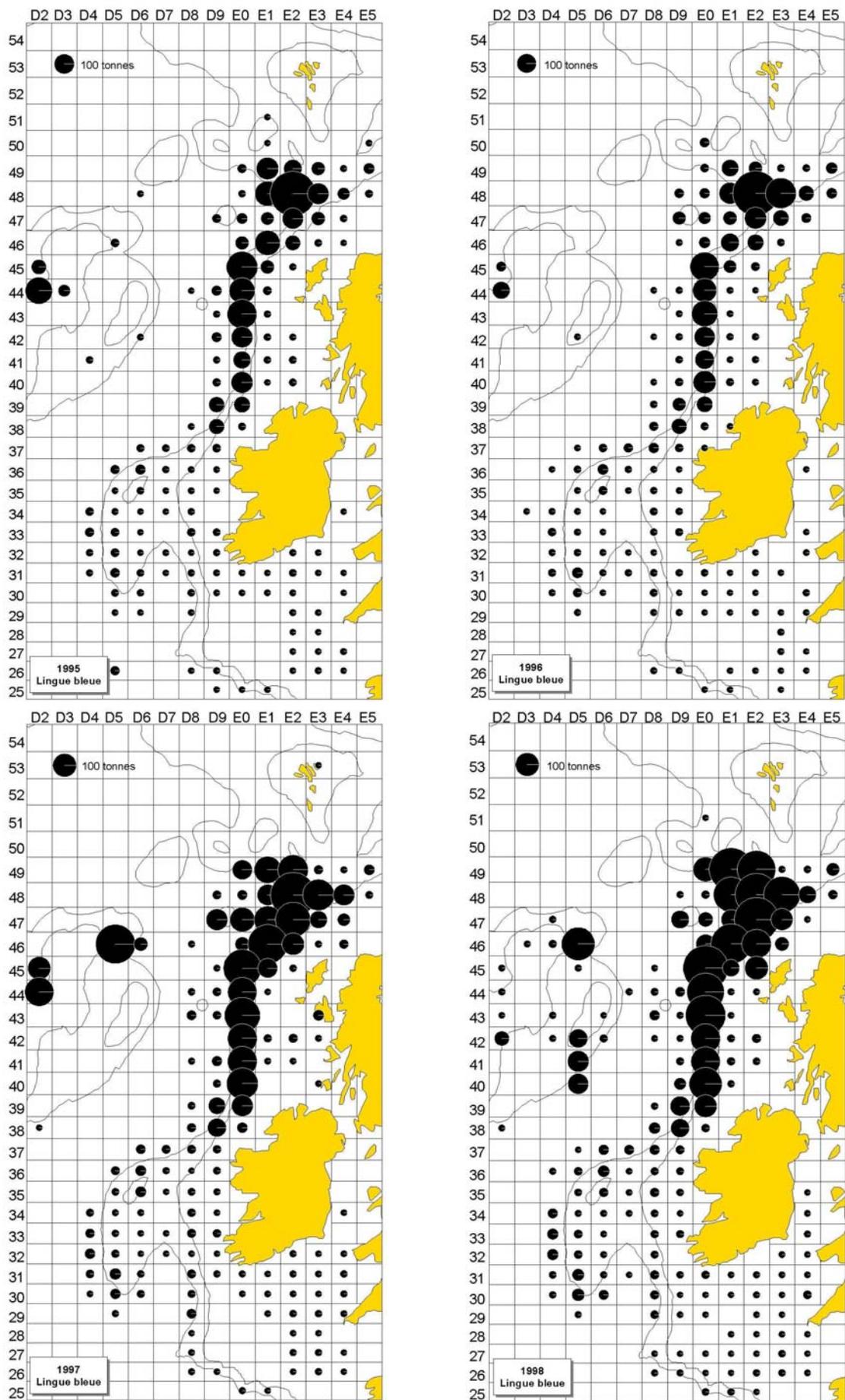


Figure 2 : Distribution géographique des captures de lingue bleue de 1995 à 1998 (source : base statistique nationale ; le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les isobathes 200 et 1000 m).

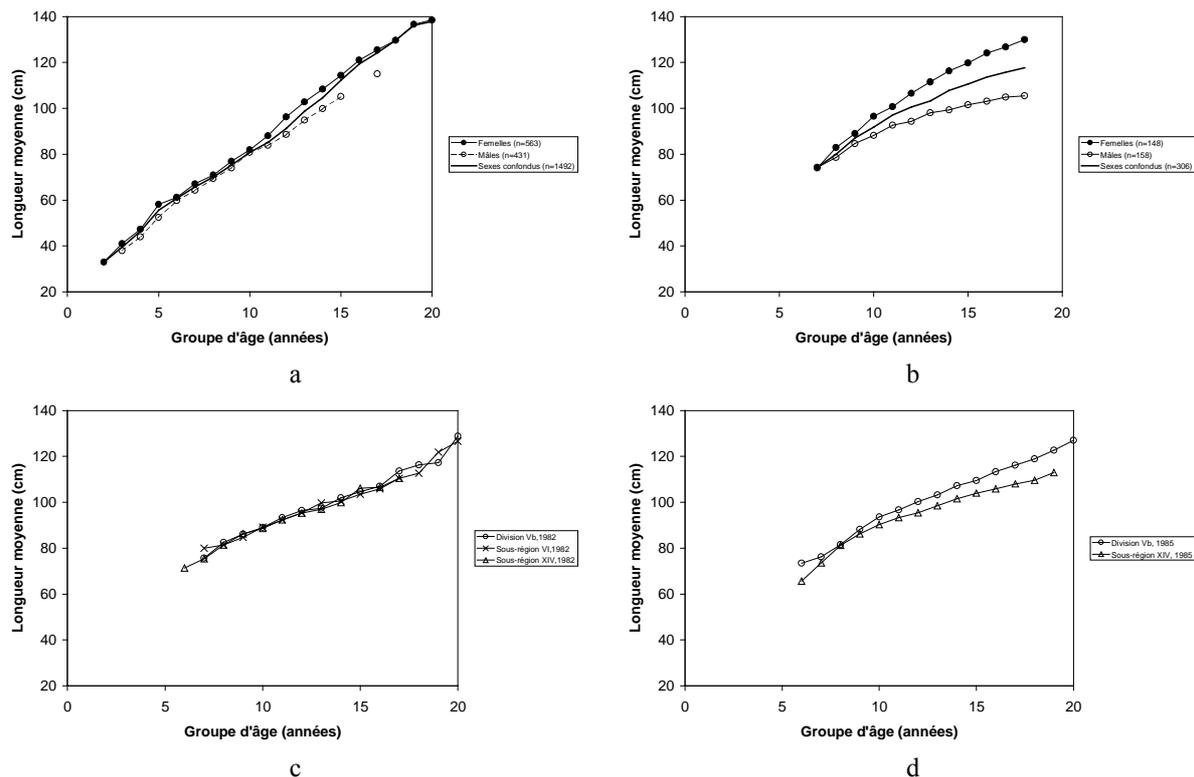


Figure 3 : Taille moyenne par âge de la lingue bleue a : estimations islandaises (retracé d'après Magnusson et Magnusson, 1995) ; b : Estimations françaises, retracé d'après Moguedet (1988) ; c, d : estimations allemandes, retracés d'après Reinsch (1985, 1987).

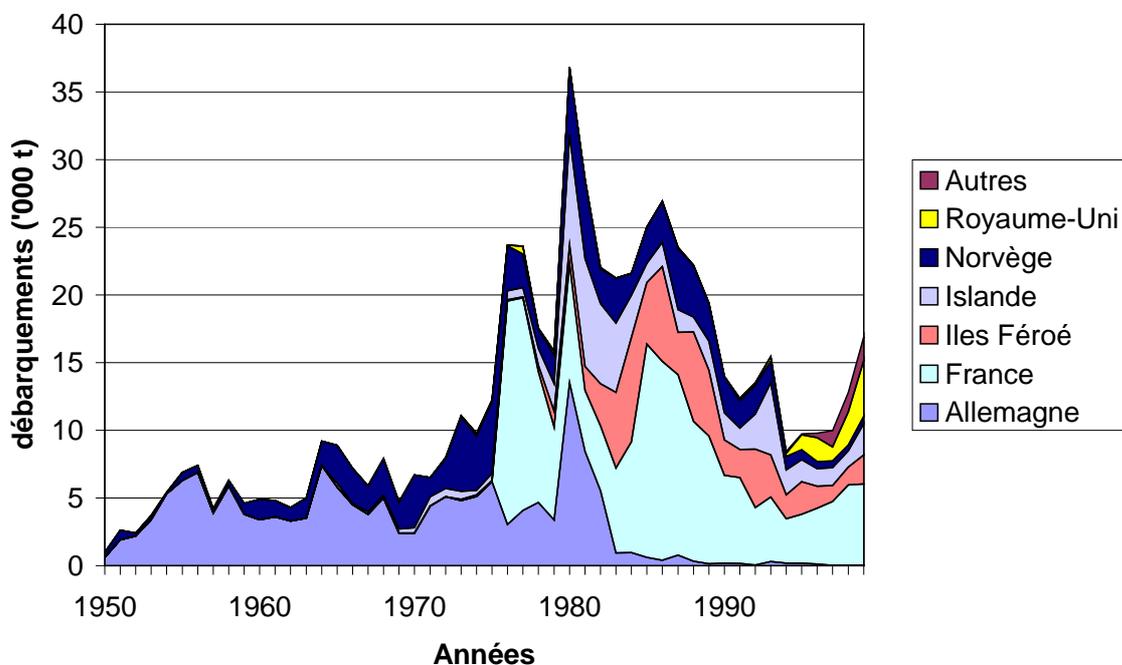


Figure 4 : Débarquements de lingue bleue de 1950 à 1999, source : FAO (1995, 1999), disponible aussi à : <http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp>.

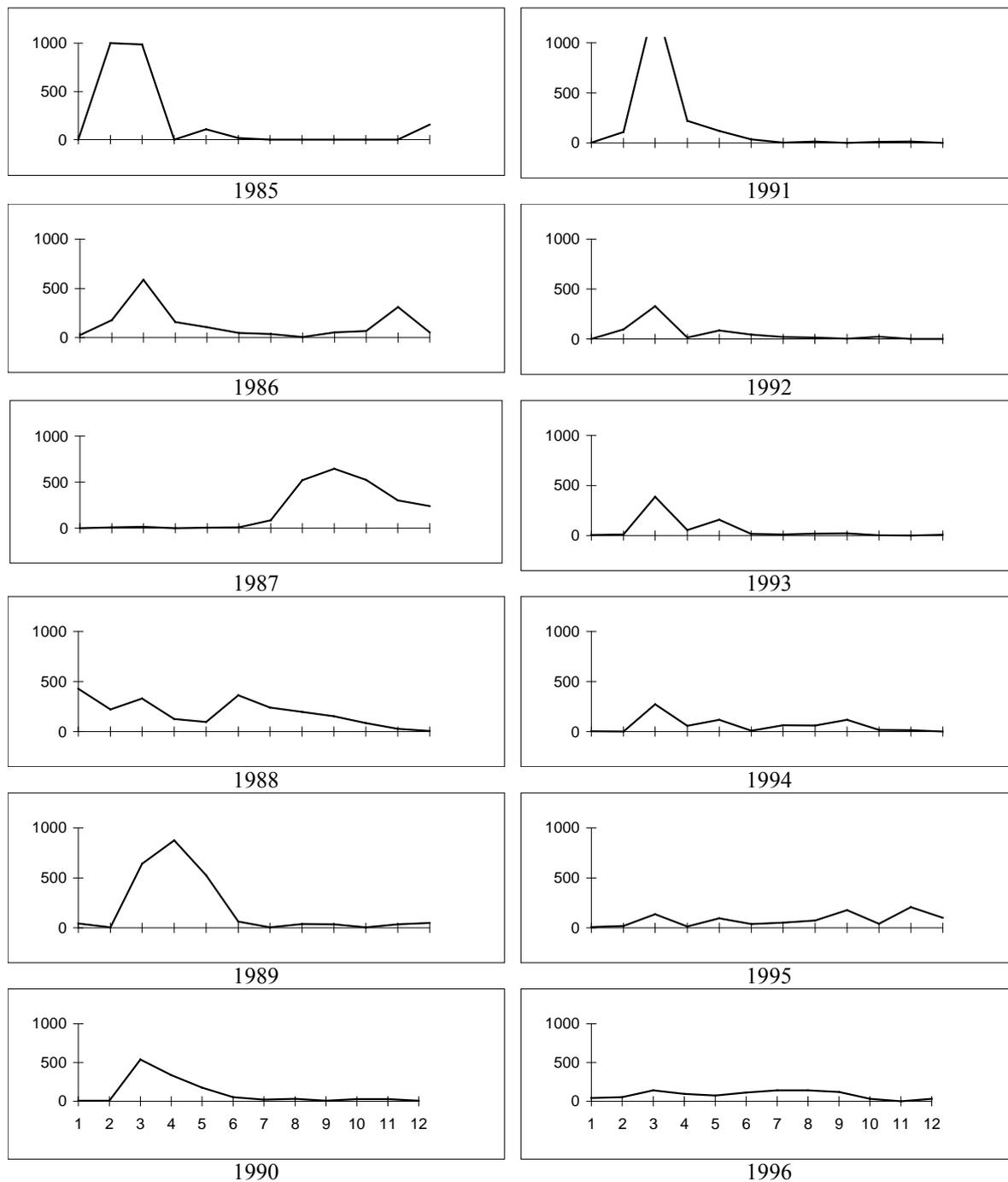


Figure 5 : Variations mensuelles des débarquements (tonnes) de lingue bleue des chalutiers industriels français de pêche profonde de 1985 à 1996 dans la sous-région CIEM VI (d'après Lorance et Dupouy, 2001).

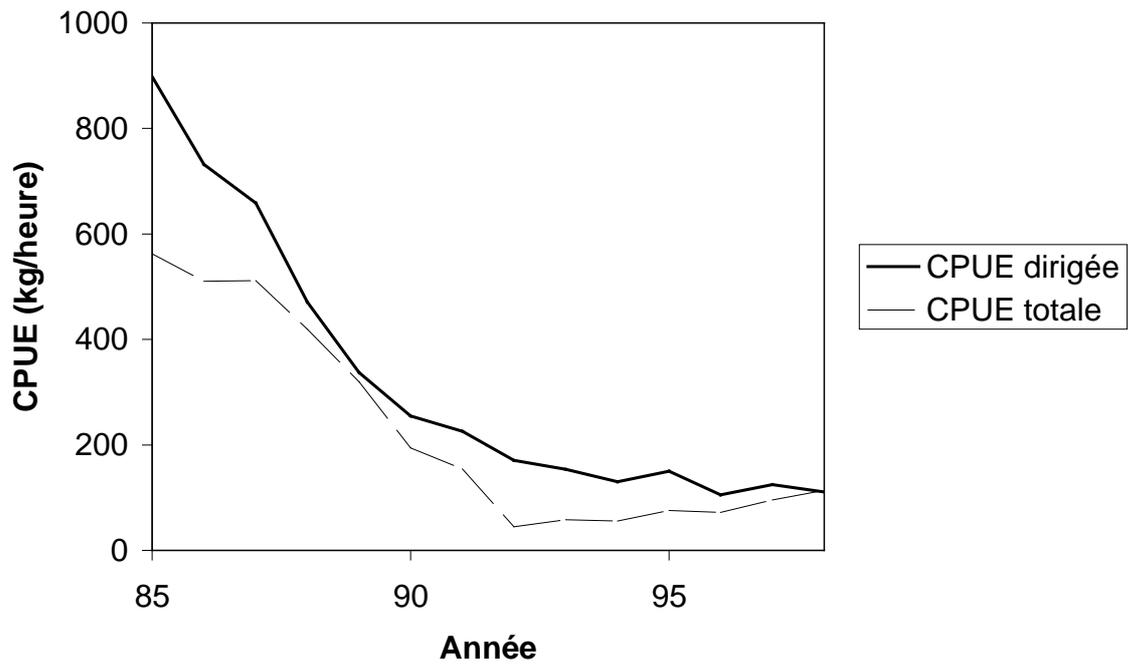


Figure 6 : CPUE totales (captures par marée x rectangle rapportées au temps de pêche total) et dirigées (rapportées au temps de pêche dirigé sur la lingue bleue) pour les chalutiers industriels français de pêche profonde.

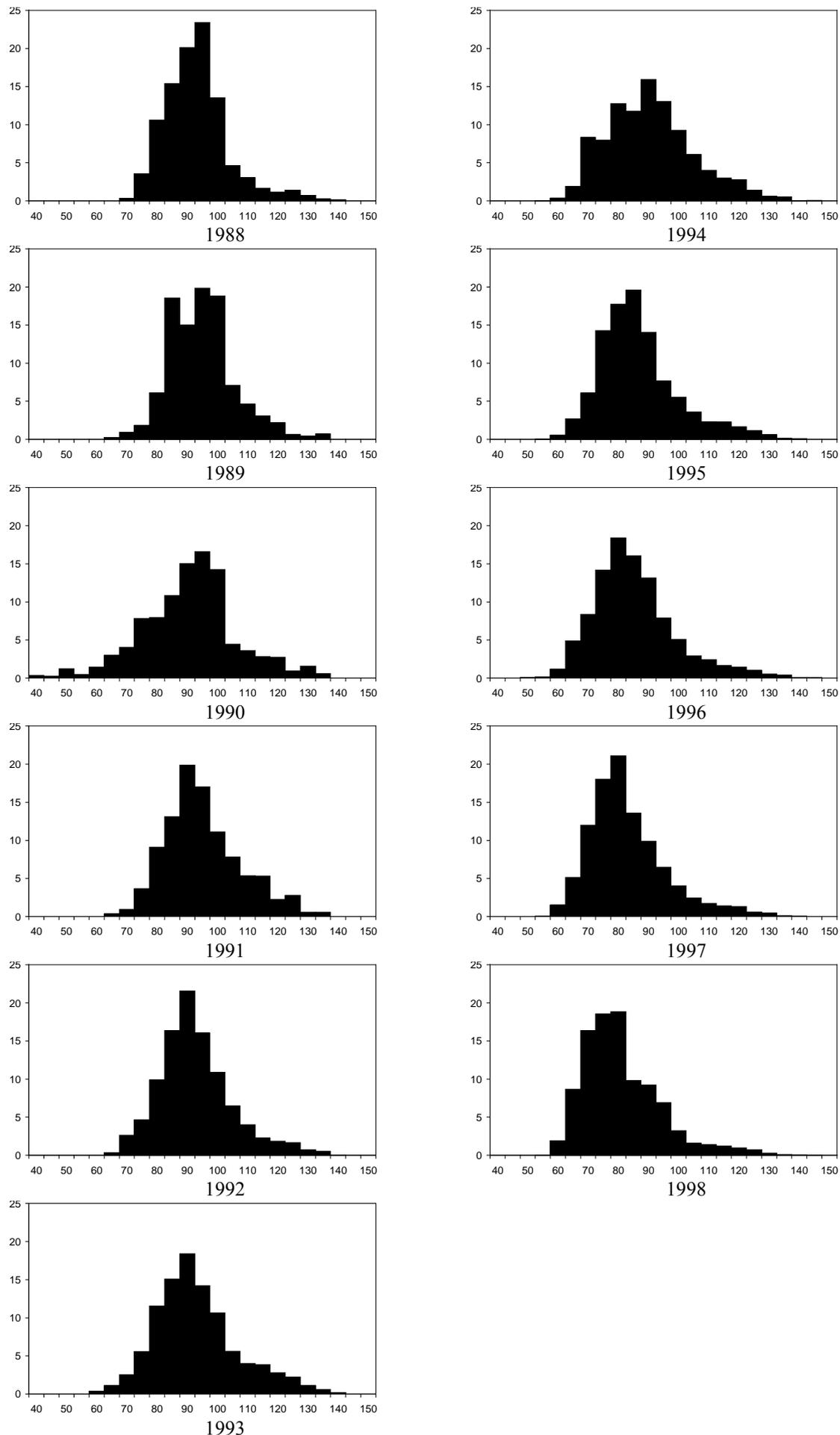


Figure 7 : Distribution en taille des débarquements de lingue bleue échantillonnés à la criée de Lorient de 1988 à 1998

18. Le merlan (*Merlangius merlangus*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

André Forest

18.1. Considérations biogéographiques

18.1.1. Distribution géographique du stock

Le merlan est une espèce de l'Atlantique est présente depuis le nord de la Norvège jusqu'au Portugal, en mer du Nord et en Islande ; il vit de la côte jusqu'à des profondeurs de 200 m, mais il est surtout abondant sur les fonds de 30 à 100 (Quéro, 1984).

Dans le golfe de Gascogne les résultats des campagnes océanographiques montrent qu'il occupe une bande côtière limitée au large par les fonds de 100 m ; les concentrations les plus importantes se situent entre les estuaires de la Loire et de la Gironde (Dardignac et Quéro, 1976a et b ; Quéro *et al.*, 1989 ; Houise C., 1993). Il est présent dans les estuaires et les baies.

Cette répartition géographique suggère que la population de merlan du golfe de Gascogne est bien individualisée par rapports au stock de mer Celtique.

Il sera donc considéré ici que le merlan du Golfe constitue un stock à part entière.

18.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le stock est totalement inclus dans la ZEE française, le maximum d'abondance se situant dans les 12 milles ; les nourriceries sont très côtières, à l'intérieur de la zone des trois milles. Bien qu'il s'agisse d'un stock partagé, l'essentiel du stock est localisé dans la zone française des 12 milles.

18.2. Données biologiques

Le merlan du golfe de Gascogne ne fait pas l'objet d'un suivi régulier et les recherches portant sur sa biologie dans ce secteur sont rares. Trois synthèses ont cependant été réalisées par Desbrosses (1939-43, 1948), Mesnil (1988) et Houise (1993).

18.2.1. Description du cycle de vie

Selon Desbrosses (1939-43, 1951), le merlan se reproduit de fin janvier à juin, avec un maximum en février-mars, c'est à dire au moment où les températures des eaux du Golfe sont les plus basses et inférieures à 11°C. Dans la plupart des régions, au moment de la reproduction, les merlans se regroupent sur des fonds de 40 à 80 m mais ne forment pas de frayères bien individualisées. Les travaux de Houise (1993) semblent cependant indiquer l'existence d'une frayère dans le sud de Belle-Ile.

La fécondité est relativement élevée, chaque femelle pouvant porter de 200 000 à plus d'un million d'œufs (Quéro, 1984). Les œufs sont pélagiques et donnent naissance au bout d'une dizaine de jours à des larves également pélagiques. Ces larves migrent vers la côte et adoptent un mode de vie démersal vers l'âge de 1 mois (Mesnil, 1988).

Comme l'ont signalé plusieurs auteurs, les nourriceries sont très côtières (Beillois *et al.*, 1978 ; Potier M. et Thomas F., 1979 ; Desauay *et al.*, 1980 ; Marchand et Elie, 1983 ; Karpinski B., 1985). Une cartographie des nourriceries littorales montre que les juvéniles se rencontrent dans la majorité des estuaires et des baies du golfe de Gascogne et qu'ils y font partie des espèces de poissons les plus abondantes (Guérault *et al.*, 1996). Ils ne supportent pourtant pas de dessalures fortes et au moment des crues ils disparaissent très rapidement des zones où ils étaient abondants (Marchand et Elie, 1983).

L'analyse des variations saisonnières de la distribution du merlan par groupe d'âge (Houise C., 1993) ne met pas en évidence de mouvements migratoires à grande échelle, en dehors du regroupement des adultes au printemps pour la reproduction à des profondeurs de 30 à 80 m.

Au cours de leur première année, les juvéniles se nourrissent principalement de crustacés, et notamment de crevette grise dont il est un des prédateurs importants dans les estuaires (Marchand et Elie, 1983).

Les informations sur le régime alimentaire des adultes, bien que très limitées (Desbrosses, 1939-43 ; Desbrosses 1951 ; Sorbe, 1972) indiquent qu'il comporte essentiellement des poissons et des crustacés.

En dehors du golfe de Gascogne, l'alimentation des adultes est en grande partie constituée de poissons et l'impact de cette prédation est important. Selon Du Buit, (1983 et 1987), citée par Houise, en mer Celtique, les adultes se nourrissent à peu près uniquement de poisson, notamment des gadidés (tacaud, tacaud norvégien) et de clupéidés (sprat, sardine) et leur consommation totale atteindrait 135 000t de poisson par an. Selon Patterson (1985), en mer d'Irlande, le merlan consommerait 45% des recrues de merlan.

Sans aucune donnée sur le régime alimentaire dans le golfe de Gascogne, la place du merlan dans les interactions biologiques, et son éventuel rôle de prédateur de l'ichtyofaune ne peuvent être précisés.

18.2.2. Paramètres biologiques

18.2.2.1. Relation taille poids

Les paramètres de la relation taille-poids sont fournis dans le tableau ci-dessous (Dorel, 1986).

Auteur	Zone	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel (1986)	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M+F	982	$3,44.10^{-3}$	3,25755

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le merlan du golfe de Gascogne ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

18.2.2.2. Croissance

Houise (1993) a calculé les paramètres de l'équation de croissance de von Bertalanffy à partir des lectures d'âges faites sur des otolithes prélevés au cours des campagnes expérimentales de l'Ifremer. Ces paramètres sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteur	Sexe	L_{∞}	$K(an^{-1})$	t_0 (années)
Houise, 1993	M	47,13	0,50	-0,20
	F	57,31	0,39	-0,22
	M+F	51,92	0,44	-0,22

Tableau 2 : Paramètres de croissance du merlan du golfe de Gascogne.

Les mâles ont une croissance nettement moins rapide que les femelles, ce qui est le cas pour les autres stocks de merlan. Le taux de croissance du stock du plateau celtique est nettement moins rapide puisque la taille moyenne du groupe d'âge y est de 35 cm comparé à 45 cm dans le Golfe.

La longévité du merlan serait d'une dizaine d'années (Quéro, 1984).

18.2.2.3. Reproduction

On ne dispose pas d'étude récente sur les paramètres de la reproduction du merlan. D'après Desbrosses (1939-43), toutes les femelles de moins de 16 cm sont immatures, tandis que celles de plus de 22 cm sont toutes adultes. Il situe la taille pour laquelle 50% des individus sont matures aux environs de 19 cm. Les résultats sont comparables chez les mâles.

Pour Houise (1993), 50% des individus du groupe d'âge I participent à la reproduction, le reste de la population atteignant l'âge de première maturité sexuelle à 2 ans.

18.2.2.4. Recrutement

Les compositions en âges des captures de merlan pendant les campagnes de chalutages réalisées par l'Ifremer dans le golfe de Gascogne (campagnes EVHOE) montrent que l'abondance du groupe 0 est extrêmement fluctuante, variant d'un facteur de près de 40 selon les années. Les résultats des campagnes RESSGASC confirment également cette variabilité, avec des nombres d'individus dans les captures compris entre 15 et 20 cm

au troisième trimestre très différents d'une année à l'autre (Guichet *et al.*, 1998). Il faut cependant signaler qu'aucune de ces campagnes ne couvre l'ensemble des zones de nourriceries de merlan (les secteurs très littoraux ne sont pas accessibles aux navires de recherche) ce qui biaise probablement les résultats. Le recrutement du merlan dans le Golfe semble néanmoins très variable, ce qui est également le cas pour les autres stocks situés plus au nord.

18.2.2.5. Mortalité naturelle

La mortalité naturelle n'a pas fait l'objet d'évaluation pour ce stock. Pour les évaluations du stock du plateau Celtique-Manche ouest, une valeur de $M=0,2$ est utilisée (Anon., 2001).

18.3. Les pêcheries.

18.3.1. Les pêcheries françaises

Le merlan fait l'objet d'une exploitation relativement importante dans le golfe de Gascogne. On peut regrouper les engins de pêche utilisés pour sa capture en trois catégories :

- ❑ Les chaluts de fonds ;
- ❑ Les chaluts pélagiques ;
- ❑ Les arts dormants (palangres et filets).

Selon Houise (1993), les ports peuvent se classer en trois catégories, en fonction de l'utilisation par les flottilles de ces types d'engins :

- ❑ Ports où les trois catégories d'engins sont utilisées : Saint Gilles Croix de Vie, La Cotinière, Lorient ;
- ❑ Ports dont l'activité est centrée sur le chalutage : La Turballe, Les Sables d'Olonne, Hendaye, La Rochelle ;
- ❑ Port où l'emploi des engins dormants est quasi-exclusif : l'île d'Yeu.

D'une manière générale, le merlan ne fait pas l'objet d'une pêche dirigée (Mesnil, 1988). Cependant, il contribue de manière significative aux apports des pêcheries côtières. De plus, il semble que certaines flottilles de palangriers, voire de chalutiers pélagiques où à grande ouverture recherchent cette espèce de manière plus ou moins sporadique.

18.3.2. Les pêcheries étrangères

Les flottilles étrangères ne semblent pas rechercher spécifiquement le merlan ; leurs éventuelles captures accessoires ne sont pas disponibles.

18.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

18.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Seules les données françaises sont disponibles. Pour la période 1990 – 1998, les apports fluctuent assez largement, avec un maximum en 1994 (près de 3 500 t). Globalement ils montrent une tendance à la baisse (fig. 2).

En moyenne, près de 80% des débarquements proviennent du nord du Golfe (division VIIIa), cette proportion ayant augmenté au cours des dernières années.

L'essentiel des débarquements est réalisé par les chalutiers de fond (35% en moyenne) et les chalutiers pélagiques (environ 30%), les parts des palangriers et des fileyeurs étant nettement plus faibles (environ 10% chacun). L'analyse des évolutions temporelles par métiers est rendue plus difficile par une proportion croissante de mises à terre pour lesquels le métier n'est pas connu (fig. 3). Si l'on fait abstraction de l'année 1998, pour laquelle 60% seulement des apports peuvent être attribués à un engin de pêche, tous les métiers montrent des productions fluctuantes ; celle des chalutiers ne montre pas de tendance alors que celle des chalutiers pélagiques, forte en 1994 et 1995, est en baisse ; les prises des palangriers fluctuent sans tendance, celles des fileyeurs sont plutôt en diminution.

L'analyse des variations saisonnières des apports de merlan par métiers (Houise, 1993) permet d'apporter des compléments d'informations sur ces activités. Les apports des chalutiers pélagiques présentent un maximum net entre septembre et janvier. Ceux des chalutiers de fonds ont une saisonnalité moins marquée, avec cependant un pic de production en février –mars. A l'opposé, la pêche du merlan avec les engins dormants est plus intense entre mai et juillet et faible d'octobre à avril.

18.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Ces informations ne sont pas directement disponibles.

18.3.3.3. Evolution des rendements par métier

De même, ces informations ne sont pas directement disponibles.

18.3.4. Structure démographique des captures

18.3.4.1. Structure des débarquements

Des échantillonnages sous criées ont été entrepris pour les chalutiers de fond côtiers et du large du port de La Rochelle (fig. 4). Les structures en taille sont très différentes selon les trimestres et les années, traduisant probablement la forte variabilité du recrutement. Les tailles extrêmes débarquées sont de 25 et 56 cm, mais l'essentiel des individus est compris entre 25 et 40 cm. Les résultats restent cependant trop partiels pour pouvoir en déduire une structure démographique des débarquements pour l'ensemble du stock.

18.3.4.2. Rejets

Plusieurs études ont été réalisées qui montrent que les rejets de merlan peuvent être importants dans certaines pêcheries.

Les nourriceries du merlan sont très côtières et coïncident avec les aires de distribution de la crevette grise (Marchand et Elie, 1983). Des estimations anciennes de rejets dans les pêcheries de crevette grise au chalut montraient qu'en baie de Bourgneuf, la capture de jeunes merlans de moins de 15 cm était de 11,5/kg de crevette, ce qui correspondait à une capture totale d'environ un million de merlan (Anon., 1979). Pour les crevetiers du port de Saint Nazaire, il a été estimé que les rejets représentaient plus de 99% des captures en poids comme en nombre, dont 80% d'individus de moins de 10 cm ; la mise en place de vivier trieur ne limite pas la mortalité de ces rejets qui reste quasi-totale (Robin et Durand, 1983).

Des observations ont également été réalisées à bord de chalutiers pélagiques recherchant le merlu dans le golfe de Gascogne (Morizur *et al.*, 1996) ; bien que relativement ponctuelles, elles montrent que le merlan est une des prises accessoires pour ce métier (3% de la capture totale pour les 27 traits échantillonnés) et que le tiers de la capture de cette espèce est rejeté (individus compris entre 10 et 25 cm).

Enfin, des estimations de rejets par les chalutiers côtiers et du large ont également été faites lors de campagnes spécifiques menées par l'Ifremer (campagnes RESSGASC, fig. 4). Les proportions de rejets par rapport aux captures fluctuent entre 20 et 70% en nombre et entre 3 et 25% en poids. Ce sont essentiellement de petits individus qui sont rejetés et les fluctuations inter annuelles observées sont liées à la variabilité des recrutements successifs (Guichet *et al.*, 1998).

Bien que partielles, toutes ces informations confirment que les rejets de juvéniles de merlan sont importants au moins dans les pêcheries au chalut.

18.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Il n'existe pas de donnée récente sur la sélectivité des chaluts utilisés pour la pêche du merlan dans le golfe de Gascogne. Selon Mesnil (1988), les estimations du facteur de sélection sont de 3,7 en mer d'Irlande et de 3,8 en mer du Nord, avec les caractéristiques suivantes :

Maillage	50 mm	60 mm	75 mm	80 mm	90 mm	100 mm
L ₅₀ (cm)	19,0	22,8	28,5	30,4	34,2	38,0
L ₇₅ - L ₂₅ (cm)	1,8	2,1	2,6	2,9	3,3	3,5

Tableau 3 : Caractéristiques des courbes de sélectivité des chaluts à merlan pour différents maillages.

Ces informations doivent être considérées avec précaution dans la mesure où elles sont anciennes et que les engins de pêche ont beaucoup évolué.

La sélectivité des engins dormants n'est pas connue.

18.3.6. Les compétitions entre métiers

Les structures démographiques des captures pour les différents métiers n'étant pas disponibles, il n'est pas possible de quantifier les interactions entre ces métiers. Cependant, il est clair qu'il s'agit d'une pêche séquentielle, certains chalutiers qui travaillent en zone très côtière capturent et rejettent de grandes quantités de juvéniles, tandis que l'exploitation plus au large doit porter sur des individus adultes.

Bien que les impacts sur la biomasse des reproducteurs et sur la production globale de la forte mortalité par pêche à laquelle semblent être soumis les juvéniles ne puissent pas être quantifiés, on peut soupçonner qu'il est important et qu'il conditionne fortement les rendements des métiers exploitant les adultes.

Par ailleurs, il existe une compétition pour l'espace entre les arts traînants et les arts dormants qui se traduit par des conflits pour l'accès aux zones de pêche.

18.4. L'état de la ressource

Aucune information n'est disponible sur l'état de la ressource. Cependant, de toute évidence, les captures de juvéniles ont un impact négatif sur le niveau de la biomasse des reproducteurs. Comme pour tous les autres stocks pour lesquels le diagramme d'exploitation se traduit par une forte mortalité sur les petits individus, on peut supposer que la proportion des adultes dans le stock a été réduite (ce qu'a constaté Houise, 1997). Aussi, l'exploitation porte probablement surtout sur le recrutement, très variable, ce qui explique au moins pour partie les fluctuations des apports.

18.5. Les mesures de gestion

18.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Selon la réglementation CE 850/98, dans le golfe de Gascogne, le maillage minimal des chaluts pour la pêche du merlan est de 70 mm. Il est cité parmi les espèces cibles pour lesquelles le maillage minimal des filets est de 80 mm. Sa taille minimale de débarquement est de 27 cm¹.

Pour l'ensemble de la zone VIII, un TAC conservatoire a été fixé à 5 600 t partagé entre l'Espagne (2 240 t) et la France (3 360 t), chaque quota devant être pêché dans les eaux relevant de la souveraineté de l'Etat membre concerné (règlement CE 2848/2000 du Conseil). Approximativement, le niveau de prise autorisé dans les divisions VIIIab est donc de 3 360 t.

18.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Sauf pour une flottille de navires de petite pêche pratiquant les métiers de la palangre, le merlan n'est pas une espèce cible dans le golfe de Gascogne. Il s'agit principalement d'une capture accessoire du chalutage.

A ce titre, une réglementation spécifique est difficilement envisageable. Le stock devrait cependant bénéficier de la réduction des capacités de captures découlant des programmes d'orientation pluriannuelle des flottilles (POP) rendu obligatoire par l'état préoccupant de certaines ressources d'intérêt majeur.

Compte tenu du niveau auquel il est fixé comparé à celui des débarquements, le quota actuel ne constitue pas un véritable instrument de gestion dans la mesure où il n'est atteint que très exceptionnellement. Cependant, les données qui permettraient un suivi du stock et des pêcheries et la fixation d'un niveau maximal de capture en fonction des objectifs de gestion et de l'état de la ressource n'existent pas.

Le problème essentiel tient aux rejets très importants de juvéniles de merlan notamment dans les pêcheries côtières au chalut. Ces rejets ont un impact négatif sur l'abondance des reproducteurs et sur le niveau des prises des métiers exploitant les adultes. Sa résolution relève de la réglementation du chalutage dans la zone des trois

¹ On rappellera que le merlan est considéré comme l'un des principaux prédateurs de l'ichtyofaune ; ce constat avait amené l'UE à prendre des mesures spécifiques pour sa pêche en mer du Nord (maillage de 90 mm contre 110 mm pour les autres espèces, réduction de la taille minimale de 27 à 23 cm). Ces mesures ont été modifiées par le règlement CE 850/98.

milles : son interdiction fait l'objet de nombreuses dérogations, occasionnant des rejets de merlan, mais aussi de nombreuses autres espèces.

Enfin, il faut signaler les compétitions fortes qui existent entre le chalutage (et le chalutage pélagique en particulier) et les arts dormants (les palangriers notamment) non seulement pour la ressource, mais également pour les espaces.

18.6. Références bibliographiques

- Anon., 1979. La pêche au chalut en baie de Bourgneuf. ISTPM/Centre de La Rochelle 0591/LR1, 10 p.
- Anon., 2001. Report of the working group on the assessment of southern shelf demersal stocks. ICES headquarters, 4-13 september 2000. Int. Counc. Explor. Sea, CM 2001/ACFM:05, 800 p.
- Beillois, P., Y. Desaunay, D. Dorel & M. Lemoine., 1978. Observations sur le merlan (*Merlangius merlangus*) dans la zone côtière du golfe de Gascogne (1976, 1977, 1978). Cons. int. Explor. Mer, CM 1978/G:30, 14 p.
- Dardignac, J. & J.C. Quéro., 1976a. Contribution à l'étude de la répartition des gadidés dans le golfe de Gascogne. Note présentée au Deuxième congrès européen des Ichthyologistes, Paris, 8-14 septembre 1976, 10 p.
- Dardignac, J. & J.C. Quéro., 1976b. Contribution à l'étude de la répartition des gadidés dans le golfe de Gascogne. *Rev. trav. Inst. Pêches marit.* 40 (3-4), 553-554
- Desaunay, Y., Pérodou J.B. & Beillois P., 1980. *Etude des nurseries de poissons du littoral de la Loire atlantique*. Rapp. ISTPM, Contrat ISTPM/OREAM, 26 mars 1976, 66 p + 14pl.
- Desbrosses, P., 1939-1943. Le merlan de la côte française de l'Atlantique. *Rev. Trav. Off. Pêches Marit.*, **13** (1-4), 177-195.
- Desbrosses, P., 1951. Le merlan. *Bull. Info. Doc. Off. scient. techn. Pêches marit.*, nouvelle série, n° 17, 3p.
- Dorel, D., 1986. Relations taille-poids pour l'Atlantique Nord Est IFREMER DRV 86.001 RH NANTES, 185 p.
- Guéroult, D., D. Dorel & Y. Desaunay., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Rapp. contrat IFREMER/MAPA 95-1-01-02, Pagination variée.
- Guichet, R., P. Moguedet, B. Mesnil & A. Battaglia., 1998. Echantillonnage biologique des rejets de poissons et autres organismes dans le golfe de Gascogne : rapport final. Rap. Contrat BIO ECO 94-054 CEE DG XIV/R, 121 p.
- Houise C., 1993. Etude de la population du merlan (*Merlangius merlangus L.*) du golfe de Gascogne. Mem. DEA Oceanol. biologie, Univ. Aix-Marseille II, 45 p.
- Karpinski B., 1985. Mesure de la vulnérabilité du littoral aux pollutions pétrolières accidentelles. Application aux Pertuis charentais. Mém. DAA., Ensa Rennes/CEDRE, 59 p.
- Marchand, J. & P. Elie., 1983. Etude de l'environnement de l'estuaire de la Loire. Partie 4. Contribution à l'étude des ressources benthodémersales de l'estuaire de la Loire. Centr. natl. Mach. agric. Genie rural des Eaux et des For. Group. Bordeaux-Cestas, n° 32, 159 p.
- Mesnil, B., 1988. Le merlan : *Merlangius merlangus* (Linné, 1758) (Gadidés). In Les pêcheries du golfe de Gascogne : bilan des connaissances, J. Dardignac(ed.) Rap.scient. tech. Ifremer, 57-60.
- Morizur, Y., N. Tregenza, H. Heesen, S. Berrow & S. Pouvreau., 1996. By-catch and discarding in pelagic trawl fisheries. Contrat EC DG XIV-C-1, Study bioeco/93/017, 124 p + annexes.
- Patterson, K.R., 1985. The trophic ecology of whiting (*Merlangius merlangus*) in the Irish sea and its significance to the Manse herring stock. *J. Cons. int. Explor. Mer* **42**: 152-161.

- Potier M. & Thomas F., 1979. Etude des ressources halieutiques de la baie de Bourgneuf. Mem. DAA halieutique: ENSA Rennes/ISTPM Nantes, 227 p.
- Quéro, J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Granchet ed. 394 p.
- Quéro, J.C., J. Dardignac & J.J. Vayne., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Brest: IFREMER / Mus. nat. Hist. nat., 229 p.
- Robin, J.P. & J.L. Durand., 1983. Les ressources halieutiques exploitées par les flottilles. Le chalutage crevettier des navires du port de Saint Nazaire dans l'estuaire de la Loire. Rapp. Convention OREAM/ISTPM n° P1-32007-00-223-44-20, 17p.
- Sorbe, J.C., 1972. Ecologie et éthologie alimentaire de l'ichthyofaune chalutable du plateau continental Sud Gascogne. Thèse doctorat 3ème cycle UER Sciences Mer et Environnement, Univ. Aix-Marseille:, 125 p.

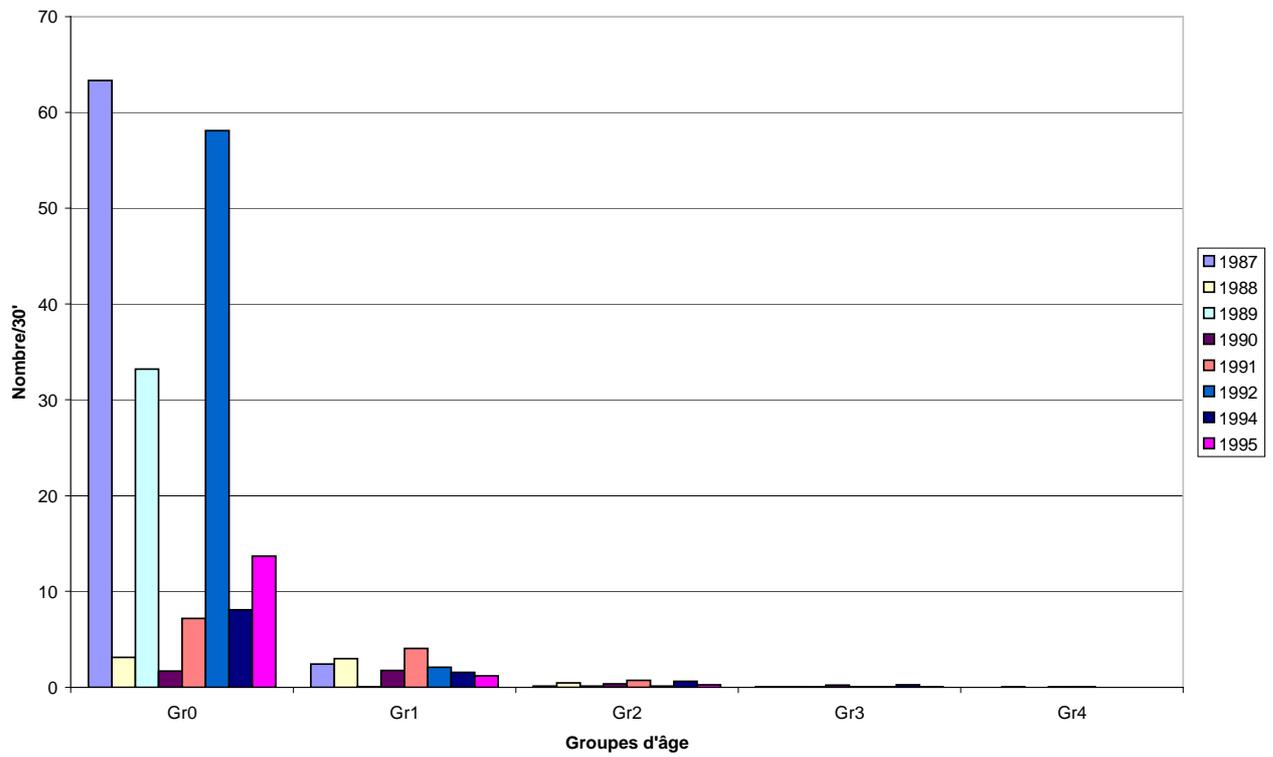


Figure 1 : Compositions en âge des captures de merlan observées au cours des campagnes EVHOE entre 1987 et 1995 dans le golfe de Gascogne.

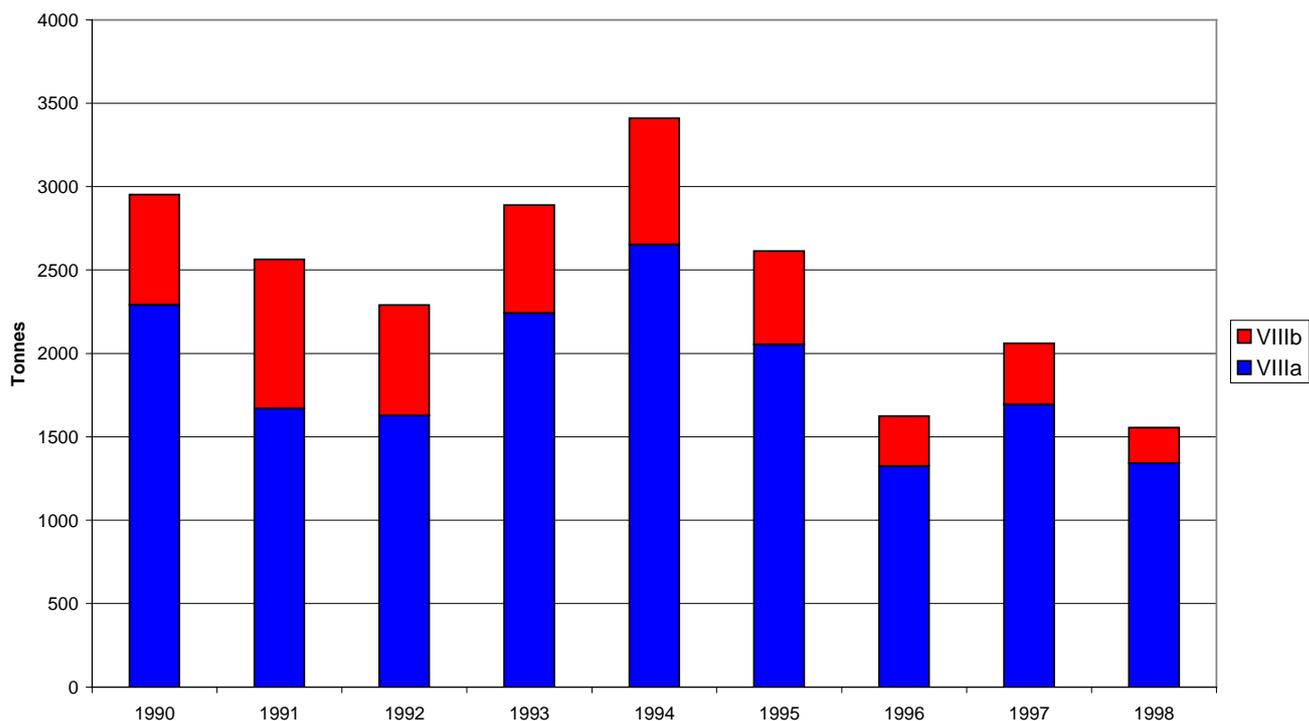


Figure 2 : Evolution des débarquements français de merlan en provenance du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

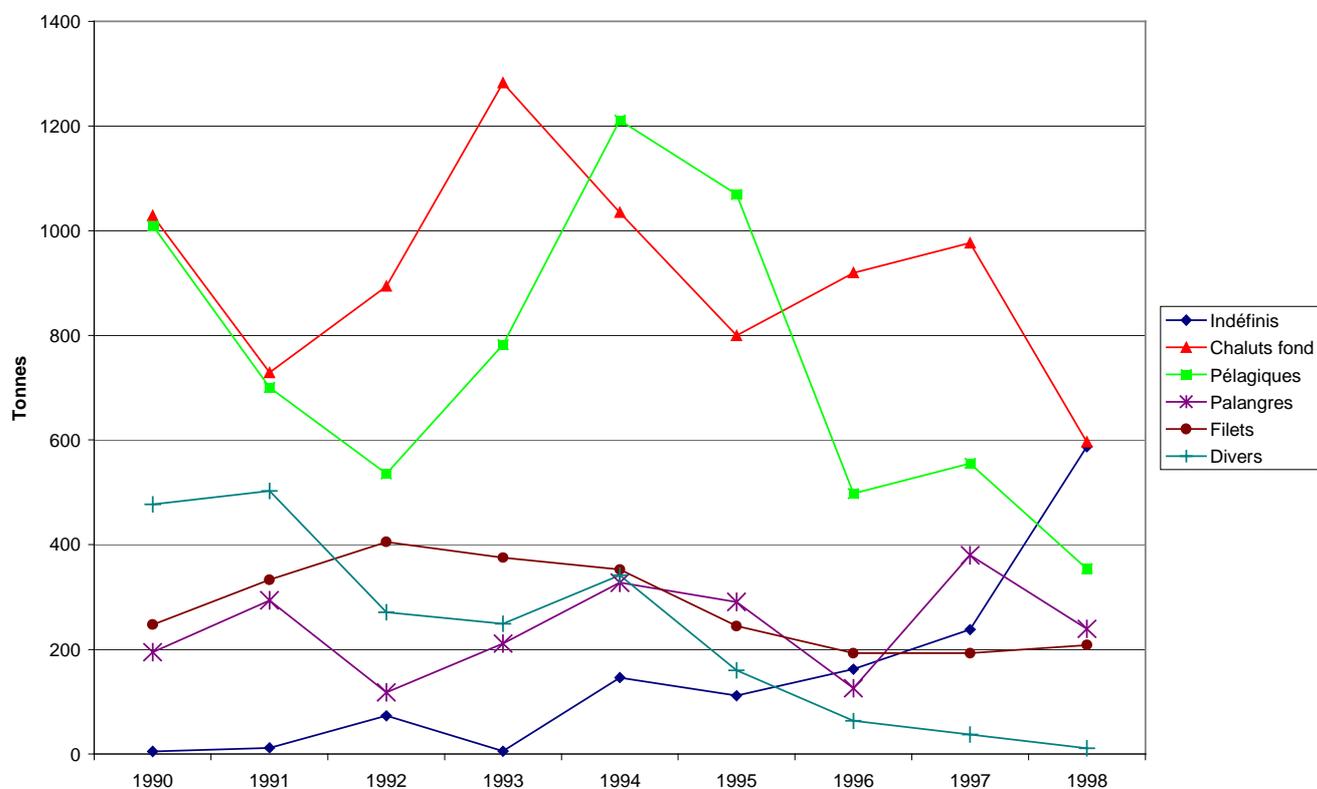
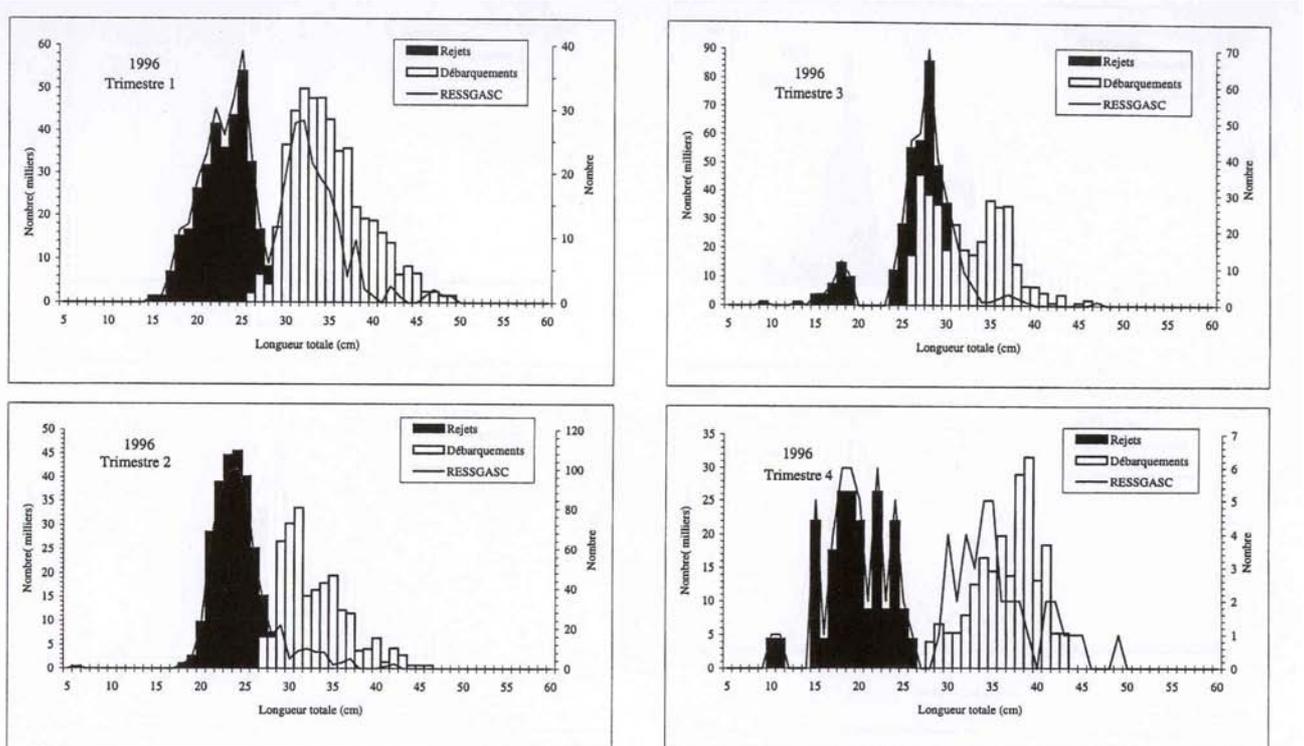


Figure 3 : Evolution des débarquements français par métiers de merlan en provenance du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

1996



1997

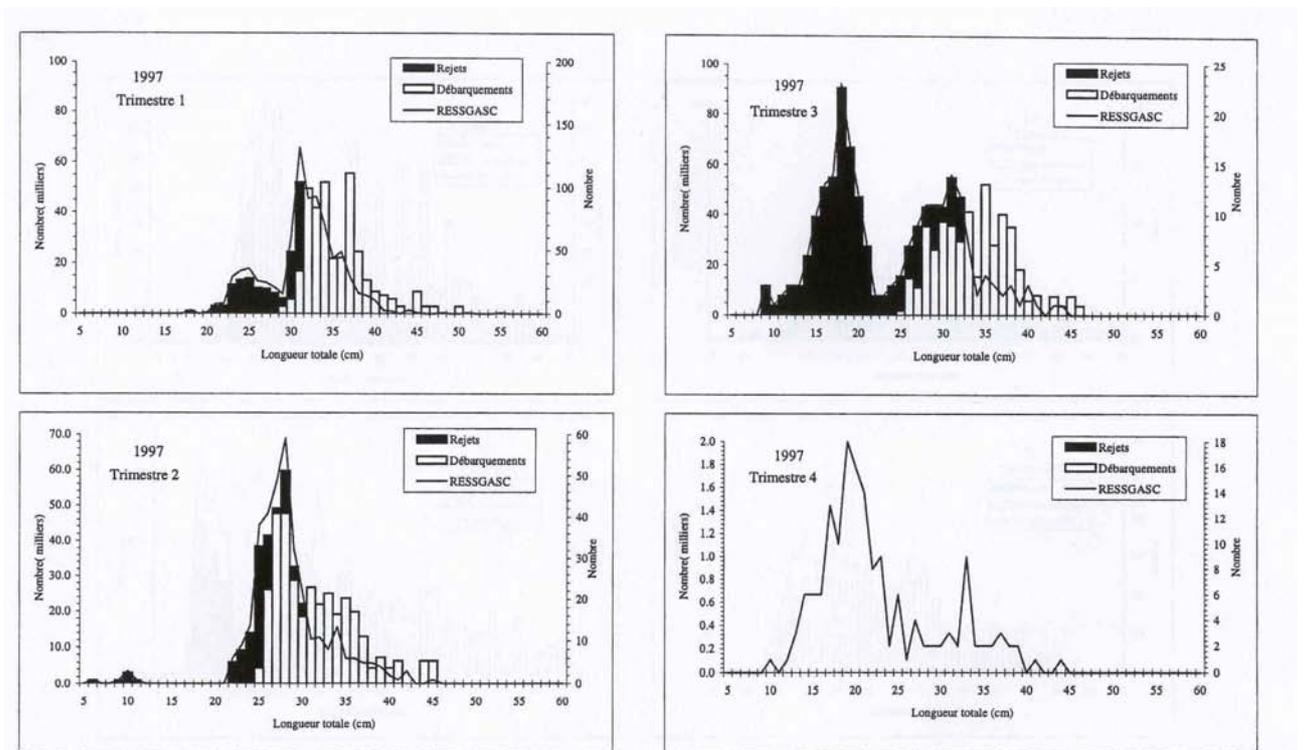


Figure 4 : Structures en taille trimestrielles des captures des campagnes RESSGASC et des débarquements des chalutiers côtiers et du large de La Rochelle et estimation des rejets en 1996 et 1997 (source : Guichet *et al*, 1998)

19. La petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) de l'Atlantique nord-est (divisions VIIdefgh et VIIIab du CIEM)

Isabelle Péronnet

19.1. Considérations biogéographiques

19.1.1. Distribution géographique du stock

La roussette est une espèce commune de l'Atlantique nord-est. Son aire de répartition s'étend du 60^{ème} parallèle nord jusqu'aux côtes sénégalaises. Elle est également présente en Méditerranée ; elle y a été considérée, par certains auteurs, comme une espèce différente (Gitay, 1928) mais actuellement elle y est plutôt qualifiée de sous-espèce (Compagno, 1984).

Les campagnes scientifiques irlandaises, écossaises et françaises qui couvrent le golfe de Gascogne, la mer Celtique, la mer d'Irlande et l'ouest de l'Ecosse indiquent qu'il semble exister de fortes concentrations de roussettes à l'ouest des îles britanniques (fig. 1). De fortes densités sont également signalées par les campagnes françaises en Manche orientale (fig. 2). Dans le golfe de Gascogne, elle est présente depuis la côte jusqu'aux accores ; elle est cependant plus abondante au nord de 45 °N sur la partie la plus profonde du plateau continental ; dans les eaux côtières, on la trouve surtout devant l'embouchure de la Loire, en baie de Quiberon et en baie de Douarnenez (Quéro *et al.*, 1989). La roussette est particulièrement abondante au nord de l'Espagne (mer Cantabrique) où elle représente la troisième espèce dans les campagnes scientifiques de chalutage (Rodriguez-Cabello *et al.*, 1998).

Aucune information n'existe sur la structuration en un ou plusieurs stocks et il sera considéré ici qu'il existe un stock unique dans les zones CIEM VII et VIII.

19.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

L'essentiel des captures (70%) de roussette des divisions VII et VIII provient de la Manche (sous divisions VIIde). Le stock est totalement inclus dans les eaux européennes, et fait l'objet d'une exploitation partagée entre plusieurs états membres de l'Union européenne.

19.2. Données biologiques

La biologie de la petite roussette n'est encore que partiellement connue.

19.2.1. Description du cycle de vie

Les roussettes affectionnent les fonds de sable ou de gravier du plateau continental des eaux très côtières jusqu'à des profondeurs de 500 m. D'après Figueiredo *et al.* (1995), les jeunes (taille inférieure à 40 cm) se concentrent sur les fonds de 200 à 300 m alors que les adultes occupent les eaux plus profondes de 400 à 500 m. Il semblerait également que la proportion de femelles augmente avec la profondeur (Rodriguez-Cabello *C. et al., op. cit.*), les femelles matures et en ponte se situant dans les zones les plus profondes (100 à 400 m). Les résultats des campagnes de plongées en submersible dans le golfe de Gascogne entre 100 et 2 100 m menées par Ifremer en 1996 et 1998 tendent à montrer la présence de *S. canicula* sur des fonds allant de 120 à 295 m. Au cours de ces observations, les animaux étaient inactifs, en petits groupes d'une douzaine individus côte à côte (Lorance *et al.*, 2000). Par ailleurs, *S. canicula* est abondante en Manche où les eaux sont peu profondes, ce qui semble indiquer que cette espèce est relativement cosmopolite.

D'après les résultats de marquages effectués lors des campagnes scientifiques espagnoles, il semblerait que les roussettes n'effectuent pas de grandes migrations et soient assez sédentaires. La plus grande distance parcourue est de 102 km en deux ans (Rodriguez-Cabello, *op.cit.*).

L'ensemble des travaux sur le régime alimentaire des roussettes décrit une alimentation variée et un choix de proies de type opportuniste. *Scyliorhinus canicula* se nourrit essentiellement de crustacés (amphipodes, isopodes, décapodes), de mollusques, de polychètes, ainsi que divers poissons (Kaiser 1993 ; Arambourg *in* Grassé 1958). Les travaux de Lyle (1983) sur les contenus stomacaux de roussettes de l'Île de Man confirment cette diversité du régime alimentaire : ils indiquent une diminution de la consommation de petits crustacés (comme les Bernard l'Hermite) et de mollusques avec la croissance des individus, ainsi qu'une intensification de l'alimentation en

été, due à une plus grande disponibilité des proies. Cette phase est suivie d'un ralentissement de la consommation dès l'automne. En baie de Douarnenez, Quiniou (1986) montre que se sont les mollusques (et plus spécifiquement les bulots) et les crustacés (en particulier les crabes du genre *Macropipus*) qui représentent les proies préférentielles des roussettes de taille comprise entre 38 et 66 cm. Ces animaux peuvent également se nourrir d'échinodermes (l'holothurie *Thione fusus* par exemple). En Manche, le tourteau est leur proie préférentielle, la prise de nourriture se faisant de façon continue (Dauvin, 1988).

La fécondation chez *S. canicula* est interne et la reproduction du type ovipare. Les œufs, plus ou moins rectangulaires, ont une coque cornée transparente qui les protège. Les angles sont munis de longs filaments enroulés comme des vrilles, qui permettent un accrochage des œufs sur des algues ou tout autre support.

La proportion de mâles et de femelles dans les captures est variable au cours de l'année. En Manche, les mâles sont plus fréquents en mai et juin et les femelles en hiver (Harris 1952).

La période de ponte s'étale sur une grande partie de l'année. L'intensité maximale des pontes a lieu en mai-juin (Craick, 1978 ; Ellis, 1997), et la période de reproduction s'arrête en août et septembre. D'après Mellinger (1983), une femelle déposerait entre 48 et 86 œufs par an ; Ellis (*op.cit.*) ne fait état que de 29 à 62 œufs par an. Se basant sur des observations en aquarium, cet auteur estime que la durée d'incubation varie de 5 à 6 mois, pour des températures comprises entre 8,5 et 18°C.

La localisation précise des nourriceries n'est pas connue.

19.2.2. Paramètres biologiques

19.2.2.1. Relation taille poids

Dorel (1986) fournit les paramètres des relations taille-poids pour le golfe de Gascogne et la Manche. Les bases de données de l'Ifremer fournissent également ces paramètres pour le nord de l'Espagne. Les résultats sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel (1986)	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F	285	$3,64 \cdot 10^{-3}$	2,97933
	Manche	Longueur totale	M+F	376	$3,0810^{-3}$	3,02929
Dorel <i>et al</i>	Nord Espagne	Longueur totale	M + F	nd	$2,300 \cdot 10^{-3}$	3,0993

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la petite roussette ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) pour différentes régions.

19.2.2.2. Croissance

Des résultats sur la croissance ont été obtenus en mer Cantabrique par Rodriguez *et al.* (1998) à partir de l'analyse de fréquence de taille et de 19 recaptures de roussette (sur 2 153 marquages effectués entre 1983 et 1995). D'autres travaux ont été menés par Zupanovic (*in* Pauly 1978) dans l'Adriatique et par Lye (1989) au voisinage de l'Ile de Man. L'ensemble des résultats est fourni dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	$K(an^{-1})$
Zupanovic <i>in</i> Pauly (1978)	Adriatique	M+F	56,8	0,53
Lye (1989)	Ile de Man	M+F	100	0,15
Rodriguez-Cabello <i>et al</i> (1998) ; (méthode Battcharya)	Mer Cantabrique	M+F	88,83	0,126
Rodriguez-Cabello <i>et al</i> (1998) ; (méthode recaptures)	Mer Cantabrique	M+F	98,8	0,098

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance de la petite roussette selon divers auteurs et pour différentes régions.

19.2.2.3. Reproduction

La maturité sexuelle est évaluée à partir du développement des ptérygopodes (organes mâles d'accouplement) pour les mâles et de la taille de la glande nidamentaire pour les femelles. Elle conduit à estimer les tailles à maturité sexuelle suivantes pour les mâles et les femelles :

Sexe	L ₅₀	100% de maturité
Mâles	52 cm	55 cm
Femelles	55 cm	65 cm

Tableau 3 : Tailles de maturité sexuelle d'après les travaux d'Ellis *et al.* (1997). L₅₀ est la taille pour laquelle 50% des animaux sont matures).

Les zones de frayères sont très dispersées allant de la côte à des profondeurs de plus de 300 m (Desaunay, *com. pers.*). La taille des juvéniles à l'éclosion se situe entre taille 90 et 112 mm, pour un poids de 2,6 à 3,9g. (Hellis, 1997 ; Mellinger, 1983).

19.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement.

19.2.2.5. Mortalité naturelle

La valeur de $M=0,15$ est généralement utilisée pour les éla-smobran-ches.

19.3. Les pêcheries.

19.3.1. Les pêcheries françaises

En raison de sa faible valeur commerciale, la petite roussette ne constitue pas une espèce cible pour les pêcheries françaises. C'est une prise accessoire pour bon nombre de métiers pratiqués en mer Celtique et dans le golfe de Gascogne, mais les captures sont presque exclusivement réalisées par le chalutage de fond. En Manche, la roussette est une capture accessoire des métiers du chalutage, ainsi que des fileyeurs. Elle est également capturée par la pêche palangrière de fond, ciblant le congre, la julienne et les squalidés (requin-hâ en particulier).

19.3.2. Les pêcheries étrangères

Au même titre que pour les pêcheries françaises, les roussettes sont capturées comme espèce accessoire au chalut de fond ou à perche, ainsi qu'à la palangre.

19.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

19.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les captures internationales sont difficilement chiffrables dans la mesure où elles ne sont pas individualisées dans les statistiques disponibles (les valeurs disponibles regroupant l'ensemble des squalidés).

Le tableau ci-dessous fournit l'évolution des débarquements français de petite roussette par division CIEM.

Ils oscillent depuis 1986 entre 4 000 et 5 000 t/an. Le golfe de Gascogne contribue pour environ 15% à ces apports tandis que la Manche, la mer Celtique et la mer d'Irlande (zone VII) représentent environ 80% des débarquements.

Dans la division VII les captures les plus importantes proviennent de la manche. Depuis 1993, sa part ne cesse d'augmenter et en 1997 elle représentait 70% des apports (fig. 3).

Zones	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
II	0	0	0	0,6	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IV	28	34	44	54	57	37	66	54	45	29	42	37	55	77	73
V	0	0,2	0,5	0,3	0,8	0,8	0,4	0,3	0,1	0,2	0	0,1	0	0	0
VI	372	302	365	390	337	322	216	293	345	290	212	150	148	153	125
VII	3187	2116	3032	3132	3334	3626	4246	3364	3941	3524	3717	3445	3765	3633	3955
VIII	428	412	461	639	565	565	649	677	634	700	600	505	620	659	741
XX	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0
XII	0	0,4	0,5	0,8	1	0	0	0,1	0,2	0	0,1	0	0	0	0
Total	4014	2865	3904	4215	4295	4592	5177	4388	4966	4544	4571	4137	4587	4523	4895

Tableau 4 : Débarquements français de petite roussette (tonnes) par zone CIEM de 1983 à 1997.
(sources : base statistiques nationale)

19.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

La roussette est une espèce accessoire des chalutiers français travaillant dans le golfe de Gascogne et en mer Celtique. L'effort de pêche développé pour capturer cette espèce n'est pas disponible.

19.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Aucune donnée n'est immédiatement disponible sur les rendements par métiers.

19.3.4. Structure démographique des captures

19.3.4.1. Structure des débarquements

Les débarquements de roussettes ne font l'objet d'aucun échantillonnage systématique, et la structure démographique des débarquements n'est pas connue.

19.3.4.2. Rejets

Une étude des rejets des chalutiers français de mer Celtique a permis d'estimer les quantités de roussette rejetées au cours de l'année 1997 à environ 530 tonnes pour les divisions VIII-f-h,j. La taille des animaux rejetés varie entre 12 et 70 cm. Les rejets représentent environ 33% des captures (Rochet *et al*, sous presse).

Leur importance est également soulignée par Trujillo *et al* (1997) qui fait état de 80% de rejets de cette espèce par les chalutiers espagnols.

En Manche occidentale, Morizur *et al*. (1996) estiment que les rejets de roussettes atteignent près de 50% des captures pour le chalutage côtier. Ils concernent la totalité des individus mesurant moins de 50 cm. Les individus plus gros (au-delà de 50 cm) sont par contre peu rejetés. Pour le chalutage hauturier (en Manche ouest et dans le canal de Bristol), les rejets de roussettes sont relativement faibles (18 à 23% des captures) et ne concernent que des individus de petite taille (inférieure à 50 cm). Pour les fileyeurs enfin, ils sont très faibles (10 à 16% des captures) : ils concernent des individus de toutes tailles, généralement abîmés.

19.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Il n'existe pas d'étude spécifique sur la sélectivité des engins de pêche vis à vis de la roussette.

19.3.6. Les compétitions entre métiers

Il ne semble pas exister de problème notable de compétition entre métiers, en dehors d'une compétition directe pour la ressource.

19.4. L'état de la ressource.

19.4.1. Evolution de l'abondance

Aucune information sur l'état de la ressource en mer celtique et dans le golfe de Gascogne n'est disponible.

En Manche orientale, Carpentier et Coppin (2000) ont calculé des indices d'abondance des roussettes à partir des résultats des campagnes d'évaluation des ressources halieutiques en mer du Nord et Manche orientale (campagnes CGFS). Ces auteurs montrent que l'espèce est particulièrement abondante dans la partie centrale de la Manche orientale, ainsi qu'en baie de Seine. L'évolution de cet indice d'abondance depuis 10 ans ne semble pas indiquer de tendance particulière, mais des fortes fluctuations inter-annuelles (de 5 000 à 20 000 individus/km² selon les années). Cependant, l'abondance semble s'être stabilisée ces 3 dernières années aux alentours de 10 000 individus/km².

19.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune donnée disponible.

19.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Aucune donnée disponible.

19.4.4. Potentiels de production

Aucune donnée disponible.

19.5. Les mesures de gestion

19.5.1. Mesures actuellement en vigueur

A l'heure actuelle, il n'y a pas pour cette espèce ni totaux admissibles (TAC), ni taille minimale légale au débarquement. Il existe par contre une réglementation sur les maillages autorisés pour sa pêche. Ainsi, les roussettes, toutes espèces confondues, (Scyliorinidés) entrent dans le groupe des espèces cibles pour lequel le maillage minimal des chaluts est de 80 mm en région 1 et 2 (nord de 48° N) et de 60 mm en région 3 (golfe de Gascogne). En région 1 et 2, la petite roussette entre dans le groupe des espèces pour lesquelles le maillage minimal des engins fixes est de 90 mm ; pour la région 3 elle n'est pas citée explicitement, et rentre donc dans le groupe des espèces pour lesquelles le maillage minimal des arts dormants est de 100 mm.

19.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Les informations disponibles, notamment une fécondité faible, laissent penser que la petite roussette pourrait être sensible à la surexploitation. On peut supposer que le recrutement est fortement dépendant de la biomasse des reproducteurs et que le stock n'est pas en mesure de supporter des taux d'exploitation élevés.

Par ailleurs, son statut de capture accessoire rend plus difficile une gestion par un système de TAC. L'instauration de zones protégées visant à protéger les juvéniles pourrait être envisagée, mais d'une part les nourriceries sont mal localisées, d'autre part, compte tenu des faibles déplacements de l'espèce, cela relèverait plus de la conservation de l'espèce que de la gestion des pêches.

Les mesures de gestion et d'encadrement se font donc principalement dans le cadre plus général de la diminution de l'effort de pêche rendu nécessaire par l'état d'autres ressources majeures.

19.6. Références bibliographiques

Arambourg C. in Grassé, 1958. Traité de zoologie. Tome XIII, fasc.3, 2016-2056.

Carpentier A. et F. Coppin, 2000. Campagnes expérimentales de chalutage en Mer du Nord et Manche Orientale. Volume II, les campagnes CGFS 1999 et 2000. Rapport final du contrat européen BIOECO 98/058, Ifremer, 86 p + annexes.

Compagno L.J.V., 1984. Sharks of the world : an annotated and illustrated guide of shark species known to date. Part2, carcharhiniiformes. *FAO fisheries Synopsis* **125**, 4 : 251-655

- Craick J.C.A., 1978. An annual cycle of vitellogenesis in the elasmobranch de *Scyliorhinus canicula* (L.). *J. Mar. Ass. U.K.*, **58** : 719-726
- Dauvin, J.C., 1988. Rôle du macrobenthos dans l'alimentation des poissons démersaux vivant su les fonds de sédiments fins de la Manche occidentale. *Cah. Biol. Mar.*, **29** : 445-467
- Dorel D., Cadiou Y, Porché P., sans date. Poissons, crustacés et mollusques des mers communautaires. Paramètres biologiques et représentations graphiques. Base de données Ifremer.
- Du Buit M.H., 1989. L'exploitation des sélaciens en France . *Oceanis*, **15** (3) : 333-344
- Ellis J.R., Shackley S.E.,1997. The reproductive biology of *Scyliorhinus canicula* in the Birstol Chanel. *J. Fish Biol.*, **51** : 361-372
- Figueiredo I., Figueiredo M.J., Moura O., 1994. Distribution, abundance and size composition of blackmouth catshark (*Galeus melastomus*) and small spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) on the slope of the Portuguese South and Southern West Coasts. ICES-CM –1995/G : 9, 38 p.
- Giltay, L. (1928). A propos de *Scyliorhinus duhamelii* (Garman,1913) et de *Scyliorhinus canicula* (L.,1758). *Ann. Soc. royale Zool. Belgique* **59** : 13-19.
- Harris J.E., 1952. A note on the breeding season, sex ratio and embryonic development of *Scyliorhinus canicula* (L.). *J. Mar. Ass. U.K.*, **31** : 269-275.
- Kaiser M.J. et Spencer B.E., 1993. Opportunistic feeding on benthos by fishes after the passage of a 4m beam trawl. ICES-CM-1993/G : 27, 13p.
- Kaiser M.J. et Spencer B.E., 1994. Fish scavenging behaviour in recently beam trawled areas. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **112**, 41-49.
- Lyle J.M., 1983. Food and feeding habits of the lesser spotted dogfish *Scyliorhinus canicula* (L.), in Isle of Man waters. *J. Fish.Biol.*, **23**(6) : 725-737.
- Lyle J.M., 1981. Feeding, utilization of food and growth in the lesser spotted dogfish *Scyliorhinus canicula* (L.) from Isle of Man waters, Thèse Univ. Liverpool, 300 p.
- Lorance P., Latrouite D., Séret B., 2000. Observations of chondrichthyan fishes (sharks, rays and chimaeras) in the Bay of Biscay from submersibles. Proc. 3rd Europ. Elasm. Assoc. Meet., Boulogne-sur-Mer, 27-29 May 1999, Séret B. & J.-Y. Sire, eds, Paris: Soc. Fr. Ichtyol. & IRD : 29-45.
- Mellinger J. 1983. Egg-case diversity among dogfish, *Scyliorhinus canicula* (L.) a study of egg laying rate and nidamental gland secretory activity. *J. Fish Biol.*, **22** : 83-90
- Morizur Y., Pouvreau S. et A. Guénolé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche Occidentale. Editions Ifremer, Plouzané, France, 127 p.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grancher, Editeur, 394 p.
- Quéro J.C., Dardignac J. et Vayne J.J., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Ifremer/Muséum national d'Histoire naturelle, 229 p.
- Quiniou J.C (1986). Les peuplements de poissons démersaux de la pointe Bretagne. Thèse Université de Bretagne Occidentale ; 350 p.
- Rodriguez-Cabello C., De La Gandara F., Sanchez F., 1998. Preliminary results on growth and movements of dogfish *Scyliorhinus canicula* (L.1758) in the Cantabrian Sea . *Oceanologica Acta*, **21**(2) : 363-370.
- Rochet M.J. Trenkel V. et Péronnet I. (sous presse). Estimations de rejets de pêches en mer celtique. Rapport Ifremer.

Trujillo V., Perez N., Pereda P., 1997. Factors affecting discards by the coastal Spanish North Atlantic trawlers. ICES CM-1997/DD : 3, 19 p.

Walker P., 1996. Sensitive skates or resilient rays ? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and northwestern North Sea. ICES CM-1996/Mini : 4, 14p.

Zupanovic S, *in* Pauly D., 1978. A preliminary compilation of fish length growth parameters, *Ber. Inst. Meereskunde*, Univ. Kiel., 50 p.

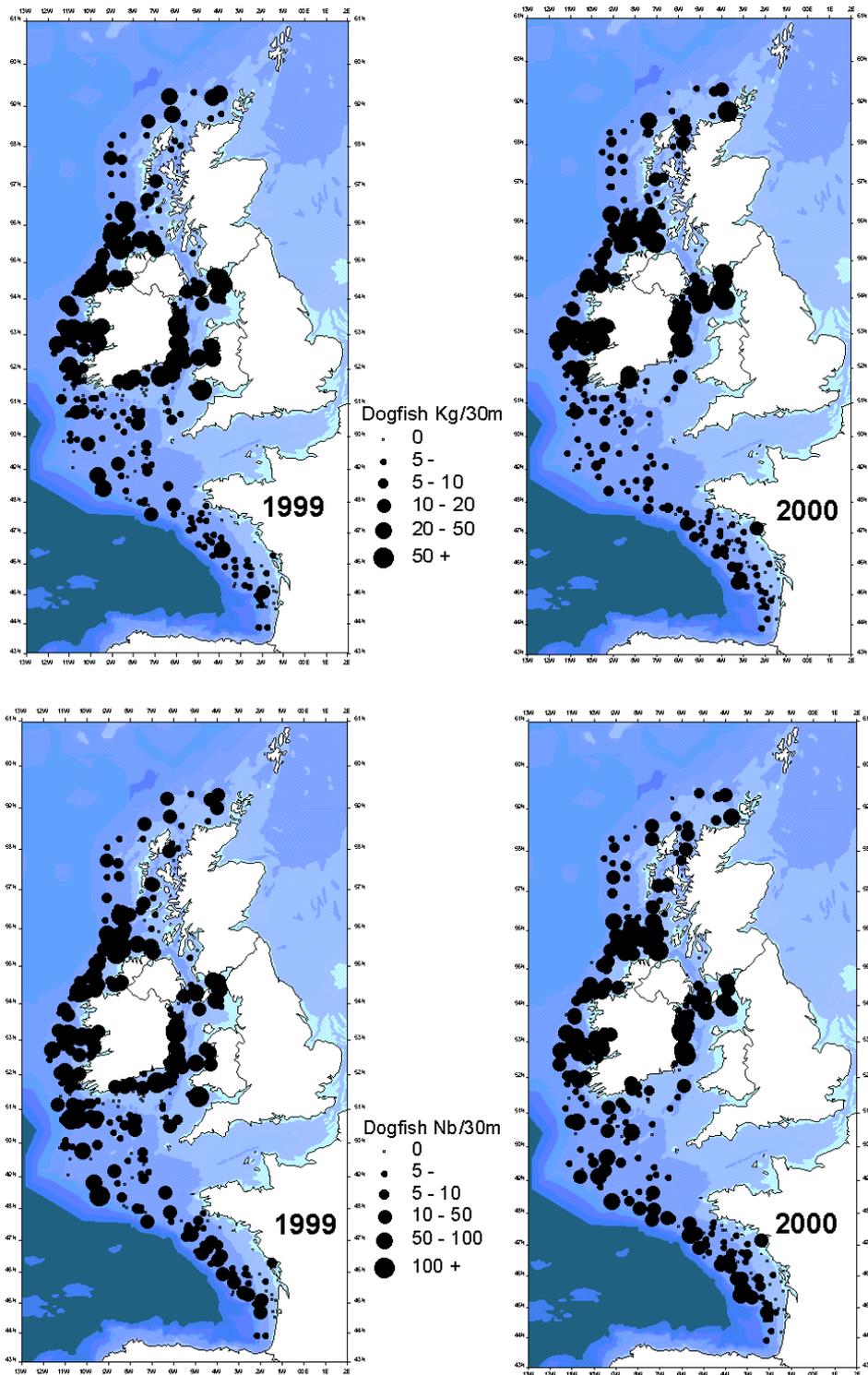


Figure 1 : Distribution de la petite roussette : résultats des campagnes 1999 et 2000 EVOHE (Ifremer, France), ISCSGFS et WCGFS (Marine Institute Dublin, Irlande) et SCOTIA (Marine Laboratory Aberdeen, Ecosse) *in* rapport DGXIV 98-057 sous presse. Nb : la Manche n'est pas échantillonnée au cours de ces campagnes.

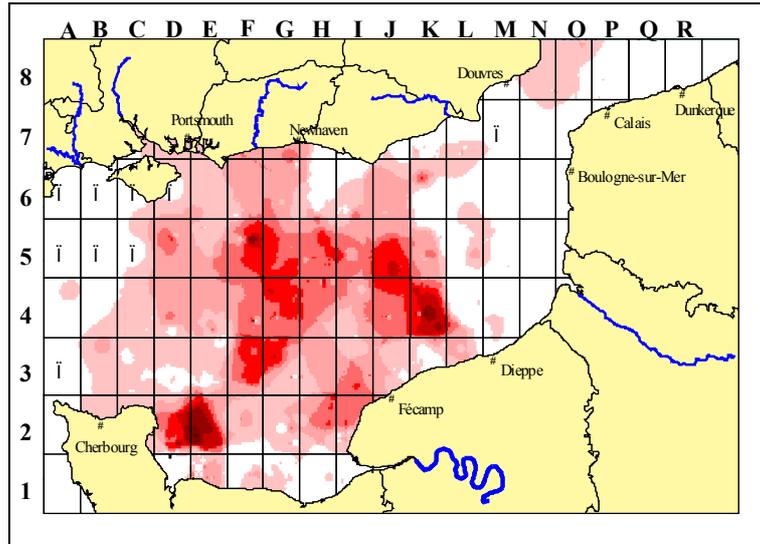


Figure 2 : Aire de répartition de la petite roussette en Manche orientale d'après Carpentier *et al*, 1999 (synthèse de 11 années de campagnes CGFS ; les X représentent les secteurs non échantillés).

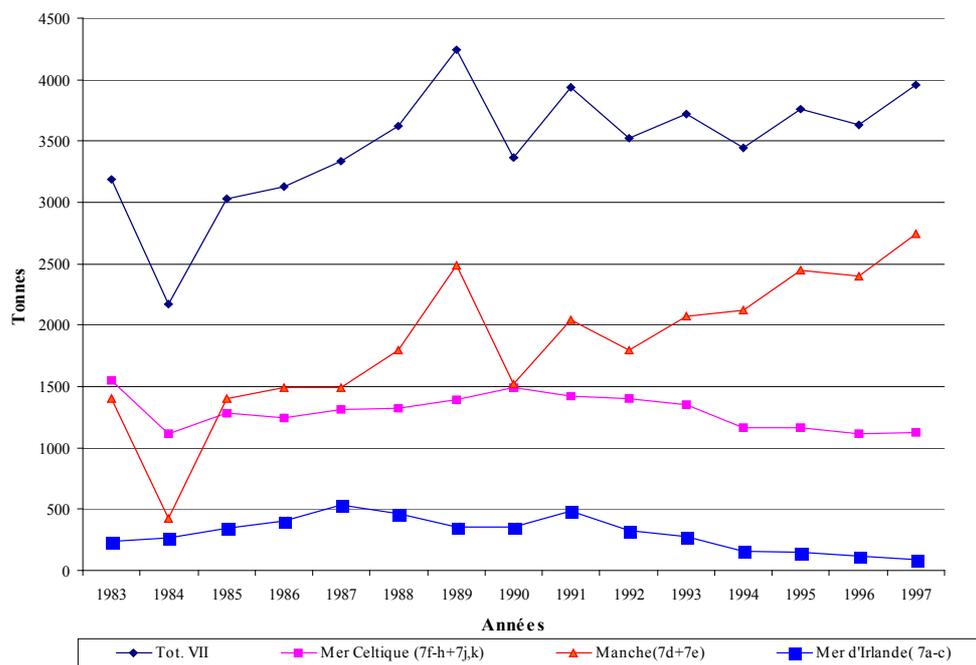


Figure 3 : Evolution des débarquements français de petite roussette par secteur géographique de 1983 à 1997.

20. La raie bouclée (*Raja clavata*) de l'Atlantique nord-est (zones VI, VII et VIII du CIEM)

Isabelle Péronnet et Alain Biseau

20.1. Considérations biogéographiques

20.1.1. Distribution géographique du stock

La raie bouclée est une espèce commune dans l'Atlantique nord-est, de l'Ecosse à la Mauritanie (Quéro, 1984).

Aucune information n'existe sur une éventuelle structuration en un ou plusieurs stocks des populations. On peut cependant noter que les mantes et les raies de la mer du Nord constituent une unité de gestion et font l'objet d'un TAC conservatoire global. Les captures françaises sont surtout réalisées autour des îles britanniques ; faute d'information plus précise, il sera considéré ici qu'un stock unique occupe l'ensemble du plateau continental du golfe de Gascogne au nord de l'Ecosse.

20.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Il s'agit d'un stock entièrement communautaire, dont l'exploitation est partagée entre différents pays membres de l'Union européenne.

20.2. Données biologiques

La biologie de la raie bouclée est mal connue.

20.2.1. Description du cycle de vie

La raie bouclée est la plus commune des raies dans les eaux peu profondes, entre 10 et 60 m (Wheeler, 1978), mais on la trouve jusqu'à 280 m. Elle vit sur différentes sortes de substrat (vases, sables et graviers) et même sur les fonds durs du plateau continental (Du Buit, 1974).

Toujours selon Du Buit (*op. cit.*), quelle que soit sa taille, *R. clavata* se nourrit de crustacés : amphipodes, et crevettes, pour les plus petits individus, décapodes marcheurs (y compris langoustine), chez les plus grands. Les mollusques sont peu représentés, et l'importance des poissons dans la nourriture reste très réduite, même chez les individus les plus grands.

La fécondation est interne et la reproduction du type ovipare. Les œufs mesurent de 6 à 9 cm de long sur 5 à 7 cm de large (Quéro et Vayne, 1997), et sont protégés par une capsule kératinisée munie de quatre filaments assurant leur accrochage sur des supports divers. la durée d'incubation serait de 4 à 5 mois (Clark, 1922). Les jeunes raies à la naissance mesurent entre 10 et 14 cm.

Des concentrations liées à la reproduction ont été signalées autour des îles britanniques par Steven (1932 et 1933), puis par Holden (1975), avec présence temporaire de bancs unisexués. Ces observations restent cependant très ponctuelles.

Des travaux plus récents (Rousset, 1990) sur des observations effectuées en baie de Douarnenez font état d'une plus forte proportion de mâles parmi les adultes et de femelles parmi les juvéniles. Cet auteur conclue que la baie de Douarnenez pourrait être un lieu de rencontre pour l'accouplement mais ne semble pas être une zone de ponte.

Des observations en aquarium ont conduit Holden *et al* (1971) à estimer le taux de ponte pour la raie bouclée à 1 œuf/jour. En se basant sur une période de reproduction de mars à juillet, telle qu'indiquée par Clark (1922, *in* Holden *et al*, 1971), la fécondité annuelle serait alors de 150 œufs/an. Des observations plus récentes (Holden, 1975) montrent d'une part un taux de ponte légèrement inférieur en début et fin de cycle, et d'autre part une période de reproduction (contrôlée par la durée du jour) qui s'étend de février à octobre. Ces nouvelles données ont conduit cet auteur à réviser la fécondité annuelle à 140 œufs.

20.2.2. Paramètres biologiques

20.2.2.1. Relation taille poids

Les relations taille poids ont été établies par Ryland et Ajayi en 1984 sur 1019 mâles et 1124 femelles dont les tailles s'échelonnaient entre 13 cm et plus d'un mètre. Par ailleurs, la base de données de l'Ifremer (Dorel *et al*) fournit également les paramètres de relations taille poids pour diverses régions. Les résultats sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Holden, 1977	Pays de Galles	Longueur totale	M + F		$3,26.10^{-3}$	3,19
Ryland et Ajayi, 1984	Pays de Galles	Longueur totale	M	1019	$1,871.10^{-3}$	3,173
			F	1124	$0,843.10^{-3}$	3,303
Dorel <i>et al</i>	Manche	Longueur totale	M + F		$3,178.10^{-3}$	3,1938
			M		$2,635.10^{-3}$	3,2321
	Golfe de Gascogne	Longueur totale	F		$1,774.10^{-3}$	3,3346
			M + F		$3,405.10^{-3}$	3,1807

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la raie bouclée ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) selon différents auteurs et pour différentes régions.

20.2.2.2. Croissance

Considérant que l'interprétation des stries sur les corps vertébraux est délicate, Holden (1972) a utilisé une série de 440 données de marquages-recaptures pour une première estimation des paramètres de croissance.

Une étude faite par Ryland et Ajayi (1984) à partir de l'interprétation des stries sur les vertèbres de plus de 2000 individus donne des résultats très différents et très controversés. Ainsi Brander et Palmer (1985), en examinant les compositions en taille des captures de raies bouclées des campagnes en mer d'Irlande entre 1976 et 1982, estiment des tailles moyennes pour les différents modes qu'ils considèrent comme des groupes d'âge. Les tailles moyennes aux âges ainsi déduites sont très inférieures à celles trouvées par les précédents auteurs, et plus conformes aux observations d'Holden. Fahy (1991), à partir de lectures de vertèbres, trouvent des résultats assez semblables aux précédents.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞}	$K(an^{-1})$	t_0 (an)
Holden (1972)	Irlande	M	85.6	0.21	-0.60
		F	107.0	0.13	-0.60
Ryland and Ajayi, 1984	Pays de Galles	M+F	139.2	0.090	-2.626
Brander and Palmer, 1985	Pays de Galles	M+F	105.0	0.215	0.45
Dorel <i>et al</i>	Golfe de Gascogne	M	85.6	0.210	-0.6
		F	107.0	0.130	-0.6
Fahy, 1991	Mer d'Irlande	M	96.8-104.3	0.19-0.24	-1.36- -0.32
		F	107.8-120.0	0.15-0.26	-1.01-+0.05

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance de la raie bouclée selon divers auteurs et pour différentes régions.

20.2.2.3. Reproduction

Des observations effectuées par Nottage et Perkins (1980) en Ecosse montrent une taille à première maturité sexuelle de 42 cm pour les mâles et 45 cm pour les femelles.

La taille des juvéniles à l'éclosion varie entre 10 et 14 cm (Clark, 1922).

20.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement. Cependant, compte tenu de la faible fécondité des femelles, et comme chez tous les élaémobranches, il doit dépendre fortement de l'abondance des reproducteurs.

20.2.2.5. Mortalité naturelle

La valeur de $M = 0,15$ est généralement utilisée chez les élasmobranches.

20.3. Les pêcheries

20.3.1. Les pêcheries françaises

La raie bouclée est une espèce accessoire de la pêche chalutière de fond autour des îles britanniques et notamment au sud de l'Irlande. Elle est plus rare dans les débarquements provenant du sud de la mer Celtique et du golfe de Gascogne.

20.3.2. Les pêcheries étrangères

La quasi-totalité des captures de raies se fait au chalut de fond à panneaux. Seuls, la Belgique et les Pays-Bas utilisent un chalut à perche. Les captures internationales sont difficilement chiffrables dans la mesure où les raies bouclées ne sont pas individualisées dans les statistiques disponibles. Il s'agit toujours de captures accessoires.

20.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

Raja Clavata, même si elle est facilement identifiable (queue rayée, nombreuses boucles), n'est pas toujours triée sous les criées. On la trouve souvent mélangée à des raies de même taille mais d'autres espèces (*Biseau*, *com. pers.*).

20.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Compte tenu de ce qui précède, les chiffres du tableau ci-dessous doivent être considérés comme des approximations. Néanmoins, l'examen des statistiques permet de dire que la raie bouclée représente moins de 20% des débarquements de raies de mer Celtique (zone CIEM VII), mais environ un tiers des captures réalisées au sud de l'Irlande (sous division VIIg). Les débarquements de raie bouclée en provenance de l'ouest de l'Ecosse (zone VI) et du golfe de Gascogne (zone VII) sont moins importants.

Année	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
VI	299	154	160	158	156	148	154	144	180	106	120	101	86	81	n.d.	n.d.
VII	2502	2828	2060	1620	1756	1540	1815	1470	1338	1072	1380	1326	1237	1138	n.d.	n.d.
VIII	168	163	191	155	230	246	214	231	232	181	238	225	248	196	n.d.	n.d.

n.d. : non disponible

Tableau 3 : Débarquements français de raie bouclée en provenance des divisions VI, VII et VIII (Sources : base statistiques nationale).

20.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

La raie bouclée est une espèce accessoire des chalutiers français travaillant autour des îles britanniques. Aucune étude approfondie n'a été effectuée sur la pêche de cette espèce.

20.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Ce type d'information n'est pas disponible actuellement.

20.3.4. Structure démographique des captures

20.3.4.1. Structure des débarquements

Les débarquements de raie bouclée ne font l'objet d'aucun échantillonnage systématique, leur structure démographique n'est donc pas connue.

La longueur maximale observée dans les débarquements est de 115 cm (Du Buit, 1974).

20.3.4.2. Rejets

Aucune information n'est disponible sur les rejets de raie bouclée. Cependant, compte tenu de la faible sélectivité des engins de pêche vis à vis de cette espèce (cf. ci-dessous), de très petits individus sont probablement capturés et rejetés.

20.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Il n'existe pas d'étude spécifique sur la sélectivité des chaluts vis à vis des raies, mais la morphologie de cet animal fait que les juvéniles sont, avec les maillages en usage, très probablement capturés dès leur naissance (soit à une taille d'environ 10 à 14 cm).

20.3.6. Les compétitions entre métiers.

Il ne semble pas exister de problème notable de compétition entre métiers, en dehors d'une compétition directe pour la ressource.

20.4. L'état de la ressource

Aucune information sur l'état de la ressource en raie bouclée n'est disponible.

D'une manière générale, les stocks de raies sont fragiles de par un faible nombre d'œufs pondus par femelle, une maturation sexuelle tardive et une grande vulnérabilité des jeunes dont la morphologie permet la capture dès leur naissance. Le faible nombre d'œufs pondus est partiellement compensé par une survie forte des jeunes (Holden, 1973). Même si, comme l'ont montré Holden (1977) et Brander (1981), toutes les espèces ne sont pas également sensibles, et celles qui ont une taille à première maturité relativement faible (comme c'est le cas de la raie bouclée) le sont moins que d'autres qui doivent atteindre 1 m ou plus pour se reproduire, on peut supposer que le recrutement de la raie bouclée est fortement lié au niveau de la biomasse des reproducteurs et que cette espèce ne soit pas en mesure de supporter des taux d'exploitation élevés.

20.5. Les mesures de gestion

20.5.1. Mesures actuellement en vigueur

A l'heure actuelle il n'existe pour cette espèce ni TAC, ni taille minimale au débarquement, ni aucune autre mesure de gestion spécifique pour la raie bouclée. Seul, un poids minimal pour la commercialisation a été fixé à 300 grammes par les organisations de producteurs pour l'ensemble des raies. A noter cependant qu'un TAC conservatoire a été fixé pour l'ensemble des espèces de raies en mer du Nord.

20.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Une des difficultés est l'absence de données permettant une délimitation des stocks, et dont la définition d'unité de gestion.

Même si les informations précises manquent, il est évident, compte tenu de la morphologie de l'espèce que les captures de raie bouclée comprennent une forte proportion d'individus immatures. La protection des juvéniles serait souhaitable mais difficilement réalisable dans la mesure où il ne semble pas exister de nurseries bien identifiées et que les chaluts sont peu sélectifs vis à vis de cette espèce (et des raies en général).

Dans différentes zones (Canada notamment, mais aussi mer du Nord), les pêcheries de raies font l'objet de TAC. Ce type de mesures pose cependant problème pour les pêcheries européennes puisque le plus souvent les raies constituent des captures accessoires.

La constitution d'aires protégées pourrait être envisagée, mais cela relève plus de la protection de l'espèce que d'une véritable gestion des pêches sauf si des phénomènes migratoires suffisamment amples permettaient une diffusion des individus depuis les zones protégées vers l'extérieur, ce qui reste à démontrer.

20.6. Références bibliographiques

Brander K., 1981. Disappearance of common skate *Raja batis* from the Irish Sea. *Nature*, **290** : 48-49.

Brander K., et Palmer D. 1985. Growth rate of *Raja clavata* in the Northeast Irish Sea. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **33** : 125-128.

Clark R.S. 1922. Rays and skates. Eggs-capsules and young. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **12** (4) : 577-643.

Dorel D., Cadiou Y, et Porché P., sans date. Poissons, crustacés et mollusques des mers communautaires. Paramètres biologiques et représentations graphiques. Base de donnée ifremer.

Du Buit M.H., 1974. Contribution à l'étude des populations de raies du Nord-Ouest Atlantique des Faeroe au Portugal. Th. Doct. Sciences Naturelles. Université de Paris VI. 161 p + annexes.

Holden M.J., Rout D.W., Humphreys C.N., 1971. The rate of egg laying by three species of ray. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **33** (3) : 335-339.

Holden M.J., 1972. The growth rates of *Raja brachyura*, *R. clavata* and *R. montagui* as determined from tagging data. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **34** (2) : 161-168.

Holden M.J., 1973. Are long-term sustainable fisheries for elasmobranchs possible ? *Rap. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, **164** : 360-367.

Holden M.J., 1975. The fecundity of *Raja clavata* in British waters. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **36** (2) : 110-118.

Holden M.J., 1977. Elasmobranchs. In Fish population dynamics (J.A. Gulland, ed.). J.Wiley & Sons, New York : 187-215.

Nottage A.S., Perkins E.J., 1980. Observations on the general biology of the thornback ray (*Raja clavata* L.) in the Solway Firth. Sci. Rep. Cumbria Sea Fish. Comm. 14 p.

Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grancher, Editeur, 394p

Rousset, J. 1990. Population structure of thornback rays *Raja clavata* and their movements in the Bay of Douarnenez. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **70** : 261-268.

Ryland J.S., Ajayi T.O. Growth and population dynamics of three *Raja* species (Batoidei) in Carmarthen Bay, British Isles. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **41**: 111-120.

Steven G.A. 1932. Rays and skates of Devon and Cornwall. II. A study of the fishery ; with notes on the occurrence, migrations and habits of the species. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **18** (1): 1-33.

Steven G.A. 1933. Rays and skates of Devon and Cornwall. III. The proportion of the sexes in nature and in the commercial landings and their significance to the fishery. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **18** (2): 611-26.

Walker P., 1996. Sensitive skates or resilient rays ? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and northwestern North Sea. Cons. Int. Explor. Mer, CM 1996/Mini : 4, 14 p.

Wheeler A. 1978. Key to the fishes of Northern Europe. London : Frederick Warne, 380 p.

21. La raie fleurie (*Raja naevus*) de mer Celtique et du golfe de Gascogne (divisions VIIg-h et Villab du CIEM)

Isabelle Péronnet et André Forest

21.1. Considérations biogéographiques

21.1.1. Distribution géographique du stock

La raie fleurie est une espèce de l'Atlantique nord-est, son aire de répartition est limitée au nord par le 60^{ème} parallèle, au sud par les côtes marocaines (Quéro, 1984). A l'ouest elle est présente jusqu'aux Iles Shetland et sur le banc Bill Bailey (ouest des îles Féroé), mais elle y est peu abondante. Elle est abondante dans l'ouest de l'Irlande et en mer du Nord ; les plus fortes concentrations se localisent dans le sud de la mer Celtique et dans le nord du golfe de Gascogne.

Aucune information n'existe sur la structuration en un ou plusieurs stocks des populations. Cependant, les mantes et les raies de la mer du Nord constituent une unité de gestion et font l'objet d'un TAC conservatoire global. Les captures françaises proviennent essentiellement de la mer Celtique (divisions CIEM VIIg-h) et du nord du golfe de Gascogne, et seuls ces secteurs seront pris en compte dans ce rapport. On considérera donc qu'il s'agit d'un stock unique.

21.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le stock est totalement inclus dans les eaux européennes, et fait l'objet d'une exploitation partagée entre plusieurs états de l'Union européenne.

21.2. Données biologiques

21.2.1. Description du cycle de vie

Selon Du Buit (1974), la raie fleurie préfère les fonds de sable coquiller du plateau continental entre 100 et 500 m de profondeur. Dans le golfe de Gascogne, elle occupe essentiellement la moitié la plus profonde du plateau continental ; quelques individus peuvent également être capturés en zone moins profonde (Quéro, 1984, Quéro *et al*, 1989). Il n'existe pas de données sur les migrations éventuelles et la mobilité de cette espèce. Les nourriceries et les frayères ne semblent pas bien individualisées.

Toujours selon Du Buit (*op.cit.*), jusqu'à 50 cm, *R. naevus* se nourrit essentiellement de crustacés (amphipodes, isopodes, décapodes) et d'annélides polychètes ; chez les plus grands individus, le régime alimentaire se compose en grande partie de poissons (90%), le plus souvent des callyonymes, des merlans bleus, des poissons plats et des larves. Daan *et al*, (1993) ont observé, en mer du Nord et sur un petit échantillon, un changement de régime plus précoce, qui interviendrait vers 15 cm.

La fécondation est interne et la reproduction du type ovipare. Les œufs sont volumineux (6,5x3,5 cm), chacun étant inclus dans une capsule kératinisée de forme rectangulaire qui le protège. Munis de quatre filaments, ces œufs peuvent s'accrocher à différents supports. Il n'y a pas de discrimination spatiale des sexes, et sur l'ensemble de l'aire de distribution on note une légère majorité de femelle (57%) (Du Buit, *op.cit.*).

Il existe peu de données sur la fécondité et le rythme des pontes chez *Raja naevus*. Durant toute l'année on remarque une proportion stable de femelles présentant des ovules en maturation. D'après une observation en aquarium (Clark, 1922) la durée d'incubation des œufs serait de 212 jours. Selon Du Buit (1974), la durée effective de ponte serait d'environ 7 mois ; en appliquant un taux de ponte égale à 0,50 œufs par jour, qui semble le plus répandu chez les raies, la fécondité s'élèverait à 102 œufs par femelles et par an. Il n'y a pas de travaux récents sur le sujet.

21.2.2. Paramètres biologiques

21.2.2.1. Relation taille poids

Des relations taille poids ont été établies par Du Buit en 1974 sur 137 mâles et 139 femelles dont les tailles s'échelonnaient entre 13 cm et 70 cm. Tout l'éventail des longueurs est représenté puisque à l'éclosion les individus mesurent 12 cm. Par ailleurs, la base de données de l'Ifremer (Dorel *et al*) fournit également les paramètres de relations taille poids pour diverses régions. Les résultats sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Du Buit (1986)	Atlantique N.E.	Longueur totale	M	137	$2,3 \cdot 10^{-3}$	3,244
			F	139	$2,11 \cdot 10^{-3}$	3,265
Dorel <i>et al</i>	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F		$2,939 \cdot 10^{-3}$	3,1864
	Mer Celtique	Longueur totale	M		$2,30 \cdot 10^{-3}$	3,2440
			F		$2,110 \cdot 10^{-3}$	3,2650
			M + F		$2,360 \cdot 10^{-3}$	3,2326
	Ouest Ecosse		M + F		$3,87 \cdot 10^{-3}$	2,9591

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la raie fleurie ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) selon différents auteurs et pour différentes régions.

21.2.2.2. Croissance

Une estimation des paramètres de croissance sexes confondus a été réalisée par Du Buit en 1974 à partir de lectures d'âge sur les corps vertébraux (Du Buit, 1974 et 1977). L'estimation des paramètres de la loi de croissance de Von Bertalanffy a été obtenue en utilisant la méthode d'Abramson-Tomlinson.

Toujours à partir de lectures d'âges sur les corps vertébraux, Charuau et Biseau, 1989 fournissent les paramètres de croissance pour chaque sexe obtenus en utilisant deux méthodes d'ajustement de la courbe de croissance : Abramson-Tomlinson (méthode I) et analyse de la distribution des longueurs par la méthode de Powell (méthode II). L'ensemble des résultats est fourni dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞}	$K(\text{an}^{-1})$	$t_0(\text{an})$
Du Buit (1974)	Atlant. N.E.	M+F	91,64	0,1088544	-0,4651
Charuau et Biseau (1989) ; méthode I	Mer Celtique	M	85,47	0,162	0,943
		F	85,40	0,156	1,2
Charuau et Biseau (1989) ; méthode II	Mer Celtique	M	71,25	0,217	
		F	71,59	0,203	
Dorel <i>et al</i>	Ouest Ecosse	M	69,9	0,330	-1,120
		F	73,1	0,230	-2,470

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance de la raie fleurie selon divers auteurs et pour différentes régions.

21.2.2.3. Reproduction

La taille de première maturité sexuelle évaluée à partir du développement des ptérygopodes (organes mâles d'accouplement) se situe à 59 cm pour les mâles. La taille de première ponte est également de 59 cm chez les femelles, soit environ 6 - 7 ans pour les deux sexes (Du Buit, 1974, 1976). Biseau *et al* (1999) ont utilisé une taille moyenne à laquelle 50% des individus sont matures (L_{50}) de 64 cm, et un écart entre les longueurs auxquelles 25% et 75% des individus sont matures (écart de sélection) de 4 cm.

La taille des juvéniles à l'éclosion est de 12cm (Clark, 1922).

21.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement. Cependant, compte tenu de la faible fécondité des femelles, et comme chez tous les élamobranches, il doit dépendre fortement de l'abondance des reproducteurs.

21.2.2.5. Mortalité naturelle

La valeur de $M=0,15$ est généralement utilisée chez les élasmobranches.

21.3. Les pêcheries

21.3.1. Les pêcheries françaises

La raie fleurie n'est pas une espèce cible à proprement parler. C'est une prise accessoire pour bon nombre de métiers pratiqués en mer Celtique et dans le golfe de Gascogne. Toutefois ses prises sont presque exclusivement dues au chalutage de fond, et elle peut être la principale espèce pour certains chalutiers benthiques de mer Celtique

En 1997, la flottille de chalutiers de Bretagne sud susceptible de capturer cette espèce en mer Celtique comptait 275 unités de 23 m de longueur moyenne pour une puissance moyenne de 443 kW équipés de chalut de fond simple ou de chaluts jumeaux. Cette flottille exerce principalement trois métiers :

- le chalutage dit « benthique » qui capture surtout les baudroies et les raies ; ce métier regroupe 19% des sorties effectuées par les navires de pêche de Bretagne sud ; la raie fleurie représente 22% de leurs débarquements qui proviennent à part égale de la mer Celtique et du golfe de Gascogne (Biseau *et al*, 1999) ;
- le chalutage dit « démersal » dont les espèces cibles sont le merlu, le merlan, la morue ; les raies sont des espèces accessoires. Ce métier regroupe 25% des sorties ;
- les chalutiers langoustiniers qui débarquent hormis la langoustine, la cardine, des baudroies, des gadidés et des raies; ce métier représente 12% des sorties.

21.3.2. Les pêcheries étrangères

La quasi-totalité des captures de raies se fait au chalut de fond à panneaux. Seuls, la Belgique et les Pays- Bas utilisent un chalut à perche. Dans tous les cas, il s'agit d'une capture accessoire.

21.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

Les captures internationales sont difficilement chiffrables dans la mesure où les raies fleuries ne sont pas individualisées dans les statistiques disponibles.

Raja. naevus est la seule espèce de raies qui soit bien identifiée dans les débarquements français. Si elle ne constitue qu'un peu plus du tiers des raies capturées dans la zone CIEM VII, la raie fleurie représente les trois quarts des captures de raies provenant du sud du plateau celtique, zone où elle est la plus abondante.

21.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Entre 1986 et 1993, les débarquements français (fig. 1, et tableau ci dessous) de cette espèce ont diminué de 47% (5 500 t à 2 900 t). Ils sont en hausse depuis avec une augmentation de 38% entre 1993 et 1997. Le golfe de Gascogne contribue pour 30% à ces apports.

Année	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
VII	3606	3919	3372	3431	3255	3189	2902	2512	2035	2154	2437	2784	3314	2844	n.d.	n.d.
VIII	1635	1607	1634	1308	1409	1338	1212	978	845	980	1127	1115	1318	1110	n.d.	n.d.

n.d. : non disponible

Tableau 3 : Débarquements français de raie fleurie en provenance des divisions VII et VIII (Sources : base statistiques nationale)

Le principal métier capturant cette espèce est le chalutage ciblant les espèces benthiques (baudroies, raies, cardine) qui représente à lui seul 80% des débarquements de mer Celtique et du Golfe de Gascogne.

21.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'effort de pêche déployé par l'ensemble des chalutiers français ciblant les espèces benthiques, exprimé en heures de pêche, est présenté ici en tant que principal métier capturant la raie fleurie (fig. 2). Le temps de pêche a diminué entre 1990 et 1994 et semble s'être stabilisé autour de 300 000 h/an entre 1995 et 1997. La distinction

entre chalut de fond classique et chaluts jumeaux n'apparaît pas sur ce graphique, l'individualisation de ces deux types d'engin dans les statistiques de pêche n'est que très récente (1996).

21.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les rendements en raie fleurie des chalutiers recherchant les espèces benthiques sont relativement stables jusqu'en 1993, autour de 6 kg/h, puis augmente entre 1993 et 1997 pour atteindre 9 kg/h en moyenne (fig. 3). Cette augmentation au cours des années récentes est vraisemblablement le reflet de l'utilisation croissante des chaluts jumeaux, plus efficaces que les chaluts simples. Elle ne traduit donc pas nécessairement une augmentation réelle de l'abondance du stock.

En 1996 et 1997, années pour lesquelles les informations par type d'engin sont disponibles, les rendements au chalut de fond simple sont respectivement de 5,9 et 6,6 kg/h contre 9,9 et 12,0 kg/h avec les chaluts jumeaux.

21.3.4. Structure démographique des captures

21.3.4.1. Structure des débarquements

Les débarquements de raie fleurie sont échantillonnés au Guilvinec depuis 1989 et l'ont été à Concarneau de 1989 à 1994. Les compositions en taille des débarquements obtenues à partir de ces échantillons sont présentées tous sexes confondus à la figure 4 (les compositions en taille par sexe ne présentent pas de différences notables).

La longueur maximale observée dans les débarquements est de 74 cm. Selon les années, les apports semblent plus importants pour les tailles situées entre 40 et 50 cm et entre 60 et 70 cm (la distribution en taille pour l'année 1991 montre cependant un seul mode, autour de 55 cm). La faible abondance dans les débarquements de la gamme de taille 50-60 cm demeure inexplicable. Cependant l'échantillonnage des raies fleuries est vraisemblablement trop partiel pour une véritable analyse.

21.3.4.2. Rejets.

Des études ponctuelles menées en 1991 et 1997 permettent d'estimer les rejets de raie fleurie des chalutiers de mer Celtique.

Leur composition en taille pour 1991 est présentée à la figure 5. Avec un poids total estimé à 1 035 tonnes, les rejets en 1991 représentaient environ 20% des captures totales de raie fleurie en mer Celtique. En nombre d'individus, ils représentaient un peu plus de la moitié des individus capturés.

L'étude de 1997 indique qu'en mer Celtique, la taille des rejets de raies fleuries varie entre 12 et 40 cm. Ils représentent entre 13 et 35% des captures selon le métier considéré (Rochet *et al* sous presse). Leur importance avait déjà été soulignée par Du Buit (1974) et Péronnet (1991).

Les débarquements et les rejets de raie fleurie pour ces différents métiers en 1997 sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Métiers	Engin de pêche	Débarquements en 1997 (tonnes et %)	Rejets en 1997 (% des captures en t)
Chalutage benthique	Chalut de fond	1 169 t (45%)	13%
	Chaluts jumeaux	1 603 t (55%)	
Chalutage démersal	Chalut de fond	338 t (98%)	30%
	Chaluts jumeaux	+ (2%)	
Langoustiniers	Chalut de fond	37 t (96%)	35%
	Chaluts jumeaux	1 t (4%)	

Tableau 4 : Estimation des rejets de raie fleurie (en poids) pour différents métiers de mer Celtique en 1997.

En 1998 les rejets de la flottille de chalutiers côtiers langoustiniers du pays bigouden ont été estimés. Ils sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Des expériences menées en mer d'Irlande (Kaiser et Spencer, 1993) indiquent une forte résistance au traumatisme de la capture de cette espèce (de l'ordre de 60% de survie lorsque les traits sont courts, peu profonds et que les raies sont placées dans un tank aussitôt sur le pont). Cependant, les observations faites au

cours des campagnes d'estimation des rejets français semblent indiquer un taux de survie très faible des petits spécimens rejetés après le tri des captures.

Métiers	Engin de pêche	Débarquements en 1998 (tonnes et %)	Rejets en 1998 (% des captures en t)
Chalutage benthique	Chalut de fond	526 t (70%)	Pas d'estimation
	Chaluts jumeaux	223 t (30%)	
Chalutage démersal	Chalut de fond	2 t (100%)	Pas d'estimation
	Chaluts jumeaux	0 t (0%)	
Langoustiniers	Chalut de fond	17 t (25)	10%
	Chaluts jumeaux	50 t (75%)	

Tableau 5 : Estimation des rejets de raie fleurie des langoustiniers dans le golfe de Gascogne en 1998 (les débarquements des autres métiers sont fournis à titre indicatif).

21.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Il n'existe pas d'étude spécifique sur la sélectivité des chaluts vis à vis de la raie, mais la morphologie de cet animal fait que les juvéniles sont, avec les maillages en usage, capturés dès leur naissance (10-12 cm).

21.3.6. Les compétitions entre métiers

Il ne semble pas exister de problème notable de compétition entre métiers, en dehors d'une compétition directe pour la ressource.

21.4. L'état de la ressource

Deux types d'analyses ont été effectués (Biseau *et al*, 1999) :

- une analyse de pseudo cohorte sur une distribution en taille moyenne des captures 1995-1997 ;
- une analyse de cohortes (en âge) après avoir dérivé de chaque composition en taille annuelle des captures (de 1989 à 1997) une structure en âge en utilisant les paramètres de croissance moyens (mâles et femelles combinés) obtenus selon la méthode I (voir tableau 2).

Dans les deux cas, la composition en taille des rejets estimée en 1991 a été extrapolée aux autres années. Cette procédure présente l'avantage de la simplicité mais comporte beaucoup d'inconvénients dont celui de ne pas permettre de suivre le recrutement. Ceci est d'autant plus vrai pour une espèce comme la raie fleurie pour laquelle les rejets couvrent une gamme de tailles très importante. Néanmoins, ne pas tenir compte des rejets représentant plus de la moitié des individus capturés rendrait caduque toute tentative d'évaluation de stock.

Seules les captures françaises ont été considérées, le niveau des captures internationales de raie fleurie n'étant pas connu avec précision (le plus souvent les différentes espèces de raies ne sont pas triées). Les captures françaises de raies étant largement prédominantes dans la zone de plus forte abondance de l'espèce (sud de la mer Celtique - nord golfe de Gascogne), les variations relatives d'abondance du stock sont raisonnablement estimées à partir des variations des captures françaises, même si les niveaux réels de biomasse sont affectés par cette approximation.

21.4.1. Evolution de l'abondance

L'analyse de cohortes (calibrée par la série de captures par unité d'effort des chalutiers benthiques) fait état d'augmentations de 67% du recrutement entre 1989 et 1997 et de 38% de la biomasse féconde entre 1992 et 1997.

Ces résultats semblent irréalistes car l'évolution des structures en taille des débarquements ne laisse pas préjuger d'une augmentation de la biomasse exploitable. Ces résultats sont vraisemblablement le reflet des augmentations de rendements observés ces dernières années liées sans aucun doute à l'utilisation croissante des chaluts jumeaux.

Par ailleurs, la dérivation d'une année sur l'autre d'une même structure en taille des rejets dont seule l'abondance est modulée, masque probablement tout signal lié à des variations éventuelles de recrutement.

21.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Toujours selon Biseau *et al* (1999), les mortalités par pêche auraient diminué entre 1989 et 1993, puis auraient eu tendance à augmenter (effet chaluts jumeaux ?). Elles restent cependant faibles (inférieures à 0,18) et avoisinent le niveau supposé de la mortalité naturelle.

21.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Les analyses de pseudo cohortes ont été utilisées pour obtenir une indication sur le niveau relatif d'exploitation dit « à l'équilibre ». Comme signalé plus haut, elles ont été effectuées sur une distribution en taille moyenne des captures entre les années 1995 et 1997.

Selon les paramètres de croissance retenus, les résultats diffèrent sensiblement : pour les individus de plus de 35-40 cm, la mortalité par pêche est estimée aux environs de 0,15 (avec la méthode II, de Powell) ou 0,30 (avec la méthode I des lectures). Aussi, le diagnostic varie-t-il selon ces paramètres : dans un cas on considère que le taux d'exploitation est proche de celui qui permet des captures maximales (ce que trouvaient Charuau et Biseau en 1989, en utilisant les mêmes paramètres), alors que dans l'autre, le stock apparaît comme mésexploité/surexploité, toute diminution de la mortalité par pêche permettrait d'augmenter le rendement par recrue (fig. 6).

La biomasse des reproducteurs serait dans les deux cas inférieure à 10% de la biomasse vierge.

D'une manière générale, les stocks de raies sont fragiles à cause du faible nombre d'œufs pondus par femelle, d'une maturation sexuelle tardive et une grande vulnérabilité des jeunes dont la morphologie permet la capture dès leur naissance. On peut supposer que le recrutement est fortement lié au niveau de la biomasse des reproducteurs et que le stock ne soit pas en mesure de supporter des taux d'exploitation élevés. Cependant, comme l'ont montré Holden (1977) et Brander (1981), toutes les espèces ne sont pas également sensibles, et celles qui ont une taille à première maturité relativement faible (comme c'est le cas de la raie fleurie) le sont moins que d'autres qui doivent atteindre 1 m ou plus pour se reproduire. Par ailleurs, l'impact de la pêche sur les juvéniles pourrait être moindre si le taux de survie des rejets est effectivement élevé. Enfin, des résultats préliminaires indiquent que la mortalité par pêche au-delà de laquelle le renouvellement du stock n'est plus assuré pourrait être relativement élevée (0,6), supérieure au taux d'exploitation actuel (Walker, 1996). Ces résultats sont toutefois très dépendants des paramètres biologiques utilisés.

Au final, beaucoup d'incertitudes existent quant à l'état actuel du stock et de son exploitation, et aucune conclusion définitive ne peut être tirée.

21.4.4. Potentiels de production

Compte tenu des incertitudes signalées ci-dessus, il n'est pas possible de fournir une indication sur ce que pourrait être le potentiel de production.

21.5. Les mesures de gestion

21.5.1. Mesures actuellement en vigueur

A l'heure actuelle il n'existe pour cette espèce ni TAC, ni taille minimale légale, ni aucune autre mesure de gestion particulière, seul un poids minimal pour la commercialisation a été fixé à 300 grammes par les organisations de producteurs. pour l'ensemble des raies. A noter cependant qu'un TAC conservatoire a été fixé pour l'ensemble des espèces de raies en mer du Nord.

21.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

L'une des difficultés pour la gestion de l'exploitation de la raie fleurie réside dans le fait qu'aucune donnée n'est disponible pour la délimitation du ou des stocks.

Près de 75% des raies fleuries capturées sont de taille inférieure au L_{50} de la maturité sexuelle (64 cm). La protection des juvéniles serait souhaitable mais difficilement réalisable. En effet, il n'existe pas de zone particulière de ponte et de nourricerie. D'autre part, les engins de pêche sont peu sélectifs du fait de la morphologie des animaux. Toutefois, les travaux portant sur la mise au point des chaluts sélectifs à grille (barreaux horizontaux et verticaux espacés de 110 mm sur 50 mm) montrent que 45% du nombre total

d'individus de taille non commercialisable (<40cm) sont épargnés par les chaluts utilisant ce type de dispositif (Meillat *et al.* 1995).

Dans différentes zones (Canada notamment, mais aussi mer du Nord), les pêcheries de raies font l'objet de TAC. Ce type de mesures pose cependant problème dans la mesure où le plus souvent les raies constituent des captures accessoires.

La constitution d'aires protégées pourrait être envisagée, mais cela relève plus de la protection de l'espèce que d'une véritable gestion des pêches dans la mesure où cette espèce ne semble pas effectuer de déplacements importants qui permettraient un essaimage à partir de ces zones.

21.6. Références bibliographiques

Biseau A., Maguer C. et Sanz-Aparicio C., 1999. Pêcherie bigoudènes, Bilan des connaissances. Rapport CE . (DGXIV) N° 97/0028.106 p + annexes

Brander K., 1981. Disappearance of common skate *Raja batis* from the Irish Sea. *Nature*, **290** : 48-49.

Charuau A. et Biseau A., 1989. Etude d'une gestion optimale des pêcheries de langoustine et de poissons démersaux en mer Celtique. Rapport IFREMER DRV-89.009, 89.010 et 89.011-RH/Lorient . 3 tomes.

Clark R.S. 1922. Rays and skates. Eggs-capsules and young. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **12** (4) : 577-643.

Daan N., Johnson B., Larsen J.R. et Sparholt H. 1993. Analysis of the ray (*Raja spec.*) samples collected during the 1991 international stomach sampling project. ICES-CM-1993/G :15, 17 p.

Dorel D., Cadiou Y, et Porché P., sans date. Poissons, crustacés et mollusques des mers communautaires. Paramètres biologiques et représentations graphiques. Base de donnée Ifremer.

Du Buit M.H., 1974. Contribution à l'étude des populations de raies du Nord-Ouest Atlantique des Faeroe au Portugal. Th. Doct. Sciences Naturelles. Université de Paris VI. 161 p + annexes.

Du Buit M.H., 1976 The ovarian cycle of the cuckoo ray, *Raja naevus* (Müller and Henle), in the Celtic Sea. *J. Fish Biol.*, **8** : 199-207

Du Buit M.H., 1977. Age et croissance de *Raja batis* et de *Raja naevus* en mer Celtique. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **37** (3) : 261-265.

Holden M.J., 1973. Are long-term sustainable fisheries for elasmobranchs possible ? *Rap. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, **164** : 360-367.

Holden M.J., 1977. Elasmobranchs. In *Fish population dynamics* (J.A. Gulland, ed.). J.Wiley & Sons, New York :187-215.

Kaiser M.J. et Spencer B.E., 1993. A preliminary assesement of the immediate effects of beam trawling on a benthic community in the Irish sea. ICES-CM-1993/B : 38, 9 p.

Meillat M., Dupouy H., George J.P., Vacherot J.P. et Morandeau F., 1995. Compte-rendu de campagne « select6 » rapport Ifremer DITI n°95-014, 40 p.

Mellon C., Charuau A. et Tetard A., 1994. Etat des principaux stocks de poissons démersaux et de langoustine exploités par la France en 1992 dans le Nord- Est Atlantique. Ifremer RI DRV 94-25. 75 p.

Péronnet I., 1991. Evaluation des rejets d'espèces commerciales ; théorie et application aux pêcheries multispécifiques du golfe de Gascogne et de la mer Celtique. Final report EC DGXIV/B/1 : 4930 52 p +annexes.

Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grancher, Editeur, 394 p.

Quéro J.C., Dardignac J. et Vayne J.J., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Ifremer/Muséum national d'Histoire naturelle, 229 p.

Rochet M.J., Trenkel V. et Péronnet I. Estimations de rejets de pêches en mer Celtique. Ifremer RI DRV, sous presse.

Walker P., 1996. Sensitive skates or resilient rays ? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and northwestern North Sea. ICES - CM 1996/Mini : 4, 14 p.

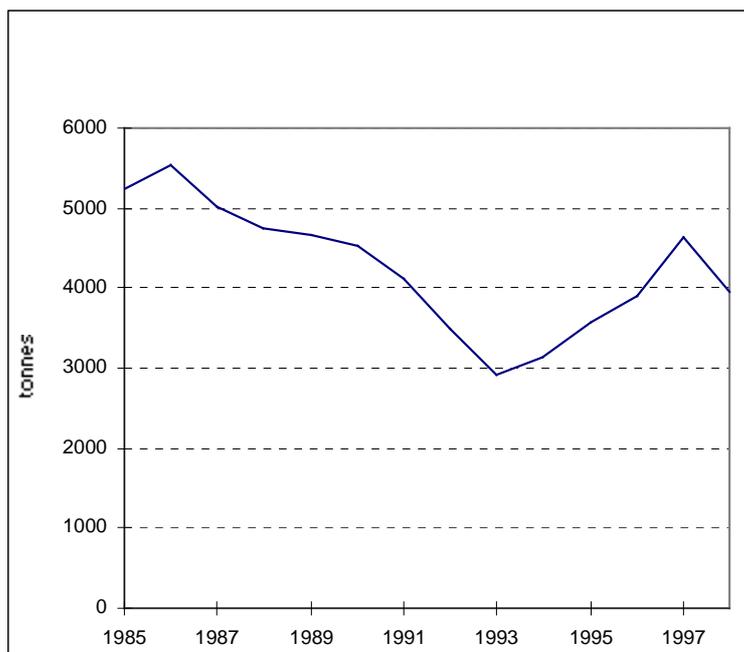


Figure 1 : Evolution des débarquements français de raie fleurie en provenance du golfe de Gascogne et de la mer Celtique entre 1985 et 1998 (source : base statistiques nationale).

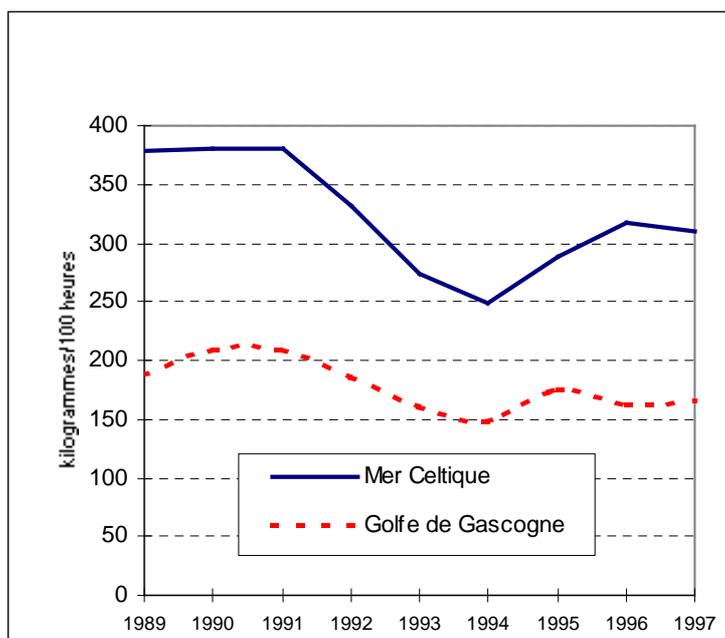


Figure 2 : Evolution du temps de pêche des navires français ciblant les espèces benthiques dans le golfe de Gascogne et en mer Celtique entre 1989 et 1997.

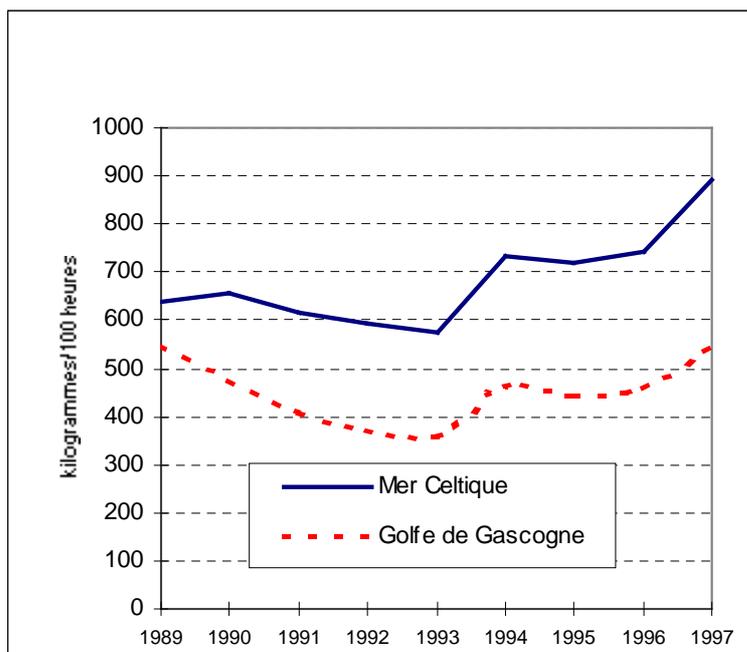


Figure 3 : Evolution des rendements en raie fleurie des chalutiers français ciblant les espèces benthiques dans le golfe de Gascogne et en mer Celtique entre 1989 et 1997.

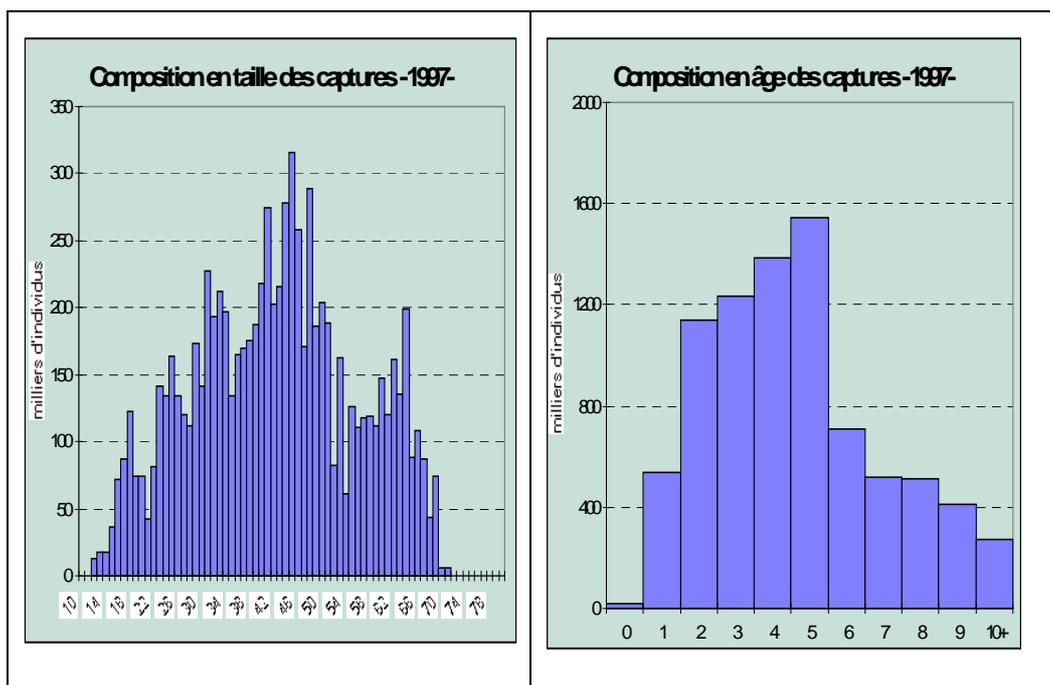


Figure 4 : Compositions en taille et en âge des captures de raie fleurie en provenance du golfe de Gascogne et de mer celtique en 1997 (Biseau *et al*, 1999).

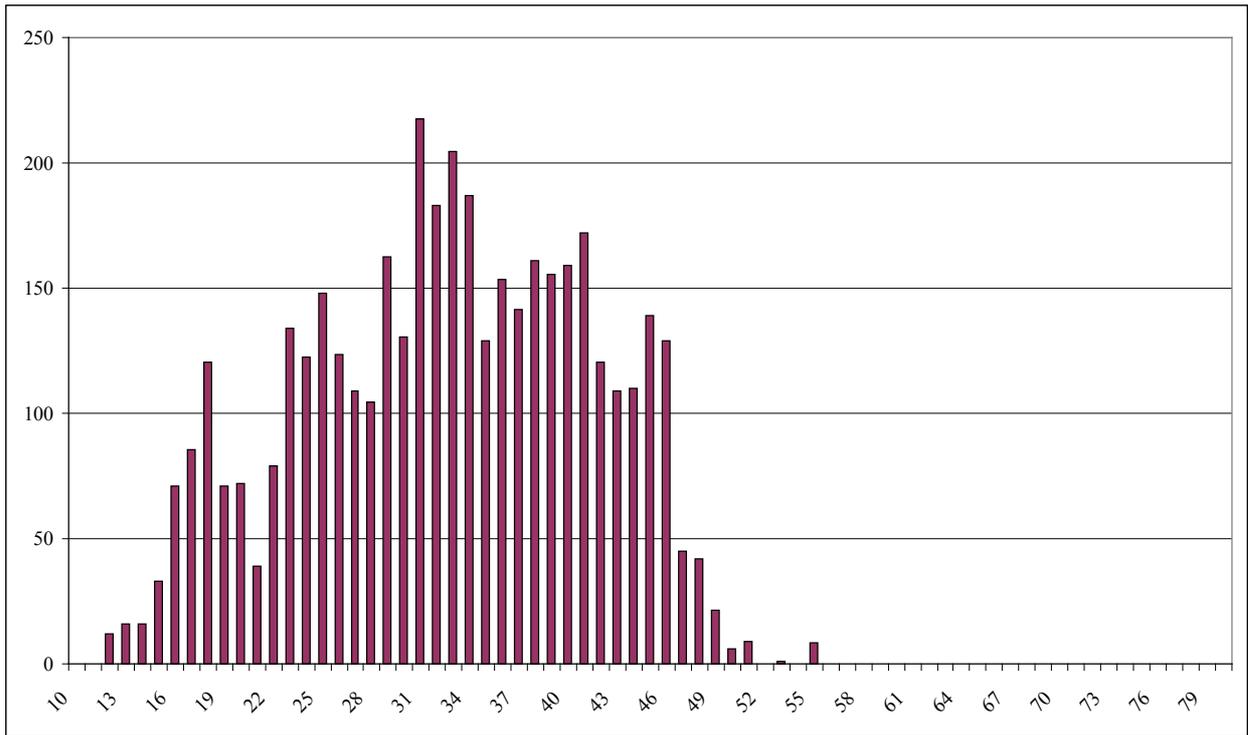


Figure 5 : Composition en taille des rejets de raie fleurie des chalutiers français en 1991.

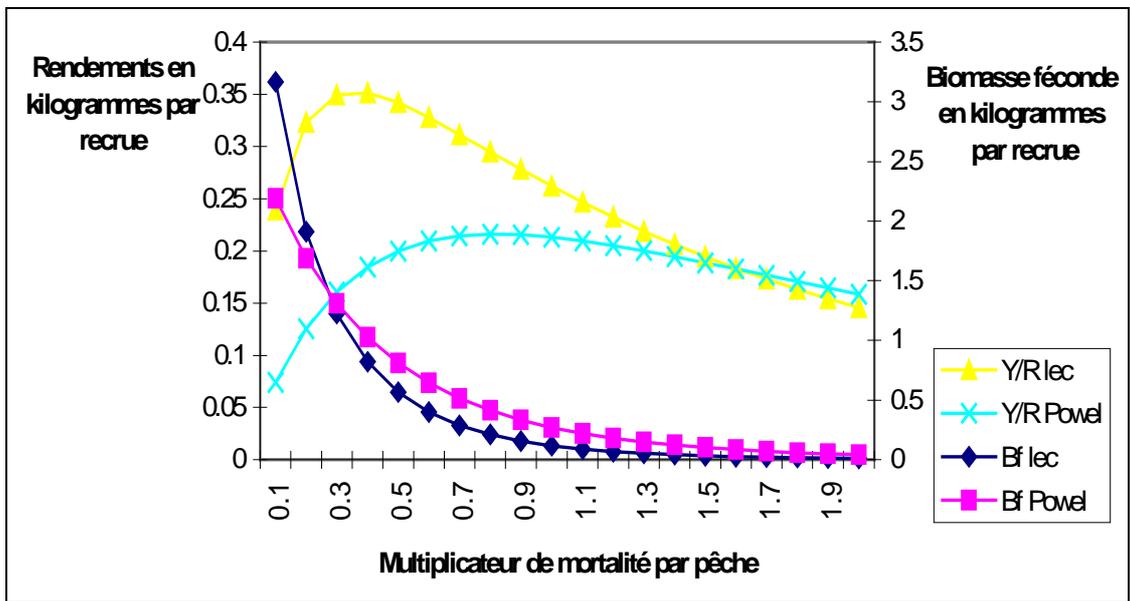


Figure 6 : Rendement par recrue et évolution de la biomasse des reproducteurs de la raie fleurie du golfe de Gascogne et de la mer Celtique selon deux hypothèses de croissance.

22. Le rouget - barbet (*Mullus surmuletus*) de Manche (divisions VIde du CIEM)

Jean Paul Delpech et Franck Coppin

Parmi les deux espèces de rouget - barbet présentes sur les côtes françaises, le rouget-barbet de roche (*Mullus surmuletus*, Linné, 1758) et le rouget-barbet de vase (*Mullus barbatus*, Linné, 1758), la deuxième est rare en Manche (Bauchot, 1980) et ne sera donc pas décrite ci-dessous.

22.1. Considérations biogéographiques

22.1.1. Distribution géographique du stock

Le rouget - barbet de roche est un poisson benthique plutôt grégaire présent le long des côtes européennes depuis la Manche (rare en mer du Nord) jusqu'à Gibraltar, la partie nord de l'Afrique de l'Ouest jusqu'aux îles Canaries, en Méditerranée et mer Noire (Hureau, 1986). Quéro (1984) indique une répartition plus septentrionale, jusque le long des côtes de Norvège et au nord des îles britanniques, mais il serait rare à l'ouest de l'Ecosse (Gibson et Robb, 1997).

Aucune donnée n'a été publiée qui permettrait de préciser s'il y a un ou plusieurs stocks de rouget - barbet en Manche, ou si des relations existent avec les stocks des régions avoisinantes. Dunn (1999) a cependant avancé l'hypothèse, (qui reste à confirmer) de l'existence de deux stocks ; l'un passerait l'hiver dans les eaux profondes de la Manche est, puis migrerait vers les eaux côtières de la Manche ouest où il séjournerait pendant l'été et l'automne ; le second occuperait l'entrée ouest de la Manche, notamment les côtes de la Cornouaille.

22.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Bien que cette espèce soit très peu étudiée en Manche, les résultats de campagnes expérimentales de chalutages CGFS (Channel Ground Fish Survey) réalisées chaque année au mois d'octobre depuis 1988 en Manche orientale par l'Ifremer (Carpentier et Coppin, 2000) montrent que les jeunes se rencontrent près des côtes, tandis que les adultes sont plus au large dans la partie orientale. A cette période de l'année tout du moins, l'espèce est absente de la partie centrale de la Manche est, au large de la baie de Seine (fig. 1).

On peut donc considérer que l'espèce est essentiellement présente dans la partie nord-est du bassin, répartie côté français et anglais mais également dans les eaux communautaires : l'exploitation se déroule à la fois dans les eaux territoriales françaises et britanniques, et à l'extérieur.

En Manche ouest le rouget - barbet est présent dans et hors les 12 milles. L'analyse des débarquements commerciaux britanniques par unité d'effort a permis de mettre en évidence une forte concentration de *M. surmuletus* dans la fosse centrale durant la période hivernale (Dunn, 1999).

22.2. Données biologiques

22.2.1. Description du cycle de vie

Le rouget - barbet est un poisson benthique. La ponte aurait lieu entre mai et juillet dans les fosses de la Manche ouest (Dunn, 1999). Chaque femelle pondrait entre 10 000 et 44 000 œufs (N'Da et Deniel, 1993). Les œufs sont pélagiques tout comme les larves.

Dans le golfe de Gascogne il existe un mouvement global de déplacement des individus vers le large avec l'âge puisqu'une stratification des tailles en fonction de la sonde est très nette (présence du groupe 0 uniquement à la côte ; Dardignac, 1988). Ce type de migrations semble moins net et moins constant en Manche est comme le montrent les répartitions par groupes d'âge observées durant les campagnes menées par l'Ifremer (campagnes CGFS, Carpentier et Coppin, 2000) en octobre 1997 et 1998 : en 1997 tous les groupes d'âge sont quasiment présents de façon homogène, (fig. 2), alors qu'en 1998, le groupe 0 est uniquement présent à la côte (fig. 3). Selon Dunn (1999), les juvéniles de rouget - barbet ne sont pas fréquents dans les eaux anglaises, et aucune nurserie importante n'y a été identifiée. Cependant en septembre, des individus du groupe 0 sont présents dans les eaux peu profondes (5-15 m) du Solent et de la baie de Poole (MAFF, données non publiées).

Wheeler (1969) décrit un schéma général de migration entre les zones côtières et les zones du large plus profondes, les juvéniles et les adultes quittant les zones côtières en octobre et novembre, la migration de retour s'effectuant en juin.

Les analyses des campagnes CGFS montrent qu'on rencontre l'espèce sur des fonds composés de sables coquilliers et caillouteux, mais il n'y a pas de lien constant avec la bathymétrie ou la salinité.

Selon Dauvin (1988), la recherche des proies est intermittente (coefficient de vacuité élevé : 25%) ; en baie de Morlaix, les proies préférentielles sont des vers polychètes errantes et des crustacés amphipodes. La présence de sédiments dans les estomacs et la nature des proies ingérées montrent l'étroite relation entre l'animal et le fond : il utilise ses barbillons mentonniers pour détecter les proies et fouiller les fonds. L'espèce est considérée comme prédateur secondaire se nourrissant de proies endogées.

22.2.2. Paramètres biologiques

22.2.2.1. Relation taille poids

Selon Dorel (1986) les paramètres de la relation taille-poids pour les individus vivant en Manche sont les suivants :

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	Manche	Longueur totale	Mâles + femelles	382	$7,42 \cdot 10^{-3}$	3,19061

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le rouget-barbet ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm)

22.2.2.2. Croissance

Les paramètres de la courbe de croissance ne sont pas connus pour le rouget - barbet de Manche. Dunn (1999) a dérivé une courbe de croissance à partir des données fournies par Desbrosses (1933) pour l'Atlantique nord. Ces paramètres sont les suivants :

Auteurs	Sexe	L_{∞}	K (an^{-1})	t_0 (années)
Dunn (1999), d'après	Mâles	32,0	0,39	-0,34
Desbrosses (1933)	Femelles	37,6	0,45	-0,01

Tableau 2 : Paramètres de croissance du rouget - barbet pour l'Atlantique du nord ouest.

22.2.2.3. Reproduction

La taille à première reproduction n'a pas été établie pour le rouget – barbet de Manche. Desbrosses (1933) signale, pour les populations de l'Atlantique du nord-est, que les plus petits mâles matures mesuraient environ 16,5 cm, les plus petites femelles 18 cm, ce qui correspondrait à des individus de deux ans.

22.2.2.4. Recrutement

Les informations disponibles sont très partielles. Les indices d'abondance des groupes d'âge 0 et 1 dérivés des campagnes CGFS (fig. 8) suggèrent que, au moins en Manche orientale, le recrutement est extrêmement fluctuant.

22.2.2.5. Mortalité naturelle

Dunn (1999) a estimé de façon très empirique la mortalité naturelle aux environs de 0,3. Cette valeur demande toutefois à être confirmée.

22.3. Les pêcheries

22.3.1. Les pêcheries françaises

En Manche ouest en 1994, le rouget est une espèce-cible pour une centaine de navires immatriculés dans les quartiers maritimes de Bretagne nord pratiquant le métier côtier (dans les 12 milles) du filet à petites mailles

(Berthou *et al.*, 1997). Ces bateaux, en général de petite taille (longueur moyenne de 9 m), sont le plus souvent polyvalents, avec comme principaux métiers complémentaires le casier à crustacés, le filet à grandes mailles, les palangres, la ligne et la drague à coquille St-Jacques. Ils utilisent des filets maillants fixes de 60 à 70 mm de maillage étiré et 30 à 35 mailles de haut (Tétard *et al.*, 1995). Ces filets sont posés de nuit et relevés après 3 à 6 heures ; les espèces accessoires de cette pêche dirigée sont tacauds, vieilles, chinchards, maquereaux et lieus (Amara, 1988). Des chalutiers côtiers des quartiers de Saint Brieu, Saint Malo et Granville ciblent également le rouget barbet pendant les mois d'août et septembre en zone très côtière.

En Manche orientale, plus de 97% des prises totales de rouget – barbet sont dues aux chalutiers de fond. Près de 180 navires de taille importante pratiquent le chalutage hauturier, métier le plus important de la division VIIId en terme de poids débarqué (Tétard *et al.*, 1995). Leurs ports d'attache sont essentiellement Boulogne-sur-mer, Port-en-Bessin, Dieppe et Fécamp. Ils pratiquent le chalutage des gadidés (merlan, cabillaud...) ou du « divers », ce terme recouvrant entre autre le rouget - barbet. En général, ces bateaux pratiquent ce métier toute l'année ; certains alternent avec le métier de coquille Saint-Jacques, le chalutage pélagique ou même la drague à poissons plats. Compte tenu de son prix de vente attractif (22 à 48 F/kg en première vente), le rouget - barbet constitue à certaines périodes de l'année une quasi-espèce – cible pour les étaplois, souvent associée à d'autres espèces à forte valeur marchande comme la seiche, l'encornet, la limande - sole ou le grondin rouge. Ces navires fréquentent non seulement la Manche orientale, mais également le sud de la mer du Nord pour ceux basés à Boulogne (les Etaplois), et la Manche occidentale pour ceux basés à Port-en-Bessin.

22.3.2. Les pêcheries étrangères

En Manche ouest, les chalutiers de fond à panneaux des îles anglo-normandes recherchent les raies et poissons plats ; l'une de leur prise accessoire intéressante est le rouget -barbet. En 1990, onze bateaux de 8 à 16 mètres de longueur travaillaient toute l'année, préférentiellement autour des îles (Tétard *et al.*, 1995).

Cette espèce constitue également une importante prise accessoire pour les pêcheries chalutières britanniques (Dunn, 1999). Les débarquements ont régulièrement augmenté depuis le début des années 80, en relation avec l'augmentation du prix de vente. Les principaux métiers concernés sont le chalutage hauturier en Manche ouest, à perche (principalement entre octobre et mars) et à panneaux (entre juillet et décembre).

Les flottilles belges ne semblent pas s'intéresser pas au rouget - barbet en Manche, tout du moins comme espèce cible.

22.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

22.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

En Manche orientale, seuls les métiers du chalut sont représentatifs de l'activité sur cette espèce, et 90% des débarquements de rouget-barbet issus de la division VIIId sont effectués dans cinq ports : Boulogne-sur-mer, Port-en-Bessin, Dieppe, Fécamp et Cherbourg, la criée de Boulogne représentant à elle seule de 60 à 80% du total débarqué selon les années. Par ailleurs, on observe de très fortes variations des débarquements puisqu'on passe de 240 tonnes en 1994 à 2 200 tonnes en 1998 (tableau ci-dessous). La saisonnalité des débarquements est très marquée avec un maximum au cours du dernier trimestre (fig. 4 ; Carpentier et Coppin, 2000).

Les mêmes phénomènes s'observent pour les débarquements en provenance de mer du Nord (deux criées concernées : Boulogne avec les chalutiers étaplois et secondairement Dunkerque) provenant en quasi-totalité de l'extrême sud du secteur (subdivision IVc4) et essentiellement des mois d'août à octobre.

Pour les captures réalisées en Manche occidentale, 4 criées sont représentatives : Cherbourg, Port-en-Bessin, Granville et Saint-Malo. On observe également de fortes variations saisonnières, avec des débarquements plutôt en hiver et un pic au premier trimestre (fig.5).

Les débarquements des flottilles anglaises sont nettement moins importants, bien qu'en progression. Entre 1980 et 1996, ils sont passés de 20 à plus de 100 t/an (Dunn, 1999). Ils sont essentiellement réalisés par les chalutiers de fond en Manche ouest et par les chalutiers à perche. On observe la même tendance saisonnière avec un pic de production au premier trimestre.

Division	Criées	1993	1994	1995	1996	1997	1998
VIIId	Dunkerque	+0	+0	9	1	+0	1
	Grand-Fort-Philippe	-	-	+0	3	-	1
	Boulogne/mer	260	167	1 170	1 137	431	1 720
	Dieppe	79	33	131	76	40	142
	Fécamp	8	3	11	22	16	32
	Honfleur	+0	-	+0	1	-	-
	Port-en-Bessin	70	36	121	232	77	281
	Grandcamp	+0	+0	5	2	2	3
	Cherbourg	5	4	7	16	7	19
<i>Total VIIId</i>		<i>407</i>	<i>236</i>	<i>1 455</i>	<i>1 433</i>	<i>580</i>	<i>2 202</i>
VIIe	Port-en-Bessin	77	55	58	98	108	40
	Granville	17	2 (*)	22	27	17	24
	Cherbourg	119	73	87	286	166	182
	Saint-Malo	16	13	12	16	23	6 (*)
<i>Total VIIe</i>		<i>229</i>	<i>143</i>	<i>179</i>	<i>427</i>	<i>314</i>	<i>252</i>
IVc	Dunkerque	1	+0	51	24	+0	18
	Boulogne	57	52	449	221	119	331
<i>Total IVc</i>		<i>58</i>	<i>52</i>	<i>500</i>	<i>245</i>	<i>119</i>	<i>349</i>
<i>Total général</i>		<i>694</i>	<i>431</i>	<i>2 134</i>	<i>2 105</i>	<i>1 013</i>	<i>2 803</i>

Tableau 3 : Débarquements de rouget-barbet (en tonnes) issus de Manche ou de mer du Nord par la pêche artisanale française, tous engins confondus (* données partielles ; source base statistique nationale).

22.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Seules des informations partielles sont disponibles sur l'évolution de l'effort de pêche. Ainsi, il semble que l'effort de pêche des chalutiers démersaux français en Manche soit resté globalement stable depuis 1998. De même, selon Dunn (1999), l'effort global des chalutiers de fond anglais aurait fortement fluctué entre 1984 et 1995 sans montrer de tendance particulière.

22.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Très peu de données sont disponibles. Toujours selon Dunn (1999), entre 1984 et 1995, les rendements (kg/jour de pêche) des chalutiers de fonds anglais fluctuent très fortement (entre 0,9 et 4 kg/jour), sans tendance particulière. Cependant, il est possible que ces rendements ne constituent pas un indice fiable de l'abondance du stock dans la mesure où ces chalutiers pourraient n'exploiter qu'une petite partie du stock (ils travaillent essentiellement au large).

22.3.4. Structure démographique des captures

22.3.4.1. Structure des débarquements

A l'occasion d'une étude sur quelques espèces non soumises à quotas en Manche (dont le rouget - barbet) et impliquant le laboratoire d'Ifremer Port-en-Bessin et celui du MAFF à Lowestoft, quelques échantillonnages au débarquement ont été réalisés en 1994 sur plusieurs métiers du chalutage côtés français et anglais (fig. 6 : métier anglais du chalutage de fond Manche ouest codé U1.1 ; métier anglais du chalutage à perche hauturier Manche ouest codé U2.2 ; et métier français du chalutage de fond hauturier Manche est codé F1.2 ; Dunn *et al.*, 1996).

Ces échantillonnages montrent que les captures sont comprises entre 14 et 45 cm avec un maximum d'individus débarqués entre 20 et 30 cm.

22.3.4.2. Rejets

Des données sont disponibles en Manche occidentale pour le chalutage côtier et le chalutage hauturier (Morizur *et al.* 1996) : en 1992, lorsqu'il existait encore une taille minimale de débarquement pour cette espèce, 20 à 30% des individus capturés étaient rejetés par le chalutage côtier de Saint-Brieuc et Saint Malo. Le taux de rejet était nul pour le chalutage hauturier.

Compte tenu des pratiques observées et du prix de vente de l'espèce, on peut supposer que les rejets ne concernent que de très petits individus.

22.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune information n'est disponible sur la sélectivité des engins de pêche vis à vis de cette espèce. On peut rappeler que, de manière très empirique, Dardignac (1988) a estimé le coefficient de sélection des chaluts dans le golfe de Gascogne entre 3,3 et 3,6.

22.3.6. Les compétitions entre métiers

En Manche orientale, les grands chalutiers hauturiers sont de plus en plus en compétition pour l'espace avec les métiers côtiers, et avec les grands fileyeurs qui ont tendance à s'éloigner de plus en plus des côtes. Il n'y a pas de compétition importante pour la ressource en rouget - barbet puisque le chalutage est le seul groupe de métiers à le rechercher réellement. Cependant, la composition en taille des débarquements (fig. 6) suggère l'existence possible d'interactions techniques, le chalutage de fond en Manche ouest (métiers U1.1) capturant des individus plus petits que les chalutiers à perche ou les chalutiers de fonds de la Manche est. Le peu de données disponibles ne permet pas toutefois de quantifier ces interactions.

En Manche occidentale, la présence de deux métiers principaux exploitant le rouget – barbet laisse supposer l'existence d'une pêcherie séquentielle, mais les données manquent pour en réaliser l'analyse. Par ailleurs, dans les baies de Saint Brieuc et sur la côte ouest du Cotentin, le chalutage côtier dirigé principalement ou accessoirement vers le rouget provoque en août et septembre la destruction de très importantes quantités d'araignées de mer. La perte de surplus économique correspondante a été estimée à plus de 10 MF par an (Boncoeur *et al.*, 1999).

22.4. L'état de la ressource

22.4.1. Evolution de l'abondance

Les campagnes expérimentales de chalutages CGFS réalisées chaque année en octobre en Manche orientale depuis 1988 montrent une grande variation de l'indice d'abondance du rouget - barbet tous groupes d'âge confondus (fig.7). La même observation peut être faite si on dissocie le groupe 0 du groupe 1+ (fig.8 ; Carpentier et Coppin, 2000) mais certaines valeurs laissent à penser que les mesures du groupe 0 ne sont peut-être pas représentatives de l'abondance réelle (à cause de la période d'échantillonnage ou de l'inaccessibilité du groupe d'âge au chalut utilisé pendant la campagne?) ; on observe cependant une tendance générale vers des abondances plus élevées depuis 1994.

22.4.2. Evolution du taux d'exploitation

L'évolution du taux d'exploitation du rouget - barbet en Manche n'est pas connue.

22.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Les différents essais d'évaluation du stock réalisés par Dunn (1999) n'ont pas abouti à des résultats cohérents, et l'état d'exploitation n'est pas connu.

22.4.4. Potentiels de production

Aucune information n'est disponible. Les indices disponibles (données des campagnes CGFS, rendements de certaines flottilles) suggèrent qu'il s'agit d'une ressource dont l'abondance fluctue très fortement, probablement à cause de fortes variations du recrutement.

22.5. Les mesures de gestion

22.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Depuis le 1^{er} janvier 2000, date d'entrée en vigueur du règlement CE n° 850/98 du 30 mars 1998 visant à la conservation des ressources de pêche par le biais de mesures techniques de protection des juvéniles d'organismes marins, les mesures applicables à la Région 2 (donc à la Manche) et relatives à la pêche du rouget - barbet, ne concernent que les combinaisons de maillage autorisées (voir annexe I du règlement):

- pour les engins traînants : maillage compris entre 80 et 99 mm assortie de 50% minimum (70% en 2001) d'espèces cibles telles que définies dans l'annexe, ou un maillage supérieur ou égal à 100 mm sans condition de pourcentage minimum ;
- pour les engins fixes : maillage minimal compris entre 50 et 70 mm.

Ce même règlement a supprimé la taille minimum de débarquement pour le rouget - barbet (qui était auparavant fixée à 15 cm en Manche).

Dans la bande côtière des trois milles différents arrêtés autorisent la pratique du chalutage orienté vers des espèces cibles bien précises (seiche, maquereau, merlan, cabillaud, hareng, crevette grise) sous diverses conditions. Au moins dans certaines zones, le rouget - barbet est une prise accessoire qui peut être importante (10 à 25%, selon les navires, du total des espèces pêchées au cours du premier semestre 1998, pour le quartier de Boulogne par exemple).

A notre connaissance, il n'y a pas de mesure particulière actuelle ou prévue pour cette espèce de la part de nos voisins britanniques.

22.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Les fluctuations d'abondance inter annuelles très importantes de cette espèce en Manche font que son exploitation relève davantage d'une stratégie opportuniste de la part du nombre relativement limité des flottilles s'y intéressant réellement (malgré la forte valeur marchande des prises).

Les quelques informations disponibles suggèrent la possibilité d'interactions entre flottilles dont certaines captureraient plutôt des juvéniles (ce qui semble occasionner des rejets parfois importants) et il est probable que la pêche tirerait globalement bénéfice de la réduction de la mortalité par pêche subie par les juvéniles.

Si l'on admet, en première approche, un coefficient de sélection de 3,3 pour les chaluts tel que proposé par Dardignac (1988) dans le golfe de Gascogne, le maillage minimal actuel (80 mm) correspond à une taille de retenue par les chaluts (L_{50}) de 26,5 cm, ce qui est théoriquement suffisant pour assurer la protection des juvéniles. Cependant, les nourriceries de rouget – barbet semblent localisées plutôt en zone très côtière, où s'exercent des activités de chalutage en dérogation avec la réglementation et parfois avec des petits mailles. Une meilleure gestion de la bande des trois milles permettrait très vraisemblablement une protection accrue des nourriceries de rouget – barbet.

22.6. Références bibliographiques

Amara T., 1988. Filets, lignes et palangres utilisés en Bretagne nord (Brest à Paimpol). Ifremer DRV-88.021-RH/Brest.

Bauchot M.L. et Pras A., 1980. Guide des poissons marins d'Europe. Delachaux et Niestlé, « les guides du naturaliste ». 427 p.

Berthou P., Talidec C., Jezequel M. et Lespagnol P., 1997. La flotte de pêche commerciale bretonne, description des métiers et des flottilles. Rapport d'étape IFREMER / région Bretagne.

Boncoeur J., Fifas S et Le Gallic B., 1999. Modélisation bio-économique des interactions dans une pêche complexe : le cas des rejets estivaux d'araignées de mer (*Maja squinado*) par le chalutage côtier dans le golfe Normand-Breton (CIEM VIIe). Communication aux deuxièmes Rencontres Inter universitaires UBO/UQAR, Brest 27-28 octobre 1999, 19 p.

Carpentier A. et Coppin F., 2000. Campagnes expérimentales de chalutage en Manche orientale : les campagnes CGFS 1997 & 1998. *Rapp. scient. Techn. Ifremer*, RST 2000-03 DRV/RH Boulogne-sur-mer.

Dardignac J., 1988. Les pêcheries du golfe de Gascogne, bilan des connaissances. *Rapp. scient. Techn. Ifremer*, n° 9, 204 p.

Dauvin J.C., 1988. Rôle du macrobenthos dans l'alimentation des poissons démersaux vivant sur les fonds de sédiments fins de la Manche occidentale. *Cah. Biol. Mar.*, **29** : 445-467.

- Desbrosses P., 1933. Contribution à la biologie du rouget – barbet en Atlantique Nord. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **6** (3) : 249-270.
- Dorel, D., 1986. Relations taille/poids pour l'Atlantique nord-est. Rapport Ifremer DRV-86-01/ RH-Nantes, 85 p.
- Dunn M.R., 1999. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. PhD thesis, University of Portsmouth, 326 p.
- Dunn M.R., Rogers S.I., Morizur Y., Tétard A., Aublet B., Le Niliot P., et Miossec D., 1996. Biological sampling of Non-Quota Species. MAFF, IFREMER, Final Report for EC Study Contract C934CO18, 85 p.
- Hureau J.C., 1986. Mullidae in Whitehead P. J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J. et Tortonese E., Fishes of the Northeastern Atlantic and Mediterranean, Les Presses de l'Unesco, vol. 2, 877-882.
- Gibson R.N. et Robb L., 1997. Occurrence of juveniles red mullet (*Mullus surmuletus*) on the west coast of Scotland. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **77**, 911-912.
- Morizur Y, Pouvreau S et Guenole A., 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Editions Ifremer, Brest, 127 p.
- N'Da K. et C. Deniel, 1993. Sexual cycle and seasonal changes in the ovary of the red mullet *Mullus surmuletus* from the southern coast of Brittany (France). *J. Fish. Biol.*, **43**, 229-244.
- Quéro J.C. 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grangier ed., 394 p.
- Tétard A., Boon M. *et al.*, 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. Brest, Ifremer, 337 p.
- Wheeler A., 1969. The Fishes of the British Isles and North-West Europe. Macmillan & Co. Ltd , London, 613 p.
- Wheeler A., 1978. Key to the Fishes of Northern Europe. Frederick Warne & Co. Ltd Londres, 380 p.

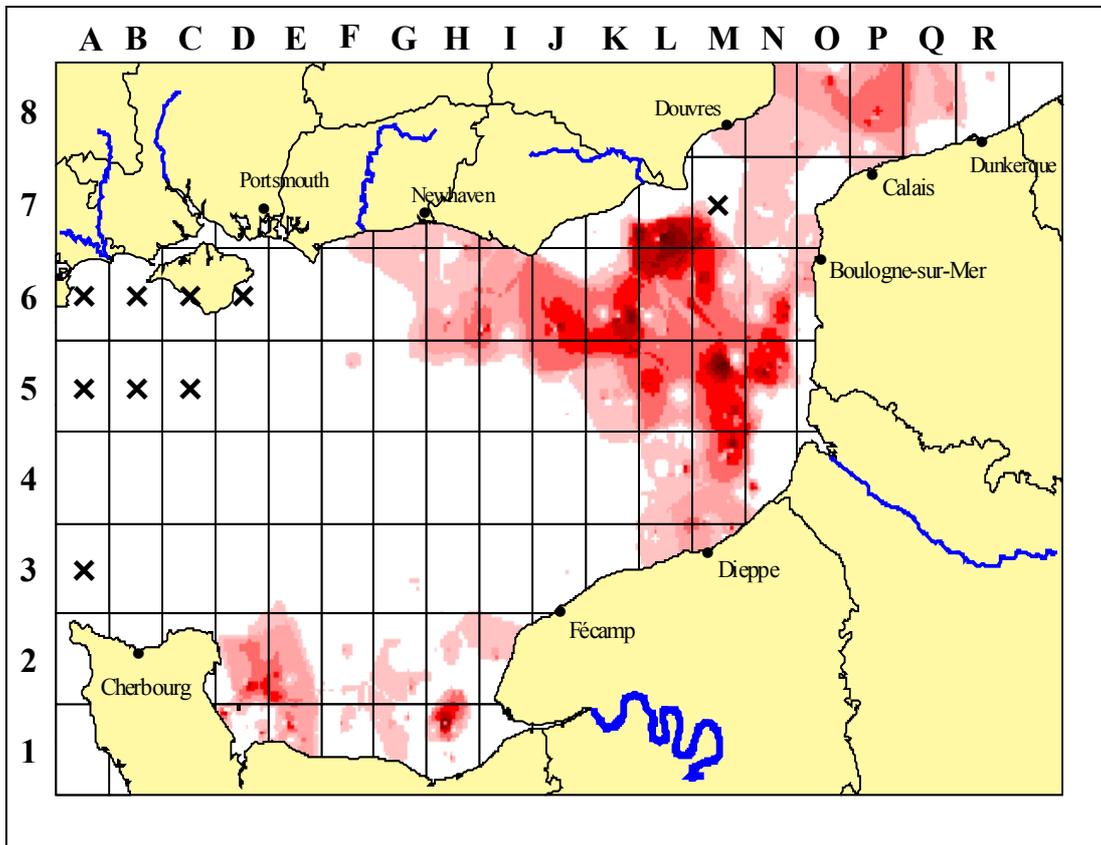


Figure 1 : Aire de répartition du rouget - barbet en Manche orientale en octobre, synthèse sur 11 années de campagnes CGFS (les X représentent les secteurs non travaillés).

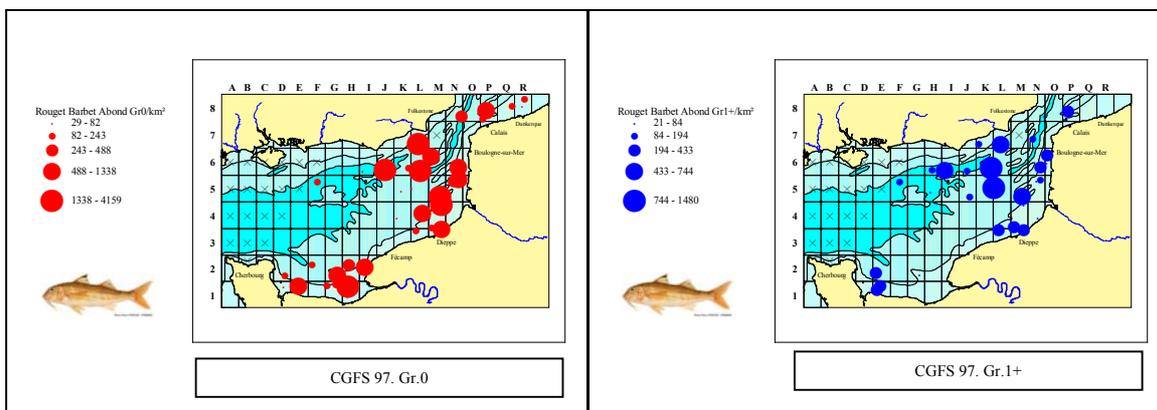


Figure 2 : CGFS 97. Répartition du rouget barbet *Mullus surmuletus* par groupes d'âges en Manche orientale (Nbre ind. / km²)

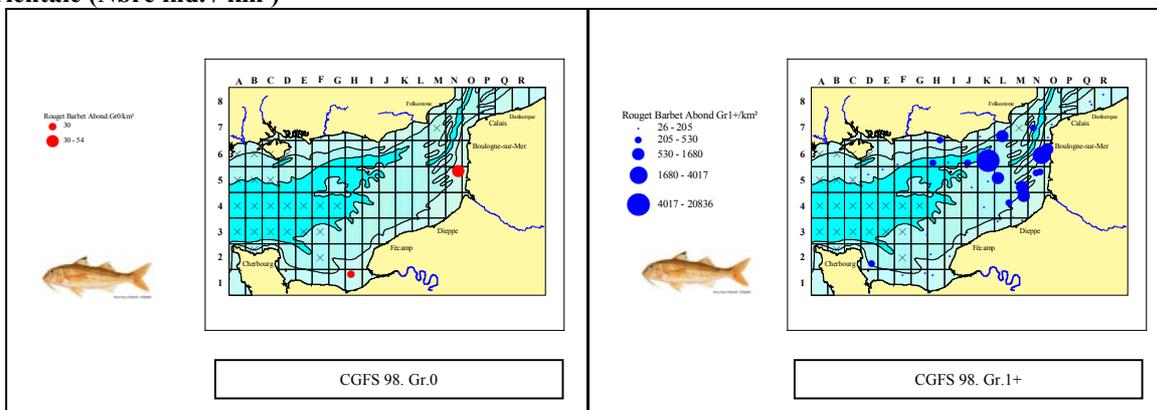


Figure 3 : CGFS 98. Répartition du rouget barbet *Mullus surmuletus* par groupes d'âges en Manche orientale.(Nbre ind. / km²)

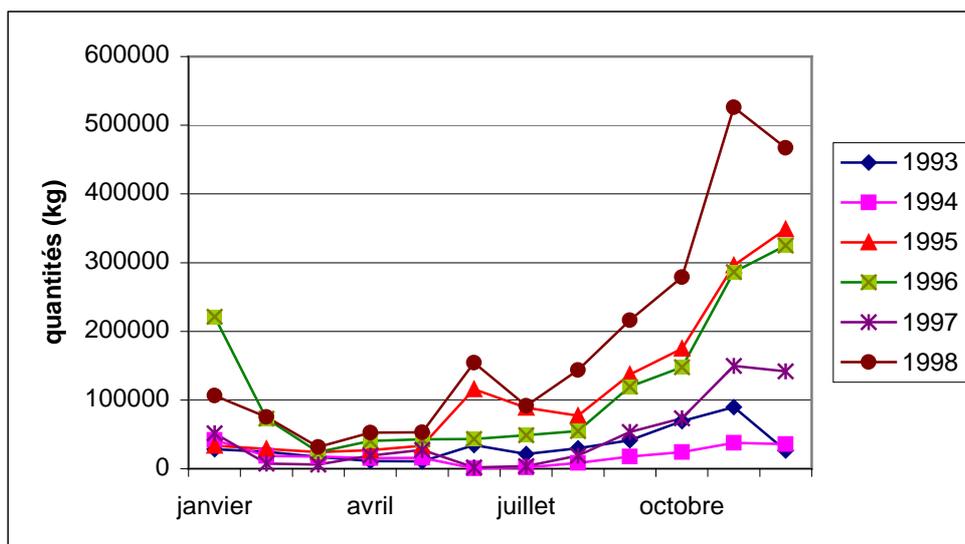


Figure 4 : Evolution des débarquements de rouget - barbet en provenance de Manche orientale (division VIIId) (source : système statistiques national)

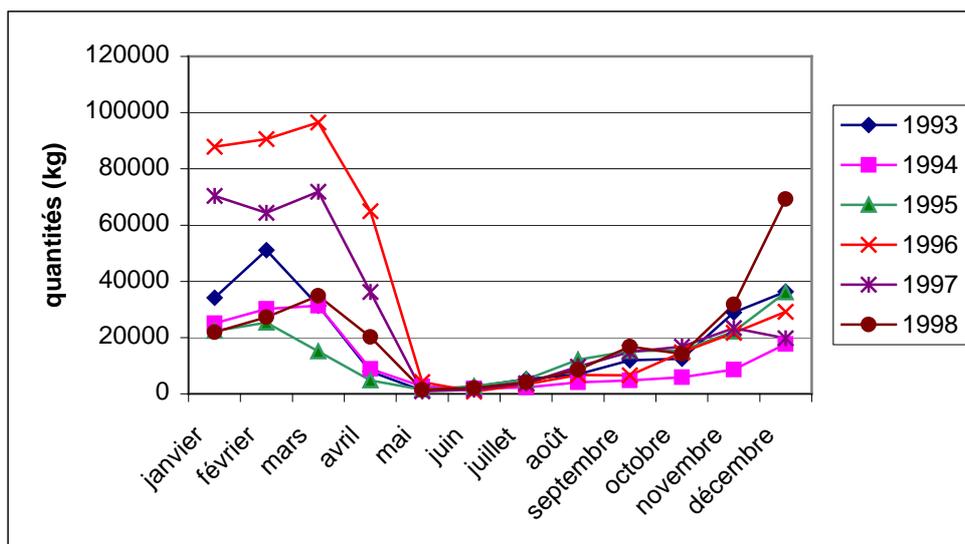


Figure 5 : Evolution des débarquements de rouget - barbet en provenance de Manche occidentale (division VIIe) (source : système statistiques national)

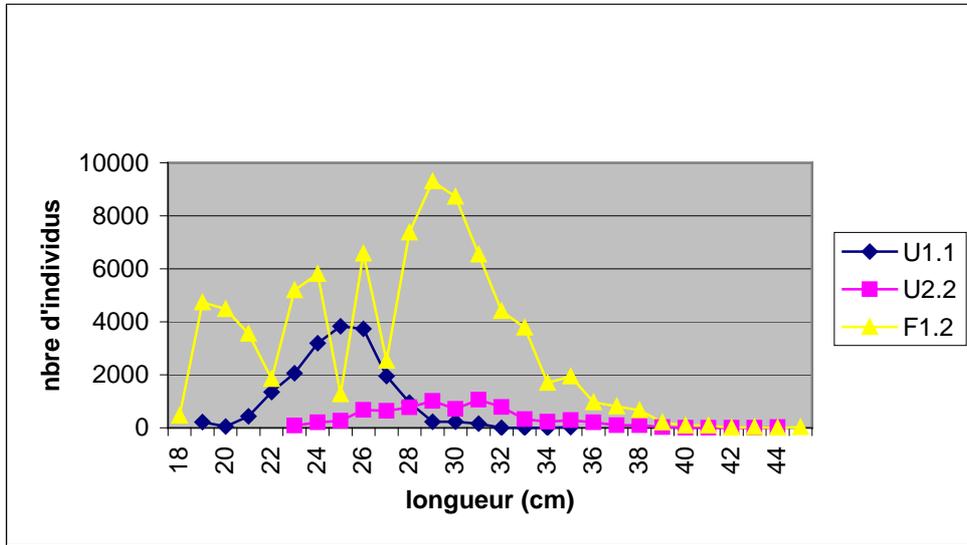


Figure 6 : Exemples de distributions en longueur de rouget - barbet au 3^{ème} trimestre 1994

U1.1 : chalutage de fond britannique, Manche ouest

U2.2 : chalutage à perche hauturier britannique, Manche ouest

F1.2 : chalutage de fond hauturier français, Manche ouest

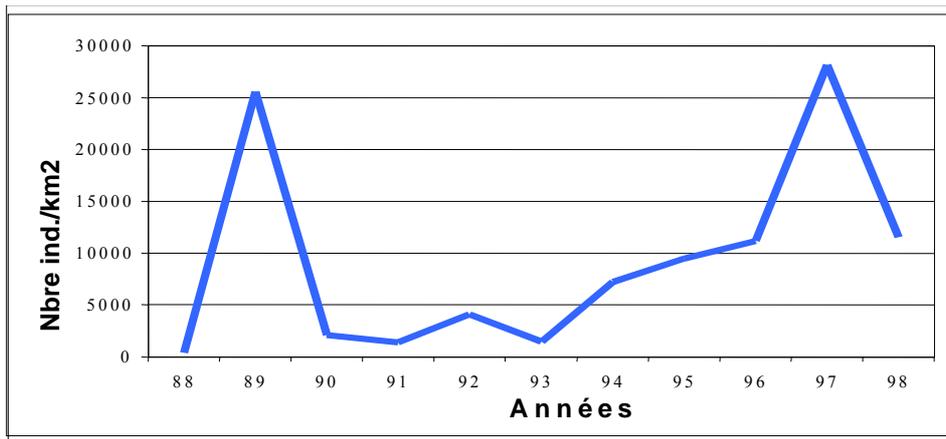


Fig 7 : Evolution de l'abondance du rouget - barbet en Manche orientale (calculée à partir de 44 stations communes aux 11 années de campagnes CGFS)

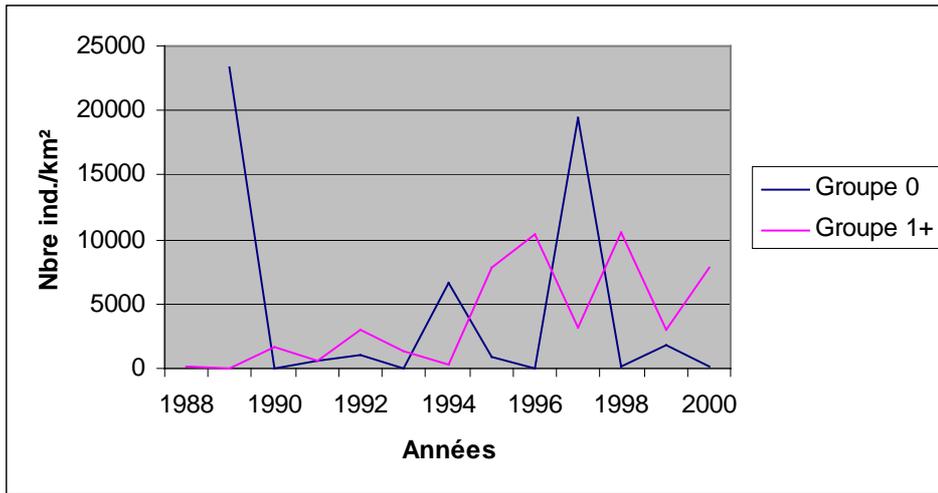


Figure 8 : Evolution de l'abondance des rougets - barbets de Gr.0 et 1+ en Manche orientale (calculée à partir de 41 stations communes aux 11 années de campagnes CGFS)

23. Les rougets - barbets (*Mullus sp.*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

André Battaglia et André Forest

23.1. Considérations biogéographiques

23.1.1. Distribution géographique du stock

Deux espèces se partagent l'appellation « rouget – barbet » dans le golfe de Gascogne. La première, le rouget - barbet de vase (*Mullus barbatus* Linné, 1758), n'est présente que dans la moitié sud du Golfe, sur les fonds vaseux du plateau continental et du bord du talus, entre 10 et 300 m de profondeur. La seconde, le rouget – barbet de roche (*Mullus surmuletus* Linné, 1758), est rencontrée dans l'ensemble du Golfe, sur les fonds coquilliers, sableux, de graviers, dans les herbiers de zostères ou les chenaux depuis la côte jusqu'aux fonds de 100 m (Tous, 1986).

La grande majorité des débarquements de rouget en provenance du golfe de Gascogne est constituée par le rouget – barbet de roche, seule espèce présente dans la partie nord où les captures sont les plus importantes. Sauf indication contraire, le terme « rouget – barbet » fera donc référence à l'espèce *Mullus surmuletus* (rouget – barbet de roche).

Les résultats de campagnes océanographiques (Quéro *et al*, 1989) montrent qu'en novembre décembre entre le golfe du Morbihan et le Gouf de Cap Breton la distribution du rouget - barbet de roche est continue entre la côte et les fonds de 100 m vers le large ; en avril – mai, sa distribution devient discontinue mais il occupe l'ensemble du plateau continental.

Aucune information n'est disponible sur la délimitation des stocks, et notamment les liens possibles entre les populations du golfe de Gascogne et de Manche. Il sera considéré ici que le rouget – barbet du Golfe constitue un stock à part entière.

23.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Les jeunes larves et les juvéniles sont abondants à la côte, à l'intérieur de la zone des 3 milles (Guérault *et al*, 1996), tandis que les adultes sont répartis sur tout le plateau continental jusqu'à des profondeurs de 100 à 200 m. Le stock est donc en totalité inclus dans la ZEE française, les nourriceries étant situées dans la bande des trois milles.

23.2. Données biologiques

23.2.1. Description du cycle de vie

La biologie du rouget - barbet de roche dans le golfe de Gascogne a été étudiée par Desbrosses (1933, 1935a et b). Une synthèse des connaissances disponibles sur les deux espèces en Atlantique et Méditerranée a été faite par Suquet et Person-Le Ruyet (2000).

La ponte du rouget - barbet de vase a lieu de mai à août sur les fonds de –30 à –130 m. Celle du rouget – barbet de roche a lieu d'avril à juin sur les fonds de plus de 100 m. La fécondité est importante et le nombre d'œufs atteindrait 200 000 pour une femelle de 800 grammes (Devauchelle, 1980). La fécondité relative moyenne est de 1760 œufs par gramme de poisson (N'Da 1992).

Les œufs, petits, (0,8 à 0,9 mm) sont pélagiques. L'incubation se déroule dans des eaux de température comprise entre 9 et 18 °C. L'éclosion a lieu de 8 jours plus tard (9 °C) à 3 jours (18 °C). A 19 °C, 4 jours après l'éclosion, la larve a résorbé son vitellus. La larve pélagique a une livrée bleue. Les jeunes arrivent à la côte, sur les fonds de –2 à –10 m, durant le mois d'août et perdent leurs couleurs pour prendre la coloration de l'adulte. Les juvéniles sont infralittoraux côtiers ou estuariens et ne quittent pas le fond. En hiver, ils gagnent des profondeurs sensiblement supérieures (de –40 à –100) (Quéro, 1984).

Les seules migrations observées sont les déplacements des jeunes de la côte vers le large au début de l'hiver et le rassemblement des adultes du plateau à la même époque. Dans le nord du Golfe, ils restent en deçà de la Grande

Vasière. La distribution bathymétrique dépendrait plus de la taille que de l'âge. C'est ainsi que les individus de moins de 16 cm ne se rencontrent qu'à la côte, ceux de 16 à 35 cm sur l'ensemble du plateau et au-delà de 200 m on ne trouve pratiquement que des adultes de plus de 23 cm.

Les rougets– barbets sont des poissons benthiques utilisant leurs barbillons mentonniers pour détecter les proies et fouir la vase. Le régime alimentaire diffère selon la taille, mais crustacés, vers polychètes et petits mollusques sont préférentiellement consommés (Deniel, 1991 ; N'da, 1992b)

23.2.2. Paramètres biologiques

23.2.2.1. Relation taille poids

Pour le rouget – barbet de roche, différents auteurs ont calculé des relations taille poids dont les paramètres sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F	1053	$4,40.10^{-3}$	3,35122
Dardignac, 1988	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F		$4,05.10^{-3}$	3,3790
Dorel <i>et al.</i> , 1998	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F		$5,117.10^{-3}$	3,2956

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le rouget – barbet de roche dans le golfe de Gascogne ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) selon divers auteurs.

Aucune donnée n'est disponible pour le rouget – barbet de vase du golfe de Gascogne.

23.2.2.2. Croissance

Les études portant sur la croissance du rouget – barbet dans le golfe de Gascogne sont rares. Celle de Tous (1986) a été effectuée à partir de la lecture d'écailles provenant des captures des chalutiers de La Rochelle ; Dardignac (1988) a utilisé des données anciennes (Desbrosse, 1935). Les paramètres de croissances obtenus par ces auteurs sont fournis dans le tableau ci – dessous. Le taux de croissance du rouget – barbet de roche est élevé. Les juvéniles ont une croissance très rapide puisqu'en trois mois leur longueur totale est triplée et leur poids moyen décuplé. La croissance des mâles est plus lente que celle des femelles. La longévité de l'espèce atteint une dizaine d'années, les tailles maximales observées dépassant 40 cm.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	$K(an^{-1})$	t_0 (années)
Tous, 1986	Golfe de Gascogne	M	37,6	0,248	-0,96
		F	84,3	0,080	-1,08
Dardignac, 1988	Golfe de Gascogne	M	34,1	0,293	-0,95
		F	37,6	0,459	0,12

Tableau 2 : Paramètres de croissance du rouget – barbet de roche selon divers auteurs.

Le rouget - barbet de vase a une croissance beaucoup plus lente. La taille la plus grande observée est de 30 cm mais il n'existe pas de courbe de croissance de cette espèce pour le golfe de Gascogne.

23.2.2.3. Reproduction

Le rouget – barbet acquiert sa maturité sexuelle au cours de sa troisième année, soit vers 16 cm pour les mâles et vers 18 cm pour les femelles (Dardignac, 1988). Il n'y a pas d'ogive de maturité disponible dans la littérature.

23.2.2.4. Recrutement

La taille au recrutement se situe entre 4 et 5 cm (N'Da, 1992a), ce qui correspond au passage du mode de vie pélagique au mode de vie benthique

Bien qu'aucune donnée quantitative ne soit disponible, il semble que le recrutement du rouget – barbet de roche soit très variable dans le golfe de Gascogne. Ainsi, Desbrosses (1933, 1935a) note que les rendements des navires de pêche peuvent varier d'un facteur 10 selon les années et il attribue ces fluctuations principalement à des variations du recrutement.

23.2.2.5. Mortalité naturelle

Elle n'a fait l'objet d'aucune recherche dans le golfe de Gascogne. Des estimations préliminaires basées sur la formule de Rikhter ou celle de Pauly conduisent à des valeurs comprises entre 0,6 et 0,8 (Dardignac, 1988), ce qui paraît élevé.

23.3. Les pêcheries

23.3.1. Les pêcheries françaises

Les rougets – barbets sont principalement exploités par les chalutiers côtiers mais, récemment, une pêche au filet s'est développée en zone côtière. Après avoir occupé une place importante dans les débarquements des chalutiers, ils ne sont plus exploités qu'en tant que captures accessoires.

L'analyse des statistiques disponibles pour la période 1996-1998 montre que 4 ports se partagent près de la moitié des débarquements : Les Sables d'Olonne (17% des débarquements), Concarneau (12%), Le Croisic (11%) et Le Guilvinec (10 %).

23.3.2. Les pêcheries étrangères

Il n'y a pas de pêcheries étrangères dirigées sur le rouget - barbet dans les eaux françaises du golfe de Gascogne. Les éventuelles captures accessoires de ces flottilles sont inconnues.

23.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

23.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les seules informations disponibles concernent les pêcheries françaises.

Le rouget – barbet a occupé jadis dans les pêches françaises du golfe de Gascogne une place plus importante qu'actuellement. Sa confusion avec les grondins rouges dans les statistiques anciennes ne permet cependant pas de suivre, même approximativement, l'historique de ces pêches anciennes. On sait toutefois que dans les années 30 il contribuait de façon appréciable aux apports du chalutage hauturier. Ainsi, en 1953, pour le port des Sables d'Olonne, il représentait environ 14 % des apports des chalutiers de plus de 17 m, alors qu'en 1998 cette proportion est inférieure à 1 %.

Selon les informations disponibles (base statistiques nationale), les débarquements français de rouget – barbet en provenance du golfe de Gascogne ont fluctué entre 300 et plus de 700 t/an pendant la période 1990 – 1998 (fig. 1). Les débarquements en provenance du sud du golfe de Gascogne (division VIIIb) sont moins importants que ceux du nord (division VIIIa).

Les débarquements par métier (fig. 2, tabl. ci-dessous) montrent une certaine stabilité pour les fileyeurs, aux alentours de 100 tonnes/an depuis 1992. Par contre, les débarquements des chalutiers sont en nette diminution, passant de 607 tonnes en 1992 à 278 tonnes en 1998.

Année	Chalut	Filets	Autres engins	Tous engins confondus
1990	498	98	5	503
1991	452	160	9	461
1992	607	128	7	613
1993	331	91	6	338
1994	417	110	36	453
1995	391	102	27	418
1996	381	125	28	409
1997	362	119	35	398
1998	278	107	30	309

Tableau 3 : Evolution des débarquements français par métier, de rougets - barbets en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

L'examen de l'évolution saisonnière des débarquements mensuels moyens (fig. 3), couplée avec les données biologiques, permet de tenter d'expliquer la nature de ces variations. Le maximum de prise observé d'avril à juillet correspond à l'exploitation des concentrations de reproducteurs accessibles aux chalutiers et à certains fileyeurs. Puis, d'octobre à décembre, les petits individus sont capturés par les chalutiers côtiers lors de leurs déplacements depuis la côte vers les zones plus profondes.

23.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Aucune donnée précise n'est disponible sur l'évolution de l'effort de pêche pour les différents métiers exploitant le rouget – barbet. Quelques informations ont cependant pu être obtenues à partir de la base nationale des statistiques de pêche.

L'évolution du nombre de navires débarquant des rougets – barbets (fig. 4, tabl. 4 ci-dessous) montre depuis 1990 une diminution des chalutiers, passant de plus de 1 000 à un peu plus de 600 sur une période de 9 ans. Pour les fileyeurs cette diminution est plus faible puisqu'ils étaient près de 420 en 1990 et un peu moins de 340 en 1998. Ces évolutions doivent cependant être interprétées avec précaution, la catégorie « autres engins » incluant également des navires pour lesquels l'engin de pêche n'est pas défini (dont des chaluts et des filets) en proportion variable selon les années.

Année	Chalutage	Fileyage	Autres engins	Tous métiers confondus
1990	1007	418	82	1089
1991	921	392	101	1022
1992	875	391	92	967
1993	754	331	76	830
1994	680	328	165	845
1995	714	320	154	868
1996	685	344	169	854
1997	667	331	170	837
1998	603	338	162	765

Tableau 4 : Evolution du nombre de navires par métier débarquant des rougets - barbets du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

L'évolution du nombre de marées (fig. 5, tabl. 5) confirment ces variations, montrant toutefois une stabilité pour les fileyeurs.

Année	Chalutage	Fileyage	Autres engins	Tous métiers confondus
1990	6149	1151	153	6302
1991	5782	1173	169	5951
1992	5882	1291	173	6055
1993	5259	1014	175	5434
1994	4702	1044	679	5381
1995	5180	1131	549	5729
1996	4599	1042	502	5101
1997	4842	1113	555	5397
1998	4196	1132	551	4747

Tableau 5 : Evolution du nombre de marées par métier des navires débarquant des rougets - barbets du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

23.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Pour les chalutiers, les rendements (kg/marée) des navires ayant débarqué du rouget – barbet sont en baisse au moins depuis le début des années 90 (fig. 6). Ils présentent une relative stabilité (aux alentours de 100 kg/marée) pour les fileyeurs durant cette même période. Par contre, ils sont en augmentation pour la catégorie des « autres

métiers » correspondant le plus souvent à des navires dont le type d'engin de pêche n'est pas renseigné dans la base nationale des statistiques de pêche.

23.3.4. Structure démographique des captures

23.3.4.1. Structure des débarquements

Au port de La Rochelle, un échantillonnage systématique des débarquements des chalutiers est réalisé depuis 1995. L'examen de la structure en taille (fig. 7) montre que la plus grande partie des apports consiste en petits individus appartenant aux groupes d'âge I à III (de 16 à 27 cm de longueur totale), avec un maximum vers 17 cm (groupe d'âge I).

23.3.4.2. Rejets

La comparaison des structures en tailles des captures effectuées par un navire océanographique utilisant le même engin que les professionnels et travaillant dans les mêmes zones (campagnes RESSGASC) et celles des débarquements de ces navires, montrent que le niveau de ces rejets est très faible (fig. 7). C'est au premier trimestre que sont observés leurs taux maximums (Guichet, 1998).

23.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune étude récente n'a été menée dans le golfe de Gascogne. Pour les chaluts, Dardignac (1988) a estimé le facteur de sélection entre 3,3 et 3,6. La sélectivité des filets à rouget est inconnue.

23.3.6. Les compétitions entre métiers

Les données nécessaires pour évaluer ces compétitions, et notamment les structures démographiques des captures par métier ne sont pas disponibles. Cependant, différents éléments viennent conforter l'hypothèse de l'existence d'une pêcherie séquentielle : répartition différente des juvéniles (près des côtes) et des adultes (plus au large), existence de deux types d'engins exploitant cette espèce (filets et chaluts), diminution des apports des rougets –barbets surtout marquée pour de la pêche au large qui exploitait principalement les adultes (Dardignac, 1988).

23.4. L'état de la ressource

23.4.1. Evolution de l'abondance

Dardignac (1988) souligne que les rendements des chalutiers artisans du port des Sables d'Olonne ont régulièrement augmenté entre 1979 et 1984 ; sans pouvoir véritablement affirmer une relation de cause à effet, il évoque comme cause possible de cette évolution la régression du chalutage de la crevette grise (dont les prises accessoires de rouget-barbet peuvent être élevées), à une augmentation du maillage de certaines flottilles de chalutiers, ainsi qu'à une baisse de l'effort de pêche des chalutiers espagnols.

Actuellement, la tendance semble s'être inversée, puisque les rendements des flottilles de pêche sont en baisse.

Une campagne océanographique (campagne RESSGASC), ayant pour but l'évaluation des rejets des chalutiers hauturiers, est menée depuis 1985 dans le golfe de Gascogne. Les indices d'abondance obtenus pour le rouget – barbet de roche (en kg/heure et nombre/heure, fig. 8) lors des campagnes de printemps (en général mai) et d'automne (novembre à mi-décembre), montrent une assez forte variabilité d'une année sur l'autre sans tendance claire. Cependant, ces dernières années on observe une augmentation des rendements pendant les campagnes d'automne.

23.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune donnée récente n'est disponible, le rouget – barbet ne faisant pas l'objet d'évaluation. On peut toutefois citer des résultats anciens (Desbrosses, 1935a) qui montrent que le taux de recaptures après marquages était de 20 %, ce qui traduisait un taux d'exploitation élevé dès cette époque.

23.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Compte tenu de la distribution bathymétrique des jeunes rougets (groupe 0 dans la zone côtière, groupes I et II entre la côte et les fonds de 150 m) et du développement de la pêche entre la côte et les fonds de 120 m au cours de ces dernières années, l'hypothèse la plus probable est que le stock de rouget – barbet se trouve à un niveau

bas par suite de l'exploitation intensive des premiers groupes d'âge. La baisse importante des apports tend à conforter cette hypothèse. Ce diagnostic demanderait cependant à être confirmé, puisque l'histoire de cette pêcherie montre que l'abondance du stock est très variable et une baisse du recrutement sous l'effet des conditions environnementales ne peut être exclue.

23.4.4. Potentiels de production

Le potentiel de capture n'est pas connu ; les données disponibles laissent supposer que, dans les conditions actuelles de l'exploitation et notamment à cause des captures importantes de juvéniles, et *a fortiori* si le recrutement est en baisse, une augmentation de la production n'est pas envisageable.

23.5. Les mesures de gestion

23.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Les rougets – barbets ne font pas l'objet de mesures de gestion spécifique : pas de limitation des prises, pas de taille minimale de capture ; ils sont cités dans le groupe des espèces pour lequel le maillage minimal des chaluts est de 60 mm, celui des engins fixes 40 mm.

23.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Bien que les données disponibles ne soient pas très nombreuses, il est probable que le rouget – barbet fait partie des espèces pour lesquelles une diminution de la pression de pêche sur les juvéniles aurait des répercussions favorables sur le niveau global de ses captures.

Pour les chaluts, un maillage de 60 mm correspond à un L_{50} (taille de retenue à 50 %) d'environ 21 cm et permet donc théoriquement la protection des immatures. Cependant, les nourriceries de rouget – barbet se situent en zone côtière, majoritairement dans la zone des trois milles où s'exercent de nombreuses activités de chalutages, en dérogation avec la réglementation générale et souvent avec de petits mailles. Une meilleure gestion de la zone des trois milles permettrait une protection accrue des nourriceries de rougets – barbets.

Aucune donnée n'est disponible sur la sélectivité des filets maillants.

23.6. Références bibliographiques

- Dardignac J., 1988. Les Pêcheries du Golfe de Gascogne : bilan des connaissances. Rap. Scient. Tech. IFREMER, n° 9, 204 p.
- Deniel C., 1991. Biologie et élevage du rouget – barbet *Mullus surmuletus* en Bretagne. Contrat Anvar-UBO A 8911096 E 00, 38 p.
- Desbrosses P., 1933. Contribution à la connaissance de la biologie du rouget - barbet en Atlantique Nord *M. barbatus* (Rond) *surmuletus* (Fage). *Rev. Trav. Off. Pêch. marit.*, **6** (3) :249-270.
- Desbrosses P., 1935a. Contribution à la connaissance de la biologie du rouget - barbet en Atlantique Nord (II) *M. barbatus* (Rond) *surmuletus* (Fage). *Rev. Trav. Off. Pêch. marit.*, **8** (3) :255-267.
- Desbrosses P., 1935b. Contribution à la connaissance de la biologie du rouget - barbet en Atlantique Nord (III) *M. barbatus* (Rond) *surmuletus* (Fage). *Rev. Trav. Off. Pêch. marit.*, **8** (4) :351-376.
- Devauchelle N., 1980. Etude expérimentale de la reproduction, des œufs et des larves de bar, daurade, mullet, rouget, sole et turbot. Th. Univ. Bret. Occ., 194 p.
- Dorel D., 1986. Poissons de l'Atlantique du Nord Est. Relations taille-poids. Rapport interne Ifremer DRV :86.001/RH/NANTES.
- Dorel D., Cadiou Y. et Porcher P., 1998. Poissons, crustacés et mollusques des mers communautaires. Paramètres biologiques et représentations graphiques. Document interne disponible sur le réseau informatique Ifremer.
- Guéroult D., Dorel D. et Desauvay Y., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Contrat Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation/Ifremer N° 95/1-01-02, 196 p.

- Guichet R., Moguedet P., Mesnil B. et Battaglia A., 1998. Echantillonnage biologique des rejets de poissons et autres organismes dans le golfe de Gascogne. Rapport CEE, contrat BIO ECO 94 – 054 CEE DG XIV, 121 p.
- N'Da K., 1992a. Biologie du rouget de roche *Mullus surmuletus* (Poisson Mullidae) dans le nord du golfe de Gascogne : Reproducteurs, larves et juvéniles. Th, Univ. Bret. Occ., 177 p.
- N'Da K., 1992b. Régime alimentaire du rouget de roche *Mullus surmuletus* (Mullidae) dans le nord du golfe de Gascogne. *Cybium*, **16** : 159-167.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des Pêches françaises. Jacques Granchet, éditeur, 394 p.
- Quéro J.C., Dardignac J. et Vayne J.J., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Ifremer/Museum national d'Histoire naturelle, 229 p.
- Suquet M. et Person-Le Ruyet, 2000. Les rougets - barbets (Red mullets) : biologie, pêche, marché et potentiel aquacole. Ifremer, DRV/RA/RST/2000-12, 41 p.
- Tous P., 1986. Contribution à l'étude de la biologie et de la pêche du rouget - barbet (*Mullus surmuletus*) dans le golfe de Gascogne. Rapp. DEA ENSA Rennes/Ifremer, 62 p.

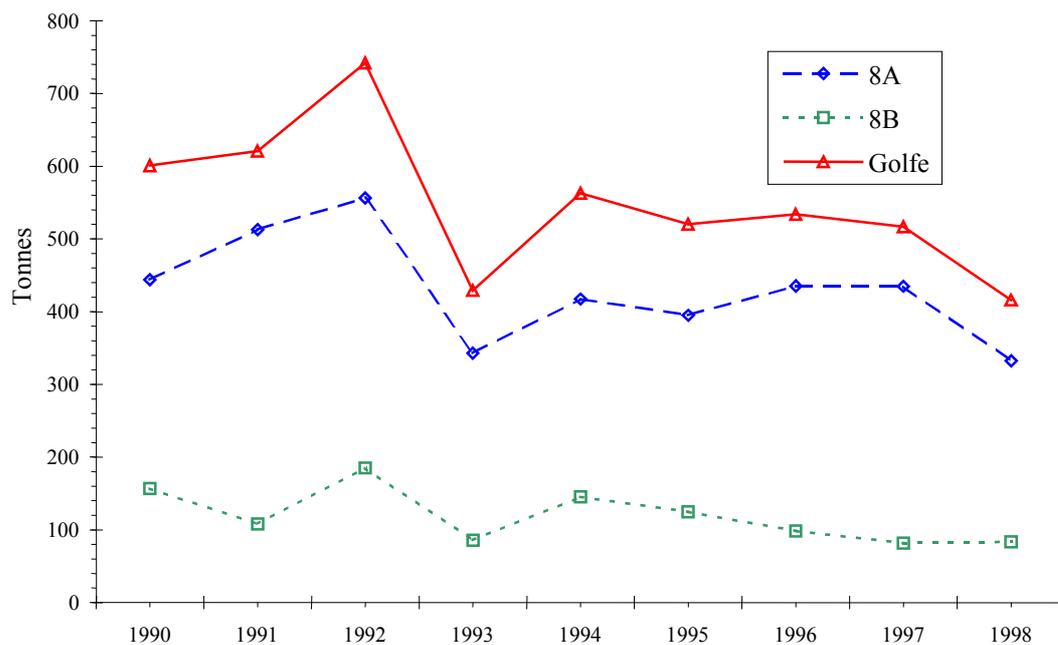


Figure 1 : Evolution des débarquements par division CIEM de rougets - barbets du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998 (source : système statistiques national).

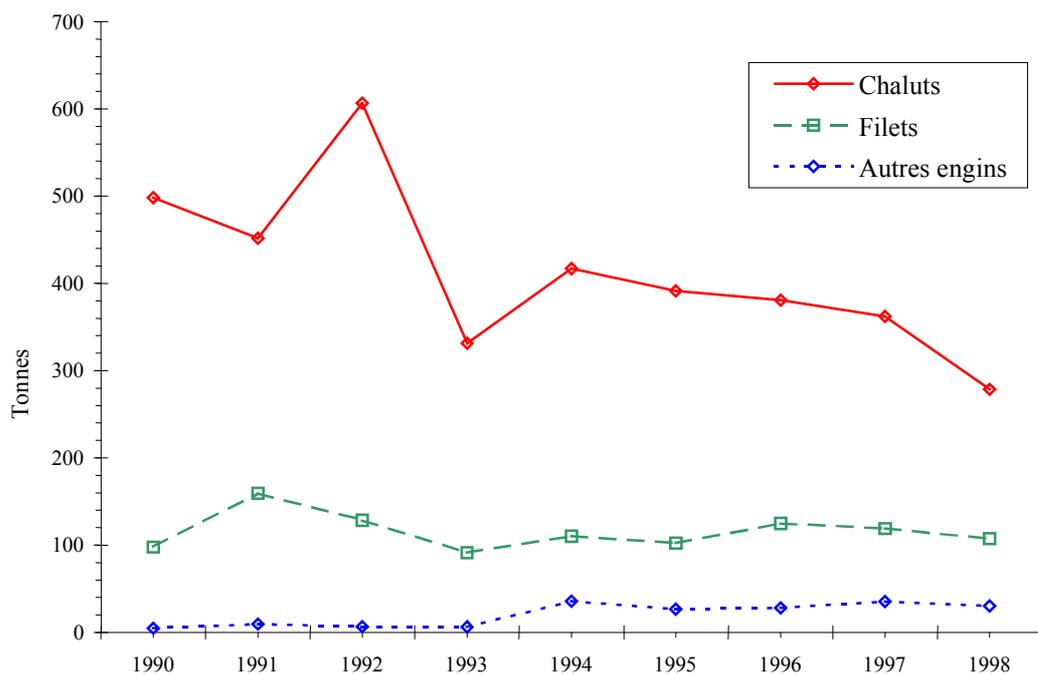


Figure 2 : Evolution des débarquements par métiers de rougets - barbets dans le golfe de Gascogne durant la période 1990-1998 (source : système statistiques national).

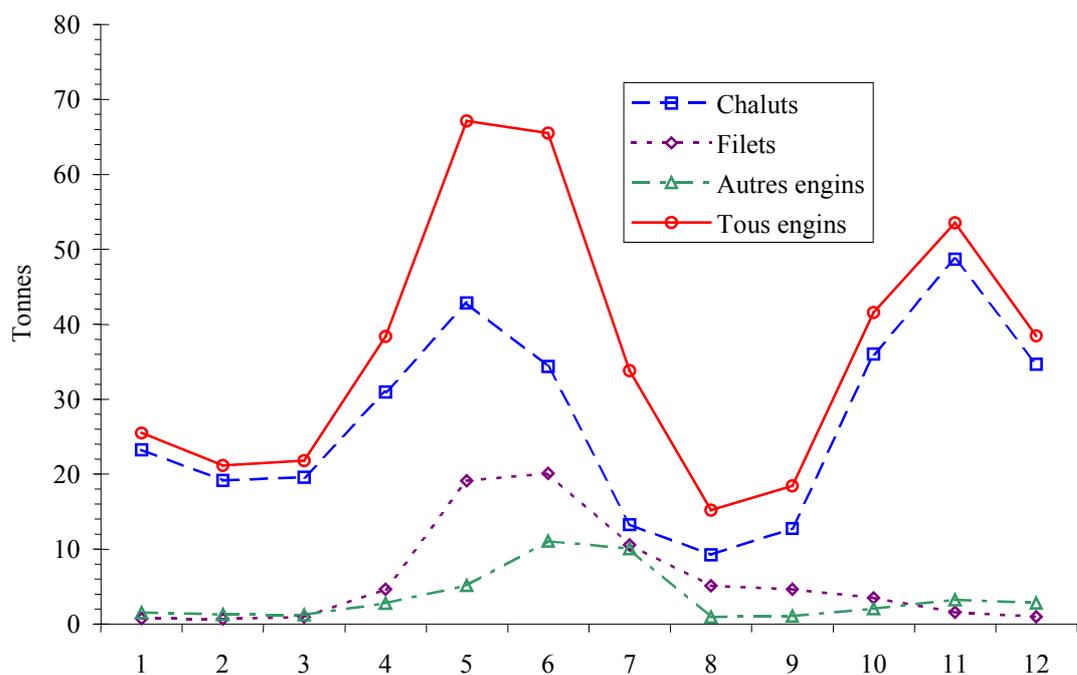


Figure 3 : Evolution des débarquements mensuels moyens de rougets - barbets par métier dans le golfe de Gascogne durant la période 1990-1988 (source : système statistiques national).

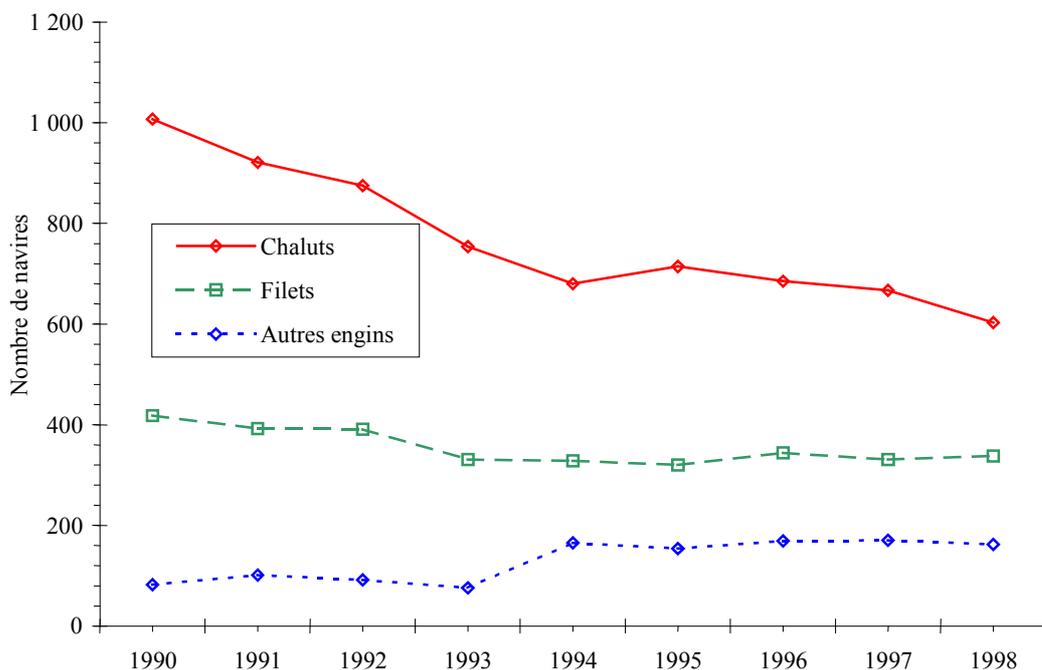


Figure 4 : Evolution du nombre de navires débarquant des rougets - barbets en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1988.

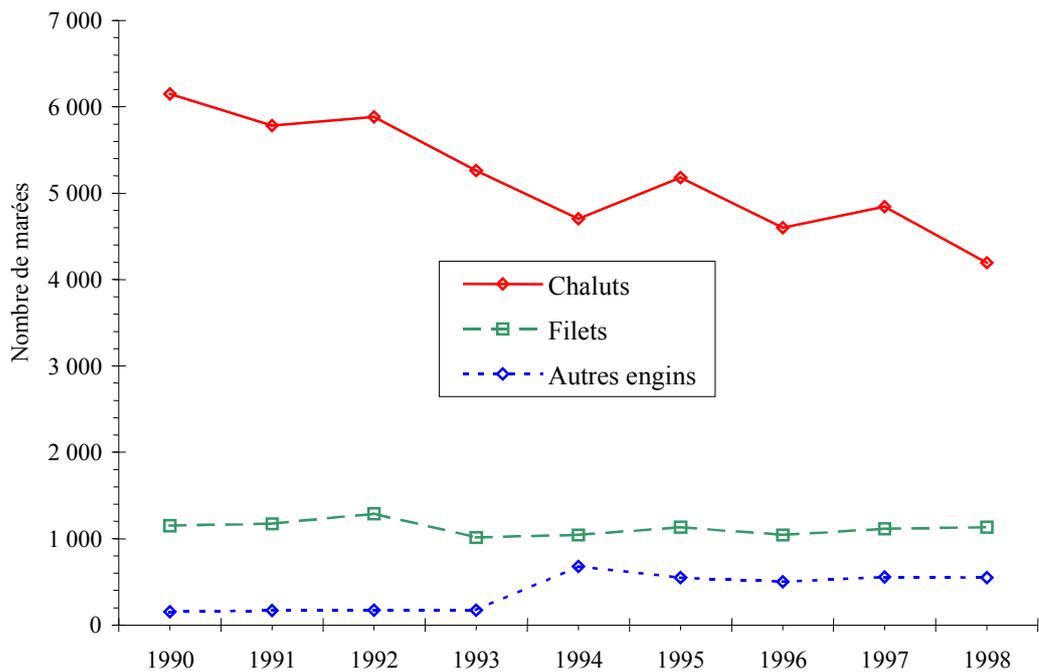


Figure 5 : Evolution du nombre de marées effectuées par les navires débarquant des rougets - barbets en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1988.

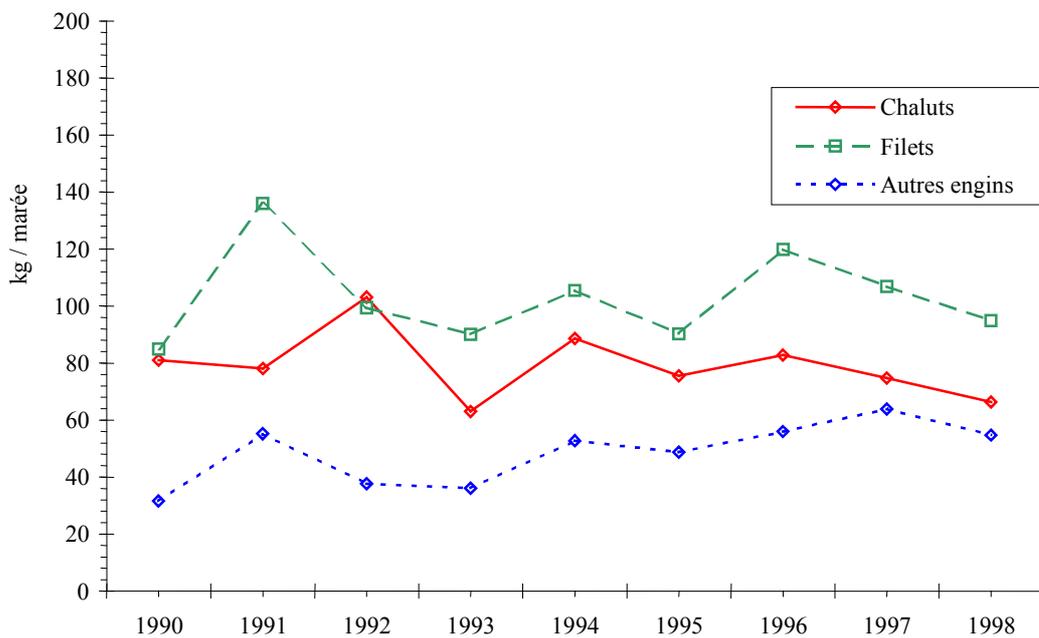


Figure 6 : Evolution des débarquements par unité d'effort et par métier des navires débarquant des rougets - barbets en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

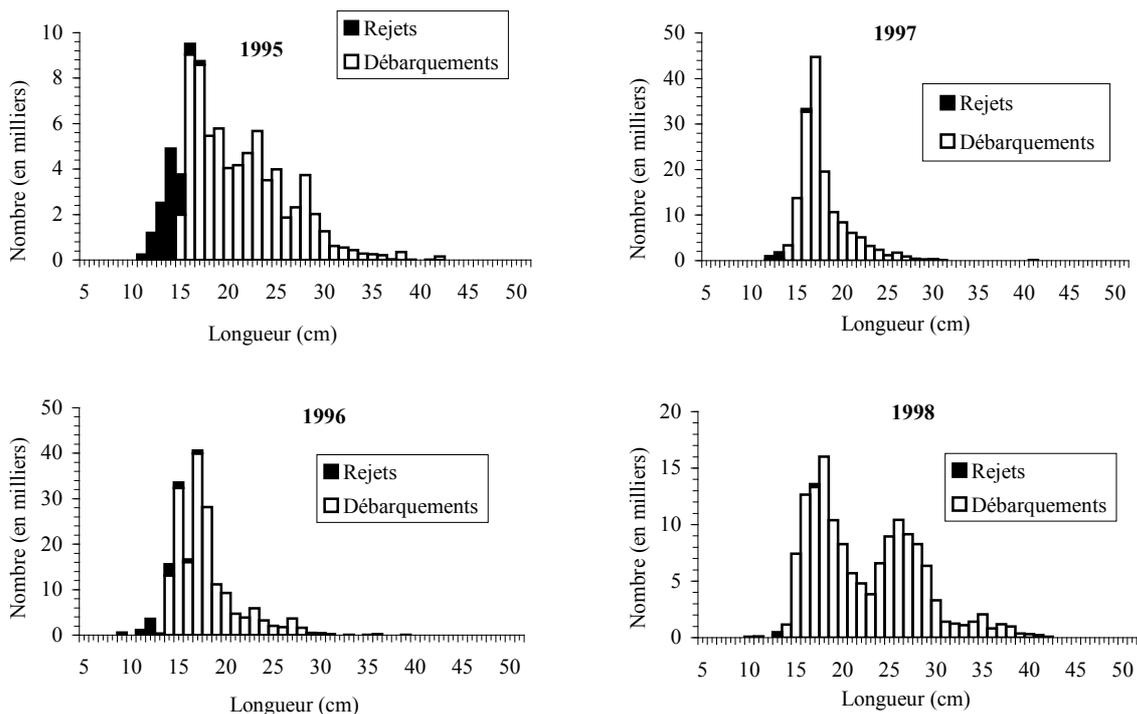


Figure .7 : Structure en taille des débarquements et des rejets de rougets – barbets des chalutiers artisans du port de La Rochelle de 1995 à 1998.

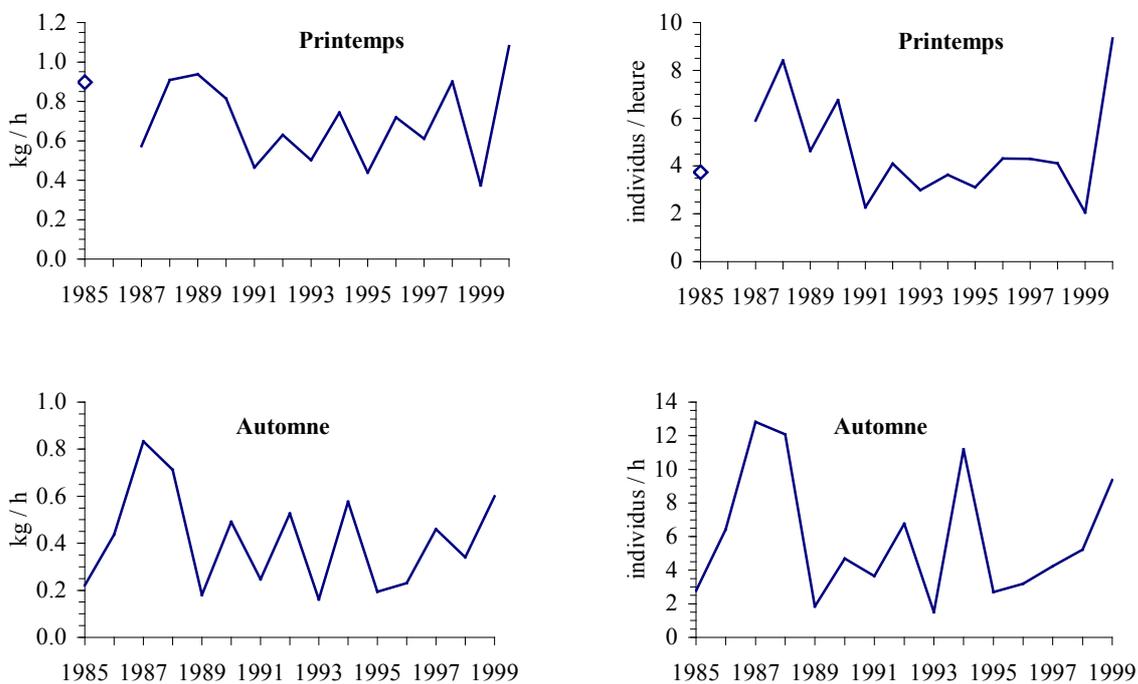


Figure 8 : Indices d'abondance (en kg/heure et nombre/heure) pour les rougets - barbets observés lors des campagnes RESSGASC de printemps et d'automne dans le golfe de Gascogne.

24. Le sabre noir (*Aphanopus carbo*) de l'Atlantique du nord -est

Pascal Lorange

24.1. Considérations biogéographiques.

24.1.1. Distribution géographique du stock.

Le sabre noir se distribue des deux côtés de l'Atlantique nord d'environ 30° à 65°N. Il est présent sur la ride médio-atlantique notamment au sud de l'Islande (Magnusson et Magnusson, 1995) et au nord des Açores mais semble moins abondant aux latitudes intermédiaires (Hareide et Garnes, 1998). Dans l'Atlantique est, on le trouve de l'ouest des îles britanniques à Madère. Sa présence en dehors de l'Atlantique nord reste à confirmer, deux espèces voisines étant distribuées dans l'Atlantique tropical et l'Atlantique sud. Enfin, il n'est pas signalé en méditerranée.

L'espèce est signalée de 200 à 1 600 m (Nakamura et Parin, 1993), mais a été observée en faible densité jusqu'à 2 000 m lors de la campagne Talus99 (N/O Thalassa) à l'ouest de la Bretagne (47°N) et des îles britanniques (56°N). Au large du Portugal et à Madère le sabre noir est plus abondant à la profondeur de l'eau méditerranéenne issue du détroit de Gibraltar soit de 700 à 1300 m (Martins et Ferreira, 1995 ; Morales-Nin, *et al.*, 1996). Cela étant l'espèce est aussi présente dans des conditions hydrologiques très différentes, à l'ouest des îles britanniques, où avant exploitation, il était plus abondant par 550 à 800 m (Bridger, 1978 ; Ehrich, 1983).

Antérieurement considéré comme sténotherme, l'espèce apparaît plutôt eurytherme et semble présenter un maximum d'abondance à une profondeur identique sur l'ensemble de son aire de répartition (tab. 1).

Zone	Extension bathymétrique (m)	Température (°C)	Pic d'abondance (m)	Température (°C)
Sud Islande	600 - 1000	7 - 5	800 - 900	4,4 - 7,1
Îles Féroé			700 - 900	6,9 - 3,9
Ouest îles britanniques	200 - 2000	10 - 3,5	550 - 800	9,2 - 8,6
Madère	180 - 1600	13,8 - 6,3	700 - 1300	10,5 - 8,5
Eaux canadiennes	700	3,5		

Tableau 1 : Profondeur et température moyenne annuelle des eaux où est distribué le sabre noir, (données de Magnusson et Magnusson, 1995 ; Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996 ; Reinert, 1995 ; Templeman et Squires, 1963 ; températures issues de la base de données World Ocean Atlas (1998 ; <http://www.ifremer.fr/sismer/> ; <http://www.nodc.noaa.gov/>).

La densité relative de cette espèce à l'intérieur de son aire de distribution géographique ne semble pas complètement connue. Par exemple, si l'occurrence du sabre sur la ride médio-atlantique est connue, sa capacité à y alimenter une pêcherie notable est indéterminée. Cette méconnaissance n'est qu'un des facteurs qui empêchent de savoir s'il existe un ou plusieurs stocks dans l'Atlantique. En effet, la distribution géographique et l'habitat des juvéniles de moins de 70 cm sont pratiquement inconnus. Seules de rares indications suggèrent un habitat méso-pélagique. De plus, Le sabre semble en mesure de réaliser d'importantes migrations de sorte que les différents secteurs où il est exploité ne constituent pas nécessairement autant de stocks différents. Sa présence en pleine eau au-dessus de grandes profondeurs (Le Gall, 1975) témoigne de déplacements verticaux.

Les poissons capturés à l'ouest des îles britanniques sont des pré-adultes de taille légèrement inférieure aux adultes capturés plus au sud, au large du Portugal et à Madère. Ils sont presque tous immatures. Il est possible que ces pré-adultes migrent vers le sud en atteignant l'âge adulte et il y aurait ainsi un stock unique recouvrant les poissons distribués de l'ouest des îles britanniques à Madère en passant par le golfe de Gascogne et le large du Portugal. Cependant cette hypothèse reste à confirmer.

D'un autre côté, les évolutions différentes des rendements des flottilles de pêche commerciales entre nord et sud de l'aire de distribution du sabre militerait plutôt pour des stocks séparés.

La pêche française capture cette espèce essentiellement à l'ouest des îles britanniques. Elle exploite ainsi quelques groupes d'âges d'une population dont la distribution des juvéniles est inconnue et celle des adultes hypothétique (voir ci-dessus).

24.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques.

Il s'agit très vraisemblablement d'une ressource dont l'aire de répartition dépasse la ZEE communautaire (stock chevauchant).

La pêche française exploite cette espèce essentiellement dans la ZEE communautaire et accessoirement dans les eaux internationales (division CIEM VIb, sous région XII).

24.2. Données biologiques.

24.2.1. Description du cycle de vie.

Le cycle de vie du sabre noir est mal connu. A Madère et au sud-ouest du Portugal il se reproduit en novembre-décembre (Bordalo Machado, *et al.*, 1998 ; Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996). Le détail des conditions de reproduction n'est pas publié. La reproduction de cette espèce n'a pas été observée à l'ouest des îles britanniques (où la plupart des individus sont immatures). Aucune donnée n'est disponible pour d'autres régions de l'Atlantique nord sub-tropical (Açores, Canaries) est inconnue.

Les juvéniles sont mésopélagiques (Nakamura et Parin, 1993) mais leur distribution est mal connue. Ce domaine reste en fait peu exploré en dehors de pêcheries pour des espèces grégaires comme le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*) et d'observations scientifiques peu denses avec des moyens impropres à la capture d'un prédateur actif.

Le sabre noir se nourrit essentiellement de poisson (Du Buit, 1978 ; Mauchline et Gordon, 1984), le merlan bleu peut être dominant dans ce régime alimentaire probablement opportuniste qui inclut aussi des céphalopodes. Le sabre est donc un prédateur de proies pélagiques.

24.2.2. Paramètres biologiques.

24.2.2.1. Relation taille poids.

Les relations taille-poids pour cette espèce dans différents secteurs (Islande, ouest des îles britanniques, Portugal, Madère) sont très comparables (tableau 2).

Source	Zone	Sexe	a	b
Campagne Thalassa 1999	Ouest Bretagne et ouest Ecosse	M + F	$0,10 \cdot 10^{-3}$	3,56
(Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996)	Madère	M	$0,15 \cdot 10^{-3}$	3,45
		F	$0,20 \cdot 10^{-3}$	3,39
(Magnusson et Magnusson, 1995)	Sud Islande	M	$0,07 \cdot 10^{-3}$	3,66
		F	$0,15 \cdot 10^{-3}$	3,49
(Martins <i>et al.</i> , 1989)	Sud-ouest Portugal	M+F	$0,38 \cdot 10^{-3}$	3,27
Munoz <i>et al.</i> , in Anon., 2000	Ride médio-atlantique	M+F	$0,1 \cdot 10^{-3}$	3,53
		M	$0,1 \cdot 10^{-3}$	3,50
		F	$0,1 \cdot 10^{-3}$	3,55

Tableau 2 : Paramètres des relations entre taille et poids à l'ouest des îles britanniques et à Madère pour le sabre noir ($W=aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur totale en cm).

Les tailles les plus communes à l'ouest des îles britanniques, 90 à 110 cm, correspondent à des poissons de 0,9 à 1,8 kg.

24.2.2.2. Croissance.

Comme pour la plupart des espèces profondes, les données sur la croissance du sabre noir sont limitées. Jusqu'ici, les âges ont été estimés à partir de lectures d'otolithes entiers et les individus les plus grands seraient âgés de 8 ans (Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996), ce qui implique un taux de croissance élevé. Cependant, les marques de croissance observées sur les otolithes des poissons capturés à l'ouest de l'Ecosse sont très peu

distinctes et leur interprétation discutable. Le mode de vie prédateur mésopélagique de l'espèce, sa capacité à réaliser des migrations verticales de grandes amplitudes qui l'amène notamment à s'alimenter au dépend d'espèces productives, autorise à penser que ces poissons pourraient avoir une croissance rapide, comparable à celle des espèces néritiques et non à celles des espèces profondes. Cependant, ces estimations de croissance requièrent confirmation et paraissent peu compatibles avec la réaction du stock à l'exploitation (voir plus bas). Il importe de souligner que d'autres schémas de lecture pourraient donner des taux de croissance très inférieurs et des âges élevés. Les estimations faites à partir des otolithes entiers impliquent que les nombreuses marques observées sur des coupes fines correspondent à une périodicité infra annuelle ce qui reste à prouver.

La suite de ce document est rédigée sur la base des estimations de croissance issues de ces lectures d'otolithes entiers, qui conduisent à estimer une croissance rapide (tabl. 3).

Auteurs	Sexe	L_{∞} (cm)	K (an ⁻¹)	t ₀ (années)
Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996	M	155 (0.2)	0.16 (0.6)	-3.27 (0.3)
	F	142 (0.08)	0.26 (0.3)	-2.08 (0.3)

Tableau 3 : Paramètres de croissance du sabre noir (coefficients de variation entre parenthèses).

Les tailles moyennes par âge sur la gamme observée font apparaître que le sabre noir atteint très rapidement une longueur de 1 m (tableau 4).

Age (année)	1	2	3	4	5	6	7	8
Femelles	78	93	104	113	119	125	129	132
Mâles	75	87	96	105	112	118	124	128

Tableau 4 : Tailles moyennes (cm) par âge du sabre noir sur l'intervalle d'âges observé lors des lectures d'otolithes (d'après Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996).

24.2.2.3. Reproduction.

Peu de données sont disponibles. Selon les données fournies au groupe de travail sur les espèces profondes (Anon., 2000), la taille du plus petit individu mature est de 60 cm pour les mâles, de 70 cm pour les femelles. Les estimations des tailles à première maturité selon les secteurs sont fournies dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Secteurs	Tailles à première maturité (cm)	
		Mâles	Femelles
Sena-Carvalho, Reis et Afonso-Dias (<i>en prép.</i>)	Madère	73,7	102,7
Zilanov, 1975, Pscheichny <i>et al.</i> , 1986 ⁽¹⁾	Bancs Bailey, Hatton et Rockall	80 - 85	
EC FAIR, 1999	Islande, Reykjanes Ridge	84 - 88	92 - 97

Tableau 5 : Tailles à première maturité sexuelle du sabre noir pour différents secteurs. ⁽¹⁾ articles en russe, cités par Anon., 2000.

Les observations de Zilanov (1975) et Pscheichny *et al.* (1986) ne paraissent pas fiables, les observations écossaises (Gordon et Hunter, 1994), Allemandes (Ehrich, 1983) et françaises (campagnes du N/O Thalassa en 1996 et 1999) indiquent en effet que la proportion d'individus matures est négligeable ce qui suggère une taille de première maturité supérieure aux estimations disponibles (Tableau 5). Cependant, s'il existe des migrations entre des zones de reproduction et des zones d'engraissement des adultes, l'estimation de la taille de première maturité à partir des zones de distribution des adultes (Madère) peut conduire à une sous estimation (seul les individus en maturation migrant vers la zone des adultes) et aucune estimation n'est possible dans les secteurs que les poissons quittent au fur et à mesure de leur maturation.

24.2.2.4. Recrutement.

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement du sabre noir.

24.2.2.5. Mortalité naturelle.

Il y a peu de données disponibles sur la mortalité naturelle de cette espèce. Dans les eaux portugaises, Martin *et al* (1989) l'ont estimée à $M = 0,17$, par analyse des structures en taille (méthode de Bhattacharya, 1967) et avec des paramètres de croissance estimés par la relation empirique de Pauly (1980), dont les données ne contiennent pas d'espèces profondes. Cette donnée paraît difficilement compatible avec les estimations d'âges de Morales-Nin et Sena-Carvalho (1996) qui n'ont pas observé d'individus de plus de 8 ans dans les captures.

24.3. Les pêcheries.

France et Portugal assurent l'essentiel des captures de sabre noir, les prises françaises provenant essentiellement des zones CIEM V, VI et VII, celles du Portugal des zones VIII, IX et de la région de Madère.

24.3.1. Les pêcheries françaises.

Les captures françaises sont réalisées par une pêcherie plurispécifique avec trois cibles principales : le grenadier de roche, le sabre noir et les sikis. L'essentiel des captures est réalisé à l'ouest de l'Ecosse (fig. 1 et 2) et les navires français opèrent pratiquement seuls dans les sous-régions CIEM VI et VII.

Les métiers pratiqués sont ceux qui ont été décrits pour le grenadier de roche (voir ce chapitre).

24.3.2. Les pêcheries étrangères.

Les captures écossaises ont atteint 235 t en 1997 et 148 en 1998 (Anon, 2000). Ces prises, ainsi que celles de la république d'Irlande doivent avoir augmenté en 2000 et devraient progresser encore avec la mise en flotte d'unités de pêche qui exerceront une partie de leur activité sur les espèces profondes. Dans la division CIEM Vb, l'exploitation par les navires des îles Féroé au début des années 90 semble avoir décliné.

Le sabre noir est une espèce commerciale prisée depuis longtemps à Madère. L'exploitation y est vieille de plus d'un siècle, les captures y sont réalisées à la palangre et ont été de 900 à 1 200 t/an de 1960 à 1980 (Leite, 1988), elles ont augmenté au cours des années 80 et ont varié de 2 500 à 4 000 t/an au cours des années 90.

Au large du Portugal continental, la pêcherie a commencé en 1983 (Martins, *et al.*, 1989) et débarque depuis de 2 500 à 4 000 t/an. Plusieurs bancs et monts sous-marins sont exploités entre le sud du Portugal et Madère (Martins et Ferreira, 1995). En outre, le sabre est exploité en plus petites quantités aux Açores et aux Canaries.

24.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier.

24.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier.

Le tableau ci-dessous fournit les débarquements internationaux par zones CIEM.

Année	III +IV	Va	Vb	VI +VII	VIII +IX	X	XII	XIV	Total
1988	2	0	0	0	2 602	0	0	0	2 604
1989	0	0	166	154	3 473	0	0	0	3 793
1990	57	0	419	1 060	3 274	0	0	0	4 810
1991	0	0	152	2 759	3 979	166	0	0	7 056
1992	0	0	33	3 436	4 389	370	512	0	8 740
1993	0	0	287	3 529	4 513	2	1 144	0	9 475
1994	16	1	160	3 101	3 429	0	824	0	7 531
1995	2	+	424	3 278	4 272	3	301	0	8 280
1996	4	0	186	3 689	3 815	11	444	0	8 149
1997	2	1	68	2 995	3 556	3	200	0	6 825
1998	9		180	1 967	3 152	99	154	2	5 563
1999	0		165	1 631	2 511	46	109	0	4 462

Tableau 6 : Evolution des débarquements de sabre noir par zone CIEM de 1988 à 1999 (sources : Anon., 2000).

En ouest Ecosse, le sabre noir est capturé essentiellement par les chalutiers industriels et semi-industriels de pêche fraîche français dont l'évolution des débarquements est fournie par le tableau 7.

Les pêcheries palangrières portugaises continentales s'exercent essentiellement en zone VIII et IX. Elles ont atteint 4 500 t en 1993, puis ont eu tendance à diminuer. Par contre, à Madère, les prises des palangriers n'ont cessé d'augmenter pendant la même période pour passer de 2 500t/an à la fin des années quatre-vingt à 4 400 t/an actuellement (Anon., 2000).

Le sabre noir apparaît dans les bases de données statistiques françaises à partir de 1989. Des captures ont forcément été réalisées avant cette date, notamment à partir de 1987, le sabre noir étant capturé en même temps que le grenadier. Les données disponibles sont relativement incohérentes voire incomplètes (données d'une partie des congélateurs non disponibles, écarts importants entre les données des Organisations de Producteurs, du CAAM et de la base statistique Ifremer, au moins jusqu'en 1992...).

Après un pic à plus de 5 000 t en 1992, les captures françaises ont lentement décliné jusqu'à 2 250 t en 1999 (tableau ci - dessous).

Année	Sous-région CIEM							Total
	IV	V	VI	VII	VIII	X	XII	
1990	70	406	1023	10				1 510
1991	107	150	2 550	101	1		2	2 912
1992	215	128	4 198	355	10		519	5 426
1993	34	119	3 226	481	12		234	4 106
1994	45	45	2 387	662	6		9	3 154
1995	4	175	2 616	641	0		8	3 444
1996	2	129	2 995	658	3		7	3 793
1997	0	53	2 307	460	1		1	2 822
1998	1	144	1 559	361	2		324	2 391
1999	2	150	1 657	360	11	65	1	2 246
2000 (1)		121	1 502	412	24	1	1	2 061

Tableau 7 : Débarquements français de sabre noir (tonnes) par sous-région CIEM de 1990 à 2000. (1)
données provisoires et incomplètes issues du réseau inter criées.

24.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier.

Pour la pêcherie française, l'effort de pêche dirigé sur le sabre noir a évolué comme celui dirigé sur le grenadier. Cependant, l'estimation de l'effort sur cette espèce est un peu plus problématique. En effet, l'espèce cible principale de la pêcherie profonde est le grenadier, celui-ci a pu être ciblé à des profondeurs croissantes au cours du temps du fait de sa raréfaction dans la partie supérieure de la distribution bathymétrique. Les captures de sabre, dont la distribution bathymétrique est légèrement moins profonde, ont pu être sensibles à ce facteur. Cependant, une étude indique que l'effet de la profondeur sur la CPUE de sabre n'est peut être pas déterminant (Girard, *et al.*, 2000) mais elle était limitée à un seul navire.

Les données d'effort de pêche des palangriers portugais ne sont pas directement disponibles.

24.3.3.3. Evolution des rendements par métier.

Comme pour le grenadier, la CPUE d'une flottille de référence a été analysée afin d'en tirer un indice d'abondance du stock (Lorance et Dupouy, sous presse). Les CPUE des chalutiers français ont d'abord augmenté, ce qui correspond probablement à une phase de développement de la pêcherie, puis ont nettement décliné ensuite (fig. 3). L'écart entre les CPUE brutes et dirigées est grand parce que qu'une partie du temps de pêche des navires est dévolu à des traits où le grenadier est abondant mais pas le sabre.

Dans le sud de l'aire de répartition de l'espèce, l'évolution des rendements des flottilles est différente : au large du Portugal (zone IX), les CPUE des palangriers sont restés relativement stables entre 1990 et 1999, tandis qu'elles montrent une tendance à l'augmentation dans la région de Madère (Anon., 2000).

24.3.4. Structure démographique des captures.

24.3.4.1. Structure des débarquements.

Les mises à terre de la pêcherie française ne sont pas échantillonnées. Cependant, les données des campagnes scientifiques suggèrent qu'il n'y a pas eu de changements de structure en taille à l'ouest des îles britanniques. En effet, les distributions en taille observées avant exploitation (Bridger, 1978; Ehrich, 1983; Gordon et Hunter, 1994) ne semblent pas différentes de celles relevées lors des campagnes récentes (figures 4 et 5). Notamment, les modes des distributions sont restés d'environ 1 m.

Les poissons capturés à la palangre à Madère sont nettement plus grands avec une taille modale à 115 cm, sans variation temporelle entre 1988 et 1998 (Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996, Anon., 2000). Au large du Portugal, la pêcherie exploite des poissons de taille intermédiaire avec une taille modale vers 110 cm (Martins, *et al.*, 1994; Martins, *et al.*, 1989). Dans ces régions, l'essentiel des poissons capturés sont des adultes (Morales-Nin et Sena-Carvalho, 1996; Martins *et al.*, 1994). En revanche, ils semblent plutôt plus petits au sud de l'Islande et sur la crête de Reykjavik (Magnusson et Magnusson, 1995, Anon., 2000). Dans ce secteur, une faible proportion de poissons est mature, et il semble aussi y avoir une faible proportion de juvéniles un peu plus petits que ceux de l'ouest des îles britanniques (EC FAIR, 1999).

Enfin, la structure en taille des débarquements portugais en provenance de Rockall, du large du Portugal et de Madère est également stable au cours de l'année (Anon., 2000).

La distribution en taille des poissons pourrait varier légèrement avec la profondeur et la zone. Lors des campagnes françaises il a en effet été observé que la proportion de grands individus croît avec la profondeur (fig. 4 et 5) et que les poissons capturés dans le golfe de Gascogne sont un peu plus grands que ceux de l'ouest des îles britanniques (fig. 5).

24.3.4.2. Rejets.

Dans le passé, le sabre noir été rejeté par les navires recherchant la lingue bleue (pêche fraîche et surgélateurs), mais les rejets de cette espèce sont actuellement pratiquement nuls (Blasdale et Newton, 1998; Dupouy, *et al.*, 1998).

24.3.5. Sélectivité des engins de pêche.

Ce poisson au corps rigide et très allongé ne peut guère passer au travers des mailles d'un chalut. Presque tous les individus pris au chalut arrivent pelés sur le pont des navires, la peau de cette espèce étant très fragile. Dans l'eau (campagnes OBSERVHAL dans le golfe de Gascogne) ce poisson est apparu nageant en position verticale (comme d'autres espèces très allongées). Ainsi, dans les chaluts l'échappement doit avoir essentiellement lieu à travers les grandes mailles du dos comme en témoignent les nombreux individus souvent maillés dans cette partie du filet. Des caméras montées à l'intérieur d'un chalut (observations écossaises) ont montré que le poisson arrive dans la rallonge déjà blessé et passif et n'est donc pas susceptible de s'échapper activement à travers les mailles.

Bien que qualitatives, ces informations tendent à démontrer que la sélectivité des chaluts vis à vis du sabre est faible et que les individus résistent mal à un passage au travers des mailles du chalut.

Aucune donnée sur la sélectivité des palangres utilisées par la pêche du sabre n'est disponible. Le fait que les individus capturés soient en moyenne de taille plus élevée que dans les pêcheries au chalut peuvent traduire soit une meilleure sélectivité des palangres, soit l'absence de jeunes individus sur ces lieux de pêche.

24.3.6. Les compétitions entre métiers.

Les métiers de la palangre et du chalut sont potentiellement concurrents pour le sabre noir. Même s'ils opèrent sur des zones très distantes (zone de Madère pour les palangriers, sud Islande à ouest Ecosse pour les chalutiers), il est possible qu'ils exploitent le même stock. Ils se trouveraient alors dans une situation de pêche séquentielle : la pêcherie chalutière de l'ouest des îles britanniques exploitant en partie des poissons pré-adultes d'un stock dont les pêcheries palangrières du sud de l'Europe exploiteraient les adultes. Aucune donnée ne permet cependant ni de vérifier ni de mesurer cette possible interaction.

24.4. L'état de la ressource.

24.4.1. Evolution de l'abondance

Les seuls indices d'abondance sont les CPUE. Cependant, les tendances des CPUE à l'ouest des îles britanniques et à l'ouest de Portugal continental (sous-région CIEM IX) sont discordantes (Anon., 2000). En effet, celles de chalutiers français de 1991 à 1998 déclinent fortement, tandis que celles des palangriers sont stables au large du Portugal continental et croissantes à Madère. Diverses questions techniques peuvent expliquer cette discordance (les séries sont courtes, il a pu y avoir des changements techniques ou des problèmes d'estimation de l'effort des palangriers). Ces écarts peuvent aussi refléter l'existence de stocks indépendants. Aussi, des tentatives d'évaluations ont été réalisées sur une unité "Nord" (sous régions CIEM V, VI, VII, XII) et une unité « Sud » (large du Portugal, sous-région IX). Ces unités ne tiennent pas compte des captures réalisées autour de Madère.

Le net déclin des CPUE à l'ouest des îles britanniques serait la traduction d'une baisse de l'abondance du stock, dont le niveau est estimé par un modèle de global à recrutement constant (Allen, 1966) connu aussi sous le nom de modèle de De Lury modifié (MRAG, 1995) ou par un modèle de Schaefer (Schaefer, 1954; Hilborn et Walters, 1992). Il se situerait entre 10 et 30% de sa biomasse vierge pour l'unité "Nord" ; pour la composante sud, aucun résultat concluant n'a pu être obtenu à cause des fluctuations dans la série de CPUE (Anon., 2000).

Bien qu'un fort déclin de la biomasse de cette espèce à l'ouest des îles britanniques soit très probable, ces évaluations posent une série de problèmes :

- le sabre noir vit en partie en pleine eau et devrait avoir une bonne capacité d'évitement du chalut grâce à sa nage verticale, or les évaluations pour l'unité "Nord" indiquent que l'espèce est au moins aussi sensible à l'exploitation que le grenadier ;
- le fort déclin de biomasse observé est en contradiction avec les âges estimés. Si l'espèce ne vit pas plus de huit ans et que seuls les pré-adultes (soit 2 ou 3 groupes d'âges) sont exploités, le renouvellement du stock devrait être rapide et le phénomène d'épuisement de la biomasse accumulée, commun aux espèces profondes, ne devrait pas se manifester ;
- l'hypothèse d'un stock unique est mise à mal par l'écart entre les tendances observées au nord et au sud. Sous cette hypothèse, la mise en exploitation des pré-adultes de l'ouest des îles britanniques aurait dû avoir pour conséquence une baisse de la biomasse d'adultes exploitée par les pêcheries du sud.

Pour cette espèce les questions de l'estimation de l'âge et de la distribution des stocks restent ouvertes.

24.4.2. Evolution du taux d'exploitation

En dehors de l'évolution l'effort de pêche global des chalutiers industriels français recherchant les espèces profondes (augmentation entre 1988 et 1991, stabilité depuis), aucune donnée n'est disponible.

24.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Les informations disponibles tant sur le plan biologique (croissance, distribution des stocks...) que des pêcheries sont extrêmement peu précises et doivent donc être considérées avec beaucoup de précaution. Elles indiquent une baisse importante de l'abondance du sabre noir au moins dans la partie nord de son aire de répartition. La biomasse actuelle serait entre 10 et 30% de la biomasse initiale. Si l'on se réfère aux définitions de points de référence biologique proposées par le CIEM dans le cas de stocks pour lesquels les données sont peu fiables (« poor data situations », Anon., 1997), le stock serait en dessous de ce qui est considéré comme conforme à une approche de précaution ($U_{pa} = 0,5 * U_{max}$), voire même en dessous du niveau de biomasse biologiquement acceptable ($U_{lim} = 0,2 * U_{max}$).

24.4.4. Potentiels de production

Un modèle de production ajusté sur les données disponibles (Anon., 2000) indique que la production maximale à l'équilibre serait de 2 500 t pour la composante « Nord », la précision de l'estimation étant cependant faible. Les résultats obtenus pour la composante « Sud » ne sont pas fiables.

24.5. Les mesures de gestion.

24.5.1. Mesures actuellement en vigueur.

Les poissons-sabres (Trichiuridés) entre dans le groupe des espèces pour lesquelles un maillage minimal de 80 mm pour les chaluts est imposé par la réglementation européenne en région 1 et 2 . En région 3, les sabres n'apparaissent dans aucun des groupes d'espèces cibles et un maillage de 70 mm doit être utilisé pour leur pêche (règlement n° 850/98 du Conseil).

La seule mesure spécifique de gestion actuellement en vigueur est une réglementation de l'effort de pêche dirigé sur les espèces profondes dans la division Vb les sous-régions VI-X et les zones CEECAF 34.1.1 34.1.2 et 34.2.0.(Règlement du Conseil n° 2027/95 du 15 juin 1995). La définition du terme "espèces profondes" n'est pas donnée dans ce règlement à moins qu'il n'ait été défini par ailleurs dans la réglementation de la commission européenne il convient de le comprendre selon la définition du CIEM (Anon., 1998) : les eaux profondes sont les eaux au-delà de 400 m, une liste d'espèce est fournie, elle inclut le brochet, la lingue franche et la lingue bleue. D'après le même document, le merlan bleu, le flétan noir et les sébastes sont à considérer comme des espèces profondes, d'autres dont le merlu et les baudroies sont notées comme ayant une partie de leurs populations dans les eaux profondes et comme ayant suscité un déploiement récent d'effort vers la profondeur.

Ainsi, la répartition de l'effort d'après le règlement 2027/95 doit inclure ces espèces non qualifiées de "profondes" par la profession française. Seule cette vision permet de comprendre l'allocation de près de 50% de l'effort total sur les espèces profondes au Royaume-Uni.

Jusqu'à présent, cette mesure de gestion est restée sans effet sur la pêcherie.

On notera qu'à partir des résultats disponibles, le CIEM a proposé une réduction immédiate de 50% de l'effort de pêche (Anon., 2001).

24.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion.

Toutes les informations dont on dispose indiquent que les ressources profondes sont fragiles et limitées et que leur taux d'exploitation doit être très bas. Ainsi que le note le CIEM (Anon., 200b), il semble que seule une combinaison de mesures portant sur le niveau des captures autorisées, la limitation de l'effort de pêche, voire la limitation de l'utilisation de certains engins de pêche permettrait d'assurer la viabilité des écosystèmes profonds.

Toute gestion du sabre, et notamment la mise en place de TAC ou une limitation de l'accès aux pêcheries profondes, devrait tenir compte du fait que l'espèce est capturée en même temps que d'autres espèces cibles principales, le grenadier et les sikis et de quelques espèces accessoires : phycis de fond (*Phycis blennoides*) ; chimères (*Chimaera monstrosa* et *Hariotta raleighana*) ; aiguillat noir (*Centroscyllium fabricii* et quelques autres petits squalidae).

Contrairement aux eaux des Canaries, de Madère, des Açores et du Portugal continental où cette espèce est capturée à la palangre, à l'ouest des îles britanniques, elle est exploitée par une pêcherie plurispécifique au chalut. Compte tenu de l'impact du chalutage sur les communautés benthiques profondes (coraux...), il est possible que les instance internationales favorisent l'exploitation de ces ressources avec des méthodes plus respectueuses de l'environnement.

Enfin, compte tenu des lacunes dans les connaissances sur cette espèce, l'application de l'approche de précaution devrait conduire au minimum à ne pas développer cette pêcherie avant que des informations plus précises ne soient disponibles.

24.6. Références bibliographiques.

Allen K.R., 1966. Some methods for estimating exploited populations. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, **23**, 1533-1574.

Anon, 1997. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. ICES CM 1997/ Assess : 7

Anon., 2000. Report of the study group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources. Copenhagen, ICES CM 2000/ACFM:8, 205 p.

- Anon., 2001. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2000. ICES Coop. Res. Report n° 242, 911 p.
- Battacharya C.G., 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, **23**, 115-135.
- Blasdale T., Newton A. W., 1998. Estimates of discards from two deepwater fleets in the Rockall trough. ICES CM 1998/O : 11, 18 p.
- Bordalo Machado P., Martins R., Figueiredo I., Gordo L., 1998. Some notes on the biology of black scabbardfish. ICES science conference, Cascais, 16-19 Sept. 1998, ICES. C.M./0:69, (poster).
- Bridger J. P., 1978. New deep-water trawling grounds to the West of Britain. Laboratory Leaflet, MAFF Direct., Lowestoft. (41), 40 p.
- Du Buit M.-H., 1978. Alimentation de quelques poissons téléostéens de profondeur dans la zone du seuil de Wyville Thomson. *Oceanologica acta*, **1** (2), 129-134.
- Dupouy H., Allain V., Kergoat B., 1998. The discards of roundnose grenadier in the french fishery in ICES subareas VI and VII. ICES CM 1998/O : 20, 10 p.
- EC FAIR, 1999. Developing deep-water fisheries: data for their assessment and for understanding their interaction with and impact on a fragile environment. Final report of partner N° 11, Marine Research Institute, Reykjavik, Iceland, programme document N° 54, 163 p.
- Ehrich S., 1983. On the occurrence of some fish species at the slopes of the Rockall Trough. *Archiv für Fischereiwissenschaft*, **33** (3), 105-150.
- Girard M., Lorance P., Biseau A., 2000. Captures par unité d'effort des espèces profondes du talus continental à l'ouest des îles britanniques. *Cybium*, **24** (3 suppl.), 97-104.
- Gordon J. D. M., Hunter J. E., 1994. Study of deep-water fish stocks to the west of Scotland., Scottish Association for Marine Science, Oban. rapport non publié.
- Hareide N.-R., Garnes G., 1998. The distribution and abundance of deep water fish along the Mid-Atlantic ridge from 43°N to 61°N. ICES C.M./O:39, 16 p.
- Hilborn R., Walters C.J., 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Chapman et Hall.
- Le Gall J. Y., 1975. Cisaillement d'une ligne de mouillage profond par un poisson sabre : *Aphanopus carbo* (poisson, Trichiuridae). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, **89**, 25-31.
- Leite A. M., 1988. The deep-sea fishery of the black scabbard fish *Aphanopus carbo* Lowe, 1839 in Madeira Island waters. *Proceedings Of The World Symposium on fishing Gear and fishing Vessel Design. Newfoundland and Labrador Inst. of Fisheries and Marine Technology, St. John's, NF Canada 1989.*, 240-243.
- Lorance P., Dupouy H., sous presse. CPUE abundance indices of the main target species of the French deep-water fishery in ICES sub-areas V, VI and VII. *Fisheries Research*.
- Magnusson J. V., Magnusson J., 1995. The distribution, relative abundance, and biology of the deep-sea fishes of the Icelandic slope and Reykjanes ridge. In: Hopper AG Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 161-199.
- Martins M. M., Martins M. R., Cardador F., 1994. Evolution of the Portuguese fishery of black scabbard fish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) during the period 1984-1993. ICES. C.M./G:28, 20 p.
- Martins M. R., Martins M. M., Cardador F., 1989. Portuguese fishery of black scabbard fish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) off Sesimbra waters. ICES. C.M./G:38, 29 p.

- Martins R., Ferreira C., 1995. Line fishing for black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) and other deep water species in the eastern mid Atlantic to the north of Madeira. In: Hopper AG Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 323-335.
- MRAG, 1995. catch Effort data Analysis, the CEDA package, User Manual, version 2, 104 p.
- Mauchline J., Gordon J. D. M., 1984. Occurrence and feeding of berycomorphid and percomorphid teleost fish in the Rockall Trough. *J. Cons. inter. Explor. Mer.*, **41**, 239-247.
- Morales-Nin B., Massuti E., Stefanescu C., 1996. Distribution and biology of *Alepocephalus rostratus* from the Mediterranean Sea. *J. Fish Biol.*, **48**, 1097-1112.
- Morales-Nin B., Sena-Carvalho D., 1996. Age and growth of the black scabbard fish (*Aphanopus carbo*) off Madeira. *Fish. Res.*, **25**, 3-4.
- Nakamura I., Parin N. V., 1993. FAO species catalogue. Vol. 15. Snake mackerels and cutlassfishes of the world (families Gempylidae and trichiuridae). *FAO Fish. Synop.*, (125), 136 p.
- Pauly D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and the mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, **39** (3), 179-192.
- Pschenichny B.P., Kotlyar A.N. et Glukhov A.A., 1986. Fishes resources of thalassobathyal Atlantic Ocean in Biological resources of the Atlantic Ocean. Moscou, Nauka : 230-252 (en russe).
- Reinert J., 1995. Deep water resources in Faroese waters to the south, southwest and west of the Faroes - a preliminary account. In: Hopper AG Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 201-225.
- Schaefer M.B., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.*, **1**, 27-56.
- Templeman W., Squires H. J., 1963. Three records of the black scabbard fish, *Aphanopus carbo* Lowe, from the Canadian region of the Western Atlantic. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **20** (2), 273-278.
- Zilanov V. et Shepel L.I., 1975. On ecology of black scabbardfish *Aphanopus carbo*, Lowe of the North Atlantic. *Voprosy Ikhtiologii*, **15** (4) : 737-740 (en russe).

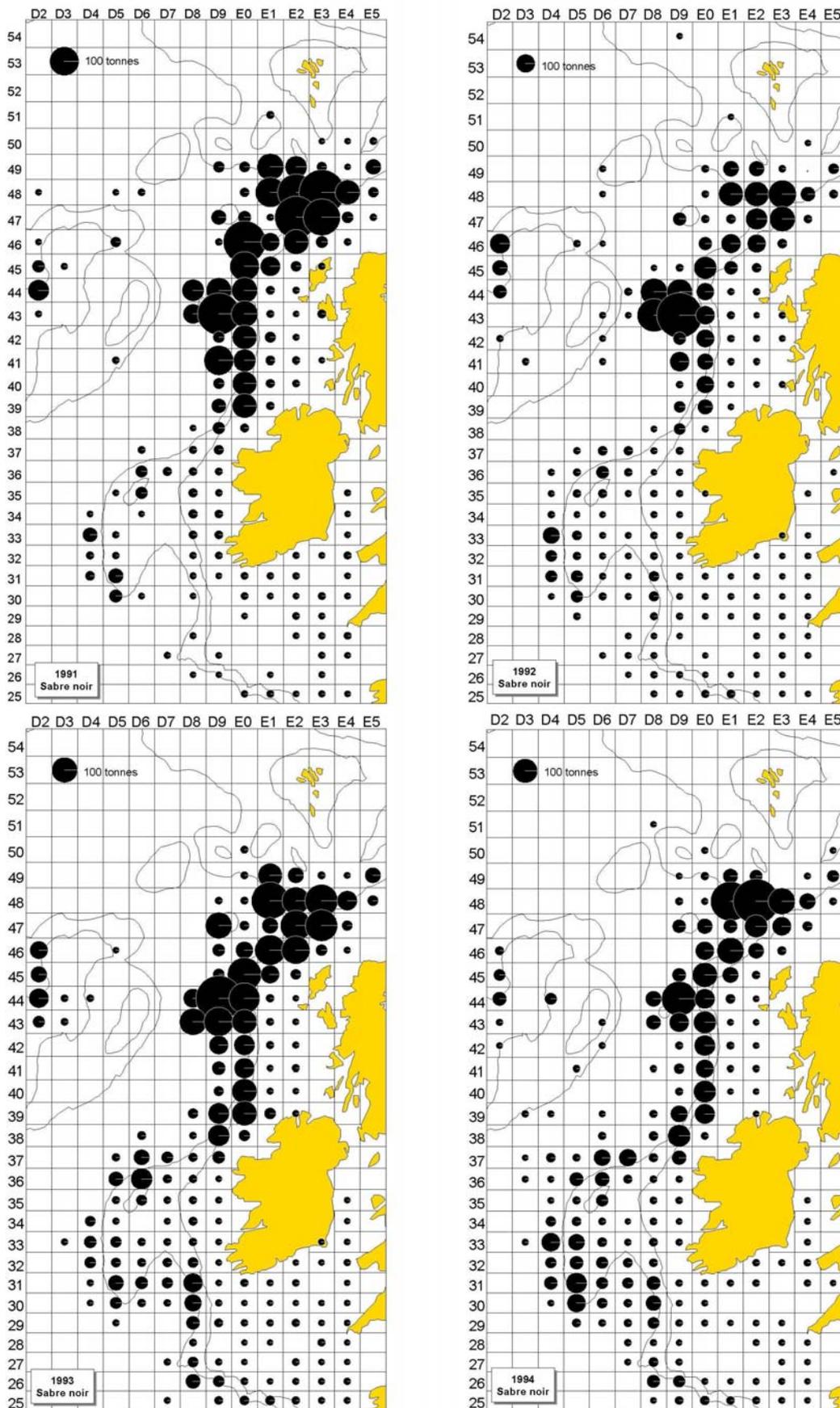


Figure 1 : Distribution géographique des captures françaises de sabre noir de 1991 à 1994, données base statistique Ifremer (nb : le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1500 m).

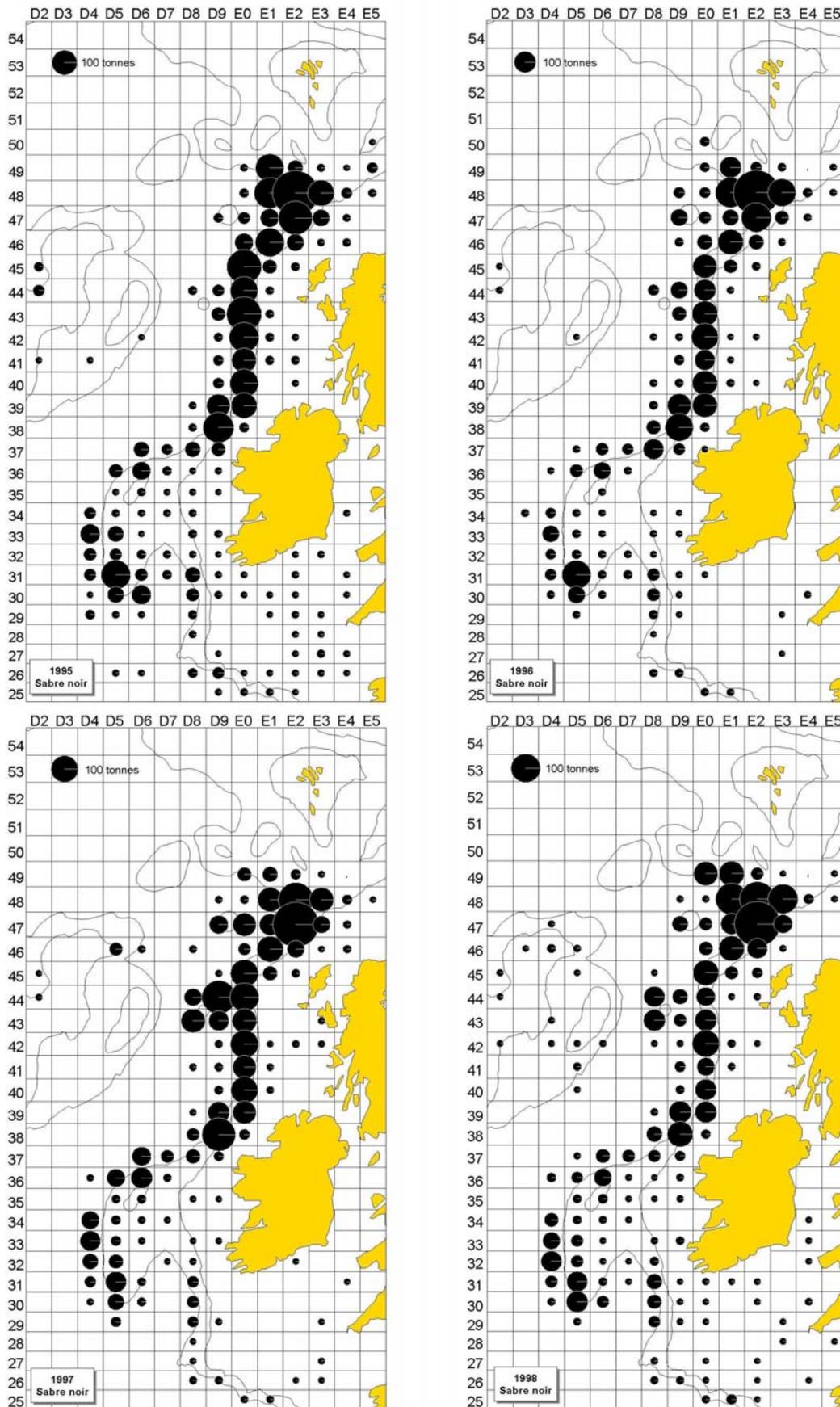


Figure 2 : Distribution géographique des captures de sabre noir de 1995 à 1998, données base statistique Ifremer (nb : le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1500 m).

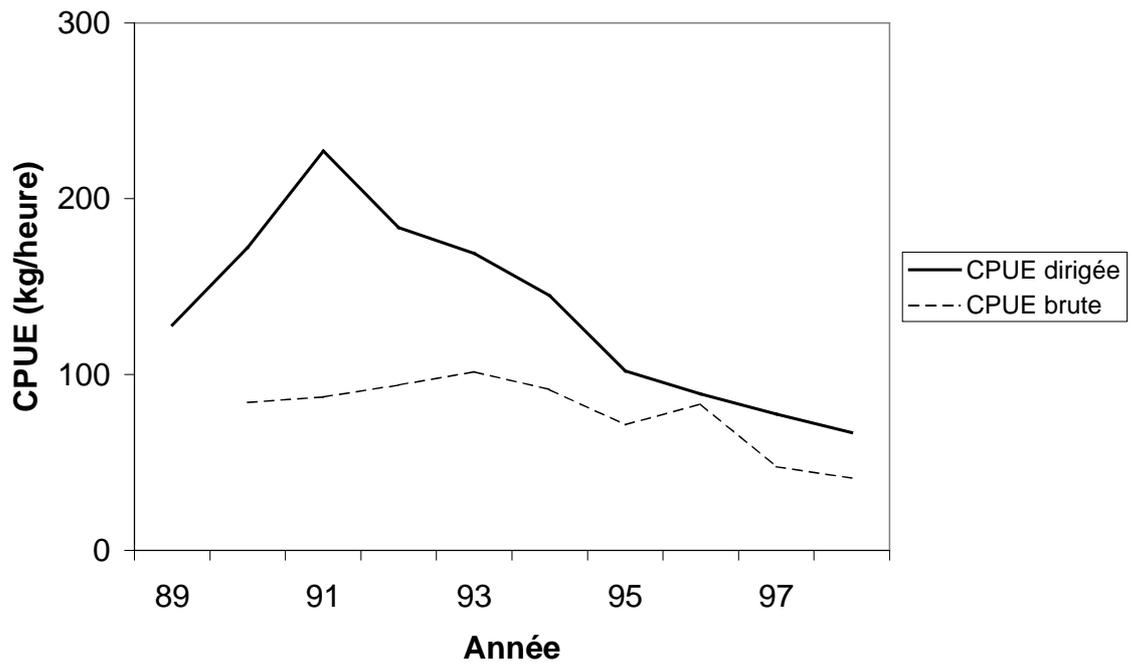


Figure 3 : CPUE brutes (captures par marée x rectangle rapportée au temps de pêche total) et dirigées (rapportées au temps de pêche dirigé sur l'espèce) pour le sabre noir des chalutiers industriels de pêche profonde français.

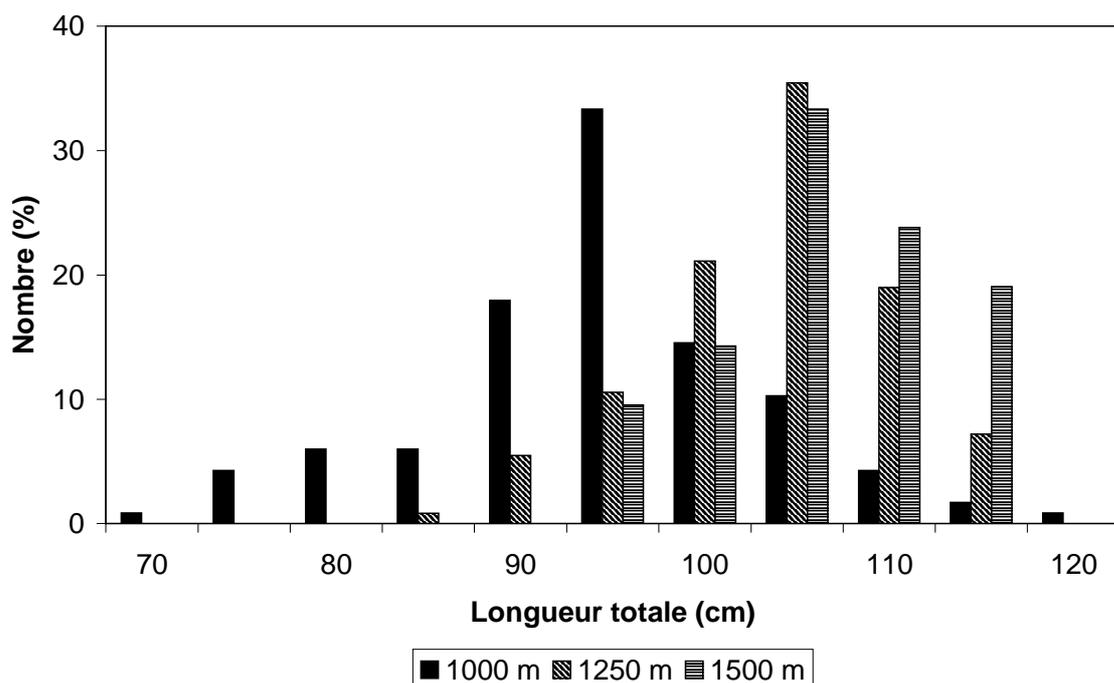


Figure 4 : Distribution en taille du sabre noir dans trois strates bathymétriques (1000, 1250, 1500 m) à l'ouest de l'Ecosse (56-57°N), campagne Prospec1, N/O Thalassa, juillet 1996.

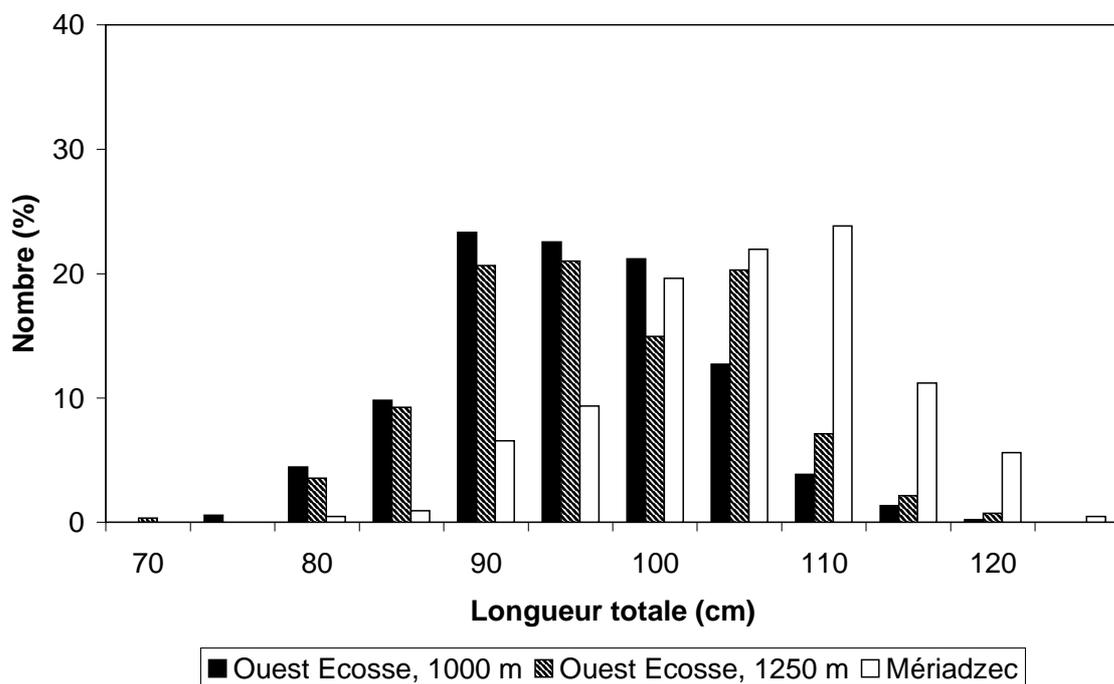


Figure 5 : Distribution en taille du sabre noir par 1000 et 1250 m à l'ouest des îles britanniques (54-57°N) et sur la terrasse de Mériadzec (47°N), campagne Talus99, N/O Thalassa, mai-juin 1999.

25. La sardine (*Sardina pilchardus*) du golfe de Gascogne et de Manche (divisions VIIdeh et VIIIab du CIEM)

André Forest

25.1. Considérations biogéographiques

25.1.1. Distribution géographique du stock

La sardine *Sardina pilchardus* est une espèce de l'Atlantique du nord – est. Son aire de répartition s'étend de la Norvège et l'Ecosse (zones où elle est rare) jusqu'au Sénégal et en Méditerranée ; elle vit au-dessus du plateau continental jusqu'à des fonds de 150 m (Quéro, 1984). On reconnaît deux sous espèces, l'une méditerranéenne (*Sardina pilchardus sardina*), l'autre atlantique (*Sardina pilchardus pilchardus*). Au sein de la sous espèce de l'Atlantique, divers auteurs ont distingué deux « populations » qui sont actuellement considérées comme deux unités de stocks distincts (Maucorps, 1988) :

- La sardine ibérique ou Atlantique, dont l'aire de distribution s'étend de Gibraltar aux côtes nord de l'Espagne (divisions IXa et VIIIc) ;
- La sardine atlantique septentrionale qui se répartit depuis le sud du golfe de Gascogne jusqu'à la mer du Nord et la Manche.

Cette séparation en deux stocks est parfois contestée, mais actuellement aucune information permettant de la remettre en cause n'est disponible ; le stock de sardine ibérique fait l'objet d'une évaluation annuelle par le Conseil international pour l'Exploration de la Mer.

La sardine de l'Atlantique septentrionale se sub-divise elle-même en plusieurs formes, sans qu'il soit possible de parler de « stocks » (Maucorps, 1988 ; Prouzet et Massé, 1999) :

- La forme armoricaine, née de pontes ayant lieu sur la partie sud du plateau Celtique et qui passe son premier hiver dans le sud du golfe de Gascogne, puis migre vers le nord au printemps suivant ;
- La forme aquitaine, ou cantabrique, dont les individus passent les deux premières années de leur vie dans la région basco - landaise et migrent ensuite vers la frayère printanière située entre Loire et Gironde.

Basée principalement sur des différences dans les moyennes vertébrales, l'existence de ces deux formes a été contestée, certains biologistes n'y voyant que l'effet de l'environnement (température, salinité) au cours du développement larvaire, et donc une origine phénotypique et non génétique (Anon., 1978).

Avec les données actuellement disponibles, il n'est pas possible de statuer quant à l'existence de différents stocks dans le golfe de Gascogne, en Manche et sur le plateau Celtique. Dans toutes ces zones, l'exploitation est essentiellement française, les mises à terre provenant actuellement surtout du golfe de Gascogne. Cet ensemble sera traité ici comme un stock unique.

25.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Il s'agit d'un stock inclus dans les limites des ZEE européennes, dont l'exploitation est partagée entre différents pays membres de l'UE, y compris dans leur zone respective des trois milles.

25.2. Données biologiques

Alors que de nombreux travaux ont été réalisés dans le passé sur cette espèce, les publications récentes portant sur la sardine du golfe de Gascogne ou de Manche sont rares.

25.2.1. Description du cycle de vie

La sardine est une espèce pélagique grégaire dont la répartition est fortement conditionnée par la température. Elle forme des bancs parfois très importants, localisés près de la surface la nuit, plus profonds le jour (Quéro, 1984).

La reproduction de la sardine a fait l'objet de nombreux travaux dans le golfe de Gascogne. Des synthèses en ont été réalisées (Anon., 1978 ; Maucorps, 1988 ; Prouzet et Massé, 1999) et l'essentiel de ce qui suit leur est emprunté.

La période de reproduction est très étalée dans le temps et l'espace. Dans le golfe de Gascogne, elle atteint son maximum au printemps, décline en été pour reprendre en automne et en hiver. Les températures favorables au frai se situent entre 10 et 16 °C. Les aires de pontes recouvrent l'ensemble du plateau continental du golfe de Gascogne, sauf sa partie médiane (zone qui correspond globalement à la localisation du bourrelet d'eaux froides) et se prolongent sur le plateau Celtique. Selon les saisons et les années, l'extension des zones de ponte est très variable (fig. 1). En Manche, des variations considérables de la période de reproduction ont été observées depuis les années 50, sans que les raisons de ces modifications n'aient pu être éclaircies ; par ailleurs, il ne semble pas exister de frayères bien individualisées (Anon., 1993) ; les zones de reproduction se déplacent de l'ouest vers l'est en fonction de l'avancement de la saison.

Chaque femelle peut pondre entre 50 000 et 60 000 œufs/an ; ces œufs sont pélagiques et éclosent entre 2 et 4 jours après la ponte.

Les juvéniles entre la métamorphose et 90 mm sont difficilement échantillonnés par les engins de prélèvements et leur répartition est assez mal connue aussi bien dans le golfe de Gascogne qu'en Manche.

Au cours de l'hiver, les sardines « cantabriques » migrent vers le sud et sont retrouvées en pleine maturation sexuelle en février - mars dans les pêcheries côtières sud landaises. Après la ponte elles remontent vers le nord du Golfe.

Toujours en hiver, les sardines armoricaines quittent les zones côtières et la plupart migrent également vers le sud jusqu'à la latitude d'Arcachon ; au printemps, elles sont toujours immatures et remontent vers le nord ; elles apparaissent dans les eaux côtières de la Vendée entre juin et septembre, puis disparaissent et vont sans doute rejoindre la frayère printanière du plateau Celtique et du bord du plateau continental.

En Manche, les bancs de sardine se déplacent d'ouest en est, la reproduction ayant lieu pendant ces migrations : en avril, ils ne sont présents qu'en Manche ouest, puis apparaissent en Manche orientale en juin – juillet (Anon., 1993).

La sardine est une espèce planctonophage. Les jeunes se nourrissent de phytoplancton ainsi que d'œufs et de larves de petits crustacés. Les adultes consomment surtout des crustacés planctoniques (copépodes), mais également différentes larves présentes dans le zooplancton (crabes, ophiures,... Quéro, 1984).

25.2.2. Paramètres biologiques

25.2.2.1. Relation taille poids

Les paramètres de la relation taille poids pour la sardine du golfe de Gascogne sont fournis dans le tableau ci-dessous (Dorel, 1986).

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F	2913	$5,94 \cdot 10^{-3}$	3,0766

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la sardine ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur totale en cm).

25.2.2.2. Croissance

Les études sur la croissance de la sardine ont mis en évidence des différences notables en fonction de l'époque et de la région de naissance des individus ainsi qu'en fonction des sexes (Guérault, 1980). Les paramètres de croissance sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Selon Guérault (1980), la croissance de la sardine dans le Golfe a connu une très nette modification depuis le début du vingtième siècle. Elle était, au moment de son étude (période 1971-1976), beaucoup plus rapide pour les premières années de vie par rapport à des travaux antérieurs réalisés à la fin des années vingt/début des années trente puis en 1950 et 1967. Cette augmentation aurait été progressive et continue.

Auteurs	Période de ponte/zone	Sexe	L_{∞} (mm)	K (an ⁻¹)	t_0 (année)
Guérault (1980)	Pontes automnales et hivernales, des Landes à la Loire	M	245	0,44	-1,71
		F	249	0,51	-1,24
		M + F	269	0,28	-2,84
	Pontes automnales et hivernales, côtes bretonnes	M	240	0,80	-0,20
		F	252	0,73	-0,32
		M + F	246	0,79	-0,22
	Pontes printanières, Charente + Bretagne	M	232	0,46	-1,43
		F	239	0,39	-1,89
		M + F	233	0,46	-1,44
	Total	M + F	260	0,34	-2,17

Tableau 2 : Paramètres de croissance de la sardine selon les sexes, les périodes et les zones de ponte dans le golfe de Gascogne (modèle de von Bertalanffy).

Les résultats les plus récents (Evano, 2000) semblent confirmer cette tendance, la taille moyenne du groupe d'âge I étant plus élevée que celle observée par Guérault (environ 16 cm comparé à 13 cm).

25.2.2.3. Reproduction

La maturité sexuelle est acquise à une taille comprise entre 10 et 20 cm selon le groupe de sardine. On ne dispose pas d'ogive de maturité sexuelle.

25.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement et sa variabilité. A titre indicatif, le recrutement du stock de sardine sur les côtes ibériques est, en moyenne de 10 millions d'individus (groupe d'âge 0) par an et a varié entre 4 et 16 millions d'individus pendant la période 1978-2000, à l'exception d'une classe d'abondance exceptionnelle (24 millions d'individus ; Anon., 2001).

La pêche à la sardine est une activité fortement influencée par les conditions hydrologiques. En effet, la température agit directement sur les migrations ainsi que sur l'importance et la localisation des concentrations de sardine et, donc sur leur accessibilité aux flottilles de pêche. Les fluctuations des apports peuvent être dues à des variations du recrutement ou de l'effort de pêche.

25.2.2.5. Mortalité naturelle

Aucune donnée n'est disponible pour les populations du golfe de Gascogne. Pour des régions voisines (divisions VIIIc – IXa), la valeur de $M = 0,33$ est retenue pour les évaluations de stocks.

25.3. Les pêcheries

25.3.1. Les pêcheries françaises

Au début du siècle et jusqu'au milieu des années 70, le filet droit puis la bolinche ont été les principaux engins de pêche à la sardine ; l'introduction du chalutage pélagique a ensuite constitué une innovation technique majeure (Maucorps, 1988).

Actuellement, deux types de métiers principaux exploitent la sardine : les senneurs et les chalutiers pélagiques. Selon une étude réalisée sur l'année 1996 (Prouzet et Massé, 1999) dans le golfe de Gascogne, 67 chalutiers ont capturé au moins 5 tonnes de sardine dans l'année, et une trentaine de senneurs ont également participé à cette pêche ; les parts respectives des apports des deux métiers étaient respectivement 57 % pour les chalutiers et 43 % pour les senneurs. L'essentiel de l'activité sardinière s'est déroulée au cours des deux et troisième trimestres, les senneurs pratiquant cette pêche surtout en été.

Les principaux ports de pêche sont La Turballe, Saint Guérolé et Saint Gilles Croix de Vie. La production des ports basques (Saint Jean de Luz et Hendaye) est relativement faible.

En Manche orientale, en 1989-90 une quarantaine de chalutiers pélagiques (en solitaire ou en bœufs) basés à Boulogne et Cherbourg ciblaient le maquereau, mais la sardine faisait partie de leurs prises accessoires (Tétard *et al.*, 1995). Une pêcherie à la senne existe également dans cette zone.

25.3.2. Les pêcheries étrangères

Très peu de données sont disponibles sur les pêcheries étrangères.

Dans le golfe de Gascogne (divisions VIIIab), il ne semble pas exister de pêcheries dirigées sur la sardine, en dehors d'une petite activité des thoniers canneurs espagnols qui disposent d'un droit historique le long de la côte basque pour s'approvisionner en appât vivant. Leurs captures ne sont pas disponibles mais sont vraisemblablement peu importantes. Les principales pêcheries de sardine se localisent le long des côtes ibériques (divisions VIIIc-IXa).

En Manche deux types de flottilles britanniques capturent également de la sardine (Tétard *et al.*, 1995) : en 1989-90 environ 35 chalutiers pélagiques (seuls ou en bœufs) ciblaient les petits pélagiques (maquereau, sprat, sardine et chinchard), et moins d'une dizaine de senneurs recherchaient le maquereau, mais aussi la sardine ; la plupart de ces navires étaient originaires d'Ecosse et venaient temporairement travailler en Manche.

25.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

25.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Selon leur source (base statistiques nationale, FAO, CIEM), les chiffres de production montrent des différences parfois considérables, rendant toute interprétation plus difficile.

Les apports internationaux de sardines pour l'ensemble de l'Atlantique et de la Méditerranée sont importants : selon les chiffres de la FAO, entre 1984 et 1997 ils auraient été en moyenne de 1,2 millions de tonnes/an, provenant de l'Atlantique centre – est (62 % en moyenne), de la Méditerranée – mer Noire (22 %) et de l'Atlantique du nord – est (16 %).

D'après les chiffres fournis par le CIEM (Anon., 2001), la production internationale en sardine des zones VII et VIIIab aurait fluctué entre 11 000 et 30 000 t/an au cours de la période 1991-1999 (fig. 2). La contribution de chacune des sous zones varie fortement selon les années. La production en provenance du golfe de Gascogne (divisions VIIIab) tend à augmenter au cours des années récentes. Une analyse plus détaillée montre que les prises proviennent essentiellement des divisions VIIef (Manche ouest, plateau Celtique) et VIIIa (nord du golfe de Gascogne).

Historiquement, la production sardinière française a subi de très grandes variations inter annuelles, oscillant dans le golfe de Gascogne entre 5 000 et 20 à 25 000 t/an, avec des pointes pouvant atteindre 45 000 t au cours de la période 1932-1988 (Tosello-Bancal, 1994).

Plus récemment, les apports français ont fluctué entre 9 000 et 14 500 t/an, dont plus de 85 % en moyenne proviennent du golfe de Gascogne (fig. 3). Selon les chiffres fournis par le CIEM, en 1999 la production aurait atteint près de 18 000 t (Anon, 2001).

L'évolution des débarquements par métiers est différente selon les secteurs. Dans la zone VII, au cours de la période 1990–1998, les prises des senneurs tendent à diminuer, mais présentent de fortes variations inter annuelles ; celles des chalutiers pélagiques ont été faibles jusqu'en 1997, puis ont brusquement augmenté (fig. 4). Dans le golfe de Gascogne, les débarquements de sardine des chalutiers pélagiques et des senneurs sont restés relativement stables jusqu'en 1995-96 ; ils augmentent depuis 1996 pour les senneurs, sont en baisse pour les chalutiers pélagiques en 1999 (fig. 5).

25.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Les pêcheries de sardine en Manche et dans le golfe de Gascogne ne faisant pas l'objet d'un suivi régulier, aucune analyse sur l'évolution de l'effort de pêche n'est disponible.

25.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Ce type de données n'est pas disponible actuellement.

25.3.4. Structure démographique des captures

Les apports de sardine ne font pas l'objet d'un échantillonnage régulier et leur structure démographique n'est pas connue. Quelques informations pourraient être obtenues à partir de l'évolution des débarquements par catégorie commerciale, mais les changements de normes intervenus en 1981, 1983 et 1997 compliquent l'interprétation. Toutefois, les grosses sardines semblent constituer l'essentiel des apports (Prouzet et Massé, 1999).

25.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune information n'est disponible sur la sélectivité des engins utilisés pour la pêche de la sardine.

25.3.6. Les compétitions entre métiers

Il existe une interaction directe pour la ressource et des problèmes de cohabitation et de concurrence entre les deux principaux métiers exploitant la sardine (chalutiers et senneurs). Ils n'ont cependant pas été étudiés en détail.

25.4. *L'état de la ressource*

25.4.1. Evolution de l'abondance

Il n'existe pas de données sur l'évolution récente de l'abondance de la sardine en Manche ou dans le golfe de Gascogne.

25.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Pas de donnée disponible. On peut seulement indiquer qu'après avoir chuté aux environs de 5 000 t/an au milieu des années soixante dix probablement à causes de difficultés de commercialisation, l'activité sardinière s'est à nouveau développée et les débarquements se sont stabilisés autour de 10 000 t/an. L'effort de pêche paraît faible en regard de ce qu'il fut historiquement.

25.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Il n'existe pas d'évaluation qui permettrait d'apprécier le niveau d'abondance et l'état actuel du stock de sardine de Manche et du golfe de Gascogne. Cependant, différents indices (stabilité des captures depuis 10 ans au moins, effort de pêche qui semble relativement bas) amènent à penser que le stock pourrait être sous exploité en termes biologiques.

25.4.4. Potentiels de production

Sans qu'il soit possible de fournir de chiffre précis, on peut penser que la production soutenable est au-delà de la production actuelle.

25.5. *Les mesures de gestion*

25.5.1. Mesures actuellement en vigueur

L'exploitation de la sardine en Manche et dans le golfe de Gascogne n'est soumise à aucune restriction dans la mesure où ni les prises, ni l'effort de pêche ne sont limités (sauf dans le cadre global des programmes européens de réduction de l'effort de pêche). On notera que, bien que faisant l'objet d'une évaluation régulière dans le cadre du CIEM, le stock des côtes ibériques n'est pas soumis à TAC et quotas.

La réglementation européenne fixe des maillages minimaux pour l'exploitation de la sardine. En zones 2 (dont la Manche) et 3 (dont le golfe de Gascogne), la sardine fait partie du groupe d'espèces pour lesquelles le maillage minimal des chaluts est de 16 mm ; celui des engins fixes est de 10 mm pour la zone 2, il peut être inférieur à 40 mm en zone 3. La taille minimale de débarquement a été fixée à 11 cm pour l'ensemble des zones¹.

Enfin, on notera que l'exercice du chalutage pélagique est encadré par diverses réglementations nationales qui, en principe, en limite l'utilisation dans certaines zones et à certaines périodes.

¹ Règlement CE 850/98

25.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Parmi les mesures possibles de gestion, on peut évoquer la limitation des captures et la restriction de l'effort de pêche.

La mise sous TAC et quota ne pose pas de problème de principe : même si aucune évaluation de la ressource n'est disponible, il est toujours possible de fixer un TAC conservatoire. Son objectif serait alors de se prémunir contre une expansion incontrôlée de la pêcherie.

Le principal problème concernerait la délimitation des stocks et des zones de gestion et, par suite, les proportions du TAC attribué à chaque Etat membre sous la forme d'un quota. En effet, alors que la France capture la quasi-totalité de la sardine dans le golfe de Gascogne, en Manche l'exploitation est partagée avec le Royaume Uni. Par ailleurs si, comme cela est parfois évoqué, il n'existait qu'un seul stock de sardine occupant les zones VII, VIII et IX, la pêcherie inclurait des flottilles britanniques, françaises, espagnoles et portugaises. Les débarquements provenant des eaux espagnoles et portugaises sont sans commune mesure avec celles réalisées plus au nord (plus de 200 000 t/an au cours des années 60, actuellement aux environs de 100 000 t/an) et le stock y est en mauvais état. Si les populations du golfe de Gascogne et de la Manche ne sont que des composantes d'un stock unique, le diagnostic global sur l'état de la ressource pourrait être moins optimiste que celui présenté ici. Une gestion commune portant sur l'ensemble de la zone aurait donc nécessairement des répercussions importantes pour les flottilles du golfe de Gascogne et de Manche.

Enfin, un encadrement de l'effort de pêche développé dans cette pêcherie très spécifique pourrait être envisagé avant que son éventuelle expansion ne risque de mettre en cause la ressource. Il faut en effet rappeler que cette pêcherie ne fait aujourd'hui l'objet d'aucune véritable limitation.

25.6. Bibliographie

- Anon., 1978. Rapport du groupe de travail pour l'évaluation des stocks de reproducteurs de sardines et autres clupéidés au sud des îles britanniques. Con. int. Explor. Mer, CM 1978/H : 5, 47 p.
- Anon., 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, relations avec ceux des régions voisines. Rapp. int. DRV IFREMER, 93/028, 256 p.
- Anon., 2001. Report of the working group on the assessment of mackerel, horse mackerel, sardine and anchovy. Cons. int. Expor. Mer ICES CM 2001/ACFM : 06, 456 p.
- Dorel D., 1986. Relations taille-poids pour l'Atlantique Nord Est IFREMER DRV 86.001 RH NANTES, 185 p.
- Evano H., 2000. Caractérisation biologique de la sardine (*Sardina pilchardus*) dans le golfe de Gascogne. Rapp. stage Diplôme Technicien Supérieur de la Mer :38 p.
- Guérault D., 1980. La croissance linéaire de la sardine du golfe de Gascogne. Ses variations à long terme. Cons. int. Explor. Mer C.M. 1980/H : 40, 24 p.
- Maucorps A., 1988. Sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) (Clupéidés). In : Les pêcheries du golfe de Gascogne. Bilan des connaissances. J. Dardignac (ed.). Rapp. scient. techn.: Ifremer, 29-35.
- Prouzet P., Massé J., 1999. Point sommaire sur la biologie et les caractéristiques de la pêcherie de sardine atlantique (*Sardina pilchardus pilchardus*) du golfe de Gascogne. Ifremer/CNPMEM, 19 p.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises., Jacques Granchet ed, 394 p.
- Tétard A., Boon M., Bennett D., Berthou P., Bossy S., Casey J., De Clerk R., Delpech J.P., Dintheer C., Giret M., Large P., Latrouite D., Lemoine M., Millner R., Morizur Y., Ozanne S., Palmer D., Pawson M., Pickett G., Vince M., 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche. Approche des interactions techniques, 336 p.
- Tosello-Bancal F., 1994. L'évolution de la pêche de la sardine sur le littoral français. Th. Géographie Paris Sorbonne, 216 p.

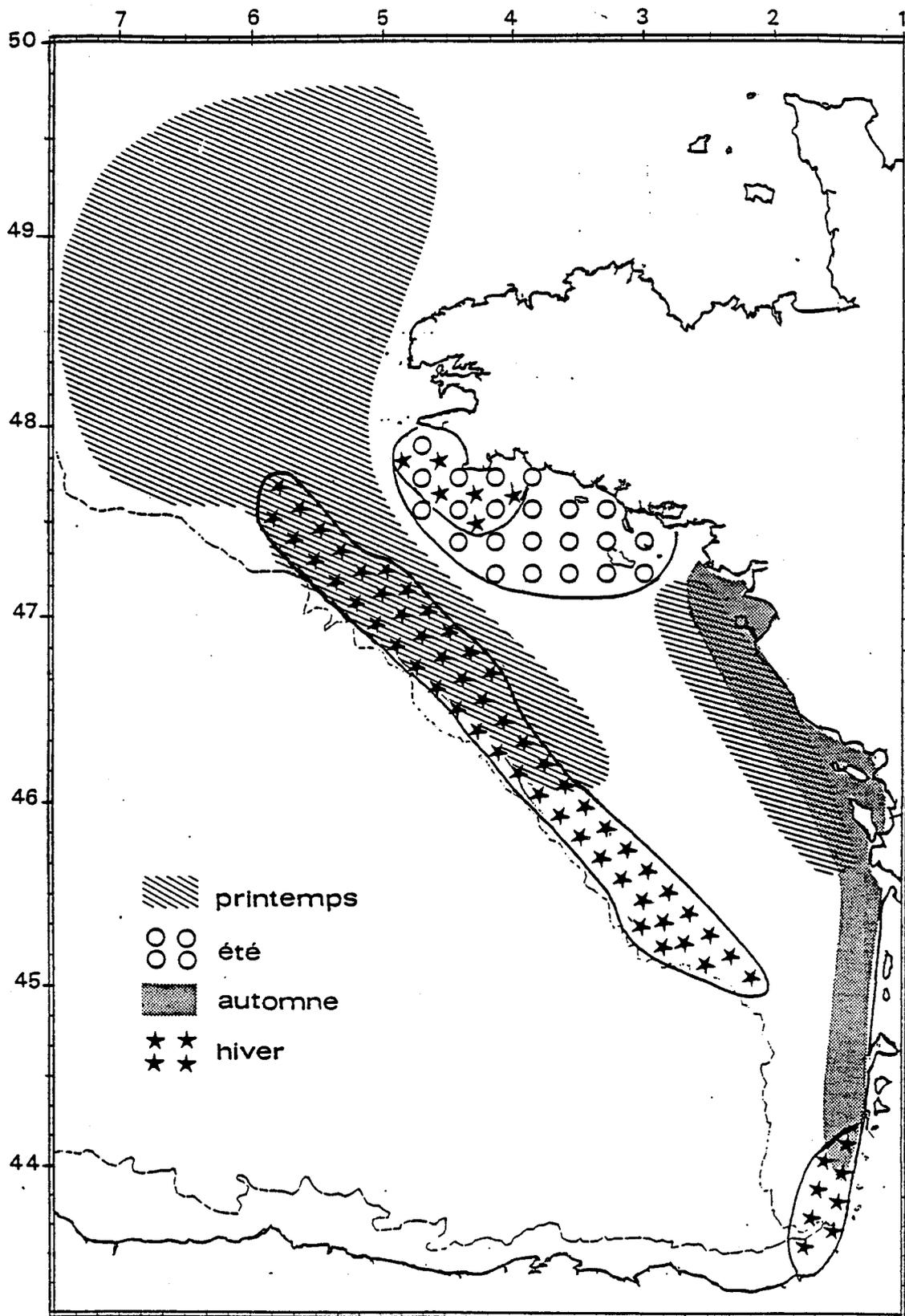


Figure 1 : Distribution des frayères de sardine aux différentes saisons (in Dardignac *et al*, 1988, d'après Arbault et Lacroix, 1977).

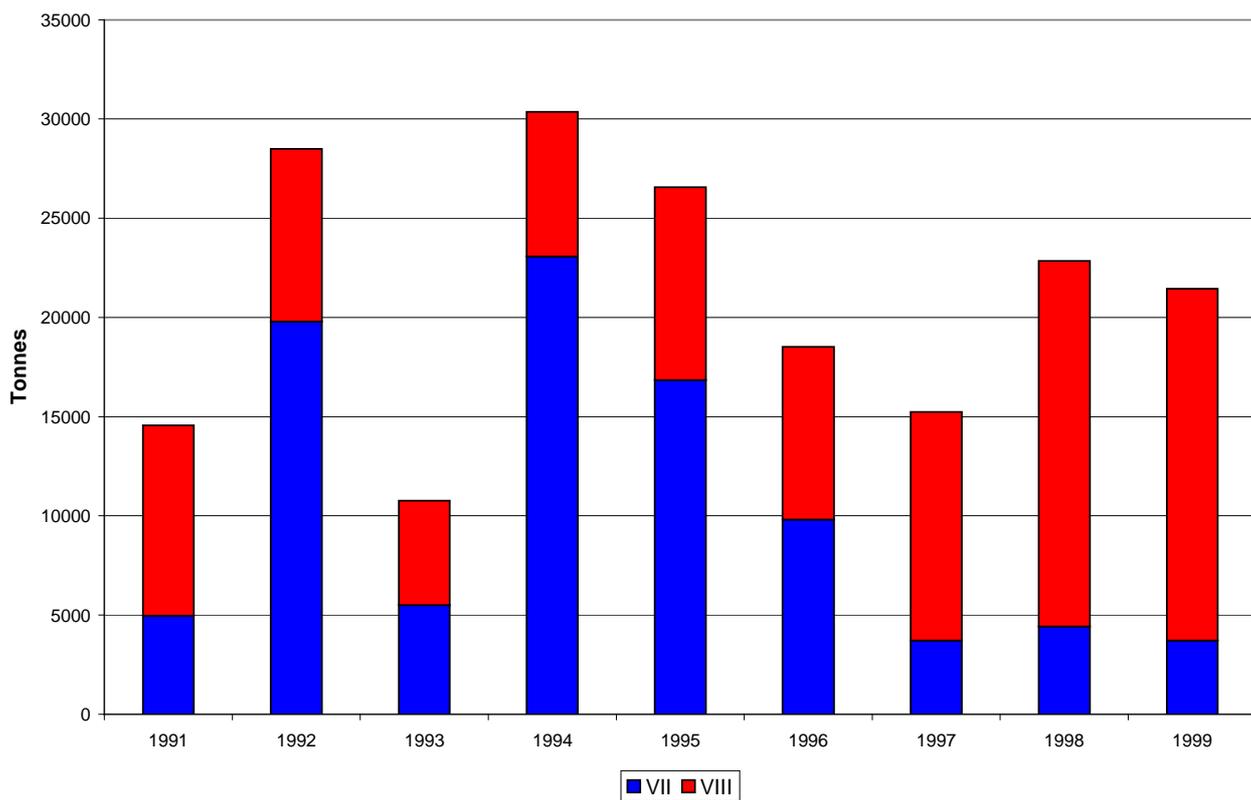


Figure 2 : Evolution de la production internationale de sardine en provenance des zones VII et VIII du CIEM de 1991 à 1999 (source : CIEM)

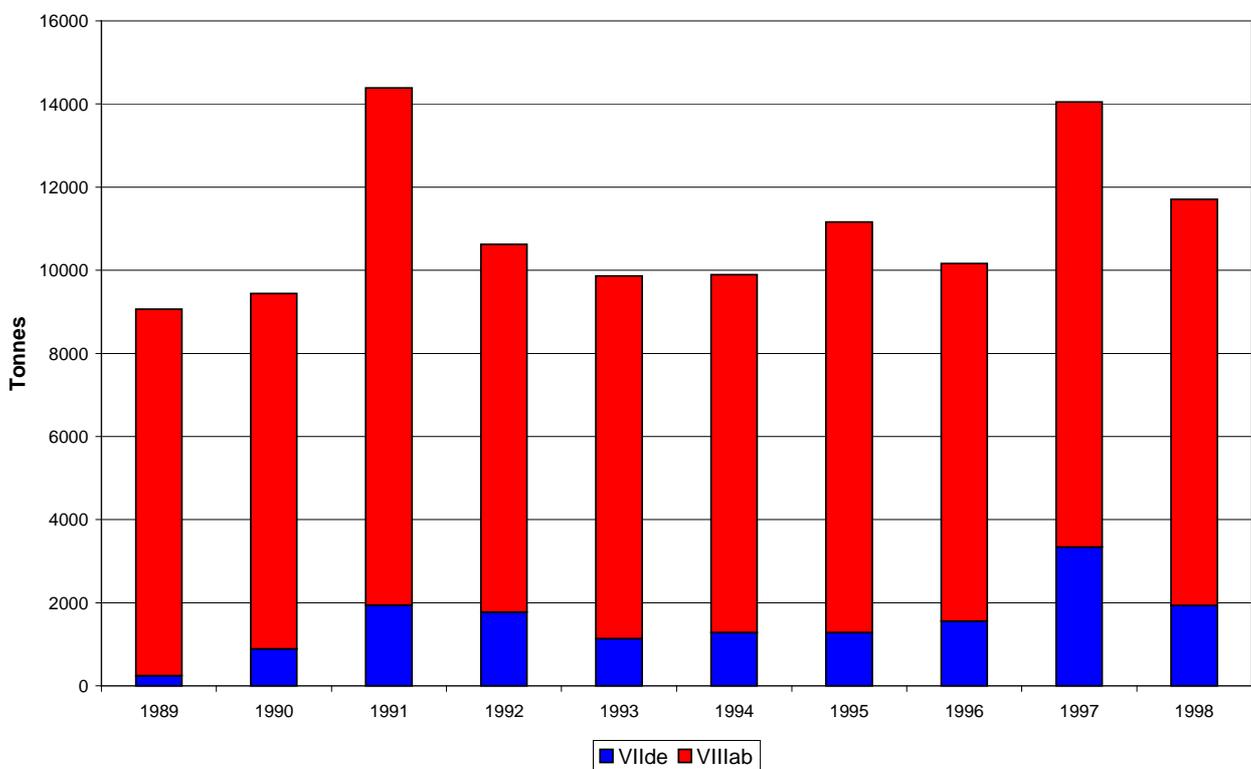


Figure 3 : Evolution de la production totale française de sardine en provenance de Manche et du golfe de Gascogne de 1989 à 1998 (Source : STATLANT 27 A)

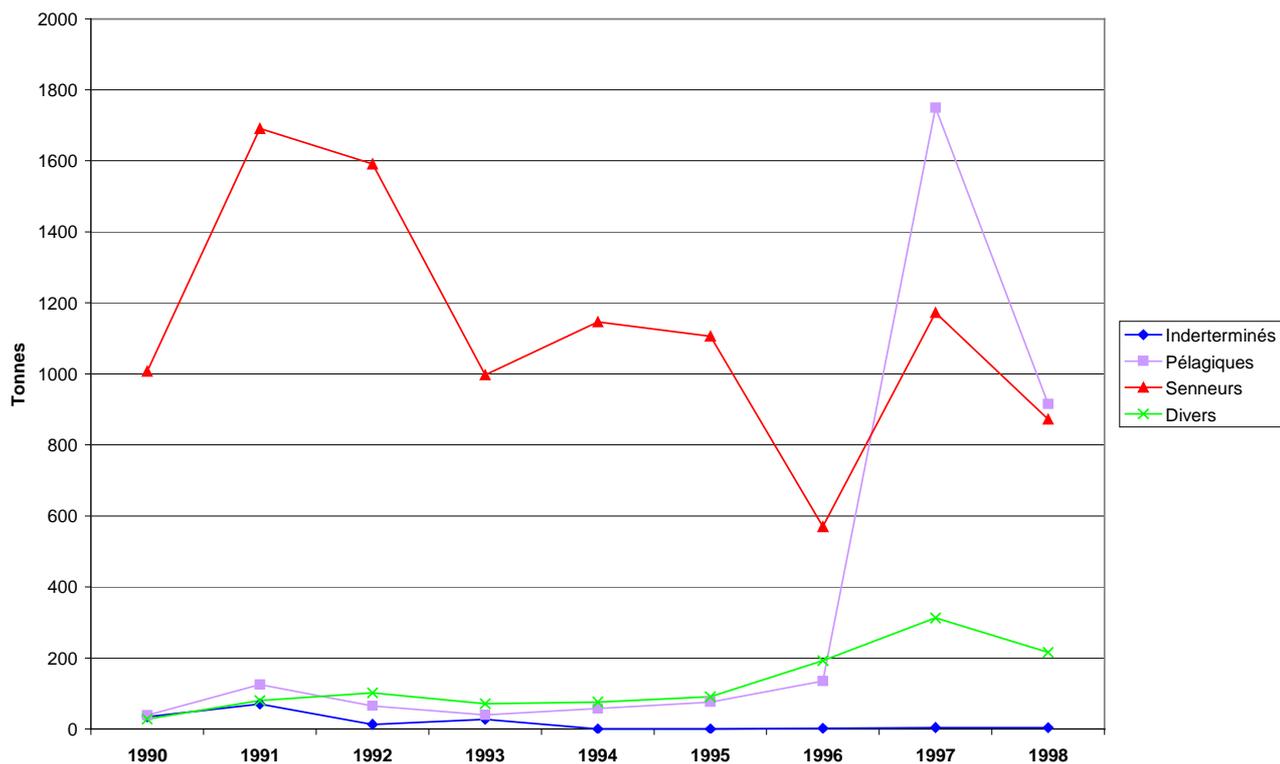


Figure 4 : Evolution de la production française de sardine par métier en provenance de la zone VII du CIEM de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale)

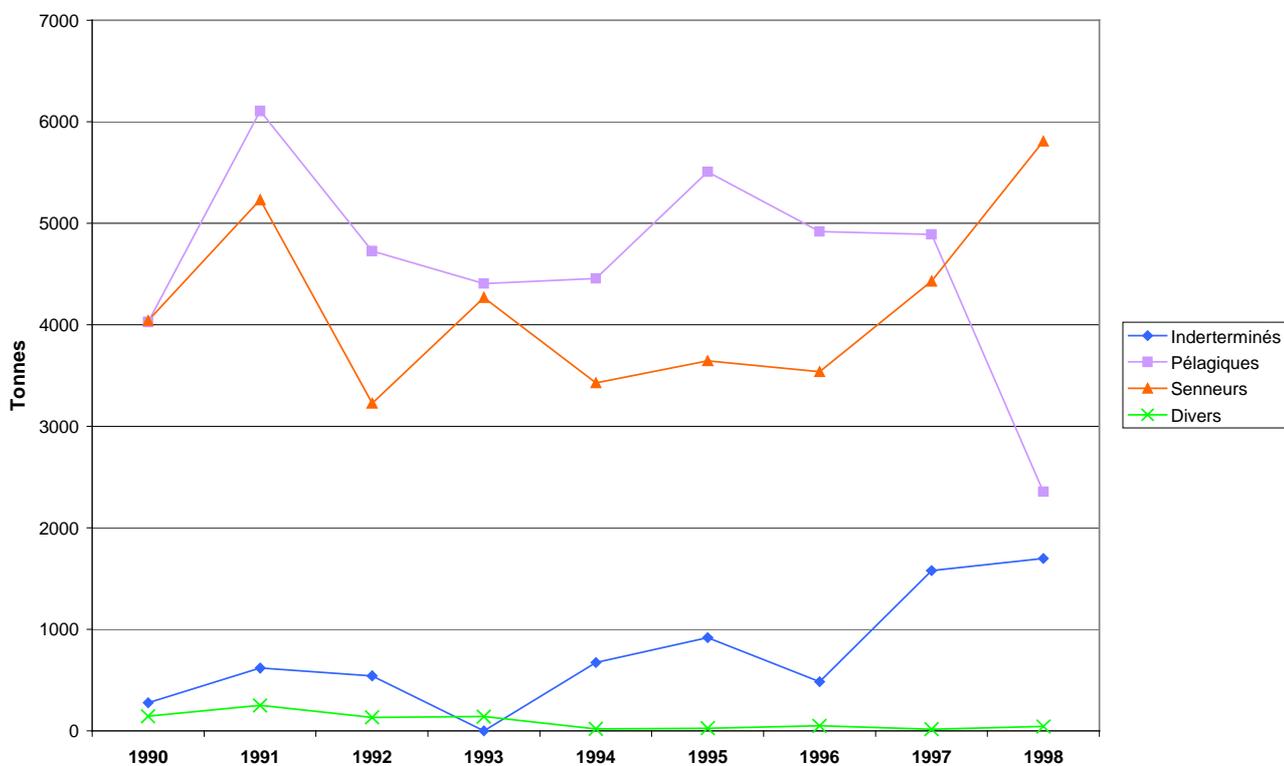


Figure 5 : Evolution de la production française de sardine par métiers en provenance des divisions VIIIab du CIEM de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale)

26. La seiche (*Sepia officinalis*) de Manche (divisions VIII de du CIEM)

Eric Foucher

26.1. Considérations biogéographiques

26.1.1. Distribution géographique du stock

La seiche est une espèce cosmopolite largement répandue dans l'Atlantique est, depuis le sud de la mer du Nord et la mer d'Irlande jusqu'au côtes ouest-africaines. Elle est inféodée au plateau continental, et se rencontre de la côte près de la surface jusqu'à des profondeurs de l'ordre de 150 m (von Boletzky, 1983).

Elle est particulièrement abondante en Manche. Sa distribution géographique y varie selon les saisons (fig. 1), entre les zones centrales de la Manche ouest en hiver et des zones plus côtières au printemps et en été (Boucaud-Camou et Boisméry, 1991 ; Dunn *et al.*, 1996).

Des études récentes n'ont pas permis d'affirmer si les seiches de Manche appartiennent à une unité de stock homogène, ou à des sous-unités séparées, hivernant dans les mêmes zones (Anon., 1993). Par contre, des travaux de marquages-recaptures ont montré qu'il ne semble pas y avoir d'échange entre les seiches de Manche et celles du golfe de Gascogne (Boucaud-Camou et Boisméry, 1991 ; Le Goff et Daguzan, 1991).

26.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

La seiche effectue des migrations de reproduction. Les zones de ponte et les nourriceries sont situées près des côtes britannique comme français, et également autour des îles anglo-normandes. Par contre, au début de l'hiver, les seiches matures se concentrent à proximité de la fosse centrale de la Manche occidentale, avant de se déplacer vers l'ouest pour atteindre les eaux plus profondes au sud de la Cornouaille en janvier et février (Boucaud-Camou, 1988 ; Boucaud-Camou et Boisméry, 1991 ; Anon., 1993). Il s'agit donc d'un stock totalement inclus dans les eaux de l'Union européenne, mais dont l'exploitation est partagée entre différents Etats membres.

26.2. Données biologiques

26.2.1. Description du cycle de vie

En Manche, les seiches pondent entre avril et juillet, dans des eaux littorales peu profondes. La fécondation est interne. Au cours de l'accouplement, le mâle émet un spermatophore qui sera conservé dans une cavité du manteau située sous la bouche de la femelle durant la période de ponte. Chaque œuf est protégé par une gangue gélatineuse noircie. Les œufs sont fixés sur différents types de support, algues, zostères, mais également matériel immergé (casiers notamment). Ils sont regroupés en sortes de grappes, appelées communément « raisins de mer ». Chaque œuf donnera naissance à une jeune seiche possédant toutes les caractéristiques de l'adulte. Les femelles peuvent pondre jusqu'à 3 000 œufs dont l'incubation dure de 1,5 à 3 mois selon la température de l'eau.

Les principales zones de ponte sont situées de part et d'autre de la Manche : baies de Saint-Brieuc, du Mont Saint-Michel, de Seine et de Somme en France, baie de Lyme et Solent en Angleterre.

Les juvéniles, appelés seichons ou sépions, demeurent ensuite près de la côte, à proximité des frayères, pendant les mois d'été, avant de regagner à partir du mois d'octobre les zones d'hivernage au centre de la Manche, dans la fosse centrale d'abord, puis vers la mer Celtique en janvier - février. Il semble que toutes les seiches de la Manche, quelle que soit leur frayère d'origine, se regroupent en hiver dans ces zones centrales (von Boletzky, 1983 ; Boucaud-Camou, 1991). Cette migration est très fortement conditionnée par la température de l'eau : en effet, une température de 6-7°C étant létale pour la seiche (Le Goff, 1991), elles quittent donc la fosse centrale de la Manche en janvier pour gagner les zones plus profondes, dont les eaux sont moins froides (10°C), à la limite de la mer Celtique.

La migration de retour des adultes vers les zones côtières, qui ne dure qu'une quinzaine de jours, a lieu au début du printemps (fin mars, début avril). Celle des juvéniles est un peu plus tardive (juin). Peu de seiches sont capturées pendant cette migration de retour, les animaux se déplaçant vraisemblablement en pleine eau ou dans

la couche d'eau supérieure. Ils seraient de ce fait moins accessibles aux engins de pêche (chalut de fond notamment). La reproduction débute dès leur arrivée près des côtes. Toutes les seiches, mâles comme femelles, meurent après la reproduction (phénomène de semelparité).

La durée de vie d'une seiche en Manche est de 2 ans. Certains individus arriveraient toutefois à boucler leur cycle biologique en 1 an (principalement des mâles issus des œufs pondus tôt au printemps, et qui atteindraient leur maturation sexuelle l'année suivante). La contribution de ces individus à la reproduction serait cependant limitée, ces mâles s'accouplant en fin de période de reproduction avec des femelles déjà fécondées (Gauvrit, 1997, Le Goff, *comm. pers.*).

26.2.2. Paramètres biologiques

26.2.2.1. Relation taille poids

Différents auteurs proposent des relations entre le poids des individus et la taille du manteau (LD), estimées à partir de seiches collectées lors de campagnes expérimentales (Mattacola *et al.*, 1984) ou provenant des débarquements commerciaux britanniques (Dunn, 1999). Les résultats sont fournis dans le tableau ci dessous.

Auteurs	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Mattacola <i>et al.</i> , 1984	Longueur du manteau (LD)	M	122	$0,631.10^{-3}$	2,65
		F	89	$0,501.10^{-3}$	2,70
		M+F	211	$0,562.10^{-3}$	2,67
Dunn, 1999	Longueur du manteau (LD)	M	512	$0,9.10^{-3}$	2,588
		F	519	$0,8.10^{-3}$	2,639
		M+F	1031	$1,1.10^{-3}$	2,561

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la seiche de Manche selon divers auteurs (W = aL^b, avec W poids vif en g et L longueur du manteau en mm).

26.2.2.2. Croissance

La croissance de la seiche est très variable selon la température de l'eau, la disponibilité en nourriture, et l'âge des individus (Richard, 1971 ; Medhioub, 1986). Elle est ainsi plus rapide au printemps et en été qu'en hiver. Dunn (1999) estime que la croissance est maximale pendant les trimestres 3 et 4 de la seconde année (en fixant le 15 juillet comme date théorique de naissance), avec une croissance de 18,4 mm par mois pour les mâles et de 17,8 mm pour les femelles. Les mâles grossissent donc davantage que les femelles.

La jeune seiche mesure de 6 à 10 mm (longueur dorsale du manteau LD) à la naissance, et elle peut atteindre 10 cm en 150 jours à 20°C, en 250 jours à 15°C. La taille maximale est de l'ordre de 30 cm de longueur de manteau (50 cm de longueur totale) pour des mâles, les femelles étant généralement plus petites.

Les paramètres de l'équation de croissance de von Bertalanffy pour la seiche de la Manche ont été proposés par Medhioub (1986) et sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	LD _∞ (cm)	K(an ⁻¹)	t ₀ (années)
Medhioub, 1986	Manche	M	31,5	1,23	
		F	29,5	1,27	

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance de la seiche de Manche .

Par ailleurs, Dunn (1999) a tenté de modéliser la croissance saisonnière de la seiche à partir d'estimations d'âge en mois dérivées de l'analyse de la structure en taille des débarquements. Les résultats confirment la saisonnalité de la croissance (plus forte au cours des troisième et quatrième trimestres) ainsi qu'une croissance plus rapide des mâles qui atteignent des tailles plus élevées, mais les paramètres de l'équation qu'il obtient sont peu réalistes.

26.2.2.3. Reproduction

L'âge de la maturité sexuelle varie en fonction des conditions du milieu (température, nourriture disponible). En Manche, la maturité sexuelle est atteinte vers 1 an et demi à 2 ans. Medhioub (1986) estime que 50% des individus sont matures à 13,75 cm pour les mâles et 18,65 cm pour les femelles. Pour Dunn (1999), une petite partie des mâles se reproduit au mois d'août suivant leur naissance (juillet), soit lorsqu'ils sont âgés approximativement d'un an (taille 81-91 mm LD) ; pour le reste des mâles la reproduction débute à partir de

114 mm LD, 50% des individus sont matures à 146 mm LD, et tous le sont après 170 mm LD. Toujours selon cet auteur, les femelles commencent à se reproduire à 142 mm LD, 50% des individus sont matures à 164 mm et tous le sont à 230 mm LD.

26.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée pertinente n'est disponible quant au nombre de recrues annuelles entrant dans la pêcherie.

Selon les hypothèses initiales retenues, Dunn (1999) choisit en entrée de son modèle d'évaluation du stock (modèle de Leslie, 1939) des valeurs de recrutement comprises entre 1,3 et 13 millions d'individus par an. Par ailleurs, les fluctuations inter annuelles très marquées des captures laissent envisager que le recrutement puisse également être très fluctuant d'une année à l'autre.

26.2.2.5. Mortalité naturelle

La mortalité naturelle est généralement élevée chez les céphalopodes, en particulier chez les calmars (Beddington *et al.*, 1990). Pour certaines espèces de seiches (*S. acuelata* et *prashadi*) vivant dans des eaux chaudes, des valeurs de M comprises entre 1,33 et 2,75 sont proposées (Emam, 1994 et Rao *et al.*, cités par Dunn, 1999). Dunn (1999) considère que la valeur de M est faible en Manche pour *S. officinalis*, de l'ordre de 0,1.

26.3. Les pêcheries

26.3.1. Les pêcheries françaises

La seiche fait partie des espèces non soumises à quotas les plus exploitées en Manche. Ainsi, pour la seule région Basse-Normandie, les débarquements moyens annuels sont de l'ordre de 6 000 tonnes (deuxième espèce débarquée, tant en quantité qu'en valeur). Plusieurs métiers ciblent la seiche, à différents stades de son développement (fig. 2) : chalutage hauturier en Manche ouest (division VIIe) sur juvéniles et adultes pendant l'automne et l'hiver, chalutage côtier (divisions VIId et VIIe) au printemps sur les adultes, caseyeurs et fileyeurs côtiers au printemps (divisions VIId et VIIe). La seiche peut occasionnellement constituer une capture accessoire pour la drague à coquille Saint-Jacques en automne (division VIId).

Il n'existe pas de taille minimale de capture pour la seiche. Certaines pêcheries exploitent ainsi des juvéniles (sépiens) dès leur année de naissance, à de très petites tailles (quelques cm) et à l'intérieur des trois milles. Il y a clairement là un problème de mésexploitation et de compétition entre différents métiers exploitant une même ressource à différents stades de son cycle de vie (pêcheries séquentielles). Dans certains cas, cette pêche ciblée sur le sépien (pêcherie chalutière côtière dans l'ouest Cotentin à la fin de l'été), bien qu'encadrée par des autorisations administratives délivrées par les Affaires Maritimes, ne constitue en réalité qu'un alibi pour la pêche des soles dans les 3 milles.

26.3.2. Les pêcheries étrangères

Depuis les années 80, une pêcherie ciblée sur la seiche s'est développée au Royaume-Uni (Dunn, 1999). Bien que très fluctuants d'une année à l'autre, les apports actuels sont de l'ordre de 4 000 tonnes par an. Le métier principal est le chalutage à perche hauturier (près de 70% des apports). La pêcherie est très saisonnière (de septembre à avril), liée aux concentrations hivernales au sud de la Cornouaille (fig. 2). Les autres métiers ciblant la seiche au Royaume-Uni sont le chalutage à panneaux et le fileyage. Il existe différents schémas d'exploitation selon les engins (Dunn, 1999b). Les chalutages à perche et à panneaux en Manche ouest sont relativement similaires et ciblent des individus âgés matures, de 18 à 20 mois environ. Le chalutage côtier à panneaux en Manche orientale s'intéresse à deux groupes d'individus, des seiches de l'année (6-9 cm LD) nouvellement recrutées en été et en automne, et des individus plus âgés (26 cm LD) au printemps (seiches en période de reproduction). Les fileyeurs ne capturent que des individus adultes.

26.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

26.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Bien que les captures soient très fluctuantes d'une année à l'autre, la tendance générale observée depuis 1985 montre une nette augmentation des débarquements français (tableaux ci-dessous, figure 3), tant dans la division VIId (Manche est) que dans la division VIIe (Manche ouest). Il est à noter toutefois que les données disponibles

sont issues de la base statistique nationale, basée essentiellement sur les journaux de bord des navires, et donc très dépendante de leur taux de retour. Ces données sont selon toute vraisemblance sous évaluées, en particulier pour les métiers côtiers (casiers et filets).

Année	Casiers	Chaluts de fond	Chaluts pélagiques	Divers	Dragues	Filets	Total
1985	0	1273	7	0	11	14	1305
1986	0	469	0	0	7	18	495
1987	0	112	0	0	2	34	149
1988	9	471	1	0	38	28	546
1989	34	1408	15	0	58	299	1814
1990	34	3568	38	0	70	118	3828
1991	82	633	13	0	30	80	838
1992	49	1594	11	0	44	106	1803
1993	97	2548	20	0	59	152	2875
1994	153	1302	13	1	122	120	1711
1995	240	2908	13	360	130	119	3770
1996	37	2361	13	741	84	211	3447
1997	200	1205	1	0	69	229	1704
1998	99	1926	2	0	85	238	2350

Tableau 3 : Evolution des débarquements français de seiche par métier (en tonnes) en provenance de la division VIId (source : base statistiques nationale).

Année	Casiers	Chaluts de fond	Chaluts pélagiques	Divers	Dragues	Filets	Total
1985	0	794	0	13	0	0	806
1986	14	1010	0	6	6	9	1046
1987	24	758	1	0	0	3	785
1988	23	1814	3	2	1	2	1846
1989	17	3635	1	4	0	1	3659
1990	33	4897	4	30	5	5	4974
1991	220	1935	4	3	2	7	2171
1992	99	1988	4	4	15	14	2123
1993	100	4803	31	3	45	2	4984
1994	110	3162	17	6	16	3	3313
1995	154	4825	4	79	13	10	5084
1996	98	3773	18	619	4	4	4515
1997	98	3239	22	641	4	15	4019
1998	62	3343	13	99	3	4	3525

Tableau 4 : Evolution des débarquements français de seiche par métier (en tonnes) en provenance de la division VIIe (source : base statistiques nationale).

26.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'évolution de l'effort de pêche par grands types de métiers peut être obtenue par consultation de la base statistiques nationale. Cependant, pour dissocier l'effort alloué spécifiquement à la pêche des seiches de l'effort total du métier des analyse complémentaires sont indispensables et n'ont pas été menées jusqu'à présent pour ces pêcheries. Par ailleurs, l'effort disponible dans la base, donné en heures de pêche, n'est pas pertinent pour évaluer la pression réelle de pêche sur cette espèce pour les arts dormants (casiers et filets). Il n'est donc pas possible de déterminer aisément l'effort réel des métiers ciblant spécifiquement la seiche, sans un important effort de traitement (en isolant les navires et les marées ciblant la seiche).

26.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Non disponible.

26.3.4. Structure démographique des captures

26.3.4.1. Structure des débarquements

Lors du contrat C934CO18 sur les espèces non soumises à quotas passé avec la Commission Européenne, des mensurations des individus débarqués ont été réalisées pour 4 métiers différents (caseyage côtier et chalutage côtier ouest pour la France, chalutage côtier est et chalutage à perche ouest pour le Royaume-Uni) (Dunn *et al.*, 1996). Les mensurations réalisées au 2^{ème} trimestre sur les débarquements des métiers français montrent un seul mode correspondant à des individus adultes en période de reproduction (effectifs maximum pour des individus de 16 à 20 cm de LD). La structure des débarquements est très semblable pour le chalutage britannique à perche ouest. Par contre, le chalutage britannique à panneaux en Manche est au 3^{ème} trimestre cible des sépions juvéniles (fig. 4).

Ces mensurations sont toutefois très fragmentaires, et devraient être étendues à davantage de métiers suivis pendant une plus longue période.

26.3.4.2. Rejets

Aucune donnée n'est disponible sur les rejets. Toutefois, les seiches étant exploitées à tous les stades de leur développement d'une part, et aucune taille minimale de capture n'étant imposée d'autre part, il est vraisemblable qu'il n'y ait pratiquement aucun rejet sur cette espèce. L'augmentation du prix de vente de la seiche et l'amélioration de sa commercialisation vont également dans ce sens. Par ailleurs, dans leur étude sur les rejets dans la pêche artisanale française de la Manche Occidentale, Morizur *et al.* (1996) n'ont pas noté de rejets de seiches.

26.3.5. Sélectivité des engins de pêche

L'essentiel des captures est réalisé au chalut (maillage minimal réglementaire de 80 mm). Il s'agit d'un engin qui semble très peu sélectif sur les céphalopodes (Roper et Rathjen, 1991). Par ailleurs, aucun système de sélectivité (type grilles, mailles carrées...) n'a été développé pour la pêche de seiche.

26.3.6. Les compétitions entre métiers

Elles existent tant d'un point de vue ressource que d'un point de vue espace. En effet, la pêche ciblée sur les sépions dans l'ouest du Cotentin exploite des individus très petits (5 à 6 cm LD), qui pourraient être exploités l'année suivante soit par la pêche chalutière côtière, soit par les caseyeurs, avec un meilleur rendement par recrue. Il s'agit donc d'un cas classique de pêche séquentielle, mais aucune quantification de ces interactions n'a été réalisée à ce jour.

De plus, la zone exploitée est une zone classiquement occupée par les arts dormants (plus de 100 000 casiers, à crustacés, à bulots et à seiches, ont été recensés en 1999 de Granville à Cherbourg), et des conflits entre les deux métiers éclatent chaque année. Des conflits de même nature existent sur le plateau du Calvados.

26.4. L'état de la ressource

26.4.1. Evolution de l'abondance

Des indices d'abondance pourraient être disponibles pour la division VIII à partir de l'exploitation des campagnes océanographiques CGFS. Ces traitements n'ont pas pu être effectués dans le cadre de cette étude, mais le seront ultérieurement.

26.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Non disponible.

26.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Réaliser un diagnostic sur l'état du stock de la Manche est un exercice très difficile, du fait de la complexité du cycle de vie de la seiche, de la disparité des métiers l'exploitant, et du manque de données précises.

Dunn (1999) a appliqué un modèle de Leslie sur les données de débarquement issues de la pêche de chalutiers à perche hauturiers du Royaume-Uni. Les résultats partiels obtenus ne permettent pas de préciser une estimation de l'état actuel de l'exploitation du stock.

26.4.4. Potentiels de production

Non disponible.

26.5. Les mesures de gestion

26.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Il n'existe pas actuellement de taille minimale commerciale pour la seiche. Elle rentre part ailleurs dans le groupe des espèces devant être pêchées avec un maillage minimal de 80 mm.

Les mesures de gestion appliquées par la France à ses pêcheries ciblant la seiche varient selon les différents comités régionaux des pêches et visent surtout à la résolution des problèmes de cohabitation entre activités dans la bande côtière.

En Bretagne nord, il n'existe pas de licence pour la pêche des seiches au casier (Berthou, *comm. pers.*), et le chalutage côtier est soumis à autorisation administrative.

Dans la région Basse-Normandie, les mesures en vigueur diffèrent selon la pêcherie : dans l'ouest Cotentin, la pêche aux casiers est soumise à l'attribution de licences de pêche (125 licences en 2000, pour 32 000 casiers à seiches recensés) délivrées par le CRPM de Basse-Normandie. Une autorisation administrative délivrée par la DRAM, qui prend en compte des critères techniques limitant la taille et la puissance des navires, est obligatoire pour la pratique du chalutage côtier au printemps : 98 autorisations ont été délivrées en 1999, ce nombre étant en décroissance constante depuis 1994 (156 en 1994, 121 en 1996, 103 en 1998). De plus, d'autres autorisations administratives sont délivrées pour la pêche des sépions (jeunes seiches de l'année) à la fin de l'été (du 15 juillet au 15 octobre) dans la zone des 3 milles : 31 autorisations pour la Basse-Normandie et 16 pour la Bretagne en 2000.

Sur le plateau du Calvados, il n'y a pas de licence « casiers », mais 57 autorisations ont été délivrées en 2000 pour le chalutage dans les 3 milles.

En Haute-Normandie et dans la région Nord-Pas de Calais, il n'existe pas non plus de licence, mais des autorisations administratives sont délivrées pour la pratique du chalutage dans les 3 milles. En 2001, 110 chalutiers, de taille inférieure à 25 mètres, sont concernés.

Il n'a pas été possible de recueillir des informations concernant d'éventuelles mesures de gestion mises en place au Royaume-Uni.

26.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Une gestion « efficace » du stock de seiches de la Manche, qu'elle soit menée au niveau national ou européen, nécessite de s'appuyer sur les connaissances acquises sur le cycle de vie de cette espèce. En effet, les seiches mourant après la reproduction, le renouvellement du stock est assuré par une unique cohorte. Il faut donc maintenir une biomasse de reproducteurs suffisante, susceptible de fournir un nombre d'œufs minimal qui puisse assurer le recrutement de la cohorte suivante. Or les seiches sont exploitées à tous les stades de leur développement, dans des pêcheries séquentielles.

De plus, il existe une mortalité par pêche, difficilement quantifiable, mais certaine sur les œufs. En effet, les zones de frayères sont souvent relativement pauvres en supports. Les seiches utilisent de ce fait fréquemment les casiers pour déposer leurs pontes. Ainsi, les données de Le Goff (1991) et Blanc (1998) permettent d'estimer que dans le golfe du Morbihan, le tiers des œufs de seiche sont déposés sur des casiers. A la fin du printemps, les casiers sont remontés à terre alors que la période de reproduction n'est pas finie. Les œufs se retrouvent émergés bien qu'ils n'aient pas encore atteint leur complet développement, entraînant une mortalité massive des futures seiches. Enfin, il faut noter qu'aucune information n'est disponible sur les destructions d'œufs provoquées par le chalutage sur les frayères de seiche.

Outre des limitations de l'effort de pêche, en terme d'heures de pêche ou de nombre de casiers à l'eau (ou d'heures/casier), des mesures de protection appliquées à différents stades de développement peuvent de ce fait être envisageables, soit dans l'espace (protection de certaines zones), soit dans le temps (interdiction de pêche à certaines périodes de l'année).

La première famille de mesures de gestion serait de protéger les œufs sur les zones de frayères. La mesure la plus simple serait de laisser à l'eau jusqu'à l'éclosion des jeunes seiches les casiers les plus fournis en pontes. Une telle mesure serait toutefois difficilement acceptable par les professionnels : immobilisation et détérioration par immersion prolongée du matériel, risque de perte du matériel, encombrement de l'espace risquant de générer des conflits (avec les métiers de chalutage côtier notamment), contraire aux pratiques d'une activité très saisonnière pour des navires de petite pêche côtière polyvalente et pluri-métiers (en particulier pour certains professionnels immatriculés en Conchyliculture Petite Pêche). Une mesure alternative consisterait à développer d'autres supports de ponte pour les seiches (fixation d'orins en zone littorale). Des essais récents à petite échelle ont été menés en ce sens par des équipes des Universités de Rennes (Blanc, 1998) et de Caen (Zatylny, 2000), avec des résultats encourageants, mais demandant un lourd investissement. Cependant, avant d'envisager l'applicabilité de telles mesures, des études préalables sur la mortalité naturelle des œufs (combien d'œufs sont émis naturellement par an, quel est leur taux de survie, la mortalité par pêche sur les œufs est-elle significative ou non au regard de la mortalité naturelle, quel impact pourraient avoir sur le stock des mesures de protection, en présence et/ou absence de pêche sur des stades juvéniles après la ponte... ?). Une thèse en cours à l'Université de Caen (J. Royer, en préparation) pourrait apporter certains éléments de réponse.

La deuxième famille de mesures de gestion consisterait à protéger les juvéniles après l'éclosion, par des fermetures (ou non ouvertures) de zones de nourricerie et/ou de période (été en bande côtière). Il convient en effet de s'interroger sur la pertinence des autorisations administratives permettant la pêche estivale des sépions dans les 3 milles, sachant que cette pêcherie exploite des individus juvéniles, et qu'elle a un impact fort sur des zones sensibles d'intérêt halieutique (nourriceries de soles, destruction de juvéniles et d'adultes en période de mue d'araignées de mer). Dans ce cas également, on ne connaît pas réellement l'impact de ces pêcheries sur le stock, et des études complémentaires devraient être envisagées. Il a toutefois été prouvé que cette pêcherie chalutière a un fort impact négatif, en terme économique, sur la pêcherie d'araignées de mer (Le Gallic, 2001).

Par ailleurs, des limitations plus classiques de l'effort de pêche dans le segment des chalutiers hauturiers aurait vraisemblablement un impact sur le stock de seiches (protection des pré-adultes et adultes avant la migration de reproduction), au même titre que sur les stocks de poissons démersaux.

Enfin, depuis plusieurs années on observe en France une augmentation soutenue du nombre de casiers et de filets dans la zone côtière, entraînant de plus en plus de conflits d'usage et d'espace. A terme, une multiplication des systèmes de licences encadrant ces pêcheries est à prévoir, entraînant des restrictions d'accès à la ressource. Cette tendance est déjà largement engagée dans certaines régions (Basse-Normandie, Bretagne).

26.6. Références bibliographiques

Anonyme, 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche. Relation avec ceux des régions voisines. Rapport Interne Ifremer DRV 93-028, contrat DGXIV n°91/1211416/BMF, 256 p.

Beddington J.R., A.A. Rosenberg, J.A. Crombie et G.P. Kirkwood, 1990. Stock assessment and the provision of management advice for the short fin squid fishery in Falkland Island waters. *Fish. Res.* **8**, 351-365.

Blanc A. (1998). Recherches bio-écologiques et écophysiological de la phase juvénile de la seiche *Sepia officinalis* Linné (Mollusque, Céphalopoden Sépiidae) dans le golfe du Morbihan (sud Bretagne). Th. Doc. Biol. Univ. Rennes I, 308 p.

Boucaud-Camou E., 1988. Migration et hivernage de la seiche (*Sepia officinalis* L.) des côtes normandes. Rapport CRPCM de Basse-Normandie, 24 p.

Boucaud-Camou E. et J. Boisméry, 1991. The migrations of cuttlefish (*Sepia officinalis* L.) in the English Channel In Boucaud-Camou E. (Ed) Actes du 1^{er} Symposium International sur la seiche, Caen, 1-3 juin 1989. Centre de publications de l'université de Caen, 179-189.

Boletzky S. von, 1983. *Sepia officinalis*, In Boyle P.R. (Ed), Cephalopod Life Cycles, vol. I, Academic Press, London, 31-52.

Dunn M.R., 1999a. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. PhD thesis, Univ. Portsmouth, 326 p.

- Dunn M.R., 1999b. Aspects of the stock dynamics and exploitation of the cuttlefish *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) in the English Channel. *Fish. Res.* **40**, 277-293.
- Dunn M.R., S.I. Rogers, Y. Morizur, A. Tétard, B. Aublet, P. Le Niliot and D. Miossec, 1996. Biological sampling of non-quota species. Final report for EC study contract C934CO18, 83 p.
- Gauvrit E., 1997. Structure populationnelle et stratégie de reproduction de la seiche *Sepia officinalis* L (mollusque céphalopode, *Sepiidae*) dans le nord du golfe de Gascogne. Th. Doct. Univ. Rennes I, 211 p.
- Le Gallic B., 2001. Modélisation bioéconomique et gestion durable d'un système complexe de ressources communes renouvelables. Application au cas des pêcheries de la Manche. Th. Doct. Univ. Bretagne Occidentale, *sous presse*.
- Le Goff R., 1991. Biologie et migrations de la seiche *Sepia officinalis* L. (Mollusque Céphalopode Sépiidé) dans le secteur Mor-Braz – Golfe du Morbihan (sud Bretagne). Th. Doct. Univ. Rennes I, 333 p.
- Le Goff R. et J. Daguzan, 1991. Growth and life cycles of the cuttlefish *Sepia officinalis* L. in south Brittany (France). *Bull. Mar. Sci.* **49** (1-2) : 341-348.
- Leslie P.H. et D.H.S. Davis, 1939. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *J. Anim. Ecol.*, **8**, 94-113.
- Mattacola D., Maddock K.L. et E.J Danton ., 1984. Weights and lengths of *Sepia officinalis* trawled by the laboratory boats, 1978-1983. *J. mar. Biol. UK*, **64** (3) : 735-737
- Médhioub A., 1986. Etude de la croissance et du cycle de la seiche (*Sepia officinalis* L.) des côtes normandes. Th. Doct. 3^{ème} cycle, Univ. Caen, 117 p.
- Morizur Y., S. Pouvreau et A. Guérolé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche Occidentale. Editions IFREMER, Plouzané, France, 127 p.
- Richard A., 1971. Contribution à l'étude expérimentale de la croissance et de la maturation sexuelle de *Sepia officinalis* L. (Mollusque Céphalopode). Th. Doct. Univ. Lille, 264 p.
- Roper C.F.E. et W. Rathjen, 1991. World-wide squid fisheries: A summary of landings and capture techniques. *J. Cephalopod Biol.*, **2** (1), 51-63.
- Tétard A., M. Boon et al., 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. IFREMER BREST, 337 p.
- Zatylny C., 2000. Etude du contrôle de la ponte chez la seiche *Sepia officinalis* L. Applications à la conservation des stocks et au repeuplement dans l'Ouest Cotentin. Th. Doct. Univ. Caen, 119 p.

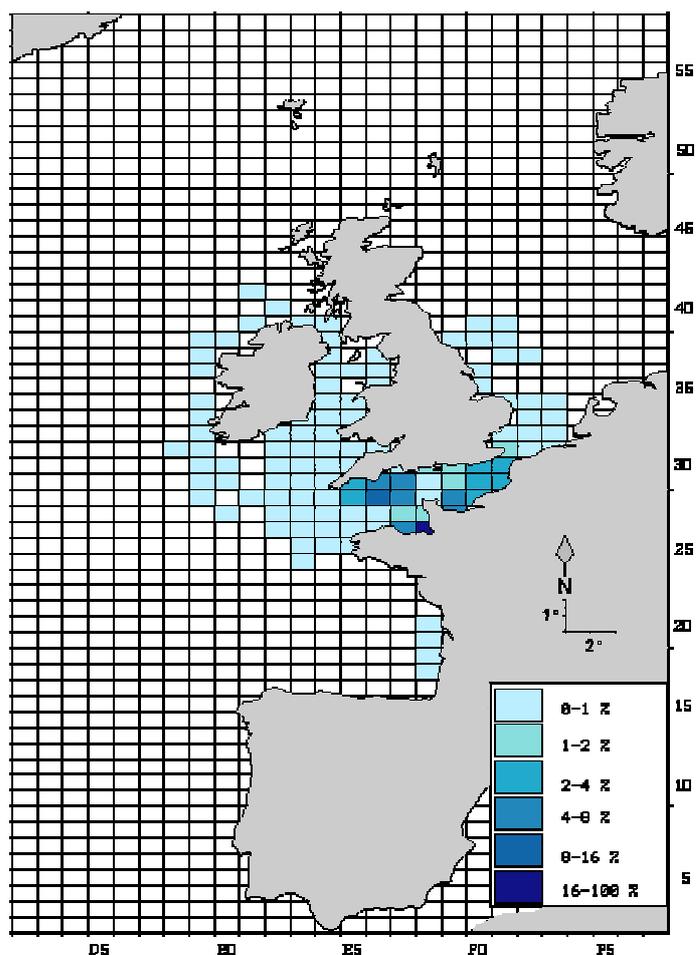


Figure 1 : Principales zones de captures de seiche des flottilles britanniques et françaises de Manche (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

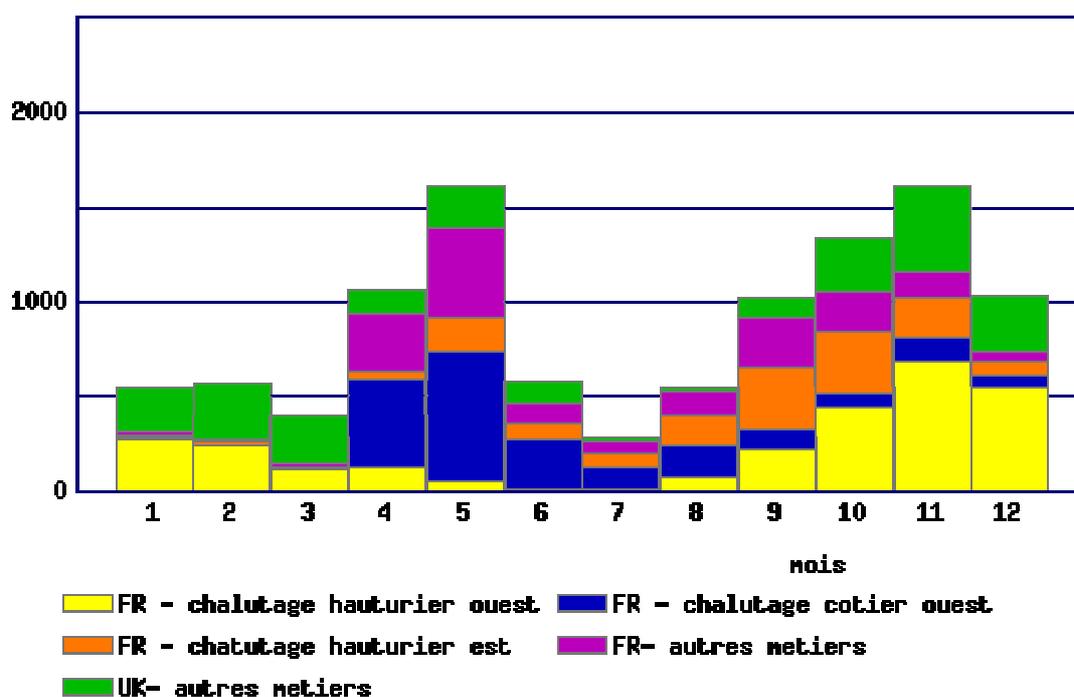


Figure 2 : Saisonnalité des débarquements de seiche (en tonnes), par métier en Manche (Source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

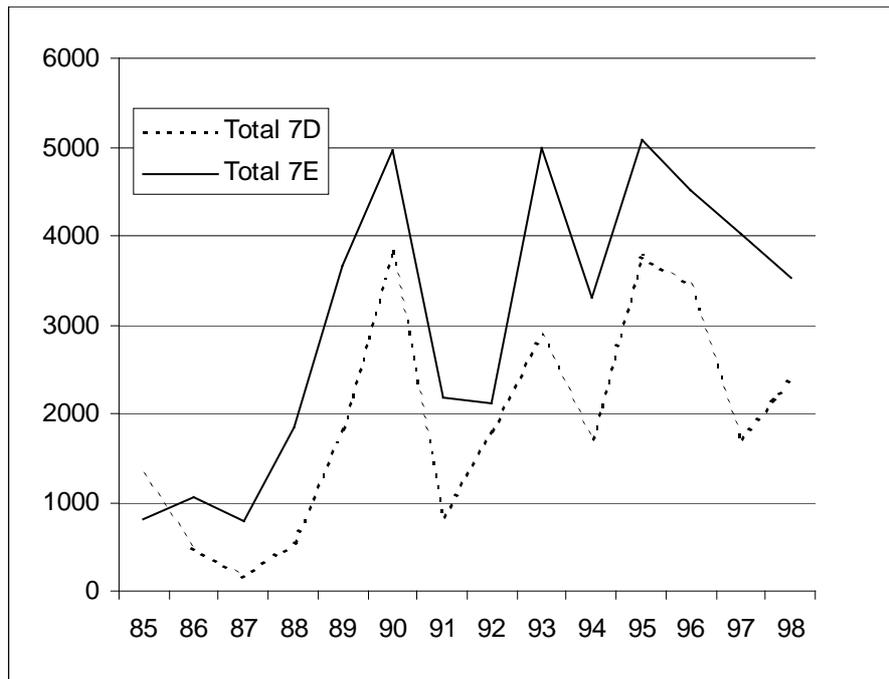


Figure 3 : Evolution des débarquements français (en tonnes) de seiche dans les divisions CIEM VIIId (données officielles).

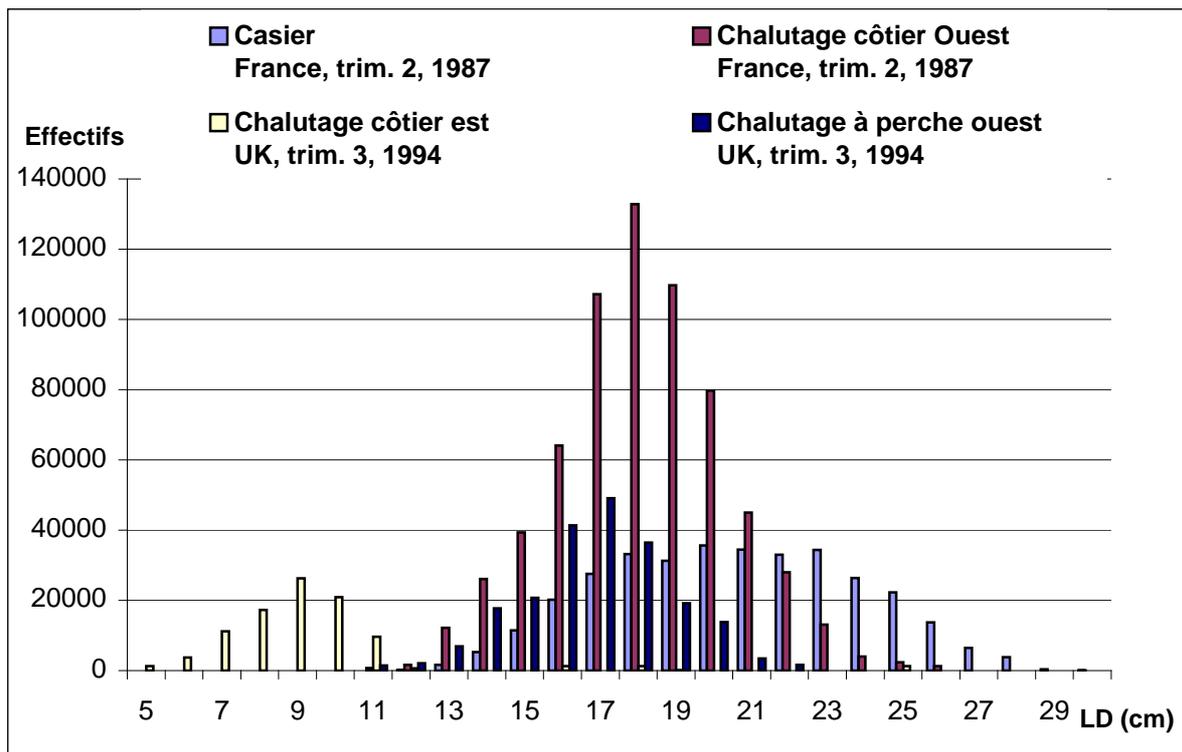


Figure 4 : Structure des débarquements de seiche en manche pour 4 différents métiers (effectifs d'après Dunn *et al.*, 1996)

27. La seiche (*Sepia officinalis*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du golfe de Gascogne)

André Battaglia et André Forest

27.1. Considérations biogéographiques

Dans les eaux européennes plusieurs espèces sont regroupées sous le vocable de « seiche » : la seiche commune (*Sepia officinalis*), la seiche rosée (*Sepia orbignyana*) et la seiche élégante (*Sepia elegans*). Les trois espèces sont présentes dans le golfe de Gascogne (Roper *et al.*, 1984) mais les résultats des campagnes océanographiques montrent que *Sepia officinalis* domine largement dans les captures (Anon., 1989) et sauf indication contraire, les informations fournies ici concernent cette dernière.

27.1.1. Distribution géographique du stock

La seiche est largement présente dans l'Atlantique est, de l'entrée de la Baltique et du sud de la Norvège à la côte nord-ouest de l'Afrique et en Méditerranée (Quéro et Wayne, 1998). C'est une espèce du plateau continental qui se rencontre jusque sur des fonds d'environ 150 m (Boletzky, 1983).

A l'échelle de la façade est européenne, la distribution géographique de la seiche est marquée par des fluctuations saisonnières importantes, mais l'aire d'expansion de l'espèce est également liée à l'abondance des stocks (Denis, 2000).

Comme l'indiquent les données issues des campagnes océanographiques la seiche est présente dans l'ensemble du golfe de Gascogne, essentiellement entre la côte et les fonds de 100 m (fig. 1). Dans la partie nord du Golfe, une étude de la répartition spatio-temporelle des captures de seiche par les navires de pêche professionnelle confirme ce résultat (Gauvrit, 1997).

Par ailleurs, les prospections réalisées en zone littorale montrent que des juvéniles de seiche sont présents dans pratiquement tous les estuaires et les baies du golfe de Gascogne (Guérault *et al.*, 1996).

La délimitation des stocks n'est pas exactement connue ; selon des résultats de marquages, il ne semble pas y avoir d'échange entre les populations de seiche de Manche et celles du golfe de Gascogne (Boucaud-Camou et Boisméry, 1991). Dans le nord du golfe de Gascogne, les études sur la variabilité génétique selon les zones réalisées par Gauvrit (1997) n'ont pas mis en évidence de structuration de ces populations. Des travaux actuellement en cours pour développer des marqueurs génétiques montre cependant qu'à une échelle plus vaste, les populations de seiche se différencient clairement (Anon., 2000).

Il sera considéré ici que les seiches communes du golfe de Gascogne constituent un stock à part entière.

27.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Le stock est totalement inclus dans la ZEE française, et il se localise principalement dans la zone des 12 milles. Il s'agit donc d'un stock partagé, mais l'essentiel de l'exploitation se déroule en zone côtière.

27.2. Données biologiques

27.2.1. Description du cycle de vie

Dans le golfe de Gascogne, le cycle de vie la seiche a fait l'objet de nombreux travaux, notamment dans les parages du golfe du Morbihan (Gi Jeon, 1982 ; Le Goff R., 1991 ; Pinczon du Sel G., 1996). Gauvrit (1997) et Gauvrit *et al* (1997) en ont fait des synthèses auxquelles l'essentiel de ce qui suit est emprunté.

Le cycle de vie est marqué par d'importants mouvements migratoires entre la côte où les seiches se reproduisent, naissent et grandissent, et le large où elles trouvent des températures plus clémentes pour passer l'hiver.

La durée du cycle de vie est très fortement influencée par les différences de conditions environnementales entre le nord et le sud de l'aire de répartition de l'espèce : au sud, le cycle vital s'effectue en un an, tandis qu'au nord

il nécessite deux ans. Le golfe de Gascogne correspond à une situation intermédiaire : une petite partie des individus effectuent leur cycle de vie en un an, mais la majorité le réalise en deux ans.

Les accouplements, ont lieu au large sur les zones d'hivernage. Le spermatophore déposé par le mâle dans le manteau de la femelle contient suffisamment de spermatozoïdes pour assurer la fécondation des œufs qui seront déposés au fur et à mesure de la ponte. Au printemps, les seiches migrent vers les eaux littorales et les œufs sont déposés sur des supports très variés, aussi bien végétaux (algues, zostères..) qu'animaux (spirographes, sabelles..) mais aussi sur les engins de pêche et notamment les casiers (Blanc A., 1998). La ponte se fait par émissions de lots d'œufs (40 à 90 œufs), séparées par des périodes de repos. Une femelle peut pondre jusqu'à 3 000 œufs. Chaque œuf est inclus dans une enveloppe gélatineuse de couleurs noires. Ils sont regroupés en grappes, d'où leur nom de « raisin de mer ».

Dans le nord du Golfe, les éclosions ont lieu entre juin et septembre après un temps d'incubation d'environ 3 mois pour les premiers œufs pondus ; le développement est direct (pas de stade larvaire) et les jeunes seiches grandissent très rapidement.

En automne, avec le refroidissement des eaux, tous les individus gagnent les zones d'hivernage, plus profondes. Une petite fraction des juvéniles commencent alors son développement sexuel (reproducteurs précoces) et se reproduira à la côte au printemps suivant (ils seront âgés de 9 à 12 mois) avant de mourir. Mais la grande majorité de la population (reproducteurs tardifs) ne présente aucun développement sexuel au cours de ce premier hiver et retourne à la côte au mois de mai suivant ; la croissance s'y accélère considérablement ; à l'automne ces individus repartent vers les zones d'hivernage, puis reviendront se reproduire le printemps suivant en zone côtière ; ils seront alors âgés de 20 à 22 mois.

La seiche commune est un céphalopode benthique ou necto-benthique c'est à dire qu'elle vit sur le fond ou près de lui. Le jour, l'animal reste enfoui dans le sable ou caché dans des anfractuosités rocheuses. Il devient actif à l'approche de la nuit pour chasser. Dès sa naissance la seiche s'attaque à des petits crustacés, puis son régime se diversifie et comporte crevettes, crabes et poissons (Quéro et Vayne, 1998).

27.2.2. Paramètres biologiques

27.2.2.1. Relation taille poids

Les seiches ont une croissance en poids très rapide. Les paramètres de la relation entre taille du manteau et poids sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	a	b
Dorel <i>et al</i>	Golfe de Gascogne	Longueur manteau	M + F	261.10^{-3}	2,703

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour la seiche du golfe de Gascogne ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur du manteau en mm).

27.2.2.2. Croissance

La croissance de la seiche a beaucoup été étudiée en laboratoire, mais très peu dans le milieu naturel ; dans le golfe de Gascogne les travaux sont rares (Gi Jeon, 1982 ; Le Goff et Daguzan, 1991 ; Gauvrit, 1997), et la croissance ne semble pas avoir été modélisée.

Selon ces résultats, la seiche commune peut atteindre une taille de 50 cm (sans les tentacules). Sa vitesse de croissance est variable selon la température et l'alimentation disponible. Ainsi, elle pourrait atteindre une longueur de manteau de 10 cm en 250 jours à 15 °C ou en 150 jours à 20 °C (Quéro et Vayne, 1998). Le tableau ci-dessous fournit les tailles des seiches observées au moment de la reproduction dans le secteur du golfe du Morbihan. Il montre que les reproducteurs précoces sont de taille nettement plus petite que les tardifs. Pour un même groupe (reproducteurs tardifs ou précoces), les tailles moyennes sont relativement stables d'une année à l'autre mais les écarts entre plus petits et plus grands reproducteurs sont très importants.

Année	Reproducteurs tardifs			Reproducteurs précoces		
	Taille moyenne	Taille maximum	Taille minimum	Taille moyenne	Taille maximum	Taille minimum
	Femelles					
1988	22,6	29,0	15,0	15,9	19,0	11,0
1989	23,3	28,0	15,0	14,7	18,0	12,0
1990	22,0	27,0	15,0	14,9	18,0	12,0
	Mâles					
1988	21,6	35,0	12,0	14,0	19,0	8,0
1989	24,6	35,0	13,0	13,3	18,0	8,0
1990	20,2	30,0	12,0	13,6	18,0	8,0

Tableau 3 : Tailles moyennes, maximums et minimums (cm) des seiches matures observées pendant la période 1988-1990 en Bretagne sud (*in* Le Goff R. et Daguzan J., 1991).

27.2.2.3. Reproduction

La maturité sexuelle est atteinte à l'âge de 1 an pour les individus les plus précoces, mais au bout d'environ deux ans pour la majorité de la population. Le nombre d'œufs pondus par femelle est relativement faible, de l'ordre de 3 000. Les reproducteurs meurent à la fin de la période de ponte.

27.2.2.4. Recrutement

Gauvrit (1997) a tenté de modéliser la dynamique de la population de seiche à partir de données récoltées dans le nord du golfe de Gascogne. Selon lui, les reproducteurs précoces contribuent très faiblement au renouvellement de la population, et le recrutement dépend essentiellement de l'abondance des reproducteurs de deux ans. Il interprète les débarquements en dents de scie qu'il observe dans cette zone comme le résultat des successions d'abondances plus ou moins importantes d'individus de deux ans ; il note par ailleurs que les œufs sont probablement relativement peu sensibles aux aléas climatiques, mais que la première migration hivernale des juvéniles est une période critique dans la vie de seiches qui sont alors très exposées à une mort prématurée ; les conditions environnementales durant cette période sont sans doute un des facteurs clés du recrutement.

27.2.2.5. Mortalité naturelle

Toujours selon Gauvrit (1997), la mortalité naturelle serait très importante lors des premiers mois d'existence des jeunes seiches, et il estime le taux de survie la première année (à partir des œufs) à moins de 1%, alors qu'il serait de 40 à 60% la deuxième année ; ce taux serait plus élevé chez les juvéniles précoces (de plus grande taille) que chez ceux qui ne se reproduisent qu'à deux ans. Cette forte mortalité pourrait être due aux conditions hivernales et à la prédation. Par ailleurs, les seiches ont une mortalité naturelle massive après la reproduction.

27.3. Les pêcheries

27.3.1. Les pêcheries françaises

Cette espèce est capturée par différents métiers dont une description a été faite par (Donoso-Perez et Forest, 1993). Au large, la seiche est une des composantes importantes des captures des chalutiers de fond. A la côte, il existe des métiers qui la recherchent spécifiquement : filets fixes, casiers mais aussi chalutage côtier.

Au cours de la période 1996-1998, deux ports se partagent les débarquements importants de seiche : Les Sables d'Olonne (avec 23% des débarquements du golfe de Gascogne) et Le Croisic (avec 16% de ces débarquements).

27.3.2. Les pêcheries étrangères

Il n'y a pas de pêcheries étrangères dirigées sur les seiches dans les eaux françaises du golfe de Gascogne.

27.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

27.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les débarquements pour l'ensemble de la zone VIII (incluant les côtes nord de l'Espagne, division VIIIc) sont fournis dans le tableau ci-dessous. La contribution des flottilles françaises est de loin la plus importante.

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999 ¹
Belgique	5	4	+	+	0	0	0
Royaume Uni	41	56	2	40	37	19	+
France	3755	4606	3878	4058	5118	5607	5607
Portugal	0	0	0	11	8	11	5
Espagne	575	451	194	260	368	593	510
Total	4376	5117	4074	4369	5531	6230	6122

Tableau 2 : Débarquements de seiche par pays en provenance de la zone VIII de 1993 à 1999 (source : Anon., 2000) ¹ : données provisoires.

En dehors de l'année 1990 où ils ont atteint 8 000 t, les apports français sont globalement stables, aux alentours de 4 500 t/an (fig. 2). La production provenant du nord du Golfe est largement supérieure à celle du sud (environ 3 500 t/an comparé à environ 1 000 t/an).

L'évolution par métiers (fig. 3) depuis 1990 que l'essentiel des débarquements est réalisé par les chalutiers. Entre 1990 et 1993, les prises de ces derniers ont fortement diminué, puis se sont stabilisées aux alentours de 3 500 t/an. Celles des caseyeurs et des fileyeurs tendent à augmenter, mais elles restent marginales.

La pêche de la seiche est une activité très saisonnière. Comme l'ont montré Donoso-Perez et Forest (1993), la saisonnalité est différentes selon les métiers. L'évolution des débarquements mensuels moyens (fig. 4) confirme cette analyse.

Les filets et les casiers sont utilisés à proximité de la côte, surtout dans le nord du Golfe où ils réalisent environ 70% de leurs captures ; leurs débarquements sont plus importants durant les mois de mars à mai, au moment de l'arrivée de la seiche en zone côtière qui vient s'y reproduire ; en juin, la majeure partie de la population a gagné la zone très côtière et devient moins accessible aux engins de pêche.

Les captures des chalutiers du large sont maximales entre octobre et mai lorsqu'ils exploitent la seiche sur ses zones d'hivernage ; elles sont faibles en été, la population ayant totalement quitté le large pour les zones côtières.

Les chalutiers côtiers présentent deux maximums de production, l'un en avril lors de la remontée des seiches vers la zone côtière, l'autre en septembre octobre, lorsque leur migration de retour vers les zones d'hivernage (Donoso-Perez et Forest, 1993).

27.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'effort de pêche n'est pas disponible directement, mais quelques informations peuvent cependant être obtenues à partir de la base des statistiques de pêche nationale.

La figure 5 montre l'évolution du nombre de navires par métier ayant débarqué de la seiche entre 1990 et 1998. Le nombre de chalutiers est en diminution. Par contre, les fileyeurs sont en légère augmentation depuis 1994 tandis que les caseyeurs sont relativement stables depuis 1995.

L'effort de pêche, exprimé en nombre de marées, de chaque métier est donné par la figure 6. On note une légère baisse pour les chalutiers depuis 1991, et une tendance à l'augmentation pour les fileyeurs.

27.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les rendements des chalutiers, exprimés en kg/marée (fig. 7), sont en baisse entre 1990 et 1995 et augmentent depuis. Ceux des fileyeurs fluctuent sans tendance nette. Les prises par marée des caseyeurs (fig. 8) présentent des variations inter annuelles fortes, avec une tendance à la hausse depuis 1992.

27.3.4. Structure démographique des captures

27.3.4.1. Structure des débarquements

Aucun échantillonnage n'étant effectué en criée, la composition en taille et en âge des débarquements n'est pas connue.

27.3.4.2. Rejets

Aucune information n'est disponible sur d'éventuels rejets de seiche. Cependant, compte tenu d'un prix de vente relativement attractif et du fait qu'il n'existe pas de taille minimale pour cette espèce, on peut supposer que les rejets sont peu importants.

27.3.5. Les compétitions entre métiers

Bien que les compositions en taille de leurs captures ne soient pas connues, l'existence de différents métiers exploitant la seiche à chaque stade de son cycle de vie laisse supposer qu'il s'agit d'une exploitation séquentielle : caseyeurs et fileyeurs capturent de gros individus au moment de leur reproduction, tandis que les chalutiers semblent plutôt exploiter des individus plus petits, lors de leur migration entre frayères et zones d'hivernage (chalutiers côtiers notamment) soit sur celles ci (chalutiers du large). Cependant, aucune donnée ne permet de quantifier ces interactions.

27.4. *L'état de la ressource*

27.4.1. Evolution de l'abondance

Les seuls indices disponibles sont les prises par marée des différents métiers impliqués dans la pêche de la seiche. Leur variation est relativement importante, mais, globalement, ils montrent une certaine stabilité, voire une augmentation au cours des années récentes.

27.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune information n'est disponible. Tout au plus peut-on rappeler que le nombre de marées des chalutiers impliqués dans la pêche de la seiche a globalement diminué au cours des années récentes.

27.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Aucune donnée n'est disponible sur l'état actuel du stock de seiche et sur le taux d'exploitation.

27.4.4. Potentiel de production

Le potentiel de production n'est pas connu.

27.5. *Les mesures de gestion*

27.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Il n'existe pas de taille minimale de débarquement pour la seiche. En région 3, elle est citée dans le groupe des espèces pour lesquelles le maillage minimal des chaluts est de 60 mm, celui des filets de 50 mm (par comparaison, ce dernier est de 100 mm en Manche).

Il existe par contre un certain nombre de dérogations autorisant le chalutage des seiches dans la bande des trois milles.

27.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Le cycle de vie très particulier fait que le renouvellement du stock est assuré presque exclusivement par une cohorte unique. La biomasse de cette cohorte doit être suffisante pour produire le nombre d'œufs devant assurer le recrutement suivant.

Le stock de seiche fait l'objet d'une exploitation séquentielle, adultes et juvéniles étant capturés par des métiers différents. Les œufs eux même sont soumis à une mortalité par pêche dans la mesure où les femelles utilisent souvent les engins de pêche comme support pour leurs œufs. Ainsi, dans le golfe du Morbihan, le tiers des œufs

est déposé sur des casiers (Le Goff, 1991 ; Blanc A., 1998) et à la fin de la saison, lors de la mise à terre des engins de pêche, les œufs non encore éclos sont détruits, ce qui entraîne une mortalité importante. Le chalutage sur les frayères entraîne probablement une destruction supplémentaire des œufs. Mais elle n'a pas été estimée.

Différentes mesures ont été envisagées pour protéger les œufs de la destruction : maintien dans l'eau du matériel de pêche jusqu'à la fin de la période de reproduction, limitation du chalutage, voire même mise en place de supports artificiels de ponte (Blanc, 1998). Cependant, avant de décider de la mise en place de telles mesures, qui peuvent demander des lourds investissements, des études préalables sur la reproduction (quantité d'œufs émis par an, taux de survie, effets comparés de la destruction des œufs et de la pêche des juvéniles sur le stock...) demanderaient à être conduites. Une thèse en cours à l'Université de Caen (J. Royer, en préparation) pourrait apporter quelques éléments de réponse.

La protection des juvéniles constitue également un axe à privilégier, même si les données manquent pour quantifier l'impact leur capture sur le stock de reproducteur et sur les prises globales de l'ensemble de la pêcherie. A ce titre, une analyse des dérogations de chalutages dans les trois milles est nécessaire, car non seulement ces pêcheries portent souvent sur des seiches juvéniles, mais elle s'exerce dans des zones de concentration de juvéniles de nombreuses autres espèces.

Si nécessaire, des limitations de l'effort de pêche pourraient être mises en place pour encadrer le développement du fileyage et du caseyage en zone côtière où les conflits d'usage et d'espace sont de plus en plus nombreux. Ces limitations viendraient s'ajouter à celles portant sur le segment des chalutiers rendues nécessaires par l'état de certains stocks d'intérêt majeur et devraient également avoir un impact sur le stock de seiche (limitation du taux d'exploitation des pré-adultes sur les zones d'hivernage).

27.6. Références bibliographiques

- Anon., 1989. Evaluation des ressources halieutiques de l'ouest de l'Europe (EVHOE) par campagnes de chalutages programmés. Rapp. contrat DG XIV/Ifremer, 88/1210834/BF
- Anon., 2000. Report of the working group on cephalopod fisheries and life history. Cons. int. Explor. Mer ICES CM 2000/G : 04, 61 p.
- Blanc A., 1998. Recherches bio-écologique et écophysiological de la phase juvénile de la seiche, *Sepia officinalis* Linné (Mollusque, Céphalopode, Sepiidea) dans le golfe du Morbihan (Sud Bretagne). Thèse Doct. Biologie: Univ. Rennes I, 298 p.
- Boletzky, S.V., 1983. *Sepia officinalis*. In Cephalopod life cycles. (ed.) P.R. Boyle. Londres, 31-52.
- Boucaud-Camou, E. & J. Boisméry., 1991. The migration of cuttlefish (*Sepia officinalis*) in the English channel. Note présentée au Premier Symposium International sur la seiche, Caen, 1-3 juin 1989, Centre de publ. Univ. Caen, 179-189.
- Denis, V., 2000. Variations spatio-temporelles d'abondance des Céphalopodes exploités depuis les côtes atlantiques françaises et influence de paramètres environnementaux. Thèse Doc. Univ. Caen: Univ. Caen Bases-Normandie, 269 p.
- Donoso-Perez, J. & A. Forest., 1993. Analyse des pêcheries françaises de céphalopodes dans le golfe de Gascogne (division VIII du CIEM). Cons. int. Explor. Mer, CM 1993/K : 51, 16 p.
- Gauvrit E., 1997. Structure populationnelle et stratégie de reproduction de la seiche, *Sepia officinalis* L. (Mollusque, Céphalopode, Sepiidae) dans le nord du golfe de Gascogne. Thèse Doct. Sciences biologiques: Université de Rennes I, 211 p.
- Gauvrit E., Le Goff R. & Daguzan J., 1997. Reproductive cycle of the cuttlefish, *Sepia officinalis* L. in the northern part of the bay of Biscay (France). *J. Mollusca studies*, **63**: 19-28
- Gi Jeon., 1982. Etude des populations de seiche (*Sepia officinalis*) du golfe de Gascogne. Thèse 3ème cycle Océanogr.: Univ. Nantes, 272 p.
- Guérault, D., D. Dorel & Y. Desaunay., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Rapp. contrat IFREMER/MAPA 95-1-01-02, Pagination variée.
- Le Goff, R., 1991. Biologie et migration de la seiche *Sepia officinalis* L. (Mollusque Céphalopode *Sepiidae*) dans le secteur Morbraz-golfe du Morbihan (Sud Bretagne). Thèse 3ème cycle: Univ. Rennes I, 333 p.
- Le Goff R. & Daguzan J., 1991. Growth and life cycle of the cuttlefish *Sepia officinalis* L. (Mollusca : Cephalopoda) in South Brittany (France). *Bull. mar. Sci.* **49**: 341-348.

- Pinczon du Sel G., 1996. Régime alimentaire de la seiche *Sepia officinalis* L. dans le secteur Bretagne Sud. Thèse 3ème cycle: Univ. Rennes I, 270 p.
- Quéro, J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises., Jacques Granchet 394 p.
- Quéro, J.C. & J.J. Vayne., 1998. Les fruits de la mer et plantes marines des pêches françaises. Les encyclopédies du naturaliste. Delachaux et Niestlé, Lausanne - Paris, 256 p.
- Roper, F.E., M.J. Sweeney & C.E. Nauen., 1984. FAO species catalogue. Vol. 3. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fish. Synopsis: 277 p.

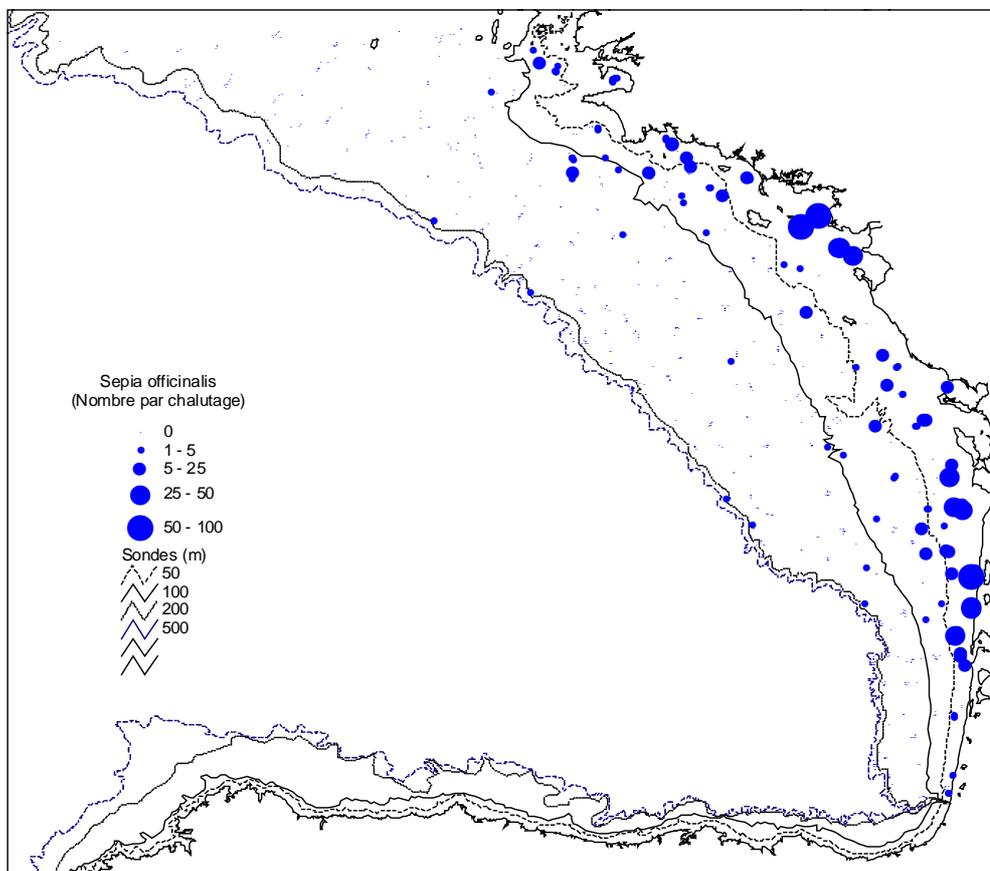


Figure 1 : Distribution des captures de seiche commune observées dans le golfe de Gascogne au cours des campagnes EVHOE (source : Poulard, *comm. pers.*)

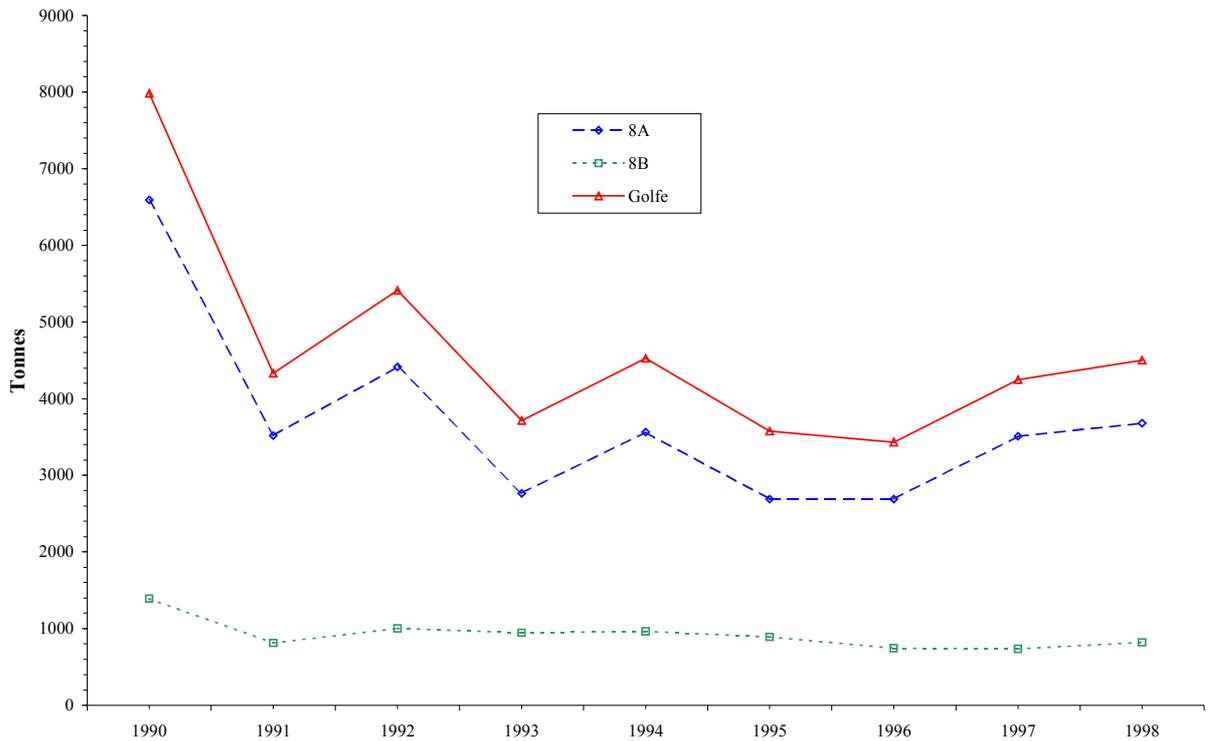


Figure 2 : Evolution des débarquements français de seiche en provenance du golfe de Gascogne par division CIEM de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

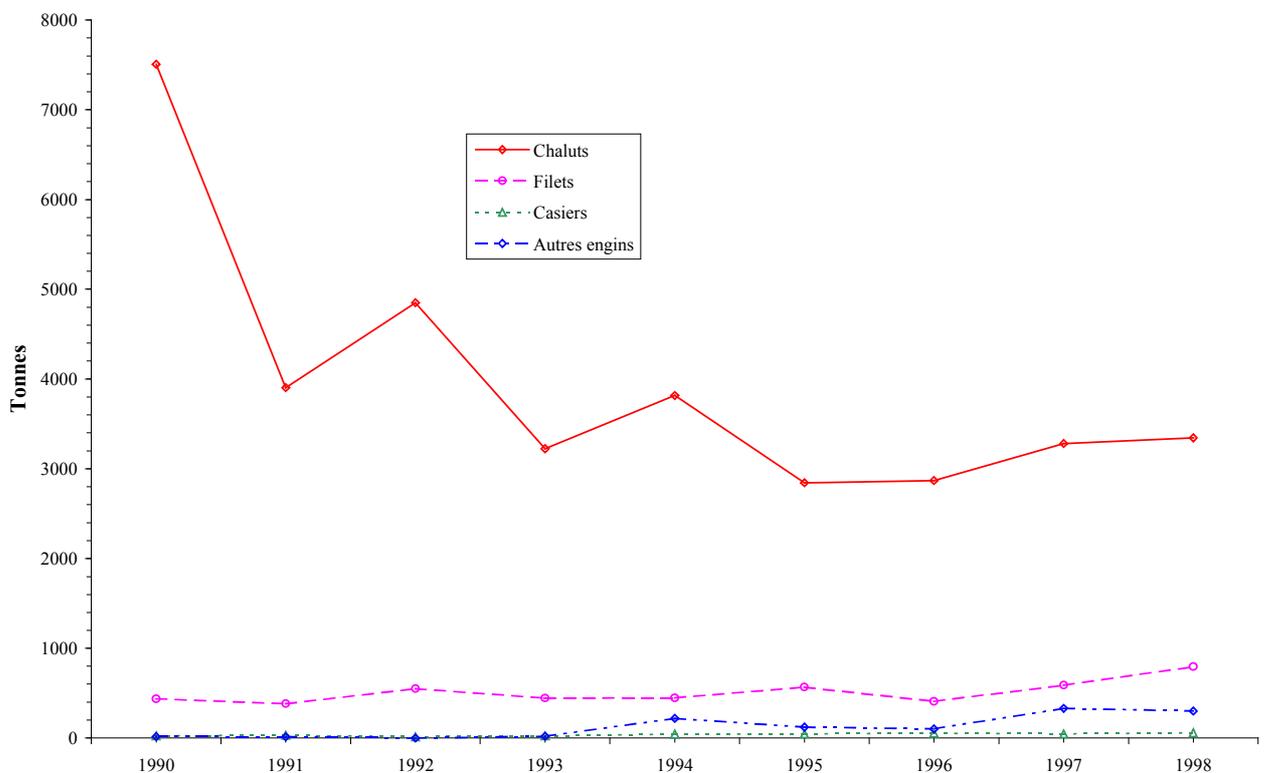


Figure 3 : Evolution des débarquements de seiche par métier en provenance du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistique nationale).

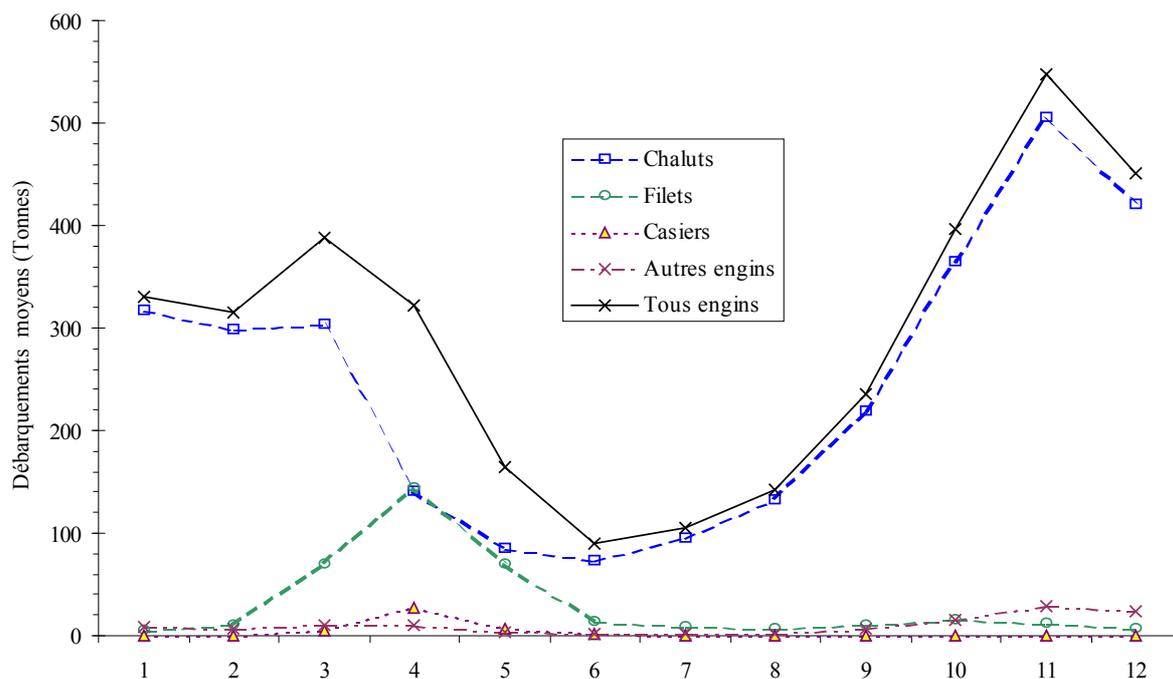


Figure 4 : Evolution saisonnière des débarquements par métier de seiche en provenance du golfe de Gascogne.

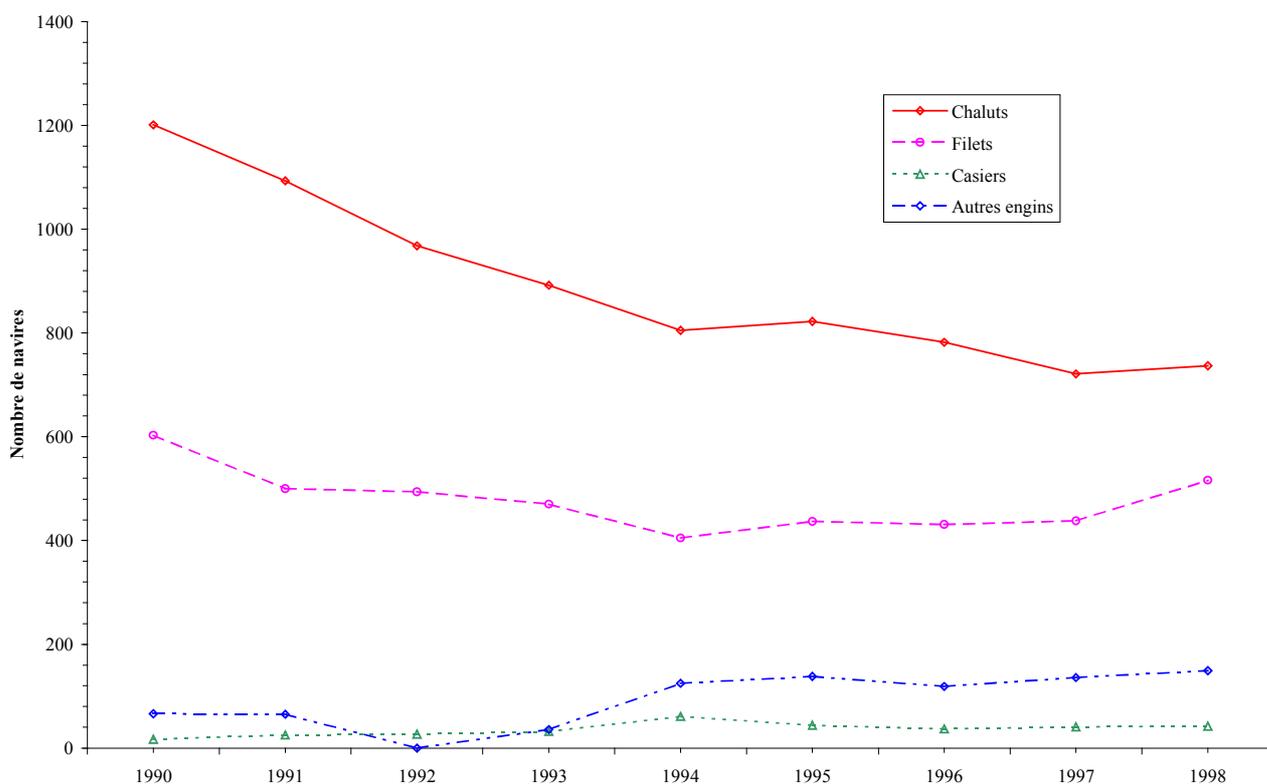


Figure 5 : Evolution du nombre de navires par métier ayant débarqué de la seiche du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

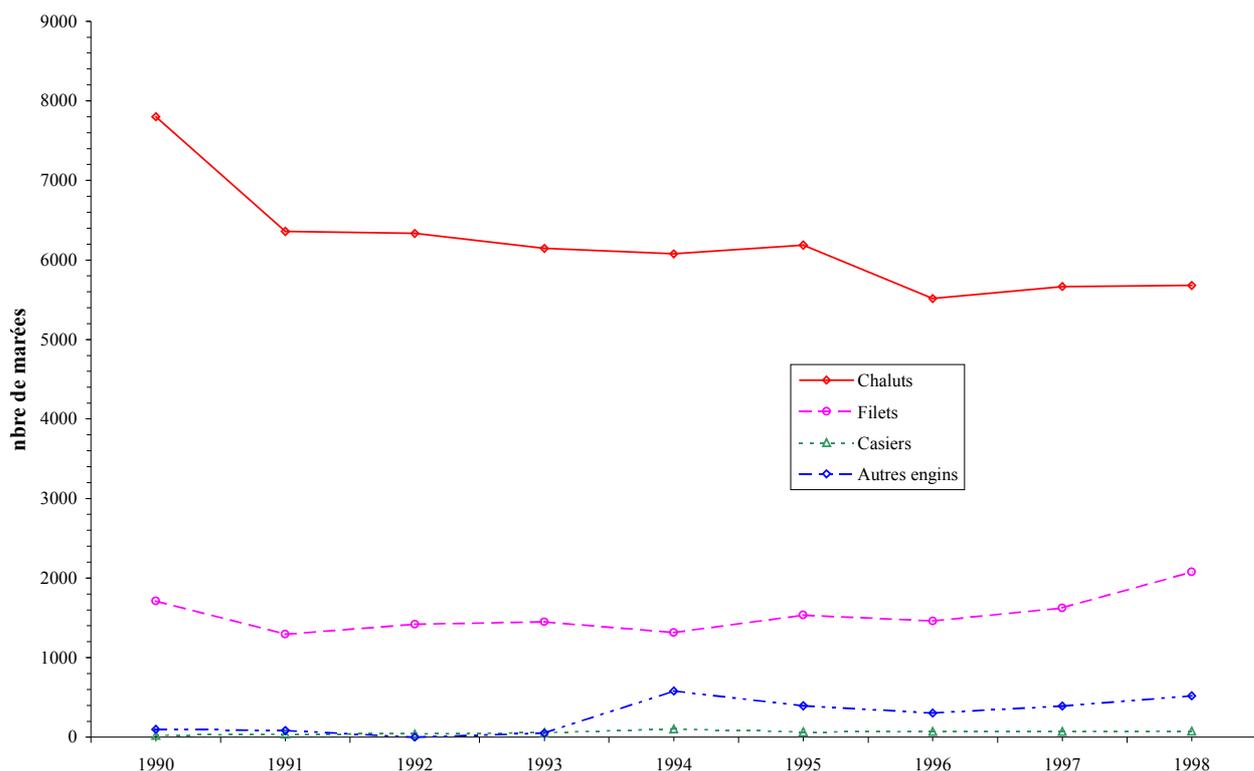


Figure 6 : Evolution du nombre de marées effectuées par les navires ayant débarqué de la seiche du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).



Figure 7 : Evolution des rendements des chalutiers et des fileyeurs ayant débarqué de la seiche du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistique nationale).

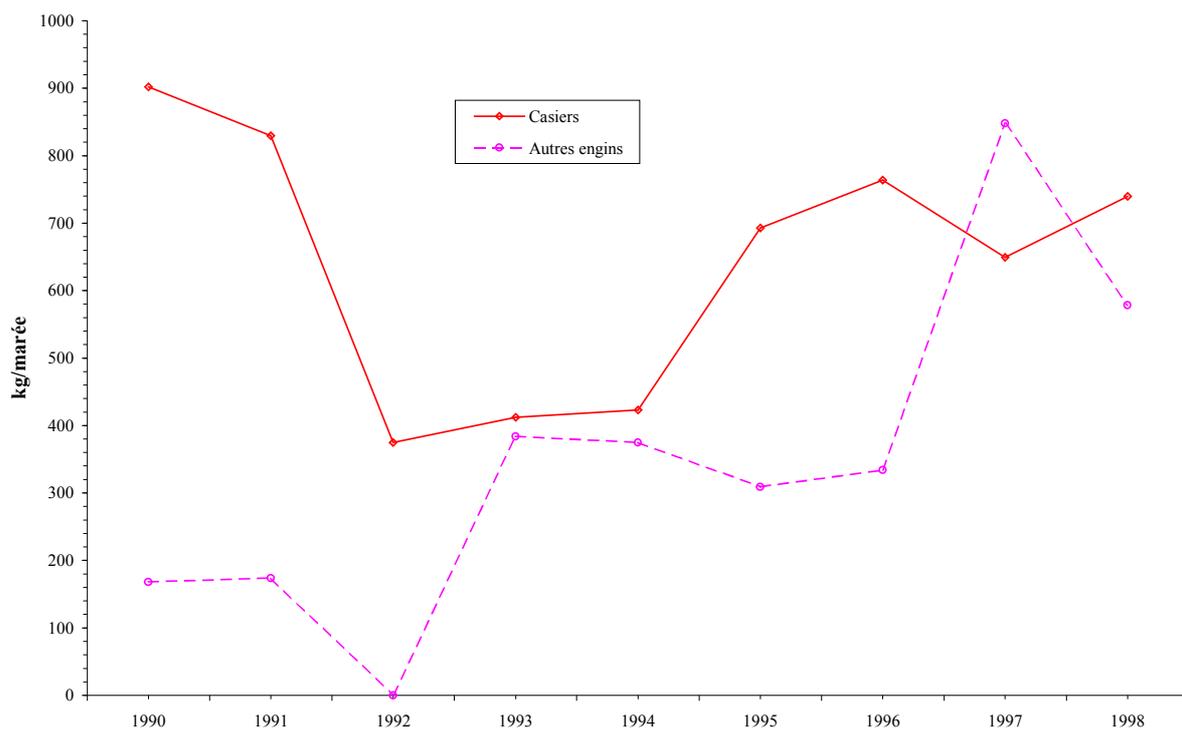


Figure 8 : Evolution des rendements des caseyeurs et de divers métiers ayant débarqué de la seiche du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

PAGE: 2

PAGE: 2
[AF2] quéro 98

28. Les sikis (*Centrophorus squamosus* et *Centroscymnus coelolepis*) de l'Atlantique du nord – est

Pascal Lorange

L'appellation commerciale "siki" recouvre deux espèces de squalidae profonds de grande taille et abondantes dans la zone d'opération des flottilles de pêche profonde françaises. Ces deux espèces ont des noms officiels français difficilement utilisables pour la commercialisation (tabl. 1).

Nom scientifique	Nom français	Nom anglais	Noms vernaculaires
<i>Centrophorus squamosus</i>	Squale chagrin de l'Atlantique	Leafscale gulper shark	Cochon (Boulogne)
<i>Centroscymnus coelolepis</i>	Pailona commun	Portuguese dogfish	Siki, niger princeps (Boulogne)

Tableau 1 : Noms scientifiques, français, anglais et vernaculaires des sikis.

D'autres espèces de squalidae profonds (tabl. 2) sont capturées par la pêcherie profonde française ; d'abord rejetées en totalité, elles font aujourd'hui l'objet de débarquements croissants. Ce passage du statut de rejet à celui d'espèce commerciale ne fait que refléter la baisse des apports d'autres espèces, notamment des deux sikis, qui laissent ainsi le marché vacant.

Quand les débarquements de requins profonds ont commencé, les navires devaient limiter leurs apports afin de maintenir les cours, seules les deux espèces communes et de grande taille étaient alors mises à terre ; en outre elles faisaient l'objet de rejets pour ne pas saturer les marchés.

Toutes les espèces de plus petite taille (*Centroscymnus crepidater*, *Centrocyllium fabricii*, *Etmopterus princeps*) ou moins communes dans les eaux fréquentées par les chalutiers français (*Dalatias licha*) ont été rejetées. Devant la baisse des apports, leur potentiel commercial a été réexaminé. Par exemple, *C. crepidater*, avait d'abord écarté parce qu'il est plus petit et difficile à peler que *C. coelolepis*. Aujourd'hui, cette espèce alimente le marché de la saumonette. *C. fabricii* a des écailles fragiles de sorte que ce requin arrive sur les ponts des navires avec un aspect "gratté", blanchâtre comme un poisson avarié, qui a longtemps favorisé son rejet ; il est aujourd'hui bien valorisé grâce à sa belle chair nacrée et sa taille adéquate.

D'autres types de requins profonds sont capturés, notamment des scyliorhinidae (tabl. 3). Le chien espagnol (*Galeus melastomus*) est peu abondant à l'ouest des îles britanniques et peu exploité par la pêcherie profonde française, en revanche, il est relativement abondant dans le golfe de Gascogne (Lorange, *et al.*, 1999).

Ce chapitre traite essentiellement des deux espèces officiellement dénommées siki pour la commercialisation et apporte quelques éléments sur les autres pour lesquelles l'information disponible est beaucoup plus réduite.

Outre la chair des sikis utilisée pour la consommation humaine, les foies sont valorisés pour le marché industriel des squalènes. Certaines pêcheries étrangères qui ne commercialisent pas la chair faute de marché et en raison des taux élevés de métaux lourds chez ces espèces ne valorisent que les foies.

Nom scientifique	Nom français	Nom anglais	Distribution bathymétrique (m)	Gamme de taille (cm)
<i>Deania calceus</i>	Squale savate	Birdbeak dogfish	400 - 1 450	60 - 110
<i>Centroscyllium fabricii</i>	Aiguillat noir	Black dogfish	1000 - 1 600	20 - 80
<i>Centroscymnus crepidater</i>	Pailona à long nez	Longnose velvet dogfish	500 - 1 300	30 - 95
<i>Etmopterus princeps</i>	Sagre rude	Great lanternshark	700 - 1 900	20 - 80
<i>Etmopterus spinax</i>	Sagre commun	Velvet belly	200 - 800	10 - 55
<i>Dalatias licha</i>	Squale liche	Kitefin shark	500 - 1 800	40 - 180
<i>Scymnodon ringens</i>	Squale grogneur commun	Knifetooth dogfish	400 - 1 000	30 - 120

Tableau 2 : Autres squalidae profonds capturés par la pêche profonde française et de plus en plus régulièrement débarqués. Les tailles sont indicatives et correspondent aux distributions généralement observées. Les profondeurs sont celles où ces espèces sont communes mais d'après divers signalements certaines espèces fréquentes occasionnellement des profondeurs bien moindres.

Nom scientifique	Nom français	Nom anglais	Distribution bathymétrique (m)	Gamme de taille (cm)	Statut commercial
<i>Galeus melastomus</i>	Chien espagnol	Blackmouth catshark	200 - 1 200	30- 90	Débarqué
<i>Galeus murinus</i>	Chien islandais	Mouse catshark	450 - 1 200	10 - 60	Rejet
<i>Apristurus</i> sp.	Plusieurs petites espèces non commerciales		500 - 1 500	> 70	Rejet

Tableau 3 : Scyliorhinidae profonds (familles des roussettes) capturés par la pêche profonde française.

28.1. Considérations biogéographiques

28.1.1. Distribution géographique du stock

Centrophorus squamosus est présent dans l'Atlantique nord-est et sud-est, ainsi qu'à l'ouest des océans Indien et Pacifique (Japon, Philippines, Australie, Nouvelle Zélande). Cette espèce se rencontre aussi sur la ride médio-Atlantique des Açores au sud de l'Islande (Hareide et Garnes, 1998; Magnusson et Magnusson, 1995).

Centroscymnus coelolepis se localise sur toute la pente continentale est de l'Atlantique (de l'Islande au cap de bonne Espérance), dans les eaux canadiennes, sur la ride médio-Atlantique (Hareide et Garnes, 1998; Magnusson et Magnusson, 1995) et en Méditerranée. Dans le Pacifique, *C. coelolepis* est connu au Japon, en Nouvelle Zélande et en Australie.

Les sikis ne sont pas capturés au nord de la mer du Nord, dans le chenal Féroé-Shetland ni en mer de Norvège.

Centrophorus squamosus est signalé à des profondeurs allant de 230 à 2 360 m (Compagno, 1984). Son pic de densité se situe vers 800 m de profondeur à l'ouest de l'Ecosse (Rätz, 1984), il semble en être de même au nord des Açores (Hareide et Garnes, 1998). L'espèce semble rare au-delà de 1400 m

Centroscymnus coelolepis se trouve de 270 à 3 675 m de profondeur (Compagno, 1984). Dans l'Atlantique nord-est, son pic de densité semble être vers 1 300 m. A l'ouest des îles britanniques, il a été observé jusqu'à 2 000 m de profondeur (campagne talus99 du N/O Thalassa). Il est présente aussi bien sur les fonds de vase silteuse par 55 à 58°N à l'ouest Ecosse, que sur les fonds durs de l'ouest de l'Irlande (pourtour du banc de Porcupine). Lors des observations en submersible, ce requin a toujours été vu actif au-dessus de divers substrats (Lorance, *et al.*, 1999) ; il a aussi été observé sur des sites hydrothermaux (Desbruyères et Segonzac, 1997). En Méditerranée l'espèce est pratiquement absente en deçà de 1 600 m avec un pic de densité vers 2 000 m. Ces distributions bathymétriques pourraient être régulées par la compétition alimentaire avec d'autres requins (Carrasson, *et al.*, 1992), *C. coelolepis* serait adapté à l'environnement trophique pauvre du bas de la pente continentale.

L'identité des stocks des requins profonds est inconnue. Ces animaux sont des nageurs actifs, il semble y avoir peu d'obstacle à leur déplacement, leur distribution bathymétrique est très large. Certains stades biologiques sont pratiquement absents des captures mondiales. Ainsi, il est très probable que les individus réalisent de grandes migrations au cours de leur vie. Malgré des distributions géographiques larges, chaque espèce pourrait ainsi n'être constituée que d'une ou quelques populations.

A des fins d'évaluations, les captures réalisées dans les sous-régions V-VII ont été considérées comme produites par une unité de stock (Anon., 2000). Cette définition est arbitraire ; si elle permet d'observer les changements de densité et biomasse dans cette zone, les inférences en terme de dynamique de l'ensemble des populations qui peuvent en être tirées sont plus discutables.

28.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

La zone où la pêche française exploite les sikis chevauche la ZEE communautaire et les eaux internationales, notamment depuis l'abandon de la souveraineté britannique sur le banc de Rockall. Les déplacements sur de grandes distances présumés pour ces espèces impliquent que la distribution géographique des stocks est plus large que la zone d'opération de la pêche française. Il s'agit donc de stocks partagés dont une partie de l'exploitation se déroule dans les eaux internationales.

28.2. Données biologiques

28.2.1. Description du cycle de vie

Comme tous les chondrichthyens, les sikis sont des animaux à fécondation interne. Les mâles ont des organes copulateurs externes pairs, les ptérygopodes, qui permettent de reconnaître le sexe des animaux vivants observés *in situ* (Lorance, *et al.*, 1999). Au-delà de ce caractère commun aux chondrichthyens, les modes de reproductions sont variés. Il existe des espèces ovipares, ovovivipares et vivipares. En l'absence de placenta, la distinction entre ces deux derniers types est subtile et repose sur la présence ou non d'un apport maternotrophe aux embryons. L'étude de la structure interne des utérus et l'histologie de leur paroi indique que de tels apports existent probablement chez les 2 sikis (Girard, 2000) qui sont donc des vivipares aplacentaires. En termes évolutifs, cette viviparité correspond à la sélection d'une stratégie vitale avec un nombre de descendants réduit dont la survie est

maximisée. Une telle stratégie vitale a probablement été sélectionnée dans un contexte où la survie des adultes est mieux garantie que celle des juvéniles et est probablement associée à une grande longévité.

La connaissance du cycle de vie de ces animaux présente d'autres lacunes : la pêche de l'ouest des îles britanniques ne capture pas de femelles gestantes de *C. squamosus* (Clarke, 2000 ; Girard et Du Buit, 1999 ; Kelly, *et al.*, 1998).

Pour les deux espèces, il n'est pratiquement pas capturé d'animaux de moins de 80 cm. Ainsi les distributions bathymétrique et géographique des juvéniles sont inconnues de même que celles des femelles gestantes de *C. squamosus*. L'absence des juvéniles dans les captures n'est probablement pas due à leur vulnérabilité. En effet, il n'y a pas de raison de penser que ces petits individus seraient présent sur le fond et éviteraient ou s'échapperaient des chaluts alors que d'autres squalidae et des scyliorhinidae de petite taille sont capturés. De plus, des calées de palangres avec des hameçons plus petits que ceux normalement utilisés n'ont pas permis de capturer ces juvéniles (Clarke, 2000), il semble en être de même pour *Dalatias licha* aux Açores (Silva, 1998). Comme des femelles de *C. coelolepis* sur le point de mettre bas sont capturées par les chalutiers, il est vraisemblable que les juvéniles migrent immédiatement après leur naissance vers un habitat inexploité. Celui-ci serait soit plus profond (peut-être la plaine abyssale où ils se trouveraient à l'abri de prédateur), soit pélagique.

28.2.2. Paramètres biologiques

28.2.2.1. Relation taille poids

Les relations taille-poids ont été estimées pour les mâles et les femelles des deux espèces (tabl. 4). Pour une longueur totale de 100 cm, un *C. squamosus* pèse environ 5,5 kg et un *C. coelolepis*, 8,5 kg.

Espèce	Auteurs	Sexe	a	b	Gamme de taille (cm)
<i>Centrophorus squamosus</i>	Girard (2000)	M	$2,1 \times 10^{-5}$	2,70	95 - 118
		F	$1,1 \times 10^{-6}$	3,35	87 - 141
	Clarke (unpublished) in Anon. (2000)	M	8×10^{-5}	2,4	
		F	1×10^{-6}	3,31	
		M+F	2×10^{-5}	3,31	
<i>Centroscymnus coelolepis</i>	(Girard, 2000)	M	$2,1 \times 10^{-5}$	2,8	78 - 102
		F	$5,1 \times 10^{-7}$	3,61	81 - 120
	Clarke (unpublished) in Anon. (2000)	M	1×10^{-5}	2,86	
		F	2×10^{-7}	3,78	
		M+F	5×10^{-7}	3,57	
Campagne N/O Thalassa, 1999	M+F	$5,2 \times 10^{-7}$	3,60	78 - 120	

Tableau 4 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour les sikis ($W = aL^b$, avec W poids vif en kg et L longueur en cm) selon différents auteurs.

28.2.2.2. Croissance

L'estimation de l'âge des requins en général est difficile. Chez *C. squamosus*, Clarke (2000) a estimé l'âge à partir des stries d'accroissements des épines dorsales. Ces estimations n'ont pas pu être validées, cependant les épines de *C. squamosus* présentent la même structure que celles de l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*), espèce chez laquelle la périodicité annuelle des stries d'accroissement des épines a pu être prouvée (McFarlane et Beamish, 1987). Les stries d'accroissement sont cependant beaucoup moins distinctes chez *C. squamosus* que chez *S. acanthias*. Sous l'hypothèse qu'elles correspondent à des incréments annuels comme chez l'aiguillat commun, Clarke (2000) a estimé des âges jusqu'à 53 et 68 ans pour les mâles et les femelles respectivement. Les plus petits individus dont l'âge a été estimé mesuraient 80 cm, les plus jeunes avaient 21 ans. Les juvéniles semblent naître à une taille légèrement supérieure à 30 cm et pourraient donc avoir une croissance moyenne d'environ 2 cm.an^{-1} jusqu'à l'âge adulte où ils sont capturés ; la croissance des adultes semble très ralentie ou nulle (Clarke, 2000).

Cette méthode n'a pas permis d'estimer d'âge pour *C. coelolepis* et l'estimation des paramètres de croissance n'a pas encore été réalisée pour cette espèce.

Les femelles des deux espèces de siki atteignent des tailles supérieures à celle des mâles.

28.2.2.3. Reproduction

D'après les estimations des tailles moyennes de première maturité sexuelle (tabl. 5), l'essentiel des *C. coelolepis* et des mâles de *C. squamosus* capturés sont matures. En revanche, le taux de femelles matures de *C. squamosus* est inférieur à 40 % dans les captures, et décroît avec la profondeur : de 40% par des profondeurs inférieures à 700 m à 10 % au-delà de 1 100m (Girard, 2000). Ces proportions faibles chez cette espèce sont liées à l'absence de femelles gestantes dans les captures (Clarke, 2000 ; Girard, 2000).

Espèce	Sexe	Taille moyenne de première maturité sexuelle (cm)
<i>Centrophorus squamosus</i>	M	98
	F	124
<i>Centroscymnus coelolepis</i>	M	86
	F	102

Tableau 5 : tailles moyennes de première maturité sexuelle chez les mâles et femelles de siki (d'après Girard et Du Buit, 1999).

Les deux espèces semblent se reproduire toute l'année (Clarke, 2000 ; Girard et Du Buit, 1999). Chez *C. coelolepis*, des femelles de tous les stades de reproduction sont capturés pendant toute l'année. Ce facteur rend difficile l'estimation de la durée du cycle de reproduction. Des méthodes indirectes (Holden, 1974) suggèrent des gestations et des cycles de reproductions très longs (tabl. 6).

Espèce	Durée de la gestation (mois)	Durée du cycle reproducteur (ans)
<i>Centrophorus squamosus</i>	10 - 30	2,5 - 8
<i>Centroscymnus coelolepis</i>	8 - 26	3 - 9

Tableau 6 : Durée hypothétique de la gestation et du cycle reproducteur sous des scénarios minimum et maximum de croissance embryonnaires (Girard et Du Buit, 1999).

Enfin, la fécondité de ces espèces est très modérée. Chez *C. coelolepis* les fécondités ovarienne (nombre d'ovules produits au cours d'un cycle) et utérine (nombre d'embryons amenés à maturité) ont pu être estimées. En revanche, chez *C. squamosus* seule la fécondité ovarienne a pu être estimée (tabl. 7). Combinées, à la durée des cycles, ces estimations conduisent à des fécondités annuelles extrêmement faibles pour des animaux exploités par pêche (1 à 2 petits/an).

Espèce	Auteurs	Fécondité ovarienne	Fécondité utérine
<i>Centrophorus squamosus</i>	Girard et Du Buit, 1999	7 - 11 (10)	
	Clarke, 2000	6 - 11 (8)	
<i>Centroscymnus coelolepis</i>	Girard et Du Buit, 1999	8- 22 (17)	8- 19 (14)
	Clarke, 2000	10 - 21 (13)	8 - 21 (13)

Tableau 7 : Fécondités observées, nombres minimum et maximum d'ovules et d'embryons par individus et moyennes chez les sikis à l'ouest des îles britanniques.

28.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée sur le recrutement n'est disponible, faute de captures de juvéniles.

28.2.2.5. Mortalité naturelle

Une estimation de mortalité naturelle réalisée en considérant les âges les plus élevés dans les captures comme des âges maximums donne une mortalité naturelle de 0,07 et 0,09 pour les mâles et les femelles de *C. squamosus*. Cette estimation est dérivée de l'équation : $M = \text{Ln } 100 / \text{âge maximum}$, où l'âge maximum est l'âge auquel 1% des individus survivent (Annala, 1993). Les évaluations réalisées par le CIEM (prenant en compte les 2 espèces combinées) l'ont été sous des hypothèses de mortalité de 0,05 et 0,1 (Anon., 2000).

Faute d'estimation d'âge, la mortalité naturelle de *C. coelolepis* ne peut pas être estimée par cette méthode.

28.3. Les pêcheries

Si en France les deux espèces de sikis sont enregistrées dans les statistiques de pêche sous un seul code statistique, la situation est pire dans plusieurs pays où ils sont toujours regroupés comme "divers requins" avec d'autres espèces. Des lors, les débarquements totaux peuvent surestimer ceux de sikis. Cependant, les sikis sont majoritaires dans ces captures dans la mesure où les principales espèces de requins néritiques font l'objet de statistiques séparées.

Les principales zones de capture des sikis sont le sud des îles Féroé et l'ouest des îles britanniques exploités par les chalutiers français et des palangriers britanniques et espagnols, l'ouest du Portugal et les sous-régions CIEM X et XII (tabl. 8).

Année	Va(1)	Vb (2)	VI et VII (2)	VIII et IX (3)	IXa (4)	IXa (5)	X (6)	XII (7)
1990	54	140	345		475			
1991	58	81	1606	2850	420		2072	1
1992	70	162	3771	3752	421		2719	2
1993	39	477	5052	10	338		1	6
1994	42	192	5519	13	577			8
1995	45	262	5516	39	544	784	604	139
1996	65	380	5460	25	411	757	685	681
1997	70	308	6224	1080	356	841	799	587
1998	1	433	5590	1811	357	840	919	1106
1999 (8)	0	285	3743	476	428	544		1163

Tableau 8 : Evolution des débarquements de requins profonds connus du CIEM, d'après Anon. (2000) et Piñeiro *et al.* (1998). La contribution des deux espèces de sikis à ces débarquements varie d'une zone à l'autre. (1) "Divers requins" débarqués en Islande, proportion de sikis inconnue ; (2) pratiquement aucune capture avant 1990, sikis essentiellement ; (3) essentiellement "divers requins" débarqués en Espagne, données incomplètes, proportion de sikis inconnue ; (4) *C. squamosus* débarqué au Portugal ; (5) *C. coelolepis* débarqué au Portugal ; (6) "Divers requins" débarqués au Portugal, espèces profondes ; (7) captures françaises et espagnoles, essentiellement des sikis ; (8) incomplet.

Outre des captures marginales de divers requins dans différentes zones adjacentes aux principales régions d'exploitation (tabl. 8), il existe une pêcherie à la palangre aux Açores qui cible *Dalatias licha*. De 1988 à 1993 les captures étaient supérieures à 500 t par an, elles semblent avoir fortement décliné et ne représente plus que 30t/an depuis 1997 (Anon., 2000).

28.3.1. Les pêcheries françaises

Les sikis sont exploités par la même pêcherie que le grenadier et le sabre noir.

L'essentiel des débarquements est le fait des chalutiers industriels et semi-industriels des ports de Boulogne sur mer, Concarneau et Lorient (90% des apports de sikis). Les mises à terre dans les autres ports français ont été, en 1998, pratiquement limités aux 13 tonnes débarquées à l'île d'Yeu. En revanche, 305 tonnes (soit 9% des apports) ont été débarquées dans quelques ports espagnols dont le principal est Vigo par quelques navires surgélateurs travaillant au filet maillant. Comme ceux des chalutiers, ils proviennent essentiellement de la sous-région VI. Le siki est la troisième espèce en poids dans les débarquements de ces navires qui ciblent principalement le merlu et la baudroie et qui ne débarquent ni grenadier ni sabre noir.

Les surgélateurs, dont la participation à la pêcherie profonde est aujourd'hui mineure (voir chapitre grenadier), rejettent leurs captures de siki.

28.3.2. Les pêcheries étrangères

A l'ouest des îles britanniques (sous-régions CIEM VI, VII), les sikis sont exploités par des chalutiers et surtout des palangriers du Royaume-Uni. Les captures de ces navires (2 300 t en 1998, soit presque autant que la France), incluent d'autres espèces de requins. Cependant, il s'agit en grande partie d'espèces profondes comme le montre l'augmentation de ces débarquements de 1991 (250 t) à 1998, période de développement des pêcheries profondes. Des captures moindres et apparemment très variables, (50 à 600 t/an de 1991 à 1999) sont le fait de

palangriers espagnols (Anon., 2000 ; Piñeiro, *et al.*, 1998). Enfin, les chalutiers espagnols ont capturé plus de 500 t en 1996 et 1997 et plus de 1 000 t en 1998 et 1999 dans la sous-région XII.

Les requins profonds sont aussi exploités dans les sous-régions VIII et IX par l'Espagne et le Portugal (Moura, *et al.*, 1998). Les palangriers portugais recherchent plusieurs espèces au large du Portugal, les sikis sont dominants avec des mises à terre supérieures à 1 000 t/an depuis 1995. Enfin divers types de navires espagnols débarquent des quantités mineures provenant du golfe de Gascogne (Piñeiro, *et al.*, 1998).

28.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier.

28.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

En France, des débarquements limités de sikis ont commencé en 1990. Ces espèces étaient alors enregistrées comme "divers squales", mais étaient facilement identifiables dans les statistiques de pêche. Ensuite, les mises à terre ont augmenté rapidement en 1991 et 1992, en reflet de la valorisation croissante de cette capture auparavant rejetée. L'essentiel des captures provient de l'ouest Ecosse (tabl. 9 ; fig. 1 et 2).

Les surgélateurs ne débarquent pas ces espèces, les chalutiers industriels et semi-industriels capturent respectivement environ 2/3 et 1/3 du total débarqué depuis 1994.

Année	Sous-région CIEM						Total
	IV	V	VI	VII	VIII	XII	
1991	3	75	944	265	0	1	1 288
1992	133	123	1 953	878	15	2	3 105
1993	51	91	2 454	857	9	6	3 468
1994	86	149	2 198	1 363	8	8	3 812
1995	10	262	1 784	991	0	139	3 187
1996	6	348	2 374	754	1	147	3 628
1997	0	261	2 222	571	1	32	3 086
1998	0	354	2 081	673	13	113	3 235
1999	34	284	1 442	497	0	45	2 301

Tableau 9 : Evolution des débarquements français de sikis (tonnes) par sous-région CIEM de 1989 à 1999.

28.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Les efforts des chalutiers industriels en semi-industriels dirigés sur les sikis paraissent relativement stables depuis 1993-94 (Lorance et Dupouy, sous presse).

28.3.3.3. Evolution des rendements par métier

L'évolution des CPUE a été analysée pour 3 catégories de navires (Lorance et Dupouy, sous presse) : les chalutiers semi-industriels, les chalutiers industriels pratiquant essentiellement la pêche profonde, et les autres chalutiers industriels qui exercent une activité plus mixte sur le talus et le plateau. Seule l'évolution des rendements des chalutiers de pêche profonde "exclusifs" a été considérée comme significative en terme d'indice d'abondance des sikis. Les CPUE des autres catégories de navires sont probablement biaisées, à cause d'effets techniques -amélioration de l'équipement des navires pour la pêche profonde, modification de la composition des flottilles- ou de biais dans les calculs -problème de l'allocation respective de l'effort dirigé sur les espèces profondes et celles du plateau- (Lorance et Dupouy, sous presse). La CPUE de la flottille de chalutiers "exclusifs" montre une nette tendance décroissante (fig. 3).

28.3.4. Structure démographique des captures

28.3.4.1. Structure des débarquements

Les structures en tailles des captures semblent présenter de légères variations avec la profondeur. Chez les deux sexes des deux espèces la proportion de petits individus augmente légèrement avec la profondeur sauf chez les mâles de *C. squamosus* (Girard, 2000). Il est possible que ces distributions en taille présentent aussi des variations géographiques mais cela reste à confirmer. Dans les débarquements, les mâles de *C. squamosus*

mesurent 80 à 120 cm avec un mode à 106 cm, les femelles 86 à 140 cm avec un mode à 110 cm. Les tailles observées chez *C. coelolepis* sont très comparables (fig. 4). Ces distributions sont similaires à celle observées avant exploitation (Bridger, 1978; Gordon et Hunter, 1994).

De même, les distributions en tailles de *C. crepidater*, un des petits squalidae d'abord rejetés puis débarqués depuis 1 ou 2 ans, ne semble pas avoir changé sous l'effet de l'exploitation, les distributions observées lors des campagnes anciennes (Gordon et Hunter, 1994) étant similaires à celle observées lors de la campagne du N/O Thalassa en 1999.

28.3.4.2. Rejets

Chez les sikis, il n'est pas capturé de petits individus, les rejets ne sont donc pas liés aux tailles capturées. Ces espèces ont été des rejets de la pêcherie de lingue bleue jusqu'à ce qu'elles ne commencent à être valorisées en 1990. Dans les années suivantes, une proportion croissante des prises des chalutiers français a été débarquée. La totalité des captures a été débarquée à partir de 1995/1996. Auparavant, il y a eu des rejets en relation avec les limitations d'apports destinées à ne pas saturer les marchés. Les quantités rejetées dans la pêcherie de lingue bleue des années 70 et 80 sont inconnues mais ont pu être importantes. Ces rejets passés sont considérés comme ayant eu des structures démographiques identiques aux captures actuelles notamment parce que les structures en taille observées avant exploitation ne sont pas différentes de celles actuellement observées, que ce soit au débarquement ou lors des campagnes scientifiques.

Les autres espèces de squalidae profonds font l'objet de rejets que ce soit par les chaluts mais aussi par les palangres. L'espèce qui participe le plus fortement à ces rejets est *Deania calceus* (Blasdale et Newton, 1998 ; Clarke, 2000 ; Connolly et Kelly, 1996 ; Dupouy *et al.*, 1998).

28.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Compte tenu de la taille des individus exploités et des maillages utilisés, les chaluts ne sont pas sélectifs. Comme les requins sont capables d'ingérer des proies de grande taille, les palangres ne semblent pas non plus avoir d'effet sélectif en taille sur les sikis (Clarke, 2000 ; Gordon, 1999).

28.3.6. Les compétitions entre métiers

Les chalutiers et fileyeurs français exploitent les mêmes espèces dans les mêmes zones. L'effort de pêche français dirigé vers les sikis apparaît ainsi supérieur à celui dirigé vers les deux autres principales espèces cibles profondes (le grenadier de roche et le sabre noir) que seuls les chalutiers exploitent. Ces pêcheries sont susceptibles d'être de plus en plus concurrencées par des pêcheries à la palangre en développement dans leurs zones (sous-région VI et VII) et plus au sud (VIII et IX). Si les stocks ont effectivement les larges distributions géographiques présumées toutes ces pêcheries exploitent le même stock et sont concurrentes.

28.4. L'état de la ressource

28.4.1. Evolution de l'abondance

Les évaluations de stocks réalisées par le groupe de travail du CIEM portent sur l'ensemble des sous-régions V-VII. Il importe de noter que l'évaluation des sikis (voir plus bas) a été réalisée les deux espèces cumulées. Cette démarche ne rend pas invalide une évaluation largement basée sur l'évolution des rendements, elle illustre cependant le manque de données sur ces espèces.

28.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Les taux d'exploitation ne sont pas estimés sur ces espèces dont les mortalités sont très hypothétiques. Cependant, les débarquements croissants laissent supposer une augmentation du taux d'exploitation depuis 1998.

28.4.3. Etat actuel de l'exploitation

L'évaluation de stock réalisée sur les sikis (Anon., 2000), indique que la biomasse actuelle dans les sous-régions V-VII est inférieure à 50% de la biomasse vierge. Si l'on se réfère aux définitions des points de référence biologique proposées par le CIEM dans le cas de stocks pour lesquels les données sont peu fiables (« poor data situations », Anon., 1997), le stock serait en dessous du niveau considéré comme conforme à une approche de précaution (biomasse de précaution égale à 50 % de la biomasse vierge).

Ce résultat doit être considéré avec prudence vu les lacunes dans les connaissances de ces espèces exposées dans ce chapitre. Ainsi, la biomasse de siki à l'ouest des îles britanniques n'est qu'une partie de la biomasse de deux populations dont les aires de distribution ne sont pas connues et dont certains stades biologiques échappent complètement à l'exploitation. En fonction des migrations (inconnues) de ces espèces, leurs baisses de densités à l'ouest des îles britanniques pourraient soit surestimer (et être un phénomène local, limité à la zone d'action de la pêche) soit sous-estimer (si la zone exploitée est, pour les sikis, un secteur préférentiel ré-alimenté par les zones adjacentes) le déclin de biomasse totale de ces populations. Concernant le premier de ces aspects, ce concept d'une réduction locale des CPUE chez les élasobranches a été évoqué par Holden (1977) et Walker (1998). Enfin, s'agissant d'une évaluation réalisée sur un ensemble de deux espèces, dont les distributions bathymétriques sont légèrement différentes, la CPUE totale est susceptible d'être biaisée par des changements de la distribution bathymétrique de l'effort de pêche (Girard *et al.*, 2000).

28.4.4. Potentiels de production

Le potentiel de production ne peut pas être estimé à cause des lacunes dans les connaissances : distributions des populations, migrations, croissance inconnue (*C. coelolepis*) ou à confirmer (*C. squamosus*), fécondités et durées des cycles reproductifs hautement hypothétiques...

Les requins sont globalement considérés comme des espèces sensibles à l'exploitation en relation avec leur grande taille, parfois dès la naissance, leur croissance lente, leur grande longévité et leur faible fécondité (Gordon, *et al.*, 1997; Gordon, 1999). Même si les données disponibles restent encore peu précises, la diminution des rendements de la flottille française risque d'être le signe que les sikis sont d'ores et déjà fortement exploités.

Par ailleurs, même si elles ne sont pas directement exploitées, certaines espèces sont capturées et rejetées en quantités suffisantes pour que l'impact sur les stocks soit important. Par exemple, les captures accessoires de requins profonds (4 000 à 20 000 t/an) sont rejetées par la pêche d'empereur de Nouvelle Zélande. Bien que leur impact sur les populations en questions n'ait pas été évalué, faute de données adéquates, ces rejets sont présumés constituer une menace pour ces espèces (Bonfil, 1995).

28.5. Les mesures de gestion

28.5.1. Mesures actuellement en vigueur

La seule mesure de gestion actuellement en vigueur est la réglementation de l'effort de pêche dirigé sur les espèces profondes dans la division Vb les sous-régions VI-X et les zones CEEFAC 34.1.1 34.1.2 et 34.2.0. (Règlement du Conseil N° 2027/95 du 15 juin 1995). La définition du terme "espèces profondes" n'est pas donnée dans ce règlement à moins qu'il n'ait été défini par ailleurs dans la réglementation de la commission européenne il convient de le comprendre selon la définition du CIEM (Anon., 1998) : les eaux profondes sont les eaux au-delà de 400 m, une liste d'espèce est fournie, elle inclut le brochet, la lingue franche et la lingue bleue. D'après le même document, le merlan bleu, le flétan noir et les sébastes sont à considérer comme des espèces profondes, d'autres dont le merlu et les baudroies sont notées comme ayant une partie de leurs populations dans les eaux profondes et comme ayant suscité un déploiement récent d'effort vers la profondeur.

Ainsi, la répartition de l'effort d'après le règlement 2027/95 doit inclure ces espèces non qualifiées de "profondes" par la profession française. Seule cette vision permet de comprendre l'allocation de près de 50% de l'effort total sur les espèces profondes au Royaume-Uni.

Jusqu'à présent, cette mesure de gestion est restée sans effet sur la pêche.

28.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Toutes les informations dont on dispose indiquent que les ressources profondes sont fragiles et limitées et que leur taux d'exploitation doit être très bas. Ainsi que le note le CIEM (Anon., 200b), il semble que seule une combinaison de mesures portant sur le niveau des captures autorisées, la limitation de l'effort de pêche, voire la limitation de l'utilisation de certains engins de pêche permettrait d'assurer la viabilité des écosystèmes profonds.

A l'échelle mondiale, les requins sont des espèces très sensibles à l'exploitation. Il existe en effet des exemples de requins et d'autres chondrichthyens dont les populations ont virtuellement disparus sous l'effet de la pêche, y compris dans nos régions (Quéro et Cendredo, 1996). La médiatisation actuelle des requins est susceptible d'encourager la mise en place de mesure de gestion particulière. Il importe de souligner que les pêcheries de requins profonds sont des pêcheries pour la consommation alimentaire, marchés nettement moins rentables, mais

aussi moins générateurs d'indignation, que celui pour les ailerons qui génèrent de fortes surexploitations sur certains stocks de requins néritiques. Cependant la baisse des CPUE indique que l'exploitation des sikis ne pourra pas être durable dans sa forme actuelle, surtout compte tenu de l'accroissement d'effort dans et en dehors de la zone traditionnellement exploitée par les flottilles françaises.

Parmi les espèces profondes exploitées par la pêche française, les sikis sont capturables à la palangre comme le sabre noir et la lingue bleue et contrairement au grenadier et à l'empereur. Les palangres sont considérées comme moins dommageable pour les écosystèmes que les chaluts parce qu'elles génèrent moins de rejets et n'ont pas d'impacts sur les fonds, notamment sur les colonies d'organismes fixés. Ainsi, il est possible que la gestion à venir des pêcheries profondes comprenne des mesures destinées à favoriser les pêches à la palangre aux dépens des chaluts.

Toute mesure de gestion, notamment la mise en place de TAC ou une limitation de l'accès aux pêcheries profondes devra tenir compte du fait que les sikis, le grenadier et le sabre noir sont exploités ensemble par la pêche chalutière. De plus, les sikis sont aussi capturés au filet et à la palangre et les TACs seraient partagés entre un plus grand nombre de flottilles que pour les autres espèces.

28.6. Références bibliographiques

Annala J. H., 1993. Report from the Fishery assessment plenary, May 1993: stock assessments and yield estimates. NIWA, Wellington, Unpublished report held in NIWA library, 241 p.

Anon., 1997. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. ICES C.M. 1997/ Assess:7, 41p.

Anon., 2000. Report of the study group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources. Copenhagen, ICES CM 2000/ACFM:8, 205 p.

Blasdale T., Newton A. W., 1998. Estimates of discards from two deepwater fleets in the Rockall trough. ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., ICES C.M. 1998/O:11, 18 p.

Bonfil R., 1995. World bycatches of sharks in high-seas fisheries: Appraising the waste of a resource. Fisheries Centre Research report, 2 (1), University of British Columbia, Vancouver, 41-44.

Bridger J. P., 1978. New deep-water trawling grounds to the West of Britain. Laboratory Leaflet, MAFF Direct., Lowestoft. (41), 40 p.

Carrasson M., Stefanescu C., Cartes J. E., 1992. Diets and bathymetric distributions of two bathyal sharks of the Catalan deep sea (western Mediterranean). *Mar.Ecol. Prog. Ser.*, **82** (1), 21-30.

Clarke M., 2000. Aspects of the biology of three exploited deepwater sharks *Centrophorus squamosus*, *Centroscymnus coelolepis* and *Deania calceus* (Elasmobranchii: Squalidae) from the continental slope of the Rockall Trough and Porcupine Bank. Thesis of Doctor in Philosophy in Zoology, University College, Dublin, 286 p.

Compagno L. J. V., 1984. FAO species catalogue, Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. Part 1. Hexanchiformes to Lamniformes. FAO Fisheries Synopsis, 125, FAO, Rome, 249 p.

Connolly P. L., Kelly C. J., 1996. Catch and discards from experimental trawl and longline fishing in the deep water of the Rockall Trough. *J. Fish Biol.*, **49**, supplement A : 132-144.

Desbroyères D., Segonzac M., 1997. Handbook of hydrothermal vent fauna. IFREMER, Brest., 279 p.

Dupouy H., Allain V., Kergoat B., 1998. The discards of roundnose grenadier in the french fishery in ICES subareas VI and VII. ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., ICES C.M. 1998/O:31, 10 p.

Girard M., Du Buit M.-H., 1999. Reproductive biology of two deep-water sharks from the British Isles, *Centroscymnus coelolepis* and *Centrophorus squamosus*. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, **79**, 923-931.

- Girard M., 2000. Distribution et reproduction de deux espèces de requins de grands fonds, les "sikis", *Centrophorus squamosus* et *Centroscymnus coelolepis* exploités dans l'Atlantique Nord-Est., Thèse, ENSAR, Rennes, 214 p.
- Girard M., Lorance P., Biseau A., 2000. Captures par unité d'effort des espèces profondes du talus continental à l'ouest des îles britanniques. *Cybium*, **24** (3 suppl.), 97-104.
- Gordon J. D. M., Hunter J. E., 1994. Study of deep-water fish stocks to the west of Scotland., Scottish Association for Marine Science, Oban. part 1, 181 p.
- Gordon J. D. M., Swan S. C., 1997. The distribution and abundance of deep-water sharks on the continental slope to the west of the British Isles. ICES science conference, Baltimore, MD (USA), 25 Sep 3 Oct 1997, ICES CM 1997/BB:11, 23 p.
- Gordon J. D. M., 1999. Management considerations of deep-water shark fisheries. *In*: Shotton R., Case studies of the management of elasmobranch fisheries, 378, pt. 2. Fao, Rome, 774-819.
- Hareide N.-R., Garnes G., 1998. The distribution and abundance of deep water fish along the Mid-Atlantic ridge from 43°N to 61°N. ICES science conference, Cascais, 16-19 sept., ICES C.M.1998/O:39, 16 p.
- Holden M. J., 1974. Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions. *In*: Jones H., Sea fisheries research. Logo press, London, 117-138.
- Kelly C. J., Connolly P. L., Clarke M. W., 1998. The deep water fisheries of the Rockall trough; some insights gleaned from Irish survey data. ICES science conference, Cascais, ICES C.M. 1998/O:40, 22 p.
- Lorance P., Latrouite D., Seret B., 1999. Observations of chondrichthyan fishes (sharks, rays and chimaeras) in the Bay of Biscay (North-eastern Atlantic) from submersibles. Third European Elasmobranch Association Meeting, Boulogne-sur-Mer, 27-29 May 1999, 29-45.
- Lorance P., Dupouy H., sous presse. CPUE abundance indices of the main target species of the French deep-water fishery in ICES sub-areas V, VI and VII. *Fish. Res.*
- Magnusson J. V., Magnusson J., 1995. The distribution, relative abundance, and biology of the deep-sea fishes of the Icelandic slope and Reykjanes ridge. *In*: Hopper AG Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope, 296. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 161-199.
- McFarlane G. A., Beamish R. J., 1987. Validation of the dorsal spine method of age determination for spiny dogfish. *In*: Summerfelt R.C., Hall G.E., Age and Growth in Fish. 287-300.
- Moura O., Figueiredo I., Bordalo Machado P., Henriques V., 1998. Research on deep-water species off the Portuguese continental coast. ICES science conference, Cascais, ICES C.M. 1998/O:67, 24 p.
- Piñeiro C. G., Casas M., Bañon R., 1998. Current situation of the deep water fisheries exploited by Spanish fleets in the north and northeast Atlantic: a review. ICES science conference, Cascais, ICES C.M. 1998/O:10, 15 p.
- Quéro J.-C., Cendredo O., 1996. Incidence de la pêche sur la biodiversité ichthyologique marine: le bassin d'Arcachon et le plateau continental sud Gascogne. *Cybium*, **20** (4), 323-356.
- Rätz H. J., 1984. Qualitative und quantitative Untersuchungen der Ichthyozonose and der archibenthischen Zone des Rockall-Grabens und umliegender Banke (Westbritische Gewässer)., Mitteilungen Institut Für Seefischerei der Bundesforschungsanstalt für fischerei, Hamburg, 152.
- Silva, H.M. 1988. Growth and reproduction of the kitefin shark *Dalatias licha* (Bonn, 1788) in Azorean waters. ICES C.M. 1993/G:21, 15p.
- Walker T.I., 1998. Can shark resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of shark fisheries. *Mar. Freshw. Res.*, **49**: 553-572.

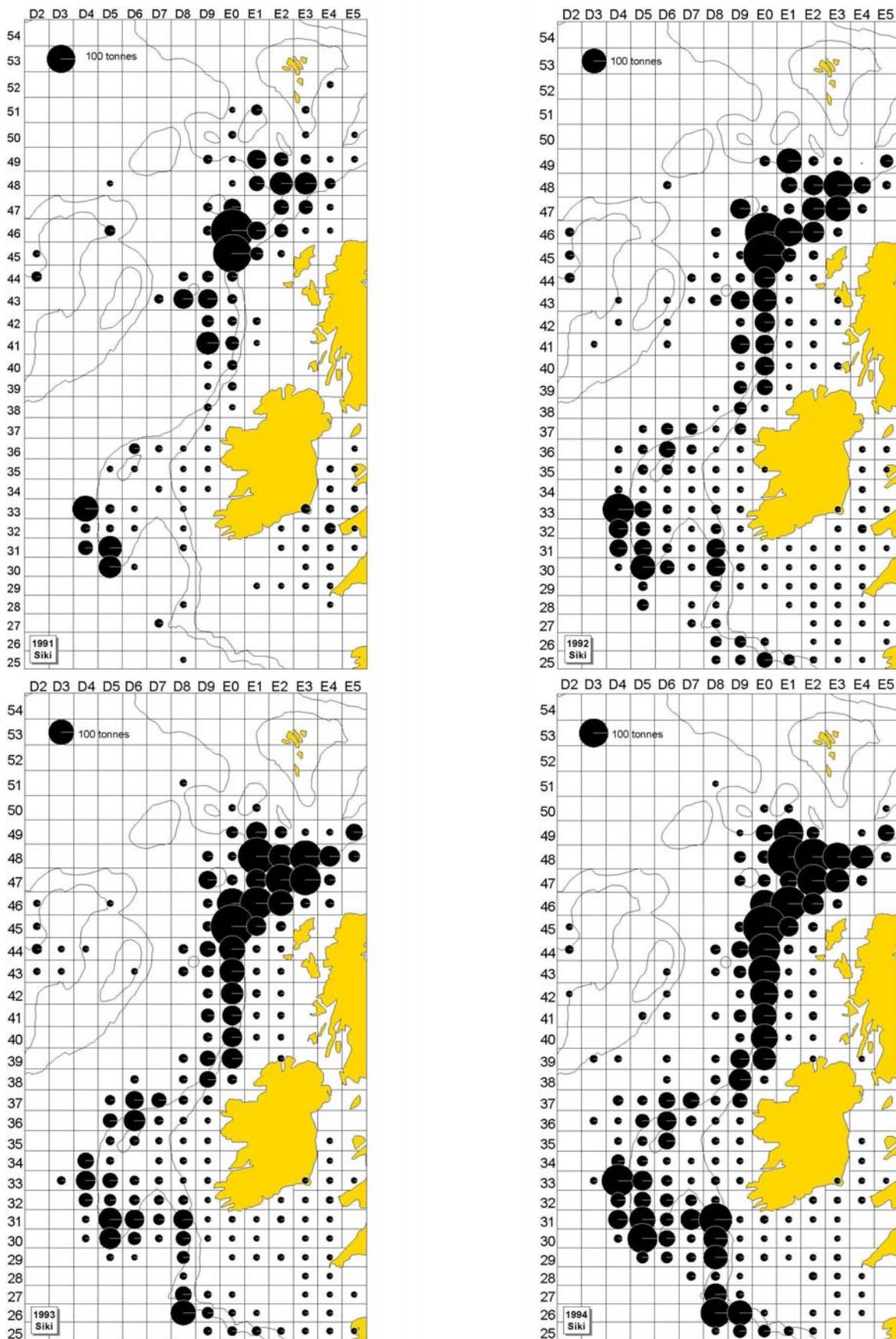


Figure 1 :Distribution géographique des captures françaises de sikis de 1991 à 1994 (source : système statistiques national ; le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1000 m).

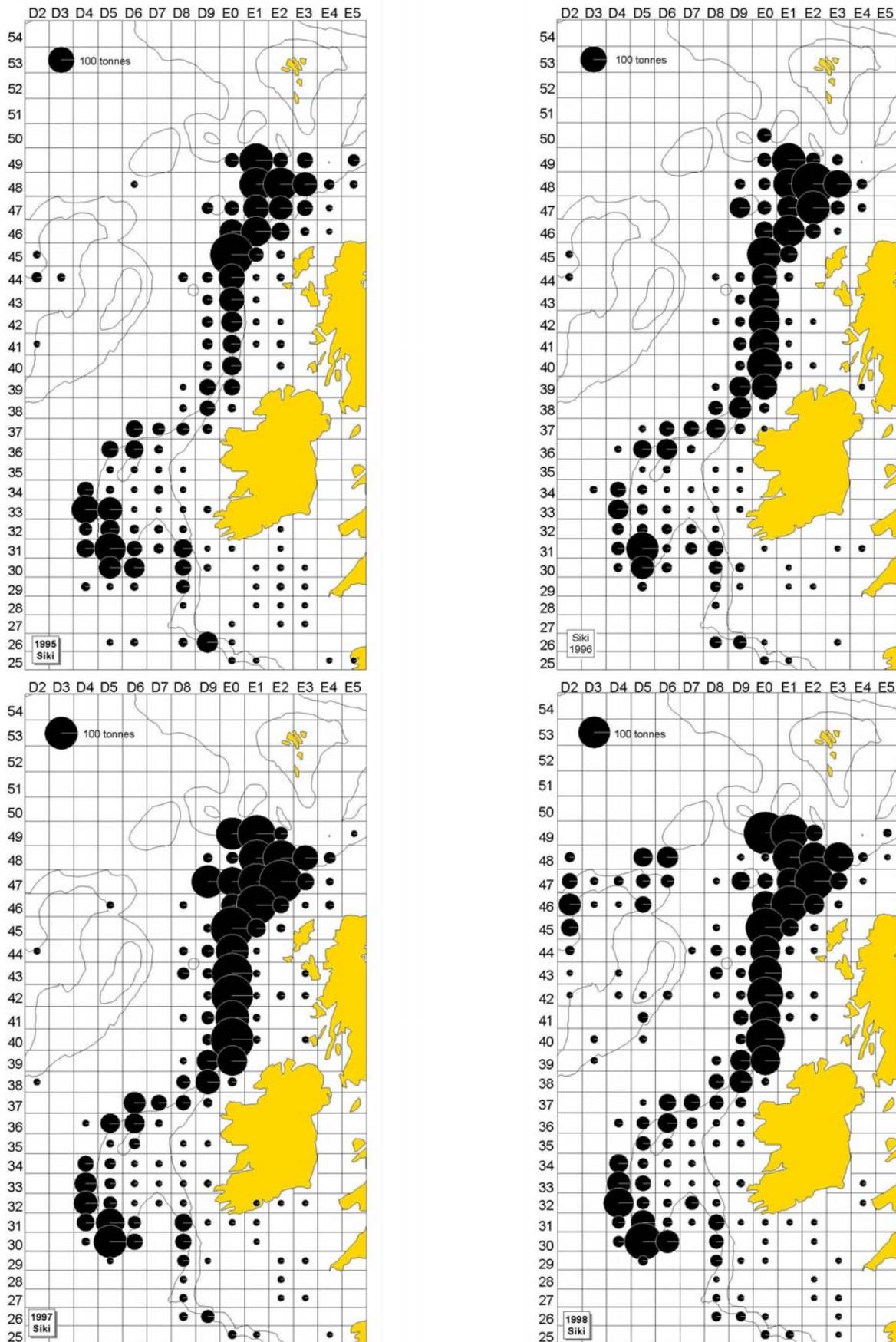


Figure 2 :Distribution géographique des captures françaises de sikis de 1995 à 1998 (source : système statistiques national ; le disque de référence, 100 t en haut à gauche, change d'une carte à l'autre, les contours sont les 200 et 1000 m).

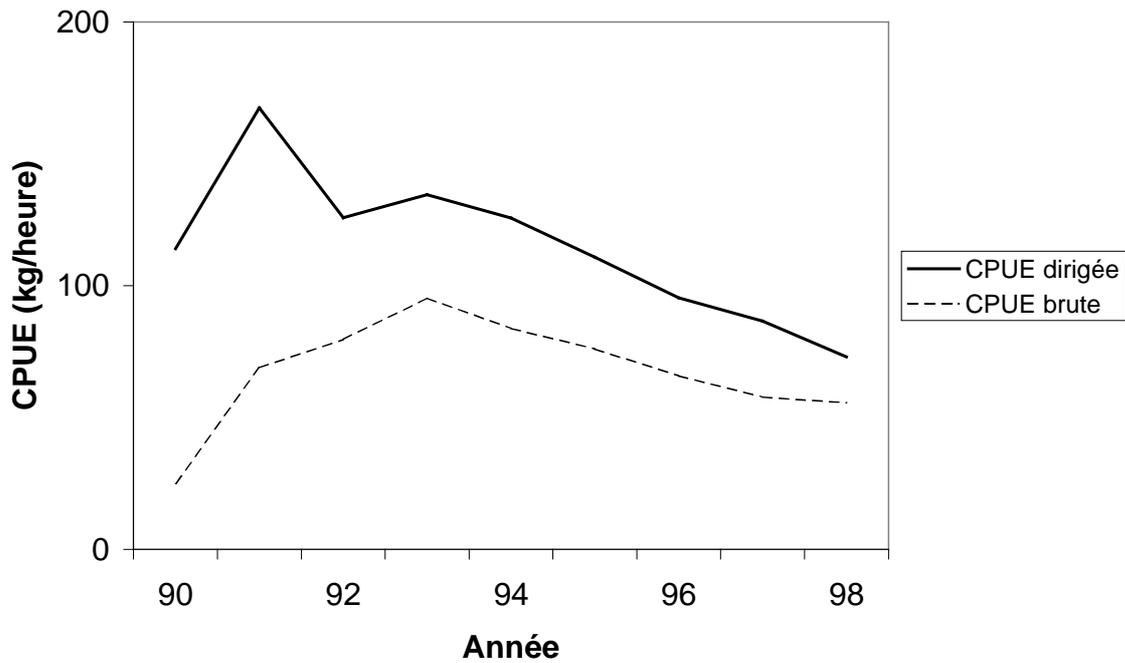


Figure 3 : Captures par unité d'effort brutes (captures par marée x rectangle rapportées au temps de pêche total) et dirigées sur les sikis (rapportée au temps de pêche dirigé sur l'espèce) pour les chalutiers industriels de pêche profonde français.

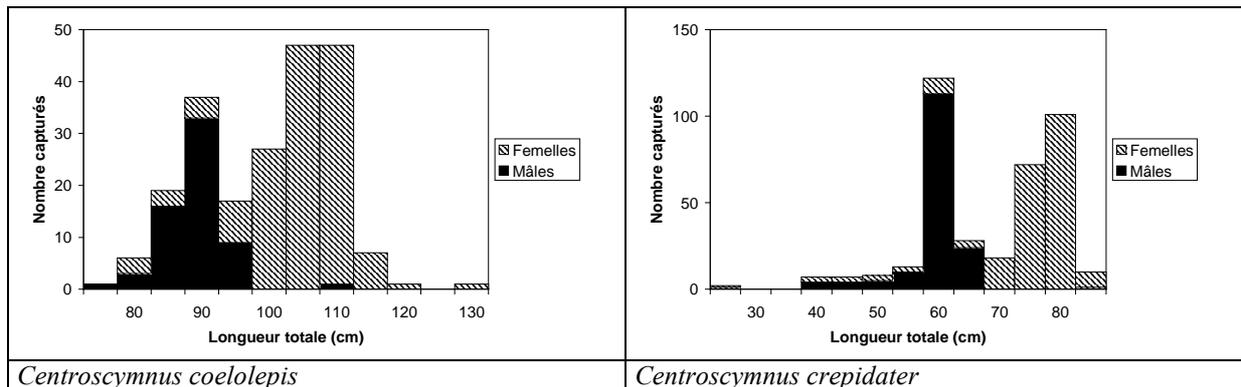


Figure 4 : Distribution en taille d'une des espèces de siki et d'un autre squalidae commercial, lors de la campagne Talus99 du N/O Thalassa. En raison des profondeurs échantillonnées, la seconde espèce de siki, *C. squamosus*, a été capturée en nombre insuffisant pour en tirer une distribution en taille.

29. Le tacaud commun (*Trisopterus luscus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)

Eric Foucher

29.1. Considérations biogéographiques

29.1.1. Distribution géographique du stock

Trois espèces différentes de tacaud appartenant au genre *Trisopterus*, le tacaud commun, le capelan et le tacaud norvégien (respectivement *T. luscus*, *T. minutus* et *T. esmarkii*) peuvent se rencontrer en Atlantique nord-est, et en Manche en particulier. Seul le tacaud commun *T. luscus* fait l'objet en Manche d'une réelle exploitation, essentiellement en tant que prise accessoire.

Le tacaud commun est une espèce cosmopolite de l'Atlantique nord-est, que l'on trouve du sud de la Norvège jusqu'au Maroc (Quéro et Vayne, 1997). On le trouve également dans la partie nord-ouest de la Méditerranée (golfe du Lion, Corse, Sardaigne). Particulièrement abondant en Manche (fig. 1), il est présent dans la partie sud de la mer du Nord, le long des côtes belges et néerlandaises, et jusqu'au Danemark. Le tacaud affectionne des eaux peu profondes, depuis la surface près des côtes jusqu'à des profondeurs de 100 à 150 mètres, rarement au-delà (Desmarchelier, 1986). Les nourriceries se situent près des côtes, souvent en zones estuariennes.

La délimitation géographique du stock n'est pas connue, cette espèce n'ayant pas été étudiée lors du travail sur l'identification géographique des principaux stocks exploités en Manche (Anon., 1993). Didenko (1998) propose de limiter l'extension géographique du stock de la Manche aux divisions CIEM VIIde, bien que cette espèce soit également présente dans le golfe de Gascogne, et que l'existence d'échanges significatifs entre ces deux zones soit possible.

Il sera considéré ici que le tacaud des divisions VIIde constitue un stock à part entière.

29.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

En fonction de la période du cycle de vie, les tacauds peuvent se trouver au large ou très près des côtes (dans les nourriceries estuariennes notamment). Ainsi, cette espèce peut être capturée dans les eaux territoriales françaises et britanniques, comme dans les eaux communautaires hauturières (Manche ouest, mer Celtique). Il s'agit donc d'un stock entièrement localisé dans les eaux de l'Union européenne mais dont l'exploitation est partagée entre différents Etats membres.

29.2. Données biologiques

29.2.1. Description du cycle de vie

Le tacaud parvient à maturité sexuelle à la fin de sa première année d'existence. La reproduction a lieu au-dessus de fonds de 60 mètres (Chevey, 1929 cité par Desmarchelier, 1986), dans la partie centrale de la Manche. Les pontes s'échelonnent de janvier en juillet selon la latitude, avec un maximum au printemps. Le développement embryonnaire dure de 10 à 12 jours. A l'éclosion, la larve pélagique mesure moins de 3 mm de longueur. Cette phase est relativement courte (1 à 3 mois). La larve devient un juvénile vers 18 mm.

Les juvéniles fréquentent les zones très côtières, en particulier les estuaires particulièrement riches en peuplements benthiques leur servant de nourriture (Robin, 1983). Leur abondance semble liée à la présence de crevettes grises, qui constituent la majeure partie de leur alimentation (Desmarchelier, 1986). La baie de Seine est identifiée comme nourricerie pour le tacaud (Morin *et al.*, 1997 ; Riou *et al.*, 1997 ; Foucher *et al.*, 2000).

Le tacaud adulte est semi - démersal, vivant en bancs constitués d'individus de taille homogène. Les poissons de taille moyenne (20 à 40 cm) vivent fréquemment dans des zones chalutables, alors que les individus plus gros préfèrent les fonds durs et les parages des épaves côtières (Desmarchelier, 1986). D'après Wheeler (1969), les tacauds ne sont jamais présents dans des zones où les fonds excèdent 100 à 150 mètres de profondeur.

Le cycle de vie du tacaud semble indiquer une migration annuelle de reproduction de la côte vers le large. Une telle migration n'est toutefois pas signalée dans la littérature.

29.2.2. Paramètres biologiques

29.2.2.1. Relation taille poids

Différents auteurs proposent des relations entre le poids et la taille des individus. Les résultats sont fournis dans le tableau ci dessous.

Auteurs	Zone	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Desmarchelier (1986)	IVc et VIId	Longueur totale	M	422	$1,25 \cdot 10^{-2}$	3,002
			F	545	$9,61 \cdot 10^{-3}$	3,090
Dorel (1986)	Manche	Longueur totale	M+F	1082	$6,57 \cdot 10^{-3}$	3,20258
Dorel (1986)	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M +F	1233	$7,52 \cdot 10^{-3}$	3,15022

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le tacaud commun ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

29.2.2.2. Croissance

La croissance du tacaud est rapide (Bléard, 1996) : il mesure entre 20 et 25 cm à 1 an, 23 à 27 cm à 2 ans et 28 à 33 cm à 3 ans. Sa taille maximale est de l'ordre de 45 cm. Sa longévité ne semble pas excéder 4 années.

Les paramètres de l'équation de croissance de von Bertalanffy pour le tacaud en Manche ont été proposés par différents auteurs et sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	$K(\text{an}^{-1})$	t_0 (années)
Desmarchelier, 1986	Manche est	M	31,35	0,863	-0,213
		F	38,02	0,666	-0,217
Didenko (1998)	Manche est	M + F	36,47	0,577	-0,096

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance du tacaud en Manche est.

29.2.2.3. Reproduction

Le tacaud atteint sa première maturité sexuelle dès l'âge de 1 an. Il n'existe pas d'ogive de fécondité.

29.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée pertinente n'est disponible quant au nombre de recrues annuelles entrant dans la pêcherie.

29.2.2.5. Mortalité naturelle

La mortalité naturelle du tacaud n'est pas connue précisément. En raison de la faible longévité de l'espèce, elle est toutefois plus élevée que celle de nombreuses autres espèces démersales situées aux alentours de $M=0.2$. En se basant sur la méthode de Pauly (1980), Desmarchelier (1986) propose les valeurs de mortalité naturelle suivantes : $M=0,82$ pour les femelles et $M=1,04$ pour les mâles. Par la même méthode, Didenko (1998) calcule une valeur de $M=0,48$.

29.3. Les pêcheries

29.3.1. Les pêcheries françaises

Le tacaud est capturé par les chalutiers de fond. Les productions sont les plus fortes en hiver, essentiellement dues aux chalutiers hauturiers de la Manche est (fig. 2). Il est également capturé au filet, mais de manière anecdotique.

Il ne fait pas l'objet d'une pêche ciblée, mais constitue en poids une prise accessoire importante.

29.3.2. Les pêcheries étrangères

Au même titre que pour les pêcheries françaises, le tacaud constitue une prise accessoire pour les chalutiers britanniques et belges, en particulier en Manche est (fig. 2).

29.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

29.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les captures internationales de tacaud en Manche ne sont pas immédiatement disponibles, et seuls les débarquements français sont présentés ici. On peut cependant noter que, selon Didenko (1998), les débarquements britanniques se situent aux environs de 800 t/an comparé à une production de l'ordre de 4 000t/an pour la France. Toujours selon le même auteur, les débarquements de la Belgique peuvent être considérés comme négligeables.

Les valeurs de production française fournies dans le tableau ci-dessous pour la période 1990 – 1998 sont issues de la base statistiques de pêche nationale. Le tacaud a une faible valeur commerciale, en raison de la grande fragilité de sa chair. Il est peu débarqué hors criée. Les valeurs de production ci-après correspondent aux productions sous criée et reflètent assez bien les tendances récentes de la pêcherie.

En Manche est, les débarquements totaux sont relativement stables sur la période 1990-1998, situées aux alentours de 2000 tonnes/an (fig. 3). Des fluctuations interannuelles semblent plus marquées en Manche ouest. Elles pourraient toutefois être davantage le reflet de la piètre qualité de l'information disponible en Bretagne nord : pas d'information pour Saint-Malo en 1990, alors que les débarquements annuels de ce port varient entre 200 et 250 tonnes/an de 1991 à 1998, aucune information pour les criées des Côtes d'Armor avant 1997, mais les débarquements de tacauds à Erquy totalisent respectivement 386 et 572 tonnes en 1997 et 1998.

Desmarchelier (1986), étudiant les fluctuations des apports du port de Boulogne-sur-mer de 1966 à 1981, avait déjà signalé leur relative stabilité. Cependant, les débarquements étaient de l'ordre de 5 000 tonnes/an pour la seule Manche est au tout début des années 80. Si l'on se fie à ces chiffres, il y aurait ainsi eu entre 1981 et 1990 une diminution de près de moitié des mises à terre.

Année	Manche ouest (division VIIe)				Manche est (division VIIId)				Total Manche (division VIIde)			
	Chalut de fond	Indéfini	Autres	Total	Chalut de fond	Indéfini	Autres	Total	Chalut de fond	Indéfini	Autres	Total
1990	1236	2	16	1254	1975		65	2040	3211	2	81	3294
1991	2018	2	12	2032	2107		89	2196	4125	2	101	4228
1992	2037	19	27	2083	2573		108	2681	4610	19	135	4764
1993	1543	13	26	1582	2192		83	2275	3735	13	109	3857
1994	1481	18	25	1524	2167		83	2250	3648	18	108	3774
1995	1186	42	9	1237	1797	126	53	1976	2983	168	62	3213
96	1219	39	12	1270	2205	388	95	2688	3424	427	107	3958
1997	2491	142	20	2653	1790		54	1844	4281	142	74	4497
1998	2228	155	16	2399	1829		59	1888	4057	155	75	4287

Tableau 3 : Evolution des débarquements français de tacaud par métier (en tonnes) en provenance de Manche (source : base statistiques nationale).

Les principaux ports de pêche pour les débarquements de tacaud sont Port-en-Bessin et Boulogne-sur-mer (tabl. ci-dessous).

Année	Boulogne/ mer	Dieppe	Port-en- Bessin	Cherbourg	Saint-Malo	Autres	Total
1990	892	316	1297	479		312	3296
1991	892	460	1546	625	371	335	4229
1992	1235	487	1702	533	323	485	4765
1993	1072	357	1357	442	227	404	3859
1994	1108	277	1344	456	255	336	3776
1995	981	208	1070	428	188	337	3212
1996	1380	288	1199	537	129	425	3958
1997	965	150	1548	620	207	1008	4498
1998	838	137	1217	695	160	1248	4295

Tableau 4 : Evolution des débarquements français de tacaud en provenance de Manche par port de pêche (Source : base statistiques nationale).

29.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

L'évolution de l'effort de pêche par métiers peut être obtenue par consultation de la base statistiques de pêche nationale. Cependant, les analyses permettant de dissocier l'effort alloué spécifiquement à la pêche du tacaud de l'effort total du métier n'ont pas été menées jusqu'à présent pour ces pêcheries. Pour l'analyse des rendements par métier, on utilise de ce fait un effort total « chalutier » (en heures de pêche). Cet indice montre une tendance à la baisse entre 1990 et 1996, puis une augmentation en 1997-98 (fig. 4).

29.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Entre 1990 et 1998, on n'observe pas de tendance particulière dans l'évolution des rendements, qui fluctuent entre 6 et 8 tonnes de tacaud pour 1000 heures de pêche (fig. 5).

29.3.4. Structure démographique des captures

29.3.4.1. Structure des débarquements

La structure des débarquements de tacaud en Manche a été analysée par Didenko (1998) à partir d'échantillonnages réalisés par l'Ifremer entre 1989 et 1992. Pour les chalutiers, les individus de 24 à 34 cm représentent l'essentiel des captures (fig. 6), les histogrammes de fréquence de taille présentent une structure unimodale, avec un mode à 29 cm.

29.3.4.2. Rejets

En raison de sa faible valeur commerciale, le tacaud fait l'objet de nombreux rejets, aux stades juvéniles comme adultes.

Une étude sur les rejets dans la pêche artisanale en Manche occidentale a été réalisée par Morizur *et al.* (1996). Pour les métiers du fileyage, ces auteurs signalent des rejets de 64% lorsque l'immersion moyenne des filets est de moins d'un jour (filets à petit maillage). Pour les métiers du chalutage, le taux de rejet observé est très élevé, supérieur à 80%. Ce taux de rejet est en fait la résultante des rejets de 2 espèces de tacauds, *T. minutus* (individus de moins de 19 cm avec un mode à 15 cm) et *T. luscus* (individus de tailles comprises entre 18 et 32 cm, avec un mode à 25 cm).

Ces observations ont été confirmées par Didenko (1998), comme le montre la figure 6 : les captures des chalutiers sont composées essentiellement d'individus compris entre 20 et 30 cm, rejetés en grande proportion. Les individus capturés correspondent à des poissons de 2 et 3 ans, générant respectivement des rejets de l'ordre de 75% et 33%. Par ailleurs, les mâles sont capturés plus petits (fig. 7) et davantage rejetés que les femelles.

Une étude récente sur les captures accessoires de la pêcherie chalutière de crevettes grises a été réalisée en baie de Seine (Foucher *et al.*, 2000). Cette pêcherie opère sur des zones de nourricerie de tacaud, et les captures sont intégralement rejetées (avec 100% de mortalité). L'impact réel de ces rejets sur le stock n'est pas connu.

29.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Il n'existe pas de donnée sur la sélectivité des chaluts vis à vis du tacaud.

Des dispositifs de sélectivité ont été testés pour les chaluts à crevettes grises dans les zones estuariennes. Ces dispositifs (chalut de type « Asselin », Mortreux, 1992) ont toutefois vocation à davantage sauvegarder des juvéniles de poissons plats que des juvéniles de poissons ronds (Vacherot *et al*, 1998). L'impact de tels dispositifs est faible sur les juvéniles de tacauds (Foucher *et al.*, 2000).

29.3.6. Les compétitions entre métiers

Les chalutiers ne ciblant pas cette espèce, il n'y a pas de réelle compétition entre métiers.

29.4. L'état de la ressource

29.4.1. Evolution de l'abondance

L'évolution des rendements des chalutiers de fond français (fig. 5) ne montre pas de tendance nette au cours de la période 1990-1998.

En Manche est par contre, l'analyse des indices d'abondance du tacaud calculés lors des campagnes scientifiques de chalutage CGFS (Channel Ground Fish Survey) (Carpentier et Coppin, 2000) montre des fluctuations inter-annuelles erratiques très marquées (fig. 8), qui ne se retrouvent pourtant pas dans les débarquements ni dans les rendements des chalutiers. L'insertion dans le calcul de ces indices d'abondance des groupes 0 très côtiers, et sujets à mortalité naturelle très élevée, pourrait expliquer ce constat.

29.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune donnée n'est disponible. Tout au plus peut-on rappeler que le nombre d'heures du chalutage français a diminué entre 1990 et 1996, puis augmenté en 1997 et 1998.

29.4.3. Etat actuel de l'exploitation

En utilisant une analyse de cohortes basée sur la longueur (méthode de Jones, 1983), Didenko (1998) estime que l'effectif moyen annuel de tacaud en Manche est de l'ordre de 130 à 140 millions d'individus correspondant à une biomasse de 23 à 27 000 tonnes. Bien que les analyses soient préliminaires et sensibles à différents paramètres (mortalité naturelle, croissance), il semble que le stock soit pleinement exploité. Une augmentation de l'effort de pêche ne se traduirait pas par une amélioration des débarquements mais entraînerait des rejets plus importants.

29.4.4. Potentiels de production

Didenko (1998) estime que la biomasse de tacaud en Manche (poissons dont la taille est comprise entre 16 et 45 cm) est égale à 23 à 27 000 tonnes. Actuellement les débarquements représentent environ 15 % de cette biomasse, ce qui semble correspondre à la pleine exploitation. Cependant, les taux de rejets sont très élevés, et bien qu'aucune simulation ne soit disponible, on peut supposer que la réduction des captures de jeunes individus permettrait une amélioration du potentiel de production, même si la mortalité naturelle semble élevée.

29.5. Les mesures de gestion

29.5.1. Mesures actuellement en vigueur

En zone 2, le tacaud commun est cité dans la liste des espèces cibles pour lesquelles le maillage minimal des chaluts est de 32 mm. Il n'existe pas de taille minimale au débarquement.

29.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Le tacaud n'est jamais recherché spécifiquement, et il est considéré comme une espèce accessoire de très faible valeur dans les pêcheries chalutières de la Manche. De ce fait, il est souvent rejeté, même lorsque les individus atteignent des tailles potentiellement commercialisables. Les indices d'abondance calculés depuis plus de 10 ans lors des campagnes de prospection en Manche orientale, bien que très fluctuants, ne montrent aucune tendance nette.

L'un des problèmes essentiels reste la capture importante de juvéniles. Compte tenu de la distribution des nourriceries, très côtières, une meilleure réglementation des activités de pêche dans la zone des trois milles, notamment le chalutage, devrait permettre une réduction des captures de poissons non matures. Ainsi, dans les zones estuariennes l'impact des pêcheries crevettières, utilisant des chaluts à faible maillage, sur les stocks de petits gadidés (tacaud et merlan) mais également de poissons plats (sole, plie, limande, flet) et de bar n'a pas été quantifié, mais il est selon toute vraisemblance loin d'être négligeable. Une limitation ou un encadrement de ces pêcheries s'exerçant sur des zones sensibles d'intérêt halieutique aurait un effet bénéfique pour les pêcheries en aval portant non seulement sur le tacaud, mais aussi sur d'autres espèces.

Par ailleurs, le tacaud a un rôle de poisson fourrage dans l'écosystème, et il entre dans le régime alimentaire d'espèces à forte valeur commerciale capitales pour les pêcheries démersales, comme la morue. Même si les données manquent pour quantifier ces relations, on peut supposer qu'un bon niveau d'abondance du stock de tacaud est également bénéfique pour le maintien de ces ressources.

29.6. Références bibliographiques

Anonyme, 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, relations avec ceux des régions voisines. *Rap. Int. DRV/RH IFREMER*, 93-023, 256 p.

Bléard I., 1996. Répartition et abondance du tacaud (*Trisopterus luscus*) en Manche orientale. Rapport de maîtrise Univ. Catholique de Lille, Rap. Ifremer DRV/RH/Boulogne-sur-mer, 19 p.

Carpentier A. et F. Coppin, 2000. Campagnes d'évaluation des ressources halieutiques en mer du Nord et Manche orientale, vol. II. Les campagnes CGFS 1999 et 2000. Contrat Bioeco 98/058, Rap. Ifremer DRV/RH Boulogne, 86 p.

Chevey P., 1929. Le tacaud. Résumé de nos connaissances actuelles sur ce poisson. *Rev. Trav. Off. Pêches Marit.* 2 (1), 73-93.

Desmarchelier M., 1986. Contribution à l'étude de la biologie des populations de tacauds *Trisopterus luscus* L. en Manche orientale et dans le sud de la Mer du Nord. Th. Doct. Univ. Sc. Tech. Lille, 187 p. + annexes.

Didenko A. 1998. Evaluation des stocks de tacaud (*Trisopterus luscus*, L) et de la limande (*Limanda limanda*, L.) en Manche. Mém. DEA Océanologie biologique et environnement marin, ENSA Rennes/Univ. Bretagne Occidentale, 33 p.

Dintheer C., Smith M.T., De Clerck R. et F. Coppin, 1995. BAHAMAS : base de données internationales en vue de l'évaluation biologique et économique des stocks de la Manche. Rapport final du Projet BIOECO 93.018, IFREMER/MAFF/RVZ, 164 p.

Dorel D., 1986. Poissons de l'Atlantique Nord-Est : relations taille/poids. *Rap. Int. DRV/RH IFREMER*, 86-001, 165 p.

Foucher E., Tétard A. et O. Abellard, 2000. Essai d'un chalut sélectif pour la pêche à la crevette grise en estuaire de Seine. Résultats et perspectives. *Rap. Sc. Tech. Ifremer DRV/RH/2000-01*, 23 p.

Jones R., 1983. The use of length composition data in fish stocks assessments (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fish. Circ.*, 734, 60 p.

Morin J., Riou P., Bessineton C., Vedieu C., Lemoine M., Simon S. et O. Le Pape, 1997. Etude des nourriceries de la baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Identification d'une nourricerie en estuaire de Seine. Analyse de la fonctionnalité de l'estuaire comme nourricerie. Convention d'aide à la recherche n° 96/1212618/BMF avec la préfecture de région Haute-Normandie et le Port Autonome du Havre. 75 p.

Morizur Y., Pouvreau S. et A. Guénolé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche Occidentale. Editions Ifremer, Plouzané, France, 127 p.

Mortreux S., 1992. Le chalut sélectif de type Asselin pour la pêche à la crevette. Rapport interne Ifremer DITI Boulogne. 13 p. + annexes.

Pauly D., 1980. On the relationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer* **39**, 175-192.

Quéro J.C. et J.J. Vayne, 1997. Les poissons de mer des pêches françaises, Delachaux et Niestlé, Lausanne-Paris, 304 p.

Riou P., Morin J. et M. Lemoine, 1997. Etude des nourriceries de la baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Richesse biologique et halieutique. Comparaison avec les résultats acquis en baie de Seine en 1981 et en baie de Somme en 1995 et 1996. Convention d'aide à la recherche n° 96/1212618/BMF avec la préfecture de région Haute-Normandie et le Port Autonome du Havre. 199 p.

Robin J.P., 1983. Contribution à l'étude des relations trophiques dans l'estuaire externe de la Loire : la prédation exercée sur la crevette grise par l'ichtyofaune et l'influence des rythmes tidal et nyctéméral sur l'alimentation du tacaud. Rapport DEA Ecologie, Univ. Rennes I, 36 p.

Tetard A., M. Boon *et al.*, 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. Ifremer Brest, 337 p.

Vacherot J.P., Dupouy H. et M. Meillat, 1998. Comment épargner les juvéniles de soles et de gadidés dans la pêcherie de crevettes grises ? Rapport Interne IFREMER DITI/GO/RST/98/27, 53 p.

Wheeler A., 1969. The fishes of the British isles and north-west Europe. McMillan, London, Melbourne and Toronto, 613 p.

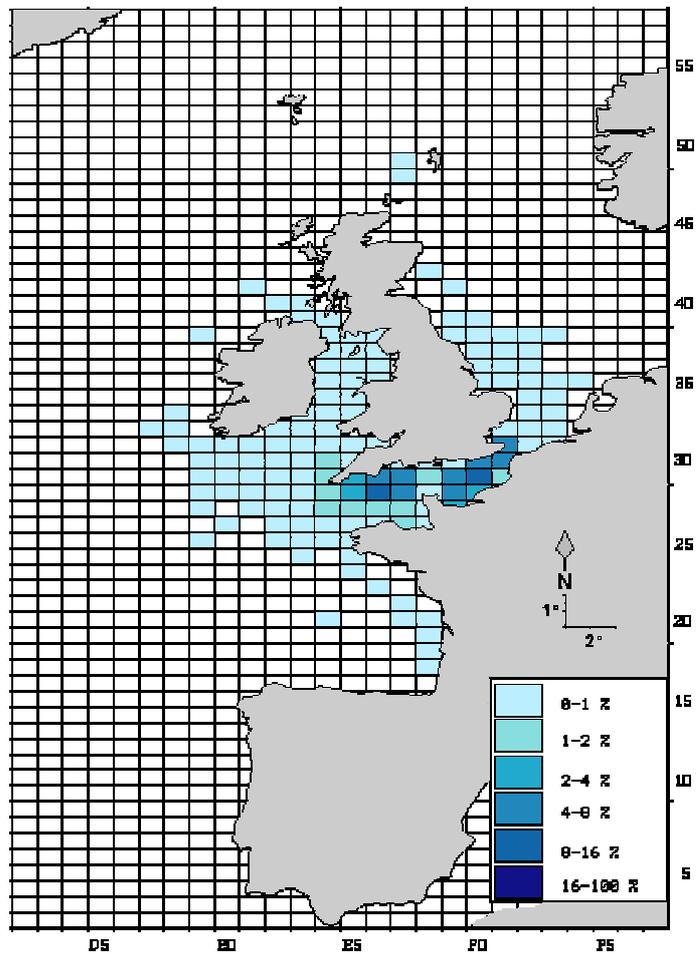


Figure 1 : Principales zones de capture du tacaud commun par les flottilles de Manche (source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

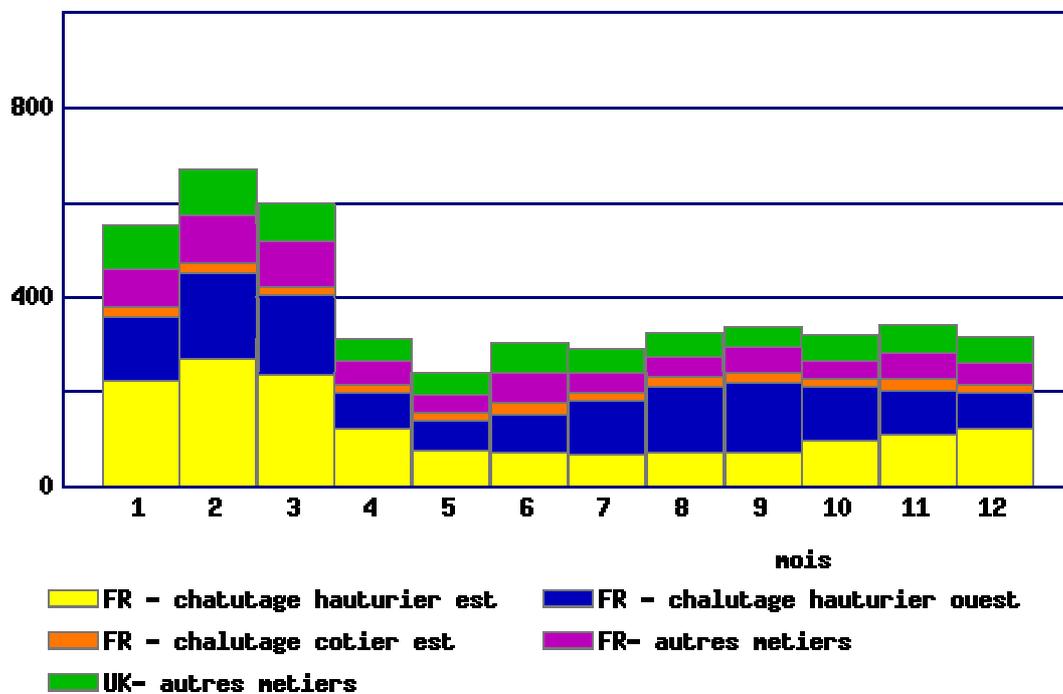


Figure 2 : Saisonnalité des débarquements de tacaud (en tonnes), par métier en Manche (source : Atlas des pêcheries de Manche, ENSAR, Ifremer, CEFAS, à paraître).

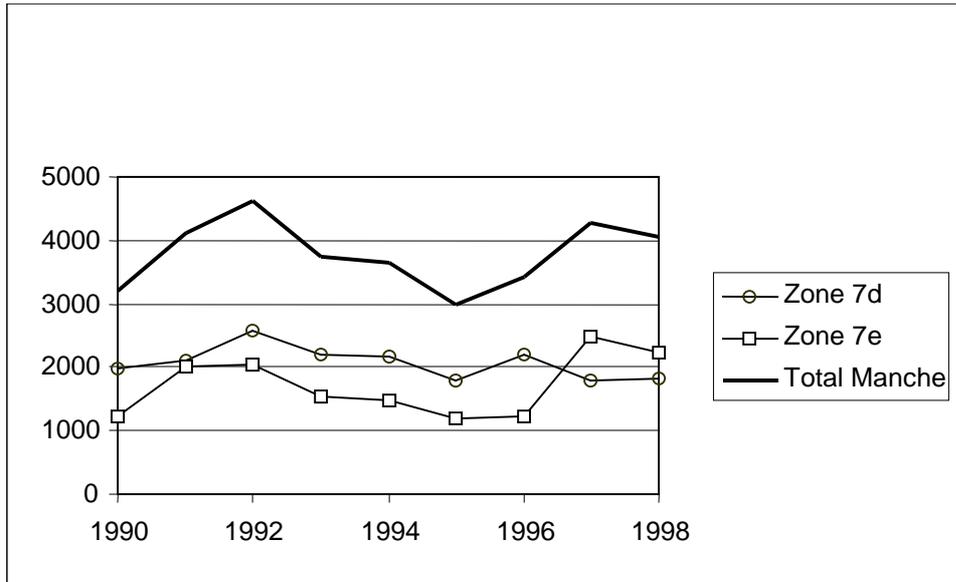


Figure 3 : Evolution des débarquements français (en tonnes) de tacaud commun en provenance des divisions CIEM VIIde (source : base statistiques de pêche nationale).

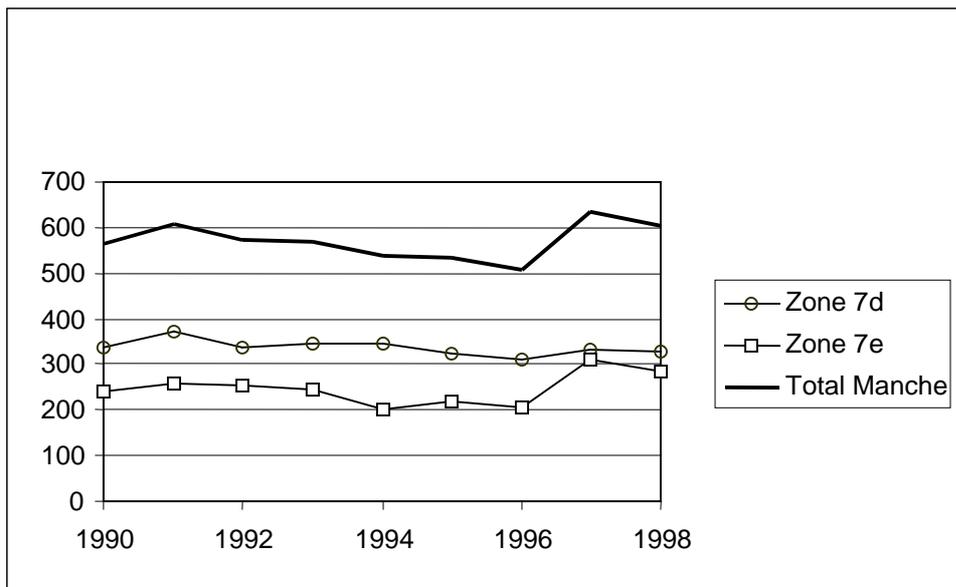


Figure 4 : Evolution de l'effort de pêche (en heures de chalutage) des chalutiers de fond français dans les divisions CIEM VIIde (source : base statistiques de pêche nationale).

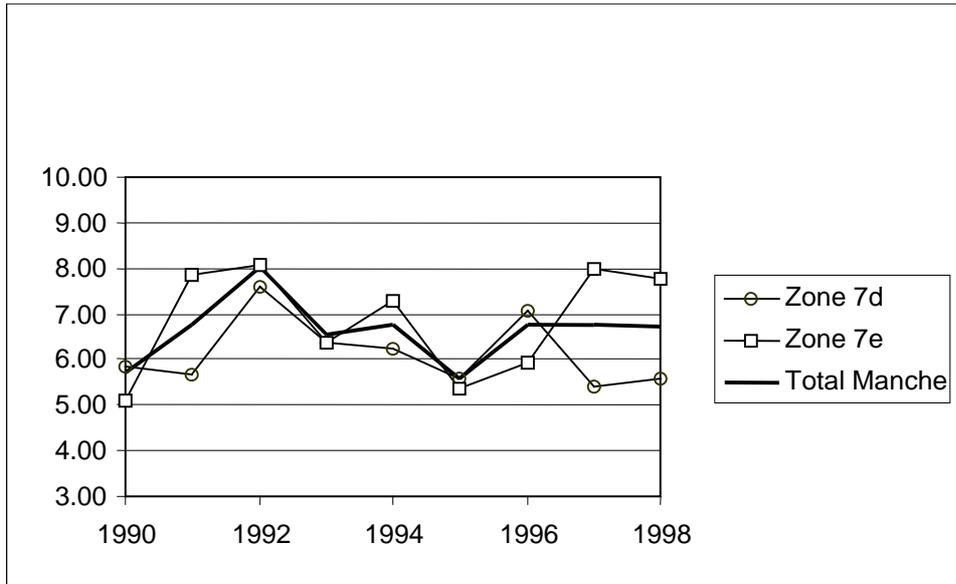


Figure 5 : Evolution des rendements en tacaud commun des chalutiers de fond français (tonnes par 1000 heures de pêche) dans les divisions CIEM VIIe (source : base statistiques de pêche nationale).

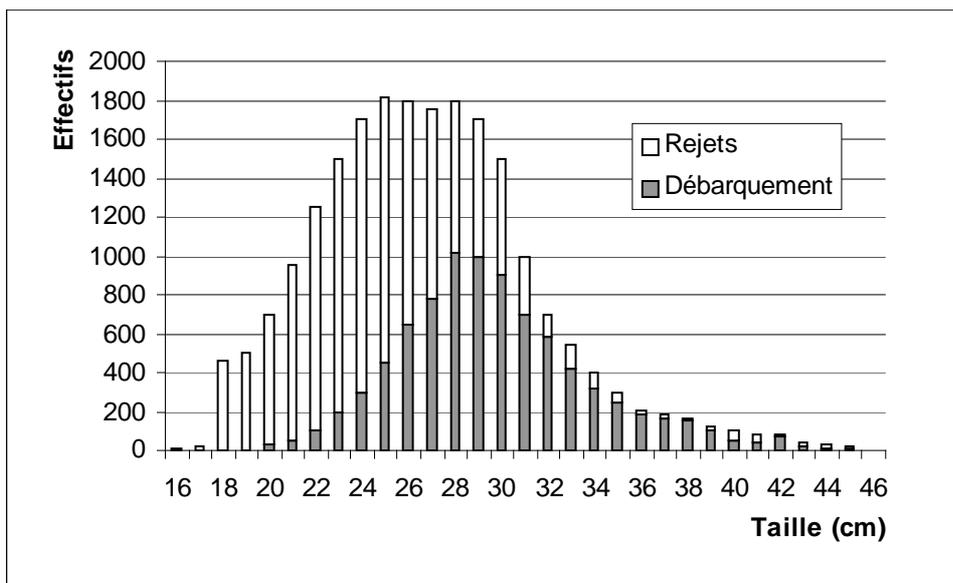


Figure 6 : Structure démographique des captures françaises de tacaud en Manche (moyenne 1993-96) (d'après Didenko, 1998).

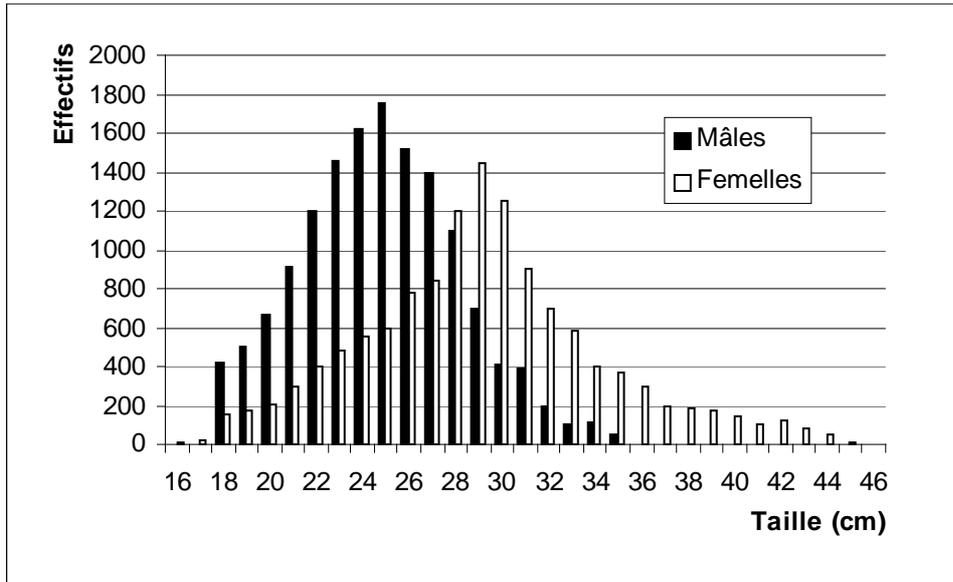


Figure 7 : Structure démographique des captures françaises de tacaud par sexe en Manche (moyenne 1993-96) (d'après Didenko, 1998).

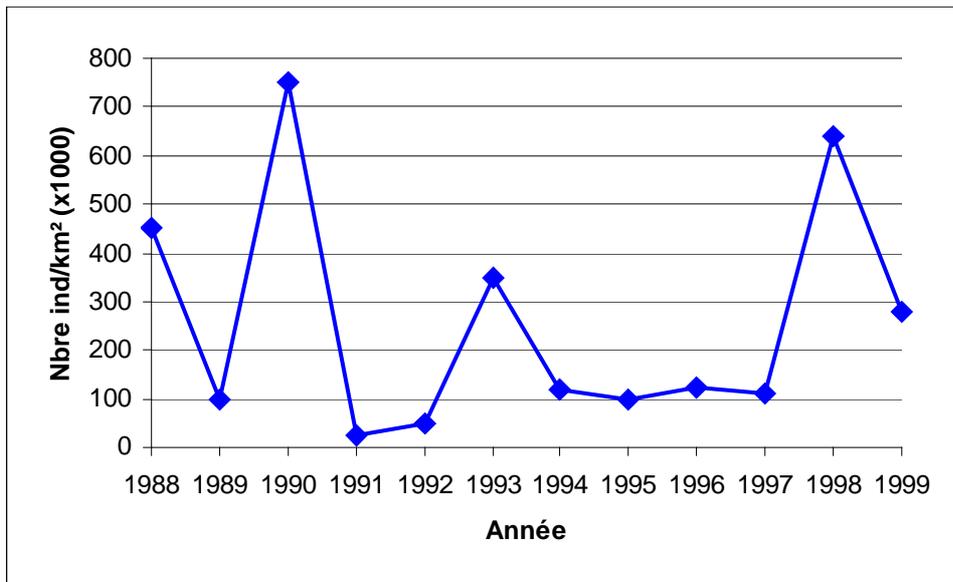


Figure 8 : Evolution de l'abondance du tacaud en Manche (campagnes CGFS, Carpentier et Coppin, 2000).

30. Le tacaud (*Trisopterus luscus*) du golfe de Gascogne (divisions Villab du CIEM)

André Battaglia et André Forest

30.1. Considérations biogéographiques

30.1.1. Distribution géographique du stock

L'aire de répartition du tacaud (*Trisopterus luscus*, Linné, 1758) s'étend du sud du Maroc jusqu'au nord des îles britanniques et au sud de la Norvège. Il est également présent dans le nord ouest de la Méditerranée (Quéro, 1984). Toutefois, sa pêche intensive semble se limiter à la mer Celtique, à la Manche et au golfe de Gascogne (Dardignac *et al*, 1976).

Il est présent dans l'ensemble du golfe de Gascogne, mais sa répartition y est discontinue. Cette distribution irrégulière est liée au fait que les tacauds aiment se rassembler autour de roches ou d'épaves (Quéro *et al*, 1989).

Aucune information n'est disponible sur la délimitation des stocks, et notamment les liens possibles entre les populations du golfe de Gascogne et de Manche. Il sera considéré ici que le tacaud du golfe de Gascogne constitue un stock à part entière.

30.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Les nourriceries se localisent en zone très côtière et dans les estuaires, tandis que les adultes se cantonnent à des profondeurs inférieures à 300 m. Le stock est donc en totalité inclus dans la ZEE française, les nourriceries étant situées dans la bande des trois milles.

30.2. Données biologiques

30.2.1. Description du cycle de vie

Cette espèce a très peu été étudiée dans le golfe de Gascogne. Une première synthèse des connaissances a été faite par Chevey (1929) ; Puente (1986) a réalisé une revue bibliographique des données historiques qui montre que c'est surtout le régime alimentaire du tacaud qui a été étudié, même si quelques données étaient alors disponibles sur sa répartition géographique et bathymétrique, sa croissance et sa reproduction. Pour l'essentiel, ce qui suit est emprunté à ces synthèses.

Selon Arbault et Lacroix-Boutin (1969), le tacaud se reproduit principalement en hiver dans des eaux dont la température avoisine 10 à 11 °C. Les principales frayères se situeraient entre la Gironde et le nord de l'estuaire de la Loire.

Mareyo (1996) indique que, sur la côte nord de l'Espagne, chaque femelle pond plusieurs fois au cours d'une même période de reproduction. Pour cette région, la relation entre la fécondité totale (nombre d'œufs pondus) et la longueur totale est la suivante :

$$\log(\text{fécondité}) = 1,1561 + 2,7056 \log(\text{longueur totale})$$

Les œufs sont pélagiques, de diamètre compris entre 0,9 et 1,23 mm. La période d'incubation dure de 10 à 12 j. Les larves sont également pélagiques, et après la métamorphose (à 18 mm, soit au bout de quelques semaines) elles migrent vers le fond pour y mener une existence démersale.

Les juvéniles sont très côtiers et peuvent remonter dans les estuaires et les lagunes semi-fermées. Le tacaud constitue une des espèces clés pour la plupart des nourriceries côtières du golfe de Gascogne (Guérault *et al*, 1996).

Les seuls déplacements connus sont ceux des adultes vers la côte de décembre à avril pour la reproduction sur les fonds de sables grossiers et de graviers situés vers -50 m. A la fin de la période de ponte (début juin) les adultes

deviennent de plus en plus rares dans les pêches car ils abandonnent les frayères côtières pour gagner les abris du large où ils demeurent pendant toute la période de repos sexuel (été).

Le tacaud est un poisson démersal qui affectionne les fonds sableux côtiers de la plate-forme continentale où il est relativement commun. Cette espèce peut cependant se rencontrer vers le large jusqu'aux abords du plateau continental. Elle est particulièrement abondante à proximité des zones rocheuses ou autour des épaves où elle est moins accessible aux arts traînants (Dardignac *et al*, 1976a, Dardignac *et al*, 1976b).

D'instinct grégaire, ce poisson forme souvent de petits bancs. Il est fréquemment la proie des congres. Au cours de sa première année (jusqu'à 20 cm) le tacaud est près de côtes et mange principalement des crevettes et des crabes verts ; plus âgé, se trouvant au large, il se nourrit de petits crustacés (crevettes), de petits poissons, de mollusques céphalopodes et de polychètes (Quéro 1984).

30.2.2. Paramètres biologiques

30.2.2.1. Relation taille poids

Différents auteurs fournissent des relations taille poids dont les paramètres sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F	1233	$7,52 \cdot 10^{-3}$	3,15022
Puente, 1988	Golfe de Gascogne	Longueur standard	M	655	$5,491 \cdot 10^{-3}$	3,193
			F	837	$5,426 \cdot 10^{-3}$	3,195

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le tacaud commun dans le golfe de Gascogne ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) selon divers auteurs.

30.2.2.2. Croissance

La croissance a été abordée par différents auteurs. Ainsi que l'avait déjà signalé Chevey (1929), cette espèce se caractérise par une croissance rapide. Au cours des premières années les femelles sont plus petites que les mâles, mais cette tendance s'inverse au début de la troisième année. Sa longévité est estimée à 5 ans et les tailles maximales observées atteignent 43 cm. Les paramètres de croissances sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	$K(an^{-1})$	t_0 (années)
Puente, 1988	Golfe de Gascogne	M	27,8	1,071	-0,437
		F	33,0	1,070	-0,453
Dorel <i>et al</i> , 1998	Golfe de Gascogne	M	33,0	0,520	-0,604
		F	36,0	0,470	-0,232

Tableau 2 : Paramètres de croissance du tacaud du golfe de gascogne selon divers auteurs (Puente : longueur standard ; Dorel : longueur totale).

30.2.2.3. Reproduction

Puente (1986) a estimé les paramètres de l'ogive de maturité du tacaud à partir de données obtenues entre novembre 1983 et mai 1984. La plus petite femelle observée en maturation mesurait 18,7 mm et était âgée de moins de 1 an. Le modèle logistique obtenu est le suivant :

$$F = \frac{1}{1 + e^{-(-14,203 + 0,068 * L_{st})}}$$

avec F : fréquence relative des femelles matures à la longueur Lst.

La taille où 50 % des femelles sont matures (L_{st50}) se situe à 21 cm, soit pour un âge compris entre 1 et 2 ans.

A titre de comparaison, le long de la côte nord de l'Espagne, la taille de première maturité serait de 22 cm, soit 1,7 ans, pour les femelles et de 23,5 cm, soit 1,8 ans, pour les mâles (Merayo, 1996).

30.2.2.4. Recrutement

Aucune donnée n'est disponible sur le recrutement. Les juvéniles de tacaud passent les premiers mois de leur vie en zone littorale et durant cette période, ils sont susceptibles d'être capturés par les pêcheries côtières, (golfe du Morbihan, baies de la Vilaine, de Bourgneuf, Pertuis Breton et d'Antioche, estuaires de la Loire et de Gironde, etc...).

30.2.2.5. Mortalité naturelle

Elle n'a fait l'objet d'aucune recherche dans le golfe de Gascogne. On peut cependant indiquer qu'en Manche, diverses études confirment qu'elle est élevée (entre 0,5 et 1,0, Desmarchelier, 1986 ; Didenko, 1998).

30.3. Les pêcheries

30.3.1. Les pêcheries françaises

Le tacaud commun est principalement exploité comme capture accessoire par les chalutiers de fond mais aussi par les fileyeurs et les palangriers. Il n'y a pas, dans le golfe de Gascogne, de pêche dirigée sur cette espèce qui constitue cependant une capture non négligeable, puisqu'elle se place en 13^{ème} position en poids débarqué, sur 150 espèces exploitées (Gallet *et al*, 1998).

L'analyse des statistiques disponibles pour la période 1996-1998, montre que quatre ports français se partagent près de la moitié des débarquements. Ce sont : Lorient (avec 15 % des débarquements), Les Sables d'Olonne (13 %), La Rochelle (8 %) et Le Croisic (7 %). D'autre part, les navires français débarquent une part importante de leurs captures (19 %) dans plusieurs ports de la côte nord de l'Espagne.

30.3.2. Les pêcheries étrangères

Il n'y a pas de pêche étrangère dirigée sur le tacaud dans les eaux françaises du golfe de Gascogne. Par ailleurs, les captures de cette espèce des flottilles étrangères travaillant dans le Golfe ne sont pas connues.

30.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

30.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Les seules informations disponibles concernent les pêcheries françaises. Elles montrent que les débarquements ont diminué de près 25 % sur la période 1990-1998, passant de 2 000 tonnes à un peu plus de 1 400 tonnes (fig. 1). Les débarquements provenant du sud du golfe de Gascogne (division VIIIb) sont moins importants que ceux du nord (division VIIIa).

L'évolution par métier (fig. 2 et tableau ci-dessous) montre que la majorité des débarquements est réalisée par les chalutiers, même si leur production tend à baisser. Les mises à terre des fileyeurs se situent aux alentours de 200 à 250 t/an et depuis 1990. Celles des ligneurs sont plus fluctuantes, mais leur contribution au total est faible. Enfin, il faut noter la part plus importante depuis 1994 des débarquements pour lesquels l'engin de pêche n'est pas connu, ce qui peut fausser au moins en partie l'analyse ci-dessus.

Année	Chalutage	Fileyeurs	Ligneurs	Métiers non identifiés	Tous métiers confondus
1990	1 773	210	35	11	2 029
1991	1 602	245	34	17	1 898
1992	1 461	300	35	4	1 799
1993	1 352	252	27	7	1 638
1994	1 137	240	14	227	1 618
1995	1 230	204	17	164	1 615
1996	1 119	170	46	152	1 487
1997	1 059	195	36	139	1 429
1998	1 056	203	30	153	1 443

Tableau 3 : Evolution des débarquements français par métier de tacaud commun en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

L'examen de l'évolution mensuelle des débarquements moyens (fig. 3) montre que pour tous les métiers le maximum est observé de septembre - octobre à mars.

30.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Aucune donnée précise n'est disponible sur l'évolution de l'effort de pêche pour les différents métiers exploitant le tacaud. Quelques informations ont cependant pu être obtenues à partir de la base statistiques de pêche.

L'évolution du nombre de navires débarquant du tacaud (fig. 4 et tableau ci-dessous) montre une diminution qui touche l'ensemble des métiers impliqués dans cette pêcherie.

Année	Chalutage	Fileyeurs	Ligneurs	Métiers non identifiés	Tous métiers confondus
1990	997	486	214	37	1 734
1991	990	454	192	54	1 690
1992	863	506	236	55	1 660
1993	794	458	206	69	1 527
1994	725	397	146	157	1 425
1995	736	360	123	163	1 382
1996	700	350	170	136	1 356
1997	636	329	137	167	1 269
1998	638	370	151	158	1 317

Tableau 4 : Evolution du nombre de navires par métier débarquant du tacaud commun en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

L'évolution du nombre de marées de ces navires (fig. 5 et tableau ci-dessous) confirme ces variations, montrant toutefois la stabilité relative des fileyeurs au cours de la période récente et des ligneurs, et la diminution de l'effort de pêche des chalutiers.

Année	Chalutage	Fileyeurs	Ligneurs	Métiers non identifiés	Tous métiers confondus
1990	7 196	1 941	613	76	9 826
1991	7 365	2 128	593	89	10 175
1992	7 161	2 589	647	88	10 485
1993	6 965	2 208	614	135	9 922
1994	6 342	1 900	361	874	9 477
1995	6 447	1 787	336	668	9 238
1996	6 038	1 606	539	614	8 797
1997	5 390	1 554	511	661	8 116
1998	5 569	1 658	513	669	8 409

Tableau 5 : Evolution du nombre de marées par métier des navires débarquant du tacaud commun en provenance du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

30.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les débarquements par marée des chalutiers se sont stabilisés après une période de baisse entre 1990 et 1994.

Les rendements des deux autres métiers (fileyeurs et ligneurs), fluctuent sans tendance très nette.

30.3.4. Structure démographique des captures

30.3.4.1. Structure des débarquements

Cette espèce n'étant pas échantillonnée en criée, la structure en tailles des débarquements n'est pas connue.

30.3.4.2. Rejets

Les informations sur les rejets de tacaud dans le golfe de Gascogne sont rares. Robin (1992) indique que les captures de juvéniles de tacaud par la pêcherie de crevette grise pourraient atteindre près de 4 millions d'individus (dont 98 % d'individus du groupe 0) certaines années dans le seul estuaire de la Loire.

Par ailleurs, compte tenu de la faible valeur marchande du tacaud, comme en Manche, il est très probable que les rejets sont importants, y compris pour les individus de taille commercialisable.

30.3.5. La sélectivité des engins de pêche

Il n'y a pas de travaux consacrés à la sélectivité des engins utilisés pour la pêche du tacaud pour la zone française du golfe de Gascogne.

Une étude sur la sélectivité des filets maillants a été réalisée dans le nord des eaux portugaises (Martins *et al*, 1990). Des tailles modales des captures de tacaud de 15,3 cm, 22,9 cm et 30,6 cm pour des mailles de côtés de 40, 60 et 80 mm respectivement ont été obtenus, ce qui correspond à la relation :

$$L_m = 3,83 * m$$

avec : L_m taille modale des captures de tacaud en mm et m dimension du côté de maille en mm.

30.3.6. Les compétitions entre métiers

Le tacaud est essentiellement une capture accessoire des chalutiers de fond. Il ne semble pas exister de véritable compétition entre les métiers, les rejets étant de toute façon probablement élevés pour tous les métiers du chalutage.

30.4. L'état de la ressource

30.4.1. Evolution de l'abondance

Très peu de données sont disponibles sur l'évolution de l'abondance de ce stock. Tout au plus peut-on signaler que les rendements (kg/marée) des différents métiers qui l'exploitent comme capture accessoire, et notamment ceux des chalutiers de fond, sont globalement stables.

30.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Aucune donnée n'est disponible sur l'évolution du taux d'exploitation.

30.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Aucune donnée ne permet de qualifier l'état actuel de l'exploitation (sur ou sous exploitation). Les captures importantes de juvéniles permettent de penser qu'en tout état de cause le diagramme d'exploitation n'est pas optimal.

30.4.4. Potentiels de production

La stabilité des rendements permet de penser que le niveau de capture actuel semble soutenable. Une amélioration du potentiel de production passerait probablement par une diminution des captures de juvéniles mais cette amélioration pourrait cependant être limitée à cause de la forte mortalité naturelle de l'espèce.

30.5. Les mesures de gestion

30.5.1. Mesures actuellement en vigueur

En région 3, le tacaud est listé parmi les espèces cibles pour lesquelles le maillage minimal est de 32 mm pour les chaluts et de 50 mm pour les filets. Il n'existe pas de taille minimale de capture.

30.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Le tacaud est essentiellement une prise accessoire des chalutiers de fond. Compte tenu de sa faible valeur marchande et de la fragilité de sa chair, il est probablement souvent rejeté, y compris lorsqu'il atteint des tailles potentiellement commercialisables. Les nourriceries sont très côtières, et les captures de juvéniles par les

pêcheries au chalut utilisant des petits maillages semblent très importantes. Aussi, le stock bénéficierait d'une limitation et d'un meilleur encadrement du chalutage, notamment dans la zone des trois milles.

30.6. Références bibliographiques

- Arbault S. et Lacroix-Boutin N., 1969. Epoques et aires de ponte des poissons téléostéens du golfe de Gascogne en 1965-1966 (œufs et larves). *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **33** (2), 181-202.
- Chevey P., 1929. Le tacaud (*Gadus luscus*). Résumé de nos connaissances actuelles sur ce poisson. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **2** (1), 73-94.
- Dardignac J., Quéro J.C., 1976b. Contribution à l'étude de la répartition des gadidés dans le golfe de Gascogne. Deuxième congrès européen des Ichthyologistes, Paris 8-14 septembre 1976, 8 p.
- Dardignac J., Quéro J.C., 1976a. Contribution à l'étude de la répartition des gadidés dans le golfe de Gascogne. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **40** (3 et 4), 553-554.
- Dorel D., 1986. Poissons de l'Atlantique Nord Est. Relations taille-poids. Rapport interne IFREMER/DRV :86.001/RH/NANTES, 165 p.
- Guérault D., Dorel D., Desauvay Y., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Contrat Ifremer/Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation N° 95/1-01-02, 196 p.
- Martins R., Cardador F, Sobral M, 1990. Gillnet selectivity experiments on pout (*Trisopterus luscus*, Linnaeus 1758) in Portuguese waters. *Cons. int. Explor. Mer*, ICES-CM-1990/B:26, 16 p.
- Merayo C.R., 1996. Reproduction and fecundity of the bib *Trisopterus luscus* (Linnaeus 1758) (Pisces, Gadidae) en la region central del mar Cantabrico. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **12**, (1) 17-29.
- Puente E., 1986. Contribution à la connaissance de la faune démersale côtière au large d'Arcachon. Biologie du Tacaud *Trisopterus luscus* (Linné, 1758) : croissance, reproduction, alimentation. Th. Doc. 3^{ème} cycle, Biol. Physiol. Anim., Univ. Bordeaux I, 157 p + annexes.
- Puente E., 1988. Age and growth of bib *Trisopterus luscus* (Linnaeus 1758) (Pisces, Gadidae) on the French Atlantic Coast. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **5**, (1) : 37-55.
- Quéro J.C., 1984. Les poissons de mer des Pêches françaises. Jacques Grancher, éditeur, 394 p.
- Quéro J.C., Dardignac J., Vayne J.J., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Ifremer/Museum national d'Histoire naturelle, 229 p.
- Robin J.P., 1992. The brown shrimp fishery of the Loire Estuary : production and by-catch of juvenile fish. *Fish. Res.*, **13**, 153-172.

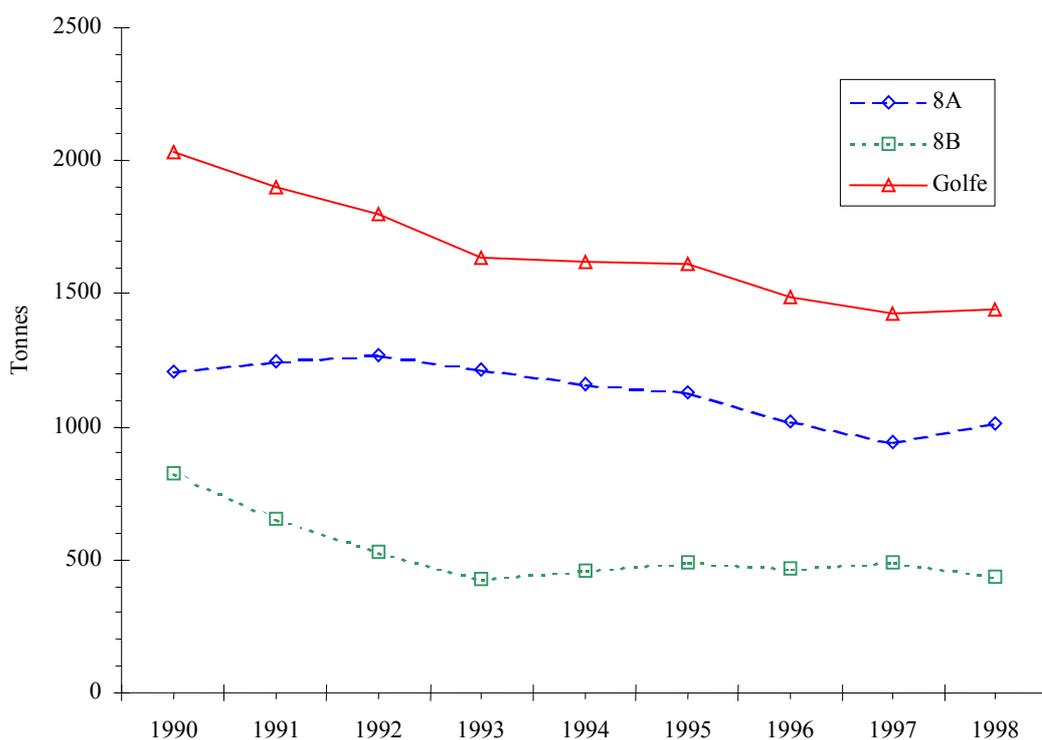


Figure 1: Evolution des débarquements français par division CIEM, du tacaud du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998 (source : système statistiques national).

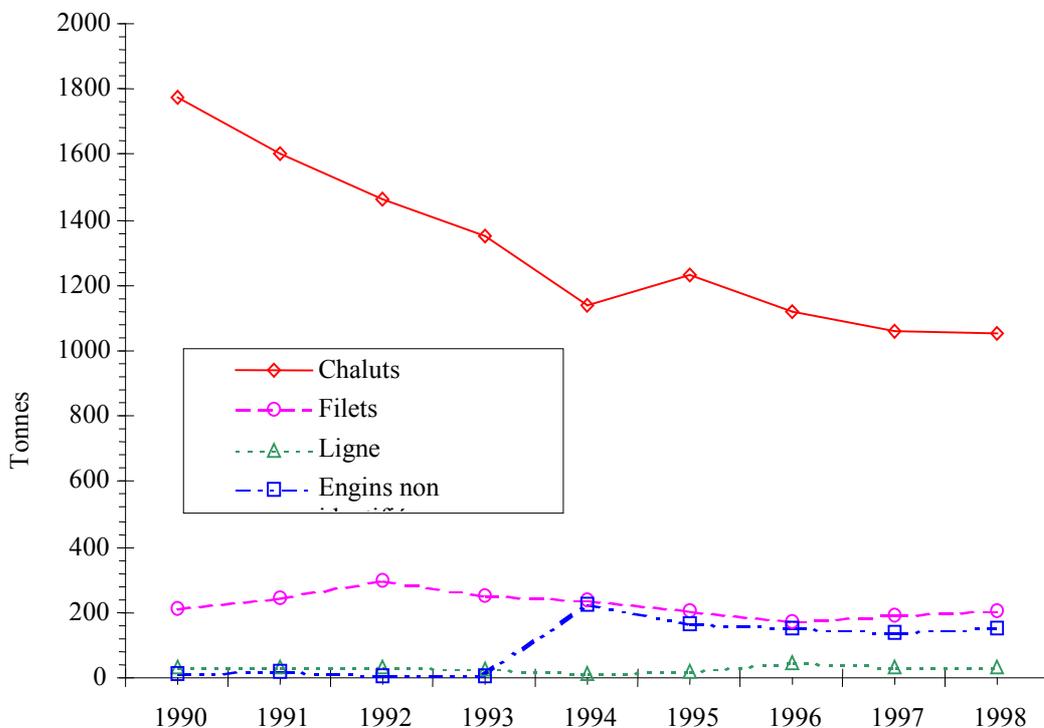


Figure 2 : Evolution des débarquements français de tacaud du golfe de Gascogne par métier durant la période 1990-1998 (source : système statistiques national).

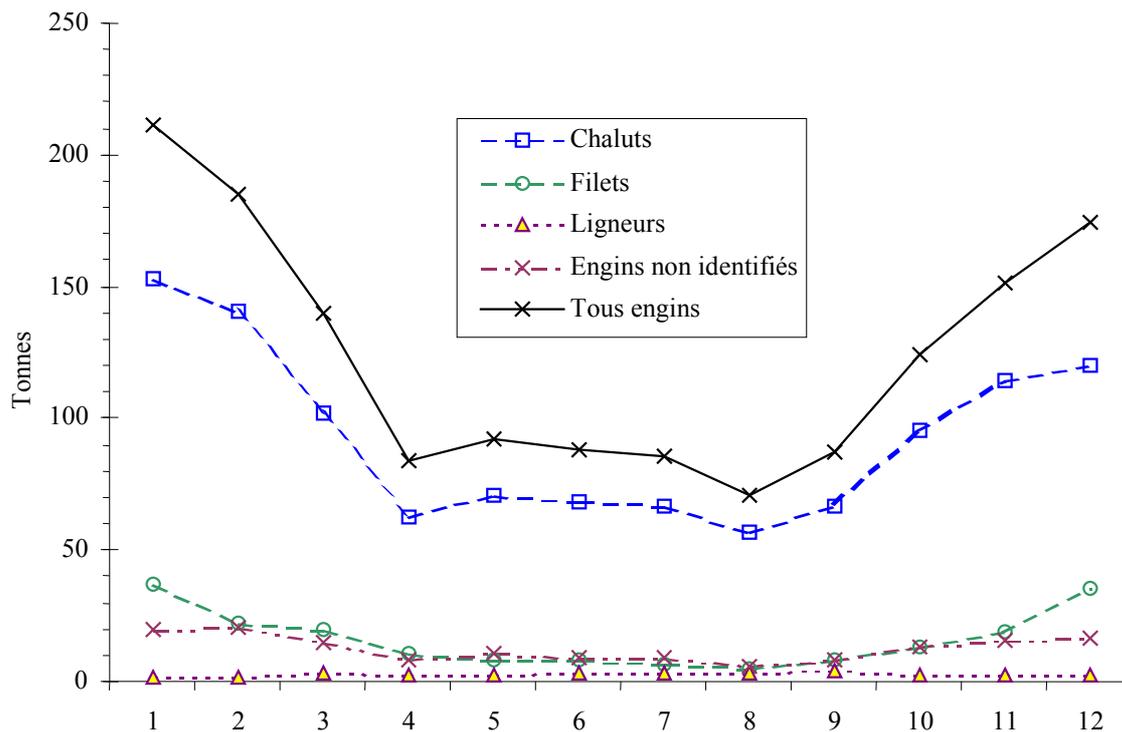


Figure 3 : Evolution mensuelle des débarquements moyens de tcaud du golfe de Gascogne par métier durant la période 1990-1998.

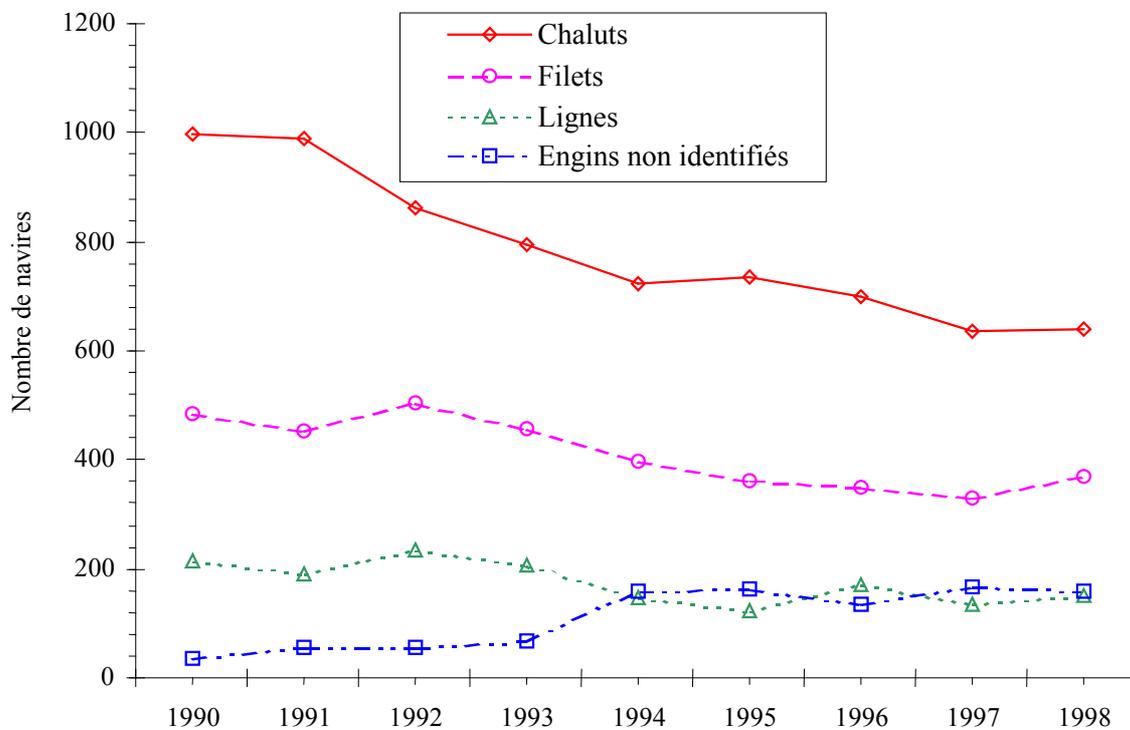


Figure 4 : Evolution du nombre de navires débarquant du tcaud provenant du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

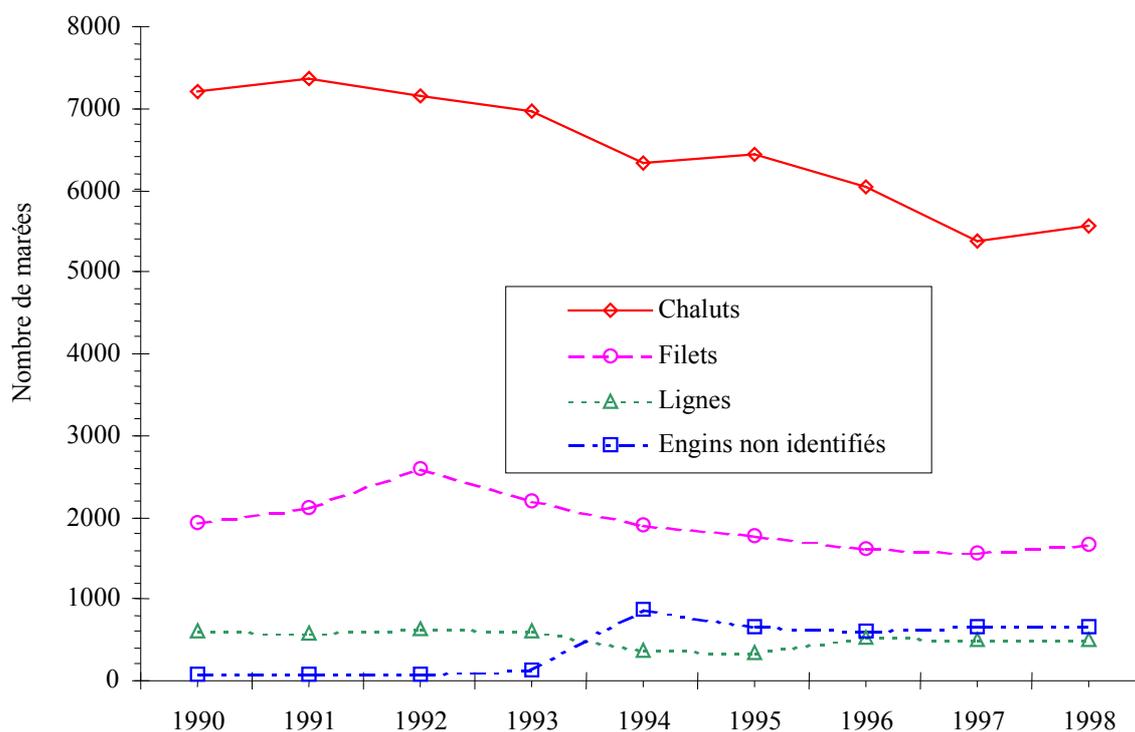


Figure 5 : Evolution du nombre de marées effectuées par les navires débarquant du tacaud du golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

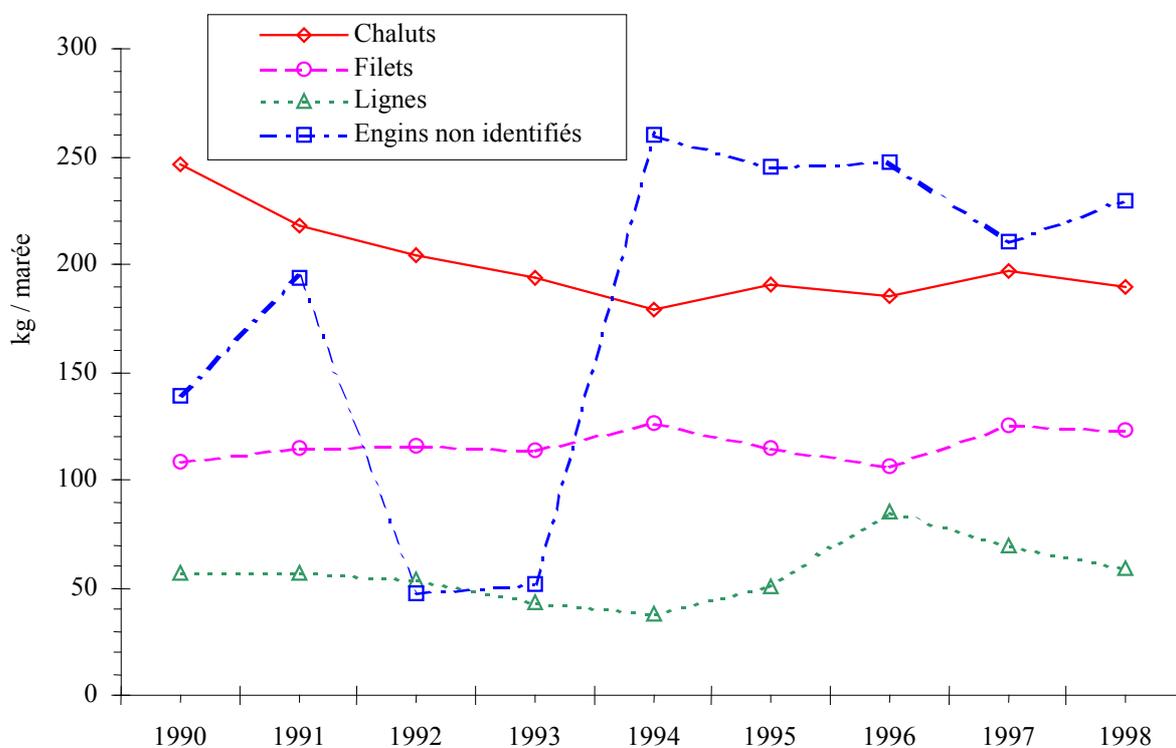


Figure 6 : Evolution des débarquements par unité d'effort de tacaud dans le golfe de Gascogne durant la période 1990-1998.

31. Le requin taupe (*Lamna nasus*) de l'Atlantique du nord est

André Forest

31.1. Considérations biogéographiques

Le requin taupe (photo 1) présente une distribution antitropicale (Compagno, 1984, Garcia et Majkowski, 1992) : il se rencontre dans les eaux tempérées et froides des hémisphères nord et sud (moins de 18°C). C'est un poisson épipelagique qui fréquente les eaux côtières et océaniques entre 200 et 700 m de profondeur, mais qui peut également nager près de la surface (Quéro, 1984a).

31.1.1. Distribution géographique du stock

Dans l'Atlantique ouest, le requin taupe se rencontre depuis Terre-neuve jusqu'à la Caroline du sud. Dans l'Atlantique est, il se distribue de la mer de Barents à l'Afrique du nord-ouest et en Méditerranée (Compagno, 1984, Quéro, 1984a). Les recaptures dans les eaux de l'Espagne, du Danemark et du nord de la Norvège d'individus marqués au sud de l'Angleterre suggèrent l'existence d'un stock Atlantique est (Stevens, 1976). De même, les résultats de marquages effectués en Atlantique ouest indiquent qu'il existe un stock dans les eaux nord américaines (Campana *et al.* 1999). Aucun de ces résultats ne montre d'échanges entre les populations des côtes est et ouest de l'Atlantique nord qui semblent constituer deux stocks isolés.

31.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Les connaissances actuelles ne permettent pas de définir précisément la distribution du ou des stocks de l'Atlantique est, mais il s'agit de stock(s) chevauchant(s), ces populations se distribuant de part et d'autre de la limite européenne des 200 milles.

31.2. Données biologiques

31.2.1. Description du cycle de vie

Relativement peu de données sont disponibles sur la biologie du requin taupe. C'est un nageur actif, vivant le plus souvent entre deux eaux. Mangeur vorace, il se nourrit principalement de petits poissons pélagiques mais aussi de poissons démersaux, de céphalopodes, voire d'oiseaux marins (Gauld, 1989 ; Ellis et Shackley, 1995).

Le requin taupe est vivipare, l'accouplement semblant avoir lieu à l'automne. La gestation est longue mais sa durée est très incertaine, estimée entre 8 mois (Aasen, 1963 ; Francis et Stevens, 2000) et 18-24 mois (Shann, 1923 ; Gauld, 1989). Les embryons se nourrissent à partir des œufs non fécondés. En mai-juin les femelles donnent naissance à un petit nombre de jeunes (1 à 5) de grande taille (60-75 cm, Compagno, 1984). La régularité du cycle de reproduction n'est pas certaine, et tout ou partie des femelles pourraient ne pas se reproduire pendant des périodes plus ou moins longues. Les naissances auraient lieu dans les eaux du plateau continental, mais les zones de frayère ne sont pas identifiées.

Les migrations ne sont pas bien connues. L'analyse des pêcheries françaises indique que le requin taupe se pêche en hiver sur les accores vers 200-240 m ; en mai-juin, dans le golfe de Gascogne et dans les parages des îles anglo-normandes, il se déplace vers les zones côtières. A la même époque, au nord de l'Ecosse, il pénètre en mer du Nord. Ensuite, il migre vers l'ouest pour rejoindre les accores (Quéro, 1984b).

L'analyse de la variation des proportions des deux sexes dans les captures commerciales en fonction du temps semble indiquer que la distribution géographique des individus n'est pas homogène et qu'il existe une ségrégation spatiale des mâles et des femelles à certains moments de l'année (Aasen, 1963). Ces variations pourraient aussi être dues à des différences de comportement des femelles en fonction de leur cycle de vie (arrêt possible de prise de nourriture pendant la gestation). Ce type de ségrégation des individus en fonction de leur sexe et de leur taille est cependant fréquemment observé chez les requins.

31.2.2. Paramètres biologiques

31.2.2.1. Relation taille poids

Plusieurs auteurs (Mejuto et Garcés, 1984 ; Gauld, 1989 ; Stevens, 1990 ; Ellis et Shackley, 1995 ; Campana *et al.*, 1999 ; Kohler *et al.*, 1995) fournissent les paramètres des relations entre taille et poids. Leurs résultats sont synthétisés sur la figure 1 et dans le tableau ci-dessous :

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Mejuto et Garcés, 1984	Ouest Portugal	Longueur à la fourche	M	39	$0,277 \cdot 10^{-3}$	2,3958
			F	26	$0,0039 \cdot 10^{-3}$	3,2070
Gauld, 1989	Ecosse	Longueur totale	M	261	$1,9 \cdot 10^{-3}$	2,008
			F	345	$0,3 \cdot 10^{-3}$	2,357
Stevens, 1990	S.O. Angleterre	Longueur totale	M + F	17	$0,0107 \cdot 10^{-3}$	2,99
Ellis <i>et al.</i> , 1995	Canal de Bristol	Longueur totale	M+F	71	$0,1292 \cdot 10^{-3}$	2,4644
Kolher <i>et al.</i> 1995	Nouvelle Ecosse		M+F	15	$0,014823 \cdot 10^{-3}$	2,9641
Campana <i>et al.</i> , 1999	Nouvelle Ecosse	Longueur à la fourche	M+F	286	$0,05 \cdot 10^{-3}$	2,713

Tableau 1 : Paramètres des relations entre taille et poids pour le requin taupe selon divers auteurs (W = aL^b, avec W poids vif en kg et L longueur en cm).

Selon Kohler *et al.* (1995), la relation entre la longueur à la fourche caudale (Lf) et la longueur totale est la suivante :

$$L_f = 1,794 + 0,90L_t$$

Cette relation a été établie sur 15 individus sexes combinés.

31.2.2.2. Croissance

Les études de croissance portant sur cette espèce sont peu nombreuses. Aasen (1963) l'a étudiée pour le nord ouest Atlantique à partir de la décomposition des structures en tailles et de lectures d'âges faites sur les vertèbres. Campana *et al.* (1999, 2002) ont validé la méthode de détermination de l'âge à partir des vertèbres et la courbe de croissance qu'ils fournissent est similaire à celle d'Aasen. Ces différents auteurs ne trouvent aucune différence entre mâles et femelles. Les paramètres de la courbe de von Bertalanffy (fig. 2) sont les suivants :

Auteurs	L _∞ (cm)	K (an ⁻¹)	t ₀ (années)
Aasen (1963)	280	0,1155	-2,57
Campana <i>et al.</i> , 1999	253	0,097	-4,89

Tableau 2 : Paramètres de croissance du requin taupe pour l'Atlantique du nord ouest selon le modèle de Von Bertalanffy (Lt = L_∞.(1-exp (K(t-t₀))).

La croissance est relativement forte au cours des premières années ; les plus gros individus atteindraient 4 m (Quéro, 1984b) ; la longévité reste mal connue mais elle serait d'une trentaine d'année, la détermination de l'âge ayant été validée sur des individus jusqu'à 26 ans (Campana *et al.* 2002).

Des estimations du coefficient de croissance K ont également été obtenues à partir des caractéristiques biologiques de l'espèce (longueur maximale, taille des jeunes à la naissance, nombre de jeunes par ponte). Selon la valeur des paramètres utilisés, K se situe entre 0,112 (Holden, 1974) et 0,220 an⁻¹ (Pratt et Casey, 1990).

31.2.2.3. Reproduction

La taille à première maturité n'est pas précisément connue. Pour le stock de l'Atlantique ouest, elle serait de 150-200 cm chez les mâles et de 200-250 cm chez les femelles, ce qui correspondrait respectivement à 7 et 14 ans (Aasen, 1961). Ces résultats sont identiques à ceux obtenus par Campana *et al.* (1999) qui rapportent que les mâles deviennent matures à partir de 160 cm de longueur à la fourche ; aux environs de 175 cm, soit vers 7 ans, 50% des mâles sont devenus adultes (L₅₀ de l'ogive de maturité) ; les femelles le sont à partir de 205 cm, la

proportion de 50% d'individus matures (L_{50} de l'ogive de maturité) étant atteinte aux environs 212 cm, soit vers 14 ans.

Compte tenu de sa faible fécondité (2 à 4 individus par portée) le potentiel reproductif du requin taupe est faible, puisque l'on estime que chaque femelle produirait au cours de sa vie moins d'une centaine de jeunes (Gauld, 1989).

31.2.2.4. Recrutement

Aucune information n'est disponible sur le recrutement du requin taupe.

31.2.2.5. Mortalité naturelle

Les estimations obtenues à partir des compositions en taille des captures (Aasen, 1963) ou dérivées de la longévité (O'Boyle *et al.*, 1996), la situe entre 0,16 et 0,18. Plus récemment, la valeur M a été estimée à 0,1 à partir d'une courbe de prise établie lorsque la mortalité par pêche était très faible (Campana *et al.*, 1999). Ces estimations demanderaient toutefois à être confirmées.

31.3. Les pêcheries

31.3.1. Les pêcheries françaises

Une analyse de la pêcherie française de requin taupe a été réalisée en 1990 (Lallemand-Lemoine, 1990 ; 1991). Plus de 90 % de la production étaient assurés par quelques navires de l'île d'Yeu qui pratiquaient la palangre flottante dans les eaux du plateau continental. La pêche s'effectue de jour, les palangres restant calées pendant une à deux heures sur les grands fonds (2 à 300 m) entre 30 minutes et une heure sur les petits fonds (photos 2 et 3).

31.3.2. Les pêcheries étrangères

En Atlantique, les premières pêcheries de requin taupe ont été menées par la Norvège et le Danemark à la palangre entre les deux guerres (Rae, 1962). Elles étaient alors localisées dans le nord est de la mer du Nord. Elles se sont ensuite déplacées vers les Shetlands et les Féroé, puis vers les eaux irlandaises et finalement vers l'Atlantique ouest (Bonfil, 1994) au début des années soixante. A partir de 1961, les îles Féroé ont également exploité le requin taupe. La production est passée de 2 400 t en 1960 à 9 760 t en 1964, mais n'était plus que de 1 932 t en 1968 (O'Boyle *et al.*, 1996). Cet effondrement résulterait au moins en partie de la surexploitation de ces ressources. Actuellement, dans l'Atlantique est, cette espèce est débarquée en petites quantités (moins de 100 t/an), comme capture accessoire des pêcheries palangrières, aux filets et aux chaluts.

Quelques informations sont disponibles sur les captures accessoires dans les pêcheries palangrières à l'espadon espagnoles (Mejuto, 1985 ; Mejuto et Garcés, 1984 ; Bonfil, 1994) et canadiennes (O'Boyle *et al.*, 1996). Elles seraient de l'ordre de quelques dizaines de tonnes par an pour l'ensemble de l'Atlantique.

31.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

31.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

La figure 3 fournit les débarquements internationaux en provenance de l'Atlantique ouest et est.

Selon les statistiques de la FAO, pour la période 1984-1997 la production française de requin taupe a représenté en moyenne 75% des débarquements totaux de cette espèce dans l'Atlantique du nord est, le Danemark 12 % et la Norvège 6 %¹.

Au cours de la période 1971-1999, les débarquements français de requin taupe ont fluctué entre 200 et près de 1 000 t/an (fig. 4) avec une baisse importante au milieu des années 80.

¹ Ces chiffres doivent cependant être pris avec beaucoup de précaution ; ainsi les données françaises de cette base sont différents de ceux fournis par le CAAM.

L'analyse des captures mensuelles de la flottille de l'île d'Yeu entre 1985 et 1990 montre que la quasi-totalité des débarquements est effectuée pendant les second et troisième trimestres, avec une chute pendant les mois de mai et juin (période qui correspond à celle des naissances).

Au début des années 80, la majorité des débarquements provenaient du golfe de Gascogne. La pêcherie semble ensuite s'être déplacée vers le sud de l'Irlande (divisions VIIj-h du CIEM). Actuellement, plus de 80 % des captures proviennent à nouveau du golfe de Gascogne.

31.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche et des rendements par métiers

Les données détaillées sur l'évolution des captures et de l'effort de pêche du principal métier (la palangre) ne sont pas disponibles. Cependant, pour l'ensemble de l'Atlantique nord, les prises effectuées au début des années 60 semblent avoir eu un impact important, puisque les captures par unité d'effort des palangriers norvégiens sont passées de 9,1 individus/100 hameçons en 1961 à 2,9 individus/100 hameçons en 1964 ; la pêcherie féroïenne a connu la même chute de CPUE, ainsi qu'une diminution de la taille moyenne des individus capturés (Anderson, 1990) ; une diminution de la taille moyenne des prises, laissant supposer une diminution de l'abondance des grands requins, a également été observée pour les pêcheries du Grand Banc de Terre-neuve (MPO 1999).

31.3.4. Structure démographique des captures

31.3.4.1. Structure des débarquements

Des observations effectuées sous la criée de La Rochelle entre 1980 et 1989 (nombre d'individus et poids total débarqués par navire) montrent que le poids moyen des individus débarqués par les palangriers se situait aux environs de 48 kg. Ce poids moyen augmente de janvier à juillet, puis diminue jusqu'en décembre, avec une brusque chute entre juillet et août (fig. 5). Ceci pourrait être dû au phénomène de croissance puis au recrutement de jeunes requins taupes en août, mais des changements de zones de pêche en fonction des saisons ne sont pas à exclure. Par ailleurs, les relations taille/poids et les tailles à première maturité sexuelle permettent de fixer approximativement à 50 kg et 75 kg les poids des mâles et des femelles à première maturité, ce qui montre qu'une partie des captures est constituée d'individus immatures.

Dans le nord ouest Atlantique, les compositions en taille montrent que les captures sont constituées d'une part importante d'immatures, et que la taille médiane des débarquements en provenance du Grand Banc de Terre-Neuve présente une baisse sur le long terme (O'Boyle *et al*, 1996, Campana *et al*, 1999).

31.3.4.2. Rejets

Aucune information n'est disponible sur d'éventuels rejets de requin taupe. Ils sont peu probables dans les pêcheries dirigées, mais pourraient exister dans les pêcheries palangrières de thonidés et d'espadon (Bonfil, 1994).

31.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune information n'est disponible.

31.3.6. Les compétitions entre métiers

Aucune information n'est disponible.

31.4. L'état de la ressource

Aucune information précise n'est disponible sur l'état de la ressource en requin taupe de l'Atlantique nord est. Les fluctuations observées dans les débarquements, et en particulier leur baisse au cours des dernières années ne peuvent être actuellement expliquées.

Pour l'Atlantique nord ouest, les données publiées (Campana *et al*, 1999 ; MPO, 1999) montrent que des captures d'environ 4 500 t/an ont abouti à un effondrement durable des ressources. Au cours des années 70 et 80, une production d'environ 350 t/an semble avoir permis une relative stabilité du stock. La nouvelle augmentation de l'effort de pêche à partir du début des années 90 a entraîné une nette diminution de l'abondance des requins taupes adultes, de l'ordre de 75-80%. Le taux d'exploitation est, en moyenne, de 7% depuis 1994, légèrement inférieur à ce qu'il a été juste avant l'effondrement de la pêcherie au début des années 60. L'analyse du

rendement par recrue indique que la mortalité par pêche correspondant à la production par recrue maximale est de $F_{\max} = 0,17$.

Compte tenu de leurs caractéristiques biologiques, différentes méthodes d'estimations des stocks et des pêcheries d'élastobranches ont été développées. Ainsi, lorsque seuls sont disponibles les paramètres de croissance et le taux de fécondité des femelles, il est possible d'estimer la mortalité totale (Z) au-delà de laquelle le recrutement ne pourra pas être maintenu (Holden, 1974). Selon cet auteur, cette valeur serait de l'ordre de 0,20, soit une mortalité par pêche F de 0,02 pour une mortalité naturelle M de 0,18.

Pour qu'une population reste en équilibre, la mortalité subie par les adultes doit être compensée par le recrutement d'un nombre équivalent de nouveaux adultes. En fonction du taux de fécondité des femelles et de la mortalité totale subie par les juvéniles, il est possible de déterminer la mortalité par pêche qui assure ce renouvellement des adultes (Brander, 1981). Bien que très sensible aux valeurs de mortalité naturelle, l'application de cette méthode au stock de l'Atlantique indique que, dans les conditions actuelles de l'exploitation (et notamment de mortalité sur les juvéniles), seule une mortalité par pêche très faible sur les adultes, de l'ordre de 0,02 à 0,06 selon la valeur de la mortalité naturelle, permet de stabiliser l'effectif des reproducteurs (Campana *et al*, 1999).

Même si tous ces résultats restent préliminaires, la faible fécondité des requins taupes et le fait qu'ils soient le plus souvent capturés avant d'être matures font que ces stocks sont très sensibles à la surexploitation.

31.5. Les mesures de gestion

31.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Les pêcheries de requin taupe ne font l'objet d'aucune mesure de gestion dans les eaux européennes. Une restriction de capture y est cependant imposée aux flottilles norvégiennes et féroïques (respectivement 100 t et 125 t pour les années 2001 et 2002)².

En 1995, le Canada a mis en place un plan de gestion des requins (Campana *et al*, 1999). Un niveau de capture de 1 500 t/an de requin taupe a été fixé pour les pêcheries dirigées. Le plan interdit la pêche des requins pour les seules nageoires, instaure un système de licences de pêche, n'autorise que les palangres et les lignes dans cette pêcherie, limite les captures accessoires d'autres espèces. Il prévoit également la possibilité de restreindre les zones et les périodes de pêche. Il régit la pêche sportive (relâché obligatoire des captures). Il impose la collecte des données indispensables au suivi des pêcheries. En 1996, ce plan a été révisé dans une optique de conservation de la ressource et de gestion conforme à l'approche de précaution. Un TAC de 1000 t/an a été adopté, des licences ont été concédées à titre expérimental en attendant que les données scientifiques permettant d'évaluer l'état et l'évolution de la pêcherie soit acquises.

31.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Toutes les informations disponibles tendent à montrer que les ressources en requin taupe sont très sensibles à la surexploitation. Cette espèce est considérée comme vulnérable par l'IUCN³ qui l'inclus dans sa « liste rouge des espèces en danger ». S'agissant d'un stock partagé, la gestion du stock de l'Atlantique nord est ne peut s'envisager qu'au niveau international (UE, Norvège,...). En l'absence de données scientifiques, la pêcherie devrait être au minimum limitée à son niveau actuel. Il n'est cependant pas possible de dire si ce niveau de capture est soutenable. Par ailleurs, dans ce type de pêcheries très dirigées, l'instauration de licence de pêche pourrait constituer un des outils de contrôle de l'effort de pêche.

31.6. Références bibliographiques

Aasen O., 1961. Some observations on the biology of the porbeagle (*Lamna nasus L.*). mimeo ICES CM Near Northern Seas Committee, n° 109, 7 p.

Aasen O., 1963. Length and growth of the porbeagle (*Lamna nasus*, Bonnaterre) in the north west Atlantic. *Fiskeridirektoratets Skrifter Serie Havundersokelser*, **13** : 20-37.

² Règlements (CE) du Conseil n° 2848/2000 du 15/12/2000 et 2555/2001 du 18/12/2001.

³ International Union for Conservation of Nature and Natural Resources

- Anderson E.D., 1990. Fishery models as applied to elasmobranch fisheries. *NOAA Tech. Rep. NMFS* n° 90 : 473-484
- Bonfil R., 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO, Fish. techn. Pap.* n° 34, 119 p.
- Brander K., 1981. Disappearance of common skate *Raia batis* from Irish Sea. *Nature*, 290 : 48-49.
- Campana S.L., Marks L., Joyce, W., Hurley, P., Showell, M., Kulka D., 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic. MPO - *Secr. can. éval. stocks* Doc. Rech. 99/158, 56 p.
- Campana E., Natanson L.J., Myklevoll S., 2002. Bomb dating and age determination of large pelagic sharks. *Can. J. Aquat. Sci.* **59** : 450-455.
- Compagno L.J.V., 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species know to date. Parts 1 and 2. *FAO Fish. Synopsis* (125) **4** : 1-655.
- Ellis J.R., Shackley S.E., 1995. Notes on porbeagle sharks, *Lamna nasus*, from the Bristol Channel. *J. Fish Biol.*, **46** : 368-370.
- Francis M.P., Stevens J.D., 2000. Reproduction, embryonic development and growth of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the southwest Pacific Ocean. *Fish. Bull.* **98** : 41-63.
- Garcia S.M., Majkowski J., 1992. state of high seas ressources. In : T. Kuribayashi et E.L. Miles (ed), *The law of the sea in 1990s : a framework for further international cooperation*. The Law of the Sea Institute, University of Hawaii : 175-236.
- Gauld J.A., 1989. Records of porbeagles landed in Scotland, with observations on the biology, distribution and exploitation of the species. *Scott. Fish. Res. Rep.* n° 45, 15 p.
- Holden M.J., 1974. Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions. In *Sea fisheries research*. F.R. Harden-Jones (ed). New York: Halsted Press : 117-137.
- Kohler N.E., Casey J.G., Turner P.A., 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. *Fish. Bull.*, **93** : 412-418.
- Lallemand-Lemoine L., 1990. La pêche française de requin-taupe *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788). *Mém. DEA Sci. humaines de la Mer: Univ. Nantes*, 69 p.
- Lallemand-Lemoine L., 1991. Analysis of the french fishery for Porbeagle *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788). *Cons. int. Explor. Mer*, CM 1991/G : 71, 10 p
- Mejuto J., 1985. Associated catches of sharks, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, and *Lamna nasus*, with NW and N Spanish swordfish fishery, in 1984. *Cons. int. Explor. Mer*, CM 1985/H: 42, 16 p.
- Mejuto J., Garcés A.G., 1984. Shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, and porbeagle, *Lamna nasus*, associated with longline swordfish fishery in NW and W Spain. *Cons. inter. Explor. Mer*, CM1984/G: 72, 9p.
- MPO, 1999. Requin-taupe commun des sous-zones 3-6 de l'OPANO. MPO - Sciences, Rapport sur l'état des stocks B3-09 (1999), 9p.
- O'Boyle R.N., Fowler G.M., Hurley P.C.F., Showell M.A., Stobo W.T., Jones C., 1996. Observations on porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the North Atlantic. *DFO Atl. Fish. Res. Doc.* 96/24, 29p
- Pratt H.L., Casey J.G., 1990. Shark reproductive strategies as a limiting factor in directed fisheries, with a review of Holden's method of estimating growth paramaters. *NOAA Tech. Rep. NMFS* 90: 97-109.
- Quéro J.C., 1984a. Lamnidae. In *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. In : *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, E. Nielsen & E. Tortonese (eds). UNESCO : 83-88.

Quéro J.C., 1984b. Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grancher, éditeur, 394p.

Rae B.B., 1962. Porbeagle sharks. *Scott. Fish. Bull.*, n° 18 : 17-19.

Shann E.W., 1923. The embryonic development of the porbeagle shark, *Lamna cornubica*. *Proc. Zool. Soc. Lond.*, **11** : 161-171.

Stevens J.D., 1976. First results of shark tagging in the north-east Atlantic. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **56** : 929-937.

Stevens J.D., 1990. Futher results from a tagging study of pelagic sharks in the north-east Atlantic. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **70** : 707-720.

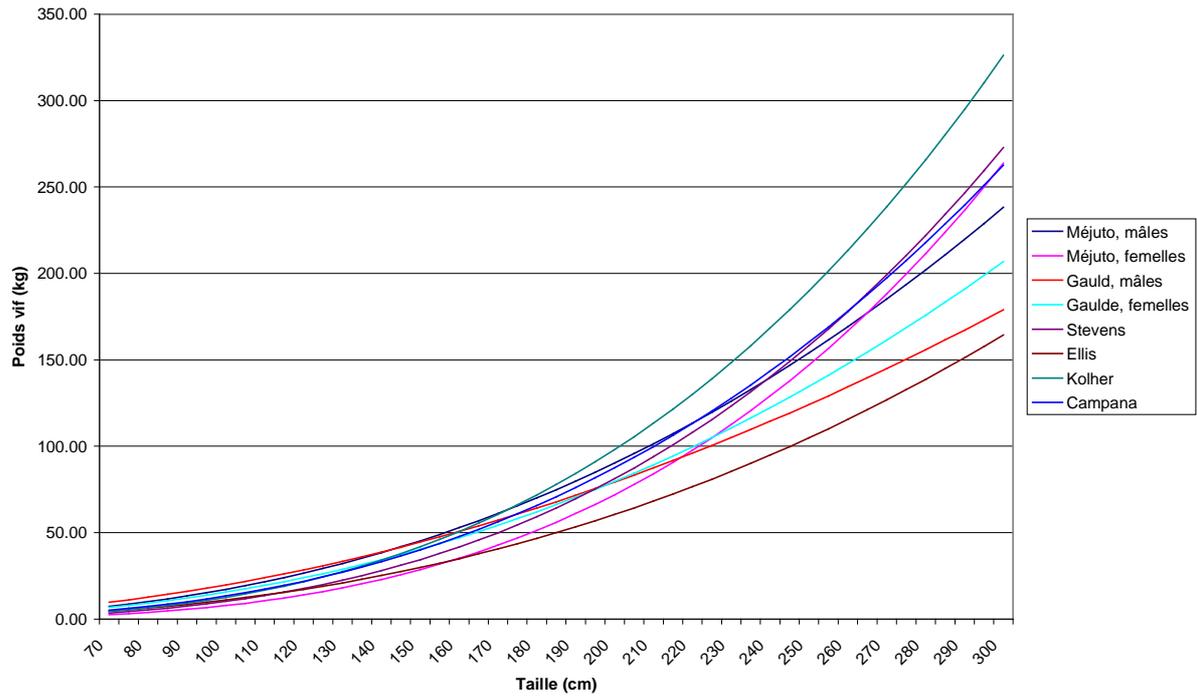


Figure 1 : Relations taille poids pour le requin taupe selon divers auteurs.

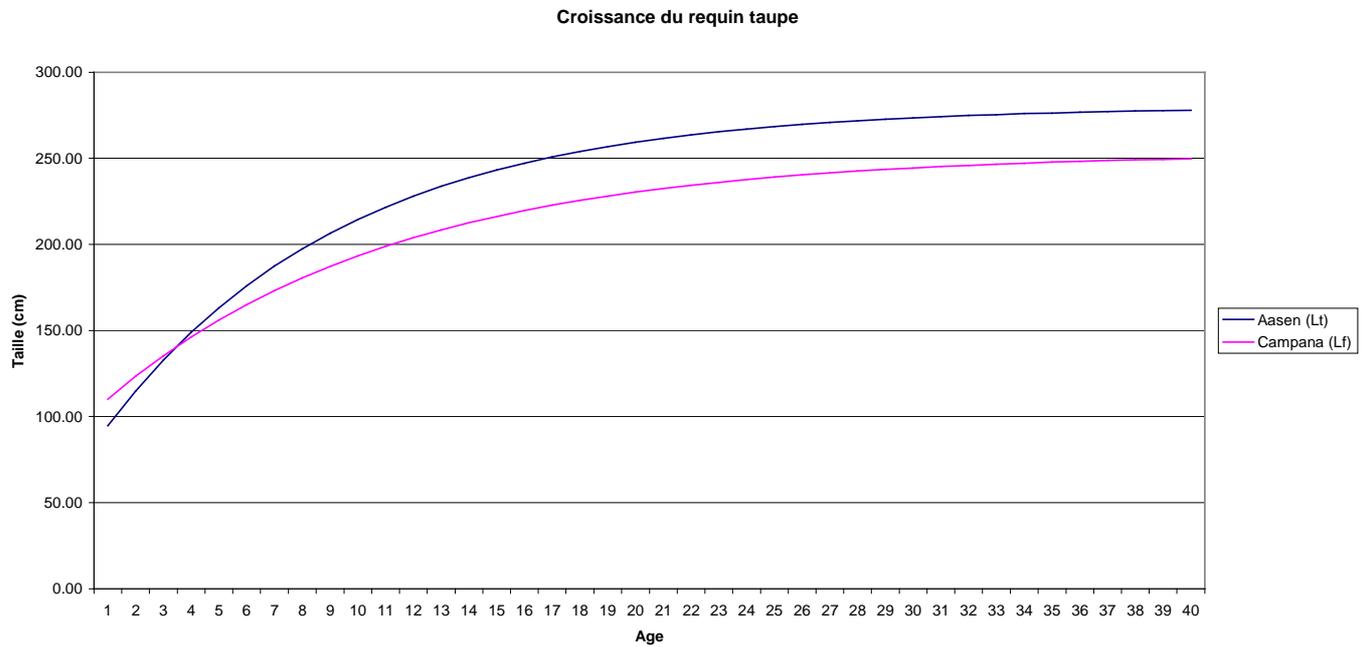


Figure 2 : Courbes de croissance du requin taupe selon divers auteurs (Lt : longueur totale ; Lf : longueur à la fourche).

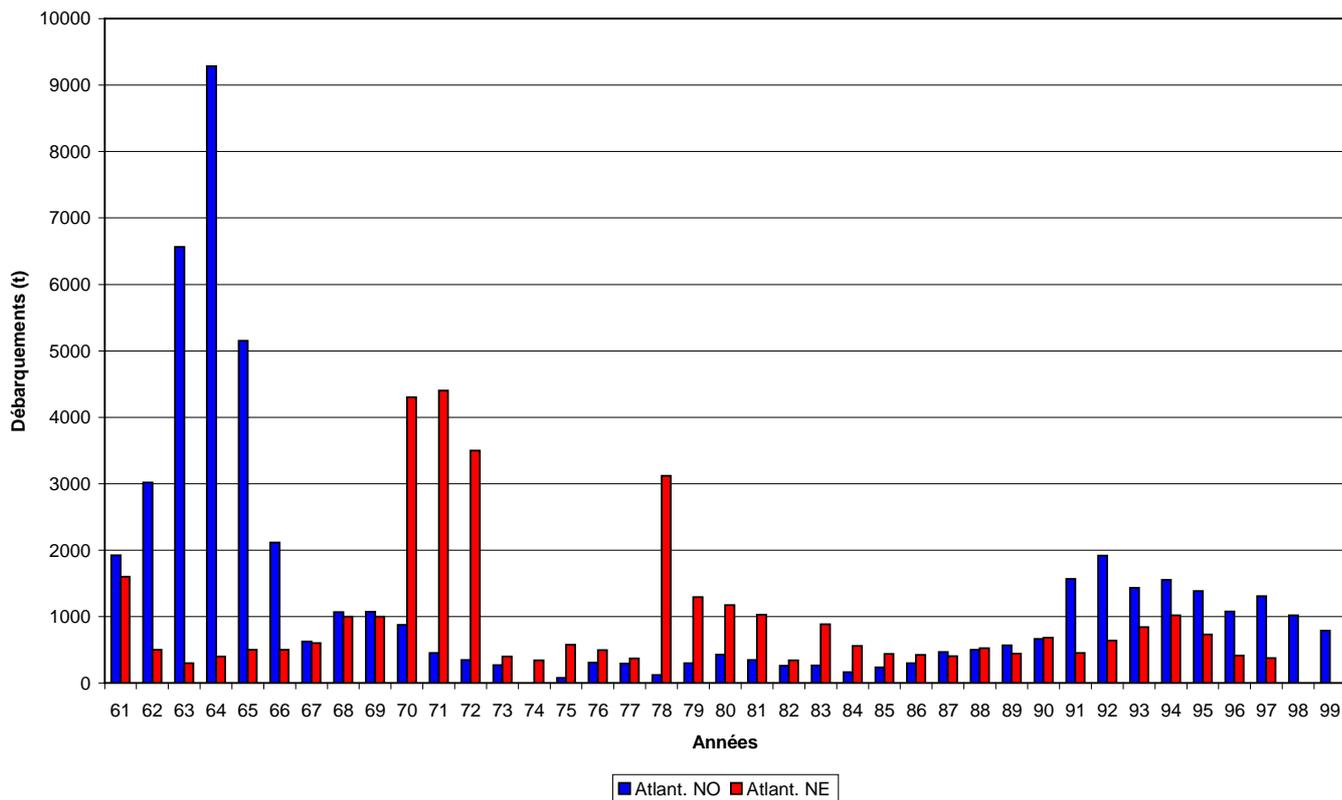


Figure 3 : Evolution des débarquements de requin taupe en Atlantique nord.

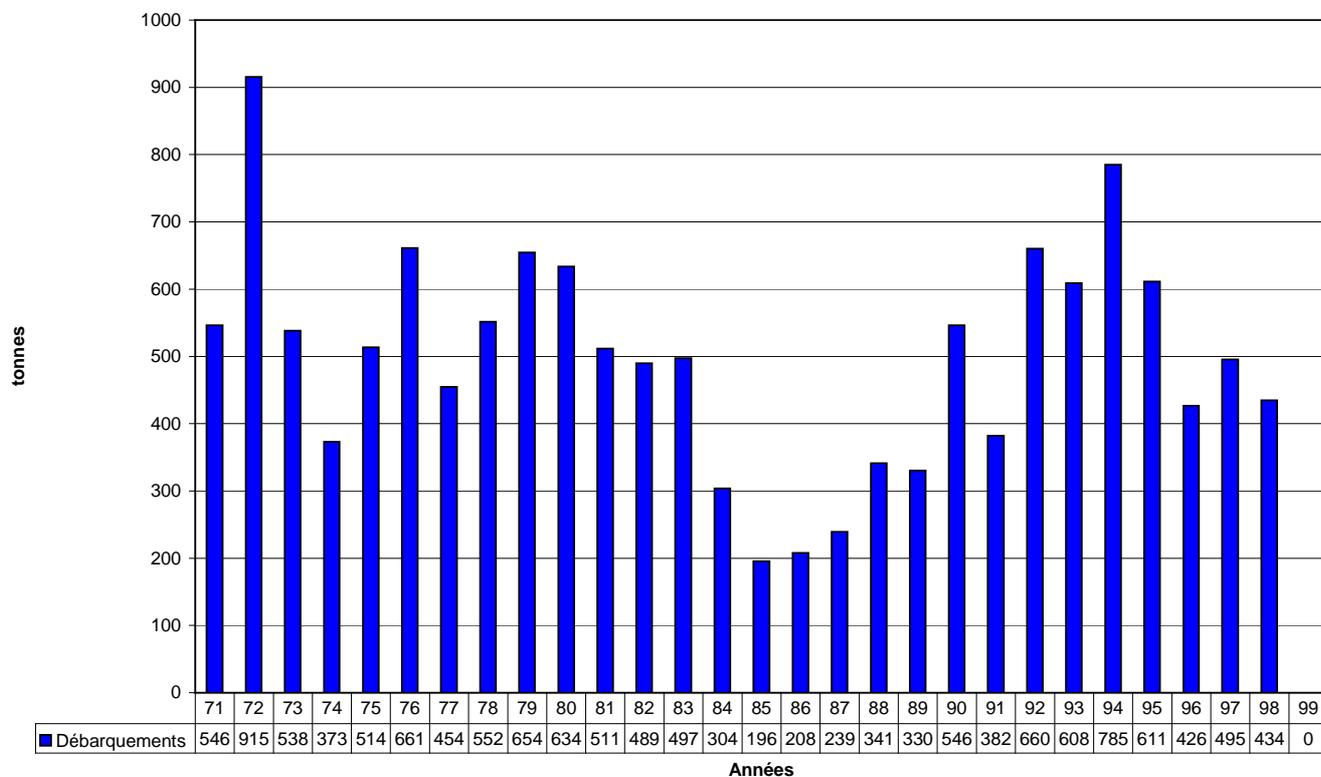


Figure 4 : Evolution des débarquements français de requin taupe entre 1971 et 1998.

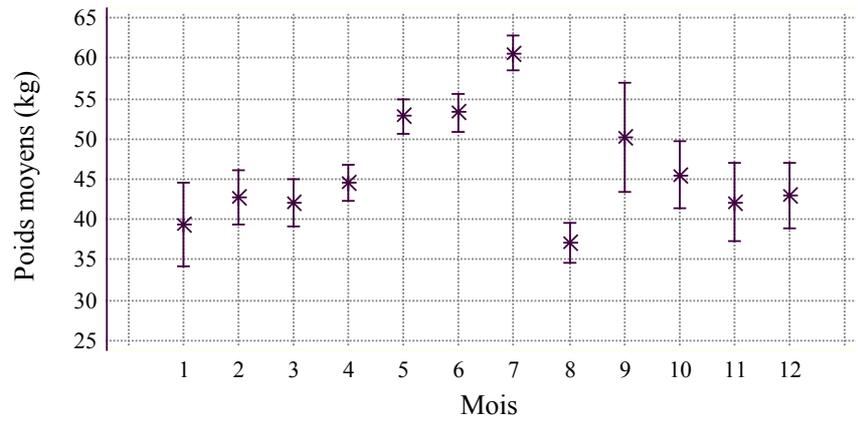


Figure 5 : Evolution des poids individuels moyens des requins taupe débarqués à La Rochelle entre 1985 et 1990.

32. Le tourteau (*Cancer pagurus*) de la Manche ouest et du nord golfe de Gascogne- (divisions Ville + Villa du CIEM)

Daniel Latrouite

32.1. Considérations biogéographiques.

32.1.1. Distribution géographique du stock.

Le tourteau est réparti sur toute la côte orientale de l'Atlantique nord de la Scandinavie au Maroc. Il est surtout abondant au nord du golfe de Gascogne, en Manche, autour des Iles Britanniques et de l'Irlande, dans le sud de la Norvège. Il est absent ou très rare en Méditerranée. Sa distribution de type agrégatif détermine un certain nombre de populations distinctes dont les limites sont souvent mal définies. On le trouve de la zone de balancement des marées jusqu'à plus de 300 mètres de profondeur mais son abondance ne permet pas d'exploitation commerciale au delà de 200 mètres.

Les données scientifiques disponibles ne permettent pas d'identifier clairement des stocks. Cependant, il n'apparaît pas de discontinuité dans la distribution du tourteau dans la zone golfe de Gascogne Manche. Par contre, les marquages et la répartition des captures indiquent que les stocks de mer du Nord s'individualisent clairement. Par ailleurs les études de marquages-recaptures ont montré d'importants échanges migratoires de la Manche vers le golfe de Gascogne, probablement compensés par un "retour" des larves. Aussi, il sera considéré que l'ensemble des populations de l'entrée de la Manche, de Manche et du nord du golfe de Gascogne constituent un stock unique.

32.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques.

La population exploitable étant comprise entre 20 et 200 mètres, toutes les pêcheries françaises vont au delà des 12 milles nationaux. En outre le tourteau étant migrateur il existe des interactions de "type ressource" entre pêcheries.

Actuellement la France est seule à exercer une pêche dirigée sur le tourteau dans le golfe de Gascogne mais dans les autres zones (Manche, mer d'Irlande) elle est en concurrence avec les navires britanniques (Angleterre, Pays de Galle, Îles Anglo-normandes).

Le stock de tourteau se localiserait donc en totalité dans la ZEE de l'UE, y compris dans la zone des 12 milles, son exploitation étant partagée entre différents pays membres.

32.2. Données biologiques.

32.2.1. Description du cycle de vie.

Les pontes culminent en novembre-décembre et les éclosions en mai-juin. Pendant les 5 à 7 mois de l'incubation, les femelles sont souillées dans le sédiment, ne se nourrissent pas et ne sont donc pas capturables au casier. Après l'éclosion, entre avril et juillet, les larves ont une phase pélagique de 6 à 8 semaines.

Les juvéniles de tourteau se développent sur les fonds rocheux en secteur très côtier. A 2 ou 3 ans ils gagnent des zones plus profondes où les mâles recherchent plutôt les fonds durs et les femelles des fonds meubles. A ce mouvement côte-large s'ajoute pour les femelles adultes une migration orientée ouest/sud-ouest en Manche (éventuellement plus de 100 km en quelques mois).

Le tourteau se nourrit essentiellement de mollusques (bivalves et gastéropodes), de vers, d'holothuries et de petits crustacés.

32.2.2. Paramètres biologiques.

32.2.2.1. Relations entre longueur et largeur de la carapace

La mesure de référence telle que définie par les textes européens est la longueur de la carapace (L_c) ; la largeur (l_c) est cependant encore souvent utilisée. Les relations suivantes permettent le calcul de l'une par rapport à l'autre (longueurs en mm) :

Mâles :	$L_c = 0.59 l_c + 2$	$l_c = 1.68 L_c - 3$
Femelles :	$L_c = 0.61 l_c + 1$	$l_c = 1.62 L_c - 1$
Mâles + femelles :	$L_c = 0.61 l_c + 1$	$l_c = 1.64 L_c - 2$

32.2.2.2. Relation taille poids.

Les paramètres des relations taille poids établies par sexe sont les suivantes :

Type de mesure	Sexe	a	b
Longueur de la carapace (L_c)	M	$0,072 \cdot 10^{-3}$	3,518
	F	$0,907 \cdot 10^{-3}$	2,919
Largeur de la carapace (l_c)	M	$0,024 \cdot 10^{-3}$	3,388
	F	$0,324 \cdot 10^{-3}$	2,848

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le tourteau selon divers auteurs ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L_c ou l_c dimension de la carapace en mm).

32.2.2.2.1. Relation entre poids vif et poids des pinces.

Cette relation trouve sa nécessité dans le fait que le débarquement de pinces est autorisé par la réglementation européenne. Les relations suivantes ont été calculées pour des crabes adultes mâles de L_c comprise entre 81 et 147 mm (l_c 128 à 244 mm) et femelles de L_c de 80 à 140 mm (l_c 128 à 228 mm). Les poids vifs (W) et les poids des pinces (W_p) sont exprimés en grammes.

Mâles :	$W = 10,53W_p^{0,788}$	ou	$W = 2,248W_p + 227$
Femelles .	$W = 5,44W_p^{0,983}$	ou	$W = 4,866W_p + 18$

Formellement le rétro calcul du poids précis d'un lot de crabes à partir du poids de pinces qui en est issu suppose de connaître la composition en taille et le sex ratio du lot. Ces informations n'étant pas accessibles au débarquement, un coefficient multiplicateur de 4,63 constitue une approximation (pinces issues d'un lot de crabes de 500 g en moyenne comportant 75% de femelles). Ce coefficient augmente avec le poids moyen et avec la proportion de mâles.

32.2.2.3. Croissance.

Elle se fait par des mues successives et résulte de la combinaison entre accroissement en taille à la mue et fréquence des mues. Toutes les pièces calcifiées étant rejetées lors de l'exuviation, le comptage des "marques de croissance", technique traditionnelle chez les poissons et les mollusques, est inapplicable.

Les données sur la croissance proviennent d'expériences de marquages/recaptures éventuellement complétées par des observations d'autres sources (élevages, radiométrie, suivi de cohortes, ...). L'accroissement en taille à la mue peut être établi avec une bonne fiabilité, mais l'estimation de la fréquence des mues est généralement entachée d'une forte incertitude (pertes de marques à la mue, variations de capturabilité, ...).

Les résultats suivants proviennent de marquages réalisés entre 1981 et 1984 au large de Noirmoutier et de la Bretagne complétés par des observations de terrain.

L'accroissement en taille à la mue est de type progressif chez les immatures et identique pour les mâles et les femelles :

$$\text{Immatures (mâles et femelles) : } L_{c1} = 1,2 L_{c0} + 2 \text{ ou } l_{c1} = 1,21 l_{c0} + 2.$$

Avec : Lc_0 ou lc_0 = longueur ou largeur de la carapace avant la mue
 Lc_1 ou lc_1 = longueur ou largeur de la carapace après la mue.

Il est également de type progressif chez les mâles et les femelles adultes :

$$\begin{aligned} \text{Mâles adultes : } Lc_1 &= 1,15 Lc_0 + 8 \quad \text{ou } lc_1 = 1,15 lc_0 + 14 \\ \text{Femelles adultes : } Lc_1 &= 1,03 Lc_0 + 15 \quad \text{ou } lc_1 = 1,03 lc_0 + 24. \end{aligned}$$

Chez les adultes le gain en poids à la mue est de 50 à 80% pour les femelles et de 100 à 120% pour les mâles.

La fréquence annuelle de mue des femelles adultes déduite des marquages s'exprime par :

$$Fmues\% = -2,034 Lc_0 + 234 \quad \text{ou} \quad Fmues\% = -1,256 lc_0 + 233$$

Tous les mâles marqués de largeur de carapace comprise entre 130 et 193mm ont mué une fois dans l'année.

Sur la base des données disponibles (sources diverses) une modélisation de la croissance, de type von Bertalanffy, peut être proposée pour la Manche ouest et le nord du golfe de Gascogne. Les paramètres en sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Zone	Type de mesure	Sexe	L_∞ (mm)	K (an ⁻¹)	t_0 (années)
Manche + nord golfe de Gascogne	Longueur carapace (Lc)	M	140	0,39	0,83
		F	130	0,25	-0,82
	Largeur carapace (lc)	M	232	0,39	0,83
		F	210	0,25	-0,82

Tableau 2 : Paramètres de la courbe de croissance du tourteau de Manche et du nord du golfe de Gascogne.

Il faut 3 à 4 ans aux mâles comme aux femelles sur les côtes françaises de Manche et golfe de Gascogne pour atteindre la taille minimale au débarquement (130 mm au sud de 48°N, 140mm au nord).

L'estimation de la longévité du tourteau est très conjecturale ; on peut considérer que 15 à 20 ans constitue une fourchette vraisemblable.

32.2.2.4. Reproduction.

La taille moyenne de première maturité fonctionnelle (50% ovigères) des femelles est atteinte pour une largeur de carapace lc de 137mm et celle des mâles à $lc = 110$ mm (la taille minimum au débarquement est $lc = 130$ mm au sud du 48°N et $lc = 140$ mm au nord du 48°N). Le plateau de la courbe logistique correspond à 85% d'individus de $lc = 170$ mm ou plus à pondre annuellement. La fécondité varie selon la taille de la femelle, de quelques centaines de milliers à plus de trois millions d'œufs. Elle est obtenue à partir de l'équation suivante :

$$F = 0.0038Lc^{4,174} \quad \text{ou} \quad F = 0,0006lc^{4,145} .$$

32.2.2.5. Recrutement.

La variabilité du recrutement à la pêcherie n'est pas connue mais il n'y a pas d'indication qu'elle soit forte (en tout état de cause son effet éventuel est estompé par la présence de plusieurs classes d'âges dans les captures).

En terme de tendance, il semble que le niveau de recrutement des années récentes soit supérieur à celui des dernières décennies. Les éléments manquent pour savoir si cette augmentation peut être reliée aux facteurs environnementaux ou à la diminution de la plupart des stocks de poissons démersaux (relations prédateurs-proies).

32.2.2.6. Mortalité naturelle.

En l'absence de données sur la mortalité naturelle on peut appuyer des spéculations sur les considérations suivantes :

- Chez plusieurs espèces de crabes le cannibalisme est réputé être un facteur important de mortalité des premiers stades benthiques, au même titre que la prédation par les poissons benthiques et démersaux à laquelle elle s'ajoute. La mortalité naturelle est donc probablement forte en début de vie.
- Au delà d'une certaine taille (3 à 4 cm ?) la forte calcification de la carapace assure une protection efficace contre la plupart des prédateurs. La mortalité naturelle devient probablement faible au delà de deux ans.
- La période de mue est une phase critique quel que soit l'âge (taille) du tourteau. Au stade adulte les mâles muent plus fréquemment que les femelles ; par ailleurs ces dernières lorsqu'elles muent bénéficient de la protection d'un mâle (non réciproque). Aussi, au stade adulte, la mortalité naturelle doit être plus forte chez les mâles que chez les femelles (le sex ratio dans les captures est équilibré chez les immatures et nettement favorable aux femelles chez les adultes)
- Des parasites peuvent provoquer des mortalités ; c'est le cas du dinoflagellé parasite *Hematodinium sp* régulièrement trouvé sur les crabes de Manche et Atlantique. La mortalité naturelle est donc susceptible de flambées dans l'espace et dans le temps.

32.3. Les pêcheries.

32.3.1. Les pêcheries françaises.

Divers métiers exploitent le tourteau en Manche. Un recensement conduit par IFREMER pour les années 1990-1991 établissait l'état suivant (les effectifs ont évolué au cours de la décennie et doivent être considérés avec réserves) :

- Le caseyage hauturier pour lequel le tourteau est l'espèce cible (85 % des captures en poids, 75 % en valeur), les prises accessoires étant constituées d'araignées et de homards ; une flottille d'environ 25 unités exploitent la Manche, mais aussi le nord du golfe de Gascogne et la mer celtique ;
- Le caseyage côtier qui s'exerce principalement en Basse Normandie et en Bretagne ; selon les zones, le tourteau peut être une espèce cible ou une prise accessoire ; environ 580 unités de 4 à 16 m pratiquent ce métier ;
- Les filets fixes à grand maillage : environ 180 navires exploitent la baudroie, le turbot, les raies et la langouste surtout en Manche ouest ; le tourteau ainsi que divers poissons (barbue, lieu jaune, lingue...) constituent des espèces accessoires ;
- Les filets fixes à araignée sont utilisés par environ 125 navires de 5 à 18 m au nord de la Bretagne ; le tourteau constitue la prise accessoire principale ;
- Les filets fixes côtiers à sole de Manche est : pratiquée dans les eaux côtières de la Manche orientale, cette activité est très répandue particulièrement au printemps et en été (environ 340 unités de pêche) ; le turbot et l'araignée, ainsi que divers poissons plats et la seiche constituent les principales espèces accessoires.

Ce type d'information n'est pas disponible pour le golfe de Gascogne.

Une image des pêcheries françaises peut être vue à travers la ventilation des licences de pêche par Région d'attribution fournie dans le tableau ci-dessous.

Comité régional	1997	1998	1999	2000
Nord-Pas de Calais-Picardie	19	43	43	43
Haute Normandie	69	10	58	59
Basse Normandie	250	242	220	220
Bretagne	561	545	509	480
Pays de Loire	190	65	39	37
Poitou -Charente	57	28	30	30
Total Manche-Atlantique	1146	933	899	869

Tableau 3 : Nombre de licences de pêche aux crustacés délivrées annuellement entre 1997 et 2000 (source : CNPMEM)

L'image ainsi reflétée est toutefois incomplète dans la mesure où elle ne comptabilise pas les navires de plusieurs Comités locaux des Pays de Loire, réfractaires aux licences crustacés (La Turballe, Ile d'Yeu,

Saint-Gilles Croix de Vie, Les Sables d'Olonne). Sous cette réserve, le nombre par "façade" des navires impliqués dans la pêche des gros crustacés était en 2000 de l'ordre de :

Manche Est (Dunkerque à Cherbourg) : 170
 Manche Ouest (Cherbourg à Camaret) : 470
 Bretagne sud (Douarnenez à La Vilaine) : 170
 Gascogne / sud Vilaine : >60 (150 ?)

Les caractéristiques des navires pour la Bretagne et l'année 2000 peuvent être précisées à partir des demandes de licence (pas de données disponibles pour les autres Régions).

Sur les 450 navires renseignés, 200 se déclarent caseyeurs, 100 fileyeurs et 250 de caseyeurs-fileyeurs (d'autres métiers non dévolus aux crustacés peuvent être pratiqués au titre d'activité complémentaire, voire principale). En terme de taille, 400 unités mesurent moins de 13 mètres, 30 de 13 à 17 mètres et 17 de 17 à 25 mètres. La jauge brute globale de cet échantillon est de 5 250 tx, la puissance motrice de 49500 kW, l'âge moyen de 20,5 ans et le nombre d'hommes embarqués de 1 075. En terme de matériel, cette flottille utiliserait de l'ordre de 100 000 casiers et 4000 km de filet.

Une élévation des paramètres précédents à l'ensemble de la flottille française de pêche des grands crustacés impose évidemment une mise en garde sur la fiabilité des données initiales (déclaratives). Sous cette réserve les ordres de grandeur suivants peuvent être avancés :

Au plan national en 2000, le nombre des caseyeurs et/ou fileyeurs impliqués dans la pêche ciblée des crabes, homard, langoustes est de l'ordre de 900 à 1000 unités dont une vingtaine de 17 à 25 mètres, une cinquantaine de 13 à 17 mètres et 830 à 930 de moins de 13 mètres. Cette flottille concerne environ 2000 marins embarqués. Les jauge brute et puissance motrice globales sont de l'ordre de 10 000 tx et 90 000 kW. Le nombre de casiers utilisés est de l'ordre de 200 000. L'estimation des longueurs de filet, plus incertaine, n'est pas posée.

En terme de zones de pêche l'activité des navires de moins de 17 mètres s'exerce dans les rectangles statistiques côtiers, chaque navire en pratiquant 1 ou 2 les plus proches de son port d'attache.

Inversement, et comme le montre le tableau ci-dessous, les navires de plus de 17 mètres (une vingtaine de "gros crabiers") répartissent leur effort dans plusieurs divisions CIEM.

	IVc	VIIa	VIIId	VIIe	VIIIf	VIIg	VIIh	VIIIa	VIIIb	VIIIId
Moyenne 1986-1995	ε	ε	1%	62%	7%	4%	10%	13%	ε	1%
Moyenne 1996-1999	0	0	3%	48%	6%	5%	14%	20%	ε	4%

(ε = inférieur à 1%).

Tableau 4 : Ventilation par division CIEM du nombre de jours de levée par an des navires de plus de 17 m de 1986 à 1995 et de 1996 à 1999.

La comparaison des deux périodes fait apparaître une diminution de leur activité en Manche (problèmes de cohabitation avec les chalutiers et "appropriation" de zones par les caseyeurs britanniques), une stabilité à l'entrée de la mer d'Irlande (VIIIf, VIIg) et un fort accroissement dans le golfe de Gascogne (VIIh, VIIIa, VIIIId).

32.3.2. Les pêcheries étrangères.

L'importance des pêcheries étrangères de tourteau peut être approchée à travers les statistiques FAO. Bien que la fiabilité des données soit sujette à caution il ressort que le Royaume-Uni est le principal producteur (pêcheries principales autour de l'Ecosse, en mer du Nord et en Manche), que l'exploitation se développe en Irlande et que les Anglo-normandes et la Norvège sont, à un moindre degré, producteurs (fig. 1). Les débarquements totaux européens après avoir évolué entre 20 et 30 000 t/an de 1973 à 1995 dépasseraient désormais les 40 000 t/an (fig. 2). Le tourteau est (de loin) le crabe le plus pêché en Europe.

Différents métiers de la Communauté européenne exploitent le tourteau. Une enquête conduite par les scientifiques britanniques recensait pour les années 1990-1991 (ces données ont largement évolué et doivent être considérées avec réserve) :

- ❑ Le caseyage hauturier britannique : environ 25 navires de 10 à 21 m recherchent le tourteau, avec des prises accessoires de homards, d'araignées et de langoustes ; ils travaillent essentiellement dans des zones réservées au caseyage en Manche centrale, entre juin et novembre ;
- ❑ Le caseyage hauturier des îles anglo-normandes, constitué d'une flottille d'environ 25 navires d'une longueur comprise entre 11 et 21 m qui ciblent le tourteau et le homard dans le nord de la presqu'île du Cotentin ;
- ❑ Le caseyage côtier britannique : environ 250 unités de 4 à plus de 10 m de longueur pratiquent cette activité le long des côtes sud de l'Angleterre ; le tourteau est leur espèce cible, araignée, homard et langouste constituant le plus souvent des prises accessoires ;
- ❑ Le caseyage côtier des îles Anglo-normandes constitué de 135 unités en hiver et 560 en été qui exploitent les grands crustacés autour de Jersey et Guernesey ;
- ❑ Les filets fixes à grand maillage de Grande Bretagne : les espèces ciblées sont des poissons (raies, aiguillat, baudroies,...), mais les grands crustacés constituent des prises accessoires intéressantes ; des navires compris entre 5 et 18 m de longueur, polyvalents (filets/casiers) ou fileyeurs pratiquent cette activité en Manche orientale le long de la côte sud de l'Angleterre ainsi qu'autour de la Cornouaille ;
- ❑ Les filets fixes côtiers à araignée des îles Anglo-normandes : un petit nombre d'unités (moins d'une dizaine) de 7 à 17 m de longueur pratique ce métier autour de Jersey et Guernesey aux périodes de migration de l'araignée ; le tourteau est une des prises accessoires.

32.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier.

Depuis leur mise en place par la commission européenne en 1985 des livres de bord sont renseignés régulièrement par la flottille des "grands crabiers" du quartier de Morlaix. Leur analyse permet de suivre les apports, les efforts et les rendements de cette flottille dont l'activité est répartie sur plusieurs divisions CIEM de Manche et Atlantique. En l'absence de séries équivalentes pour les flottilles côtières (pas de fiches de pêche régulières, de suivi des activités et d'enregistrements des ventes au débarquement) il n'est pas possible de quantifier correctement l'évolution des pêcheries locales. Par ailleurs les prises accessoires (mais néanmoins importantes) des fileyeurs en tourteau entier ou en pinces constituent également un maillon manquant.

32.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier.

Les données de production doivent être considérées avec circonspection tant en valeurs absolues que pour le détail de leur évolution (problèmes chroniques dans la collecte et l'enregistrement des données), ce que justifie l'examen des débarquements par quartier maritime (tableau en annexe). L'essentiel des débarquements est réalisé en Bretagne, plus particulièrement en Finistère dans les quartiers de Morlaix et à un moindre degré de Brest, dans ceux de Douarnenez (Camaret), du Guilvinec, de Concarneau. Les pôles de production hors de la Bretagne sont les quartiers de Cherbourg et Saint-Nazaire (Le Croisic).

L'évolution des débarquements annuels (fig. 3) montre entre 1973 et 1977 une phase de croissance qui correspond au développement de la pêcherie ciblée vers le tourteau. Après avoir culminé autour de 11 000 tonnes les débarquements marquent une première réduction jusqu'en 1990, avec des valeurs moyennes autour de 8000 t/an, puis une seconde réduction avec des valeurs autour de 6000 t/an. Sous réserve que ces statistiques reflètent réellement la tendance (à défaut de la valeur absolue), on peut avancer que la première réduction est la conséquence du passage d'un "stock peu exploité" à un stock "pleinement exploité" et que la seconde résulte en partie d'une désaffectation pour le métier (développement de la pêche au filet).

Une étude des débarquements des flottilles du sud du golfe de Gascogne (Noirmoutier à Bayonne) fondée sur les états A1 du CRTS de La Rochelle fait état pour le tourteau de 1 440 t en 1986, 1 209 t en 1989, 730 t en 1992 et 256 t en 1995, qui montre clairement la réduction des apports et l'impute à une désaffectation pour le métier du casier. Dans le même temps les apports de la flottille des "gros crabiers" du quartier de Morlaix (source logbooks) montre une progression constante (fig. 4).

32.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier.

L'effort de pêche d'une flottille de caseyeurs peut être caractérisé par des indicateurs plus ou moins précis (nombre de navires, nombre de casiers possédés, nombre de jours de pêche, nombre total de casiers levés annuellement). Ces informations ne sont disponibles que les "gros crabiers" du QAM de Morlaix et sont fournies dans le tableau suivant.

	1985 ¹	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Nombre de bateaux au moins 1 marée	18	16	16	14	18	17	16	15
au moins 10 marées	17	12	14	13	16	15	13	15
Nb de marées	390	254	277	275	292	323	271	301
Nb de jours de levée ²	2400	1659	1992	2020	2207	2402	2051	2267
<i>Jours de levée par marée</i>		6.53	7.19	7.35	7.56	7.44	7.57	7.53
Nb casiers (*1000) levés par la flottille	1820	1266	1552	1598	1737	1954	1707	1937
<i>Casiers levés/bateau/jour</i>	745	763	779	791	787	813	832	854
	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
Nombre de bateaux au moins 1 marée	15	15	15	13	14	13	13	
au moins 10 marées	14	14	14	13	13	11	12	
Nb de marées	283	287	271	243	263	214	234	
Nb de jours de levée ³	2142	2226	2161	1953	2088	1752	1858	
<i>Jours de levée par marée</i>	7.57	7.76	7.97	8.04	7.94	8.19	7.94	
Nb casiers levés par la flottille (*1000)	1873	1932	1893	1771	1980	1655	1744	
<i>Casiers levés/bateau/jour</i>	874	868	876	907	948	945	939	

Tableau 5 : Evolution de l'effort de pêche des « gros crabiers » du Quartier maritime de Morlaix de 1985 à 1999.

Pendant la période de référence l'évolution technique a peu modifié la capacité de capture des crabiers du large : les casiers sont restés les mêmes (roscofite ou conquétois en plastique, pas de casiers à parloir) et l'informatique embarquée ou le positionnement par GPS ont facilité les pratiques sans les révolutionner.

L'évolution des différents indicateurs sur la période 1986 et 1999 fait apparaître une réduction du nombre de bateaux⁴, du nombre de marées et du nombre de jours de levées mais le total de casiers levés annuellement⁵ (véritable mesure de l'effort de pêche) est relativement stable depuis 1990 car chaque bateau a augmenté son nombre moyen de jours de levée par marée (moins de 7 jours avant 1987, 8 jours en moyenne depuis 1995) et le nombre moyen de casiers levés journalièrement (moins de 800 avant 1989, plus de 900 depuis 1996).

¹Pour 1985, les données relatives aux nombres de marée, de jours de pêche et de casiers levés sont pour partie estimées.

² Seuls les jours de levée des casiers sont retenus. Les jours consacrés exclusivement à la route ne sont pas pris en compte.

³ Seuls les jours de levée des casiers sont retenus. Les jours consacrés exclusivement à la route ne sont pas pris en compte.

⁴ Pour mémoire 9 bateaux en 1970, 14 en 1975 et 17 en 1980 (source : Corpecum 1981)

⁵ L'étude Corpecum 1981 fait état de 650 000 casiers levés en 1970, 1 215 000 en 1975 et 2 150 000 en 1980 pour la flottille des caseyeurs du large du quartier de Morlaix. Il s'agit d'estimations hautes et probablement excessives (pour 1980 le calcul prend en compte 17 bateaux faisant 176 jours de levée et 720 casiers chacun).

L'absence de données *ad hoc* pour les flottilles côtières contraint à se limiter à l'appréciation qualitative d'une diminution de l'effort de pêche ciblé sur le tourteau au cours de la dernière décennie.

32.3.3.3. Evolution des rendements par métier.

Les seules données disponibles concernent les gros crabiers du Quartier maritime de Morlaix (fig. 5). Parallèlement au rendement en tourteau (kg/1000 casiers levés), un rendement en "Gros Crustacés Equivalent Crabe" (GEGC) a été calculé afin de prendre en compte l'impact du ciblage éventuel d'une partie de l'effort de pêche sur l'araignée ou sur le homard. Il répond à la formule suivante :

$$\text{GEGC} = [(\text{poids tourteaux}) + (\text{poids araignées}) + 7(\text{poids homards})]/1000$$

La progression des rendements observable sur l'ensemble de la période et notamment depuis 1989, peut être considérée comme le reflet d'une augmentation de l'abondance en tourteau sur les zones de pêche de cette flottille. Parallèlement, depuis plusieurs années, les pêcheurs côtiers du littoral de la Manche font état (informations qualitatives) d'une abondance en tourteaux juvéniles particulièrement élevée. Cette dernière observation semble valoir dans d'autres zones au niveau européen (données non vérifiées).

32.3.4. Structure démographique des captures.

L'impossibilité de déterminer l'âge réel des tourteaux (pas de marques "mémorisées" sur les pièces calcifiées en raison des mues) et l'incertitude sur les paramètres de croissance conjuguée à une forte variabilité interindividuelle empêchent l'établissement de structures démographiques en âge.

32.3.4.1. Structure des débarquements.

On peut obtenir des compositions en taille des débarquements et les utiliser pour calculer un coefficient de mortalité par pêche (F) si on connaît (estime) la mortalité naturelle (M) et la croissance. Malheureusement ces deux derniers paramètres sont plutôt mal connus et les migrations, la sélectivité des engins et la compétition intra spécifique liées à la taille peuvent modifier la structure de taille. Ces considérations, qui valent pour la plupart des espèces de crustacés (notamment celles capturées au casier) font que la distribution en taille des captures n'est pas avérée refléter réellement la distribution en taille sur le fond et qu'elle ne sont pas de bons indicateurs du taux d'exploitation (les changements de cpue ou de distribution sont de meilleurs indicateurs).

Des échantillonnages au débarquement effectués entre 1981 et 1987 ont indiqué que l'hétérogénéité spatiale était plus marquée que l'hétérogénéité temporelle. Les pêcheries du large produisent des gros crabes et les côtières des plus petits voire des très petits. Il y a peu de variabilité inter bateau dans les pêcheries du large et beaucoup plus dans les pêcheries côtières. Globalement il y a peu changements dans la composition en taille au fil du temps.

32.3.5. Rejets.

La mortalité consécutive au rejet d'un crabe entier est pratiquement nulle. Il n'en va pas de même lorsque les pinces sont préalablement arrachées, cas dans lequel elle est totale. Cette dernière pratique, peu fréquente à bord des caseyeurs, serait courante à bord des fileyeurs. La destruction (écrasement au maillet) systématique des crabes pris dans les filets, notamment les filets à sole, serait également une pratique courante. Les quantités rejetées par les fileyeurs ne sont pas connues mais sont probablement importantes.

Sur certaines pêcheries côtières (casier, filet) les crabes qui ne peuvent être commercialisés (hors taille, clairs, pinces manquantes) seraient débarqués (probablement pas comptabilisés) et vendus comme appât pour la pêche au bulot.

32.4. Sélectivité des engins de pêche.

Plusieurs types de casiers de formes sensiblement différentes sont utilisés pour la pêche du tourteau (conquétois, paimpolais, roscovite, ...) mais tous sont constitués d'une armature enveloppée de filet en nappe simple ou double, souvent serrée par des bandes de caoutchouc pour réduire l'usure. Le filet est l'élément de sélectivité et en première approche on pourrait tenter de lier la taille de la maille à celle des captures. En réalité ce schéma est modifié par l'emploi d'un double filet et des bandes de caoutchouc. Par ailleurs la survie quasi totale des crabes rejetés fait que le paramètre sélectivité des casiers est peu important.

32.4.1. Les compétitions entre métiers.

La principale conséquence halieutique des migrations est de conférer une large dimension aux unités de stocks : les crabes capturés au large des côtes de Bretagne nord, en particulier les femelles, sont probablement issus pour partie des nourriceries du nord-est de la Manche occidentale ; ceux nés en Bretagne nord ou Bretagne ouest contribuent à alimenter la pêcherie dite de La Chapelle et des accores (fonds de 100 à 200 mètres). Toute modification de l'effort de pêche sur une "zone amont" a des répercussions sur les captures réalisées "en aval" et l'analyse du stock exploité suppose que soient prises en compte les données relatives à un ensemble géographique vaste.

Les caseyeurs sont confrontés à une compétition pour l'espace avec les chalutiers, les fileyeurs et d'autres caseyeurs. Le développement de chaluts aptes à travailler sur les fonds durs (rockhoppers, ...) antérieurement pratiqués par les seuls engins calés a généré des conflits assez nombreux. Une solution de "partage" spatio-temporel des zones est désormais réalisée soit extemporanément (contacts radio entre bateaux) soit dans le cadre d'accords annuels (accords dits de Manche centrale entre chalutiers et caseyeurs anglais, belges, français et hollandais). Certaines zones de pêche "traditionnelles" de Manche centrale pratiquées en périodes de mortes eaux par les caseyeurs bretons hauturiers sont, depuis quelques années, occupées "en permanence" par les caseyeurs anglais qui y laissent leurs casiers. Globalement ces interactions se traduisent par une réduction des zones de pêche des caseyeurs.

En matière de ressource les prises des fileyeurs (à sole, à baudroie) et, surtout, leurs rejets avec mortalité totale constituent une compétition non chiffrée mais probablement importante.

Par ailleurs, les différences entre les structures en taille des débarquements des caseyeurs côtiers (capturant plutôt des crabes de petite taille) et du large (qui exploitent des individus plus gros) montrent qu'il s'agit d'une pêcherie séquentielle, mais ces interactions ne sont pas quantifiées.

Pendant quelques mois d'hiver une partie des "gros caseyeurs" travaille en zone côtière de nord Bretagne où leurs prélèvements réduisent la ressource disponible le restant de l'année pour les caseyeurs côtiers.

32.5. *L'état de la ressource.*

L'évaluation de l'état de la ressource en tourteau pose des problèmes méthodologiques dus aux faits qu'on ne sait pas àger cette espèce (mode de croissance par mue), que les statistiques d'effort et de débarquement des pêcheries côtières sont mauvaises et que la capturabilité varie pour des causes mal connues et non modélisées. On ne peut utiliser de modèles structurés en âge, les modèles structurés en taille donnent des résultats insatisfaisants (trop sensibles à la valeur des paramètres de croissance⁶ très mal connus), l'ajustement d'un modèle global pose le problème de la qualité des données et de leur standardisation (changements dans les pratiques de pêche, extension de zone, ...) et les modèles de déplétion (méthode de Leslie) sont difficilement utilisables (variations de capturabilité, grande mobilité d'une partie de la population).

32.5.1. Evolution de l'abondance.

Compte tenu des réserves précédentes, l'appréciation de l'état de la ressource est à considérer en tant que tendance. Elle se fonde notamment sur l'évolution des rendements des "gros crabiers" du quartier de Morlaix (données des logbooks). Selon ces données, les rendements sont en augmentation, traduisant ainsi une augmentation de l'abondance de la ressource (fig. 5).

32.5.2. Evolution du taux d'exploitation.

Aucune donnée n'est disponible sur l'évolution du taux d'exploitation. Cependant, l'exploitation semble s'être intensifiée à partir du milieu des années 70.

32.5.3. Etat actuel de l'exploitation.

Un certain nombre de caractéristiques du tourteau font que l'espèce est peu susceptible de surexploitation biologique dans les conditions actuelles de son exploitation : présence d'une spermathèque, fécondité élevée (plusieurs millions d'œufs), non capturabilité des femelles ovigères (6 mois par an), taille moyenne de première maturité inférieure à la taille minimale au débarquement. Le recrutement au cours des années récentes semble

⁶ Un autre problème important tient à la distribution de l'espèce : une analyse de cohorte sur les captures d'une pêcherie côtière donnera des F très élevés, jusqu'à 2.5 ou 3, alors qu'une pêcherie du large donne un F dérisoire très faible, de l'ordre de 0.1.

atteindre des niveaux élevés. A l'échelle globale de la Manche et du golfe de Gascogne les rendements sont bons et leur tendance est croissante. Des différences locales peuvent toutefois être observées à une échelle géographique réduite.

La (relative) précocité de la maturité sexuelle, la proportion importante de reproducteurs annuels la fécondité élevée et la non vulnérabilité des femelles ovigères convergent pour que le risque que la biomasse féconde soit altérée au point d'affecter les niveaux de recrutement est très faible dans les conditions actuelles d'exploitation.

Des données économiques seraient à rechercher pour savoir dans quelle mesure la santé des armements est à l'image de la bonne santé du stock (le prix du tourteau a peu évolué depuis 15 ans).

32.5.4. Potentiels de production.

Les pêcheries du large semblent présenter quelques possibilités de développement, en particulier dans le sud Gascogne, mais la compétition pour l'espace avec les chalutiers constitue une limite. Un potentiel de ressource, non évalué mais certainement important pour les caseyeurs côtiers ou du large, existe également via la réduction des quantités détruites par les fileyeurs (à sole, à lotte, ...).

A contrario un potentiel de développement semblerait exister ("paroles d'experts" étrangers) pour des pays européens (Royaume-Uni, Irlande, Norvège, Danemark, ...) autres que la France, par la mise en exploitation de nouvelles pêcheries dans leurs eaux nationales ou à leur voisinage. Un tel développement s'il se traduisait par une concurrence commerciale accrue pourrait réduire la rentabilité et donc l'attractivité du métier de crabier en France.

Un transfert de production entre "gros crabiers" et pêcheurs côtiers, probablement bénéfique en terme de tonnages débarqués et peut être plus encore en termes socio-économiques, pourrait résider dans une limitation d'accès aux "gros crabiers" de certaines zones très côtières qu'ils fréquentent en hiver.

32.6. Les mesures de gestion.

32.6.1. Mesures actuellement en vigueur.

Les mesures de gestion actuellement en vigueur comportent des mesures techniques (taille minimale au débarquement, interdiction de débarquer des "crabes clairs", interdiction de débarquer les pinces séparément du corps, type de casier) et des mesures de contrôle de l'effort (licences de pêche, PPS, limitation du nombre de casiers).

- *Taille minimale au débarquement (TMD)* : les tailles minimales⁷ au débarquement sont définies par le J.O. des Communautés européennes du 27/04/98, à savoir 140 mm dans les Région 1 and 2 au nord de 56°N, 130 mm dans la Région 2 au sud de 56°N à l'exception des divisions VIIId, VIIe, VIIIf et des divisions IVb et IVc, 115 mm dans les divisions IVb et IVc, 140 mm dans les divisions VIIId, VIIe, VIIIf et 130 mm dans la Région 3. On notera que les TMD inférieures à 140 mm répondent aux intérêts de flottilles locales plutôt qu'à des arguments biologiques.

Compte tenu des zones pratiquées par les flottilles françaises, la TMD de 140 mm est applicable pour les captures réalisées en Manche (flottilles côtières et hauturières) et dans le nord de la Cornouaille anglaise (hauturiers) et celle de 130 mm pour les captures réalisées dans tout le golfe de Gascogne (flottilles côtières et hauturières), au large d'Ouessant (flottilles côtières et hauturières), autour de l'Irlande (flottille hauturière), au large et au nord du Pays de Galles (flottille hauturière).

- *Interdiction de débarquer des crabes "clairs"* : le débarquement des crabes "clairs" ou "blancs" (mue récente) est interdit par décision interprofessionnelle en raison du risque accru de dommage lors de manipulations et de leur intérêt très réduit pour le consommateur. La justification de cette disposition que l'on trouve dans la réglementation de plusieurs pays ne fait aucun doute, mais son

⁷ La mesure de référence est la largeur de la carapace. Elle se mesure perpendiculairement à la ligne médiane antéro-postérieure (des yeux à l'arrière) et constitue la plus grande dimension (la largeur est plus grande que la longueur). Les relations suivantes, exprimées en mm, permettent de passer de la largeur (lc) à la longueur (Lc) et inversement. Mâles : $lc = 1.68Lc - 3$ et $Lc = 0.59lc + 2$, Femelles : $lc = 1.63Lc - 1$ et $Lc = 0.61lc + 1$, Mixte : $lc = 1.645Lc - 1$ et $Lc = 0.59lc + 2$

contrôle et son opposabilité pénale sont limités par le fait qu'on ne sait pas techniquement objectiver (quantifier) l'état "clair" ou "blanc" d'un crabe.

- ❑ *Pinces* : le règlement (CE) n°724/2001 du Conseil du 4 avril 2001 modifiant le règlement (CE) n°850/98 visant à la conservation des ressources par le biais de mesures techniques de protection des juvéniles d'organismes marins, limite à 1% maximum du poids total des captures le poids de pinces autorisé par campagne de pêche pour les caseyeurs. Par contre il autorise jusqu'à 75 kg de pinces par campagne de pêche pour les captures réalisées avec tout engin autre que les casiers ! Les fileyeurs et chalutiers sont, de ce fait, autorisés à débarquer quotidiennement l'équivalent de 350 à 450 kg de tourteau.

Une délibération du Comité Régional des Pêches maritimes et des Elevages Marins de Bretagne précise que "le débarquement des pattes de crabes détachées du corps de l'animal est interdit sur l'ensemble du littoral de la Région Bretagne"⁸. Cette réglementation est globalement respectée par les caseyeurs mais globalement enfreinte par les fileyeurs. En outre si le débarquement des pinces est interdit, la vente en est autorisée (prélèvements dans les viviers) ! Les Régions autres que la Bretagne ne semblent pas avoir d'interdiction.

- ❑ *Engins de pêche* : les seuls engins autorisés pour pêcher le tourteau sont les casiers et les filets (cf. licence). La capture du tourteau avec des engins traînants est autorisée, à titre accessoire, à la hauteur maximale de 10% du volume des captures détenues à bord. Le casier à parloir est interdit sur l'ensemble du littoral français, exception faite de la zone comprise entre les méridiens 2° et 2°30' et d'une petite partie du littoral bas-normand. En tout état de cause son usage apporte peu d'avantage pour la pêche des crabes.
- ❑ *Licence de pêche et PPS* : au plan national, le droit de pratiquer la pêche professionnelle des gros crustacés (araignée, tourteau, homard, langoustes) est assujéti à la possession d'une licence⁹ délivrée sur une base annuelle par les Comités Régionaux des Pêches. Au plan européen la pêche de l'araignée et du tourteau dans les eaux communautaires est assujéti à l'obtention d'un permis de pêche spécial (PPS)¹⁰ qui s'inscrit dans une limitation de la puissance globale autorisée par pays et par zone. La licence de pêche ayant valeur de PPS¹¹ ne peut être délivrée qu'aux seuls navires pratiquant la pêche du tourteau et de l'araignée de mer au casier et/ou au filet.
- ❑ *Limitation du nombre de casiers par bateau* : en complément aux licences et PPS, le nombre de casiers par bateau est encadré (depuis 1997) pour limiter le développement de l'effort de pêche. Il est lié au nombre d'hommes embarqués. Sur la plupart des pêcheries le droit est de 200 casiers par homme avec un maximum à 1000 par bateau. Des marques d'identification numérotées doivent être apposées sur chaque casier.

32.6.2. Possibilité d'évolution du type de gestion.

On peut considérer sur la base des indices disponibles (cpue des crabiers du large) que l'état de la ressource en tourteau est actuellement satisfaisant mais la durabilité de cette situation et du bénéfice socio-économique pour les flottilles françaises suppose un renfort des mesures de gestion communautaires et nationales pour :

⁸ Délibération 30/97 du 24 janvier 1997. Une telle disposition avait déjà été édictée à l'échelle nationale par le CI Gros Crustacés (décision 14 du 21 décembre 1990)

⁹ La création de la première licence de pêche professionnelle, tous métiers et toutes espèces confondues, remonte au 1^{er} décembre 1970 et concerne précisément les crustacés. Elle s'inscrivait dans le cadre d'une politique favorable aux cantonnements et était présentée comme l'instrument permettant de faire respecter la discipline. Au cours des trente années suivantes la licence et ses objectifs ont évolué.

¹⁰ Les PPS ont été créés à la demande de la France pour réduire le risque de voir des flottilles autres que britanniques et françaises venir pêcher les crabes araignée et tourteau en Manche. Cette protection visait essentiellement l'Espagne, pays fortement importateur de crabes.

¹¹ La délibération n°11/2000 du CNPMEM précise qu'au sens de la réglementation communautaire, la licence a valeur de Permis de Pêche Spécial (PPS) pour les navires de moins de 10 mètres pêchant le tourteau et l'araignée au-delà des 12 milles et pour les navires de plus de 10 mètres pêchant le tourteau et l'araignée de mer en tous lieux" et que "la capture de crustacés à l'aide d'engins traînants n'est autorisée, à titre accessoire, qu'à la hauteur maximale de 10% du volume des captures détenues à bord. En conséquence, la licence de pêche ayant valeur de PPS ne peut être délivrée qu'aux seuls navires pratiquant la pêche du tourteau et de l'araignée de mer au casier et/ou au filet".

- éviter le développement de l'effort de pêche au casier
- empêcher le développement d'une pêche ciblée vers les pinces
- optimiser la répartition côte/large des crabiers français
- optimiser la taille marchande

La possibilité de mettre en place une politique de quota est également examinée.

- ❑ *Eviter le développement de l'effort de pêche au casier* : comme pour toute pêcherie le contrôle de l'effort de pêche passe en premier lieu par une limitation de l'accès. Au plan national le système de licences mis en place par le CNPMM n'est localement pas respecté (quelques Comités Locaux), ce qui pose des problèmes d'équité, ne permet pas de stabiliser le système et d'envisager des développements ultérieurs.

Au plan communautaire les PPS mis en place à la demande de la France accordent des droits de pêche aux crabes tourteau et araignée à certains pays. Indépendamment du manque de pertinence de l'unité d'effort en kW*jour (mauvais indicateur pour les engins calés), les critères d'allocation des droits par nation posent question. A titre d'exemple l'Espagne a des droits 5 fois supérieurs à ceux de la France pour un niveau de captures 70 fois inférieur (tableau ci dessous).

	Production tourteau+ araignée (tonnes) *	kW*jour	kW*jour/tonne
France	10 895 t	687 000	63
Royaume Uni	11 921 t	703 000	59
Irlande	4 120 t	903 000	219
Espagne	160 t	3 605 000	22 531
Iles anglo-normandes	2 244 t	-	-

Tableau 6 : Comparaison des productions de tourteau et d'araignée, des capacités de pêche autorisées et du rapport capacités/production pour différents pays. (production tourteau + araignée = moyenne 1984-1993 à partir des statistiques FAO)

Par ailleurs les droits accordés à la France ne couvrent pas la réalité (historique et actuelle) de l'effort développé, mettant la flottille en situation irrégulière pendant une grande partie de l'année. Enfin, les PPS couvrent l'exploitation du tourteau et de l'araignée mais pas celle du homard et sous prétexte de chercher ce dernier des flottilles non détentrices de PPS dans une zone peuvent exploiter le tourteau présenté comme capture accessoire. La réouverture du dossier PPS par les autorités françaises pourrait être une des priorités en matière de gestion.

De manière générale la pérennité de l'activité des caseyeurs français dans les zones communautaires qu'ils pratiquent, en premier lieu en Manche et dans le golfe de Gascogne, suppose que l'effort de pêche y soit encadré. Pour la Manche des contacts interprofessionnels avec les britanniques sont en cours.

- ❑ *Empêcher le développement d'une pêche ciblée vers les pinces* : le règlement communautaire n°724/2001 du Conseil d'avril 2001 limite le poids de pinces "débarquable" par campagne de pêche à 1% du tonnage total de tourteau pour les caseyeurs et à 75 kg pour tout autre métier (1kg de pince équivaut à 5 kg de crabe entier). Ce règlement a été instauré à la demande du (seul) Danemark, pays dont la production officielle de tourteau est de quelques tonnes par an. Il ouvre une brèche dans le développement d'une activité complémentaire rentable ciblée sur "l'exploitation des pinces" de la part des fileyeurs et à un moindre degré des chalutiers à perche, en particulier ceux qui débarquent quotidiennement (une campagne = 1 jour). Cette situation peut à la fois rendre très difficile le contrôle du taux d'exploitation sur le tourteau et compromettre l'activité économique des flottilles spécialisées de caseyeurs. Une évolution possible de la gestion pourrait être d'interdire cette pratique au niveau européen ou de la limiter géographiquement. Dans cette attente des dispositions dans ce sens peuvent être prises au plan national.
- ❑ *Optimiser la répartition côte/large des crabiers français* : la majorité des gros crabiers (18 mètres et plus) qui restent armés en hiver travaillent en partie dans les eaux côtières du nord Finistère. Une analyse économique pourrait être conduite sur l'impact de leurs prélèvements sur l'activité des flottilles côtières.

- ❑ *Optimiser la taille marchande* : les données biologiques disponibles ne viennent pas en support à la conservation d'une taille minimale au débarquement de 13 cm au sud du 48°N (parallèle "de l'île de Sein") alors qu'elle est de 14 cm au nord.
- ❑ *Mise en place d'une politique de quota ?* les statistiques de débarquements (FAO) font apparaître une diminution régulière de la production française et un accroissement constant des productions britanniques et irlandaises au cours de la dernière décennie. Une allocation fondée sur des droits historiques (quelle antériorité ?) serait actuellement très peu favorable à la France. Par ailleurs si la réalité des débarquements en tourteau est assez mal connue en France, il semble qu'elle le soit également dans les autres pays européens producteurs (selon des scientifiques britanniques la sous estimation pourrait être de plusieurs dizaines de % au Royaume Uni) ce qui rend la fixation d'un TAC et de quotas délicate. Cette situation due au mode de commercialisation des crabes vivants, généralement de gré à gré hors de toute structure de pesage et d'enregistrement n'est pas de nature à faciliter le suivi et le respect des quotas et semblable situation semble exister ailleurs qu'en France. Il n'existe pas de méthode satisfaisante pour évaluer le stock et seule la tendance peut être approchée par l'évolution des cpue (ceci n'est toutefois pas incompatible avec l'établissement de TAC/quotas). Des discussions entre représentants professionnels français et britanniques des pêcheurs de crabes et homard sont planifiées (octobre 2001 à Londres) pour envisager une approche réglementaire commune, notamment en matière d'encadrement de l'effort de pêche (licences, limitation du nombre de casiers par bateau) et de mesures techniques. En conclusion, il ne peut être recommandé actuellement (prématuré) de pousser en direction d'une politique de TAC et de quotas.

32.7. Références bibliographiques.

- Anon, 1993. Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche, et relations avec ceux des régions voisines. IFREMER-MAFF. RI.DRV 93.028, 256 p.
- Anon, 2001. Report of the study group on the biology and life history of crabs. ICES CM 2001/G:04 Ref E, 36 p.
- Berthou P., J. Boncoeur, J.L. Prat, D. Latrouite, B. Le Gallic, S. Fifas and O. Curtil, 1998. Les pêcheries du golfe normand-breton, options d'aménagement. Rapport de deuxième année au titre du contrat MAPA Ref Ifremer n°95/121688, mars 1998, 47 p.
- Berthou P., Y. Morizur, D. Latrouite, M. Jézéquel, P. Lespagnol, P. Danel, (1996). Cadre physique et aspects halieutiques in Description des pêcheries du golfe normand-breton et analyse du problème d'aménagement., Contrat MAPA réf. Ifremer n°95/1212433, pp 8-79.
- Danel P. , D. Latrouite, P. Lespagnol et M. Jezequel, (1996). Variation spatio-temporelle de la ressource transitant par la bande côtière bretonne : présentation des états A1 1989-1994 pour les principales espèces. Document 96.01 du laboratoire RH côtier de Brest, 43 p.
- Dintheer C., M. Lemoine, D. Latrouite, P. Berthou, J.P. Delpech, Y. Morizur et A. Tétard, 1995. Les grands métiers de Manche : réflexions et propositions pour la conservation de la ressource et la gestion des pêcheries. La Pêche maritime n°1388 septembre-octobre 1995, 181-195.
- Latrouite D., *coordinateur*, (1998). Les crustacés in "Algues et invertébrés marins des pêches françaises", Delachaux et Niestlé, p 178-238.
- Latrouite D. et D. Le Foll, 1989. Données sur les migrations des crabes tourteau *Cancer pagurus* et araignée de mer *Maja squinado*. Océanis, vol. 15, Fasc. 2, 133-142.
- Latrouite D., Y. Morizur, P. Noël, D. Chagot et G. Wilhelm, 1988. Mortalité du tourteau *Cancer pagurus* provoquée par le dinoflagellé parasite *Hematodinium sp.* CIEM 1988/K:32, Réf.E, 11 p.

- Latrouite D. et Y. Morizur, 1988. Analyse quantitative et qualitative des captures de tourteaux *Cancer pagurus* par la flottille de Manche Ouest. CIEM 1988/K:33, 12 p.
- Latrouite D. et Y. Morizur, 1988. Observations sur la croissance du tourteau *Cancer pagurus* en Manche et dans le Golfe de Gascogne. CIEM 1988/K:34, 11 p.
- Latrouite D. et P. Noël, 1993. Observations sur la maturité sexuelle et la ponte du tourteau *Cancer pagurus* en Manche. CIEM 1993/K:23, 9p.
- Latrouite D et P. Noël, 1997. Les crabiers du quartier de Morlaix, flottille, activité et production de 1985 à 1995 au travers l'analyse des livres de bord européens. Document du laboratoire côtier de Brest, 19p + annexes.
- Le Foll D., D. Latrouite, E. Bricchet, J.L. Reyss and C. Lalou, 1989. Age determination of the spider crab *Maia squinado* and the european lobster *Homarus gammarus* by $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$ chronology : possible extension to other crustaceans. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 46, 720-724.
- Morizur Y., P. Berthou, D. Latrouite et G. Véron, 1992. Les pêches artisanales de la Manche Occidentale. IFREMER ed., 175 p.
- Reyss J.L., S. Schmidt, D. Latrouite, S. Floris, 1996. Age determination of crustaceans carapaces using $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$ measurements by ultra low level gamma spectrometry. Appl. Radiat. Isot. Vol. 47, n° 9/10, pp. 1049-1053.
- Tétard A., Boon M. Bennett D., Berthou P., Bossy S., Casey J., De Clerck R., Delpech J.P., Dintheer C., Giret M., Large P., Latrouite D., Lemoine M., Millner R., Morizur Y., Ozanne S., Palmer D., Pawson M., Pickett G. et Vince M. (1995). Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques. Brest, Ifremer, 337 p

Annexe : débarquements annuels en tourteau par QAM de 1989 à 1998

QAM	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	<i>Moyenne</i>
Ajaccio											
Arcachon							1	1	1	0	1
Audierne	12	36	72	84	4	10	10	7	9	9	25
Auray	131	160	175	188	162	122	30	25	46	52	109
Bayonne	63	0	34	20	16	2	10	13	9	13	18
Bordeaux	3	3	3	2	1	1				0	2
Boulogne	2	1	2	1	1	1	1	2	1		1
Brest	1 157	1 075	574	674	1 152	1 518	1646	1500	1584	1414	1 229
Caen	62	123	85	85	96	94	53	53	35	19	71
Cherbourg	199	170	142	33	21	32	76	38	575	36	132
Concarneau	226	165	300	299	236	107	102	117	122	112	179
Dieppe							0	0	0	0	0
Douarnenez	321	349	437	434	423	318	330				373
Dunkerque							1	4	1		2
Fécamp									0	1	1
La Rochelle	0	0	14	26	42	19	2	31	13	16	16
Le Guilvinec	405	274	366	357	327	361	368	240	238	208	314
Le Havre	50	20	37	12	2	10					22
Les Sables d'Olonne	0	0	336	380	293	168	50	64	48	37	138
Lorient	78	17	61	37	63	43	47	44	52	39	48
Marennes	71	2	114	108	94	45	53	61	32	38	62
Morlaix	2 382	2 738	2 342	2 454	2 655	2 476	2581	2829	2817	3614	2 689
Nice											
Noirmoutier	7	0	161	180	142	120	84	63	59	43	86
Paimpol	250	166	129	106	117	173	14	177	153	218	150
Saint Briec	19	18	13	39	40	59	47	15	53	26	33
Saint Malo	28	39	30	24	5	1	27	65	49	20	29
Saint Nazaire	339	0	307	315	326	320	318	315	337	328	291
Sète											
Vannes	14	8	6	8	5	3					7
Yeu	0	0	69	63	32	8	29	47	48	57	35
National	5819	5364	5809	5929	6255	6011	5880	5708	6283	6300	5 936

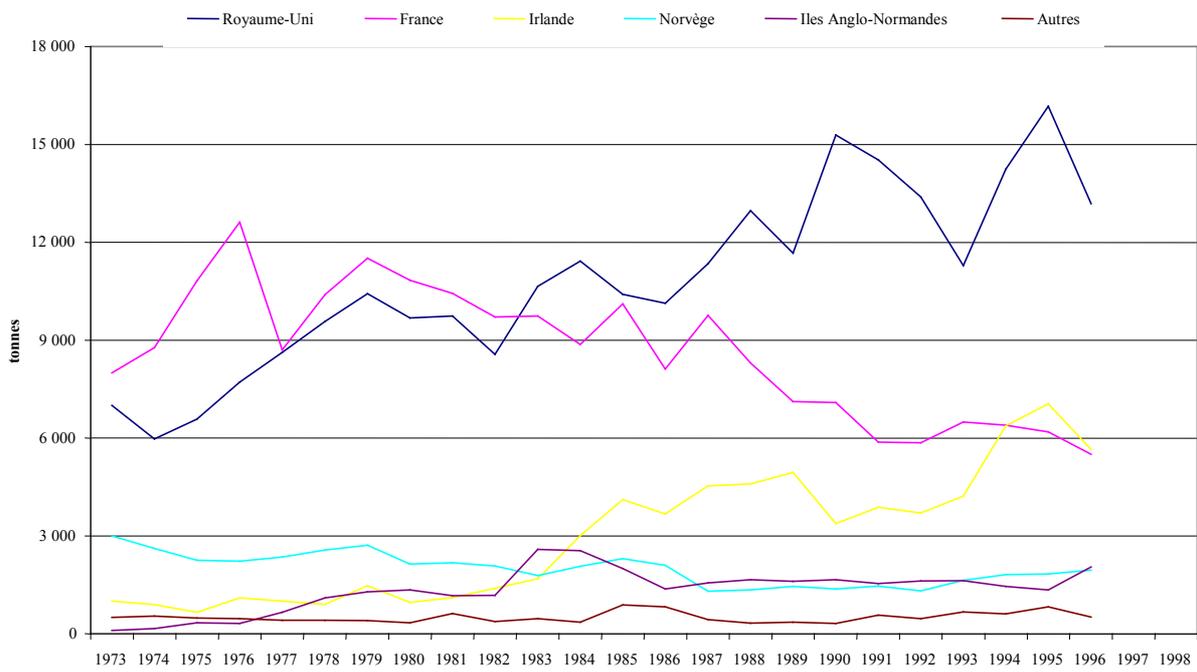


Figure 1 : Evolution des débarquements internationaux de tourteau par pays de 1973 à 1996 (source FAO).

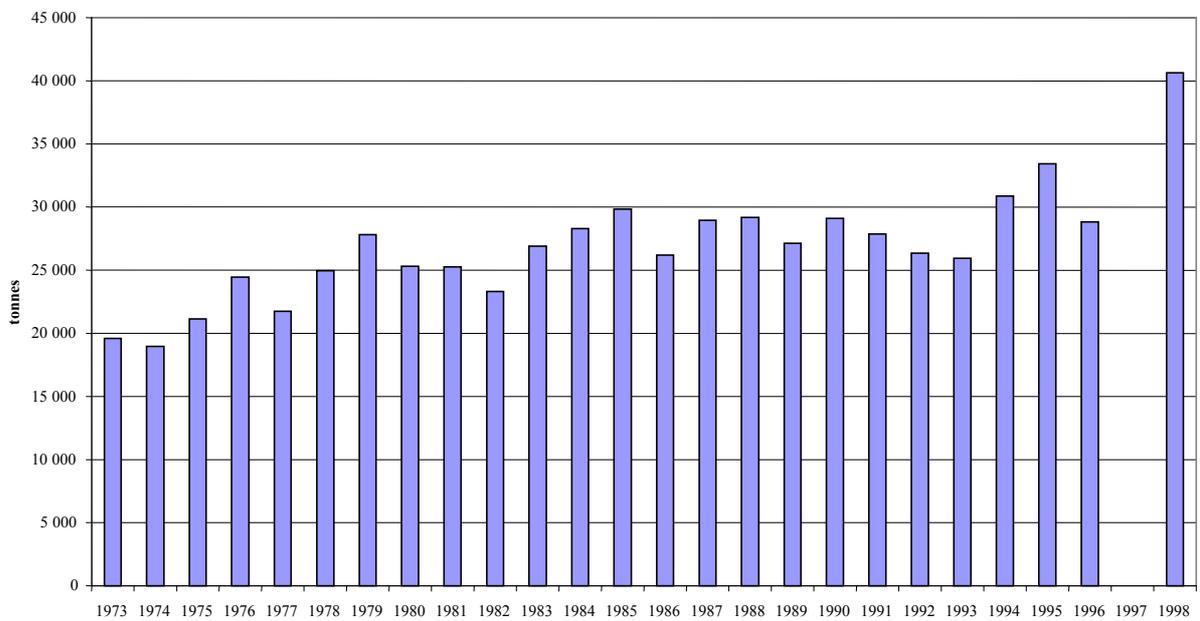


Figure 2 : Evolution des débarquements de tourteau en Europe de 1973 à 1998 (source : FAO)

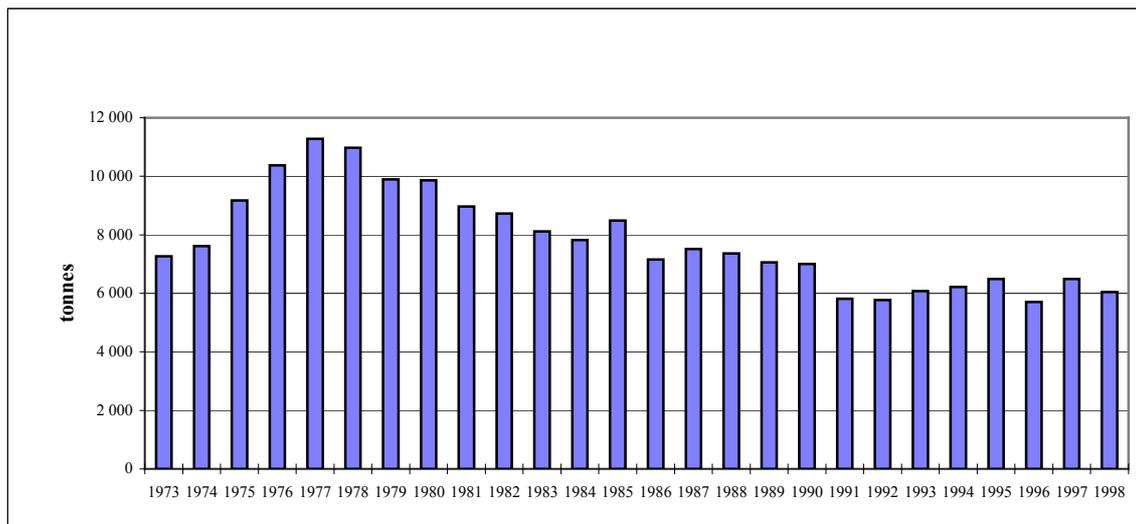


Figure 3 : Evolution des débarquements français de tourteau de 1973 à 1998 (sources CCPM/FIOM/OFIMER)

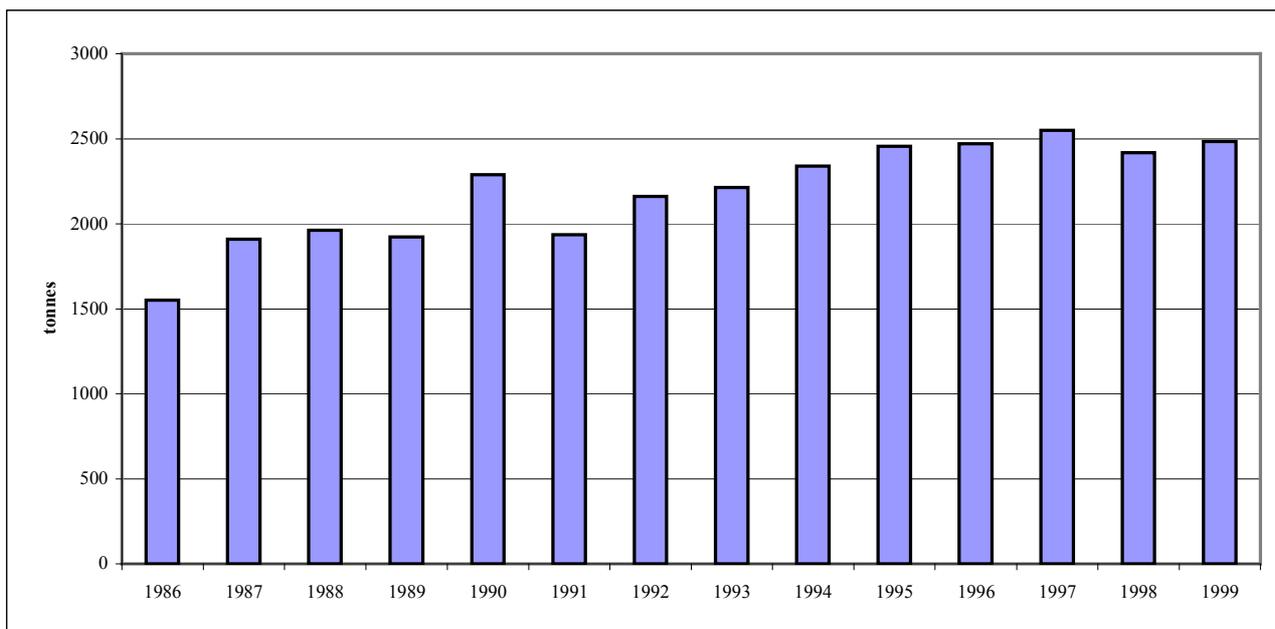


Figure 4 : Evolution des débarquements en tourteau des « gros crabiers » du Quartier maritime de Morlaix de 1986 à 1999

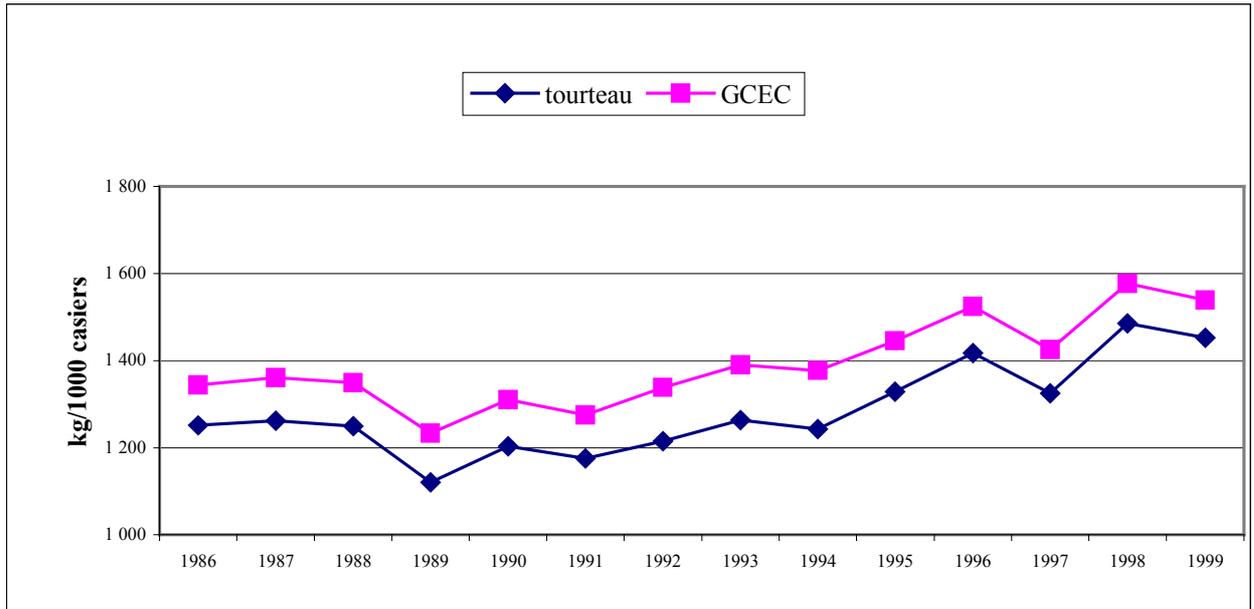


Figure 5 : Evolution des rendements en tourteau et en « Gros Crustacés Equivalents Crabe » (GCEC) des « gros crabiers » du Quartier maritime de Morlaix.

33. Le turbot (*Scophthalmus maximus*) de Manche (divisions VIIde du CIEM)

André Forest

33.1. Considérations biogéographiques

33.1.1. Distribution géographique du stock

Le turbot est une espèce de l'Atlantique du nord est. Il se distribue depuis les côtes du Maroc au sud jusqu'au cercle arctique au nord, y compris en mer Baltique et dans les eaux islandaises ; il est présent dans toute la Méditerranée et en mer Noire (Nielsen, 1986 ; Quéro 1984) mais particulièrement abondant dans la partie centrale de la mer du Nord (Wheeler, 1969).

Des travaux ont été menés pour tenter d'individualiser des populations (Blanquer *et al.*, 1992) mais ils n'ont pas permis de confirmer ou d'infirmer l'existence de différents stocks dans les eaux européennes. Il sera considéré ici qu'il existe un stock unique occupant les divisions VIIId et VIIe.

33.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Aucune donnée précise n'est disponible sur la répartition du turbot en Manche. La distribution des rendements des navires de pêche britanniques (Dunn, 1999) et françaises (Masski, 1998) suggèrent une présence sur l'ensemble des fonds de la Manche, aussi bien au large que dans les zones côtières (12 milles). Si on admet l'existence d'un stock en Manche, il serait entièrement localisé dans les eaux de l'Union européenne et exploité par différents Etats membres, y compris dans leur zone des 12 milles respective.

33.2. Données biologiques

La biologie du turbot a fait l'objet de nombreuses recherches en vue de son aquaculture, mais très peu de choses sont disponibles sur son cycle de vie en milieu naturel.

33.2.1. Description du cycle de vie

L'essentiel des informations qui suivent est tiré de Dunn (1999).

Le turbot est une espèce côtière que l'on trouve entre la côte et les fonds de 80 m, rarement au-delà ; il ne semble pas entrer dans les estuaires (Wheeler, 1969). La reproduction interviendrait entre février et juillet avec un maximum en mai en Manche ouest, juin en Manche est (Lahaye, 1972 ; Deniel, 1981 ; Dunn, 1999). La ponte s'effectuerait sur des fonds de pierres ou de graviers entre 10 et 80 m de fond (Quéro, 1984 ; Masski, 1998). L'analyse des rendements des flottilles de pêche commerciale anglaises et françaises (Masski, 1998 ; Dunn, 1999) permettent de localiser quelques zones de concentration de ponte (entrée et partie centrale de la Manche ouest, côtes anglaises...) mais on ne dispose pas de leur cartographie précise. Selon Masski, les individus les plus âgés arrivent les premiers sur les frayères et les quittent une fois la ponte accomplie ; ces zones sont ré-alimentées par des individus plus jeunes dont la maturité est plus tardive.

La fécondité du turbot est très élevée (entre 0,5 et 8 millions d'œufs pour des femelles d'un poids compris entre 1 et 8 kg). Les œufs flottent en surface, et les plus grandes concentrations ont été trouvées en baie de Seine, mais également le long des côtes de la Cornouaille, du Devon ainsi qu'au large de Plymouth. La phase planctonique serait relativement longue (4 à 6 mois), ce qui contribuerait à une large diffusion des larves (Wheeler, 1969).

La vie benthique du turbot commencerait juste avant son arrivée devant les plages. Les juvéniles se localisent en effet en zone très côtière, y compris dans la zone de balancement des marées, sur des fonds de sable et de graviers. Il ne semble pas exister de nurserie importante sur les côtes anglaises. En Manche est, les concentrations les plus importantes de petits turbots (moins de 30 cm) se trouvent sur les côtes françaises au nord de la baie de Somme. Très peu de données ont été publiées pour la Manche ouest ; Deniel (1981) indique que des larves âgées de turbot arrivent en baie de Douarnenez à la fin du mois de juillet. Les plus jeunes individus (groupes d'âge 0 et I, taille entre 7 et 26 cm) y colonisent la zone intertidale, ceux du groupe d'âge II (21 à 46 cm) se localisent majoritairement entre le niveau des plus grandes basses mer et 15 m de profondeur ; les individus les plus gros (groupes d'âges II et III) occupent les zones les plus profondes de la Baie. Des nurseries ont également été identifiées sur les côtes anglaises de la Manche orientale (Rogers *et al.*, 1998)

Globalement, les individus s'éloignent d'autant plus de la côte qu'ils sont âgés (Quéro, 1987). Par ailleurs, l'évolution saisonnière des rendements des flottilles françaises (Masski, 1998) et anglaises (Dunn, 1999) suggère que des phénomènes de concentration en hiver et au printemps puis de dispersion des adultes à l'automne existent mais sans véritables mouvements migratoires. Les résultats de marquages réalisés en baie de Douarnenez (Deniel, 1981) tendent également à montrer que les déplacements restent limités (déplacement maximal observé de 30 milles, 30 mois après le marquage).

Les larves de turbot se nourrissent de phytoplancton puis, très rapidement de crustacés zooplanctoniques (Deniel, 1974). Les adultes sont des prédateurs actifs qui consomment surtout des poissons démersaux et pélagiques.

33.2.2. Paramètres biologiques

33.2.2.1. Relation taille poids

Des relations taille poids ont été obtenues par divers auteurs (Deniel, 1981 ; Dorel, 1986 ; Masski, 1998 ; Dunn, 1999), les paramètres en sont donnés dans le tableau ci-dessous. Dunn fournit également les paramètres de relations calculées sur une base trimestrielle pour chaque sexe.

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Deniel, 1981	Baie de Douarnenez	Longueur totale	M	145	10,421	3,16044
			F	181	$9,501 \cdot 10^{-3}$	3,19679
Dorel, 1986	Manche est + ouest	Longueur totale	M + F	124	$10,50 \cdot 10^{-3}$	3,17301
Masski, 1998	Manche ouest	Longueur totale	M + F	48	$12,6 \cdot 10^{-3}$	3,148
Dunn, 1999	Manche est + ouest	Longueur totale	M	138	$8,0 \cdot 10^{-3}$	3,22
			F	137	$3,0 \cdot 10^{-3}$	3,44
			M + F	275	$11,0 \cdot 10^{-3}$	3,14

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le turbot en Manche ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm) selon divers auteurs.

33.2.2.2. Croissance

Les premières études ont été menées par Deniel (1981). Mtimet (1993) a réajuster une courbe de croissance aux données de Deniel pour tenir compte du fait que dans les échantillons de celui-ci les individus âgés étaient peu nombreux. Il a utilisé ces nouveaux paramètres pour réaliser une évaluation du stock.

Dunn (1999) a calculé les paramètres d'une courbe de croissance pour chacun des sexes pour des individus âgés entre 1 et 22 ans à partir de données collectées en 1994-96. Les résultats sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	$K(\text{an}^{-1})$	t_0 (années)
Deniel, 1981	Douarnenez + nord Finistère	M	65,2	0,324	0,086
		F	73,6	0,277	0,082
Mtimet, 1993	Douarnenez + nord Finistère	M + F	81,0	0,23585	-0,0928
Dunn, 1999	Manche est + ouest	M	55,8	0,33	-1,05
		F	72,2	0,27	-0,55

Tableau 2 : Paramètres de croissance du turbot en Manche selon divers auteurs (modèle de von Bertalanffy).

Selon Dunn, la croissance de cette espèce est plus rapide en Manche qu'en mer du Nord, et comparable à celle observée en baie de Douarnenez.

33.2.2.3. Reproduction

Deniel (1981) propose un âge à première maturité sexuelle aux environs de 2 à 3 ans (sans distinction de sexes). Pour Dorel (1986), la taille de première maturité serait de 35 cm pour les mâles et 41-46 cm pour les femelles. Dunn (1999) a calculé des ogives de maturité pour les mâles et les femelles, mais n'en donne pas tous les paramètres. Il estime la taille moyenne à première maturité (L_{50} de l'ogive) à 30 cm pour les mâles et 37 cm pour les femelles. La majorité des mâles et une part significative des femelles se reproduiraient pour la première fois après leur second hiver (groupe d'âge II).

33.2.2.4. Recrutement

On ne dispose pas d'indice de recrutement pour ce stock. Selon Dunn (1999), l'âge de recrutement à la pêche serait entre deux et trois ans ; les compositions en âge des débarquements qu'il a observées ne mettent pas en évidence l'existence d'une variabilité importante du recrutement.

33.2.2.5. Mortalité naturelle

Diverses estimations de la mortalité naturelle ont été tentées par Dunn (1999), mais aucune ne fournissant de résultats réalistes, il a retenu une valeur $M = 0,2$.

33.3. Les pêcheries

33.3.1. Les pêcheries françaises

Deux métiers se partagent principalement les débarquements de turbot : le chalutage et le fileyage, qui réalisent à eux seuls plus de 70 % des mises à terre (voir tableau ci-dessous).

Années	Chalutage	Fileyage	Dragage	Autres métiers	Total
1997	42 %	28 %	12 %	18 %	100 %
1998	38 %	37 %	9 %	16 %	187 %

Tableau 3 : Proportions des débarquements français de turbot en provenance de Manche par métier en 1997 et 1998 (source : système statistiques national).

Peu de métiers ciblent effectivement le turbot (Tétard *et al.*, 1995) : il s'agit principalement du chalutage à perche hauturier recherchant les poissons plats et des filets fixes à grand maillage.

Le chalutage à perche hauturier exploite principalement sole, plie, turbot et limande avec la coquille Saint Jacques comme captures accessoires. Les mêmes auteurs distinguent deux composantes, l'une constituée de quelques gros navires (27 m de longueur moyenne) basés à Dunkerque effectuant leurs marées en mer du Nord et Manche est, l'autre regroupe des navires plus petits (une vingtaine, de 14 m de longueur moyenne) du quartier de Cherbourg ayant une activité plus saisonnière et opérant uniquement en Manche est.

Des navires utilisant des filets fixes à grand maillage (filets emmêlants et trémails) recherchent la baudroie, le turbot, les raies et la langouste, avec comme prises accessoires le tourteau, la barbu, le lieu jaune et la lingue. Les longueurs calées vont de 5 à 50 km selon les navires. Il peut s'agir d'une activité exercée toute l'année ou uniquement saisonnière (apports maximaux au cours des deux et troisièmes trimestres). Les principaux secteurs de pêche se situent à l'extrémité ouest de la Manche et au nord de la baie de Seine. La majorité de ces fileyeurs (plus d'une centaine) est basée dans les ports de la Manche Ouest (Brest, Morlaix, Paimpol), quelques-uns (une trentaine) proviennent de Dieppe, Fécamp ou Le Havre.

La plupart du temps le turbot reste une prise accessoire, aussi bien pour le chalutage à panneaux que pour les fileyeurs à sole ou les dragueurs de coquille Saint Jacques. Compte tenu de sa valeur marchande, il peut néanmoins constituer un complément de revenus très intéressant pour certaines flottilles.

33.3.2. Les pêcheries étrangères

L'essentiel des données qui suivent est emprunté à Dunn (1999) et portent sur la période 1994/1995.

Parmi les flottilles britanniques, seuls certains fileyeurs utilisant des filets à grand maillage ciblent le turbot, mais aussi les raies et la baudroie. Ces navires sont surtout présents en Manche ouest et leur activité est très saisonnière (avril à juillet) ; ils ne contribuent que pour une faible part aux débarquements britanniques de turbot (10 %).

Le turbot constitue une capture accessoire très appréciée par de nombreuses flottilles britanniques. Ainsi, plus de la moitié des débarquements de cette espèce provient des chalutiers à perche qui recherchent la sole. Ils en débarquent toute l'année, avec un maximum en automne et hiver. Une partie de ces chalutiers se livrent à la pêche de la coquille Saint Jacques à la drague et leurs captures accessoires de turbot représentent environ 10 % des débarquements de cette espèce. Les chalutiers de fonds le capturent également toute l'année (environ 10 % du total), ainsi que les petits fileyeurs côtiers de la Manche est qui ciblent les poissons plats.

A signaler également que selon Tétard *et al*, le turbot est une des cibles des flottilles basées dans les îles anglo-normandes : chalutiers à perche qui recherchent les poissons plats en Manche est et ouest, chalutiers de fond hauturiers exploitant cette espèce, parmi d'autres (raies, plie, sole, baudroie, barbue...).

33.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

33.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Pendant la période 1980-1999, les débarquements internationaux (Belgique exclue faute de données disponibles) ont fluctué entre 400 et 650 t/an, les captures françaises représentant en moyenne les $\frac{3}{4}$ du total (fig.1).

Après un maximum entre la fin des années 80 et le début des années 90, les captures françaises montrent une nette tendance à la baisse.

Les débarquements par métier tels qu'ils apparaissent à partir des données de la base nationale des statistiques de pêche pour la période 1990 – 1998 (fig. 2) montrent une forte tendance à la décroissance des prises des chalutiers et des fileyeurs. On notera que depuis 1994, la part des captures auxquelles il est impossible d'affecter un engin de pêche est en augmentation, ce qui peut avoir un effet sur les tendances observées pour les différents métiers.

33.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Peu d'informations sont disponibles sur l'évolution de l'effort de pêche. On peut seulement noter que l'effort des chalutiers de fond français semble être resté relativement stable pendant la période 1990 à 1998 (cf. chapitre sur la dorade grise de Manche). Par ailleurs, Dunn (1999) indique que l'effort de pêche des chalutiers à perche anglais a augmenté de plus de 50 % pendant la période qu'il a analysée (1984-1995).

33.3.3.3. Evolution des rendements par métier

Les seules données actuellement disponibles sont celles fournies par Dunn (1999) pour les chalutiers à perche britanniques entre 1984 et 1995. Après une période de tendance à la baisse entre 1984 et 1991, les rendements ont doublé entre 1991 et 1996.

33.3.4. Structure démographique des captures

33.3.4.1. Structure des débarquements

L'échantillonnage des débarquements de turbot par métier a fait l'objet d'un contrat avec l'Union Européenne (Dunn *et al*. 1996) mais compte tenu des faibles quantités débarquées, les données restent parcellaires pour beaucoup de métiers.

En France, les débarquements de turbot ne font pas l'objet d'un échantillonnage systématique. Mtimet (1993) fournit des compositions en tailles des débarquements français pour les chalutiers et les fileyeurs de nord Bretagne pour 1991 (fig. 3). Pour les chalutiers, la majorité des individus débarqués se situe entre 35 et 65 cm. Une part des débarquements est constituée d'individus immatures, puisque les tailles à première reproduction sont respectivement de 30 et 37 cm pour les mâles et les femelles. La plus grande partie des turbots capturés par les fileyeurs mesure entre 40 et 75 cm, les juvéniles étant peu nombreux.

Dunn (1999) présente pour la Grande Bretagne des compositions en taille par groupe de métiers cumulées sur la période avril 1994 – mars 1996 (fig. 4). Les débarquements des chalutiers à perche (du large et côtiers), des chalutiers de fonds de la Manche ouest et des dragueurs sont très semblables, avec des individus compris entre 30 et 80 cm, leur plus grand nombre se situant entre 40 et 60 cm. Deux métiers diffèrent par leur prises : les filets, avec une part importante des individus capturés entre 40 et 50 cm, et les chalutiers de fond en Manche est qui débarquent majoritairement des turbots compris entre 25 et 45 cm.

Les débarquements seraient donc constitués majoritairement d'individus âgés entre 2 et 7 ans.

33.3.4.2. Rejets

Des observations faites en Manche ouest (Morizur *et al.*, 1996) indiquent que les taux de rejets sont nuls pour le chalutage et très faibles pour les filets à grandes mailles. Ils sont liés à l'état du poisson et peuvent donc être constitués d'individus de toutes tailles.

33.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune donnée n'est disponible sur la sélectivité des engins de pêche utilisés pour la pêche du turbot.

33.3.6. Les compétitions entre métiers

Les compositions en taille des captures par métier suggèrent qu'il pourrait exister une interaction entre chalutier de fonds en Manche est, qui capturent surtout des individus entre 25 et 45 cm, et les autres métiers exploitant des individus plus gros. Avec beaucoup de réserves quant à la robustesse de ses résultats, Mtimet (1993) indique que des gains sur les captures pourraient être obtenus si la mortalité par pêche induite par les chalutiers diminuait au profit de celle des fileyeurs.

33.4. *L'état de la ressource*

33.4.1. Evolution de l'abondance

Les seules informations disponibles sont les rendements des chalutiers à perche britanniques entre 1984 et 1995, qui montre une tendance à la baisse entre 1984 et 1991, puis augmentent jusqu'en 1994-95.

33.4.2. Evolution du taux d'exploitation

Dunn (1999) a tenté d'analyser la dynamique du stock et de la pêcherie entre 1984 et 1995 en utilisant diverses méthodes. Celle de Pella-Tomlinson, dont les résultats semblent les plus cohérents, fournit une estimation de mortalité par pêche globalement élevée ($F = 1,0$ en moyenne sur l'ensemble de la période) et qui serait passée par un maximum à la fin des années 80 ($F = 1,5$ en 1989) pour diminuer ensuite ($F = 0,7$ en 1995).

La qualité des données impose de considérer ces résultats avec beaucoup de prudence.

33.4.3. Etat actuel de l'exploitation

Une évaluation ancienne (Mtimet, 1993) indiquait que la mortalité par pêche était plus élevée sur les classes de taille 55 à 57 cm et que le stock était exploité au voisinage du maximum de rendement par recrue. Par ailleurs, les résultats de Dunn indiquent une mortalité par pêche élevée au milieu des années 90.

Ulrich (2000) a réalisé une analyse multi-espèces des pêcheries artisanales de la Manche ; selon ses résultats, le stock de turbot serait moyennement surexploité c'est à dire que la réduction d'effort nécessaire pour maximiser les débarquements serait importante par rapport au bénéfice attendu (augmentation de la production de moins de 10 %). Compte tenu des hypothèses qui ont dû être retenues pour réaliser ce travail, les résultats doivent cependant être considérés comme très préliminaires.

Bien qu'ils demanderaient à être confirmés, l'ensemble des informations disponibles semblent indiquer que, dans les conditions actuelles d'exploitation, le stock de turbot est exploité au voisinage de son maximum biologique.

33.4.4. Potentiels de production

La méthode de Pella Tomlinson utilisée par Dunn estime le rendement maximum soutenable (MSY) entre 301 et 409 t/an selon les options prises, ce qui est inférieur à la moyenne des prises des années récentes (environ 550 t/an). Par ailleurs, Ulrich (2000) estime que la production maximale soutenable serait de l'ordre de 440 t/an.

33.5. *Les mesures de gestion*

33.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Le turbot ne fait pas l'objet de mesures de gestion spécifique : il n'y a pas de limitation de capture, et la taille minimale de 30 cm qui existait n'a pas été reprise dans le règlement 850/98 du Conseil sur les mesures techniques de protection des juvéniles ; il est cité par ce texte dans le groupe des espèces pour lequel le maillage

minimal des chaluts est de 80 mm ; pour les engins fixes, le maillage minimal pour la capture de cette espèce est de 220 mm.

33.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

Sauf pour quelques flottilles, le turbot constitue une prise accessoire. Il semble que les captures de juvéniles soient plutôt faibles. Les rares indices disponibles, qu'il faut interpréter avec beaucoup de précaution, indiquent que le stock est exploité à son optimum, voire surexploité. Tout au plus peut-on dire que la pêche devrait bénéficier d'une réduction de l'effort global des flottilles rendu nécessaire par l'état de beaucoup d'autres ressources.

S'agissant le plus souvent d'une capture accessoire peu abondante et d'une espèce dont la taille à première maturité sexuelle est élevée, une réglementation spécifique portant sur les maillages paraîtrait difficile à mettre en place. Une fermeture ou une limitation de la pêche sur les nourriceries pourrait être envisagées, mais les données sur leur localisation géographique sont incomplètes. La stricte application de l'interdiction du chalutage dans les trois milles, une limitation de la pêche aux filets en zones très côtières permettraient une protection accrue des nourriceries.

Enfin, et sous réserve de vérification, la survie des rejets pourrait être relativement élevée, ce qui pourrait justifier l'instauration d'une taille légale de commercialisation fixée au-delà de la taille à première maturité sexuelle.

33.6. Références bibliographiques

- Blanquer A., J.P. Alayse O., Berrada-Rkhami et P. Berrebi. 1992. Allozyme variation in turbot (*Psetta maxima*) and brill (*Scophthalmus rhombus*) (Osteichthyes, Pleuronectiformes, Scophthalmidae) throughout their range in Europe. *J. Fish Biol.*, **41** : 725-736.
- Deniel C., 1974. Régime alimentaire des jeunes turbots *Scophthalmus maximus* L. de la classe 0 dans leur milieu naturel. *Cah. Biol. mar.*, **15** : 551-566
- Deniel C, 1981. Les poissons plats (Téléostéens, pleuronectiformes) en baie de Douarnenez. Reproduction, croissance et migrations des Bothidae, Scophthalmidae, Pleuronectidés et Soleidae. Th. Doc. Sciences nat. Univ. Bretagne Occi., 476 p.
- Dorel D., 1986. *Relations taille-poids pour l'Atlantique Nord Est* IFREMER DRV 86.001 RH NANTES, 185p
- Dunn M.R., 1999. The exploitation of selected non-quota species in the English Channel. Th. doc. Philosophy: Univ. Portsmouth, 326 p.
- Dunn M.R., Rogers S.I., Morizur Y., Tétard A., Aublet B., Le Niliot P. et Miossec D. 1996. *Biological sampling of non-quota species*. Final report for EC study contract C934CO18, 84 p.
- Lahaye J., 1972. Cycles sexuels de quelques poissons plats des côtes bretonnes. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **36** (2) : 191-207.
- Masski H., 1998. Identification des frayères et étude des structures de population du turbot *Psetta maxima* L. et du bar *Dicentrarchus labrax* L. en Manche ouest et dans les zones avoisinantes. Th. Univ. Bretagne Occ., 135 p + annexes.
- Morizur Y., Pouvreau S. et Guérolé A. 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Editions Ifremer, 127 p.
- Mtimet M. 1993. Analyse de la pêche de baudroie blanche (*Lophius piscatorius* L.) en Manche ouest. Etude préliminaire des ressources associées : le turbot (*Psetta maxima*, L.) et la barbue (*Scophthalmus rhombus*, L.). Mém. Ingénieur ISPA, 215 p.
- Nielsen J.G. 1986. Scophthalmidae. In *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. (eds) P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen et E. Tortonese: UNESCO : 1287-1393.
- Quéro J.C. 1984. Les poissons de mer des pêches françaises. Jean Grancher éditeur, 394 p.
- Rogers S.I., Millner R.S. et T.A. Mead, 1998. The distribution and abundance of young fish on the east and south coast of England (1981 to 1997). *Sci. Ser., Tech. Rep.*, CEFAS, Lowestoft, n° 108, 130 p.
- Tétard A., M. Boon, D. Bennett, P. Berthou, S. Bossy, J. Casey, R.D. Clerk, J.P. Delpéch, C. Dintheer, M. Giret, P. Large, D. Latrouite, M. Lemoine, R. Millner, Y. Morizur, S. Ozanne, D. Palmer, M. Pawson, G.

- Pickett et M. Vince. 1995. Catalogue international des activités des flottilles de la Manche. Approche des interactions techniques, éditions Ifremer, 336 p.
- Ulrich C., 2000.. Modélisation multi-flottilles et multi-métiers des pêcheries artisanales de la Manche, évaluation plurispécifique des stocks, étude des interactions techniques et intégration dans la modélisation bioéconomique. Thèse ENSA Rennes, 350 p
- Wheeler A., 1969. The fish of the British Isles and North West Europe. Mac Millan édit., 613 p.

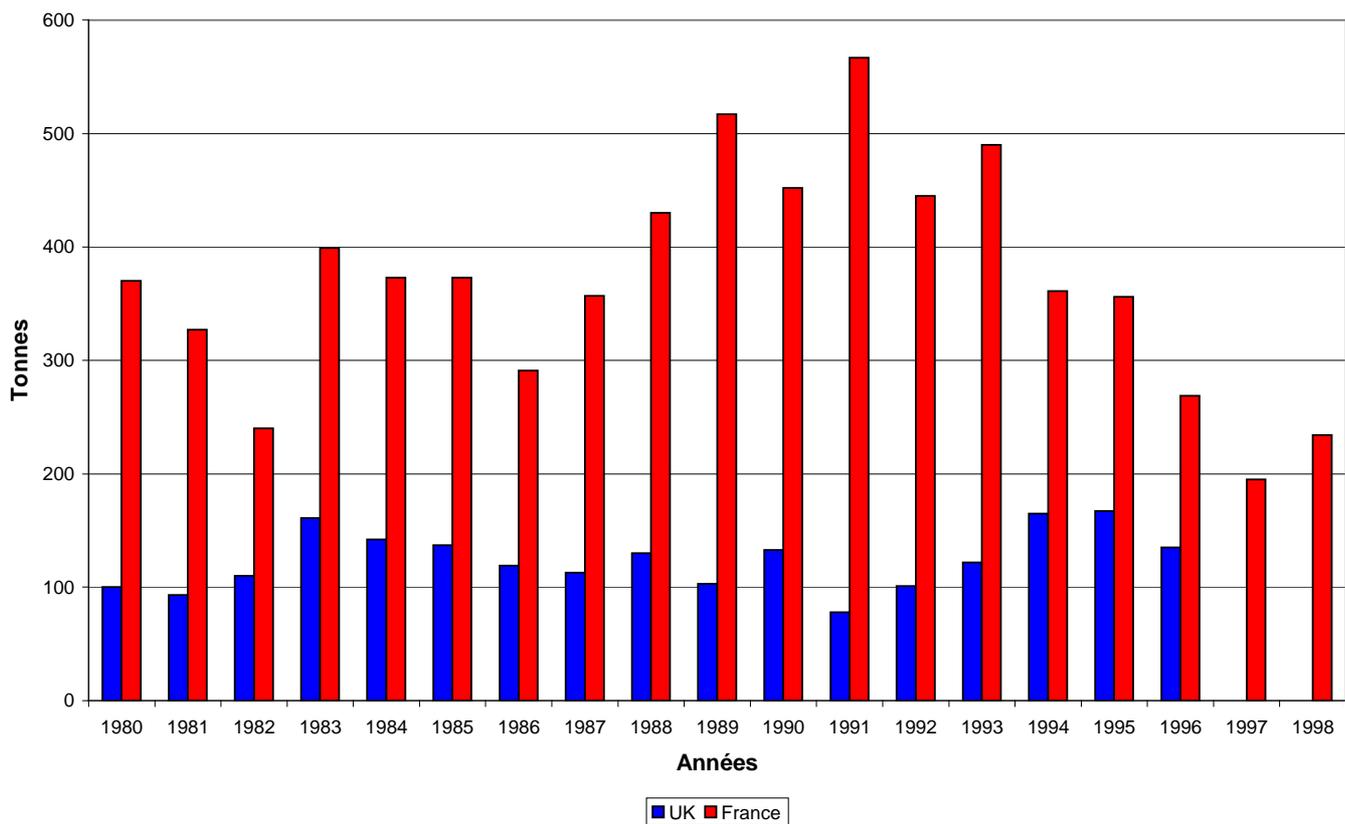


Figure 1 : Evolution des débarquements britanniques et français de turbot en provenance de Manche.

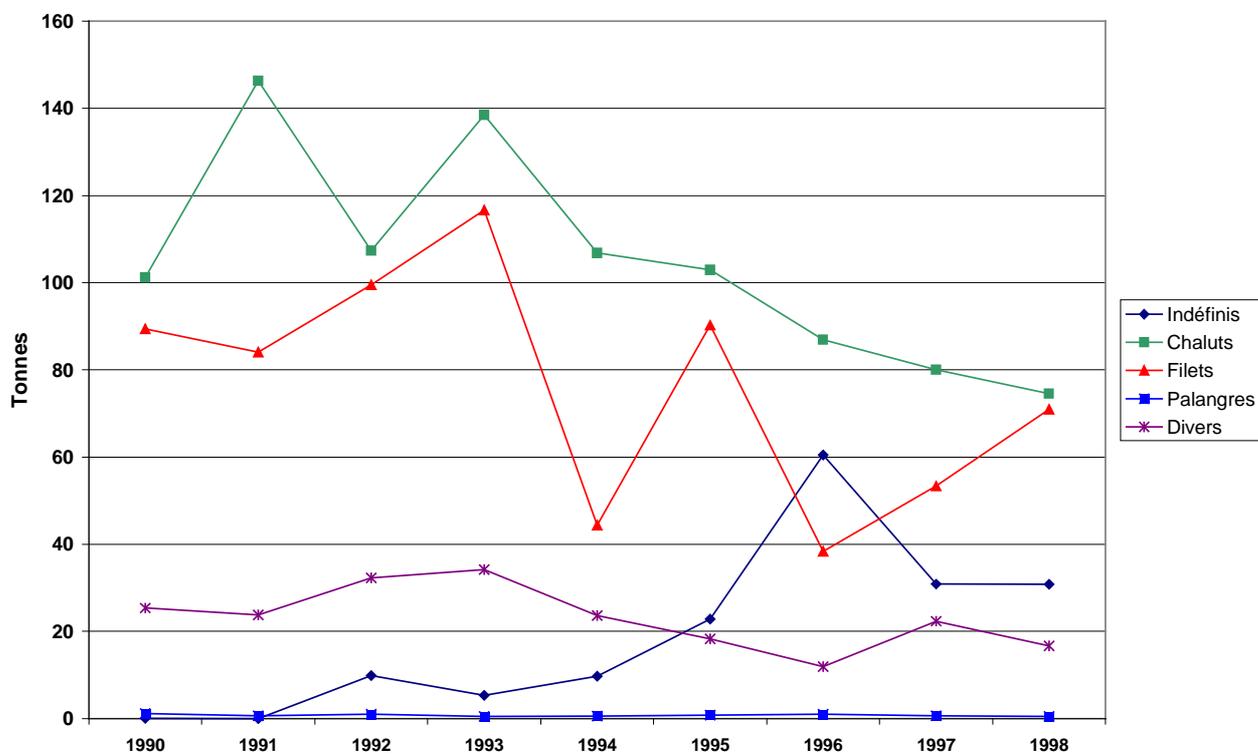


Figure 2 : Evolution des débarquements par métier de turbot de Manche de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale).

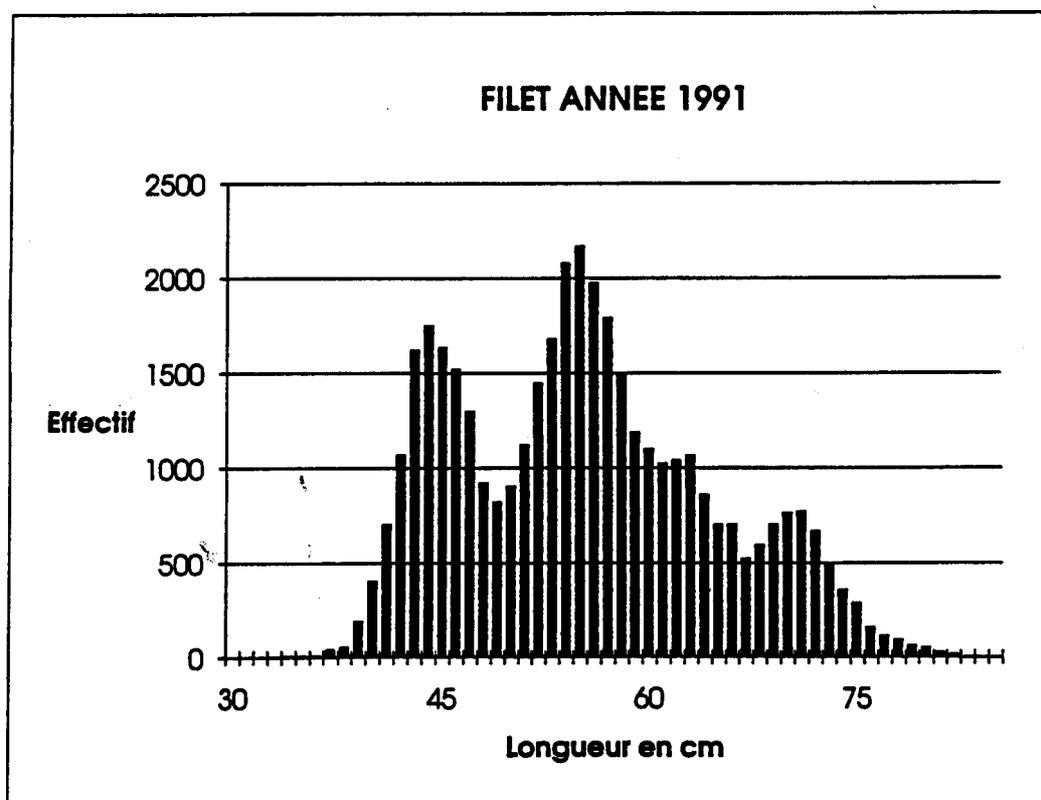
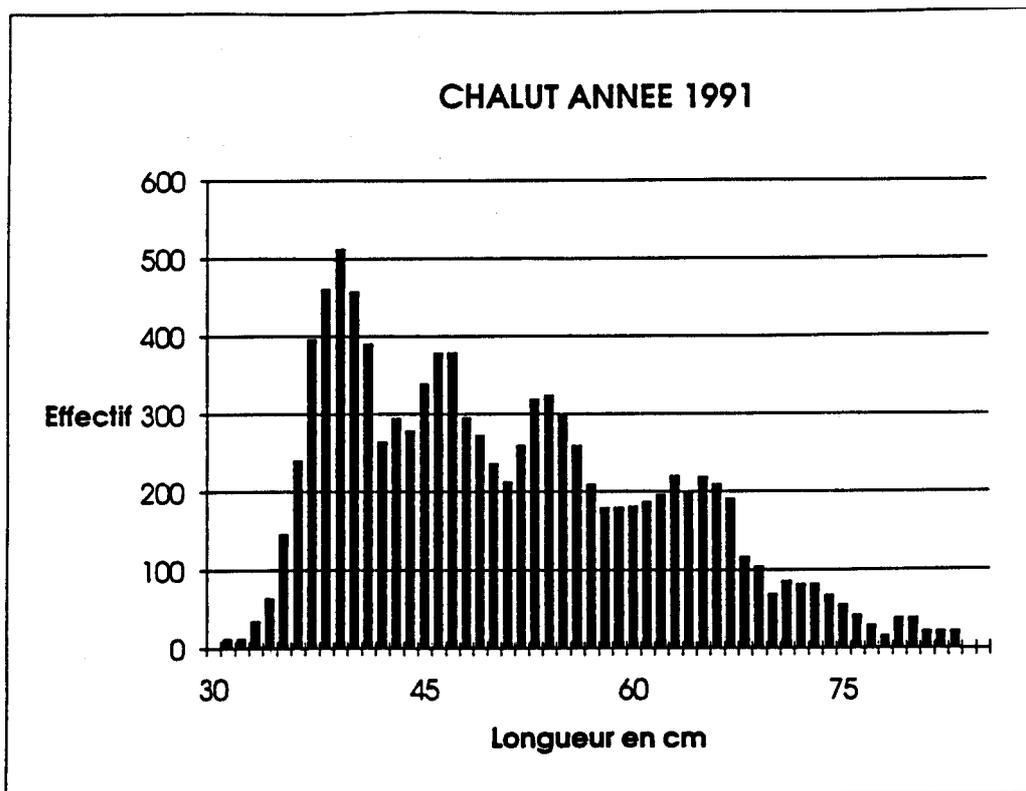


Figure 3 : Composition en taille des débarquements de turbot des chalutiers et des fileyeurs de Bretagne nord en 1991 (in Mtimet, 1993).

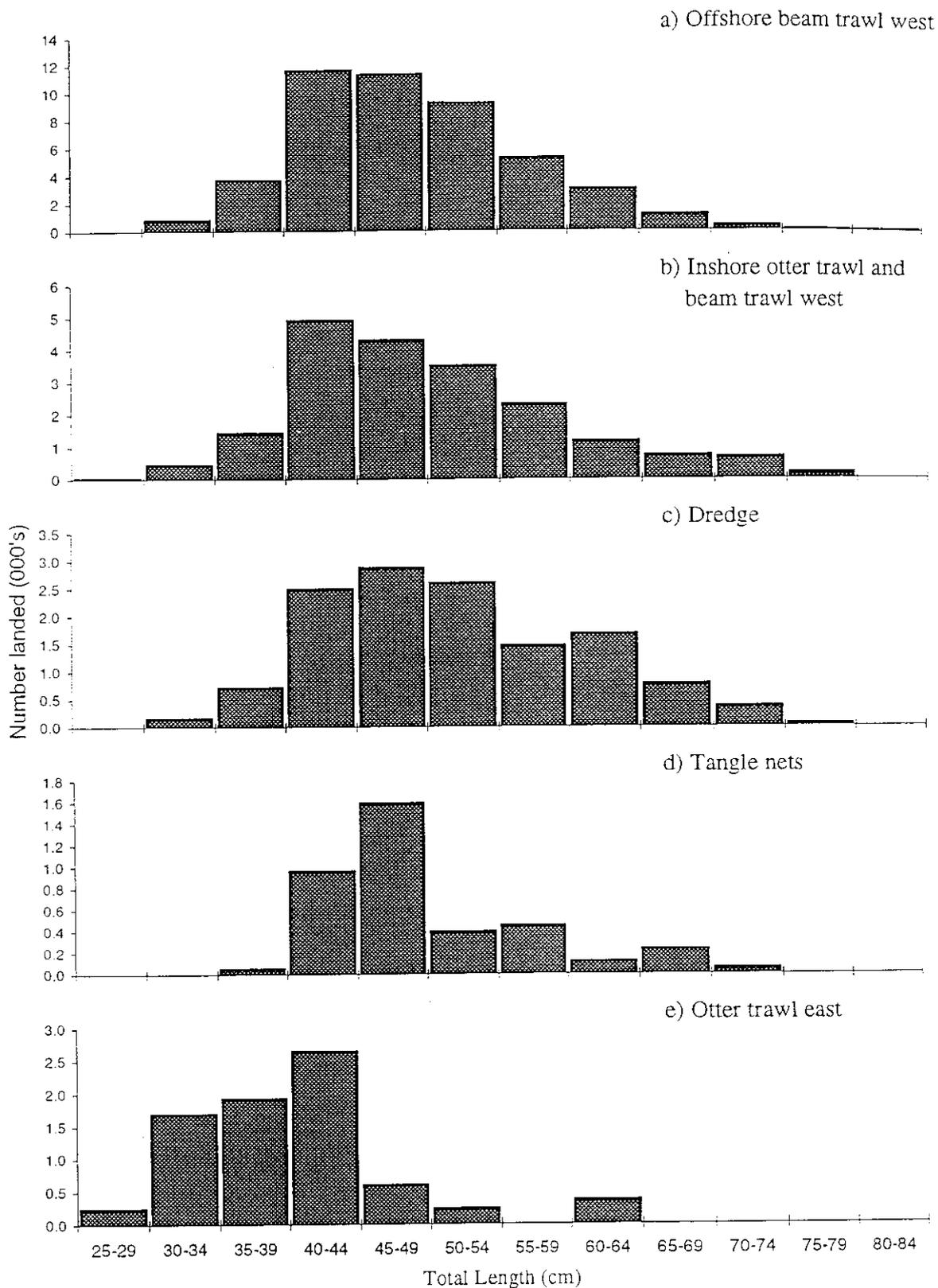


Figure 4 : Composition en taille des débarquements de turbot de Manche pour différents métiers britanniques (in Dunn, 1999).

34. Le turbot (*Scophthalmus maximus*) du golfe de Gascogne (divisions VIIIab du CIEM)

André Forest

34.1. Considérations biogéographiques

34.1.1. Distribution géographique du stock

Le turbot est une espèce de l'Atlantique du nord est. Il se distribue depuis les côtes du Maroc au sud jusqu'au cercle arctique au nord, y compris en mer Baltique et en Islande ; il est présent dans toute la Méditerranée et en mer Noire (Nielsen, 1986 ; Quéro, 1984). Il est plus particulièrement abondant dans la partie centrale de la mer du Nord (Wheeler, 1964).

Les travaux menés pour tenter d'individualiser des populations (Blanquer *et al.*, 1992) n'ont pas permis de confirmer ou d'infirmer l'existence de différents stocks dans les eaux européennes. Il sera considéré ici que les populations de turbot des divisions VIIIab constituent un stock unique.

34.1.2. Situation par rapport aux limites juridiques

Aucune donnée précise n'est disponible sur la distribution du turbot dans le golfe de Gascogne. Les résultats de campagnes océanographiques (Quéro *et al.*, 1989) indiquent une répartition discontinue entre l'embouchure de la Loire et la côte des Landes (Hourtin), de la côte à la sonde des 100 m. Compte tenu du schéma de distribution générale du turbot, il s'agit donc d'un stock intégralement situé dans la zone des 200 milles de la France, les nourriceries se localisant dans les eaux très côtières, à l'intérieur de la bande des 3 milles. Son exploitation est partagée entre différents pays.

34.2. Données biologiques

La biologie du turbot a fait l'objet de nombreuses recherches en vue de son aquaculture, mais très peu de choses sont disponibles sur son cycle de vie en milieu naturelle, notamment dans le golfe de Gascogne.

34.2.1. Description du cycle de vie

Devant le manque de données, on ne peut fournir que des informations générales qui s'appliquent probablement au stock du golfe de Gascogne. L'essentiel de ce qui suit est emprunté à Quéro (1984).

La reproduction interviendrait entre mai et juillet, la ponte s'effectuerait sur des fonds de pierres ou de graviers entre 10 et 80 m de fond. L'analyse des rendements des flottilles de pêche commerciales françaises ont permis de mettre en évidence des regroupements de turbots dans les eaux du sud de la Bretagne sans toutefois permettre de localiser clairement les frayères (Masski, 1998). Selon cet auteur, les individus les plus âgés arrivent les premiers sur les frayères et les quittent une fois la ponte accomplie. Elles sont ré-alimentées par des individus plus jeunes dont la maturité est plus tardive.

La fécondité du turbot est très élevée (entre 0,5 et 8 millions d'œufs pour des femelles d'un poids compris entre 1 et 8 kg). Les œufs flottent en surface. Une phase planctonique longue (4 à 6 mois) favoriserait la dispersion géographique des larves (Wheeler, 1969).

Les juvéniles se localisent en zone très côtière, y compris dans la zone de balancement des marées, sur des fonds de sables et de graviers. Cette localisation explique probablement le fait que l'espèce n'apparaisse que sporadiquement dans les chalutages expérimentaux réalisés en vue de la cartographie des nourriceries littorales (Guérault *et al.*, 1996). Dans le nord du Golfe, l'arrivée des alevins commencerait en juillet, serait maximum en août et se terminerait en octobre.

Globalement, les individus s'éloignent d'autant plus de la côte qu'ils sont âgés. L'évolution saisonnière des rendements des flottilles françaises (Masski, 1998) suggère qu'il existe des phénomènes de concentration en hiver et au printemps puis de dispersion des adultes à l'automne mais sans véritables mouvements migratoires.

Le régime alimentaire du turbot n'a pas été étudié dans le golfe de Gascogne. Les travaux fait en baie de Douarnenez (Deniel, 1974) ou sur les côtes espagnoles (Onate, 1989) confirme ce que l'on sait par ailleurs, et notamment en mer du Nord ou en Manche : les larves se nourrissent de phytoplancton puis, très rapidement, de crustacés planctoniques. Les adultes sont des prédateurs actifs et opportunistes qui consomment surtout des poissons démersaux (lançon, poissons plats...) mais aussi pélagiques (merlan bleu, sardine...).

34.2.2. Paramètres biologiques

34.2.2.1. Relation taille poids

Les paramètres de la relation taille poids (tableau ci-dessous) sont fournis par Dorel (1986).

Auteurs	Zones	Type de mesure	Sexe	Nombre	a	b
Dorel, 1986	Golfe de Gascogne	Longueur totale	M + F	394	$10,50 \cdot 10^{-3}$	3,16720

Tableau 1 : Paramètres de la relation entre taille et poids pour le turbot du golfe de Gascogne ($W = aL^b$, avec W poids vif en g et L longueur en cm).

34.2.2.2. Croissance

Il n'existe pas de donnée sur la croissance du turbot dans le golfe de Gascogne. Les résultats géographiquement les plus proches sont ceux fournis par Deniel (1981) ; ils concernent les populations de la baie de Douarnenez et des côtes du Finistère nord et sont rappelés dans le tableau ci dessous pour mémoire.

Auteurs	Zone	Sexe	L_{∞} (cm)	K(an ⁻¹)	t ₀ (années)
Deniel, 1981	Baie de Douarnenez + nord Finistère	M	65,2	0,324	0,086
		F	73,6	0,277	0,082

Tableau 2 : Paramètres de croissance du turbot pour la zone baie de Dournenez – nord Finistère.

34.2.2.3. Reproduction

Pour Dorel (1986), reprenant les données de Deniel (1981), la taille de première maturité serait de 47-54 cm pour les femelles et 40 cm pour les mâles.

34.2.2.4. Recrutement

On ne dispose pas d'indice de recrutement pour ce stock.

34.2.2.5. Mortalité naturelle

Aucune information n'est disponible ; par comparaison avec les stocks de turbot de la Manche une valeur M = 0,2 pourrait être retenue.

34.3. Les pêcheries

34.3.1. Les pêcheries françaises

Deux métiers se partagent la majorité des débarquements de turbot dans le golfe de Gascogne : le chalutage et le fileyage, qui réalisent à eux seuls plus de 75 % des mises à terre (tableau ci-dessous).

Année	Chaluts	Filets	Autres engins	Total
1997	30 %	45 %	25 %	100 %
1998	26 %	48 %	26 %	100 %

Tableau 3 : Proportion des débarquements français de turbot en provenance du golfe de Gascogne par métier en 1997 et 1998 (source : système statistiques national).

Aucune étude précise n'a été faite sur les pêcheries de turbot dans le golfe de Gascogne. Cette espèce est, dans la majorité des cas, une prise accessoire de la pêche de la sole au filet et du chalutage des espèces démersales.

34.3.2. Les pêcheries étrangères

Aucune information n'est disponible, mais on peut supposer que le turbot constitue une prise accessoire pour les chalutiers à perche belges exploitant la sole.

34.3.3. Evolution des captures, des efforts de pêche, des rendements par métier

34.3.3.1. Evolution des captures et débarquements par métier

Seules les données françaises sont disponibles. Les débarquements totaux français montrent une forte tendance à la baisse, passant de plus de 380 t en 1989 à 128 t en 1998 (fig. 1). La majorité des prises (60 % en moyenne) provient de la partie nord du Golfe (division VIIIa).

Les prises par type de métiers (fig. 2) montrent une baisse continue et importante pour le chalutage de fond; celles des métiers du filet culminent en 1993 et baissent depuis cette date. On notera la part plus importante dans les statistiques des débarquements qui ne peuvent être attribués à un engin de pêche particulier à partir de 1994, ce qui fausse pour partie cette analyse.

34.3.3.2. Evolution de l'effort de pêche par métier

Les pêcheries de turbot n'ayant pas fait l'objet d'étude dans le golfe de Gascogne, les données sur l'effort de pêche pour ces pêcheries ne sont pas directement disponibles.

34.3.3.3. Evolution des rendements par métier

L'évolution inter annuelle des rendements en turbot n'a pas été étudiée dans le golfe de Gascogne. Une telle étude se heurterait au fait que cette espèce constitue une prise accessoire des chalutiers démersaux et des fileyeurs et qu'elle est capturée en très petites quantités.

Selon Masski (1998), dans le nord du Golfe, les rendements en turbot des fileyeurs augmentent à partir d'avril-mai pour être maximale en juin-juillet ; ils sont faibles le reste de l'année. Par contre les rendements des chalutiers de fond ne montrent pas de tendance saisonnière particulière.

34.3.4. Structure démographique des captures

34.3.4.1. Structure des débarquements

Les débarquements de turbot ne font pas l'objet d'échantillonnage, et aucune donnée n'est disponible sur leur structure démographique. Compte tenu du faible volume des prises et de la dispersion géographique des points de débarquement, la mise en place d'un plan d'échantillonnage se heurterait à des difficultés pratiques importantes.

34.3.4.2. Rejets

Aucune information n'est disponible sur d'éventuels rejets dans le golfe de Gascogne. En Manche ouest (Morizur *et al.*, 1996), ils sont nuls pour le chalutage et très faibles pour les filets à grandes mailles, surtout liés à l'état du poisson. On peut supposer que la situation est identique dans le Golfe, d'autant plus qu'il n'existe plus de taille minimale au débarquement.

34.3.5. Sélectivité des engins de pêche

Aucune donnée n'est disponible sur la sélectivité des engins de pêche utilisés pour la pêche du turbot.

34.3.6. Les compétitions entre métiers

Bien qu'aucune donnée ne soit disponible sur ce point, il semble que les captures accessoires de turbot de certains fileyeurs à sole exerçant leur activité très près de la côte pourraient être non négligeables. Il s'agirait d'individus de petite taille. On peut également remarquer que la diminution des débarquements de turbot coïncide avec le développement de la pêche de la sole au filet. Il n'est cependant pas possible de confirmer l'existence de cette éventuelle interaction et, *a fortiori*, de la quantifier.

34.4. L'état de la ressource

Il n'existe pas de données permettant d'émettre un diagnostic sur l'état de cette ressource et de son évolution. Le seul indice est une baisse quasi continue des débarquements pour tous les métiers, mais dont l'interprétation n'est pas immédiate.

34.5. Les mesures de gestion

34.5.1. Mesures actuellement en vigueur

Le turbot ne fait pas l'objet de mesures de gestion spécifiques : il n'y a pas de limitation de capture, et la taille minimale de 30 cm n'a pas été reprise dans le règlement 850/98 du Conseil sur les mesures techniques de protection des juvéniles ; le maillage minimal des chaluts est de 70 mm ; pour les engins fixes, le turbot est cité dans la liste des espèces pour lesquelles le maillage minimal est de 80 mm (à titre de comparaison, ce maillage est de 220 mm en Manche).

34.5.2. Possibilité d'évolution du type de gestion

S'agissant d'une capture accessoire peu abondante et compte tenu de la taille atteinte par les turbots, il n'est guère envisageable d'instaurer des maillages pour les filets et les chaluts qui permettraient d'éviter les captures de juvéniles. Une fermeture ou une limitation de la pêche sur les nourriceries pourraient être envisagées, mais les données manquent pour leur localisation précise. La stricte application de l'interdiction du chalutage dans les trois milles, une limitation de la pêche aux filets en zones très côtières seraient cependant de nature à assurer une protection accrue des nourriceries.

L'état du stock n'est pas connu et tout au plus peut-on dire qu'il devrait bénéficier d'une réduction de l'effort global des flottilles rendu nécessaire par l'état de beaucoup d'autres ressources.

Par ailleurs, le maillage minimal des filets fixes pour la pêche du turbot fixé par la réglementation européenne (80 mm) paraît peu cohérent compte tenu de la taille qu'atteint cette espèce. Le maillage minimal de 100 mm, retenu pour la pêche de la sole, paraîtrait plus adapté.

Enfin, et sous réserve de vérification, la survie des rejets pourrait être élevée, ce qui pourrait justifier l'instauration d'une taille légale de commercialisation fixée au-delà de la taille à première maturité sexuelle.

34.6. Références bibliographiques

- Blanquer A., J.P. Alayse, O. Berrada-Rkhami & P. Berrebi., 1992. Allozyme variation in turbot (*Psetta maxima*) and brill (*Scophthalmus rhombus*) (Osteichthyes, Pleuronectiformes, Scophthalmidae) throughout their range in Europe. *J. Fish Biol.*, **41**: 725-736.
- Deniel C., 1974. Régime alimentaire des jeunes turbot *Scophthalmus maximus* L. de la classe 0 dans leur milieu naturel. *Cah. Biol. mar.*, **15**: 551-566.
- Deniel C., 1981. Les poissons plats (Téléostéens, Pleuronectiformes) en baie de Douarnenez. Reproduction, croissance, et migrations des Bothidae, Scophthalmidae, Pleuronectidae et Soleidae. Thèse Doc. Etat, Univ. Bretagne occi., Fac. Sci. Tech. Brest., 476p.
- Dorel D., 1986. Relations taille-poids pour l'Atlantique Nord Est. IFREMER DRV 86.001 RH NANTES, 185p.
- Guéroult D., D. Dorel & Y. Desaunay., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. Rapp. contrat IFREMER/MAPA 95-1-01-02, Pagination variée.
- Masski H., 1998. Identification des frayères et étude des structures de population du turbot *Psetta maxima* L. et du bar *Dicentrarchus labrax* L. en Manche ouest et dans les zones avoisinantes. Th. Univ. Bretagne Occ., 135 p + annexes.
- Morizur Y., S. Pouvreau & A. Guérolé., 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Ed. Ifremer, Pêches maritimes, 127 p.
- Nielsen J.G., 1986. Scophthalmidae. In *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese(eds) : UNESCO, 1287-1393.
- Onate F.C., 1989. The summer food of turbot *Psetta maxima* (L.) off the coast of Galicia, N.W. Spain. *Ophelia* **30**: 21-33.

Quéro, J.C., 1984. Les poissons de mer des pêches françaises., Jacques Granchet ed., 394 p.

Quéro, J.C., J. Dardignac & J.J. Vayne., 1989. Les poissons du golfe de Gascogne. Brest: IFREMER / Mus. nat. Hist. nat., 229 p.

Wheeler, A., 1964. The fishes of the British Isles and North West Europe., 613 p.

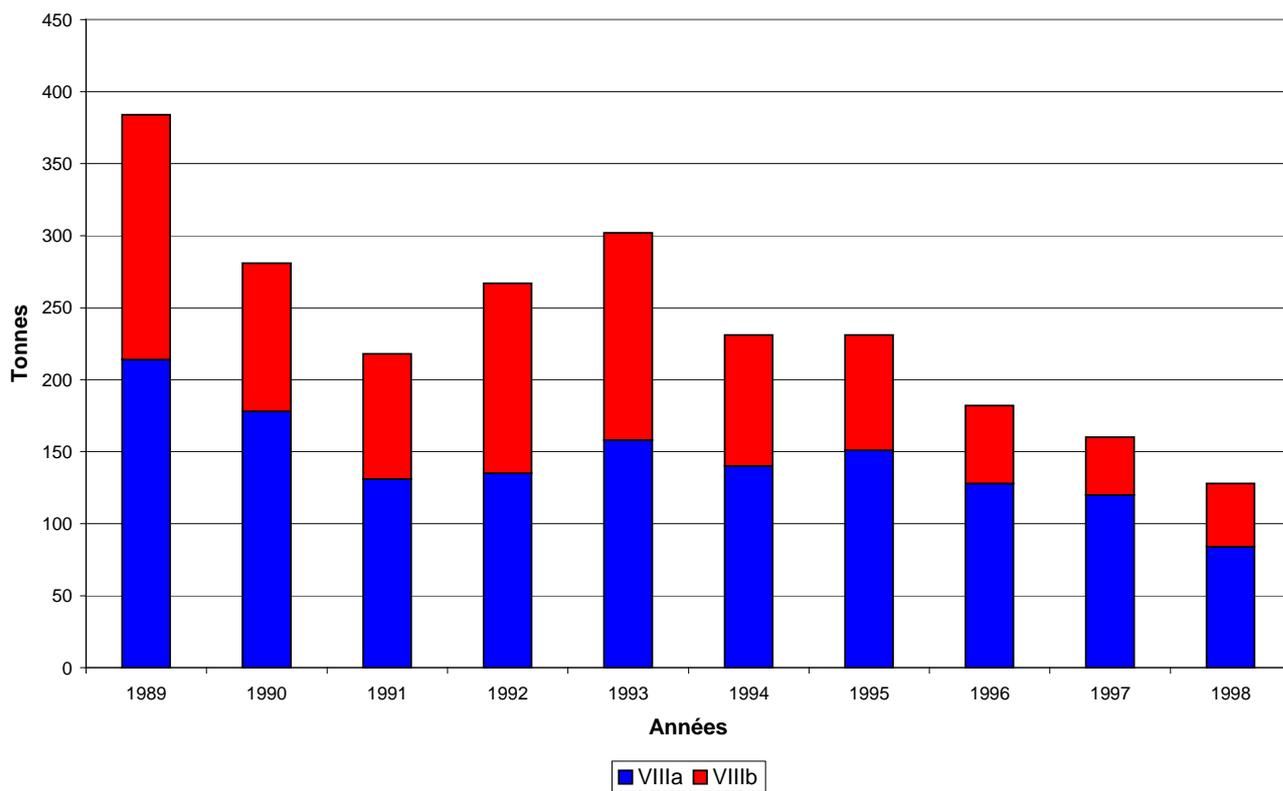


Figure 1 : Evolution des débarquements de turbot en provenance du golfe de Gascogne entre 1989 et 1998 (source : STATLANT 27A).

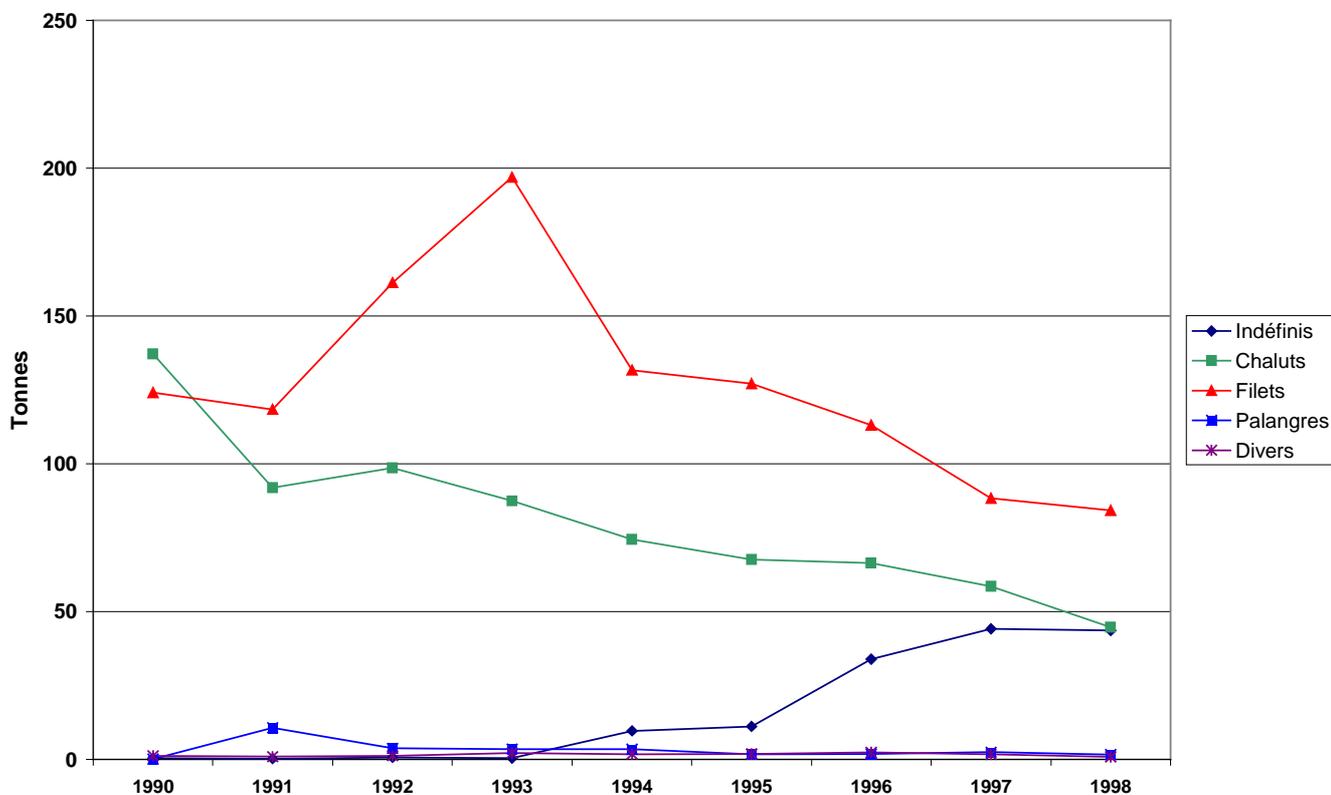


Figure 2 : Evolution des débarquements par métier de turbot du golfe de Gascogne de 1990 à 1998 (source : base statistiques nationale)