L'ANGUILLE DANS LE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE :

UNE SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Alain J. Crivelli

Station biologique de la Tour du Valat
Le Sambuc
13200 Arles

Etude réalisée pour le comité de gestion des poissons migrateurs du bassin RMC. Décembre 1998.

Etude réalisée pour le comité de gestion des poissons migrateurs du bassin RMC.

Décembre 1998

SOMMAIRE

I. Le cycle biologique de l’espèce

II. Les eaux douces

1. Répartition de l'espèce dans les eaux douces

1.1. Répartition, suivis et problèmes méthodologiques

1.2. Les structures de taille et les densités

1.3. Le sex-ratio

2. La pêche

2.1. Les aspects réglementaires

2.2. La pêche à l’anguille et les statistiques

3. Gestion des milieux

3.1. Le repeuplement

3.1.1. Dans les lacs

3.1.2. Dans les cours d’eau

3.2. Le franchissement des obstacles

3.2.1. La migration vers l’amont

3.2.2. La dévalaison

III. Les eaux saumâtres littorales

1. Répartition dans les lagunes

1.1. Les structures de taille et la croissance

1.2. Les relations taille poids et la condition

1.3. Le sex-ratio

2. La pêche

2.1. Les aspects réglementaires particuliers
2.2. Les engins de pêche lagunaire et leur sélectivité
2.3. L'effort de pêche
2.4. la capturabilité des anguilles
2.5. Les captures
2.6. Les statistiques utilisables et les tonnages
2.7. La commercialisation

IV. Identification des menaces

1. Le parasitisme
1.1. *Pseudodactylogyrus anguillae* et *P. bini*
1.2. *Anguillicola crassus*

2. La prédation par les oiseaux piscivores

3. La qualité des eaux douces et lagunaires
3.1. L'enrichissement en nutriments
3.2. La pollution " industrielle "

4. Evolution des stocks dans le contexte européen et évolution des captures des lagunes

V. Perspectives, gestion

1. Restauration des stocks
1.1. Le repeuplement
1.2 La restauration de l'habitat
1.3. La limitation de la pêche
1.3.1. La réduction de l'effort de pêche

1.3.2. La limitation des mailles des nasses

1.3.3. La lutte contre le braconnage

2. Suivi de la ressource

2.1. Le suivi de l’état de la ressource

2.2. Le suivi des captures de la ressource

2.3. La valorisation de la ressource

2.4. La gestion de l’anguille en région RMC

3. La recherche et les études

3.1. En eau douce

3.2. En lagune

Conclusion

Remerciements

Bibliographie

Glossaire

I. Le cycle biologique de l'espèce

L'anguille est un poisson migrateur amphihalin de type catadrome dont le cycle de vie est unique et encore mystérieux sur de nombreux points (Figure 1). L'anguille européenne, *Anguilla anguilla* est l'une des 17 espèces d'anguilles recensées dans le monde, deux dans l'Atlantique et quinze dans la zone indo-pacifique (Lane, 1978; Bruton *et al.,* 1987; Jellyman, 1987). Sa distribution va de l'Islande à la Mer Noire en passant par la mer Baltique et la mer Méditerranée, soit une surface de 90000 km2 (Moriarty & Dekker, 1997).

Jusqu'à maintenant on croyait que toutes les anguilles européennes, de la Norvège à l'Egypte appartenaient au même stock et formaient donc une seule population panmictique qui se disperse au hasard au stade des larves (Yahyaoui *et al.,* 1983 ; Avise *et al.,* 1990; Tagliavini *et al.,* 1995 ; Salvadori *et al.,* 1997 ; Tsukamoto & Aoyama, 1998 ; Lintas *et al.,* 1998). Des travaux récents (Volckaert, Université de Louvain, données non publiées) remettraient en cause ce concept. Une étude d'anguilles marquées dans la Baltique a également montré que des anguilles stockées provenant de l'étranger, contrairement à celles arrivées naturellement ont eu du mal à sortir de la Baltique lorsqu'elles voulaient se rendre sur les lieux de ponte (Westin, 1990). Y aurait-il des phénomènes de " homing ", " d'imprinting " chez l'anguille? Tsukamoto *et al.* (1998), en analysant le rapport Sr/Ca des otolithes d'anguilles adultes prélevées en milieux marins (Mer du Nord et Mer de Chine) et en milieux d'eau douce se demandent si toutes les anguilles migrent vers des milieux continentaux et si un certain nombre d'anguilles ne passeraient pas toute leur vie en milieu marin. Un résultat qui doit être relativisé si l'on en croit les travaux de Kawakami *et al.* (1998a,b) sur les facteurs influançant l'incorporation de strontium (Sr) dans les otolithes. Toutes ces remises en cause de faits bien établis montrent bien combien nos connaissances actuelles sur ce poisson remarquable sont encore précaires, incertaines et souvent conflictuelles.

L'anguille se reproduit loin des côtes françaises (mer des Sargasses, dans l'océan atlantique) et n'effectue qu'une seule migration mer-lagune (au stade alevin, appelé civelle) et une seule migration lagune-mer (au stade d'adulte prêt à pondre, appelé anguille argentée). La ponte se déroulerait dans la mer des Sargasses (Caraïbes), entre mars et juillet selon certains, toute l'année selon d'autres (voir McCleave *et al.,* 1998), à une profondeur entre 400 et 600 mètres, à un isotherme de 15° C. Pour d'autres encore, la ponte pourrait avoir lieu bien plus profondément, vers 2000 m de profondeur (Robins *et al.,* 1979; Dufour, 1996). On ignore ce

que deviennent les adultes après la reproduction, l'hypothèse la plus vraisemblable étant qu'ils meurent tous, et que donc ce poisson ne se reproduira qu'une seule fois au cours de sa vie. On suppose que les oeufs pondus sont pélagiques, qu'après éclosion, les larves montent plus ou moins vers la surface et voguent aux grés des courants marins en direction des côtes européennes.

La migration larvaire océanique va se poursuivre pendant 200 jours selon les uns et de 470 à 560 jours selon les autres (Tesch *et al.*, 1986; Tesch & Niermann, 1992; Lecomte-Finiger, 1992; Antunes & Tesch, 1997; McCleave *et al.,* 1998, Tesch, 1998) sous forme de larves appelées leptocéphales et/ou des différents stades de la métamorphose. La métamorphose en civelles, contrairement à ce qui est écrit généralement n'aurait pas lieu sur le plateau continental, mais bien au-delà (des civelles ont été pêchées à plus de 1 000 m de profondeur et plus de 300 km du plateau continental (Tesch, 1986; Antunes & Tesch, 1997). Les civelles non pigmentées (transparentes, ayant 60 à 80 mm de longueur) ont une nage portée plutôt qu'à contre-courant (Gascuel, 1987) et elles vont remonter vers les eaux douces, attirées par divers stimuli: température (White & Knights, 1997), dessalure (Tongiorgi, 1986; Tosi *et al.,* 1989; Tosi *et al.,* 1990), phénomènes de chemoréception, notamment de composés organiques (Tosi & Sola, 1993; Sola & Tongiorgi, 1996).

La phase de colonisation en Europe dure d'octobre à juin avec des pics hivernaux et printaniers selon les sites géographiques. Dans les zones en marge de distribution par rapport aux courants océaniques, ce sont des civelles déjà pigmentées et/ou des anguillettes qui colonisent les milieux (ex : mer Baltique, Westerberg, 1998).

En Méditerranée, la colonisation a surtout lieu de janvier à juin , bien que des civelles colonisant les zones humides côtières puissent être capturées toute l'année (Lecomte-Finiger & Razouls, 1981; Lecomte-Finiger, 1993; Crivelli, Rosecchi, Poizat, données non publiées). L'intensité du recrutement semble être très variable d'une année à l'autre, mais il est très difficile de séparer l'effet des facteurs locaux des effets extérieurs (succès de reproduction aux Sargasses 2-3 ans avant, mortalité excessive durant la migration océanique etc.).

Après avoir colonisé un milieu donné, l'anguille y grossira sous forme d'anguille dite verte ou jaune pendant quelques années avant d'entamer sa métamorphose en anguille argentée (voir Lecomte-Finiger, 1990; Larsson *et al.,* 1990; Dufour, 1996) et de commencer sa migration génésique (Westin, 1990). Etant devenues argentées, les anguilles sont grasses (Boëtius & Boëtius, 1980,1985), elles cessent de s'alimenter et se rendent en mer pour entreprendre leur migration vers la mer des Sargasses pour s'y reproduire. Cette dernière migration reste

mystérieuse puisqu'aucune anguille adulte n'a été capturée en mer. Des travaux récents suggéreraient que des anguilles argentées, du fait d'un manque de réserves lipidiques pourraient arrêter les phénomènes d'argenture, régénérer leur système digestif et recommencer à manger, jusqu'à ce qu'elles acquièrent des réserves suffisantes (Larsson *et al.*, 1990; Svedang & Wickstrom, 1997).

L'anguille colonise tous les milieux aquatiques continentaux, des lagunes aux parties amont des cours d'eau, sauf si des obstacles empêchent sa migration. L'anguille est donc une espèce ubiquiste qui s'adapte facilement à toutes les situations : elle tolère une large gamme de salinité, s'accommode de l'eutrophisation et peut vivre dans des habitats extrêmement divers. Selon le milieu colonisé, la croissance et l'acquisition de la maturité sexuelle seront plus ou moins rapides. Moriarty (1987), Vollestad (1992) et Helfman *et al.* (1987) avaient fait les hypothèses qu'il y avait un âge et/ou une taille critique pour l'acquisition de la maturité sexuelle chez l'anguille et qu'il y avait une relation positive entre l'âge et la taille à l'acquisition de la maturité sexuelle.
L'âge de l'anguille est défini comme étant le nombre d'années écoulées depuis la métamorphose en civelle. L'étude récente de Svedang *et al.* (1996) ne confirment pas ces deux dernières hypothèses, mais montre que l'âge d'acquisition de la maturité sexuelle chez l'anguille et son départ pour les lieux de ponte est négativement corrélée au taux de croissance, et ce chez les deux sexes. De Leo & Gatto (1996) également remettent partiellement en cause les hypothèses de Vollestad (1992) et Helfman *et al*. (1987). Jellyman & Todd (1998) confirment ce résultat chez l'anguille à courtes nageoires (*Anguilla australis*) : le taux de croissance explique 85% des variations de taille à la migration (= à l'acquisition de la maturité sexuelle). Des différences dans les régimes de températures et dans les conditions trophiques auraient pour conséquences des variations de taux de croissance, et du métabolisme des lipides qui expliqueraient les variations de l'âge et/ou de la taille à l'acquisition de la maturité sexuelle.

L'acquisition de la maturité sexuelle et la métamorphose en anguille argentée qui l'accompagne se fait précocement en milieu lagunaire par rapport aux milieux d'eau douce : en lagune les mâles ont 3-4 ans et les femelles 5-6 ans ; en milieux d'eau douce la maturité peut s'acquérir entre 20 et 30 ans dans le nord de l'Europe et entre 8 et 15 ans dans le sud de l'Europe (Fontenelle, 1991). Les adultes reproducteurs pourront donc être âgés de 3 à 30 ans et

avoir des tailles de 30 à 120 cm. Un tel écart d'âge et de taille n'est pas commun chez les poissons.

En milieu lagunaire, la croissance sera meilleure qu'en milieu d'eau douce : par exemple on enregistre un accroissement annuel de 6 à 9 cm dans la lagune du Vaccarès, alors que celui-ci n'est que de 4 à 6 cm dans un canal d'eau douce de Camargue se déversant dans cette lagune (Panfili, 1988; 1993; Fontenelle, 1991; Vollestad, 1992; Adam, 1997; Holmgren, 1998). En général, la densité d'anguilles est forte en milieux lagunaires et faible en milieux continentaux, les anguilles de ces derniers milieux étant fortement territoriales. Cette différence en densité est probablement due au fait que les lagunes sont plus productives (biomasse de nourriture en place plus importante et son renouvellement plus rapide) que les milieux d'eau douce et que la prédation sur les anguilles serait plus importante en milieu d'eau douce qu'en lagune.

A noter également que le sex-ratio est nettement en faveur des mâles dans les lagunes et inversement en faveur des femelles dans les milieux d'eau douce. Il est généralement admis que plus on s'éloigne de la mer le long des axes fluviaux et plus la proportion d'anguilles mâles diminue dans la population, le contraire se produisant pour les femelles. Selon Dufour (1996) les facteurs environnementaux (température, salinité, abondance de nourriture etc.) pourraient influencer la différenciation sexuelle.
Elie (1998) mentionne des travaux récents du Muséum National d'Histoire Naturelle montrant que les civelles à forte activité thyroïdienne auraient de meilleures aptitudes à la nage ce qui leur permettraient de coloniser préférentiellement les têtes de bassin où les femelles prédominent. Inversement, les civelles à faible activité thyroïdienne se sédentariseraient dans les zones côtières où l'on trouve une majorité de mâles.
A notre avis, plus que l'éloignement à la mer, il semblerait que la productivité du milieu de sédentarisation soit un facteur déterminant pour le sex-ratio: en eaux très productives, la densité est forte et l'on trouve plus de mâles que de femelles, en eaux peu productives plus de femelles que de mâles quelles que soient les distances à la mer, la salinité ou le régime de température.

Le régime de l'anguille est très éclectique (Sinha & Jones, 1967; Opuszynski & Leszczynski, 1967; Moore & Moore, 1976; Ezzat & El Seraffy, 1977; Hervé, 1978; Cantrelle, 1979; Neveu, 1981; De Nie, 1982; Lecomte-Finiger, 1983; Berg, 1987; De Nie, 1987; Golani *et al.*, 1988;

Bergersen & Klemetsen, 1988; Lammens & Visser, 1989; Costa *et al.*, 1992; Kennedy *et al.*, 1992 ; Radke & Eckmann, 1996) : ici elle se nourrira uniquement de crevettes et de crabes, là de mollusques, ou encore ailleurs exclusivement de poissons et parfois d'un mélange d'invertébrés et de poissons. Seules les anguilles les plus grandes mangeraient du poisson, et parfois même leurs congénères lors de situations exceptionnelles (ex: forte densité en milieu confiné). Lorsque les températures de l'eau sont inférieures à 8-10 °C ou supérieure à 26-30 °C les anguilles cessent toute activité et ont tendance, si le substrat le permet, à s'enfouir dans la vase.

L'anguille est un excellent bioindicateur de la pollution des eaux puisqu'elle ne se reproduira qu'une fois dans sa vie et qu'elle accumule donc, notamment dans ces graisses, tout au long de sa vie tous les polluants. De nombreuses études (Barak & Mason, 1990; Bruslé, 1991; De Boer & Hagel, 1994; Ferrando *et al.*, 1992; Linde *et al.*, 1996; Buet, 1997) montrent de fortes concentrations de PCB, de métaux lourds et d'organochlorés chez les anguilles méditerranéennes. Malheureusement l'effet de l'accumulation de ces polluants chez l'anguille reste mal connu, bien que certains pensent que les polluants puissent être impliqués dans le déclin de l'anguille (Larsson *et al.*, 1991; Bruslé, 1991; Couillard *et al.*, 1997).

La production de l'anguille en Europe en 1993 et 1994 a été estimée entre 20000 et 30000 tonnes par an ayant une valeur de 375 millions d'Euro (Moriarty, 1996). Dans le bassin RMC, le tonnage serait entre 1500 et 2300 tonnes/an pour le début des années quatre-vingts (Ximenes *et al.*, 1990).

Depuis les années soixante l'anguille doit faire face à de nombreux dangers qui sont : l'aménagement et/ou la destruction de son habitat, la construction des barrages sur les grands fleuves et les cours d'eau côtiers qui ont réduit son domaine vital, la pollution (Larsson *et al.*, 1990) et l'introduction d'un parasite de la vessie natatoire, *Anguillicola crassus* (nématode). Certains considèrent aujourd'hui l'anguille comme une espèce menacée (Bruslé, 1989), elle a d'ailleurs été déclarée en France " espèce vulnérable " par Keith *et al.* (1992), une position qui n'engage que ses auteurs et qui n'a pas valeur réglementaire.
Si plus ou moins tous en Europe s'accordent à considérer que les effectifs d'anguilles ont diminué, tous ne s'accordent pas sur les solutions à adopter pour stopper ce déclin. Cet état de fait découle principalement de notre ignorance d'une composante essentielle de la dynamique

de la population d'anguille européenne: y-a-t-il une relation stock-recrutement ? En d'autres termes, le nombre de civelles arrivant sur les côtes européennes dépend-t-il étroitement du nombre de géniteurs se reproduisant effectivement aux Sargasses ? oui ou non ?. Beaucoup de scientifiques considèrent que le nombre de civelles arrivant sur nos côtes est exclusivement dépendant de la mortalité lors de la phase marine (courant, nourriture disponible etc.) et non pas du nombre initial de larves et donc du nombre de géniteurs (Desaunay & Guerault, 1977; Castonguay et *al.,* 1994 ; Moriarty & Dekker, 1997, Dekker, 1998).

D'autres scientifiques (Feunteun, 1998) considèrent que le facteur primordial est le nombre de géniteurs (anguilles argentées) qui pourra effectivement se rendre aux Sargasses pour s'y reproduire. Donc, ces derniers de facto considèrent que le déclin de l'anguille européenne est dû à une forte diminution du nombre des géniteurs se rendant aux Sargasses (voir Svedäng, 1999).

Enfin, un troisième groupe de scientifiques (GRISAM, 1997 et 1998) pensent que ce n'est pas tant le nombre des géniteurs qui importe, mais leur " qualité " et ils argumentent que la qualité des géniteurs s'est détériorée du fait essentiellement de deux facteurs: le parasite *Anguillicola crassus* et la pollution des eaux. La conséquence de cette diminution de qualité serait une plus grande mortalité des adultes reproducteurs lors de leur migration vers les Sargasses et/ou une moins bonne reproduction aux Sargasses.

Malheureusement, ni les uns, ni les autres sont capables d'avancer des arguments convaincants faute d'études sérieuses sur cet aspect de la biologie de l'anguille, et donc il n'est pas possible de trancher dans ce débat. Il faut cependant noter que Myers & Barrowman (1996) ont analysé 364 bases de données pluriannuelles du nombre de reproducteurs versus le nombre de recrues chez des poissons marins et d'eau douce afin de déterminer si le recrutement est lié à l'abondance des reproducteurs. Leurs conclusions sont sans appel, il existe bien dans tous les cas une telle relation et le déclin de nombreux stocks peut être imputé, au moins partiellement, à un recrutement réduit associé à une réduction de l'abondance des reproducteurs.

Par conséquent, les mesures de gestion à adopter diffèrent selon que l'on appartienne à un camp ou à un autre. A notre avis, dans un tel cas il vaut mieux prendre des mesures les plus strictes possibles selon le principe de précaution, quitte à ce que ces mesures soient réactualisées à la lumière de nouvelles études. Si l'avenir de l'anguille se joue à l'échelle européenne, il n'en demeure pas moins que la France, du fait de sa position géographique-clé et de sa forte exploitation de cette espèce à tous les stades a une responsabilité particulière.

Il est clair que de nouvelles mesures sur les plans législatifs, de gestion et d'exploitation devront être prises sur le plan national dans un proche avenir si l'on veut pouvoir assurer une gestion durable de cette ressource patrimoniale.

Dans ce travail nous allons faire le point sur nos connaissances sur l'anguille dans le bassin . Du fait du faible nombre de travaux réalisés dans cette région sur l'anguille, nous ferons appel à des travaux réalisés ailleurs en Europe chaque fois que cela s'avérera nécessaire.

II. Les eaux douces

1. Répartition de l'espèce dans les eaux douces

1.1. Répartition, suivis et problèmes méthodologiques

Chancerel (1994) propose une carte de répartition de l'anguille basée sur les pêches électriques du CSP sur une période de 10 ans. Dans le bassin RMC (Figure 2), seul le littoral côtier de L.R., PACA et Corse appartiennent à la zone 1: densité moyenne à forte (> 40 individus/1000 m^2), l'anguille est l'espèce dominante du peuplement. Puis la zone amont de tous ces fleuves côtiers et le bassin du Rhône jusqu'à l'embouchure de l'Ardèche appartiennent à la zone 2: densité faible à moyenne (entre 8 et 40 ind/1000m^2). Enfin les têtes de bassin des fleuves côtiers et tout le restant du bassin du Rhône, Saône et Doubs compris, et la partie est du bassin du Rhône, à l'exception des fleuves côtiers constituent la zone 3: absence ou présence marginale (< 8ind/1000 m^2). Ximenes *et al.* (1986) suggèrent que plus on s'éloigne de la mer sur un cours d'eau et plus l'altitude s'élève et plus la proportion d'anguilles dans le peuplement de poissons diminue, ceci bien entendu en l'absence de tout obstacle à l'avalaison. Fruget *et al.* (1998), dans un travail sur le peuplement piscicole du Doubs confirme que l'anguille est rare dans cette rivière. Un résultat similaire est trouvé pour le domaine public fluvial du Haut-Rhône (CSP, 1998).

Pont et al (1992) ont traité des données de 986 pêches électriques effectuées par différents organismes de 1979 à 1989 du Haut-Rhône au Bas-Rhône. L'anguille fait partie des dix espèces les plus fréquemment rencontrées, cependant elle est rarement rencontrée en amont de Péage de Roussillon et sur le Haut-Rhône. Les effectifs moyens les plus élevés sont observés

entre Arles et le sous-secteur Baix Logis Neuf-Montélimar. Gendre (1995) arrive à des conclusions similaires par la méthode des questionnaires aux pêcheurs.

Toujours sur le Rhône, nous disposons du suivi de peuplement piscicole effectué par le CEMAGREF d'Aix-en-Provence (Carrel *et al.*, 1995; G. Carrel, pers. comm.). Ce suivi a été réalisé au printemps de 1983 à 1997 sur trois stations situées depuis le confluent de l'Ardèche jusqu'à 5 kilomètres en amont de la centrale de Cruas-Meysse. L'échantillonnage étant fait par pêche électrique le long de la rive. Les résultats montrent que les effectifs d'anguilles (nombre d'individus pour 20mn de pêche) ont chuté à partir de 1985, date à laquelle les effectifs ont été inférieurs à 10 anguilles et se sont maintenus en dessous de cette valeur jusqu'en 1997. Depuis la chute de 1985, on observe une stabilité de la population d'anguilles sur ce site. 89% des anguilles capturées (toutes années confondues) mesurent entre 30 et 70 cm. Les enrochements sont l'habitat préféré des anguilles sur le site de ce suivi, une observation également faite par Poizat (1990) aux caissons de Saxy dans le Rhône aval. Carrel *et al.* (1995) considèrent que l'on peut attribuer cette chute dès 1985 soit à une baisse significative et pluriannuelle consécutive aux échantillonnages répétés sur la même station (cf Lobon-Cervia et *al.*, 1990), soit aux conséquences d'une pollution accidentelle par des produits phytosanitaires survenue au printemps 1985 sur le tiers amont du Bas-Rhône. Les travaux de Lobon-Cervia *et al.* (1990) sur un fleuve côtier du nord de l'Espagne suggèrent d'une part que la pêche électrique pour l'anguille est indépendante de la taille et qu'elle sous-estime la densité d'anguilles (voir aussi Lambert *et al.*,1994). Mais plus ennuyeux, ils suggèrent que d'effectuer des pêches successives d'anguilles sans les remettre à l'eau provoque à terme une diminution du " stock " d'anguilles à une station donnée. Ils expliquent ce dernier phénomène par une recolonisation du site pêché extrêmement lente. Par conséquent, la première hypothèse de Carrel *et al.* (1995) serait exacte, d'autant plus que les anguilles, dans le cas de ce suivi ne sont pas remises à l'eau, puisqu'elles font l'objet d'analyses de concentrations de radionucléides.

Blanc & Beaudou (1998) ont analysé la stabilité temporelle des structures spatiales des peuplements piscicoles de 35 cours d'eau en région Languedoc-Roussillon (L.R.) et Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) de 1993 à 1996. Les données analysées proviennent des échantillonnages standardisés à la pêche électrique effectués par le CSP dans le cadre du Réseau Hydrobiologique et Piscicole (RHP). L'anguille est relativement bien distribuée dans

les régions étudiées, dans les parties basses des fleuves côtiers et dans certains de leurs affluents. Par exemple, on note une dominance de l'anguille dans l'Hérault, souvent associée au barbeau méridional. En L.R., sur le Loup et le Lez, deux stations où l'anguille domine, les auteurs ont observé de 1993 à 1996 une diminution continue des populations d'anguilles.

Les suivis dont nous disposons dans le bassin RMC montrent que l'anguille est encore bien présente, mais ils ne nous permettent pas de conclure sur un déclin éventuel de l'anguille dans les cours d'eau de cette région. Il est indispensable que de tels suivis de peuplement piscicole et donc d'anguilles (Carrel *et al.*, 1995; G. Carrel, pers. comm.; Blanc & Beaudou, 1998, suivi RHP) soient poursuivis et financés. Les anguilles devront être mesurées et pesées avant d'être remise à l'eau. Il est important qu'à l'avenir les anguilles soient remises à l'eau à l'endroit où elles ont été pêchées afin d'éviter les biais possibles décrits précédemment. S'il y a un besoin d'anguilles pour le suivi par exemple de radionucléides, alors celles-ci devraient être pêchées loin des stations incluses dans les suivis.

1.2. Les structures de taille et les densités

Pour les lacs il n'existent pas de données sur des densités d'anguilles pour des raisons méthodologiques (voir Naismith & Knights, 1990b). A part l'échosondage et les méthodes de capture-recapture (difficile à mettre en œuvre, Dekker, 1989), il n'est pas possible d'obtenir des densités de poissons (nombre par m^2 ou m^3) dans des milieux ouverts comme les lacs et les étangs.

Les densités de populations naturelles d'anguilles en rivières européennes varient entre 10 et 3000 individus par hectare, soit 3 à 100 kg/ha (Knights & White, 1998). Cette estimation semble s'appliquer plus aux rivières de l'Europe du nord qu'à celles du sud où les densités peuvent être bien supérieures (voir tableau 1). En général la densité des anguilles diminue de l'aval vers l'amont et le poids moyen individuel des anguilles augmentent avec l'éloignement à la mer (Legault, 1986).

Dans le bassin RMC, une synthèse récente (CSP,DR8, 1997) résume les données disponibles de densités d'anguilles (N/ha et kg/ha) dans les cours d'eau du bassin RMC (Tableau 1).

Quelques données similaires collectées en Europe sont présentées à des fins de comparaison. D'une façon générale, les densités observées dans le bassin RMC semblent fortes, surtout en plaine et aussi longtemps qu'il y a libre circulation du poisson (absence de barrage ou autre obstacle).

En région Corse, Roche (1988) donne des densités d'anguilles pour les rivières Porto, Tavignano, Fium'orbo et Taravo en Corse qui varient de 140 ind/ha (20kg/ha) à 1800-2000 ind/ha (120-135 kg/ha). Plus l'altitude augmente et plus la densité diminue. Au-dessus de 350 m d'altitude les anguilles disparaissent.

Les structures de taille des populations d'anguilles des cours d'eau et autres étangs d'eau douce varient considérablement d'un site à l'autre selon le type d'habitat, l'époque d'échantillonnage, l'absence ou la présence d'une pêcherie etc. D'une façon générale elles sont comprises entre 10 et 70 cm, plus rarement entre 10 et 90 cm. A titre d'exemple, nous présentons la structure de taille de la population d'anguilles d'un canal de drainage et d'irrigation en Camargue en 1997 (Figure 3; A.J. Crivelli & F. Priour, données non publiées) et celles de deux sites sur le Rhône, la première au niveau du premier obstacle sur le Rhône, et la deuxième, en amont après le barrage de Vallabrègue (Figure 4; G. Carrel, pers. comm.).

Sur la Figure 3 on observe une population d'anguilles tronquée, c'est-à-dire qu'il manque manifestement des classes d'âge ou que celles-ci sont représentées par des abondances extrêmement basses. Ceci est dû au fait que ces canaux d'irrigation sont colonisés par l'anguille grâce aux pompes sur le Rhône (Poizat *et al.*,1999). L'abondance et la répartition des classes d'âge d'anguilles varient beaucoup d'une année à l'autre et d'une pompe à l'autre, ce qui explique ces distributions tronquées. Au contraire, la distribution de taille dans le canal du Fumemorte, un canal de drainage lié au Vaccarès montre une distribution équilibrée avec les classes d'âge les plus jeunes les plus abondantes et les classes d'âge les plus âgées les moins abondantes. Dans le Rhône (Figure 4), on notera la nette différence de distribution avant et après le barrage de Vallabrègue, une population aval montrant un fort recrutement d'anguillettes (95-215 mm; de 1 à 3 ans) accompagné d'une fraction de population d'anguilles plus grandes probablement sédentaires. En amont, on note l'absence totale d'anguillettes et une fraction majoritaire de la population d'anguilles sédentaires de taille moyenne. Cette différence montre probablement la difficulté pour les anguilles à passer l'obstacle, bien que le

pic d'anguilles à Aramont autour de 40 cm de longueur (= 6-8 ans) démontre que certaines années soit le passage de l'obstacle se fait mieux, soit le recrutement a été plus abondant.

Les densités d'anguilles observées dans le bassin RMC semblent être comparables, voire supérieures à celles observées dans des milieux identiques en Europe. Dans le cadre de suivis, il est important que les anguilles soient mesurées, voire pesées afin que l'évolution de la structure des sous-populations d'anguilles des différents sites échantillonnés puisse être analysée.

1.3. Le sex-ratio

Il est généralement admis que plus on s'éloigne de la mer sur les cours d'eau fluviaux et plus la proportion d'anguilles mâles diminue dans la population, le contraire se produisant pour les femelles (Elie, 1998). D'après Helfman *et al.* (1987), pour l'anguille américaine, le déterminisme du sexe dépendrait des événements qui interviennent durant deux phases: la période larvaire et la période juste après la métamorphose et la colonisation des milieux continentaux. Plus la période larvaire serait longue et plus il y aurait de femelles. En d'autres termes les petites civelles deviendraient mâles et les plus grandes des femelles. Les conditions environnementales après la colonisation des milieux continentaux pourrait avoir également un effet sur le déterminisme du sexe. Les mâles seraient plus nombreux dans les milieux les plus productifs ayant une longue saison de croissance, avec pour conséquence une maturité sexuelle précoce et à une petite taille. Récemment, Roncarati *et al.* (1997) ont montré expérimentalement que le déterminisme du sexe chez l'anguille est influencé directement par la densité, et que seuls les mâles survivent aux hautes densités. Plus d'expérimentations et plus de données en milieux naturels sont nécessaires. Il n'est pas irréaliste de penser que d'autres facteurs (salinité, physiologiques, etc.) puissent jouer un rôle dans le déterminisme du sexe des anguilles.

Dans le bassin RMC, nous disposons de très peu de sex-ratio de populations d'anguilles en milieux fluviaux. Seul Dupont (1984) mentionne des sex-ratio pour un canal de drainage, le Fumemorte en Camargue: 79% de femelles, 25% de mâles et 6% d'individus non déterminés

et pour un cours d'eau le Lez en deux stations: 95% de femelles aux sources du Lez, et 97% de femelles au Pont de Castelnau.

Il serait bon d'obtenir plus de données sur le sex-ratio des populations d'anguilles des milieux fluviaux de cette région.

2. La pêche.

Le domaine public fluvial (DPF) rassemble 11 000 km de cours d'eau navigables ainsi que 50000 ha de lacs et de retenues où le droit de pêche appartient à l'Etat.

Dans le bassin RMC on estime le nombre de pêcheurs comme suit: 600.000 pêcheurs à la ligne et sur les 1100 km de Domaine Public Fluvial de cette région: 700 amateurs aux engins, 54 professionnels et 17 compagnons et 600 inscrits maritimes, pêcheurs dans les deltas et les lagunes.

2.1. Les aspects réglementaires

" *Lorsque la ressource le permet, l'exploitation par la pêche aux engins peut être autorisée. Parmi les pêcheurs aux engins, il est distingué deux catégories : les pêcheurs professionnels (environ 800 pêcheurs), seul admis à vendre le produit de leur pêche , et les pêcheurs amateurs (environ 8000 pêcheurs), qui pêchent uniquement pour leur loisir. Ces pêcheurs sont regroupés dans des associations agréées distinctes suivant leur catégorie"* (Source: Suivi national de la pêche aux engins, cahier des charges, mai 1998, CSP).

Les membres d'une AAPPMA (Association Agréée des Pêcheurs Professionnels Maritimes) peuvent pêcher l'anguille aux lignes, à la vermée et même aux fagots. Pour utiliser d'autres engins, il faut être membre d'une Association Départementale Agréée de Pêcheurs Amateurs aux Engins et aux Filets (ADAPAEF) ou d'une association départementale ou interdépartementale agréée de pêcheurs professionnels en eau douce (voir Anonyme, 1994). Ensuite, il existe de nombreuses réglementations concernant les sites, les périodes et les engins et leurs caractéristiques, la vente des anguilles et/ou des civelles. Celles-ci sont

exprimées très clairement sous forme d'une fiche pratique dans le numéro spécial d' "Eaux Libres " (Revue du Conseil Supérieur de la Pêche) n° 24, 1998.

La pêche à la civelle est totalement interdite dans le bassin RMC..

Il faut noter que jusqu'en 1984 l'anguille était considérée officiellement comme nuisible dans les cours d'eau de 1ère catégorie, accusée de manger les jeunes truites et les actions d'éradication furent nombreuses.

2.2. La pêche à l'anguille et les statistiques

Depuis 1988, un suivi régulier des pêcheurs aux engins a été mis en place dans le bassin Rhône-Saône-Doubs par les services gestionnaires (Service Navigation Rhône-Saône-Doubs et Directions Départementales de l'Agriculture et de la Forêt), la DIREN (Délégation de bassin) et le Conseil Supérieur de la Pêche. Selon Changeux (1998) les captures annuelles d'anguilles (kg) déclarées par les pêcheurs amateurs et professionnels et estimées pour les années1988 et 1989 (chiffres entre parenthèses) pour l'ensemble du bassin (Changeux & Zylberblat, 1993a,b) sont les suivantes:

Années	**Pêcheurs amateurs**		**Pêcheurs professionnels**
1988	435	(1434)	5892 (29915)
1989	435	(1322)	7257 (26506)
1990	512		6018
1991	399		2217
1992	478		71
1993	389		19
1994	318		6139
1995	371		6311
1996	357		151

Changeux (1998) interprète ces résultats pour l'anguille de la façon suivante: " *L'anguille est une espèce particulièrement recherchée par certains professionnels. Elle constitue 5% des*

tonnages déclarés par cette catégorie contre seulement 1% pour les amateurs. Les variations des déclarations sont fonction de quelques pêcheurs seulement et ne peuvent être interprétées en terme d'évolution des stocks sur les secteurs où ceux-ci sont les plus abondants (Rhône aval et Rhône deltaïque). En revanche, les niveaux de captures déclarées sur les secteurs amont (Rhône amont, Saône aval et amont et Doubs), tant par les amateurs que par les professionnels, sont dramatiquement bas. Ces dernières évolutions sont toutefois à surveiller à l'avenir pour évaluer le résultat des transferts d'anguilles réalisés ces dernières années".

Changeux & Zylberblat (1993a,b) montrent que c'est dans le Rhône aval (de Vallabrègues à Lyon) et dans le Rhône deltaïque (de Vallabrègues à la mer) que les professionnels pêchent le plus d'anguilles. Pour les pêcheurs amateurs la situation est identique. A noter qu'en Corse, il n'y a pas de pêche professionnelle ou amateur aux engins dans les cours d'eau vu que ces derniers sont tous classés en 1ère catégorie.

Enfin, le travail de Brana (1996) utilisant la même base de données arrive aux conclusions suivantes: dans les six régions concernées, pour les pêcheurs amateurs aux engins et pour les pêcheurs professionnels le constat est identique, les masses d'anguilles par jour de pêche ne régressent pas significativement de 1988 à 1995, à une seule exception près, une diminution dans le Rhône deltaïque pour les pêcheurs amateurs. D'autres (Boullier, 1998) pensent que le déclin des pêcheurs professionnels sur le Rhône est corrélé à la diminution très sensible du stock d'anguilles.

Des données anciennes sur la production de la pêche sur le Rhône sont rares (Pattee, 1988). A la fin du siècle dernier, l'estimation de la production annuelle de la pêche (en kg) pour l'anguille dans le Haut-Rhône et son affluent l'Ain étaient de 80 kg et 90 kg respectivement. Avant 1944 (= avant l'érection des barrages), 2000 kg d'anguilles étaient pêchés annuellement entre Lyon et Serrières, 3000 kg entre Serrières et le confluent de l'Ardèche et 6000 kg entre le confluent de l'Ardèche et Arles soit au total rien que pour le Rhône aval 11000 kg par an. Cette valeur est à comparer avec les estimations de Changeux & Zylberblat (1993) pour le Rhône aval en 1988-89, soit 22600 kg d'anguilles annuellement pour les pêcheurs professionnels. Quelles que soient les réserves que l'on puisse émettre sur ces deux estimations (absence de données sur l'effort de pêche), leur comparaison reste intéressante et

nous amène à poser la question suivante : la situation de l'anguille avant et après la construction des barrages sur le Rhône est-elle vraiment si différente?

La pêche amateur et professionnelle sur le domaine fluvial semblent bien encadrées et l'on ne peut que souscrire au Suivi National de la Pêche aux Engins. Cependant, après dix ans de collecte, il est clair qu'il serait souhaitable d'obtenir, au moins de la part des professionnels une meilleure collaboration afin que ces statistiques, et plus particulièrement celles sur l'anguille puissent nous renseigner d'une façon plus effective sur les fluctuations de l'espèce. A l'heure où l'on espère aménager plusieurs obstacles à la migration et où la pratique du repeuplement en anguilles pourrait devenir plus fréquente, il y a fort à parier que l'unique moyen d'évaluer l'impact de ces actions sur les abondances et les captures d'anguille sera ces statistiques. Nous ferons également une suggestion: il serait bon que tout repeuplement en anguilles (quantités déversées,

date et lieu(x) de déversement, type de poissons, civelles, anguillettes, etc.) doive être obligatoirement déclaré, par exemple au Suivi National de la Pêche aux Engins.

3. Gestion des milieux

3.1. Le repeuplement

Le repeuplement d'anguilles est une pratique courante dans de nombreux pays, spécialement en Europe du nord et dans les vallis italiennes (Moriarty & Dekker, 1997). Cette pratique est parfois très ancienne, puisqu'en Allemagne elle a commencé dès le début du siècle (Gandolfi-Hornyold, 1931). Le plus souvent ce sont des civelles qui sont stockées, mais aussi des anguillettes. La plupart des actions de repeuplement ont été réalisées dans des lacs ou des réservoirs, et très peu dans des cours d'eau (Berg & Jorgensen, 1998; Knights and White, 1998) probablement parce que les individus migrent dans ces systèmes et également parce que les individus sont difficilement recapturables (milieu ouvert) pour une exploitation commerciale. Il faut noter que la grande majorité de ces actions de repeuplements ont eu lieu avant les années quatre-vingts, avant l'introduction de nouveaux parasites et avant la hausse du coût des civelles.

3.1.1. Dans les lacs

Les examples de repeuplements d'anguilles dans des lacs sont nombreux et parfois anciens. Le plus souvent le civelles utilisées proviennent de France, faute d'obtenir suffisamment de civelles dans les pays concernés. Parfois la pêche à la civelles est interdite et donc le seul moyen d'obtenir des civelles est d'en importer. Ainsi, en Pologne, depuis 1948 des centaines de lacs sont repeuplés annuellement avec des civelles, en moyenne avec 18 millions de civelles/an entre 1948 et 1978 (Leopold & Bninska, 1984).
Les densités de civelles pour le repeuplement variaient de 4/ha/an à plus de 100/ha/an. Sur une période de 30 ans les conclusions sont plutôt positives: les captures sont étroitement liées aux repeuplements (relation linéaire très significative entre le nombres de civelles et les captures 3 et 20 ans après). Sur 454 lacs étudiés, il semblerait que les lacs peu profonds, plutôt eutrophes et ayant un périmètre élevé par rapport à leur surperficie soient les plus favorables pour un repeuplement en anguilles. La survie (de la civelle à l'anguille pêchée) a été estimée en

moyenne à 15%. Dans les lacs irlandais, le repeuplement se pratique également depuis longtemps (depuis1959). La densité de civelles pour le repeuplement est beaucoup plus élevée qu'en Pologne: entre 340 et 440 civelles/ha/an (Moriarty, 1984,1990a). Pour le Lough Neagh (Irlande), avec 440 civelles/ha/an on peut espérer un rendement de 21,6 kg/ha, soit 49 g par civelle introduite (Moriarty, 1992).

Alors que pour un taux de repeuplement de 350 civelles/ha/an dans un autre lac irlandais, le Lough Derg, le rendement fut seulement de 1.8 kg/ha/an, soit 5 g par civelle introduite. McCarthy *et al.* (1994) analysant les données du repeuplement au Lough Neagh, montrent que la meilleure relation entre nombre stocké et rendement a lieu après 19-20 ans. Ils estiment également que le taux de repeuplement doit se situer entre 150 et 450 civelles/ha/an selon l'état trophique du lac repeuplé si l'on veut plus tard exploiter une pêcherie d'anguilles. Knights & White (1998) recommandent 300 civelles/ha/an. En analysant une autre étude sur des lacs polonais Moriarty *et al.* (1990) déterminent une densité de civelles optimale pour le repeuplement de 275 civelles/ha/an pour un rendement de 5,2 kg/ha, soit 19 g par civelle introduite, bien en dessous des résultats obtenus en lagunes italiennes de 58 à 113 g par civelle introduite ou 29kg/ha/an (Rossi *et al.* 1987-88).

Depuis les années soixante quatre repeuplements ont eu lieu avec des civelles et des anguillettes dans des lacs en Finlande (Pursiainen & Toivenen, 1984) avec un taux de survie de 27,4%, une faible croissance et un rendement de 10 et 90 g par civelle et anguillettes introduites et un coût-bénéfice positif. Depuis 1976, les suédois repeuplent des lacs avec des civelles venues de France (Wickstrôm, 1984). Le taux de repeuplement est de 100 civelles/ha/an ou 20 anguillettes/ha/an pour des lacs méso à eutrophes. Pour des lacs oligotrophe ce taux est de 25 civelles/ha/an ou de 5 anguillettes/ha/an.

En Allemagne, le lac de Constance, l'un des lacs les plus grands d'Europe, est repeuplé annuellement avec des civelles depuis au moins les années soixante-dix (Radke & Eckmann, 1996). En Tchécoslovaquie, Penaz & Vostradovsky (1990) mentionnent que les civelles sont reçues au début du printemps alors que l'eau est à 5°C et que donc les conditions pour un repeuplement ne sont pas favorables. Ils recommandent ainsi de stocker les civelles pour une dizaine de semaines. Ainsi seront-elles plus grandes et la mortalité sera réduite lors du repeuplement.

Une expérience dans deux lacs suédois

Wickström *et al.* (1996) ont conduit une expérience originale de repeuplement d'anguilles dans deux lacs suédois dépourvu d'anguilles. Originale, car ils ont pris en compte non seulement les aspects biologiques, mais aussi les implications économiques de ce repeuplement et ce sur une période de 14 ans. Le repeuplement a eu lieu en 1980 avec des civelles gardées pendant 7 mois en pisciculture et déversées à un poids moyen compris entre 2,9 g (117 mm) et 4,0 g (137,5 mm). Les densités étaient de 156 et 124 ind/ha. Sur toutes les rivières qui sortent de ces deux lacs des nasses sont installées et suivies régulièrement pour recenser toutes les anguilles quittant les lacs. Un échantillonnage à l'intérieur des lacs a également eu lieu avec des verveux. 14 ans après le repeuplement, 5900 anguilles argentées ont été recapturées dans les nasses de sortie, soit 2600 kg, soit un taux de recapture de 11%. Dans le deuxième lac, seulement 8 anguilles ont été prises dans les nasses de sortie et 606 dans les verveux dans le lac, toutes des anguilles jaunes, soit un taux de recapture de 1,7%. Dans le premier lac, seulement après trois ans, les premiers mâles argentés furent capturés lors de leur dévalaison. En 1983-84 ils représentaient jusqu'à 80% des captures alors qu'à partir de 1988 ils ne représentent plus que 5-10%, la majorité étant des femelles. Sur 14 ans on a 68% de femelles. Sur la durée de l'expérience aucun changement dans l'abondance relative des autres espèces de poissons a été observé, bien que les anguilles soient essentiellement piscivores dans ce lac. Par contre, une écrevisse *Astacus astacus* a totalement disparu suite à l'introduction des anguilles. Sur le plan économique, considérant que l'on a emprunté de l'argent à 10% ou à 5% pour acheter les civelles (attention au prix 1980 et non pas à celui de 1997!), c'est au bout de 10-11 ans que l'on commence à faire du bénéfice et ce seulement dans le cas du premier lac, pour l'autre, 14 ans après l'expérience reste toujours déficitaire.

En conclusion, en lac, on peut espérer un taux de survie des civelles jusqu'à des anguilles de taille exploitable entre 20 et 30% dans les meilleures conditions (Knights & White, 1998). Cependant, Wickström (1984) en Suède, Dekker (1998) en Hollande, McCarthy *et al.* (1994) en Irlande insistent tous sur le fait que l'importation de civelles est essentielle pour leurs programmes de repeuplement : pas de civelles, pas de repeuplement. Apparemment, le repeuplement en anguilles n'aurait pas d'impact négatifs sur les autres espèces de poissons (Leopold, 1986).

3.1.2. Dans les cours d'eau

Les repeuplements d'anguilles en cours d'eau sont beaucoup plus rares que dans les lacs. Le taux de recaptures des anguilles introduites est souvent moins de 5%, sauf si l'on est capable de capturer très efficacement les anguilles argentées en dévalaison (Vollestad & Jonsson, 1988; Vollestad, 1990; Andersson *et al.*, 1991). D'une façon générale, seule une pêcherie sur les anguilles argentées peut être rentable, une pêcherie d'anguilles jaunes pouvant être extrêmement défavorable lorsque la croissance est faible (Vollestad, 1990). Il semble établi qu'en milieu d'eau douce et plus particulièrement dans les cours d'eau la mortalité est densité-dépendente lorsqu'on dépasse un certain seuil du nombre de civelles introduites dans le milieu (Vollestad & Jonsson, 1988). C'est pourquoi il est recommandé, dans le cas de repeuplements en cours d'eau, de déverser les civelles tout le long du linéaire concerné et non pas toutes au même endroit. De même il est recommandé de déverser entre 1 et 6 civelles par m^2 selon l'état trophique de la rivière et de faire le déversement en période chaude afin de favoriser la dispersion des individus.

Une expérience dans une rivière danoise

Berg & Jorgensen (1998) ont stocké des civelles (ca 3226/kg) dans des cours d'eau de plaine (de largeur inférieure à 4,5 m) au Danemark en 1987 et 1988 à une densité de 1-1,5/m^2. Ils ont effectué le repeuplement en juillet, selon deux méthodes: déversement de plusieurs kilos en un endroit et déversement réparti le long des rives. Après 100 jours ils ont calculé le taux de reprise et la mortalité durant cette période. Les résultats montrent qu'il n'y a aucune relation entre le nombre déversé et le nombre repris et entre le nombre déversé et le taux de mortalité. Les taux de survie observés variaient entre 9,7 et 34,5%, ce qui est inférieur aux taux survie calculés pour des populations naturelles, une conséquence probable des nombreuses manipulations des civelles lors de cette expérience. Les individus déversés n'ont pratiquement pas migré. Il faut noter que les auteurs ont l'intention en 1997 et 1998 d'évaluer la survie de ce repeuplement alors que les anguilles auront la taille adulte exploitable commercialement. Berg & Jorgensen (1997) recommandent en conclusion d'effectuer le repeuplement à raison de 1 individu/m^2 et de l'effectuer en dispersant les civelles ou les anguillettes le long des rives.

“ L’alevinage “ Sandoz ”, une expérience en demi-teinte ” (Meunier, 1994; Clauss & Meunier, 1998)

Suite à un incendie dans l’usine Sandoz située le long du Rhin près de Bâle en Suisse, des produits chimiques ont été emportés vers le Rhin par les eaux utilisées pour éteindre l’incendie. Il en résulta une forte mortalité d’anguilles (400 tonnes), soit 90% des anguilles présentes sur le site selon les experts. Un projet de restauration de l’anguille fut mis en place. Il consista à effectuer des opérations de repeuplements avec des civelles. Il est apparu que ce projet offrait une bonne opportunité pour évaluer la pertinence de tels repeuplements. Aussi, les civelles furent-elles marquées par balnéation avec de la tétracycline (500 kg en 1989) et de la fluoresceine (475kg en 1990). Ces deux produits colorent toutes les pièces osseuses du poisson, notamment les otolithes et donc permettent un suivi de la survie des civelles les années suivantes. De 1990 à 1997 2261 anguilles ont été capturées dont 179 étaient marquées, donc issues des actions de repeuplement. Sur ces 179, seule une anguille était marquée à la fluoresceine, toutes les autres l’étant à la tétracycline. En moyenne, 18% d’une classe d’âge provenait du repeuplement. Les conclusions des auteurs sont les suivantes: 1/ “ ce projet n’apporte pas d’éléments permettant de juger l’opportunité des ré-empoissonnement pour maintenir une densité optimum dans le fleuve ”; 2/ cette expérience montre très clairement une recolonisation naturelle très rapide de la zone touchée par la pollution; et 3/ on a constaté une prédominance des femelles dans les parties amont des cours d’eau et l’on ne connaît pas l’effet de l’alevinage de civelles en amont des cours d’eau sur leur déterminisme sexuel, d’où un risque à long-terme d’un déséquilibre du sex-ratio.

Dans le bassin RMC y-a-t-il déjà eu des actions de repeuplement?

Après consultation de plusieurs Présidents, anciens ou en activité, d’ADAPAEF il apparaît que seule l’Association du département de l’Ain ait tenté un repeuplement en anguille dans le Rhône amont (de Lyon à la frontière franco-suisse). De 1994 à 1998 en moyenne 300 kg d’anguillettes et d’anguilles (de 15 à 50 cm) par an ont été déversés en plusieurs endroits. Ces anguilles provenaient dans leur majorité de l’Etang de Thau et également du Vieux Rhône. Pour l’instant le résultat de ces actions est considéré comme “ mitigé ” voire “ décevant ”. D’autres repeuplements seraient prévus en Côte d’Or et dans le Doubs.

En conclusion (voir Knights & White, 1998), peu d'études à long terme correctement suivies nous permettent de juger de la pertinence des repeuplements en anguilles, ceci est spécialement vrai pour les cours d'eau, un peu moins pour les lacs. Le peu d'études existantes sur ce sujet proviennent des îles britanniques et du nord de l'Europe, aucune au sud de l'Europe. Considérant le déclin général du recrutement en civelles, presque tout le monde s'accorde à dire que le repeuplement serait le seul moyen de maintenir d'une façon efficace des pêcheries en milieux continentaux. Mais immédiatement, tous reconnaissent que le prix actuel des civelles est prohibitif pour de telles actions de repeuplement, et que le repeuplement avec des anguillettes l'est également. De plus, de nombreux scientifiques (cf. recommandations du GRISAM, Sept 1997; Knights & White, 1998) recommandent que les transferts de civelles ne se fassent plus qu'exclusivement à l'intérieur d'un même bassin versant. Si cette règle est appliquée, que deviendront les programmes de repeuplement de certains pays qui n'ont pas suffisamment de civelles dans leurs pays respectifs? Va-t-on cesser d'exporter des civelles en Europe?

Idéalement, le site de repeuplement doit être un lac, avec un seul exutoire (pour maximiser les captures, notamment d'anguilles argentées), peu profond, pas trop grand et avec un régime de température élevé pour une bonne croissance. Dans de telles conditions, on peut penser que le repeuplement en anguilles puisse être viable économiquement sur une période de dix ans. A cause de la prédation potentielle par les anguilles sur d'autres poissons (Radke & Eckmann, 1996), il est préférable de ne pas repeupler en anguilles des milieux abritant déjà une pêcherie. En milieux ouverts tels que les cours d'eau, nous ne disposons pas des données nécessaires pour évaluer la viabilité biologique et économique de repeuplements d'anguilles. D'une façon générale, plus le milieu est ouvert et plus le taux de recapture est bas (Pedersen, 1998).

Par conséquent, il serait positif d'engager des actions de repeuplements expérimentales en lacs et en cours d'eau dans le bassin RMC qui seraient suivies scientifiquement sur une dizaine d'années, voire plus. Selon les résultats obtenus, des repeuplement d'anguilles plus systématiques pourraient oui ou non être encouragés. Il faudra cependant être clair sur les objectifs de ces repeuplements futurs : s'agit-il simplement de favoriser la pêcherie ou s'agit-il de favoriser la restauration de l'espèce en étendant son domaine vital et de produire de l'anguille argentée qui retournera aux Sargasses ?

3.2. Le franchissement des obstacles

Auparavant, les poissons ne rencontraient que des obstacles naturels, franchissables, mais aussi parfois infranchissables. Ces obstacles, souvent n'étaient pas immuables, ils disparaissaient ou étaient modifiés à la faveur d'une crue ou encore d'un tremblement de terre. Depuis des milliers d'années les cours d'eau ont fait l'objet d'aménagement, d'abord mineurs et sans conséquence pour la libre circulation des poissons. Puis de plus en plus, ceux-ci devinrent de vrais obstacles aux mouvements des poissons. C'est ainsi que le domaine vital de nombreuses espèces de poisson fut drastiquement réduit, et que parfois les conséquences furent dramatiques, allant jusqu'à la disparition de l'espèce (ex: saumon, esturgeon, alose) dans de nombreux cours d'eau. L'anguille ne fut pas épargnée : des dizaines de milliers de kilomètres de cours d'eau en Europe furent soustraits de son domaine vital, ce qui n' a pas du être sans conséquence pour la population européenne.

3.2.1. La migration vers l'amont

La plupart du temps, seule la migration amont par les civelles est prise en compte, alors que les problèmes liés à cette migration amont concernent le plus souvent des anguillettes ou des anguilles, surtout dans les grands fleuves (Moriarty, 1987; Legault & Feunteun, 1992; Naismith & Knights, 1993; Baras *et al.*, 1994; Legault, 1996). La migration par les civelles concernent essentiellement les premiers 50 km d'une rivière au grand maximum. Ceci est d'ailleurs confirmé par les estimations du taux de migration pour les civelles dans les îles britanniques comme étant en moyenne de 20-30 km/an (extrêmes: 10-46 km/an; Moriarty, 1986; Aprahamian, 1988). Pour les anguillettes et anguilles migrant en amont le taux est de quelques mètres à 2 km par jour (White & Knights, 1994, 1997). Legault (1996) considère que les anguilles peuvent faire entre 50 et 200 km par an.

La taille de l'anguille est un paramètre important à prendre en compte lors du franchissement des obstacles (Legault, 1992, 1996; Naismith & Knignts, 1993). Seules les civelles et de petites anguilles (< 15-25 cm) peuvent franchir des obstacles verticaux (Legault, 1996).

La migration des civelles dans les cours d'eau européens a lieu principalement en hiver (Elie & Rochard, 1994), bien qu'on puisse trouver des civelles toute l'année. Les facteurs impliqués dans la migration amont et notamment ceux modulant l'intensité de cette migration sont nombreux, difficiles à hiérarchiser et parfois controversés. Sont cités la température, le débit, le coefficient de marée, les conditions hydrographiques dans l'estuaire, la salinité, des facteurs chimiques et la lumière (Tongiorgi *et al.*, 1986; Tosi *et al.*, 1988; Tosi *et al.*, 1990; Tosi & Sola, 1993; Lecomte-Finiger, 1994; Elie & Rochard, 1994; Lambert, 1994; Martin, 1995; Ciccotti *et al.*, 1995; Sola & Tongiorgi, 1996). White & Knights (1997) concluent que la température est le paramètre-clé pour la migration amont des civelles et des anguillettes: en dessous de 10-11°C il n'y a aucune migration, à partir d'un seuil de 14-16°C la migration commence réellement et entre 18-20°C l'intensité de la migration est maximale.

Aujourd'hui la libre circulation des anguilles sur les cours d'eau n'existe pratiquement plus et les ouvrages empêchant cette libre circulation sont variés: barrages, écluses, moulins, barrage à sel, seuils, etc. Même si certains de ces ouvrages ont été équipés de passes à poissons, le plus souvent celles-ci s'avèrent totalement inefficaces pour les anguilles, car elles ne sont pas conçues pour elles, mais pour d'autres espèces (aloses, saumons) et ne tiennent donc pas compte des particularités biologiques et des faibles capacités de nage de l'anguille (Porcher, 1992). La vitesse de pointe maximale des civelles varie de 0.6 à 0.9 m/s et de 1.14 m/s pour une anguille jaune (McLeave, 1980; Blaxter & Dickson, 1959). De plus, contrairement à d'autres poissons migrateurs, les anguilles seront rapidement bloquées par des obstacles mineurs (buses, petite chute, déversoirs). Porcher (1992) note enfin: " *Pour spectaculaires qu'elles soient, les capacités de reptation de l'anguille sur des supports humides non aménagés sont souvent illusoires: ce type de franchissement est très sélectif vis-à-vis de la taille des migrateurs, très dépendant des débits du cours d'eau et ne permet, dans la quasi-totalité des cas, qu'à un nombre infime d'individus de poursuivre leur migration* ".

Comme nous l'avons vu plus haut la migration amont concerne des stades migratoires différents, la civelle sur les premiers 50 km et les anguillettes et anguilles (= les anguilles jaunes) sur tout le cours d'eau. La colonisation des civelles est essentiellement hivernale alors que celles des anguilles jaunes est printanière et estivale.

Considérant toutes ces faits, des passes pour tous les stades migratoires de l'anguille ont été imaginées, réalisées et ont montré leur bon fonctionnement, bien que probablement à l'avenir de nouvelles améliorations interviendront (voir Rigault *et al.,* 1988; Legault *et al.,* 1990; Porcher, 1992; Larinier *et al.,* 1993; Legault, 1992, 1996; Briand, 1998; Feunteun *et al.,* 1998, Knights & White, 1998). Ces passes sont composées de deux parties essentielles: la rampe de montée et la partie amont. Legault (1992) a étudié les facteurs de sélectivité des passes à anguilles et conclut: (a) à pente égale des rampes, la longueur des anguilles en reptation varie avec le substrat, les substrats plus denses sélectionnent les plus petits individus, mais la sélectivité évolue également avec l'inclinaison des rampes. Ces deux facteurs, le type de substrat et la pente de la rampe influencent également l'efficacité de l'ouvrage. Par conséquent, selon où l'on se trouve sur le cours d'eau, il faudra adapter l'ouvrage aux tailles des anguilles présentes dans la zone de l'ouvrage. N'oublions pas que la confection de telles passes à anguilles est affaire de spécialistes et qu'en France nous avons la chance d'avoir une telle expertise. A noter que pour des obstacles très hauts on utilise également des ascenseurs à anguilles.

Dans le bassin RMC, Legault (1993) recense tous les obstacles sur le Rhône depuis son embouchure jusqu'à la confluence de l'Ardèche. Sur le Rhône trois écluses (Vallabrègues, Avignon et Caderousse) sont dénombrées avec environ 6000 éclusées par an. Ces écluses de navigation sont aujourd'hui le seul moyen pour les poissons de poursuivre leur migration amont. L'on sait que des aloses et des muges profitent de ces éclusées pour franchir l'obstacle (Zylberblat & Menella, 1996), mais l'on ignore si des anguilles profitent de ces éclusées durant leur migration amont nocturne considérant que la plupart des éclusées ont lieu entre 5h et 21h. Les affluents du Rhône sont parfois équipés de dispositifs de franchissement. Beaucoup de ces obstacles ne sont pas ou partiellement franchissables par les anguilles. Ainsi, Legault (1993) recense: 13 obstacles sur les premiers 34,4 km du Gardon dont 3 ne peuvent être franchis et 3 sont partiellement franchissables; 4 sur les premiers 25,4 km de la Cèze dont 2 infranchissables pour l'anguille; 11 sur les premiers 25,4 km de l'Ardèche dont 5 infranchissables et 3 partiellement franchissables; 2 sur les premiers 3,7 km de la Durance dont 1 infranchissable et un partiellement franchissable; 1 sur les premiers 3 km de l'Ouvèze, partiellement franchissable et enfin 2 sur les premiers 13 km de l'Aygue, tous franchissables.

En mai 1998, une passe-piège a été installée sur le contre canal rive gauche, qui débouche à l'aval de la centrale de Vallabrègues (Boullier, 1998; Briaudet, communication GRISAM 1998). Cette passe a fonctionné de mai à septembre 1998. Pendant cette période 1647 anguilles, de 6 à 34 cm de longueur ont été capturées. Le maximum de 45 individus capturés en une nuit semble à priori faible par rapport à d'autres études similaires (Briaudet, communication GRISAM 1998). Ce suivi devrait être poursuivi à l'avenir.

En conclusion, il est évident que les obstacles à la migration amont (en plus d'une éventuelle diminution du recrutement en civelles, et d'une mortalité naturelle et par pêche trop élevée) sont responsables de la réduction du domaine vital de l'anguille dans les cours d'eau européens. La réalisation de passes à anguilles semble être la seule solution viable à long terme en dehors de la destruction de certains obstacles dont l'utilité aujourd'hui est douteuse.
La création de passes à anguilles nous donnerait une excellente opportunité pour suivre sur une base annuelle le recrutement d'anguilles dans un certain nombre de cours d'eau du bassin RMC, données qui n'existent pas à ce jour. Il suffit pour cela d'installer sur ces passes un vivier de stockage, d'établir un plan de suivi et de nommer un responsable, et bien entendu d'en assurer le financement.

3.2.2. La dévalaison

La dévalaison a lieu en automne. Les anguilles dévalent passivement en se laissant entraîner par le courant. Sur la plupart des cours d'eau, tôt ou tard elles rencontreront un obstacle, le plus fréquemment une centrale hydroélectrique (Berg, 1986; Larinier & Dartiguelongue, 1989; Travade & Larinier, 1992). D'après Berg (1986) et Larinier (1998) les dommages sur les anguilles dus au transit dans une turbine d'une telle centrale occasionnent un choc mécanique provoquant une entaille, une fracture de la colonne vertébrale, une perforation de la vessie natatoire, une lacération, une hémorragie des organes, voire un sectionnement complet. La mortalité minimale est estimée entre 10 et 25% pour des turbines ayant un diamètre de plus de 4 mètres et une vitesse inférieure à 100 tours/minute. Plus le diamètre est réduit, plus la vitesse est grande et plus la mortalité sera grande, pouvant atteindre jusqu'à 100%. Il n'y a aucune méthode fiable aujourd'hui pour détourner les anguilles des turbines et Larinier (1998) arrive à la conclusion suivante sur ce problème: " *devant la difficulté à résoudre le problème,*

d'autres alternatives sont de plus en plus fréquemment évoquées. Il s'agit soit de capturer les anguilles en amont des ouvrages hydroélectriques et de les transporter en aval , soit d'arrêter les turbines pendant le pic de dévalaison. A condition bien sûr de connaître ce moment précis.... Ces solutions exigent donc d'acquérir une meilleure connaissance des rythmes de migration de l'anguille, en particulier des facteurs déclenchant ou inhibant sa dévalaison ".

En conclusion, si les obstacles pour la migration amont pose des problèmes difficiles, il semble qu'ils posent des problèmes encore plus difficiles lors de la dévalaison et que les solutions efficaces sont restreintes. Il est urgent que les problèmes de dévalaison soient mieux pris en compte et fassent l'objet de plus d'études et d'expérimentation. Aujourd'hui, du fait des obstacles et des pêcheries, il semble que bien peu d'anguilles ayant colonisé des cours d'eau pourront contribuer au renouvellement des stocks.

III. Les eaux saumâtres littorales

Il n'y a probablement pas une seule lagune méditerranéenne qui n'abrite une population d'anguilles. Leurs salinités varient de 4 à 70 g/l, leur profondeur de 0,5 à > 10,0 m, elles sont en communication avec la mer en permanence ou temporairement et beaucoup d'entre elles doivent faire face aujourd'hui à des crises hypereutrophiques, plus ou moins fréquentes (Crivelli, 1992). Depuis les années soixante, beaucoup d'entre elles ont vu leur fonctionnement perturbé par des aménagements de tout genre (ex: détournement de cours d'eau, drainage) et par une augmentation des résidents et des activités humaines dans leurs bassins versants (Crivelli & Ximenes, 1992). Pratiquement toutes abritent ou ont abrité des pêcheries, et pour beaucoup d'entre elles l'anguille est l'espèce cible de ces pêcheries. Selon les pays, les anguilles sont pêchées toute l'année et à l'intérieur des lagunes et/ou seulement d'août-septembre à l'hiver dans des bordigues. A part l'Italie, et très localement dans d'autres pays (Grèce, Espagne, Portugal) les anguilles capturées sont toutes exportées et consommées dans le nord de l'Europe. A noter, que l'anguille n'ayant pas d'écailles, elle n'est pas consommée dans les pays musulmans pour des raisons religieuses.

1. Répartition dans les lagunes

La bassin RMC est l'une des région de la Méditerranée les plus riches en lagunes (Figure 5). Elle ne compte pas moins de 25-28 systèmes lagunaires en Languedoc-Roussillon d'une surface d'environ 33,360 hectares (Frisoni, 1990), de 8-9 systèmes lagunaires en PACA d'une surface d'environ 32,000 hectares et de 3-4 lagunes en Corse d'une surface d'environ 2,900 hectares. Toutes ces lagunes ont abrité ou abritent des pêcheries d'anguilles. Comme pour les lacs il n'existe aucune donnée sur la densité (en nombre ou en poids) des anguilles dans les systèmes lagunaires du bassin RMC pour des raisons méthodologiques. Ailleurs en Méditerranée, seuls les travaux effectués dans les " Valli di Commacchio ", dans une situation particulière donnent par simulation des estimation de densités d'anguilles selon leur statut : entre 105,7 (1,17 kg/ha) et 1806,2 (17,21 kg/ha) civelles à l'hectare; entre 136,2 (22,1 kg/ha) et 1475,2 (108,2 kg/ha) d'anguilles jaunes à l'hectare et entre 47,2 (17,58 kg/ha) et 107,0 (24,03 kg/ha) d'anguilles argentées à l'hectare (De Leo & Gatto, 1996). Nous n'avons aucune

idée si de tels chiffres sont proches de la situation des peuplements d'anguilles dans les lagunes dans le bassin RMC, ou totalement irréalistes.

1.1. Les structures de taille et la croissance

Comme nous le verrons plus bas, la sélectivité des engins de pêche joue un rôle important sur les distribution de longueur des anguilles capturées. Un bon exemple de la sélectivité des engins sur la taille des anguilles capturées est l'étude de Bach (1985) et Bach *et al.* (1992) dans l'étang de Thau. Les distributions de taille des anguilles capturées par trois engins différents ayant tous des mailles différentes en fin de poches de verveux (capéchade 6 mm; brandines 8 à 12 mm; triangles 8 à 14 mm) ont été comparées. La distribution de longueur des anguilles capturées par les palangres a été intégrée dans cette comparaison. Après analyse Bach (1985) montre une différence significative des tailles moyennes des anguilles vertes capturées par les différents engins selon l'ordre suivant des longueurs moyennes: pour la capéchade : 21,47 cm , pour le triangle 34,21 cm, pour la brandine 37,39 cm et pour les palangres 52,03 cm. La sélection pour la taille par les différentes mailles est évidente, mais il ne faut pas oublier que ces engins ne sont pas calés aux mêmes endroits dans l'étang, ni à la même période et que ces facteurs doivent aussi intervenir dans la sélectivité des engins. Bach *et al.* (1992) concluent que les engins sont sélectifs pour différentes fractions du stock d'anguilles et que ces fractions diffèrent entre engins à la fois dans leurs moyennes, mais aussi dans leurs variances. Et l'utilisation d'un type d'engins dépend donc des décisions des pêcheurs, celles-ci étant liées à de nombreux paramètres tels que la météo, la période de l'année et le marché de l'anguille. Par conséquent, la structure démographique du stock d'anguille exploitée dans l'étang de Thau est dépendante de sa technique d'exploitation (Bach, 1985).

Lorsque la technique d'exploitation n'utilise qu'un type d'engin, comme par exemple la capéchade palavasienne avec des mailles de 6mm, voire parfois 4 mm, alors une seule classe de taille est largement dominante : les 20-25 cm (Ximenes, 1986; Bach *et al.*, 1992; Leroy, 1994; Dusserre & Loste, 1997). Il peut y avoir des exceptions en cas de mauvais recrutement certaines années, par exemple en Camargue (Leroy, 1994). Lorsque la capéchade palavasienne est remplacée par des trabacs à plus grandes mailles (7-10; 8-12), alors la classe dominante se déplace vers des individus de plus grande taille : 25-35 cm (Mallawa, 1987; Loste & Dusserre,

1996). Dans des conditions de recrutement constant, la classe dominante est plus ou moins identique d'années en années. Une telle conclusion semble être confirmée par Loste & Dusserre (1996) qui montrent à Bages-Sigean que la structure de taille des anguilles exploitées en 1985 diffère peu de celle observée en 1995, les engins et leur répartition dans l'étang étant identiques entre les deux périodes.

Le gros des captures d'anguilles dans les lagunes RMC sont des anguilles jaunes. Les anguilles argentées représentent entre 2 et 50 % des anguilles capturées selon les lagunes, le type d'échantillonnage (ponctuel, mensuel, annuel) et les années (Ximenes, 1986; Loste & Dusserre, 1996; Dusserre & Loste, 1997). Leur taille varie de 28 à 43cm pour les mâles (3 à 6 ans) et de 38 à 97 cm pour les femelles (4-10 ans) à Bages-Sigean et Canet-Saint-Nazaire (Mallawa, 1987). Les anguilles argentées sont capturées essentiellement d'octobre à janvier. Lecomte-Finiger (1990) résume les âges moyens et les tailles moyennes des anguilles argentées observés en Europe. Gandolfi-Hornyold (1931) considère que les plus petites tailles observées d'anguilles argentées sont de 29 cm pour les mâles et de 40 cm pour les femelles.

Les anguilles des lagunes atteignent un âge maximal de 7 ans pour les mâles et de 10-12 ans pour les femelles. Mallawa (1987), Mallawa & Lecomte-Finiger (1992), Panfili (1993), Panfili & Ximenes (1994) et Adam (1997) synthétisent nos connaissances actuelles sur les âges et l'accroissement entre deux âges des anguilles provenant de différents milieux, notamment des lagunes françaises et des lagunes méditerranéennes. Globalement on a coutume de dire que les anguilles vivant dans les eaux douces grandissent moins vite que les anguilles vivant en eaux saumâtres. Ceci n'est que partiellement vrai, en tous les cas pour les premières classes d'âge (>4-5 ans). On peut trouver dans des fleuves ou dans d'autres milieux aquatiques, en dehors de la région méditerranéenne, des accroissements entre deux classes d'âge similaires à ceux observés en région méditerranéenne. Par contre il est vrai que l'âge maximal, pour les deux sexes, est beaucoup plus élevé en Europe centrale et du nord qu'en Méditerranée, que ce soient en eaux saumâtres-salée ou en eau douce. En d'autres termes, les anguilles dans le sud de l'Europe et dans les milieux les plus chauds deviennent argentées et donc matures à des âges plus précoces qu'en Europe centrale et du nord et que dans les milieux froids.

Il est regrettable que nous disposions pas de séries de structures de taille annuelles des anguilles pêchées dans une ou deux lagunes test. De telles séries nous permettraient de mieux appréhender les mauvaises années de recrutement, d'affiner nos connaissances sur le pourcentage d'anguilles argentées pêchées, d'évaluer l'impact de changements éventuels dans l'exploitation des anguilles, etc.

On n'insistera jamais assez sur la difficulté de lire les otolithes pour déterminer l'âge des anguilles. Il faut toujours prendre les résultats d'estimation de l'âge des anguilles avec précaution et un esprit critique, spécialement lorsque l'estimation n'a pas été validée (ce qui est le cas le plus fréquent). Svedäng *et al.* (1998) montre que la précision de l'estimation de l'âge avec les otolithes chez l'anguille est incertaine (de 20 à 40%) et varie par rapport à l'âge réel selon la personne qui lit les otolithes, la provenance des anguilles et l'âge des anguilles.

1.2. Les relations taille poids et la condition

Le calcul des relations taille poids et des différents coefficients de condition sont un moyen d'exprimer d'une façon intégrée l'embonpoint des individus sur un cycle saisonnier ou entre années. Mallawa (1987) récapitule les relations taille poids publiées en Europe sur l'anguille. Cette condition varie avec le sexe, les classes de taille et le statut (jaune versus argentée) de l'anguille et le site où les anguilles ont été capturées. D'une façon générale la condition des anguilles est minimale en hiver et maximale en été. Elle augmente avec la taille et elle est plus élevée chez les femelles que chez les mâles.

Du fait du mode de pêche des anguilles, celles-ci très souvent se nourrissent dans les nasses des verveux des organismes qui ont été capturés en même temps qu'elles. De ce fait, les anguilles ont souvent l'estomac plein et leur poids total est surévalué. Il serait donc préférable de calculer la condition des anguilles non pas sur le poids total mais sur le poids éviscéré qui donnerait des résultats plus juste sur la condition réel des individus dans un site donné. Une telle procédure devrait être appliquée spécialement lorsque l'on veut comparer des anguilles provenant de sites différents. Dans le cas où les anguilles sont capturées avec des moyens actifs (ex: chalutage), alors l'utilisation du poids total est correcte.

1.3. Le sex-ratio

Mallawa (1987) a synthétisé toutes les données publiées sur le sex-ratio des anguilles jaunes et argentées en Europe. Dans le bassin RMC, Mallawa (1987) montre une prédominance des mâles (de 58 à 80%) dans les lagunes de Bages-Sigean et de Canet-Saint-Nazaire. Ximenes (1986) détermine à Mauguio 40% de mâles chez les anguilles jaunes et 70% de mâles chez les argentées et au Vaccarès 63% de mâles chez les anguilles jaunes et 90% de mâles chez les argentées. Ces quelques données confirment qu'en général les mâles sont les plus nombreux dans les lagunes méditerranéennes. Comme nous l'écrivions en introduction nous pensons que la productivité du milieu de sédentarisation est le facteur déterminant pour le sex-ratio: en eaux très productives, la densité est forte et l'on trouve plus de mâles que de femelles, en eaux peu productives plus de femelles que de mâles quelles que soient les distances à la mer, la salinité ou le régime de température.

2. La pêche

Avant le développement agricole, touristique et industriel effréné des années soixante/soixante-dix dans le Languedoc-Roussillon, Doumenge (1954) décrit la pêche comme suit :

" *En marge de l'économie viticole qui a réussi à implanter ses grands domaines jusque entre les dunes du cordon littoral, la côte du Bas Languedoc est animée par une exploitation proprement maritime et lagunaire.*

Souvent ignorée ou sous-estimée par ceux-là même qui en sont parfois les témoins lors d'un séjour estival, cette activité présente des aspects pittoresques mais joue aussi un grand rôle dans les économies locales et régionales.

Malgré le développement du tourisme et quelques implantations agricoles et industrielles, l'économie littorale du Bas Languedoc tire encore l'essentiel de ses ressources de la pêche..... "

Bien évidemment, les choses ont bien changé et la pêche ne représente plus, aujourd'hui qu'une petite partie de l'économie du bassin RMC. Par contre, les pêcheries lagunaires ont

gardé un certain archaïsme dans leurs techniques et leurs organisations ce qui les fait nommer souvent “ pêcheries traditionnelles ” par opposition aux pêcheries “ industrielles ” en mer.

2.1. Les aspects réglementaires particuliers

“ Les communautés de pêcheurs se distinguent entre elles économiquement et socialement à partir de leur territoire de pêche; ce territoire correspond institutionnellement aux lieux de pêche que les pêcheurs d’une Prud’homie peuvent utiliser exclusivement et comprend généralement les étangs et les rives de la mer à l’intérieur des eaux territoriales ” (Le Roch-Delupy , 1981). *” Le rôle de la Prud’homie des pêcheurs est double : elle intervient à la fois pour régler les conflits entre pêcheurs, organiser le partage de la ressource et pour défendre les intérêts de la communauté vis à vis des institutions extérieures ”* (Dusserre & Loste, 1997). Les Prud’homies ont été dotées par l’autorité publique de pouvoirs spéciaux de réglementation, de police et de juridiction (Pons,1981; Taussac,1996). Cette organisation corporative est particulière au littoral méditerranéen, le rôle et le fonctionnement de cette confrérie ont été définis par le décret du 19 novembre 1859. On recense pas moins d’une trentaine de Prud’homies de pêche dans le bassin RMC. Pour en savoir plus sur l’organisation interne de ces Prud’homies, leurs réglementations (nombre postes, nombre de filets par pêcheurs, etc.), leurs activités etc., on pourra se référer à Pons (1980), à Feral (1976), à Ruiz (1994) et à Taussac (1996).

Nous rappelons que la pêche à la civelle est totalement interdite dans le bassin RMC.

Il faut noter également une réglementation (Arrêté n° 2860 du 31 juillet 1969) qui a fait couler beaucoup d’encre ces vingt dernières années, qui interdit la pêche d’anguilles de moins de 45 g, soit 22 anguilles au kilo. Cette réglementation n’a jamais été appliquée et elle a été de facto abrogée par l’Arrêté du 19 décembre 1994 portant sur la réglementation technique pour la pêche professionnelle en Méditerranée continentale où la seule mesure préconisée est de maintenir la maille des nasses à 10 mm. Curieusement, cette dernière décision fait référence à une autre réglementation qui n’est pas appliquée : le décret du 19 novembre 1859 qui impose une maille de 10 mm minimum pour les verveux.

L’exemple de Gruissan, une initiative dans le bon sens.....

Dusserre & Loste (1997), dans leur travail sur la pêche dans les étangs de Gruissan ont proposé soit d'augmenter la taille moyenne du maillage des filets de pêche de 6mm à une taille minimale de 8 mm (poche des capéchades), soit de modifier le calendrier de pêche (arrêt de la pêche de janvier à mai) afin de mieux valoriser la ressource anguille dans ces étangs. En janvier 1998, la Prud'homie de Gruissan a décidé d'imposer la maille de 8mm pour les étangs de l'Ayrolle, de Gruissan et Campignol à partir de la saison de pêche automne 98 pour les vacants des étangs. Du fait des frais occasionnés et du temps nécessaire pour refaire de nouveaux filets, il a été décidé de faire de même en 1999 avec les filets utilisés sur les barrages.
Cette décision est courageuse et ne peut qu'être encouragée, par contre il est regrettable qu'il n' ait pas été possible de trouver des fonds pour établir un suivi de cette action afin d'en apprécier les répercussions sur les tonnages pêchés et sur la distribution de taille des animaux capturés.

En conclusion, ce sont le Prud'homies qui sont les seuls et les véritables gestionnaires de la pêche lagunaire. Cependant les règlements prud'homaux demeurent soumis à l'approbation des administrateurs des Affaires Maritimes et doivent respecter la réglementation générale des pêches maritimes.

Les Prud'homies sont très anciennes, elles ont montré, dans le passé comme aujourd'hui, leur utilité et leur importance dans la gestion de la pêche lagunaire. C'est aux Prud'homies de gérer les problèmes socio-économiques qu'elle peuvent rencontrer, sachant que d'une Prud'homie à l'autre les problèmes et les sensibilités peuvent être différents, et appeler donc des solutions différentes. Par conséquent, on peut dire qu'il n'y a pas de solution globale pour les problèmes socio-économiques des pêcheries lagunaires.

2.2. Les engins de pêche lagunaire et leur sélectivité

Les engins de pêche sont très divers, souvent très ciblés sur une espèce (Gourret, 1897; Doumenge, 1954; Quignard & Farrugio, 1981; Quignard & Autem, 1982; Quignard *et al.*, 1983; Bourquard, 1985; Mallawa, 1987; Marty, 1991; Bach *et al.*, 1992; Pajot & Marty, 1993;

Loste & Dusserre, 1996). Aujourd'hui beaucoup d'entre eux ont disparu (Marty, 1991). Ruiz (1994) montre que l'usage du globe et des ganguis a beaucoup diminué par rapport à leur emploi dans les années soixante. La pollution des cours d'eau et la navigation de plaisance pourrait expliquer partiellement ce désintérêt. Il faut noter qu'est intervenu dans les années soixante-dix la substitution du coton par le nylon pour les filets et la motorisation des embarcations (Ruiz, 1994).

Pour l'anguille, la plupart sont de type passif : pièges (capéchades palavasiennes, trabac, brandine etc.) et plus rarement palangres. Il faut donc que le poissons soit présent sur l'aire de pêche (= accessibilité) et qu'il se déplace pour pouvoir avoir une chance d'être capturé. Sa capture, in fine dépendra de sa vulnérabilité, c'est à dire de sa rétention par l'engin de pêche. Cette vulnérabilité dépend principalement de la taille et de l' embonpoint de l'anguille et du maillage des engins de pêche. Elle est décrite sous le terme de la sélectivité de l'engin de pêche. Comme nous l'avons dit plus haut, cette sélectivité a été étudiée pour l'anguille par de nombreux auteurs (Lee, 1979; Ximenes, 1986; Bach *et al.*, 1992; Adam, 1997) selon des protocoles expérimentaux différents. Il s'agit de déterminer la L50, soit la longueur à laquelle on observe une rétention d'anguilles supérieure à 50% pour un engin d'une maille donnée. Par exemple, Adam (1997) détermine une L50 de 158,5 mm pour des verveux expérimentaux de 3mm de maille et de 295 mm pour des verveux de 10 mm de maille. Il considère que les biais occasionnés par la sélectivité de son engin de 3mm de maille sur la structure en taille de la sous-population étudiée se situent au-dessous de 180 mm (les anguilles supérieures à 180 mm ne peuvent plus s'échapper de la nasse à travers des mailles). Adam (1997) a synthétisé les données de sélectivité pour l'anguille disponibles dans la littérature européenne : la L50 varie selon le type d'engin de 158,5 mm à 450 mm. Lors de la description de la structure d'une population d'anguilles, il faut donc tenir compte de cette sélectivité.

Dans certaines lagunes (Bages-Sigean, Ayrolle, Gruissan, Mauguio), à l'automne, les pêcheurs regroupent leurs filets pour former un barrage au sud des étangs et ainsi capturer les poissons migrateurs qui quittent les lagunes aux premiers froids et les anguilles argentées. Dans le passé, plusieurs étangs (Prévost, Grec, Biguglia, Vaccarès etc.) étaient équipés de bordigues qui étaient armées d'août-septembre à décembre-janvier (Gandolfi-Hornyold, 1931; Doumenge, 1954), notamment pour les anguilles argentées.

Les filets utilisés pour la pêche à l'anguille dans les lagunes ont peu changé, cependant on a observé, parallèlement à la diminution des captures, la généralisation de la capéchade palavasienne à mailles plus petites dans des étangs où elles n'étaient pas utilisées auparavant (ex: Gruissan, Dusserre & Loste, 1997).

2.3. L'effort de pêche

Cavailles & Loste (1988) estiment le nombre de pêcheur professionnel pour la région Languedoc-Roussillon à 300-400 pour les années quatre-vingts; si l'on ajoute la région PACA et la Corse ce chiffre devrait varier entre 400-500 pêcheurs. Depuis cette estimation, ces chiffres ont probablement baissé : Ruiz (1994) montre une diminution de 63,5% du nombre de pêcheurs professionnels sur les étangs palavasiens entre 1969 et 1994 (= de 104 à 38). De 1985 à 1995 l'effectifs des pêcheurs de Bages-Sigean a diminué de 31% (Loste & Dusserre, 1996). Sur les étangs de Gruissan, la baisse est de 35% entre 1986 et 1996 (Dusserre & Loste, 1997). D'une façon générale la tendance est à la baisse du nombre de pêcheurs professionnels en activité, un fait déjà mentionné dans les années cinquante par Doumenge (1954). Il faut noter que tous ces pêcheurs n'ont pas la même intensité d'activité de pêche, soit parce qu'ils pêchent en mer, soit à cause de leur statut (matelot versus patron-pêcheur; retraité), soit qu'ils ont d'autres sources de revenus (agriculture etc.). Dans les années quatre-vingt-dix on observe que le renouvellement des pêcheurs se fait de plus en plus mal.

Pour chaque lagune, l'effort de pêche théorique est " limité " par les réglementations de la Prud'homie concernée : le nombre de postes de pêche, le nombre de filets par pêcheurs, parfois le maillage, le calendrier de pêche, les zones interdites à la pêche etc. En pratique, cet effort de pêche théorique peut être ou ne peut être réalisé selon les saisons et/ou les années. C'est pourquoi de nombreuses études ont essayé de quantifier l'effort de pêche moyen annuel dans les lagunes (Quignard *et al.,* 1983; Farrugio & Le Corre, 1985; Bach, 1985; Ximenes, 1991; Bach *et al.,* 1992; Loste & Dusserre, 1996; Dusserre & Loste, 1997). Le plus souvent les méthodologies développées impliquent la cartographie et des dénombrements des engins en pêche, et/ou des pêcheurs et des embarcations en activité sur des bases mensuelles ou saisonnières. Les dénombrements peuvent se faire à pied le long des rives, en bateau ou encore par avion. Il n'y a pas de méthode idéale pour tous les types de lagunes. Il semblerait que la méthode qui ait été le plus appliquée jusqu'à aujourd'hui soit celle du dénombrement

aérien des filets de pêche (Le Corre & Garcia, 1989; Loste & Dusserre,1996; Dusserre & Loste, 1997), une méthode selon Ximenes (1991) qui sous-estime le nombre de filets, et ce d'autant plus que la densité de filets est élevée. Bach *et al.* (1992) ont utilisé comme mesure de l'effort le nombre de pêcheurs. Bach (1985) souligne combien il est difficile " *de quantifier la population active participant à l'exploitation du stock* ". Il met également en garde sur les données de capture d'un pêcheur choisi au hasard dont la représentativité peut être fausse voir nulle.

C'est ainsi que Loste & Dusserre (1996) et Dusserre & Loste (1997) montrent une diminution de l'effort de pêche au trabac de 16% entre 85-86 et 95-96 à Bages-Sigean et une stabilité de l'effort de pêche au trabac dans les étangs de Gruissan pour la même période. A Bages-Sigean on observe une diminution du nombre total de pêcheurs et une augmentation de l'effort de pêche individuel (= plus de filets calés par pêcheur), alors que la répartition spatiale saisonnière de l'effort est identique entre les deux périodes. Dans les étangs de Gruissan, la répartition spatiale des filets a par contre été modifiée entre les deux périodes.

Certaines Prud'homies pratiquaient avant une fermeture estivale de la pêche (Canet, Gruissan). Par exemple, avant 1970 la Prud'homie de Palavas fermait la pêche deux à trois mois l'été, puis entre 1970 et 1980 durant un mois seulement, et enfin depuis 1980 la pêche n'est plus fermée l'été (Ximenes, 1986). Ces changements sont à lier avec des changements dans le cycle saisonnier d'exploitation. Auparavant, sur l'ensemble des lagunes les principales périodes d'exploitation étaient le printemps et l'automne, mais avec l'arrivée des crises hypereutrophiques et l'augmentation de leur fréquence, le risque de mortalité estivale a augmenté et aujourd'hui le gros des captures, dans certaines lagunes se fait en été.

En Camargue, les pêcheurs des Saintes-Maries de le mer (Prud'homie de Martigues) continuent à fermer la pêche sur l'étang de l'Impérial du 1er juillet au 15 septembre. La Prud'homie de Gruissan interdit la pêche à l'anguille et l'usage des trabacs du 15 mai au 15 septembre (Dusserre & Loste, 1997). Une telle mesure permet de ne pas gaspiller la ressource par mortalité estivale et donc réduit la période de pêche lagunaire à 8 mois.

En-dehors des estimations de l'effort de pêche par Loste & Dusserre (1996), Dusserre & Loste (1997) et de Le Corre & Garcia (1989), il n'existe aucune donnée sur l'effort de

pêche. La méthode développée par Farrugio & Le Corre (1985) n'a été appliquée qu'une seule fois en 15 ans à Berre (Le Corre & Garcia, 1989) et l'on peut se demander pourquoi. Cette méthode nous donnera certainement la meilleure précision sur une estimation de l'effort, mais elle est compliquée et demande beaucoup de personnel, et elle est donc coûteuse. N'est-il pas possible de la simplifier? de ne l'appliquer qu'une partie de l'année, par exemple à l'automne, la période du pic des captures d'anguilles dans la majorité des lagunes?

Après discussion avec de nombreux pêcheurs, il semble évident que si le nombre de pêcheurs à diminué pratiquement dans toutes les lagunes, par contre le nombre moyen de filets calés par pêcheur a augmenté, un signe qui ne trompe pas et qui montre l'état précaire de la pêche aujourd'hui.

2.4. la capturabilité des anguilles

Plusieurs auteurs ont essayé en région méditerranéenne française de comprendre quels étaient les facteurs qui pouvaient expliquer les variations des captures sur un cycle annuel ou sur des périodes plus restreintes (Crivelli, 1981; Ximenes, 1986; Mallawa, 1987; Bach *et al.,* 1992; Leroy, 1993; Voisin & de Maisonneuve, 1997). De telles études ont été faites également ailleurs en Europe (Vollestad, 1985; Rossi & Cannas, 1984; Ardizonne & Corsi, 1985; Adam, 1997). Il en ressort que la capturabilité des anguilles dépend de nombreux facteurs. Les plus souvent cités sont: l'effort de pêche, la température, le vent, la phase de la lune et plus rarement la hauteur d'eau et la pression atmosphérique.

En région méditerranéenne, il semble bien qu'en dehors de l'effort c'est principalement la température qui explique la fluctuation des captures, tout particulièrement d'anguilles jaunes et que la phase de la lune joue un rôle prépondérant seulement lors de la capture des anguilles argentées en automne.

2.5. Les captures

Les tentatives d'estimation des captures des professionnels nous fait retomber plus ou moins dans les mêmes problèmes que pour l'estimation de l'effort de pêche. Deux approches ont été utilisées à notre connaissance : la méthodologie de Farrugio & Le Corre (1985) par enquêtes

directes sur le terrain et celle utilisée par Loste & Dusserre (1996) et Dusserre & Loste (1997) qui rétroactivement estime les quantités pêchées avec l'aide des carnets de pêche des pêcheurs et les statistiques de mareyage, le tout pondéré par un indice d'activité des différents pêcheurs.

Aucune des deux méthodes ne nous semble idéale : la première, comme pour l'effort de pêche est compliquée et coûteuse en personnel, la seconde dépend de la bonne volonté des pêcheurs et des mareyeurs. Elle semble également coûteuse en temps de personnel (par ex: toute les données de mareyage sont exprimées en francs et non pas en kilo). D'ailleurs aucune de ces méthodologies n'a été appliquée en routine sur les pêcheries lagunaires du bassin RMC, mais seulement ponctuellement, ce qui traduit bien la difficulté de leur application.

2.6. Les statistiques utilisables et les tonnages

Moriarty (1996) a publié une synthèse sur les captures d'anguilles en Europe pour les années 1993 et 1994. Ces conclusions sur les statistiques sont sans appel : les données fiables sur les captures d'anguilles sont extrêmement rares et les statistiques annuelles publiées par la F.A.O. sous-estiment énormément les captures.

Dans le bassin RMC, il existe un rapport de M.-C. Ximenes, A. Lieutaud, D. Pierre, T. Do Chi et R. Derijar (1990) intitulé : " *La production d'anguilles des lagunes de Méditerranée. Analyse et comparaison des sources statistiques. CEMAGREF MONTPELLIER- Secrétariat d'Etat à la Mer. 138 p.* " qui synthétise nos connaissances sur les statistiques de pêche de l'anguille dans les lagunes de la Méditerranée française. Malheureusement ce rapport est un document confidentiel et nous n'avons pas pu obtenir d'exemplaire, ni des auteurs, ni des organismes ayant commandité l'étude. Cependant, nous avons pu obtenir une version dite " grand public " de cinq pages de ce rapport. Nous allons tenter de résumer le contenu de ce dernier document. Les objectifs de l'étude sont : - de comparer les statistiques officielles (Affaires Maritimes, Douanes) à d'autres informations confidentielles (par ex mareyage); - d'évaluer les rendements et d'évaluer les cycles d'exploitation, et ce le plus possible par secteur géographique. Les conclusions sont les suivantes :

- comparaison des productions annuelles : 1500 à 2300 tonnes d'anguilles seraient pêchées en Méditerranée française dans les années quatre-vingt selon les statistiques de mareyage; les

tonnages estimés par les Affaires Maritimes sont toujours inférieurs aux tonnages mareyés (entre 7 et 38%), par contre les écarts avec les statistiques douanières sont faibles. Selon les secteurs géographiques, la comparaison des tonnages pêchés selon les statistiques de mareyage et des Affaires Maritimes ne varie pas toujours dans le même sens.

- le rendement par unité de surface en eau montre que les rendements sont les plus élevés en Corse (60kg/ha/an) et à Berre (52kg/ha/an), suivi par la Camargue avec 38kg/ha/an, par l'Aude et Thau entre 25 et 30 kg/ha/an et enfin bon dernier les étangs palavasiens avec 17 kg/ha/an.
- le cycle d'exploitation : les statistiques de mareyage montrent que certains secteurs lagunaires (Camargue, Aude, Corse) ont gardé le type traditionnel des pics de captures en automne, alors que d'autres secteurs (Thau, Berre, Palavas) effectuent leurs captures les plus importantes fin du printemps-été, une conséquence de la dégradation environnementale de ces systèmes lagunaires.

Il faut rappeler que ce rapport (Ximenes *et al.,* 1990) concerne le début des années quatre-vingt et que 10-15 ans après tous les chiffres mentionnés doivent probablement être revus à la baisse, parfois drastiquement (cf. Ruiz, 1994; Loste & Dusserre, 1996). Cependant, nous ignorons si cela est vrai pour toutes les lagunes de Méditerranée française. Le cas de Gruissan (Dusserre & Loste, 1997) montrerait que ce n'est pas le cas.

En conclusion, nous devons constater qu'il n'est pas possible de disposer de statistiques officielles annuelles fiables pour les captures d'anguilles des systèmes lagunaires de la Méditerranée française.

2.7. La commercialisation

1. Il n'y a pas réellement de marché pour l'anguille en France méditerranéenne. La commercialisation de l'anguille est particulière dans le sens qu'elle est réalisée avec des animaux vivants et non pas morts. La collecte, le stockage et le transport exigent des équipements spéciaux (bassins de stockage, camions viviers) qui représentent un fort investissement pour un mareyeur et part conséquent très peu d'entre eux entreprennent la commercialisation de l'anguille. Depuis les années soixante le nombre de mareyeur pour l'anguille aurait diminué et il n'y aurait plus que trois gros mareyeurs en situation de quasi monopole. En Corse, il s'agit de mareyeurs sardes.

Le marché européen de l'anguille est déficitaire, une situation due au fait que l'on ne maîtrise toujours pas la reproduction artificielle de l'anguille et que donc l'aquaculture d'anguilles dépend totalement de l'apport de civelles ou d'anguillettes prélevées dans le milieu naturel.

Globalement, les mareyeurs distinguent trois catégories d'anguilles: les petites (moins de 25 cm), les moyennes et les grosses vertes et les argentées. Ces dernières peuvent être également subdivisée en mâles (= fines) et en femelles (= grosses). Pour chaque catégorie il y a un prix différent, les grosses ont le prix le plus élevé et les petites le moins élevé. Il faut savoir que les petites constituent le véritable produit d'appel du marché méditerranéen.

Les petites sont exportées exclusivement vers l'Italie pour l'aquaculture extensive en étangs. Les autres sont destinées à la consommation et à la transformation (fumage). La plupart sont vendues dans le nord de l'Europe (Pays-Bas, Danemark, Allemagne etc.). Une petite proportion sont fumées sur place et ensuite exportées vers le nord de l'Europe. D'après plusieurs auteurs (Haon, 1979, 1981; Cavailles & Loste, 1987) la proportion exportée vers le nord de l'Europe diminue au profit de l'Italie, une conséquence probable de la diminution de la taille des anguilles dans les captures des lagunes du sud de la France.

Loste & Dusserre (1996) et Dusserre & Loste (1997) montrent que le prix d'achat aux pêcheurs est très stable : il ne varie ni au cours de l'année ni d'un acheteur à l'autre. Les prix des différentes catégories a régulièrement augmenté : par exemple à Bages-Sigean le prix moyen est passé de 20 FF/kg à 32FF/kg de 1986 à 1995 et à Gruissan de 18 à 30 FF/kg pour la même période, soit entre 33 et 40% d'augmentation sur 10 ans, suffisamment pour compenser l'inflation, et même bénéficier d'une augmentation. Malgré ce fait positif, le chiffre d'affaire total de la pêcherie de Bages-Sigean (part de l'anguille 73%) a baissé de 31% entre les périodes 85-90 et 91-95 (Loste & Dusserre (1996). A Gruissan (Dusserre & Loste, 1997) on note également une érosion du chiffre d'affaire global pour l'anguille, bien que moins importante. Pour la saison 1995-96, toujours à Gruissan, le revenu brut (= produits 90.000FF - charges 30.700 à 35.700FF) est de 54.300 à 59.300 FF (Dusserre & Loste, 1997). ll faut encore soustraire à cette somme les amortissements (17.000FF), soit un revenu net (disponible) du pêcheur qui se situe autour de 37.300FF à 42300 FF pour huit mois d'activité.

Ruiz (1994) mentionne un revenu individuel moyen des pêcheurs palavasiens estimé à 100KF/an, mais nous ignorons s'il s'agit d'un revenu brut ou net.

Toutes les études s'accordent à montrer une bonne valorisation de la production lagunaire et de l'anguille en particulier. Cependant, suite à la baisse des captures et malgré une augmentation correcte du prix d'achat des anguilles au cours des ans, le revenu des pêcheurs tend à baisser et fragilise encore un peu plus la profession. Il semblerait que depuis quelque temps on observe que des pêcheurs passent du système fiscal dit " au forfait " à celui dit " au réel ", un fait qui tendrait à confirmer l'état précaire de la pêche dans certaines lagunes.

IV. Identification des menaces

1. Le parasitisme

L'anguille abrite de nombreux parasites (Dupont, 1982, 1984; Kazic *et al.,* 1982; Koie, 1988a,b; Blanc, 1989; Benajiba, 1991; Saraiva & Eiras, 1996; Kennedy, 1997; Kennedy *et al.,* 1997; Vigier, 1997; Saraiva & Moravec, 1998), de groupes différents et ayant des cycles variés, par exemple 46 parasites différents ont été dénombrés dans 3 lacs danois d'eau saumâtre (Koie, 1988). Tous ces parasites sont autochtones et ont évolué de concert avec leur hôte, et donc leur pathogénicité demeure généralement faible grâce à l'acquisition de mécanismes immunologiques de protection. Ce n'est pas le cas des parasites exotiques introduits principalement lors d'activités aquacoles, et plus spécialement de trois d'entre eux, *Pseudodactylogyrus anguillae* et *P. bini* (Lambert *et al.,* 1985; Koie, 1991, Kennedy & Cave, 1998) et *Anguillicola crassus* (nématode, Dracunculoidea) qui causeraient une mortalité chez l'anguille (Boon *et al.,* 1990; Koie, 1991; Nagasawa *et al.,* 1994; Barus *et al.,* 1996; Vigier, 1997; Bekesi *et al.,* 1997).

1.1. *Pseudodactylogyrus anguillae* et *P. bini*

Ces parasites monogènes se trouvent sur les branchies des anguilles, ils sont introduits en Europe grâce aux activités aquacoles dans les années soixante-dix (Koie, 1991). Ils seraient largement répandus en Europe aujourd'hui. On les trouve en eau douce et saumâtre, mais ils

sont absents des eaux salées (Koie, 1991). *P. bini* est plus rare que *P. anguillae*, par exemple au Danemark, on trouve une prévalence de 3,3% pour *P. bini* et de 66,7% pour *P. anguillae* (Koie, 1988a,b) et dans un lac de barrage en Pologne, une prévalence de 90% pour *P. anguillae* et de 71% pour *P. bini* (Dzika, 1999). Dans le lac de Burano (Italie) Kennedy *et al.* (1997) trouvent une prévalence de *P. anguillae* de 33,7%; ils ne trouvent pas ce parasite dans des lagunes salées. En condition d'élevage, et plus particulièrement en élevage en eaux chaudes, ces parasites provoquent des mortalités et des pertes économiques (Koie, 1991). D'après Kennedy & Di Cave (1998) *Gyrodactylus anguillae,* un monogène autochtone et endémique à *Anguilla anguilla* en Europe aurait disparu suite à l'introduction de *P. bini* et *P. anguillae*. Un tel fait a été démontré pour deux sites, l'un en Angleterre et l'autre sur le Tibre en Italie, il serait du à une meilleure aptitude compétitive des monogènes introduits.

Dans le bassin RMC, Lambert *et al.* (1984) mentionnent pour la première fois en France la présence de *Pseudodactylogyrus anguillae* dans les cours d'eau littoraux de la région Languedoc-Roussillon et dans les étangs de Camargue. Une détermination qui sera bien confirmée ultérieurement (Le Brun *et al.*, 1986).

En conclusion, que ce soit en France ou dans le bassin RMC, on constate une quasi absence de données sur ces parasites en dehors de sa découverte dans les années quatre-vingts dans le sud de la France.

1.2. *Anguillicola crassus*

Introduit en Europe au début des années quatre-vingts (Paggi *et al.,* 1982), il a aujourd'hui colonisé toute l'Europe, l'Afrique du nord et la majeure partie de la Méditerranée. Signalé en Camargue en 1985 (Dupont & Petter, 1988), première mention pour la France, ce parasite hématophage *Anguillicola crassus* (nématode) a été introduit d'Asie avec des lots d'anguilles japonaises.

Le cycle de vie de ce parasite a été étudié par De Charleroy *et al.* (1990). Le parasite se loge à l'intérieur de la vessie natatoire et se nourrit du sang de l'anguille. Son cycle passe soit par un hôte intermédiaire (Bonneau *et al.,* 1991), le plus souvent un invertébré (copépode cyclopidé, ostracode) qui sera ingéré directement par l'anguille et qui l'infestera, soit par l'hôte

intermédiaire qui sera d'abord mangé par un poisson (hôte paraténique), qui lui-même sera mangé ultérieurement par l'anguille et qui l'infestera. Plus d'une trentaine d'espèces de poissons, d'eau douce, d'eau saumâtre et marines sont connus comme hôtes paraténiques (Haenen & Van Banning, 1990; Thomas & Ollevier, 1992; Höglund & Thomas, 1992). Selon les sites étudiés, on enregistre souvent plus de la moitié de la population en place infestée par ce parasite. Selon Kennedy & Fitch (1989) les oeufs et les larves de *A. crassus* (>stade L2) ont une faible éclosion et une faible survie en eau salée et à forte température respectivement. Ceci est confirmé par De Charleroy *et al.* (1989). Par contre les adultes supportent l'eau de mer. Nielsen (1997) montre une relation entre la salinité des habitats et la prévalence chez les anguilles argentées au Danemark. Ce parasite ne serait pas trouvé dans les lagunes italiennes salées (Kennedy *et al.,* 1997), constat plus ou moins confirmé par les résultats de Blanc (1994) dans les lagunes françaises. De même, la dispersion de ce parasite serait ralentie voire impossible dans les eaux les plus froides du nord de l'Europe (Knopf *et al.,* 1998).

Ce parasite induit de sévères lésions de la vessie gazeuse (Molnar *et al.,* 1993) et les individus infectés serait amaigris, ce dernier résultat restant contradictoire (Barus & Prokes, 1996). Selon Vigier (1997) les jeunes anguilles peuvent refuser de se nourrir, s'émacier et même mourir. En milieu d'élevage (= confiné) ce parasite produit des mortalités d'anguilles (Koie,1991), mais d'autres ne pensent pas qu'il crée de problèmes particuliers (Kamstra, 1990). Il réduirait également la vitesse de nage des anguilles infestées, ce qui pourrait avoir des conséquences importantes sur le succès de la migration des adultes et donc sur le stock d'anguilles reproductrices.

Il est indéniable que les actions de repeuplement en anguilles effectuées un peu partout en Europe ont contribué grandement à la propagation rapide de l'anguillicolose (Belpaire *et al.,* 1989; Boëtius, 1990; Barus *et al.,* 1996; Wickström *et al.*, 1998)

La situation dans le bassin RMC.

En 1989-1990 Blanc (1994) a effectué un échantillonnage ponctuel sur la répartition géographique de *A. crassus* dans les lagunes méditerranéennes françaises continentales: sur 18 sites étudiés 7 sont présumés indemnes et 11 sont infestés. Malheureusement , sur la planche 23 de cette thèse (Blanc, 1994) il n'est pas possible de connaître avec précision les

prévalences. La Corse a été contaminée en 1994 (Roche et Blanc in Blanc, 1994), un fait récemment confirmé par l'étude de Caillot et al. (1999) qui trouvent une prévalence *de A. crassus* de 55% (N = 20 anguilles adultes) à l'Etang de Biguglia. Blanc (1994) montre également que les anguilles du Rhône sont infestées du delta du Rhône à l'embouchure de la Saône. D'autres travaux ont également mentionné des prévalences de *A. crassus* basées sur des échantillons ponctuels : (a) Dupont & Petter (1988) 96% au Grand Palun et 32% dans un canal de drainage, le Fumemorte en Camargue en 1985 et (b) Benajiba (1991) en 1988-1989, 56.3% au Vaccarès, 36.4% au Grand Palun, 30.9% au Fumemorte, tous en Camargue, 25% dans le Rhône aval, 0% dans la Lergue, 22.2% à l'Etang de Scamandre, 0% au source du Lez et 80% à la clinique du Parc du Lez. Une étude sur la qualité des poissons de la Saône et du Rhône (LDA 39, 1996) montre que les anguilles sont parasitées par *A. crassus* dans les deux cours d'eau, notamment très en amont (Cendrecourt) dans la Saône.

Enfin, Benajiba (1991) a échantillonné mensuellement la lagune de Maugio pendant les années 1988 et 1989, il a trouvé des prévalences annuelles de 42.2% en 1988 et de 36.6% en 1989. Un pic printanier et un pic automnal des prévalences sont observés et il y a des variations saisonnières statistiquement significatives. 14 *A. crassus* pour une même anguille est le maximum observé dans cette étude, l'intensité moyenne variant entre 2-3 parasites/anguille. Cet auteur révèle également une parasitose nulle sur 243 civelles capturées à la même époque au grau de Carnon, ce qui s'explique aisément, puisque les civelles ne commencent à s'alimenter (et donc ne peuvent être contaminées) qu'après avoir passé quelques jours dans les milieux continentaux. Benajiba (1991) montre que les conditions (relation taille-poids) des anguilles parasitées et non parasitées ne sont pas statistiquement différentes. Cet auteur considère cependant que l'effet du parasite doit s'exercer à la fois sur la taille et le poids et que donc la condition ne serait pas le meilleur critère pour mettre en évidence la pathogénie de *A. crassus*.

En dehors du travail de Benajiba (1991), les données sur *A. crassus* dans le bassin RMC sont peu satisfaisantes et n'aident pas beaucoup à notre compréhension du statut, de l'évolution et de l'impact de ce parasite dans les populations d'anguilles du sud de la France. Il est clair que ce n'est pas en analysant des échantillons d'anguilles pris ponctuellement que nous aurons une évaluation correcte de la situation du parasite dans la bassin RMC. Seul un échantillonnage mensuel (50 anguilles/mois) sur un an

permettra d'avoir des données fiables et comparables entre les sites. Le problème de la relation entre la salinité des milieux et l'infestation devrait être abordé d'une façon globale dans le bassin RMC, non seulement en prenant en compte la salinité, mais également la présence ou l'absence d'affluent(s) d'eau douce dans les lagunes considérées et le statut de l'anguille (jaune ou argentée). L'effet du parasite devrait être évalué non pas avec la relation longueur-poids total, mais avec la relation longueur-poids éviscéré (Möller *et al.*, 1991) par classe de sexe (indifférenciées, femelles et mâles) et par classe d'âge. Depuis 1985, date de la découverte de ce parasite dans le bassin RMC, et considérant l'impact potentiel que pourrait avoir ce parasite, il aurait été judicieux d'établir un suivi du taux d'infestation sur un ou des sites tests. Toute action de repeuplement d'anguilles dans une région connue pour être vierge du parasite devrait être interdite.

2. La prédation par les oiseaux piscivores

Les anguilles sont une proie commune des oiseaux piscivores. Les populations de hérons, de grèbes et de cormorans, tous mangent à des degrés divers et à des tailles différentes les anguilles. En milieux naturels, peu de travaux fiables existent montrant l'impact des oiseaux sur les anguilles. Par exemple, Feunteun & Marion (1994) estiment qu'une population de hérons cendrés se nourrissant sur le marais de Bournheuf capturent lors de la saison de reproduction 3,1% de la biomasse en place d'anguilles. Lekuona & Campos (1997) montrent dans le nord de l'Espagne que des cormorans hivernants se nourrissant en estuaire et dans la rivière Bidasoa mangent des anguilles représentant 20% de leur régime alimentaire.

Dans le bassin RMC, seuls des travaux sur l'impact des oiseaux piscivores (hérons et cormorans) en pisciculture et en milieu naturel (Hafner & Moser, 1980; Im & Hafner, 1984) existent. Moser (1984) montre qu'en Camargue l'anguille représente 53,9% et 33,8% (% d'occurrence) du régime alimentaire du héron cendré, *Ardea cinerea* et du héron pourpré, *Ardea purpurea* respectivement. La longueur des anguilles consommées varie pour les deux espèces de 50 à 550 mm. Toujours en Camargue, Gregory (1990) a étudié le régime alimentaire du héron cendré nichant dans quatre colonies différentes. Il a trouvé que l'anguille représente entre 14 et 39% (% du poids total des régurgitats) et un intervalle de taille des anguilles consommées entre 100 et 410 mm. En hiver, les cormorans hivernants sont nombreux sur les cours d'eau (Gardon, Durance) et sur les milieux lagunaires. Im & Hafner

(1984) montrent en Camargue que les cormorans hivernants mangent peu d'anguilles avec un maximum de 10% d'occurrence sur certains sites. Ceci n'est guère surprenant : les températures sont froides, les anguilles ne sont pas actives et elles s'enterrent, elles ne sont donc pas accessibles aux cormorans.

La prédation par les oiseaux piscivores peut certainement avoir un impact sur les populations d'anguilles, notamment en situation confinée et sur les sites ayant de fortes densités. Cependant, aujourd'hui, il n'existe pas de travaux fiables permettant de montrer qu'en milieu naturel les oiseaux piscivores puissent exercer une prédation telle qu'elle réduirait significativement les stocks d'anguilles sur ces sites.

3. La qualité des eaux douces et lagunaires

Les facteurs impliqués dans les bilans hydrologiques et la qualité des eaux des systèmes lagunaires ou des cours d'eau dépasse le cadre de ce travail. Grossièrement on peut attirer l'attention sur deux types de " pollution " : l'enrichissement en nutriments aboutissant à des phénomènes d'eutrophisation des eaux et la pollution industrielle qui soit tue directement les anguilles (cas des accidents; Anonyme, 1987), soit elle est diffuse et ses effets sur les anguilles sont difficiles à évaluer.

3.1. L'enrichissement en nutriments

Depuis les années soixante, suite aux développements économiques (industriel et agricole) et à une augmentation de la démographie (effluents domestiques), tous les cours d'eau, et plus encore les lacs, réservoirs et autres lagunes ont du faire face à un apport grandissant de nutriments (phosphore et azote) provenant de leurs bassins versants respectifs. Avec les années, cet apport croissant de nutriments et une accumulation de ces nutriments dans les sédiments ont provoqué une modification de la qualité de l'eau et des peuplements de bactéries, de phytoplancton, de zooplancton, de macroinvertébrés et de poissons. Parallèlement à ces modifications on observe le plus souvent une anoxie du fond, permanente ou temporaire et une disparition des herbiers de plantes submergées au profit du phytoplancton et/ou des macroalgues. Les lacs furent très touchés, mais, grâce aux mesures

prises beaucoup d'entre eux ont retrouvé des niveaux de nutriments plus favorable à un bon fonctionnement de ces écosystèmes. Dans les cours d'eau, ces phénomènes d'eutrophisation ont modifié les différents compartiments biologiques dont les poissons. Cependant, à priori l'anguille semblerait peu affectée par cette eutrophisation. Le problème majeur de l'eutrophisation pour l'anguille se trouve dans les lagunes avec l'apparition des crises dystrophiques ou hypereutrophiques. Les causes et les processus de ces crises sont bien analysés et décrits dans plusieurs documents de synthèse (Frisoni, 1990; Anonyme, 1991; Durieux, 1993; Anonyme, 1994). Nous nous intéresserons ici seulement aux impacts potentiels de ces crises sur les populations d'anguilles lagunaires.

Deux catégories de lagunes en rapport avec l'eutrophisation et les peuplements de poissons sont proposées par Anonyme (1994): " *des lagunes profondes et peu eutrophisées où la richesse spécifique est forte, marquée par la présence de nombreuses espèces migrantes et la production halieutique faible, inférieure à 50 kg/ha/an (exemple : étang de Thau, de Diana et d'Urbino)* " et " *des lagunes peu profondes, moyennement à fortement eutrophisées, où la richesse spécifique est faible (disparition des espèces migrantes les moins euryhalines) et la production halieutique, supérieure à 50 kg/ha/an, dépasse parfois 100 kg/ha/an (exemple: étang de Biguglia, de l'Or et de Bages-Sigean)* " .

Ce sont donc surtout les lagunes appartenant à la deuxième catégorie qui sont susceptibles de développer des crises hypereutrophiques. Malheureusement, seules de très rares études ont essayé d'évaluer les conséquences biologiques des crises hypereutrophiques en milieux lagunaires. Le plus souvent, celles-ci concernent la macrofaune des sédiments, la qualité de l'eau, et parfois l'impact sur les installations de conchyliculture (Boutière *et al.*, 1982; Lardicci *et al.*, 1997). Peu d'études ont essayé d'évaluer l'impact des crises hypereutrophiques sur les peuplements de poissons et sur les pêcheries (Quignard *et al.*,1989; Leornados & Sinis, 1997). A l'étang de l'Or (Quignard *et al.*, 1989) ont suivi les captures des pêcheurs professionnels depuis 1986, et notamment pendant la malaïgue d'août 1988. Malheureusement les anguilles ne sont pas prises en compte dans cette étude. On remarque que lors de la malaïgue d'août 1988, les captures sont très fortes, notamment pour les espèces migratrices. Par conséquent, en période de malaïgue localisée, les poissons recherchent dans l'étang des zones refuges non anoxiques et bougent beaucoup ce qui augmente leur probabilité d'être capturés. En cas de malaïgue généralisée (= sur toute la surface de l'étang), les poissons

ont le même comportement, sauf que cette fois-ci le seul endroit où ils peuvent trouver refuge c'est la mer. On ignore quelle est la proportion des poissons en place au début d'une malaïgue qui meurt et celle qui réussit à s'échapper en mer. Probablement l'anguille se comporte de la même façon que les autres poissons, ce qui se traduit par des pêches exceptionnelles en période de malaïgue. En 1989, 16 mois après la malaïgue beaucoup d'espèces, notamment les sédentaires n'avaient pas retrouvé leur niveau d'abondance d'avant la malaïgue (Bouchereau *et al.,* 1990; Ruchon, 1995).

Il ne fait aucun doute que l'augmentation de la fréquence des malaïgues dans les lagunes est un facteur aggravant de ces crises hypereutrophiques et que leurs conséquences sur les peuplements de poissons et sur les pêcheries de ces milieux doivent être importantes. Cependant, nous considérons qu'il n'existe pas aujourd'hui un seul travail qui permette d'évaluer sérieusement l'impact de ces crises sur les peuplements de poissons et plus particulièrement sur l'anguille.

3.2. La pollution " industrielle "

Celle-ci inclut les métaux lourds, les organochlorés (PCBs), les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les pesticides et autres produits phytosanitaires etc. Il faut noter que la plupart de ces polluants peuvent voyager par l'atmosphère et que donc les concentrations de polluants à un endroit x ne reflète pas forcément la présence d'une source de pollution proche.

L'anguille, une espèce benthique est considérée comme un excellent bioindicateur de pollution (Phillips, 1977; Amiart-Triquet *et al.,* 1988; Barak & Mason, 1990; Mason & Barak, 1990; De Boer & Hagel, 1994; Linde *et al.,* 1996) car elle accumule les graisses (site privilégié d'accumulation des polluants) tout au long de sa vie et ne les utilisera principalement qu'une seule fois dans sa vie lors de sa migration génésique et pour sa reproduction unique en mer des Sargasses suivies de la mort de tous les individus (Larsson *et al.,* 1991). Au contraire, les autres poissons mobilisent régulièrement chaque printemps leurs réserves graisseuses pour la reproduction et ainsi excrètent une partie des polluants qu'ils avaient accumulés.

Bruslé (1990, 1991) a synthétisé nos connaissances sur d'une part les effets des organochlorés et des hydrocarbones et d'autre part des métaux lourds sur les anguilles. Sa conclusion est claire, en l'état actuel de nos connaissances et de notre compréhension des mécanismes polluants-processus physiologiques, il est très difficile d'évaluer l'effet négatif des polluants sur l'anguille, notamment sur sa survie et sa reproduction. Beaucoup d'auteurs suspectent que les polluants ont des effets négatifs qui pourraient s'avérer dangereux pour l'avenir de l'espèce, mais la discussion reste ouverte. Plusieurs travaux ont été également réalisés sur l'effet des pesticides sur l'anguille (Ferrando *et al.,* 1991,1992; Sancho *et al.,* 1997,1998) et montrent que les perturbations métaboliques existent chez l'anguille suite à la contamination du milieu par des pesticides, mais que ces perturbations disparaissent dès que le poissons est placé dans de l'eau non polluée. L'anguille aurait une forte tendance à accumuler rapidement dans son foie les pesticides, mais elle aurait la capacité de les éliminer tout aussi rapidement, et de retrouver ainsi un état de santé normal.

En Europe, plusieurs travaux de suivi de polluants chez les anguilles montrent que certains polluants (ex: les PCBs) ont beaucoup diminué pendant les années quatre-vingts et quatre-vingt-dix par rapport aux valeurs enregistrées lors des années soixante et soixante-dix (Cazemier, 1988; De Boer & Hagel, 1994; Tulonen & Vuorinen, 1996). De telles constations ont été également faites chez d'autres organismes (par ex: Fasola *et al.*, 1998).

Dans le bassin RMC, nous n'avons trouvé que trois travaux ponctuels sur des concentrations de polluants chez des anguilles. Le premier concerne cinq métaux lourds (Cu, Cd, Pb, Hg et Zn) chez des anguilles prélevées au Vaccarès et à l'étang de Berre (Batty *et al.,* 1996). Les résultats montrent une relation significative entre concentrations des métaux et longueur des anguilles, des teneurs moyennes plus élevées dans le Vaccarès qu'à Berre, contrairement ce à quoi l'on pouvait s'attendre. La plupart des concentrations enregistrées sont faibles par rapport à d'autres études sur les mêmes polluants en Europe. La deuxième étude sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) chez les anguilles du Vaccarès (Buet, 1997) montre une contamination de HAP chez l'anguille à des concentrations non négligeables. La troisième étudie la concentration de micro-polluants organochlorés chez des poissons du Vaccarès, dont l'anguille (Habert, 1997). Parmi les cinq organochlorés étudiés (lindane, dieldrine, DDE, HCB et PCBs) ce sont les PCBs et le lindane pour lesquels les concentrations tissulaires sont les plus élevées. Il existe également des données sur les radionucléides chez

l'anguille dans le bassin RMC, soit suite à Tchernobyl (Descamps, 1991) soit dans le cadre de suivis concernant les rejets de centrale nucléaire sur le Rhône (ex: Lambrechts *et al.*, 1991). Des travaux expérimentaux ont été également fait à l'Université de Perpignan sur les effets du cadmium sur les civelles et les anguillettes montrant des effets négatifs importants sur le foie. Les altérations observées sont plus importantes en eau douce qu'en eau saumâtre (Gony *et al.*, 1988).

En conclusion, il serait souhaitable de mieux connaître les concentrations de polluants dans les eaux douces et saumâtres dans le bassin RMC et d'utiliser l'anguille pour des suivis de polluants à long-terme. Il serait également bon d'avoir plus d'études visant à évaluer l'impact des polluants sur le métabolisme des anguilles (biomarqueurs) et ainsi avoir une meilleure idée de la gravité du problème.

4. Evolution des stocks dans le contexte européen et évolution des captures des lagunes

Les captures d'anguilles en Europe sont estimées à 20,000-30,000 tonnes par an (Moriarty & Dekker, 1997). Lorsqu'on essaye de dégager les tendances dans les captures au cours du temps, on s'aperçoit immédiatement que le déclin des captures a commencé à différentes périodes selon les pays. En Hollande, Danemark c'est déjà dans les années cinquante alors que dans d'autres pays (Italie, Allemagne, Suède), probablement les plus nombreux, le déclin est devenu évident dans les années soixante-dix et les années quatre-vingt. Parallèlement à cette diminution des captures, il a été observé une diminution du recrutement en civelles depuis 15-20 ans sans que la cause exacte en ait été déterminée.

Dans le bassin RMC, nous nous baserons sur les productions de l'étang de l'Or de 1960 à 1993 (Quignard *et al.*, 1983; Ruiz, 1994), sur celles de l'étang de Bages-Sigean de 1960 à 1994 (Loste & Dusserre, 1996) et sur les statistiques du quartier de Sète (1960 à 1985) et les étangs Palavasiens de 1960 à 1993 (Cavailles & Loste, 1987; Ruiz, 1994).

Toutes ces statistiques montrent avec plus ou moins d'ampleur des captures exceptionnellement élevées pendant 4-5 ans, puis une chute brutale avec un retour à des

tonnages correspondant à ceux plus ou moins observés dans les années soixante. Ensuite, dans les années quatre-vingts, les étangs palavasiens, l'étang de l'Or et le quartier de Sète enregistrent à nouveau une baisse pour atteindre les valeurs les plus basses jamais enregistrées au début des années quatre-vingt-dix. L'étang de Bages-Sigean montre des captures élevées de 1972 à 1986, puis une baisse aboutissant à des faibles captures début des années quatre-vingt-dix. Par comparaison avec des données similaires en Europe, il semble bien que le déclin soit plus ou moins synchrone.

La période de fortes captures début des années soixante-dix correspond comme par hasard à la substitution du coton par le nylon pour les filets et au début de la motorisation des bateaux (Ruiz, 1994). De là à penser que cette évolution technologique a permis d'augmenter l'effort de pêche global d'une façon phénoménale, il n'y a qu'un pas. Toutes les parties des étangs sont exploitées intensivement alors qu'avant certaines, du fait de leur éloignement ne l'étaient pas et constituaient des zones refuge, le nombre de filets en eau a dû augmenter énormément, puisqu'on peut laisser un filet en nylon plusieurs jours sans inconvénient, une chose impossible avec le coton. Il n'est pas impossible aussi que le nombre de pêcheurs ait augmenté (Ruiz, 1994).

Que ce soit en Europe ou France méditerranéenne, le mot surpêche est banni. Dans le rapport européen de Moriarty & Dekker (1997) la surpêche est mentionnée, mais elle n'est pas retenue comme facteur explicatif du déclin. De dire qu'il y a peut-être eu surpêche de l'anguille en Europe et dans les lagunes RMC n'est pas " politiquement correct ", on a vu où cela a abouti avec les stocks de poissons marins exploités dans le monde.

Nous considérons, qu'en l'état de nos connaissances sur tous les aspects liés à l'anguille, le déclin européen et dans le bassin RMC est dû à une synergie de facteurs qui ont tous commencé plus en moins à intervenir dans les années soixante-dix. Ces facteurs sont (ils ne sont pas listés par ordre d'importance, faute d'avoir les éléments pour le faire) : - la réduction du domaine vital de l'anguille, principalement en eau douce à cause des ouvrages sur les fleuves et les cours d'eau, - la surpêche du fait des avancées technologiques (intensification de l'effort de pêche, une diminution du nombre de géniteurs réussissant à s'échapper et donc à se reproduire etc.) - la dégradation des habitats aquatiques, principalement la qualité de l'eau (eutrophisation et pollution) et

enfin - des changements océaniques qui auraient augmenté la mortalité des larves d'anguilles pendant la migration. Le parasitisme par *Anguillicola crassus* ne peut avoir contribué au déclin, puisqu'il n'est apparu qu'au début des années quatre-vingt. Par contre, il n'est pas impossible qu'il joue un rôle négatif aujourd'hui et qu'il contribue avec les autres facteurs mentionnés ci-dessus à maintenir le stock à sa valeur la plus basse.

V. Perspectives, gestion

Un bilan récent de la situation de l'anguille à l'échelle de l'Europe montre que cette espèce est actuellement en dehors de ces limites biologiques (GRISAM, septembre 1998). Les causes sont multiples et non encore hiérarchisées, ce qui est révélateur de l'embarras des scientifiques sur leur compréhension de ce qui se passe avec cette espèce. S'il est vrai que des mesures doivent être prises plus globalement sur un plan européen du fait de la panmixie de l'anguille, il n'en reste pas moins vrai que des mesures peuvent être prises à des échelles géographiques plus petites, par exemple la bassin RMC, le bassin versant d'un cours d'eau ou d'une lagune. Ces mesures, sans aller jusqu'à l'interdiction pure et simple de la pêche à l'anguille doivent être basées sur le principe de précaution. En septembre 1998, le GRISAM a retenu pour la gestion de l'anguille d'établir des cibles d'échappement pour les anguilles argentées et de réduire la mortalité sur tous les stades biologiques de l'anguille. Il a aussi retenu des mesures de suivi (suivi des échappements de géniteurs, d'un suivi du recrutement en civelles etc.) et de recherches (définition de la méthodologie des flux de géniteurs, de leur qualité et effet des transfert de civelles entre bassin sur le retour des géniteurs). Aussi la majeure partie de nos suggestions iront dans ce sens, en prenant en compte la spécificité méditerranéenne des problèmes rencontrés dans le bassin RMC.

1. Restauration des stocks

L'objectif de la restauration des stock est un but à long terme et européen, ce qui ne doit pas empêcher de prendre dès aujourd'hui des mesures et des réglementations sur un plan plus régional, voire local. La bassin versant semble être l'échelle la meilleure pour entreprendre des projets intégrés et cohérents de restauration pour l'anguille.

1.1. Le repeuplement

Tendron (1998) écrit à propos du repeuplement d'anguilles: " *D'autres pensent au repeuplement et imaginent ensemencer des cours d'eau avec des civelles pêchées. L'expérience acquise en matière de repeuplement (voir Eaux libres n°23) sur d'autres espèces en milieu naturel incline à préconiser la prudence. Outre le fait que le repeuplement est*

souvent vecteur de pathologies, et en matière d'anguilles on est bien placé pour le savoir, c'est la qualité du milieu qui fixe en général le niveau des peuplements. Repeupler ne sert pas à grand chose, si on ne restaure pas auparavant l'habitat ". Considérant nos connaissances actuelles sur ce sujet en Europe, nous souscrivons à ces propos. Cependant, nous n'écartons pas que le repeuplement puisse être une mesure efficace soit pour l'amélioration des pêcheries, soit pour l'espèce. C'est pourquoi il faut engager rapidement des repeuplements expérimentaux dans différents milieux avec des objectifs précis et qui seront suivis par des scientifiques afin de pouvoir juger de la pertinence biologique, mais aussi économique de telles pratiques.

En conclusion, aujourd'hui le repeuplement d'anguilles (pour quel objectif? s'agit-il d'améliorer la pêche ou d'aider l'anguille en déclin?) ne nous semblent pas une mesure prioritaire, particulièrement dans les cours d'eau. Par contre, nous considérons comme prioritaire la mise en place de repeuplements expérimentaux en lagunes et en milieux fermés d'eau douce (lacs et étangs) afin d'évaluer les effets biologiques et économiques d'une telle mesure de gestion.

1.2 La restauration de l'habitat

En eau douce, il nous semble qu'il faut travailler sur deux axes: la restauration de la libre circulation des anguilles dans les cours d'eau et une réduction des pollutions industrielles, domestiques et agricoles. Comme nous l'avons vu précédemment, les solutions existent pour résoudre les problèmes de la migration amont. Il ne s'agit donc aujourd'hui que d'un problème de volonté politique et de financements. Nous répéterons qu'il est fortement souhaitable qu'un certain nombre de ces actions soient accompagnées d'un suivi sur une durée d'au moins 3 à 5 ans. Le problème de la dévalaison est quant à lui différent, puisqu'il n'existe toujours pas de solutions satisfaisantes pour éviter le passage dans les turbines, il faut donc lancer un programme sur le Rhône dont l'objectif serait de trouver des solutions pour une dévalaison des anguilles sans risque de mortalité.

Bien sûr, la restauration des berges, des lones etc. est également à recommander, mais elle ne concerne pas seulement l'anguille mais l'ensemble de la biocénose et devra être abordée dans un autre contexte. Il en est de même pour tous les problèmes de pollution.

Dans les lagunes, il y a une priorité incontournable qui est la restauration de la qualité de l'eau. Une telle action vise à réduire la fréquence élevée des crises hypereutrophiques et donc à réduire, notamment la mortalité des anguilles. Il s'agira donc de considérer l'ensemble du bassin versant des lagunes concernées et de diminuer les apports de nutriments de toutes origines (domestiques et agricoles). Il y a beaucoup d'équipes de recherches (IFREMER, CEMAGREF, Universités) qui travaillent ou qui ont travaillé sur ces problèmes et il ne fait aucun doute qu'elles soient en mesure de définir les actions prioritaires à prendre pour résoudre ce problème.

Toujours dans les lagunes, il faut mentionner le problème du recrutement en civelles dans les lagunes qui pourrait être entravé par des graus de conception inadaptée pour la colonisation des civelles et/ou de graus mal entretenus, et/ou par des gestion de vannes inadaptées etc. Ce problème est difficile du fait de la multiplicité des facteurs qui peuvent potentiellement avoir une influence sur ce recrutement et par le fait que seuls des suivis à long terme permettent tant soit peu de séparer les facteurs impliqués. Il n'y a à ce jour aucune évidence sérieuse démontrant que ce problème est réel. Par conséquent, nous suggérons qu'une ou des études soient lancées afin de montrer la pertinence de ce problème et quels pourraient être les facteurs impliqués et les solutions à recommander.

1.3. La limitation de la pêche

Sur le plan européen, il s'en est fallu de peu que la pêche à l'anguille soit tout simplement interdite. L'une des résolutions du GRISAM 1998 est la réduction de la mortalité par pêche y compris celle attribuable à la pêche illégale. Comme nous l'avons dit précédemment, nous considérons que ce sont les Prud'homies qui sont les gestionnaires de la pêche et que ce sont elles qui devraient prendre des mesures de limitation de la pêche. Par conséquent, les mesures ci-dessous ne sont que des suggestions.

1.3.1. La réduction de l'effort de pêche

Plusieurs possibilités sont envisageables : réduire le nombre de pêcheurs, réduire la période de pêche, réduire le nombre de filets par pêcheurs, réduire le nombre de postes, diminuer la

période de pêche des barrages, etc. Toutes ces mesures sont contraignantes, certaines sont plus faciles à mettre en place et à contrôler que d'autres, mais toutes visent à réduire la pression de pêche sur les anguilles.

Certaines Prud'homies ont d'elles-mêmes fermé la pêche en période estivale, d'autres devraient y penser, même sur les étangs où il y a de fréquentes malaïgues. Dusserre & Loste (1997) proposent pour les étangs de Gruissan de fermer la pêche de janvier à mai, une période de captures faibles afin que les anguilles puissent grossir et être capturées en automne. Comme la pêche sur ces étangs est fermée de mai à septembre, cela revient à adopter un calendrier de pêche identique à celui des lagunes du sud et de l'est de la Méditerranée où seule la pêche à la bordigue est effective d'août-septembre à janvier-février.

1.3.2. La limitation des mailles des nasses

Le décret du 19 novembre 1859 impose une maille de 10 mm minimum pour les verveux et cette mesure a été confirmée par l'Arrêté du 19 décembre 1994 portant sur la réglementation technique pour la pêche professionnelle en Méditerranée. Cette mesure sera-t-elle appliquée? on peut en douter puisqu'elle ne l'a pas été jusqu'à maintenant.

Une telle mesure paraît souhaitable pour l'anguille et à terme, théoriquement devrait permettre aux pêcheurs d'augmenter le tonnage et la qualité de leurs captures. Nous avons utilisé le conditionnel, car à nouveau nous ne disposons pas de travaux sérieux permettant de l'affirmer. Gatto *et al.* (1982) montrent dans le cas des vallis, un exemple particulier, que si l'on veut pêcher à la fois les anguilles jaunes et les argentées on a tout avantage à utiliser une taille de maille des engins qui sélectionnera uniquement les classes d'âge les plus âgées. Les repeuplements expérimentaux proposés précédemment devraient permettre de répondre à cette question.

L'augmentation de la taille des mailles risque d'avoir également des conséquences sur la commercialisation des anguilles et il serait judicieux d'étudier l'impact socio-économique d'une telle mesure, considérant que le produit d'appel aujourd'hui est principalement les anguillettes et que celles-ci disparaîtraient ou du moins que leur abondance serait fortement réduite avec une telle mesure.

Si la loi devait être appliquée, et considérant la situation précaire de la pêche professionnelle lagunaire aujourd'hui, il serait judicieux que le coût des nouveaux filets soit pris en charge par la région, et/ou par l'Etat ou encore par l'Europe.

1.3.3. La lutte contre le braconnage

Il s'agit d'une revendication commune à beaucoup de pêcheurs professionnels et qui semble légitime. Avec la flambée des prix de la civelle, on a observé une recrudescence du braconnage à la civelle sur les graus en hiver-début du printemps. Alors que le braconnage est de plus en plus structuré et organisé, une conséquence du prix astronomique des civelles, il faut bien reconnaître que ni les actions de surveillance, ni les sanctions judiciaires ne semblent adaptées au problème.

2. Suivi de la ressource

Il faut considérer deux choses bien différentes: le suivi de l'état de la ressource et le suivi des captures de la ressource.

2.1. Le suivi de l'état de la ressource

A notre avis, celui-ci ne peut être fait que par des pêches expérimentales standardisées. Par exemple, la mise en place de capéchades palavasiennes une semaine par mois de septembre à novembre par absence de lune calées toujours aux mêmes stations. Idéalement, cette pêche devrait être entreprise d'avril à juin et de septembre à novembre. Les anguilles capturées devraient être toutes mesurées, pesées (poids total et éviscéré), elles pourraient faire l'objet d'un suivi du parasite *Anguillicola crassus* et pourquoi pas de prélèvement de muscle et de foie pour un suivi de la concentration en polluants. Ce suivi devrait être conduit au moins dans deux lagunes différentes qui seraient les sites tests. La responsabilité d'un tel travail devrait revenir à un organisme, comme le CEPRALMAR et nécessiterait l'engagement au moins d'un technicien à plein temps qui serait chargé de la pêche et de traiter les anguilles. La pêche pourrait être faite par des pêcheurs de la lagune concernée en collaboration avec le technicien et en total accord avec la Prud'homie concernée. Les informations recueillies par

un tel échantillonnage permettrait de suivre l'évolution de la ressource (CPUE), de détecter les mauvais années de recrutement, d'avoir des suivis annuels du parasitisme et des polluants. Parallèlement sur ces mêmes sites test il faudrait faire un suivi annuel du recrutement en civelles avec une méthode standardisée. De tels suivi existent, parfois depuis fort longtemps, dans de nombreux pays européens (voir synthèse par Moriarty & Tesch, 1996; Dekker, 1998).

Si nous avions disposé aujourd'hui d'une telle base de données, nous aurions certainement pu mieux identifier les problèmes et leurs(s) cause(s) respective(s) et par là même recommander des mesures probablement plus pertinentes et plus concrètes que ce que nous pouvons faire actuellement.

2.2. Le suivi des captures de la ressource

Comme nous l'avons vu précédemment, plusieurs méthodes ont été mises au point pour estimer annuellement les captures et l'effort de pêche des pêcheries lagunaires. Toutes ces méthodes n'ont jamais été appliquées en routine, probablement à cause de leur complexité et des coûts qu'elles nécessitent. Y-a-t-il une ou des alternatives?

Pour l'estimation des captures nous voudrions faire la suggestion suivante: puisque la collecte et la vente des anguilles passent forcément par les mareyeurs et que ces derniers ont toutes les factures informatisées, il suffirait d'ajouter sur chaque facture le nombre de kilos d'anguilles concernés par la dite facture et leur provenance (le nom de l'étang). En concertation avec les mareyeurs les logiciels utilisés actuellement par ceux-ci pourraient être adaptés par un spécialiste afin que ces deux nouvelles données puissent figurer sur chaque facture. Les souches des carnets de factures devraient aussi être adaptées. Les coûts induit par cette adaptation pourrait être pris en charge par la région. Ensuite le CEPRALMAR ou l'organisme responsable pourrait centraliser facilement les captures par étang mensuellement et annuellement. Le logiciel pourrait être réalisé de façon telle qu'il calculerait automatiquement les captures mensuelles par étang, données qui seraient envoyées par courrier électronique par le mareyeur au CEPRALMAR. Ainsi, la confidentialité des revenus des pêcheurs et la comptabilité du mareyeur seraient préservées.

Pour l'estimation de l'effort, le problème reste entier. Il nous semble qu'il puisse être résolu seulement en accord avec les Prud'homies et leurs membres. Sans un effort sur ce sujet par les pêcheurs eux-mêmes, nous n'arriverons pas avoir des données représentatives et fiables de l'effort de pêche. Il faudrait donc engager avec les Prud'homies une réflexion et trouver avec elles et leurs membres une méthode simple qui nous permette de dire au minimum combien de capéchades étaient actives par semaine et de quel type (maillage) pour une lagune donnée.

Une telle information couplée aux captures obtenues par les mareyeurs seraient déjà un grand pas dans notre appréciation des captures d'anguilles dans les milieux lagunaires du bassin RMC. Nous sommes persuadés que les résultats d'un tel suivi intéresseront non seulement les gestionnaires et les autorités de l'Etat, mais aussi les mareyeurs et les pêcheurs.

2.3. La valorisation de la ressource

Parallèlement à une éventuelle mise en application de la loi sur des mailles de 10 mm, et donc à des captures d'individus plus grands, on pourrait réfléchir et étudier la possibilité de valoriser les captures sur place avant de les exporter vers le nord de l'Europe. Le fumage est l'activité la plus prometteuse, dans le bassin RMC il existe quelques entreprises de ce type. En étudiant leurs expériences et leurs développements on devrait pouvoir évaluer si il y a une faisabilité rentable pour une activité de fumage à plus grande échelle et si le marché à l'exportation est réellement porteur.

2.4. La gestion de l'anguille dans le bassin RMC

Lorsque nous avons dû synthétiser les connaissances existantes sur l'anguille en milieux saumâtres du bassin RMC, en dehors de travaux universitaires nous avons bénéficié grandement des travaux du CEPRALMAR. Il nous semble que la création d'un CEPRALMAR RMC couvrant non seulement la région Languedoc-Roussillon, mais aussi PACA et Corse, et avec une expertise étendue également aux eaux douces serait souhaitable. Cela permettrait d'avoir un organisme de concertation, d'analyses, de suivi des ressources et de l'aquaculture qui aiderait à valoriser et à promouvoir la pêche aux petits métiers. Les modalités du financement et du fonctionnement d'un tel organisme devraient être étudiées par ailleurs.

3. La recherche et les études

Nous avons montré combien notre connaissance de la biologie et de l'écologie de l'anguille était succincte, non seulement dans le bassin RMC, mais sur l'ensemble du continent européen. Il est évident qu'il faudra entreprendre des études dans le bassin RMC. Du fait de la spécificité méditerranéenne, il est le plus souvent difficile d'extrapoler les résultats obtenus sur la côte atlantique ou dans le nord de l'Europe à nos lagunes et cours d'eau méditerranéens. Les études pour lesquelles les résultats aboutiraient à des applications concrètes devront être privilégiées.

3.1. En eau douce

- Réaliser un repeuplement expérimental avec des anguillettes d'étangs, voire de petits lacs pour évaluer la pertinence biologique et économique d'une telle gestion.
- Déterminer l'âge et le sex-ratio des anguilles dans le Rhône, sur plusieurs stations. Eventuellement étendre l'étude à d'autres fleuves côtiers méditerranéens (Lez, en Corse, etc.) et comparer avec des études similaires en France atlantique et en Europe du nord.
- Affiner nos connaissances sur les peuplements d'anguilles des fleuves côtiers (recrutement, mouvements (marquage PIT tags) dynamique etc.
- évaluer la qualité des géniteurs (parasites, polluants etc.) selon les cours d'eau et lier celle-ci à différents paramètres biotiques et abiotiques.
- Déterminer les concentrations de polluants des anguilles jaunes du Rhône et d'autres sites choisis et utiliser l'anguille comme l'organisme bioindicateur pour des suivis annuel, trisannuel de certains polluants.
- engager des études dont les objectifs seraient d'évaluer les relations rendement par recrue et stock - dévalaison (cf. GRISAM 1998).

3.2. En lagune

- engager des études dont les objectifs seraient d'évaluer les relations rendement par recrue et stock - dévalaison (cf. GRISAM 1998).
- évaluer la qualité des géniteurs (parasites, polluants etc.) selon les lagunes et lier celle-ci à différents paramètres biotiques et abiotiques.
- évaluer l'impact biologique et socio- économique du passage de capéchades de 6 mm de maille à des trabacs de 8, de 10 mm de mailles.
- étudier le recrutement en civelles et déterminer les facteurs impliqués afin d'améliorer, si besoin est, la configuration des graus.
- engager des études économiques sur la valorisation des anguilles capturées dans le bassin RMC.

Conclusion

Si nos connaissances actuelles sur l'anguille au niveau européen sont encore précaires, incertaines et souvent conflictuelles, dans le bassin RMC elles sont tout simplement fragmentaires et nettement insuffisantes pour pouvoir engager des actions de gestion pertinentes. Ce constat est le résultat d'un désintéressement général d'une part pour les pêcheries lagunaires et fluviales et d'autres part pour les poissons des eaux douce et saumâtre. La pérennité des pêcheries lagunaires et fluviales et de l'anguille dans le bassin RMC va dépendre essentiellement d'une prise de conscience des organismes publics et parapublics du statut de plus en plus précaire de cette activité économique et de sa ressource.

Des solutions visant à améliorer cette situation existent et elles demanderont de la concertation entre tous les acteurs avant d'être mise en place. L'établissement de suivis pour évaluer les conséquences de ces solutions sera indispensable afin qu'elles puissent être améliorées et transposables de site à site. Pour beaucoup de ces actions, il faudra l'approbation et l'étroite collaboration des Prud'homies et de leurs membres, sans quoi beaucoup d'entre elles seront vouées à l'échec. Enfin, il faudrait un organisme dont la mission serait de gérer globalement les pêcheries d'eaux douce et saumâtre dans le bassin RMC et qui serait responsable des différents suivis à mettre en place.

Remerciements

J'aimerais remercier Claudine Loste, K. Dusserre, M-C Ximenes, G. Carrel, J-F Perrin et tous les participants au GRISAM 97 et 98 dont les discussions stimulantes sur l'anguille m'ont beaucoup aidé pour la rédaction de cette synthèse. Je remercie également E. Rosecchi pour avoir commenté une première version de ce manuscrit.

Bibliographie

Avertissement :

cette liste de références n'a pas la prétention d'être exhaustive. Il s'agit plutôt d'un choix subjectif de travaux sur l'anguille dont la pertinence pour notre travail nous semblait importante. Toutes ne sont pas mentionnés dans le texte, mais toutes ont contribué à alimenter notre réflexion et à aiguiser notre esprit critique sur les différents thèmes traités dans le cadre de ce travail.

Anonyme, 1994. Pêche professionnelle fluviale. Evaluation du projet d'entreprise. Collection Mise au point, CSP, 255 pp.

Adam, G. 1997. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758): dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 353 pp.

Amiard-Triquet, C., Amiard, J.C., Andersen, A.C., Elie, P. & Metayer, C. 1988. The eel (*Anguilla anguilla*) as a bioindicator of metal pollution: factor limiting its use. Water Sci. Technol., 19, 1229-1232.

Anonyme, 1987. Rapport du comité d'experts sur la pollution transfrontière du Rhin. Ière partie. Gazette Officielle de la Pêche, n° 920-921, 28 pp.

Anonyme, 1991. Efficacité de la réduction de la masse des nutriments dans la prévention des malaigues. Application aux étangs palavasiens. CEMAGREF, USTL, Faculté de Pharmacie, 28 pp.

Anonyme 1994. Recherche d'indicateurs de niveaux trophiques dans les lagunes méditerranéennes. Analyse bibliographique, document de synthèse. CEMAGREF-IARE, 113 pp

Antunes, C. & Tesch, F-W. 1997. A critical consideration of the metamorphosis zone when identifying daily rings in otoliths of European eels, *Anguilla anguilla* (L.). Ecology of Freshwater Fish, 6, 102-107.

Antunes, C. & Tesch, F-W. 1997. Eel larvae (*Anguilla anguilla* L.) caught by R.V. Heincke at the European continent slope in autumn 1991. Ecology of Freshwater Fish, 6, 50-52.

Aprahamian, M.W. 1988. Age structure of eels, *Anguilla anguilla* (L.) populations in the River Severn, England and in the River Dee, Wales. Aquaculture & and Fisheries Management, 19, 365-376.

Ardizzone, G.D. & Corsi, F. 1985. Eel population structure, dynamics and fishing yield in a Mediterranean coastal lagoon. Oebalia, 11, 547-560.

Avise, J.C., Nelson, W.S., Arnold, J., Koehn, R.K., Williams, G. & Thorsteinsson, W. 1990. The evolutionary genetic status of icelandic eels. Evolution, 44, 1254-1262.

Bach, P. 1985. La pêche dans l'étang de Thau. Thèse 3e cycle, Montpellier, 316 pp.

Bach, P. Legendre, P., Amanieu M., Lasserre G. 1992. Strategy of Eel (*Anguilla anguilla* L.) exploitation in the Thau lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 11, : 55-73.

Barak, N.A. & Mason, C.F. 1990. A survey of heavy metal levels in eels (*Anguilla anguilla*) from some rivers in East Anglia, England: the use of eels as pollution indicators. Int. Revue ges. Hydrobiol., 745, 827-833.

Baras, E., Salmon, B. & Philippart, J.C. 1994. Evaluation de l'efficacité d'une méthode d'échantillonnage par nasses des anguilles jaunes (*Anguilla anguilla* L.) en migration dans la Meuse. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335, 7-16.

Bardin, O. 1994. Facteurs régulant les échanges piscicoles entre la mer et les étangs centraux de Camargue. DEA, Université Aix-Marseille III, 31 pp.

Baroux, B. 1984. Observation sur la faune ichthyologique des étangs du domaine de la Palissade (Camargue). DEA, USTL Montpellier, 124 pp.

Barus, V. & Prokes, M. 1996. Length-weight relations of uninfected and infected eels (*Anguilla anguilla*) by *Anguillicola crassus* (Nematoda). Folia Zoologica 454, 183-189.

Barus, V., Halacka, K. & Prokes, M. 1996. Presence and distribution of the nematode *Anguillicola crassus* in the European eel in the Morava river drainage basin, Czech Republic. Zivocisna Vyroba 41, 219-224.

Batty, J., Pain, D. & Caurant, F. 1996. Metal concentrations in eels *Anguilla anguilla* from the Camargue region of France. Biol. Conserv., 76, 17-23.

Bekesi, L., Hornok, S. & Szekely, Cs. 1997. Attempts to analyse *Anguillicola crassus* infection and the humoral host response in eels (*Anguilla anguilla)* of lake Balaton, Hungary. Acta Veterinaria Hungarica 45, 439-445.

Bellepaire, C. & Ollevier, F. 1987. L'anguille: son histoire et son élevage. Cahiers Ethologie appliquée, 7, 85-106.

Belon, D. 1983. La pêche en Camargue. Histoire et situation actuelle de la pêche professionnelle aux Saintes Maries de la mer. Rapport du GREF, 138 pp.

Belpaire, C., De Charleroy, D., Thomas, K., Van Damme, P. & Ollevier, F. 1989. Effects of eel restocking on the distribution of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. J. Appl. Ichthyol. 5, 151-153.

Benajiba, M.H. 1991. Les parasites de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* L. 1758 (Poisson téléostéen) dans la région du Languedoc: ultrastructure, biologie et dynamique des populations. Thèse doctorat, Université Blaise Pascal, (Clermont-Ferrand II), 225 pp.

Benajiba, M.H., Silan, P., Marques, A. & Bouix, G. 1994. Protozoaires et métazoaire parasites de l'anguille, *Anguilla anguilla* L., 1758: structures temporelles de leurs populations dans une lagune méditerranéenne. Annales des Sciences naturelles, Zoologie, Paris, 13e série, 15, 141-149.

Berg, R. 1986. Fish passage through Kaplan turbines at a power plant on the river Neckar and subsequent eel injuries. Vie Milieu, 36, 307-310.

Berg, R. 1987. Evaluation of factors influencing the feeding conditions of eel (*Anguilla anguilla*) in Lake Constance, West Germany. In : Proceedings of the fifth Congress of European Ichthyologists (S.O. Kullander & B. Fernholm, eds). Swedish Museum of Natural History, Stockholm, pp 329-333.

Bergersen, R. & Klemetsen, A. 1988. Freshwater eel, *Anguilla anguilla* (L.) from North Norway, with emphasis on occurrence, food, age and downstream migration. Nordic J. Freshw. Res., 64, 54-66.

Bertin, L. 1951. Les anguilles. Payot, Paris, 188 pp.

Blanc, G. 1989. L'anguillicolose : répartition géographique, étude clinique, mise au point d'une méthode de diagnostic par echotomographie, moyens de lutte. Thèse vétérinaire, Ecole Nationale Vétérinaire de Nantes, 194 pp.

Blanc, G. 1994. Biologie du cycle d'*Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea). Contrôle thérapeutique de ses populations. Thèse Doctorat, Université de Perpignan, 348 pp.

Blanc, L. & Beaudou, D. 1998. Stabilité temporelle des structures spatiales des peuplements piscicoles des régions Languedoc-Roussillon et Provence-Alpes-Côte d'Azur. Bull. Fr. Pêche Piscic. 348, 23-45.

Blaxter, J.H.S. & Dickson, W. 1959. Observations on the swimming speeds of fish. J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer, 24, 472-479.

Boëtius, I. 1990. Preliminary report on the occurrence of *Anguillicola* in some Danish fresh and seawaters areas. Int. Revue ges. Hydrobiol., 75, 889.

Boëtius, I. & Boëtius, J. 1980. Experimental maturation of female silver eels, *Anguilla anguilla*. Estimates of fecundity and energy reserves for migration and spawning. Dana, 1, 1-28.

Boëtius, I. & Boëtius, J. 1985. Lipid and protein content in *Anguilla anguilla* during growth and starvation. Dana, 4, 1-17.

Bonneau, S., Blanc, G. & Petter, A.J. 1991. Etude sur la biologie des premiers stades larvaires d'*Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) : spécificité de l'hôte intermédiaire et influence de la température sur la durée du développement. Bull. Fr. Pêche Piscic., 320, 1-6.

Boon, J.H., Cannaert, V.M.H., Augustijn, H., Machiels, M.A.M., Lokin, C.J.A. & Ollevier, F. 1990. The effect of different levels of *Anguillicola crassus* on hematological parameters of European eel (*Anguilla anguilla*). Int. Revue ges. Hydrobiol., 75, 890.

Bouchereau J-L., Capape C., Joyeux J-C., Quignard J-P., Tomasini J-A., 1990. Les débarquements des pêches aux cabanes de Pérols en 1989 (lagune de Mauguio). Suivi qualitatif et quantitatif. Rapport pour le Département de l'Hérault et le SMNLR. 62 pp.

Boullier, J. 1998. L'anguille du Rhône et ses pêcheurs menacés, propositions relatives au XIIème Contrat de Plan Etat-Région. Université de Rennes- Association Migrateurs Rhone-Méditerranée, 58 pages + Annexes.

Bourquard, C. 1985. Structure et mécanismes de mise en place, de maintien et d'évolution des peuplements ichthyiques lagunaires du Golfe du Lion. Thèse de 3e cycle, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, 337 pp.

Boutière, H. 1978. Biologie et déplacements des poissons au grau de Port-la-Nouvelle. Rapport SME/laboratoire Arago, 84 pp.

Boutière, H., de Bovée, F., Delille, D., Fiala, M., Gros, C., Jacques, G., Knoepffler, M., Labat, J.P., Panouse, M. & Soyer, J. 1982. Effet d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. Proceedings International Symposium on Coastal Lagoons, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, France, 8-14 September, 1981, 231-242.

Brana, J-Y 1997. L'anguille dans le bassin Rhone-Méditerranée-Corse. Traitement et essais d'interprétation des données des pêcheries aux engins amateurs et professionnelles. Travail de maîtrise. DIREN-Délégation de Bassin Rhône-Méditeranée-Corse.53 pp.

Briand, C. 1998. Arzal sort de l'im "passe ". Eaux Libres n° 24, 38-43.

Breteler, J.G.P., Dekker, W. & Lammens, E.H.R.R. 1990. Growth and production of yellow eels and glass eels in ponds. Int. Revue ges. Hydrobiol., 75, 189-205.

Bruslé, J. 1989. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), une espèce jugée commune jusqu'à la dernière décennie, mérite-t-elle d'acquérir aujourd'hui le statut d'espèce menacée? Bulletin de la Société Zoologique de France, 114, 61-73.

Bruslé, J. 1989. Les migrations au cours du cycle biologique des anguilles. Océanis, 15, 181-195.

Bruslé, J. 1990. Effects of heavy metals on eels, *Anguilla* sp.. Aquat. Living Resour., 3, 131-141.

Bruslé, J. 1991. The eel (*Anguilla* sp) and organic chemical pollutants. The Science of the Total Environment, 102, 1-19.

Bruslé, J. 1994. L'anguille européenne, *Anguilla anguilla*, un poisson sensible aux stress environnementaux et vulnérable à diverses atteintes pathogènes. Bull. Fr. Pêche Piscic., 335, 237-262.

Bruslé, J., Hervé, P., Xech, J. 1979. Analyse Factorielle des Correspondances entre paramètres météorologiques et captures de poissons en milieu lagunaire. Rapp. Comm. Int. Mer Médit., 10, 25-26.

Bruton, M.N., Bok, A.H. & Davies, M.T.T. 1987. Life history styles of diadromous fishes in inland waters of southern Africa. American Fisheries Society Symposium1, 104-121.

Buet, A. 1997. Etude de la contamination de poissons de la Réserve Nationale de Camargue et recherche de biomarqueurs afférents. DEA, Université de Rouen, 51 pp.

Caillot, . C., Morand, S., Müller-Graf, C.M., Faliex, E. & Marchand, B. 1999. Parasites of *Dicentrarchus labrax*, *Anguilla anguilla*, and *Mugil cephalus* from a pond in Corsica, France. J. Helminthol. Soc. Wash., 66, 95-98.

Cantrelle, I. 1979. Régime alimentaire comparé de l'anguille de trois milieux saumâtres du littoral du golfe du Lion (Bourdiguou, Salses-Leucate et Lapalme). D.E.A. Océanographie biologique Paris VI, 63 pp.

Carrel, G., Pont, D. & Rivier, B. 1995. Variabilité temporelle des peuplements piscicoles dans la section médiane du bas-Rhône. Bull. Fr. Pêche Piscic., 337/338/339, 101-111.

Castonguay, M., Hodson, P.V., Moriarty, C., Drinkwater, K.F. & Jessop, B.M. 1994. Is there a role of ocean environment in American and European eel decline ? Fish.Oceanogr., 3, 197-203.

Cavailles, M. & Loste, C. 1988. L'exploitation de l'anguille en Languedoc-Roussillon. CEPRALMAR, Montpellier, 114 pp.

Cazemier, W.G. 1988. Fish and their environment in large european river ecosystems. The Dutch part of the river Rhine. Sciences de l'eau, 7, 95-114.

Chancerel, F. 1994. La répartition de l'anguille en France. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335, 289-294.

Changeux, T. & Zylberblat, M. 1993a. Analyse des statistiques de pêche aux engins dans le bassin du Rhône. Première partie: étude de l'effort de pêche. Bull. Fr. Pêche Piscic. 330, 245-269.

Changeux, T. & Zylberblat, M. 1993b. Analyse des statistiques de pêche aux engins dans le bassin du Rhône. Deuxième partie: étude des captures. Bull. Fr. Pêche Piscic. 330, 271-294.

Changeux, T. 1994. Structure des peuplements de poissons à l'échelle du bassin rhodanien. Approche régionale et organisation longitudinale, exploitation des captures par pêche aux engins. Thèse Doctorat, Université Claude Bernard, Lyon 1, 241 pp

Changeux, T. 1998. Statistiques de pêche en domaine continental et estuarien. Effectifs et répartition des pêcheurs et suivi national de la pêche aux engins. Document du Service Technique du CSP, 22 pp.

Ciccotti, E., Ricci, T., Scardi, M., Fresi, E. & Cataudella, S. 1995. Intraseasonal characterization of glass eel migration in the River Tiber: space and time dynamics. J. Fish Biol., 47, 248-255.

Corsi, F. & Ardizzone, G.D. 1985. Some environmental conditions affecting yellow eels catchability. Oebalia, 11, 561-571.

Costa, J.L., Assis, C.A., Almeida, P.R., Moreira, F.M. & Costa, M.J. 1992. On the food of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.) in the upper zone of the Tagus estuary, Portugal. J. Fish Biol., 41, 841-850.

Couillard, C.M., Hodson, P.V. & Castonguay, M. 1997. Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, *Anguilla rostrata,* from the St Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54, 1916-1927.

Crivelli, A.J. 1981. Les peuplements de poissons de la Camargue . Rev. Ecol.(Terre et Vie), 35, 617 - 671.

Crivelli, A.J. 1992. - Fisheries of the Mediterranean wetlands. Will they survive beyond the year 2000 ? In:" Fisheries in the year 2000 ", Proceedings of the 21st Anniversary Conference of the Institute of Fisheries Management, K.T. O'Grady, A.J.B. Butterworth, P.B. Spillett & J.C.J. Domaniewski (eds)10-14 September 1990, London, England, pp 237-252.

Crivelli, A.J. & M-C. Ximenes 1992. - Alterations to the functioning of Mediterranean lagoons and their effects on fisheries and aquaculture. In: Managing Mediterranean wetlands and their birds (Finlayson *et al.,* eds). Proc.Symp., Grado, Italy,1991. IWRB Spec. Publ. No. 20, Slimbridge, England, pp 134- 140.

CSP, 1998. Note du service technique concernant les carnets de pêche aux engins sur le domaine public fluvial du Haut Rhône. 8 pp + Annexes.

CSP, DR8, 1997. Réseau hydrobiologique et Piscicole, campagne 1996 : synthèse des résultats pour les régions Languedoc-Roussillon et Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse. Détail des résultats par station pour la région Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse. CSP, 25 pp + annexes.

De Boer, J. & Hagel, P. 1994. Spatial differences and temporal trends of chlorobiphenyls in yellow eel (*Anguilla anguilla*) from inland waters of the Netherlands. The Science of the Total Environment, 141, 155-174.

De Charleroy, D., Grisez, L., Thomas, K., Belpaire, F. & Ollevier, F. 1990. The life cycle of *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms 8, 77-84.

De Charleroy, D., Thomas, K., Belpaire, C. & Ollevier, F. 1989. The viability of the free living larvae of *Anguillicola crassus*. J. Appl. Ichthyol 5, 154-156.

De Leo, G.A. & Gatto, M. 1995. A size and age-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52, 1351-1367.

De Leo, G.A. & Gatto, M. 1996. Trends in vital rates of the European eel : evidence for density dependence? Ecological Applications, 6, 1281-1294.

Denayer, B. & Belpaire, C. 1996. Bottle-necks for restoration of the eel population, *Anguilla anguilla* (L.) of the river Yser basin (Flanders). Arch. Ryb. Pol., 4, 175-186.

De Nie, H.W. 1982. A note on the significance of larger bivalve molluscs (*Anodonta* spp. and *Dreissena* sp.) in the food of the eel (*Anguilla anguilla*) in Tjeukemeer. Hydrobiologia, 95, 307-310.

De Nie, H.W. 1987. Food, feeding periodicity and consumption of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in the shallow eutrophic Tjeukemeer (The Netherlands). Arch. Hydrobiol., 109, 421-443.

Deelder, C.L. 1984. Synopsis of biological data on the eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis N° 80, Revision 1.

Dekker, W. 1989. Death rate, recapture frequency and changes in size of tagged eels. J. Fish Biol., 34, 769-777.

Dekker, W. 1997. Long term trends in the glasseels immigration at Den Oever, the Netherlands. Manuscrit.

Dekker, W. 1998. La position hollandaise. Eaux Libres n° 24, 58-60.

Desaunay, Y., Guerault, D. & Lecomte-Finiger, R. 1993. Variation of the oceanic larval migration of *Anguilla anguilla* (L.) glass eels from a two years study in the Vilaine Estuary (France). Paper presented at 8th session of EIFAC Working Party on Eel.

Desaunay, Y. & Guerault, D. 1997. Seasonal and long-term changes in biometrics of eel larvae: a possible relationship between recruitment variation and North Atlantic ecosystem productivity. J. Fish Biol., 51(Suppl. A), 317-339.

Descamps, B. 1991. Evolution de l'impact des retombées de Tchernobyl sur les poissons de rivières, de retenues artificielles et de lacs de montagne corses. Radioprotection 26, 515-535.

Diamond, M. & Brown, A.F. 1984. Predation by the eel, *Anguilla anguilla* (L.) on the eggs and spawning population of the roach, *Rutilus rutilus* (L.). Fish. Mgment., 15, 71-73.

Doumenge, F. 1954. L'exploitation et le rendement des étangs palavasiens. Cent. région. Etud. Econ. Montpellier, 5, 39-58

Dufour, S. 1996. Un exemple de cycle reproducteur sous la dépendance de l'environnement : le cas de l'anguille. C.R. Acad. Agric. Fr., 82, 17-26.

Dupont, F. 1982. Contribution à l'étude du cycle évolutif de *Bothriocephalus claviceps*, parasite de l'anguille européenne, *Anguilla anguilla*. Introduction à l'étude écologique du cycle. DEA, USTL, Montpellier, 27 pp.

Dupont, F. 1984. Biologie des populations de *Bothriocephalus claviceps*, cestode pseudophyllidea, parasite de l'anguille européenne, *Anguilla anguilla*. Thèse 3e cycle, USTL, Montpellier, 199 pp.

Dusserre, K. & Loste, C. 1997. La pêche sur les étangs de Gruissan, évolution de 1986 à 1996. CEPRALMAR - Parc Naturel Régional du Pays Narbonnais, 30 pp.

Dutrieux, E. 1993. Inventaire des moyens de mesure de la qualité des plans d'eau lagunaires. Les indicateurs biologiques benthiques, IARE, 133 pp.

Dzika, E. 1999. Microhabitata of Pseudodactylogyrus anguillae and P. bini (Monogenea : Dactylogyridae) on the gills of large-size European eel *Anguilla anguilla* from Lake Gaj, Poland. Folia Parasitologica, 46, 33-36.

Elie, P. & Rigaud, C. (Eds) 1984. Rapports thématiques, groupe Anguille. Rapport Groupe National Anguille, 218 pp.

Elie, P. & Rochard, E. 1994. Migration des civelles d'anguilles (*Anguilla anguilla* L.) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. Bull. Fr. Pêche Piscic., 335, 81-98.

Ezzat, A. & El-Serafy, S. 1977. Food of *Anguilla anguilla* in lake Manzalah-Egypt. Mar. Biol., 41, 287-291.

Ezzat, A. & El-Serafy, S. 1977. The migration of *Anguilla anguilla* in the Mex canal, Alexandria, Egypt. J. Fish Biol., 11, 249-256.

Ezzat, A., Al-Kholy, A.A. & El Serafy, S. 1984. Age and growth of *Anguilla anguilla* (L) in Lake Manzalah, Egypt. Bull. Inst. Oceanogr. & Fish ARE, 10, 81-91.

Fasola, M., Movalli, P.A. & Gandini, C. 1998. Heavy metal, organochlorine pesticide and PCB residues in eggs and feathers of herons breeding in Northern Italy. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 34, 87-93.

Farrugio, H. & Le Corre, G. 1985. Les pêcheries de lagune en Méditerranée. Définition d'une stratégie d'évaluation. IFREMER, Sète.

Fernandez-Delgado, C., Hernando, J.A., Herrera, M. & Bellido, M. 1989. Age and growth of yellow eels, *Anguilla anguilla*, in the estuary of the Guadalquivir river (south-west Spain). J. Fish Biol., 34, 561-570.

Feral, F. 1976. La prud'homie des pêcheurs de Palavas : étude de la mort d'une institution. Thèse de 3e cycle. Faculté de Droit de Montpellier, 247 pp.

Ferrando, M.D., Sancho, E. & Andreu-Moliner, E. 1991. Comparative acute toxicities of selected pesticides to *Anguilla anguilla*. J. Environ. Sci. Health, B26, 491-498.

Ferrando, M.D., Gamon, M. & Andreu, E. 1992. Accumulation and distribution of pesticides in *Anguilla anguilla* from Albufera Lake (Spain). J. Environ. Biol., 13, 75-82.

Feunteun, E. & Marion, L. 1994. Assessment of Grey heron predation on fish communities: the case of the largest European colony. Hydrobiologia 279/280, 327-344.

Feunteun, E., Acou, A., Guillouët, J.; Laffaille, P. & Legault, A. 1998. Spatial distribution of an eel population (*Anguilla anguilla*) in a small coastal catchment of northern Brittany (France). Consequences of hydraulic works. Bull. Fr. Pêche Piscic., 349, 129-139.

Fontaine, Y-A. 1989. Les anguilles : migration et reproduction. Océanis, 15, 197-206.

Fontenelle, G. 1991. Age et longueur moyenne des anguilles (Anguilla anguilla) en Europe : une revue critique. EIFAC Working Party on Eel, Dublin, 20-25 May 1991.15 pp.

Frisoni, G.F. 1990. Les espaces lagunaires du Languedoc-Roussillon. Connaissances et aménagements. Rapport IARE-Contrat de Plan Etat-Région (1984-1988), 95 pp.

Frisoni, G.F. & Ximenes, M.C. (Eds) 1992. Etang de Biguglia. Evaluation des potentialités piscicoles. Rapport AGENC, 21 pp + Annexes.

Fruget, J-F, Centofanti, M. & Olivier, M. 1998. The fish fauna of the Doubs river prior to completion of the Rhine-Rhône connection. Environmental Management, 22, 129-144.

Gandolfi Hornyold, A. 1931. Un étrange poisson: l'anguille, ses moeurs et son intérêt économique. Terre et Vie, 78, 657- 674.

Gandolfi Hornyold, A. 1931. Observations sur la petite anguille de l'Etang du Vaccarès. Bull. Soc. Nat. Acclim., 78, 196-204.

Gascuel, D. 1987. La civelle d'anguille dans l'estuaire de la Sèvre Niortaise ; biologie, écologie, exploitation. Publications du Département d'Halieutique, ENSAR, 4, 1-355.

Gatto, M. & Rossi, R. 1979. A method for estimating mortalities and abundances of the Valli di Comacchio eels. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., Suppl. 37, 197-114.

Gatto, M., Laniado, E. & Rossi, R. 1982. The management of eels in the Valli di Comacchio lagoon. Oceanol. Acta (Supplementum) , 4, 303-307.

Gendre, L. 1995. Enquête " souvenirs sur le fleuve, les poissons migrateurs ", campagne d'étude 1994. Plan Migrateurs Rhône-Méditerranée. MRM n°2/5, 31 pp.

Golani, D., Shefler, D. & Gelman, A. 1988. Aspects of growth and feeding habits of the adult European eel (*Anguilla anguilla*) in Lake Kinneret (Lake Tiberias), Israel. Aquaculture, 74, 349-354.

Gony, S., Lecomte-Finiger, R., Faguet, D., Biagianti, S. & Bruslé, J. 1988. Etude expérimentale de l'action du cadmium sur les juvéniles d'anguille : biologie du développement et cytopathologie. Océanis, 14, 141-148.

Gousset, B. 1990. European eel (*Anguilla anguilla* L.) farming technologies in Europe and in Japan: application of a comparative analysis. Aquaculture, 87, 209-235.

Gregory, S.N. 1990. The foraging ecology and feeding behaviour of the Grey heron, *Ardea cinerea* in the Camargue, S. France. PhD thesis, University of Durham, Grande-Bretagne, 231 pp.

Haenen, O.L.M. & Van Banning, P. 1990. Detection of larvae of *Anguillicola crassus* (an eel swimbladder nematode) in freshwater fish species. Aquaculture 87, 103-109.

Hafner, H. & Moser, M. 1980. Les hérons et la pisciculture en Camargue. Bull. O.N.C., Nov. 1980, 255-260

Haon, J-L. 1981. L'exploitation de l'anguille dans le Bas-Languedoc. Bulletin de la Société Languedocienne de Géographie, 15, 102-122.

Haon, J.L. 1979. L'exploitation de l'anguille en Bas-Languedoc. Thèse de 3e cycle, Université Paul Valéry, Montpellier, 263 pp.

Helfman, G.S., Facey, D.E., Hales, L.S.Jr & Bozeman, E.L. Jr 1987. Reproductive ecology of the American eel. American Fisheries Society Symposium 1, 42-56.

Hervé, P. 1978. Ichtyofaune comparées de deux étangs littoraux du Roussillon: Salse-Leucate et Canet Saint-Nazaire. Thèse de 3e cycle, Université de Perpignan, 251 pp.

Hoglund, J. & Thomas, K. 1992. The black goby *Gobius niger* as a potential paratenic host for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Baltic. Diseases of Aquatic Organisms 13, 1745-180.

Holmgren, K. 1996. Effect of water temperature and growth variation on the sex-ratio of experimentally reared eels. Ecology of Freshwater Fish, 5, 203-212.

Holmgren, K. 1998. Otolith length of eel (Anguilla anguilla L.) - the effects of body-length, age, water temperature, sex and recent growth. Verh. Internat. Verein Limnol., 26, 2264-2268.

Im, B.H. & Hafner, H. 1984. Impact des oiseaux piscivores et plus particulièrement du grand cormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) sur les exploitations piscicoles en Camargue, France. Rapport final CEE, DG XI, Bruxelles, 1-83.

Jellyman, D.J. 1987. Review of the marine life history of Australasian temperate species of *Anguilla*. American Fisheries Society Symposium 1, 276-285.

Jellyman, D.J. & Todd, P.R. 1998. Why are migrating male shortfinned eels (*Anguilla australis*) in Lake Ellesmere, New Zealand, getting smaller but not younger? Bull. Fr. Pêche Piscic., 349, 141-152.

Jeudy, E. 1995. Etude d'un suivi des peuplements de poissons d'un canal de drainage et d'un canal d'irrigation en Camargue (delta du Rhône, France). ENSAR, 131 pp.

Kamstra, A. 1990. *Anguillicola* in Dutch eelfarms; current state. Int. Revue ges. Hydrobiol., 75, 867-874.

Kawakami, Y., Mochioka, N., Morishita, K., Tajima, T., Nakagawa, H., Toh, H. & Nakazono, A. 1998. Factors influencing otolith strontium/calcium ratios in *Anguilla japonica* elvers. Env. Biol. Fish, 52, 299-303.

Kawakami, Y., Mochioka, N., Morishita, K., Toh, H. & Nakazono, A. 1998. Determination of the freshwater mark in otoliths of japanese eel elvers using microstructure and Sr/Ca ratios. Env. Biol. Fish, 53, 421-427.

Kazic, D., Ubelaker, J.F. & Cankovic, M. 1982. The endohelminths of eel (*Anguilla anguilla* L.) of Lake Skadar and some tributaries. Ichtyologia, 14, 41-53.

Kennedy, C.R. 1997. Long-term and seasonal changes in composition and richness of intestinal helminth communities in eels *Anguilla anguilla* of an isolated English river. Folia Parasitologica 44, 267-273.

Kennedy, C.R. & Fitch, D.J. 1990. Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. J. Fish Biol. 36, 117-131.

Kennedy, C.R., Nie, P., Kaspers, J. & Paulisse, J. 1992. Are eels (*Anguilla anguilla*) planktonic feeders ? Evidence from parasite communities. J. Fish Biol., 41, 567-580.

Kennedy, C.R., Cave, D.D., Berrilli, F. & Orecchia, P. 1997. Composition and structure of helminth communities in eels *Anguilla anguilla* from Italian coastal lagoons. Journal of Helminthology 71, 35-40.

Kennedy, C.R. & Cave, D.D. 1998. *Gyrodactylus anguillae* (Monogenea): the story of an appearance and a disappearance. Folia Parasitologica 45, 77-78.

Kiener, A. 1985. Au fil de l'eau .... en pays méditerranéen. Aubanel, 307 pp.

Knights, B., White, E. & Naismith, I.A. 1996. Stock assessment of European eel, *Anguilla anguilla* (L.). In: Stock assessment in inland fisheries, I.G. Cowx (ed). Fishing News Books, Oxford, pp 431-447.

Knights, B. & White E. 1997. An appraisal of stocking strategies for the European eel, *Anguilla anguilla* . In: Stocking and introduction of fish, I.G. Cowx (ed). Fishing News Books, Oxford, pp 121-140.

Knights, B. & White, E. 1997. Dynamics of upstream migration of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the rivers Severn and Avon, England, with special reference to the effects of man-made barriers. Fisheries Management and Ecology, 4, 311-324.

Knights, B. & White, E.M. 1998. Enhancing immigration and recruitment of eels : the use of passes and associated trapping systems. Fisheries Management and Ecology, 5, 459-471.

Knopf, K., Würtz, J., Sures, B. & Taraschewski, H. 1998. Impact of low water temperature on the development of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquatic Organisms, 33, 143-149.

Køie, M. 1988a. Parasites in European eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. Ophelia 29, 93-118.

Køie, M. 1988b. Parasites in eels, *Anguilla anguilla* (L.) from eutrophic Lake Esrum (Denmark). Acta Parasitologica Polonica 33, 89-100.

Køie, M. 1991. Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyrus* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*). J. Cons. int. Explor. Mer 47, 391-398.

LaBar, G. W., Hernando Casal, J.A. & Fernandez-Delgado, C. 1987. Local movements and population size of European eels, *Anguilla anguilla*, in a small lake in southwestern Spain. Env. Biol. Fish, 19, 111-117.

LDA 39, 1996. La qualité des poissons de la Saône et du Rhône. Etat sanitaire et hygiénique, campagne 1995-1996. Lons le Saulnier, 91 PP + annexes.

Lambert, A., Le brun, N. & Pariselle, A. 1984. Présence en France de *Pseudodactylogyrus anguillae* (Yin et Sproston, 1948) Gussev, 1965 (Monogenea, Monopisthocotylea), parasite branchial de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* en eau douce. Ann. Parasitol. Hum. Comp., 60, 91-92.

Lambert, P. 1994. Synthèse des concepts de modélisation du phénomène de migration des civelles d'*Anguilla anguilla* (L., 1758) en estuaire. Bull. Fr. Pêche Piscic., 335, 99-110.

Lambert, P., Feunteun, E. & Rigaud, C. 1994. Etude de l'anguille en marais d'eau douce. Première analyse des probabilités de capture observées lors des inventaires par pêche électrique. Bull. Fr. Pêche Piscic., 335, 111-121.

Lambrechts, A., Levy, A. & Foulquier, L. 1991. Données sur les concentrations en plutonium dans l'écosystème aquatique rhodanien en aval de l'usine de Marcoule. Radioprotection, 26, 627-635.

Lammens, E.H.R.R. & Visser, J.T. 1989. Variability of mouth width in European eel, *Anguilla anguilla*, in relation to varying feeding conditions in three Dutch lakes. Env. Biol. Fishes, 26, 63-75.

Lane, J.P. 1978. Eels and their utilization. Marine Fisheries Review, 40, 1-20.

Lardicci, C., Rossi, F. & Castelli, A. 1997. Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. Marine Pollution Bulletin, 34, 536-547.

Larinier, M. & Dartiguelongue, J. 1989. La circulation des poissons migrateurs: le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. Bull. Fr. Pêche Piscic., 312-313, 1-90.

Larinier, M., Travade, F., Porcher, J.P. & Gosset, C. 1993. Passes à poissons : expertise et conception des ouvrages de franchissement. Collection Mise au point, CSP, 336 pp.

Larsson, P., Hamrin, S. & Okla, L. 1990. Fat content as a factor inducing migratory behavior in the eel (*Anguilla anguilla* L.) to the Sargasso Sea. Naturwissenschaften 77, 488-490.

Larsson, P. Hamrin, S. & Okla, L. 1991. Factors determining the uptake of persistent pollutants in an eel population (*Anguilla anguilla* L.). Environnement Pollution, 69, 39-50.

Le Brun, N., Lambert, A. & Justine, J-L 1986. Oncomiracidium, mophogenèse du hapteur et ultrastructure du spermatozoïde de *Pseudodactylogyrus anguillae* (Yin et Sproton, 1948) Gussev, 1965 (Monogenea, Monopisthocotylea, Pseudodactylogyridae n. fam.). Ann. Parasitol. Hum. Comp., 61, 273-284.

Le Corre G. & Autem M. 1982. Etude écobiologique des poissons et des potentialités halieutiques des étangs de Vic et de Pierre Blanche. Rapport Conseil Régional LR. 218 pp.

Le Corre, G. & Garcia F. 1989. Les ressources halieutiques de l'étang de Berre. IFREMER. DRV- 89.015-RH/SETE, 81pp.

Lecomte-Finiger, R. & Bruslé, J. 1984. L'anguille *Anguilla anguilla* des lagunes du Languedoc-Roussillon: intérêt biologique et valeur halieutique. Vie Milieu, 34, 185-194.

Lecomte-Finiger, R. & Razouls, C. 1981. Influence des facteurs hydrologiques et météorologiques sur la migration anadrome des civelles dans le golfe du Lion. Cahiers du Laboratoire de Montereau, n° 12, 13-16.

Lecomte-Finiger, R. 1983. Contribution à la connaissance de l'écobiologie de l'anguille, *Anguilla anguilla* L. 1758, des milieux lagunaires méditerranéens du golfe du Lion: Narbonnais et Roussillon. Thèse Doctorat d'Etat, 203 pp.

Lecomte-Finiger, R. 1983. Régime alimentaire des civelles et anguillettes (*Anguilla anguilla*) dans trois étangs saumâtres du Roussillon. Bull. Ecol., 14, 297-306.

Lecomte-Finiger, R. 1990. Métamorphose de l'anguille jaune en anguille argentée *Anguilla anguilla* L. et sa migration catadrome. Année Biologique, 29, 183-194.

Lecomte-Finiger, R. 1992. Growth history and age at recruitment of European glass eels (*Anguilla anguilla*) as revealed by otolith microstructure. Marine Biology 114, 2054-210.

Lecomte-Finiger, R. 1993. Migration anadrome et caractères bio-morphologiques des civelles de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) dans le bassin occidental de la Méditerranée : état actuel des connaissances. Okéanos, 1993, 157-163.

Lecomte-Finiger, R. 1994. Les stades larvaires (Leptocéphales et civelles) de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758) : migrations et métamorphose. Ann. Biol., 33, 1-17.

Lecomte-Finiger, R., Desaunay, Y., Guerault, D. & Grellier, P. 1993. The immigration of *Anguilla anguilla* (L.) glass eels in coastal waters: questions about the determinism of the otolith structures. Paper presented at 8th session of EIFAC Working Party on Eel.

Legault, A. 1986. Distribution du peuplement d'anguilles (*Anguilla anguilla*) à l'échelle d'un bassin versant : étude en Sèvre Niortaise. Vie Milieu, 36, 261-265.

Legault, A. 1992. Etude de quelques facteurs de sélectivité de passes à anguilles. Bull. Fr. Pêche Piscic., 325, 83-91.

Legault, A. 1993. Expertise pour l'accès des aloses et des anguilles aux affluents du Rhône. Inventaire des sites potentiels de frai d'aloses. MRM-Fish-Pass, 95 pp + annexes.

Legault, A. 1994. Etude préliminaire du recrutement fluvial de l'anguille. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335, 33-41.

Legault, A. 1996. Colonization dynamics of a catchment area by eel. Characterization of migrating populations in a free access river. Pages 89-98 in Proceedings of 2nd International Symposium on habitat hydraulics, Volume A (Leclerc et al. eds). INRS-EAU & IAHR, Québec, Canada.

Legault, A., Fontenelle, G., Gascuel, D. & Rigaud, C. 1990. Les passes à anguilles en Europe. Int. Revue ges. Hydrobiol., 75, 843-844.

Legault, A. & Feunteun, E. 1992. Etude de la migration estivale des anguilles au barrage de Golfech sur la Garonne. rapport MIGADO, 26 p.

Lekuona, J. & Campos, F. 1997. Foraging ecology of cormorants (*Phalacrocorax carbo*) wintering in northern Spain. Folia Zoologica, 46, 243-252.

Lelek, A. & Pelz, G.R. 1986. Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung von Aalen (*Anguilla anguilla*) und Aalbesatzmassnahmen. Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg, 85, 57-64.

Leonardos, I. & Sinis, A. 1997. Fish mass mortality in the Etolikon lagoon, Greece : The role of local geology. Cybium, 21, 201-206.

Leopold, M. & Bninska, M. 1984. The effectiveness of eel stocking in Polish lakes. EIFAC Technical Paper 42/Supplement 1, 41-49.

Leopold, M. 1986. The effect of eel stocking on stocking with other fish species. Vie Milieu, 36, 295-297.

LeRoch-Delupy, I. 1981. Les conditions socio-économiques de la pêche dans les étangs du Narbonnais. Bulletin de la Société Languedocienne de Géographie, 15, 87-101.

Leroy, I. 1994. Le peuplement de poissons du Vaccarès (Camargue, delta du Rhône) - Analyse d'un suivi -. Rapport ISIM, Montpellier, 77 pp.

Linde, A.R., Arribas, P., Sanchez-Galan, S. & Garcia-Vazquez, E. 1996. Eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) target species to assess the biological impact of trace metal pollution in freshwater ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 31, 297-302.

Lintas, C., Hirano, J. & Archer, S. 1998. Genetic variation of the European eel (*Anguilla anguilla*). Molecular Marine Biology and Biotechnology, 7, 263-269.

Lobon-Cervia, J., Bernat Y. & Rincon, P.A. 1990. Effects of eel (*Anguilla anguilla* L.) removals from selected sites of a stream on its subsequent densities. Hydrobiologia, 206, 207-216.

Loste, C. & Dusserre, K. 1996. La pêche sur l'étang de Bages-Sigean. Evolution de 1985 à 1995. CEPRALMAR, Montpellier, 100 pp.

Mallawa, A. 1987. Dynamique des stocks exploités et halieutiques de l'anguille européenne (*A. anguilla*) des lagunes du narbonnais et du Roussillon (Bages-Sigean et Canet-Saint- Nazaire), Golfe du Lion. Thèse 3e cycle, Université Perpignan, 406 pp.

Mallawa, A. Lecomte-Finiger, R. 1992. Comparative study of two populations of *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) eels from French Mediterranean lagoons (Bages-Sigean and Canet-Saint-Nazaire : age and population structure. Sci. Mar., 56, 1-6.

Martin, M.H. 1995. The effects of temperature, river flow, and tidal cycles on the onset of glass eel and elver migration into fresh water in the American eel. J. Fish Biol., 46, 891-902.

Marty, F. 1991. Mémoire du savoir faire des pêcheurs de Gruissan. Ed. CPIE, Narbonne, 126 p.

Mason, C.F. & Barak, N.A.E. 1990. A catchment survey for heavy metals using the eel (*Anguilla anguilla*). Chemosphere, 21, 695-699.

Mazoyer-Mayere, C., Vianet, R. & Man-wai, R. 1983. Etang de l'Or, étude des populations piscicoles. Ecobiologie des espèces et pêche. Rapport Aquascop, Montpellier, 161 pp.

McCarthy, T.K., O'Farrell, M.M., McGovern, P.M. & Duke, A. 1994. Irish eel fisheries: current status and stock enhancement options. EIFAC Working Party on Eel, Oviedo, 1994, Rome EIFAC, FAO, 13 pp.

McCleave, J.D., Brickley, P.J., O'Brien, K.M., Kistner, D.A., Wong, M.W., Gallagher, M. & Watson, S.M. 1998. Do leptocephali of the European eel swim to reach continental waters? Status of the question. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 78, 285-306.

McCleave, J.D., Kleckner, R.C. & Castonguay, M. 1987. Reproductive sympatry of American and European eels and implications for migration and taxonomy. American Fisheries Society Symposium 1, 286-297.

McCleave, J.D. 1980. Swimming performance of European eel (*Anguilla anguilla*) elvers. J. Fish Biol., 16, 445-452.

Meunier, F.J. 1994. Données sur la croissance de l'anguille (*Anguilla anguilla* L.) dans le cours moyen du Rhin, région alsacienne. Bull. Fr. Pêche Piscic. 335, 133-144.

Möller, H., Holst, S., Lüchtenberg, H. & Petersen, F. 1991. Infection of eel *Anguilla anguilla* from the River Elbe estuary with two nematodes, *Anguillicola crassus* and *Pseudoterranova decipiens*. Dis. Aquat. Org., 11, 193-199.

Moore, J.W. & Moore, I.A. 1976. The basis of food selection in some estuarine fishes. Eels, *Anguilla anguilla* (L.), whiting, *Merlangius merlangus* (L.), sprat, *Sprattus sprattus* (L.) and stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L.. J. Fish Biol., 9, 375-390.

Moser, M.E. 1984. Resource partitioning in colonial herons with particular reference to the Grey heron, *Ardea cinerea* L. and the Purple heron, *Ardea purpurea* L. in the Camargue, S. France. PhD thesis, University of Durham, Grande-Bretagne, 166 pp.

Moriarty, C. 1984. Stock enhancement in the Irish eel (*Anguilla anguilla*) fishery. EIFAC Technical Paper 42/Supplement 1, 50-58.

Moriarty, C. 1986. Riverine migration of young eels *Anguilla anguilla* (L.). Fisheries Research, 4, 43-58.

Moriarty, C. 1987. Factors influencing recruitment of the Atlantic species of Anguillid eels. American Fisheries Society Symposium 1, 483-491.

Moriarty, C. 1990a. Eel management practice in three lake systems in Ireland. In: Management of freshwater fisheries, W.L.T van Densen, B. Steinmetz & R.H. Hughes (eds). Pudoc, Wageningen, pp 262-269.

Moriarty, C. 1990b. Eel biomass in a small lowland stream. Int. Revue ges. Hydrobiol., 75, 781-784.

Moriarty, C. 1992. Eels: stocks, capture and culture. In: Fisheries in the year 2000, K.T. O'Grady, Butterworth, A.J.B., Spillet, P.B. & Domaniewski, J.C.J. (eds). Proceedings of the 21st Anniversary Conference of the Institute of Fisheries Management, England, pp 181-188.

Moriarty, C. 1996. The European eel fishery in 1993 and in 1994. Fisheries Bulletin, n° 14, 1-52.

Moriarty, C. & Tesch, F-W. 1996. Possible increase in catch of Atlantic elver *Anguilla anguilla* in 1993 and 1994. Ecology of Freshwater Fish, 5, 213-215.

Moriarty, C. & Dekker, W. 1997. Management of the European eel. Fisheries Bulletin, n° 15, 110 pp.

Moriarty, C., Bninska, M. & Leopold, M. 1990. Eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock and yield in Polish lakes. Aquaculture and Fisheries Management, 21, 347-356.

Myers, R.A. & Barrowman, N.J. 1996. Is fish recruitment related to spawner abundance? Fishery Bulletin, 94, 707-724.

Nagsawa, K., Kim, Y-G. & Hirose, H. 1994. *Anguillicola crassus* and *A. globiceps* (Nematoda : Dracunculoidea) parasitic in the swimbladder of eels (*Anguilla japonica* and *A. anguilla*) in East Asia: a review. Folia Parasitologica, 41, 127-137.

Naismith, I.A. & Knights, B. 1988. migration of elvers and juvenile European eels, *Anguilla anguilla* L. in the River Thames. J. Fish Biol., 33 (Suppl.A), 161-175

Naismith, I.A. & Knights, B. 1990a. Modelling of unexploited and exploited populations of eels, *Anguilla anguilla* (L.) in the Thames Estuary. J. Fish Biol., 37, 975-986.

Naismith, I.A. & Knights, B. 1990b. Studies of sampling methods and of techniques for estimating populations of eels, *Anguilla anguilla* L.. Aquaculture and Fisheries Management, 21, 357-367.

Naismith, I.A. & & Knights, B. 1993. The distribution, density and growth of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the freshwater catchment of the River Thames. J. Fish Biol., 42, 217-226.

Neveu, A. 1981. Variations saisonnières et journalières de l'alimentation de l'Anguille dans des conditions naturelles. Acta Oecol. Oecol. applic., 2, 99-116.

Nicolas, Y. 1996. Le peuplement piscicole du Bas-Rhône: occupation d'un espace fluvial aménagé et typologie des sites de nursery et de refuge. Thèse Doctorat, Université Claude Bernard-Lyon I, 137 pp.

Nielsen, M.E. 1997. Infection status of the swimbladder worm, *Anguillicola crassus* in silver stage European eel, *Anguilla anguilla*, from three different habitats in Danish waters. J. Appl. Ichthyol. 13, 195-196.

Poszynski, K. & Leszczynski, L. 1967. The food of young eels (*Anguilla anguilla* L.) from several lakes and a river in northern Poland. Ekologia Polska, 15, 410-424.

Pajot, S. & Marty, F. 1993. Mémoire-faire des pêcheurs de Bages. Ed. CPIE, Narbonne, 124 p.

Panfili J, Ximenes M.C., Crivelli A, Do Chi T, 1991. Validation de l'âge de l'anguille européenne dans les lagunes méditerranéennes françaises (Camargue) : Résultats préliminaires. In "Tissus durs et âge individuel des Vertébrés". Colloque National, Bondy, France, 4 - 6 mars 1991. Eds Colloques et séminaires ORSTOM - INRA : 119-127.

Panfili J, Ximenes M.C., Crivelli A.J., 1994. Source of variation of growth of the european eel (*Anguilla anguilla*) estimated from otolith. Can J Fish.Aquat. Sci., Vol. 51 : 506-515.

Panfili J, Ximenes M.C., Do Chi T, Miralles A, 1989. Age determination of eels in the French mediterranean lagoons using classical methods and an image analysis system. Eifac Working Party on Eel, Porto, Portugal, 29 may - 3 june 1989.

Panfili, J. 1988. Etude des populations d'anguilles (*Anguilla anguilla* L.) des lagunes du Languedoc et de Camargue: méthodes de lecture d'âge et comparaison des croissances.DEA, USTL, Montpellier, 24 pp.

Panfili, J. 1993. Estimation de l'âge individuel des poissons: méthodologies et applications à des populations naturelles tropicales et tempérées. ORSTOM, Travaux et Documents Microédités n° 112, 456 pp.

Pattee, E. 1988. Fish and their environment in large european river ecosystems. The Rhône. Sciences de l'eau, 7, 35-74.

Pedersen, M.I. 1998. Recapture rate, growth and sex of stocked cultured eels *Anguilla anguilla* L.. Bull. Fr. Pêche Piscic., 349, 153-162.

Penaz, M. & Vostradovsky, J. 1990. Re-evaluation of present eel stocking practices in Czechoslovakia; production of advanced fry. Int. Revue ges. Hydrobiol., 75, 785-790.

Phillips, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metals pollution in marine and estuarine environments - a review. Environ. Pollut., 13, 281-317.

Poizat, G. 1990. Etude de la répartition de l'ichtyofaune dans un secteur aval du Rhône. DEA, Université Claude Bernard Lyon I, 30 pp.

Poizat, G. 1993. Echelle d'observation et variabilité des abondances de juvéniles de poissons dans un secteur aval du Rhône. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, 217 pp.

Poizat, G., Chauvelon, P., Rosecchi, E. & Crivelli, A.J. 1999. Passage de poissons du Rhône par les pompes d'irrigation de Camargue : premiers résultats. Bull. Fr. Pêche Piscic., 352, 31-43.

Pons, M. 1980. Socio-écologie du complexe lagunaire palavasien. Thèse de 3e cycle, Université Paul Valéry, Montpellier, 293 pp.

Pons, M. 1981. Le role des Prud'Homies dans l'organisation de la pêche des étangs de Palavas. Bulletin de la Société Languedocienne de Géographie, 15, 123-136.

Pont, D., Torre, F. & Poizat, G. 1992. Etablissement d'une méthodologie pour un suivi piscicole du Rhône. Rapport pour La Délégation de bassin Rhône-Méditerranée-Corse et l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 55 pp.

Porcher, J.P. 1992. Les passes à Anguilles. Bull. Fr. Pêche Piscic., 326-327, 134-142.

Pursiainen, M. & Toivonen, J. 1984. The enhancement of eel stocks in Finland; a review of introduction and stockings. EIFAC Technical Paper 42/Supplement 1, 59-67.

Quignard, J-P. 1989. Les débarquements aux cabanes de Perols (Lagune de Maugio) octobre 1985-décembre 1988. Département de l'Hérault, Service maritime de navigation du Languedoc-Roussillon, 84 pp.

Quignard, J-P & Farrugio, H. 1981. Les pêcheries fixes lagunaires : caractéristiques et possibilités. La Pêche Maritime, n° 1238, 289-293.

Quignard, J-P. & Autem, M. 1982. Description de quelques pêcheries d'estuaire et paralagunaires du Languedoc. Science et Pêche, n° 323, 24 pp.

Quignard, J-P., Mazoyer, C., Vianet, R., Man Wai, R. & Benharrat, K. 1983. Un exemple d'exploitation lagunaire en Languedoc, l'Etang de l'Or (Mauguio). Pêche et production halieutique. Science et Pêche, n° 336, 23 pp.

Radke, R.J. & Eckmann, R. 1996. Piscivorous eels in Lake Constance: can they influence year class strength of perch? Ann. Zool. Fennici, 33, 489-494.

Rigaud, C., Fontenelle, G., Gascuel, D. & Legault, A. 1988. Le franchissement des ouvrages hydrauliques par les anguilles (*Anguilla anguilla*): présentation des dipositifs installés en Europe.Les Publications du Département d'Halieutique, ENSA de Rennes, 147 pp.

Robins, C.R., Cohen, D.M. & Robins, C.H. 1979. The eels, *Anguilla* and *Histiobranchus*, photographed on the floor of the deep Atlantic in the Bahamas. Bull. Mar. Sci., 29, 401-405.

Roche, B. 1988. Bilan des premiers inventaires ichtyologiques du réseau hydrographique de la Corse. Remarques sur les espèces d'eaux courantes. Bull. Ecol., 19, 235-245.

Roncarati, A., Melotti, P., Mordenti, O. & gennari, L. 1997. Influence of stocking density of European eel (*Anguilla anguilla*, L.) elvers on sex differentiation and zootechnical performances. J. Appl. Ichthyol., 13, 131-136.

Rossi, R. & Villani, P. 1980. A biological analysis of eel catches, *Anguilla anguilla*, from the lagoons of Lesina and Varano, Italy. J. Fish Biol., 16, 413-423.

Rossi, R. & Cannas, A. 1984. Eel fishing management in a hypersaline lagoon of southern Sardinia. Fish. Res., 285-298.

Ruchon, F. 1995. *Lipophrys pavo* (Risso 1810) (Pisces, Blenniidae). Biologie d'une population lagunaire (stratégies et tactiques adaptatives). Thèse, Université Aix-Marseille III, 326 pp.

Ruiz, J-F. 1994. Les étangs palavasiens, un complexe lagunaire dégradé. Approche de l'évolution de la pêcherie et réflexion pour une restauration du milieu. CEPRALMAR, Montpellier, 59 PP.

Salvadori, S., Cau, A., Deiana, A.M., Coluccia, E., Milia, A., Cannas, R., Nieddu, M., Pichiri, G. & Mezzanotte, R. 1997. Cytogenetic and molecular characteristics of Atlantic eels (*Anguilla anguilla* and *A. rostrata*) genome. Ital. J. Zool., 65 Suppl., 61-64.

Sancho, E., Ferrando, M.D. & Andreu, E. 1997. Sublethal effects of an organophosphate insecticide on the European eel, *Anguilla anguilla*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 36, 57-65.

Sancho, E., Ferrando, M.D., Gamon, M. & Andreu-Moliner, E. 1998. Uptake and elimination kinetics of a pesticide in the liver of the European eel. J. Environ. Sci. Health, B33, 83-98.

Saraiva, A. M. & Eiras, J.C. 1996. Parasite community of European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the River Este, northern Portugal. Research and Reviews in Parasitology, 56, 179-183.

Saraiva, A.M. & Moravec, F. 1998. Redescription of *Rhabdochona anguillae* (Nematoda : Rhabdochonidae), a parasite of eel, Anguilla anguilla, in Europe. Folia Parasitologica, 45, 233-238.

Sinha, V.R.P. & Jones, J.W. 1967. On the food of the freshwater eels and their feeding relationship with the salmonids. J. Zool., Lond., 153, 119-137.

Sola, C. & Tongiorgi, P. 1996. The effect of salinity on the chemotaxis of glass eels, *Anguilla anguilla*, to organic earthy and green odorants. Env. Biol. Fish., 47, 213-218.

Svedäng, H. & Wickström, H. 1997. Low fat content in female silver eels: indications of insufficient energetics stores for migration and gonadal development. J. Fish Biol., 50, 475-486

Svedäng, H., Neuman, E. & Wickström, H. 1996. Maturation patterns in female European eel: age and size at the silver eel stage. J. Fish Biol., 48, 342-351.

Svedäng, H., Wickström, H., Reizenstein, M., Holmgren, K. & Florenius, P. 1998. Accuracy and precision in eel age estimation, using otoliths of known and unknown age. J. Fish Biol., 53, 456-464.

Svedäng, H. 1999. Vital population statistics of the exploited eel stock on the Swedish west coast. Fisheries Research, 40, 251-265.

Tagliavini, J., Gandolfi, G., Cau, A., Salvadori, S. & Deiana, A.M. 1995. Mitochondrial DNA variability in *Anguilla anguilla* and phylogenetical relationships with congeneric species. Boll. Zool., 62, 147-151.

Taussac, M.R. 1996. Les Prud'hommes pêcheurs de Gruissan : chronique 1791-1943 et quelques histoires de leur histoire. Presses d'Arseaux, Montpellier, 191 pp.

Tesch, F-W, Niermann, U. & Plaga, A. 1986. Differences in development stage and stock density of larval *Anguilla anguilla* off the west coast of Europe. Vie Milieu, 36, 255-260.

Tesch, F-W & Niermann, U. 1992. Stock density of eel larvae (*Anguilla anguilla*) on the European continental slope, based on collections made between 1985 and 1989. Ir. Fish. Invest. (Ser. A), 36, 110-113.

Tesch, F-W 1998. Age and growth rates of North Atlantic eel larvae (*Anguilla* spp.), based on published length data. Helgoländer Meeresunters., 52, 75-83.

Thomas, K. & Ollevier, F. 1992. Paratenic hosts of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms 13, 165-174.

Tongiorgi, P., Tosi, L. & Balsamo, M. 1986. Thermal preferences in upstream migrating glass-eels of *Anguilla anguilla* (L.). J. Fish Biol., 28, 501-510.

Tosi, L. & Sola, C. 1993. Role of geosmin, a typical inland water odour, in guiding glass eel *Anguilla anguilla* (L.) migration. Ethology, 95, 177-185.

Tosi, L., Sala, L., Sola, C., Spampanato, A. & Tongiorgi, P. 1988. Experimental analysis of the thermal and salinity preferences of glass-eels, *Anguilla anguilla* (L.), before and during the upstream migration. J. Fish Biol., 33, 721-733.

Tosi, L., Sola, A., Spampanato, A. & Tongiorgi, P. 1989. The behaviour of glass-eel of *Anguilla anguilla* (L.) towards salinity: discrimination and preferences. Riv. Ital. Acquacol., 24, 219-223.

Tosi, L., Spampanato, A., Sola, C. & Tongiorgi, P. 1990. Relation of water odour, salinity and temperature to ascent of glass-eel, *Anguilla anguilla* (L.): a laboratory study. J. Fish Biol., 36, 327-340.

Travade, F. & Larinier, M. 1992. La migration de dévalaison: problèmes et dispositifs. Bull. Fr. Pêche Piscic., 326-327, 165-176.

Tsukamoto, K. & Aoyama, J. 1998. Evolution of freshwater eels of the genus *Anguilla* : a probable scenario. Env. Biol. Fish., 52, 139-148.

Tsukamoto, K., Nakai, I. & Tesch, W-V 1998. Do all freshwater eels migrate ? Nature, 396, 635.

Tulonen, J. & Vuorinen, P.J. 1996. Concentrations of PCBs and other organochlorine compounds in eels (*Anguilla anguilla*, L.) of the Vanajavesi water course in southern Finland, 1990-1993. The Science of Total Environment, 187, 11-18.

Tzeng, W.N., Severin, K.P. & Wickström, H. 1997. Use of otolith microchemistry to investigate the environmental history of European eel *Anguilla anguilla*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 140, 73-81.

Voisin, M-E & de Maisonneuve, L.M. 1997. Production d'anguilles, *Anguilla anguilla* (L. 1758) dans les lagunes méditerranéennes: influence des paramètres environnementaux. Etude statistique. D.E.S.S., Université de Pau et des Pays de l'Adour, Bayonne, 33pp.

Vollestad, L.A. & Jonsson, B. 1988. A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river: evidence for density dependent mortality and development of a model for predicting yield. J. Anim. Ecol., 57, 983-997.

Vollestad, L.A. 1985. Activity and growth of female yellow eel *Anguilla anguilla* L. from brackish water, Norway. Dep. Biol. Div. Gen. Physio. Univ. Oslo, 6 pp.

Vollestad, L.A. 1986. Temperature-dependent activity of brackish water yellow eels, *Anguilla anguilla*, L. Aquaculture and Fisheries Management, 17, 201-205.

Vollestad, L.A. 1990. Optimal management of European eel in the Imsa River, Norway. J. Cons. int. Explor. Mer, 46, 115-120.

Vollestad, L.A. 1992. Geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European eel: environmental effects and phenotypic plasticity. J. Anim. Ecol., 61, 41-48.

Westin, L. 1990. Orientation mechanisms in migrating European silver eel (Anguilla anguilla) : temperature and olfaction. Marine Biol., 106, 175-179.

White, E. & Knights, B. 1997. Dynamics of upstream migration of the European eel, *Anguilla anguilla* L. with special reference to the effects of man-made barriers. Fisheries Management and Ecology, 4, 311-324.

White, E. & Knights, B. 1994. Factors affecting the upstream migration of elvers and juvenile eels, *Anguilla anguilla* L., in the Rivers Severn and Avon, England. EIFAC Working Party on Eel, Oviedo, 1994, 16 p.

White, E.M. & Knights, B. 1997. Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. J. Fish Biol., 50, 1104-1116.

Wickström, H. 1984. The Swedish eel stocking programme. EIFAC Technical Paper 42/Supplement 1, 68-83.

Wickström, H., Westin, L. & Clevestam, P. 1996. The biological and economical yield from a long-term eel stocking experiment. Ecology of Freshwater Fish, 5, 140-147.

Wickström, H., Clevestam, P. & Höglund, J. 1998. The spreading of *Anguillicola crassus* in freshwater lakes in Sweden. Bull. Fr. Pêche Piscic., 349, 215-221.

Ximenes M.C., 1989. Comparaison de deux indicateurs de l'effort de pêche dans les pêcheries lagunaires méditerranéennes d'anguilles. EIFAC Working Party on Eel, Porto, Portugal 29 may - 3 june 1989, 6 pp.

Ximenes M.C., 1989. L'étang de Vendres. Peuplement piscicole et pêche. CEMAGREF-AIBPA. 40 p.

Ximenes M.C., 1989. Mesure de l'activité halieutique lagunaire. Application au Languedoc. In : La Recherche face à la pêche artisanale, Symp. Int. ORSTOM - IFREMER, Montpellier, France, 3-7 juillet 1989. JR Durand, J Lemoalle et J Weber (Eds). Paris, ORSTOM, tomeI : 501-513.

Ximenes M.C., Frisoni GFF, Sagliocco M, 1987. Le Domaine de la CIAM en Camargue. Etude du site, gestion et développement aquacole. CEMAGREF, 223 p.

Ximenes M.C., Le Corre G, Lecomte-Finiger R, Mallawa A, Sagliocco M, 1986. L'anguille en Méditerranée française. Aspects écobiologiques et halieutiques. CEMAGREF - Secrétariat d'état à la Mer. 99 p. + annexes.

Ximenes M.C., Lieutaud A, Pierre D, Do Chi T, Derijard R, 1990. La production d'anguilles des lagunes de Méditerranée. Analyse et comparaison des sources statistiques. CEMAGREF - Secrétariat d'Etat à la Mer. 138 p.

Ximenes, M.C., Sagliocco M., 1989. Etude écologique des étangs centraux de la Camargue : le Vaccarès et les impériaux. CEMAGREF, 76 pp.

Yahyaoui, A., Bruslé, J. & Pasteur, N. 1983. Etude du polymorphisme biochimique de deux populations naturelles (Maroc atlantique et Roussillon) de civelles et anguillettes d'Anguilla anguilla L. 1758 et de deux échantillons d'élevage. In : Bases biologiques de l'aquaculture, IFREMER, Actes de Colloques n°1, Montpellier, pp 373-390.

Zylberblat, M. & Menella, J-Y. 1996. Upstream passage of migratory fish through navigation locks. Pages 830-841 in Proceedings of 2nd International Symposium on habitat hydraulics, Volume B (Leclerc et al. eds). INRS-EAU & IAHR, Québec, Canada, pp 829-841.

Glossaire

Plusieurs définitions d'engins ont été prises de Quignard *et al.* (1983) et de Bach (1985).

amphihalin : poisson dont les migrations se passent d'un milieu d'eau douce à un milieu marin et l'inverse, à des stades définis de leur développement.

anguille argentée : anguille d'une taille supérieur à 28-30 cm ayant une livrée argentée et ayant acquis sa maturité sexuelle, donc prête à effectuer sa migration vers le site de ponte (mer des Sargasses).

anguille fine : mâle argenté

anguille jaune : anguille d'une taille supérieure à 25 cm de couleur jaune-verte, toujours immature.

anguillette : anguille jaune d'une taille inférieure à 25 cm

bordigue : pêcherie fixe installée à la sortie des lagunes. Autrefois elles étaient en bois et en roseaux, aujourd'hui elles sont en métal et en béton.

brandine : sorte de capéchade formée d'une paradière et de deux tours de 3 verveux. Cet ensemble est calé dans les étangs profonds et la paradière est solidaire des deux tours.

capéchade : il s'agit d'un ensemble calé comprenant une paradière, un tour muni de trois verveux disposé en triangle. Plusieurs capéchades peuvent être assemblées ensemble.

catadrome : espèce de poisson qui est né en mer, qui passe toute son existence en milieux continentaux (cours d'eau, lagunes) et qui retourne à la mer pour se reproduire.

CEMAGREF : Centre national du Machinisme Agricole du Génie Rural des Eaux et des Forêts.

CEPRALMAR : Centre d'Etudes et de Promotion des Activités Lagunaires et Maritimes.

civelle : la larve leptocéphale se transforme en civelle de forme cylindrique et transparante. La civelle va se pigmenter et à la fin de cette métamorphose elle devient une anguillette.

COGEPOMI : Commision technique du Comité de Gestion des Poissons Migrateurs

gangui : engin utilisé exclusivement dans les canaux. Il comprend deux ailes (en V) prolongées par un verveux.

globe : engin à poste fixe, constitué d'une vaste nappe de filet rectangulaire immergée horizontalement en travers d'un canal et relevée périodiquement.

GRISAM : Groupement d'intérêt Scientifique sur les Poissons Amphihalins

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer.

leptocéphale : larve d'anguille de forme aplatie comme une feuille. C'est sous cette forme que l' "anguille " effectue sa migration de la mer des Sargasses vers les côtes européennes.

palangre : filins de plusieurs centaines de mètres sur lesquels sont fixés des centaines d'hameçons appâtés (clavière, gobies).

trabac : synonyme de capéchade, mais ayant généralement des mailles plus grandes et un montage différent. le trabac est plus sélectif que la capéchade.

triangle : sorte de capéchade formée d'une paradière, de deux tours de 3 verveux et d'une aile formée d'un gangui.

vacants : deux rangées de trois filets par pêcheur en dehors des postes de barrage

verveux : nasse multiple de forme cylindrique de 4 à 8 m de long maintenue par des cerceaux en plastique.