

4. Etat des lieux des poissons migrateurs et propositions de gestion

4.1. LE SAUMON ATLANTIQUE (SALMO SALAR)

Le saumon atlantique appartient à la famille des salmonidés et à la sous-famille des salmonidés, dont font également partie les truites et les saumons du pacifique.

Le saumon atlantique est considéré comme une espèce vulnérable au niveau européen en raison de la diminution importante de son aire de répartition, et des menaces qui pèsent sur son habitat, tant en eaux douces que marines.

4.1.1. Biologie du saumon atlantique



Le corps du saumon atlantique recouvert de petites écailles est fusiforme. La tête est relativement petite. La bouche est fendue jusqu'à l'aplomb de l'œil. Comme les autres salmonidés, le saumon a une nageoire adipeuse en arrière de la première nageoire dorsale.

La coloration de la robe est variable selon le stade de développement :

- l'adulte présente une robe brillante et argentée. A l'approche de la période de reproduction, des taches rouges apparaissent sur les flancs. Un bec se développe à la mâchoire inférieure chez les mâles ;
- les jeunes saumons, appelés tacons ou parrs, présentent une coloration brun-vert avec des points noirs et rouges ainsi que des marques dites « en doigts de gant » sur les flancs. Ils ressemblent aux juvéniles de truite commune, mais s'en différencient par la forme de leur nageoire caudale, leurs pectorales plus développées, et l'échancrure de leur bouche marquée jusqu'à l'aplomb de l'œil.
- Au moment de leur migration vers la mer, ils deviennent des smolts. Ils prennent alors une livrée argentée et brillante, et leur silhouette s'allonge.

Le saumon atlantique est une espèce migratrice anadrome, qui grossit en mer et vient se reproduire en rivière. La durée totale du cycle biologique de ce poisson est de 3 à 7 ans (Figure 37).

La reproduction a lieu sur les têtes de radier, de novembre à janvier. La femelle creuse un ou plusieurs nids et y dépose ses ovules, qui sont immédiatement fécondés par le mâle. L'incubation dure environ 3 mois. Sous nos latitudes, les alevins quittent leur frayère en mars-avril pour se disperser dans les zones de courant peu profondes et y établir leur territoire. Ces zones constituent des aires de cache et d'accès à la nourriture (larves d'insectes aquatiques principalement). Les juvéniles passent une ou deux années en rivière avant de se smoltifier et de dévaler, en banc, vers la mer, entre mars et mai. Ils rejoignent ensuite les aires d'engraissement marines situées au large du Groenland et des îles Féroé.

Le séjour en mer des saumons dure entre 1 et 3 ans, pendant lesquels ils vont atteindre leur taille adulte (de 50 à 110 cm pour un poids de 1,5 à 15,0 kg). Lors de leur migration de reproduction, les géniteurs se présentent à l'embouchure des fleuves, à différentes périodes selon leur âge. En Bretagne, les saumons de printemps, ayant séjourné 2 à 3 années en mer, effectuent leur remontée de février à juin, alors que les castillons, ayant passé une seule année en mer, remontent de juin à octobre.

Différentes études semblent montrer que sur les grands fleuves, les saumons de printemps tendent à coloniser les zones amont des bassins, en raison de leur remontée plus précoce et de leurs capacités migratoires. A contrario, les castillons coloniseraient les parties plus aval de ces grands systèmes. De même, leurs zones respectives d'engraissement en mer ne seraient pas identiques.

Durant la remontée en eau douce, les géniteurs cessent de s'alimenter et puisent dans leur réserve de graisse pour se déplacer et se reproduire. A nos latitudes, et dans les conditions actuelles, la grande

majorité des saumons (au moins 95 à 98 %) meure après la reproduction. Les survivants repartent en mer pour un court (6 mois) ou long (au moins 1 an) séjour, puis reviennent se reproduire en rivière.

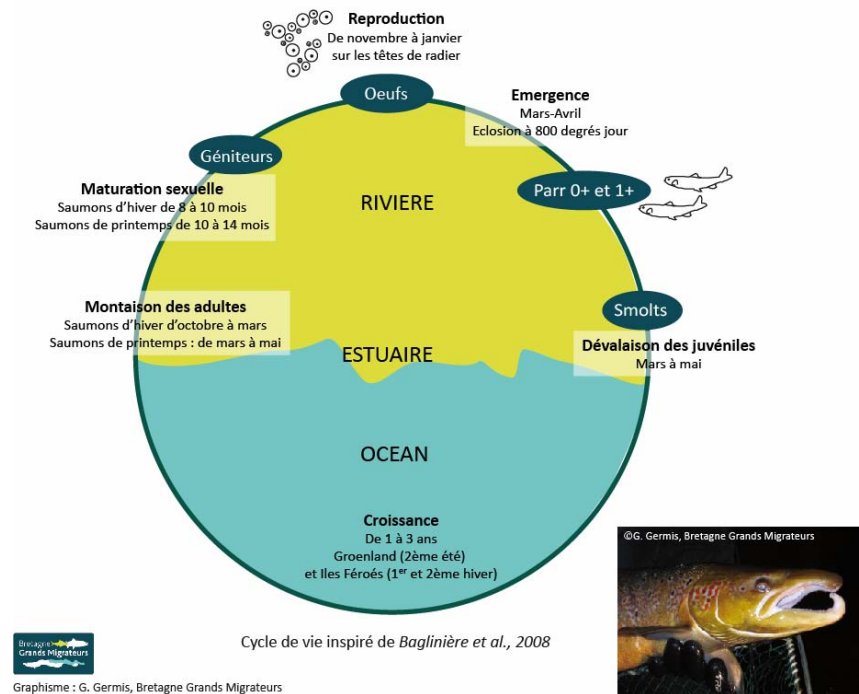


Figure 37 : Cycle biologique du saumon atlantique (BGM)

4.1.2. Aire de répartition

Le saumon atlantique fréquente la majorité des cours d'eau de la région tempérée de l'Atlantique Nord (Figure 38). Il est présent sur les façades océaniques est et ouest au Canada, aux Etats-Unis et en Europe. Sur ce continent, il est présent du Portugal au nord de la Norvège, en passant par la Grande Bretagne et l'Islande.



Figure 38 : Aire de distribution du saumon atlantique *Salmo salar* (Atlas des poissons en eau douce par BGM-IMAGIC)

En France, l'espèce fréquente actuellement les cours d'eau du littoral atlantique et de la Manche (Figure

39). On le retrouve sur les petits fleuves normands et bretons, ainsi que sur l'axe Loire-Allier, le gave de Pau, la Garonne, la Dordogne et le Rhin. Depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, la régression de l'aire de répartition, ainsi que la diminution de l'abondance des stocks, ont conduit à l'éradication de l'espèce sur les grands fleuves (le Rhin, la Seine, la Garonne et la Dordogne - Thibault, 1994), ainsi qu'à la diminution des captures annuelles faites par les pêcheurs professionnels en estuaire. Ces dernières sont passées de 81 tonnes durant la période 1919-1944, à moins de 10 tonnes durant celle de 1945-1990 (Thibault, 1994).

En conséquence, le saumon ne colonise plus actuellement en France qu'une trentaine de cours d'eau dont la plupart se trouvent dans le Massif Armoricain (Bretagne et Basse-Normandie). Des programmes de repeuplement, financés par l'Etat et les collectivités locales, ont été mis en place, plus ou moins récemment, sur les grands fleuves. A ce jour, ils n'ont pas permis de restaurer des populations "naturelles", susceptibles de se maintenir sans apport de poissons déversés.



Figure 39 : Répartition actuelle du saumon atlantique en France (ONEMA)

En Bretagne, le réseau des rivières à saumons est assez dense, avec plus de trente cours d'eau classés (Figure 40). Au vu de la régularité des déclarations de captures à la ligne, 23 d'entre eux sont régulièrement fréquentés par les saumons. L'essentiel de ces cours d'eau se trouve à l'ouest d'une ligne Vanne-St Brieuc. Parmi les cours d'eau non classés rivière à saumons, l'Oust présente une population très réduite, et le Pont du Roc'h (Morbihan) abrite une population de saumons significative, avec la présence de juvéniles. Enfin, l'Aulne et le Couesnon font l'objet d'un programme de restauration. Les repeuplements associés se poursuivent sur l'Aulne, et ont été arrêtés sur le Couesnon fin 2010.

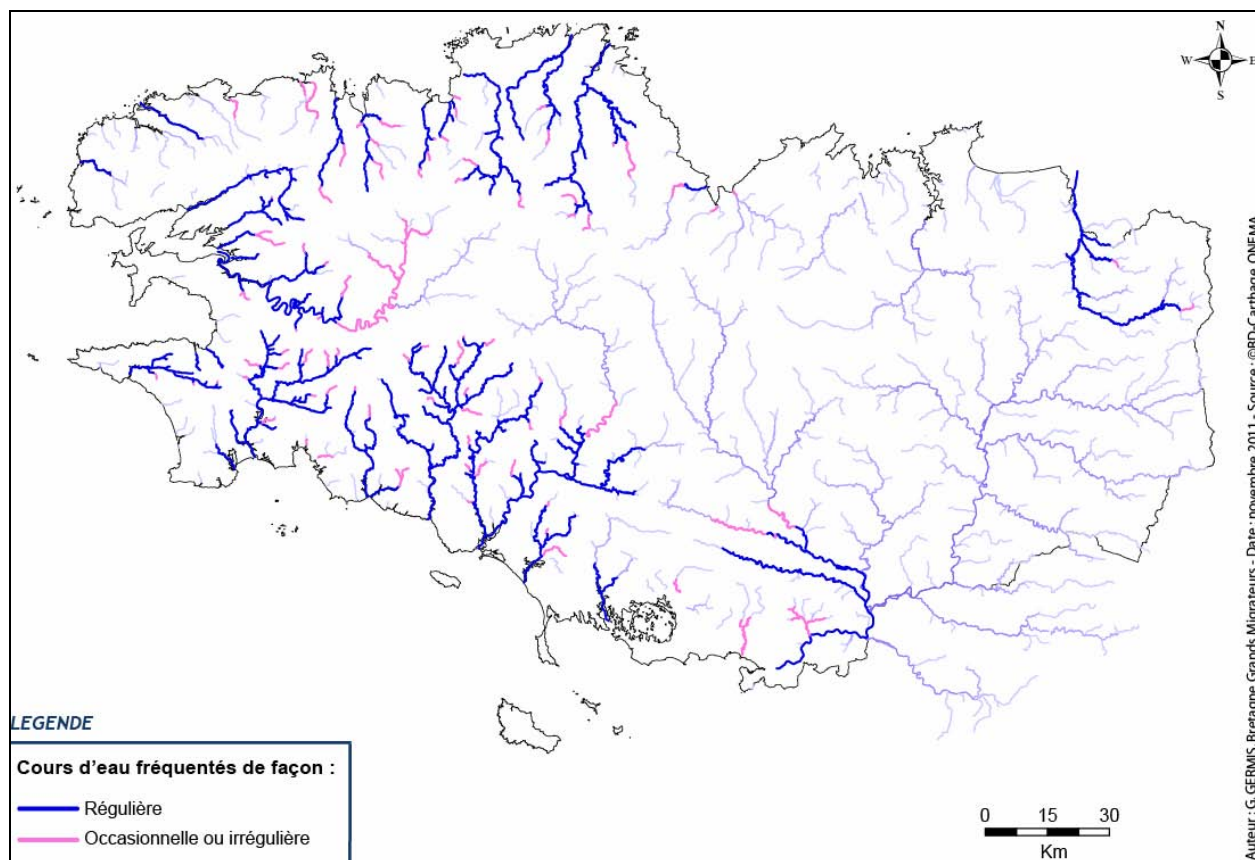


Figure 40 : Répartition actuelle du saumon atlantique en Bretagne (ONEMA par BGM)

4.1.3. Estimation et caractéristiques des stocks

L'estimation d'abondance et la caractérisation de stocks sont réalisées à l'aide de deux outils : les inventaires par pêche électrique pour le stade juvénile en place, et les suivis de stations de comptage pour les juvéniles et les adultes migrants. L'estimation de l'abondance des juvéniles est effectuée depuis 2010 sur l'ensemble des rivières à saumons de la région Bretagne. En revanche, le suivi des populations migrantes (juvéniles et adultes) n'est réalisé que sur trois bassins : l'Elorn, le Scorff et l'Aulne. Le suivi sur le Couesnon a été arrêté fin 2010. Seuls le Scorff et l'Elorn seront présentés dans cette partie car le Couesnon et l'Aulne font l'objet d'un programme de restauration, et les études/opérations reliées à ces programmes seront traitées dans le paragraphe suivant. Enfin, une caractérisation des stocks sera présentée à partir des données de captures faites par les pêcheurs à la ligne (déclaration obligatoire), auxquelles sont associées des mesures biométriques (longueur et poids) et des prélèvements d'écaillés (estimation de l'âge).

4.1.3.1. Population de juvéniles en place

L'abondance des populations de saumons atlantique dans les rivières bretonnes est estimée à partir de données de recrutement en juvéniles. Ces dernières sont obtenues par la méthode des indices d'abondance (capture des juvéniles de l'année (0+) par pêche électrique et par unité d'effort en 5 mn). Cette collecte de données représente une série chronologique intéressante (depuis 1997-1998), sur une large échelle spatiale (20 bassins versants échantillonnés en 2011).

Sur les dernières années (2006-2011), l'indice d'abondance moyen pondéré se situe dans la classe

« Bon » de l'échelle de niveau d'abondance établie pour les rivières bretonnes² (indice de 35,45). La production moyenne annuelle de tacons 0+ (surface équivalent radier / rapide x Indice d'abondance pondéré x facteur de 0,358 / 100) en Bretagne était estimée à 360 000 tacons pour la période 2001-2005, et à 380 000 tacons pour celle 2006-2011. Il s'agit de valeurs minimales car elles ne représentent que les surfaces accessibles régulièrement.

Sur les 15 années de suivi, la moyenne régionale pondérée³ est stable (Figure 41), passant de 36,00 sur la période 2001-2005, à 35,45 sur la période 2006-2011. Dans le même temps, le coefficient de variation (écart type / moyenne) est passé de 0,55 pour la période 2001-2005, à 0,65 pour la période 2006-2011. Ces résultats traduisent une plus grande variabilité de recrutement entre les cours d'eau ces dernières années (Figure 42).

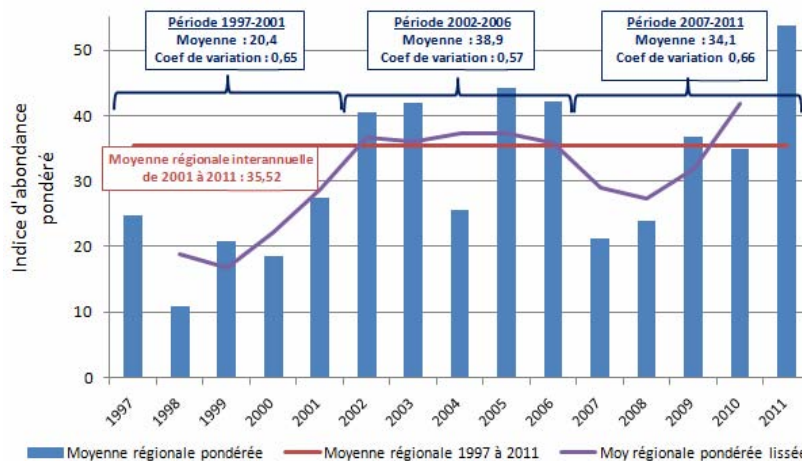


Figure 41 : Résultats des indices d'abondance de juvéniles de saumons de 1997 à 2011 (BGM)

² A partir de 5 classes d'abondance, et selon la méthode des seuils naturels (méthode de Jenks), les classes d'abondance ont été les suivantes : [0 – 10[: très faible ;]10 – 20[: faible ;]20 – 30[: passable ;]30 – 40[: bon ; > 40 : très bon.

³ La moyenne régionale pondérée est calculée par le rapport de la moyenne du nombre de juvéniles pêchés en 5mn sur l'ensemble des cours d'eau à la surface disponible utile totale. La moyenne pondérée se calcule selon la formule suivante :

$$\text{Indice Pondéré} = \frac{(\text{Nb Sat } 0^+ \text{ station } 1 \times \text{Serr station } 1) + \dots + (\text{Nombre de Sat } 0^+ \text{ station } i \times \text{Serr station } i)}{\text{Serr station } 1 + \dots + \text{Serr station } i}$$

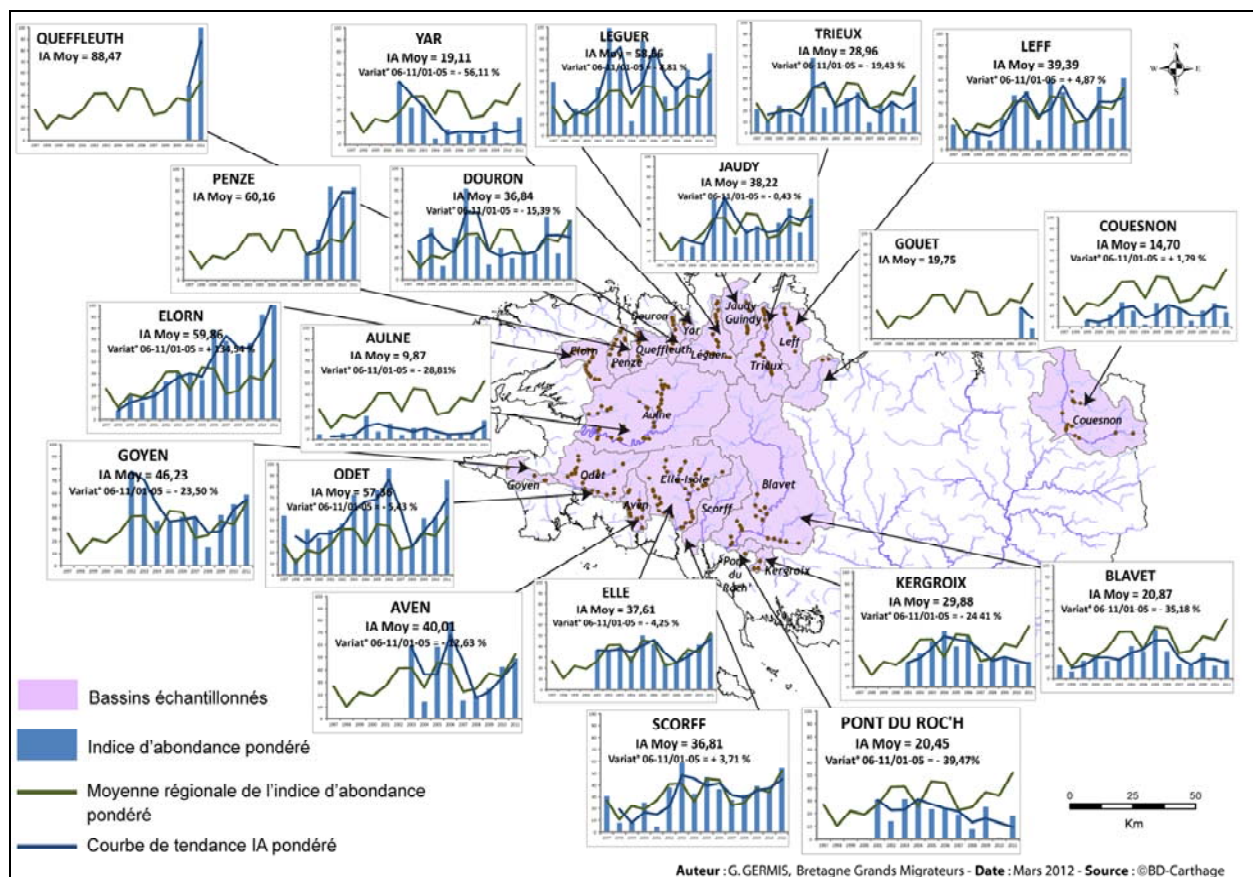


Figure 42 : Résultats des indices d'abondance de juvéniles de saumons de 1997 à 2011 par bassin versant (BGM)

L'analyse des tendances sur chacun des bassins montre que la situation a évolué :

- * favorablement sur l'Elorn, avec un indice pondéré passant respectivement de « bon » à « très bon » (Figure 43) ;

- * défavorablement sur l'Aven, le Blavet, le Trieux, le Yar, l'Aulne, le Pont du Roc'h et le Kergroix, avec un indice pondéré passant respectivement de « très bon » à « bon », de « passable » à « faible », de « bon » à « passable », de « passable » à « faible », de « faible » à « très faible », de « passable » à « faible », et de « bon » à « passable » ;

- * sans changement de classe d'indice d'abondance sur les bassins du Scorff, du Couesnon, du Leff, de l'Aulne, de l'Odét, du Goyen, du Jaudy-Guindy, de l'Ellé-Isole et du Léguer.

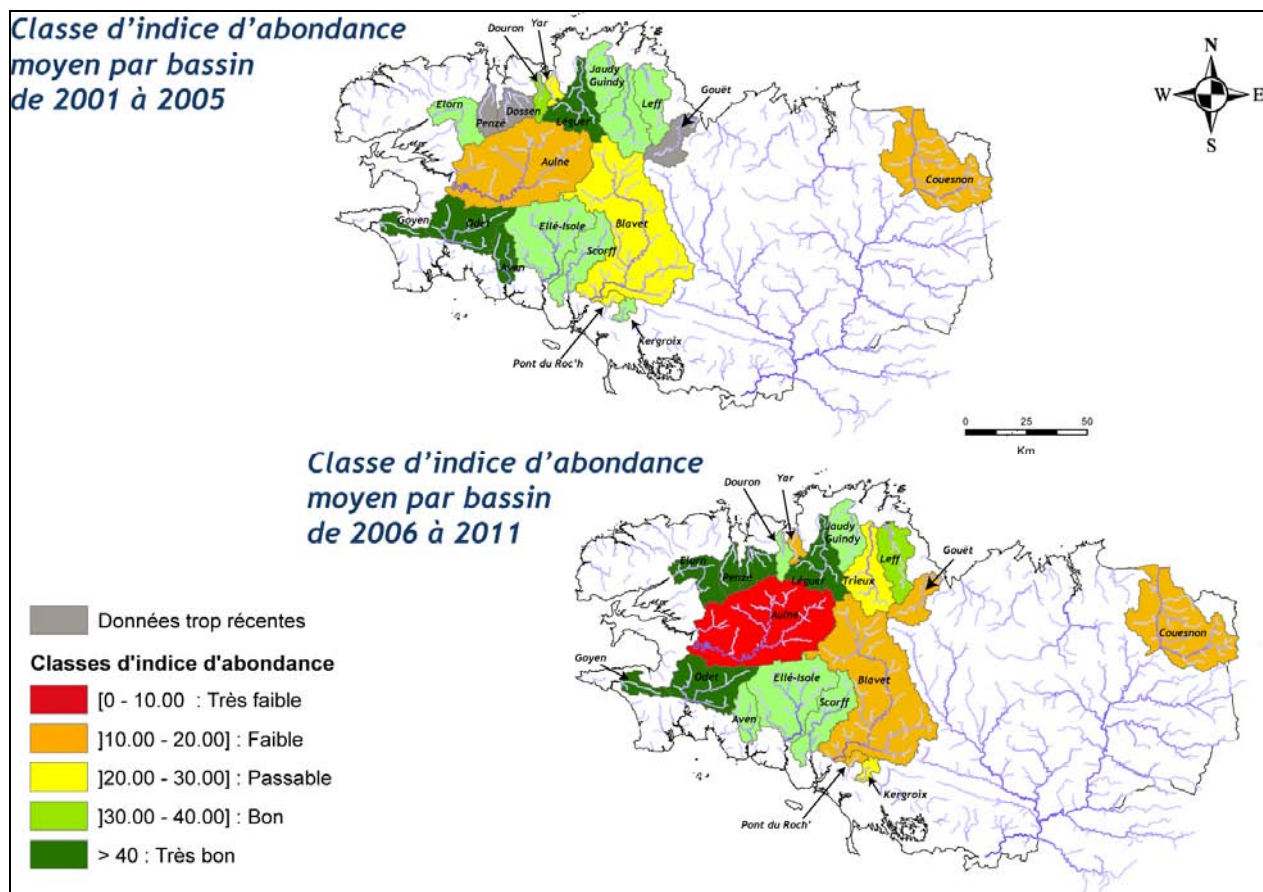


Figure 43 : Classe d'indice d'abondance moyen par bassin de 2001 à 2005 et de 2006 à 2011(BGM)

La prise en compte de l'indice moyen d'abondance et de la surface d'habitat disponible sur l'ensemble des cours d'eau permet d'estimer la production régionale en juvéniles de saumons. D'une manière générale, cette production est relativement bonne, mais la contribution des rivières se répartit selon quatre classes (Figure 44) :

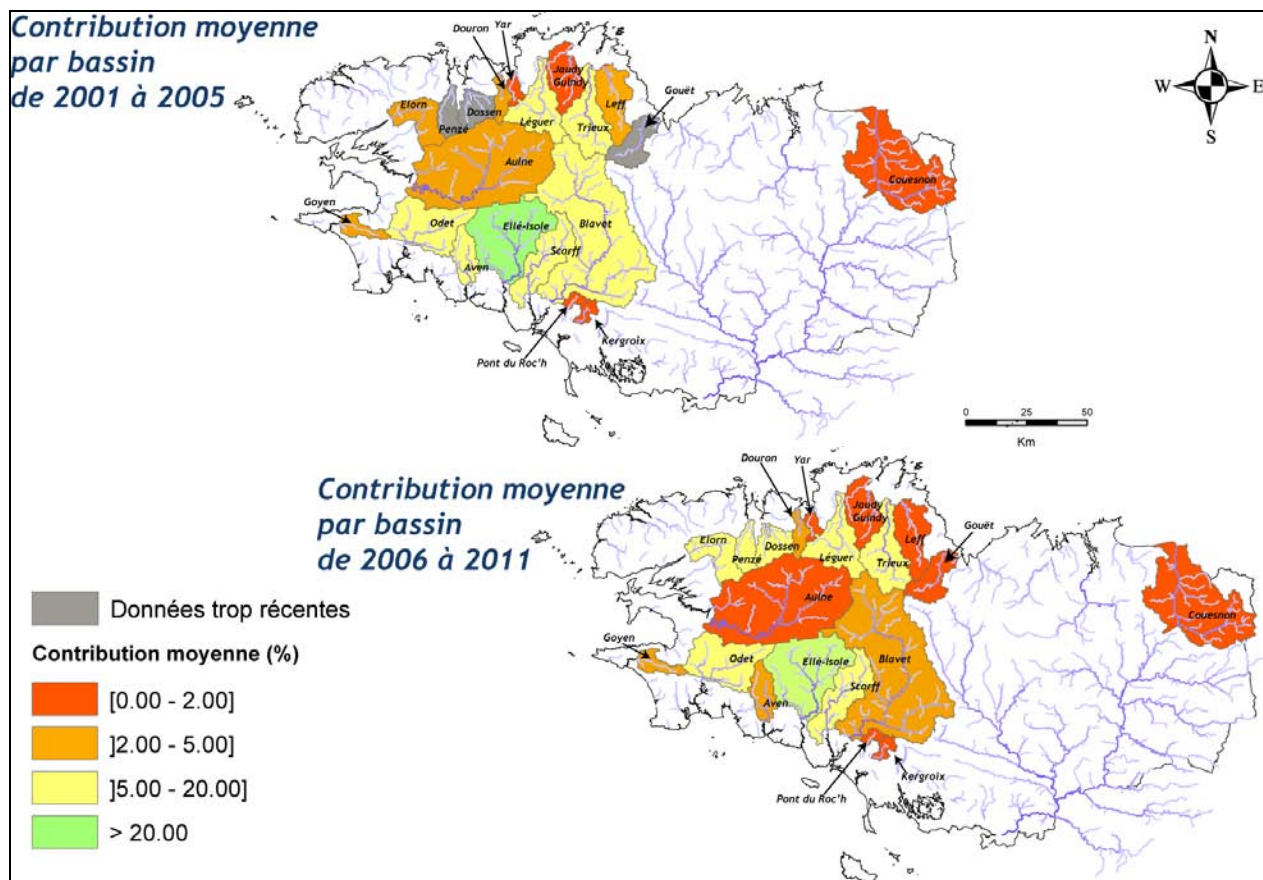


Figure 44 : Contribution moyenne à la production de juvéniles par bassin de 2001 à 2005 et de 2006 à 2011 (BGM)

- **Plus de 20 % de la production régionale en juvéniles** pour l'Ellé ;
- **Entre 5 et 20 % de la production régionale en juvéniles** pour le Scorff, le Trieux, le Léguer, le Queffleuth (bassin du Dossin), l'Elorn, l'Odet et la Penzé.

Sur le bassin de l'Elorn, la moyenne pondérée des indices d'abondances est de 62,63 pour la période 2001-2011. Elle est sensiblement identique à la moyenne régionale depuis 2001, et surtout depuis 2006, avec la plus haute valeur observée en 2011 (Figure 45). Plus de 50 % de la production en juvéniles de saumons est assurée par le cours moyen de l'Elorn où est concentré l'essentiel des habitats favorables (Figure 46).

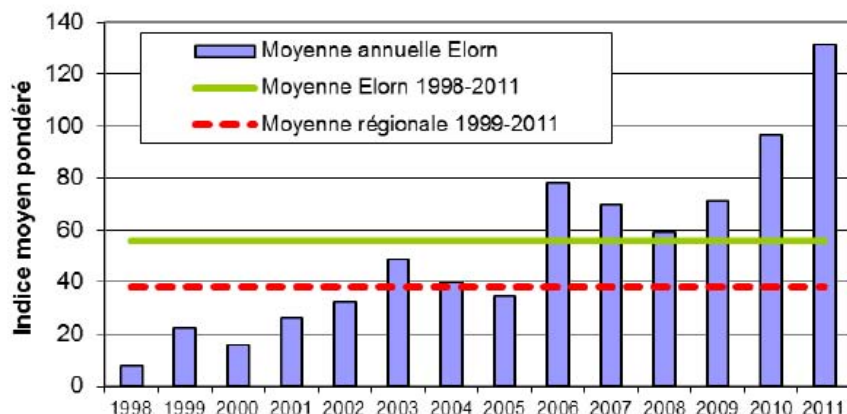


Figure 45 : Evolution de l'indice moyen pondéré du bassin versant de l'Elorn de 1998 à 2011 (FDPPMA29, 2012)

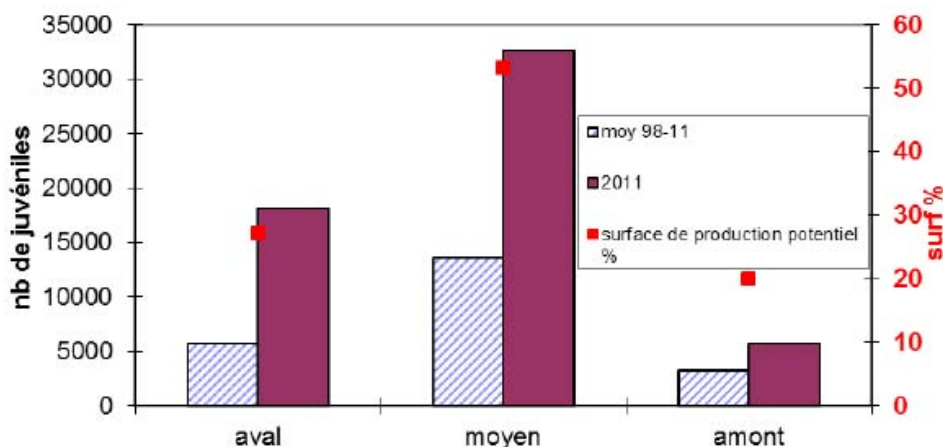


Figure 46 : Contribution des cours aval, moyen et amont à la production de juvéniles de saumons du bassin versant de l'Elorn de 1998 à 2011 (FDPPMA29, 2012)

- **Entre 2 et 5 % de la production régionale en juvéniles** pour le Blavet, le Goyen, l'Aven et le Douron.,

Sur le Blavet, l'abondance de juvéniles reste faible (Figure 43ci-dessus) en raison d'un accès limité, voir difficile, aux zones de frayères par les géniteurs, dû aux nombreux ouvrages de navigation présents sur le bassin.

- **Moins de 2 % de la production régionale en juvéniles** pour l'Aulne, le Couesnon, le Leff, le Gouët, les bassins du Jaudy-Guindy, le Pont du Roc'h et le Kergroix.

Sur le Couesnon, la valeur globalement faible de l'indice d'abondance moyen pondéré du bassin provient de la faible surface des habitats favorables. Ces derniers sont essentiellement présents sur les affluents où l'indice d'abondance est de 23,92, soit plus de 3 fois la valeur observée sur le cours principal du Couesnon (7,43) pour la période 2006-2011. De fait, les affluents produisent près de 90 % des juvéniles du bassin (environ 45 % pour la Loysance, 25 % pour le Nançon, 10 % pour le Tronçon, 5 % pour la Minette). La faible contribution du cours principal (10 %) s'explique de deux façons :

- **La répartition des habitats.** Cette partie du bassin comporte très peu d'habitats hautement favorables aux juvéniles (radiers), mais une dominance parmi les habitats plats de "plats lents" (plus profonds à courant plus faible). Ces habitats sont intégrés dans le calcul de la surface de production (équivalent radier-rapide) avec le même poids que celui des plats courants, alors que

les densités de juvéniles y sont beaucoup plus faibles. De fait, ceci surestime les capacités de production du Couesnon (D. Le Brech pour la FDPMA35 2009).

- **Un faible taux de survie pendant la phase sous-graviers.** Les taux de survie intragravellaire, évalués à l'aide de capsules d'incubation, démontrent que le cours principal du Couesnon est défavorable pour la reproduction du saumon, contrairement à ses affluents (Loysance, Tronçon et Nançon). En effet, l'utilisation des sticks hypoxie montre un faible taux d'oxygénation dans le milieu interstitiel du cours principal. L'indice de fonctionnalité des habitats favorables, élaboré lors de ce suivi, a mis en évidence un risque élevé de colmatage sur le Couesnon, ainsi que des difficultés d'accès à l'amont du bassin versant, notamment sur le Nançon, affluent favorable pour le saumon (C. Sauvadet pour la FDPMA35 2010).

Dans le cas de l'Aulne, cette contribution à la production régionale est restée en dessous des 2 % sur les deux périodes 2001-2005 et 2006-2011 en raison de valeurs d'indices d'abondance très faible, sauf en 2001, 2003 et 2011 (Figure 43). La faible production de juvéniles de saumons est toujours essentiellement assurée par l'Aulne rivière (Figure 47). Ce bassin a une production sensiblement inférieure à son potentiel. Le déficit de recrutement est donc structurel sur ce bassin versant, qui souffre d'une accessibilité très limitée des géniteurs aux zones de frayères, situées principalement sur l'Aulne rivière et ses affluents (Figure 48).

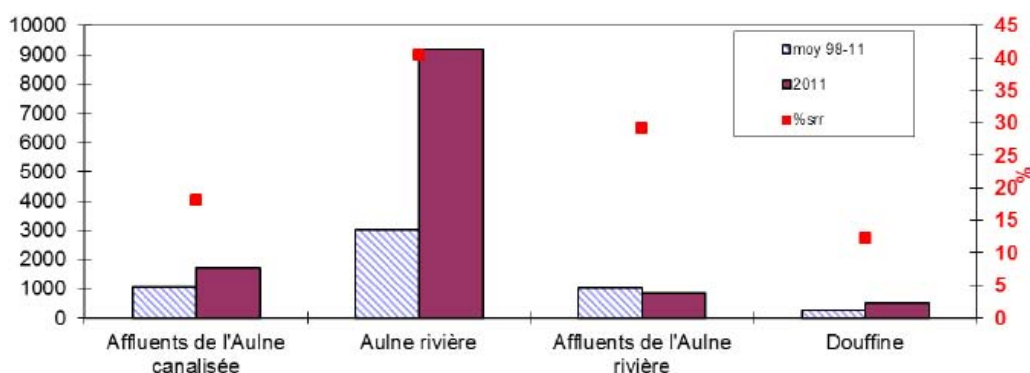


Figure 47 : Contribution de chaque sous bassin à la production de juvéniles de saumons du bassin versant de l'Aulne de 1998 à 2011 (FDPMA29, 2012)

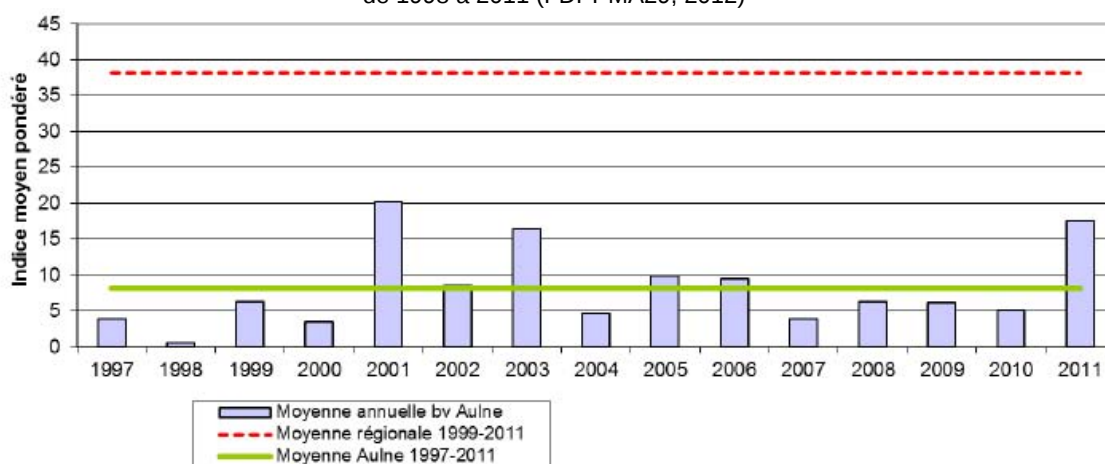


Figure 48 : Evolution de l'indice moyen pondéré du bassin versant de l'Aulne de 1997 à 2011 (FDPMA29, 2012)

Les pêches par indices d'abondance fournissent non seulement des données quantitatives (densités), mais également des données biométriques (longueur). Cependant, ces données ont été peu exploitées. Un travail de bancarisation des données d'indice d'abondance est en cours dans le cadre de l'Observatoire des Poissons Migrateurs, et permettra de compléter l'analyse des indices d'abondance par l'exploitation des tailles.

4.1.3.2. Population migrante et fonctionnement des populations

➤ Le bassin de l'Elorn

Le bassin de l'Elorn dispose d'une station de vidéocomptage depuis 2007, permettant le contrôle en continu des migrations de saumons. Des premières campagnes de piégeage, effectuées durant la décennie 1980 sur le même site, avaient montré l'importance de la population de saumons (1 400 saumons en 1987). Les 5 années de suivi vidéo montrent que le niveau actuel du stock oscille entre 511 individus en 2007, et 1 368 en 2010, la plaçant parmi les rivières bretonnes les plus productives (Figure 49).

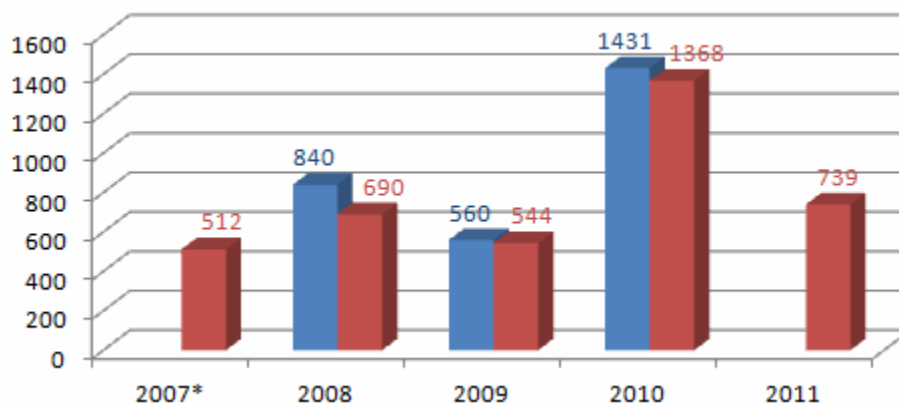


Figure 49 : Effectif estimé (en bleu) et observé (en rouge) de saumons à la station de vidéocomptage de Kerhamon sur l'Elorn de 2007 à 2011 (FDPPMA29, 2011) (* : suivi débuté au 23.04.2007)

La migration des adultes est majoritairement estivale (en 2010, 67 % des saumons observés en juillet et en août), baisse d'intensité en automne, et est très faible en janvier et février.

La part des castillons est dominante, avec 86,9 % des individus comptés en 2010, année de plus forte abondance de la composante castillon (72,2 % et 85 % en 2009 et 2008). L'effectif de saumons de printemps est en augmentation depuis 2007. Pourtant, la proportion observée en 2010 (13,1 %) est inférieure à celle observée en 2009 (28,0 %) en raison de la très forte proportion de castillons. La migration des saumons « ravalés » représente près de 5 % de la migration de montée de l'année N-1.

La majorité des saumons adultes revenant sur l'Elorn provient de la production naturelle, alors que 34 à 21 % provient des smolts d'élevage déversés.

Au regard des données disponibles, il n'apparaît pas de relation simple entre les indices d'abondance des juvéniles et le nombre d'adultes revenant en rivière et issus de la même cohorte. Ceci s'explique par la très forte variabilité des taux de survie en mer.

➤ Bassin du Scorff

Le Scorff est le seul cours d'eau breton où le suivi est basé sur des séries chronologiques longues, acquises tout au long du cycle biologique à partir de données récoltées sur les captures du moulin des Princes.

Le nombre moyen annuel de smolts migrants sur le Scorff est de 7 500 individus, avec des extrêmes variant de 1 220 en 2002 à 13 800 en 2009. Ces smolts sont essentiellement âgés de 1 an (80 % en moyenne) même si la proportion de poissons de deux ans a atteint en moyenne 31 % sur la période 2005-2010 (Figure 50 - FDPPMA56 A.L. Caudal INRA E. Prévost 2011).

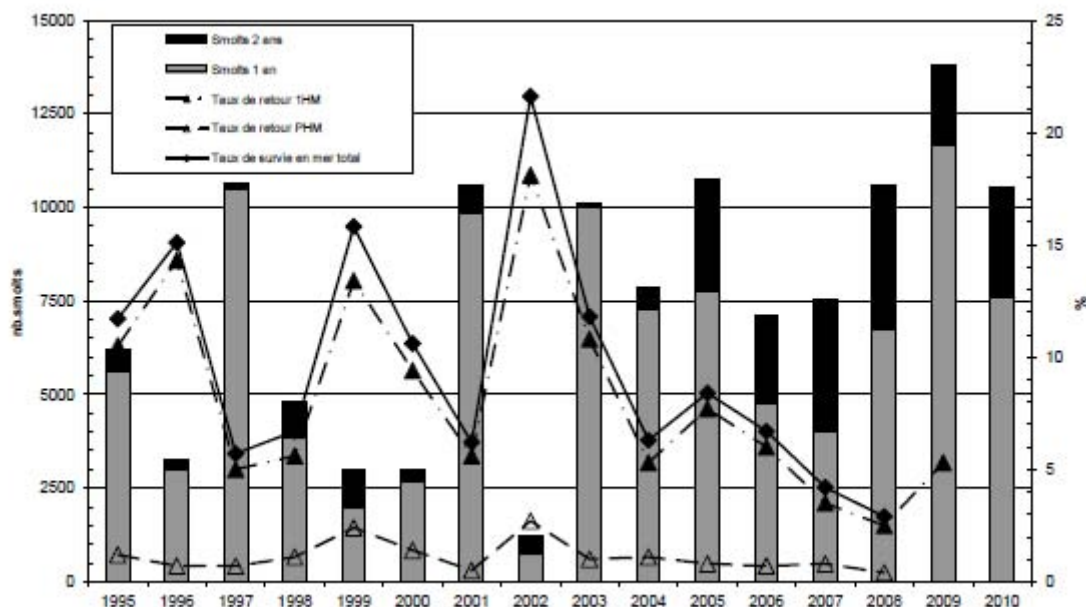


Figure 50 : Production de smolts par classe d'âge d'eau douce, taux de retours par catégorie d'âge de mer et taux de survie en mer total, par année de dévalaison. Pour l'année 1999, seul un ordre de grandeur de la production de smolts est donné (FDPPMA56 A.L. Caudal INRA E. Prévost, 2011)

L'effectif et la proportion de saumons de printemps remontant sur le Scorff sont variables mais restent faibles durant la période 1995 à 2010 (24 à 119 individus). De fait, la situation des saumons de printemps dans le Scorff reste préoccupante, même si une tendance à l'amélioration est observée de 2005 à 2010. L'essentiel de la population adulte migrante est constitué de castillons, avec des effectifs oscillant entre 221 et 1 098 individus (moyenne 533) sur la période de 1995 à 2010 (Figure 51).

A ces deux composantes principales, s'ajoute celle des poissons de seconde remontée dont la proportion, en augmentation depuis l'année 2000, semble en rapport avec l'amélioration de la qualité du milieu. La majorité de ces seconds retours est constituée de poissons à courte absence (second séjour en mer court). Sur les 15 années de fonctionnement de la station, seuls deux saumons de troisième retour ont été observés ; ces poissons étaient âgés de 6 ans.

Une étude récente a montré que, sur le Scorff comme sur les autres cours d'eau à saumons français, la taille et le poids moyen de saumons adultes a diminué tandis que la période de migration s'est décalée dans le temps au cours de l'année (Bal, 2011).

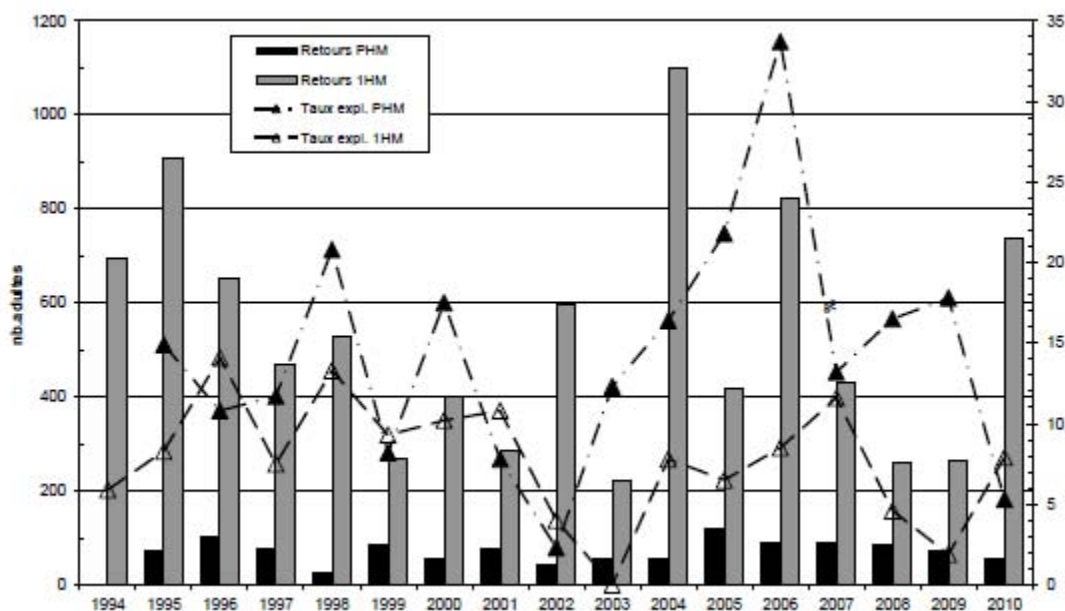


Figure 51 : Les retours d'adultes et les taux d'exploitation par pêche à la ligne par classe d'âge de mer (FDPPMA56 A.L. Caudal INRA E. Prévost, 2011)

La dépose d'œufs estimée a varié sur l'ensemble de la période avec une nette diminution lors des dernières années (à partir de 2007), la plaçant en dessous de la limite de conservation du Scorff (953 852 œufs - Figure 52). Néanmoins, les chiffres de l'année 2010 montrent une dépose d'œufs forte, supérieure à la limite de conservation, après 3 années consécutives de faible dépose d'œufs.

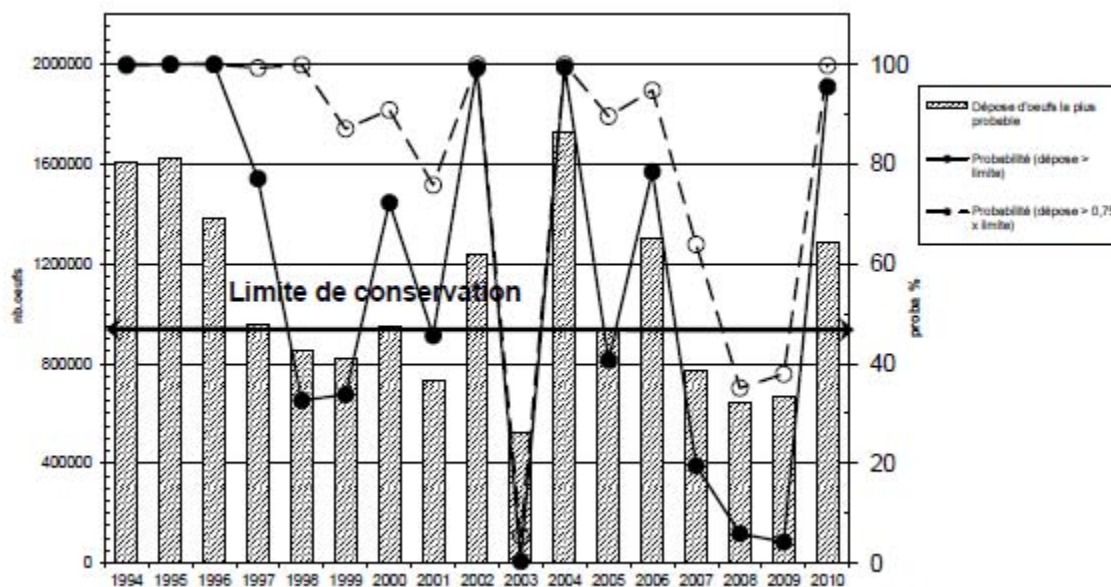


Figure 52 : Estimation de la dépose d'œufs annuelle (valeur la plus probable) et comparaison par rapport à la limite de conservation (probabilité de dépasser la limite ou 75% de la limite) (FDPPMA56 A.L. Caudal INRA E. Prévost, 2011)

Le taux de survie de l'œuf au stade smolt varie de 0,20 à 1,44 %, avec une moyenne de 0,73 % pour la période 1995-2010. Cette valeur est au dessus de celle observée sur l'Oir (affluent de la Sélune, Basse Normandie), mais inférieure à celles observées sur des rivières canadiennes et du nord de l'Europe, beaucoup moins impactées par les activités humaines (Baglinière et al., 2005).

Le taux de retour des adultes a varié de 3,0 à 22,6 % durant la période. Ces taux de retours se sont effondrés à partir de 2007 en raison d'une forte baisse des taux de survie en mer, eux même dépendants de la taille du smolt lors de son entrée en mer.

Sur le Scorff, en moyenne depuis 10 ans, le taux d'exploitation des castillons est de 6,6% et celui des saumons de printemps est de 16%. Malgré les mesures spécifiques mis en place pour préserver les saumons de printemps, ceux-ci restent largement plus exploités que les castillons.

4.1.3.3. Caractéristiques des stocks d'adultes (captures ligne)

Les déclarations de captures de saumon sont obligatoires depuis 1987 et sont enregistrées dans une base de données au Centre Nationale d'Interprétation des Captures de Salmonidés Migrateurs (CNICS). Dans la déclaration, le pêcheur doit fournir la taille, le poids, le lieu de capture, le mode de capture ainsi que des écailles prélevées sur le poisson. L'âge d'eau douce, l'âge de mer, ainsi que les éventuelles marques de fraie sont déterminés à partir de la lecture d'écailles réalisée à la fin de la saison de pêche. Une analyse des captures des 10 dernières années a été réalisée. La Figure 53 permet de voir la répartition des castillons et des saumons de printemps dans les captures à la ligne en Bretagne.

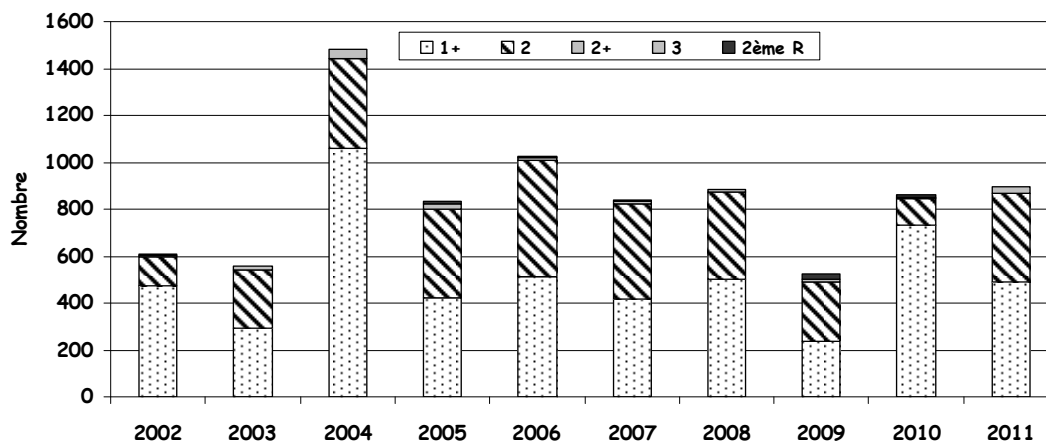


Figure 53 : Répartition par âge de mer des saumons capturés par pêche à la ligne dans les rivières bretonnes de 2002 à 2011 (CNICS)

En moyenne, de 2002 à 2011, les captures de castillons représentent près de 60% des captures sur la Bretagne (Figure 54) tandis que les saumons de printemps des 2 ans de mer représentent 39,5 %, Ainsi la proportion des deux autres classes de mer (3 ans et poissons de 2^{ème} remontée) est infime. Néanmoins, les poissons de 2^{ème} remontée sont trois fois plus nombreux que les saumons de 3 ans de mer.

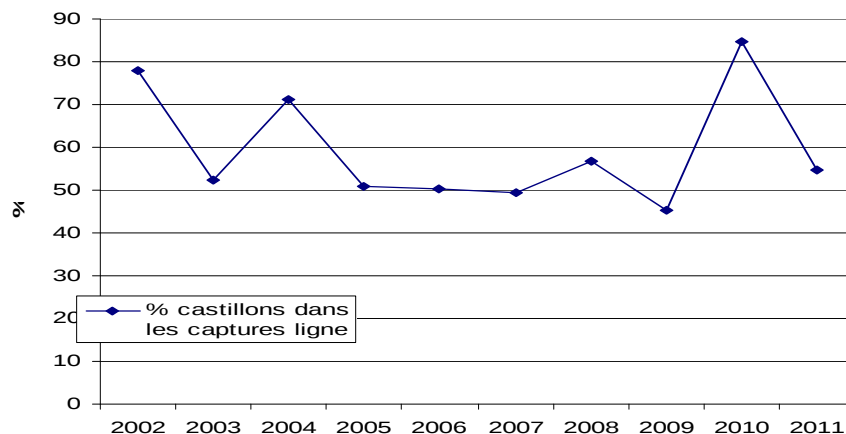


Figure 54 : Pourcentage de castillons dans les captures ligne (CNICS)

Une analyse de la taille moyenne des saumons par âge de mer, montre une diminution pour toutes les catégories (Figure 55). Cette diminution est surtout très significative pour les castillons et les saumons de 2+ ans de mer avec une baisse respective de 27 mm ($r^2=0,92$) et de 61 mm ($r^2=0,74$ en 10 ans).

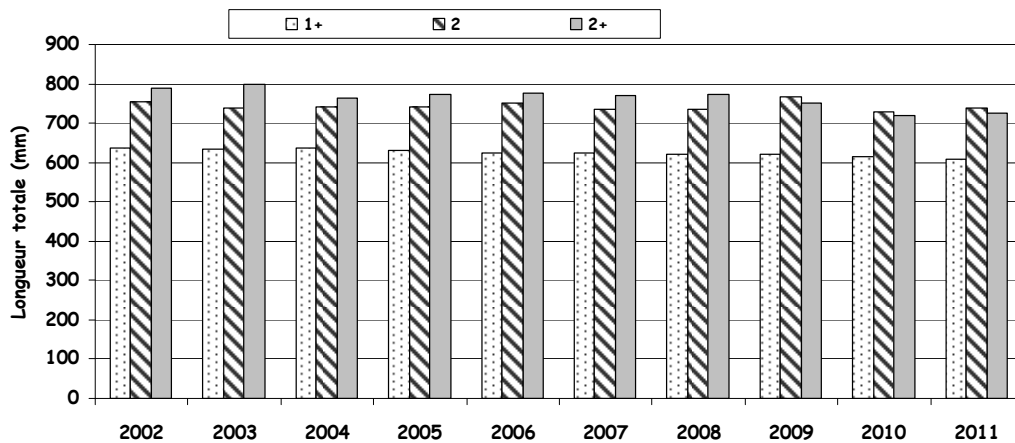


Figure 55 : Longueur moyenne (LT en mm) par âge de mer des saumons capturés à la ligne sur les rivières bretonnes de 2002 à 2011 (CNICS)

4.1.4. Opérations de soutien d'effectifs et de restauration de stocks

4.1.4.1. Historique

Les premiers repeuplements en saumons ont été réalisés à partir d'œufs d'origine étrangère, dans un but de soutien de stocks existants. Les résultats se sont avérés très variables et souvent décevants. Puis, de nombreuses études ont démontré l'importance des souches locales pour augmenter le taux de réussite des programmes de restauration des stocks. De fait, la production d'œufs à partir de souches indigènes s'est développée à partir de géniteurs sauvages capturés dans le milieu naturel, l'élevage de saumons « enfermés » en eau douce, ou encore, l'élevage de géniteurs dans des cages marines.

Aujourd'hui, les introductions de saumons dans le milieu naturel sont guidées par une meilleure connaissance des relations existant entre le poisson et son habitat.

En Bretagne, les déversements de saumons ont commencé dès les années 60. Le soutien d'effectif était considéré comme une opération à caractère temporaire, à mener sur des cours d'eau dont le stock en saumon était jugé déficitaire, pour relancer la reproduction naturelle du saumon. L'histoire des repeuplements passés n'est pas complètement connue ; on dispose tout de même de quelques informations.

De 1984 à 1995, en plus des bassins de l'Aulne et de la Douffine, de nombreuses rivières du département du Finistère étaient repeuplées en saumons : Odet, Aven, Penzé, Douron, Goyen et Ellé-Isole (cf. annexe 2: résultats des Indices d'abondance de juvéniles de saumons par bassin en Bretagne (Source : BGM – FDPPMA 22 – 29 – 35 et 56)). Par la suite, plus que six rivières ont été concernées par les soutiens d'effectif en saumons : le Leff, le Léguer, le Trieux, l'Odét, l'Aulne, l'Elorn et le Couesnon (cf. Annexe 3 : Soutiens d'effectifs effectués dans le Finistère de 1984 à 2011 (Source : FDPPMA29)). Vu les bons résultats d'indices d'abondance de juvéniles sauvages, le soutien d'effectif a été arrêté à partir de 1996 sur le Léguer, 1997 sur l'Odét, 1999 sur le Leff, et 2000 sur le Trieux (Tableau 12). Néanmoins, sur ce dernier cours d'eau, les efforts de repeuplement ont été conséquents et marqués par une proportion significative d'adultes marqués, issus des déversements, dans les captures faites par pêche à la ligne de 1994 à 1998 (20 à 46%).

Tableau 12 : Nombre et stade des juvéniles de saumons déversés sur le Trieux, le Leff, le Léguer et l'Odét de 1994 à 1999

ANNEE	STADE	BASSINS			
		TRIEUX	LEGUER	LEFF	ODET
1994	Parrs<6mois	2 500	21 600		
	Parrs>6 mois	12 000	10 000	11 300	30 000
	Pré-smolt et smolt	12 665			
1995	Parrs<6mois	15 350	22 000		
	Parrs>6 mois	62 800	32 000	15 000	32 000
	Pré-smolt et smolt	22 086	12 335	32 710	10 467
1996	Parrs<6mois			16 000	
	Parrs>6 mois	60 955			30 000
	Pré-smolt et smolt	17 450		3 200	
1997	Parrs<6mois	23 193			
	Parrs>6 mois	35 300		10 000	
	Pré-smolt et smolt	11 374			
1998	Parrs<6mois	17 000			
	Parrs>6 mois	36 675		15 000	
	Pré-smolt et smolt	20 300			
1999	Parrs<6mois	8 8180			
	Parrs>6 mois				
	Pré-smolt et smolt	21 351			

En revanche, les efforts de repeuplement se sont poursuivis sur l'Elorn, l'Aulne et le Couesnon. Sur l'Elorn cet effort correspond à un soutien d'effectifs alors que sur les deux autres cours d'eau, un véritable programme de restauration de stocks très réduit, voir éteint, a été mis en place.

4.1.4.2. Programme de soutien d'effectifs sur l'Elorn

Ce programme a été mis en place pour compenser la perte en habitats et en production naturelle, évaluée à 10 000 smolts/an suite à la mise en eau du barrage du Drennec en 1982 alors qu'il était non équipé d'une passe à poissons et rendait inaccessible l'amont du lac. De 1980 à 1989, 39 496 smolts et 160 383 parrs et alevins ont été déversés. Puis, à partir de 1989, le déversement s'est presque uniquement effectué avec des juvéniles déversés au stade smolts (178 000 au total soit 7 700 smolts par an) (Figure 56). Cette production est assurée à la pisciculture du Quinquis (fonctionnement assuré par une compensation financière donnée à l'AAPPMA) à partir de géniteurs de l'Elorn, capturés par pêche électrique. Selon les années, peuvent s'ajouter des œufs placés en boîte Vibert, ou bien des individus déversés au stade parr.

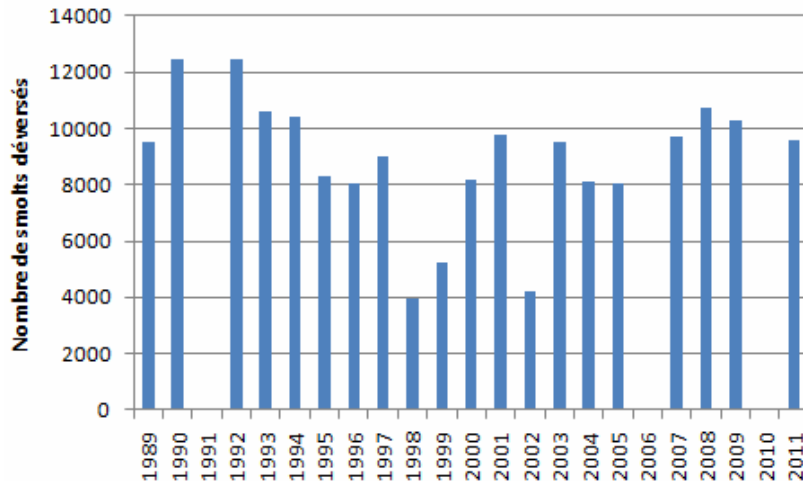


Figure 56 : Effectif de smolts déversés de 1989 à 2011 sur le bassin de l'Elorn
(Souche : Elorn – Provenance : Pisciculture de Quinquis et du Favot) (AAPPMA Elorn)

4.1.4.3. Programme de restauration sur l'Aulne

Ce programme peut être divisé en deux périodes :

- **Première période : 1980 - 2001**

Au milieu des années 1970, les captures à la ligne sur l'Aulne baissent fortement, et contrairement aux rivières voisines, ne remontent pas au début des années 1980. Ainsi, un programme de repeuplements a débuté en 1984 à partir d'individus élevés à la salmoniculture du Favot (environ 23 100 smolts et 238 691 parrs 0+). Puis, à partir de 1989 et jusqu'en 2001, à l'initiative de la FDPPMA29, ce programme est renforcé avec un déversement annuel d'environ 106 000 juvéniles de saumons (76 000 parrs et 30 000 smolts) issus d'œufs prélevés sur des adultes capturés par piégeage sur la Douffine, affluent estuarien de l'Aulne.

Ces premiers efforts conséquents de repeuplement ont eu des effets importants sur le retour d'adultes (multiplié par 4 à 5 par rapport à 1980-1990, avec notamment une valeur de taux de retours de 3,4 % en 1994), sur les captures réalisées (multiplié par 3,75 par rapport à 1980-1990), et sur le nombre de géniteurs potentiels restant après la saison de pêche. En revanche, il a généré un niveau de capture qui ne pouvait être fourni par un stock sauvage autonome, et il n'a eu aucun impact sur la reconstitution d'un stock sauvage, actuellement au plus bas (Prévost & Porcher, 1999 ; Prévost, 2003).

- **Deuxième période : 2002 - 2011**

A partir de 2002, les modalités du repeuplement en saumons sur l'Aulne ont été modifiées suite à ces premiers résultats et aux dernières connaissances acquises sur ce bassin versant. Ces connaissances concernaient la quantité et la répartition d'habitats favorables au saumon sur le bassin, et les conditions de migration des saumons adultes pour accéder aux zones de frayères de la partie amont analysées par radiopistage (Croze, 2008). Par ailleurs, les géniteurs capturés (200) pour la reproduction artificielle ne sont plus prélevés seulement sur la Douffine, mais aussi sur l'Aulne à Châteaulin. Les juvéniles sont déversés uniquement au stade parr (200 000), leur nombre et leur distribution sur le bassin étant fonction des potentialités naturelles du milieu (Figure 57). Ces déversements de juvéniles contribuent à une part conséquente des captures à la ligne des adultes revenant en rivière (24 et 42 %). Néanmoins, le taux de retour de ces juvéniles déversés est faible (entre 0,04 et 0,11% sur 5 ans), et le nombre de captures à la ligne a diminué par rapport à la décennie précédente (98 en moyenne par an, contre 396).

A partir de 2011, la Fédération de Pêche du Finistère déverse un nombre de pré-smolts, ou smolts,

compris entre 50 000 et 75 000, déversés sur le cours aval de l'Aulne. Cette méthode pourrait offrir les avantages suivants :

- réduction de la compétition avec les poissons issus de la reproduction naturelle ;
- limitation du nombre de géniteurs prélevés (de 200 à 75 géniteurs, dont 50 femelles). La proposition de modification du protocole actuel a pour objectif prioritaire l'amélioration du taux de retour du saumon sur l'Aulne ;
- possible amélioration du taux de retour des adultes.

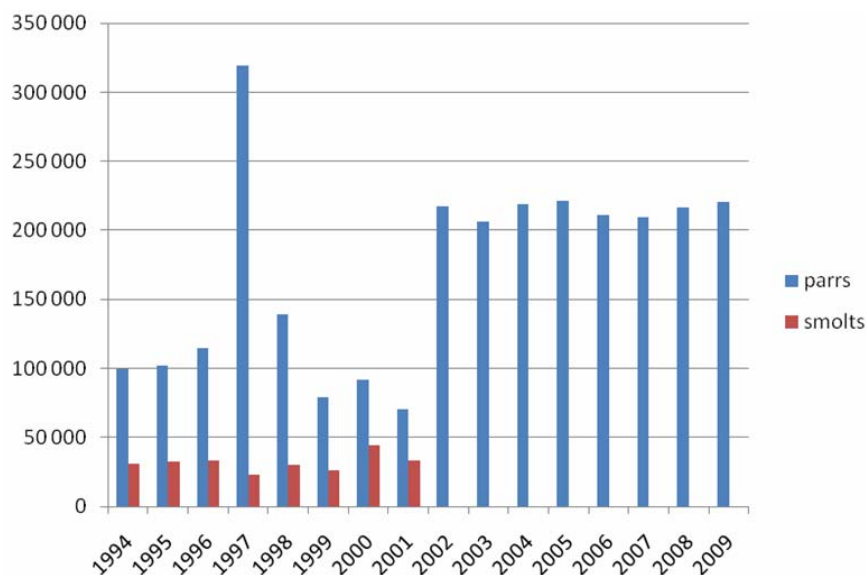


Figure 57 : Synthèse des repeuplements effectués de 1994 à 2009 sur l'Aulne (FDPPMA29, 2009)

• Bilan des actions menées

Un bilan des actions menées sur l'Aulne pour la restauration d'un stock de saumon a été réalisé en 2011 (SCEA pour BGM, 2012). Les principales conclusions de ce bilan ont montré les limites du déversement de juvéniles de saumons dans les faibles taux de retours actuels sur les adultes marqués : en moyenne, seuls 38 % des retours comptés à Châteaulin, en sont issus (voire 20 à 25 % depuis 2004). Ces déversements, qui ne se traduisent par aucun renforcement significatif du stock sauvage, comme le soulignaient déjà Prévost et Porcher en 1999, génèrent de surcroît un niveau de captures à la ligne non supportable par le seul stock sauvage.

On peut remarquer que cela est en tout point similaire à ce qui a été observé sur la Douffine depuis 2 décennies. Dans un premier temps les retours furent aussi importants, surtout de poissons marqués (jusqu'à 97 % des retours) donc sans profits pour la part sauvage, puis ces retours chutèrent quelles que furent les pratiques de déversement : jusqu'en 2001 à base de smolts, selon une gestion halieutique du stock (type sea ranching), et depuis à base de parrs, type soutien de l'effectif naturel.

Le doublement des effectifs déversés depuis 2002 sur l'Aulne ne s'est traduit par aucune augmentation des retours : depuis que l'on dispose des comptages au bas de la rivière, les taux de retours estimés ne sont que de 0,02 % à 0,36 %, soit un rapport de 1 à 30 avec les bassins voisins où se pratique encore une forme de déversement (bassin de l'Elorn par exemple).

Les actions de transferts de géniteurs, menées pendant 7 années de suite (2002 à 2009), avec des effectifs significatifs (un peu plus de 70 géniteurs par an en moyenne) n'ont pas semblé plus efficaces, n'ayant un impact significatif durant cette période ni sur le nombre de frayères recensées, ni sur les indices d'abondance des zones concernées. Ces opérations menées sur d'autres bassins (Garonne), ne se révèlent pas plus efficaces jusqu'à présent.

4.1.4.4. Programme de restauration sur le Couesnon (Le Godinec, 2011)

- **Contexte**

La réhabilitation sur le bassin versant du Couesnon de la population de saumons résiduelle, voire éteinte dans la décennie 70, a fait l'objet de nombreuses opérations menées depuis près de 30 ans. Le programme a comporté différents volets : repeuplement, amélioration de la libre circulation, suivi et caractérisation de la population sur le bassin versant. Les opérations de réhabilitation du saumon sur le bassin versant ont commencé en 1979, mais n'ont eu aucun résultat significatif chiffrable avant 1993 en raison :

- d'un effort de repeuplement très variable en fonction du nombre de poissons déversés, de la souche et du stade de déversement ;
- des possibilités migratoires très réduites tant que le barrage de Beauvoir n'avait pas été aménagé ;
- de l'absence de systèmes de contrôle de dévalaison et de montaison, les seules données de retour d'adultes étant le nombre de captures. Il faut à cette occasion signaler que le nombre de captures antérieures à 1997 reste très faible et qu'elles ne comportent pas d'individus issus du repeuplement.

Ainsi, les opérations de restauration ont été arrêtées, puis reprises en 1989, en menant en parallèle des actions d'amélioration et de connaissance du milieu :

- ✓ suppression des pollutions d'origine agroalimentaire ;
- ✓ amélioration de la libre circulation : modification de la gestion du barrage de Beauvoir, construction de passes à poissons sur les barrages les plus infranchissables du Couesnon et de la Loysance ;
- ✓ évaluation du potentiel de production en saumon, à partir des caractéristiques de l'habitat, estimé à 6 800 smolts sur le bassin et 2 320 sur la Loysance, puis utilisation de la méthode des indices d'abondance à partir de 1996 ;
- ✓ amélioration des conditions de repeuplement : utilisation de souches locale (Aulne-Favot) et native (Sélune), production plus régulière grâce à l'unité de production de Cardroc, et meilleure stratégie de déversement ;
- ✓ mise en place d'un système de piégeage montée-descente au moulin du Vivier à Antrain ;
- ✓ suivi et le contrôle des captures lignes effectuées par les pêcheurs.

- **Opérations de repeuplements**

Au total, 884 000 individus ont été déversés sur la période 1979-2010. Le repeuplement s'est effectué principalement sur le cours principal du Couesnon (44 %) et sur la Loysance (41 %) (Figure 58). Le nombre de saumons déversés est assez irrégulier pour la période 1979/1999 correspondant principalement au repeuplement sur la Loysance. L'effort de repeuplement devient plus régulier pour la période 1999/2009, ce qui correspond à l'arrêt des déversements sur la Loysance et à une concentration de l'effort sur le Couesnon.

Les saumons déversés proviennent tous de populations européennes, mais de six origines différentes. Au début de la période 1979/1990, les poissons provenaient du Danemark, d'Ecosse, d'Irlande et de France (Adour) et, par la suite, de deux populations françaises, l'une bretonne (Aulne) et l'autre bas-normande (Sélune).

Ces saumons ont été déversés au stade alevin, essentiellement sur la Loysance de 1979 à 1999, et sur le Couesnon de 1994 à 1999 (572 910 individus soit 65 % du total). Le stade tacon d'automne a servi pour le repeuplement du Couesnon entre 2000 et 2010 (282 220 individus soit 32 % du total), tandis que le stade smolt a été utilisé ponctuellement sur la Loysance de 1996 à 1998 (28 877 individus soit 3 % du total).

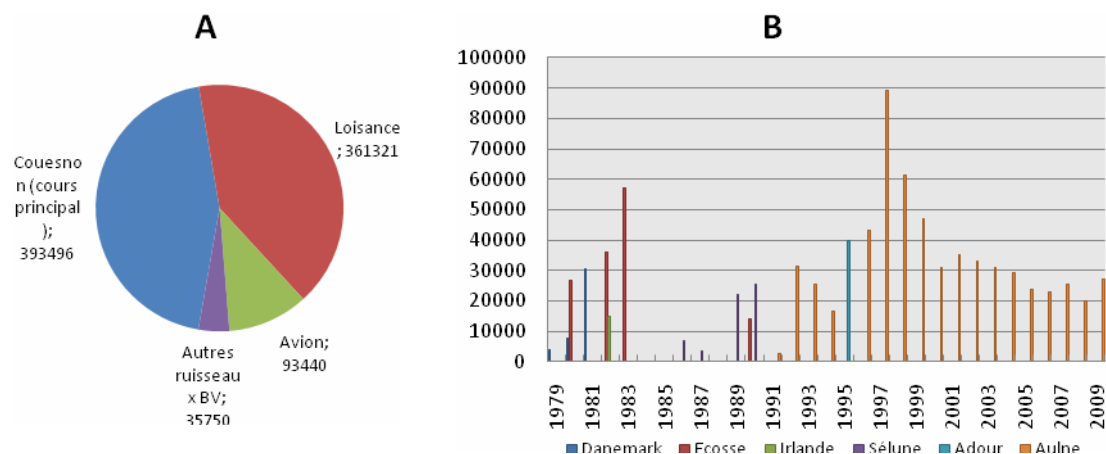


Figure 58 : Nombre, localisation (A) et origine des juvéniles (B) déversés sur le bassin du Couesnon de 1979 à 2009 (C. Le Godinec, 2011)

Le nombre de smolts (natifs et issus du repeuplement) estimé a varié de 330 individus à 4 889 individus, tandis que le nombre d'adultes capturés (natifs et issus du repeuplement) a oscillé entre 19 individus et 139 individus (Figure 59).

Durant la période de repeuplement intensive sur la Loysance (1996/1999), la proportion de migrants issus du soutien d'effectif est relativement importante (71 % des smolts et 73 % des adultes). Néanmoins, la proportion de saumons "natifs" n'était pas négligeable et tendait à croître. De plus, en 1997, la capacité d'accueil sur la Loysance devenait saturée. Cela était confirmé par de premiers bons niveaux d'abondance en juvéniles. Ces résultats ont eu pour conséquence l'arrêt des repeuplements sur ce cours d'eau. Suite à cette décision, la population de saumons natifs a augmenté fortement puisque le nombre de smolts natifs est multiplié par trois en moyenne par rapport à la période de repeuplement intensif (419 individus de moyenne entre 1996/1999 contre 1 744 entre 2000 et 2010). Il semble donc que le soutien d'effectif limitait le développement de la population sauvage. En effet, les juvéniles issus du repeuplement ont pu entrer en compétition trophique et spatiale avec les natifs, en raison d'une agressivité plus forte et d'une plus grande taille (Einum S. and I. A. Fleming 1997).

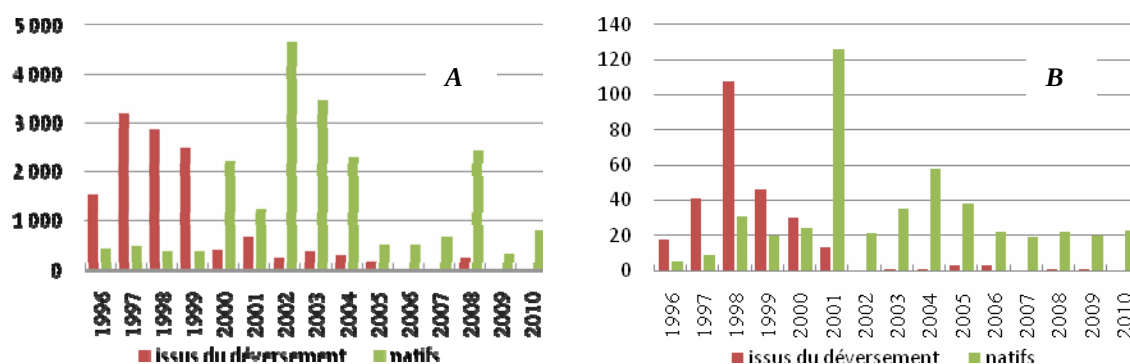


Figure 59 : Proportion d'individus natifs et issus du déversement lors de la dévalaison des smolts (A) et lors de la montaison des adultes (B) sur la station de piégeage de la Loysance (C. Le Godinec, 2011)

• Evaluation du taux de réussite des opérations de repeuplement

Les résultats obtenus au piège d'Antrain ont permis de calculer des taux de retour smolt/adulte des individus issus du repeuplement et donc de tenter d'estimer "les taux de réussite" des opérations de repeuplement.

Les taux de retour restent faibles pour les deux périodes (respectivement 1,11 et 0,02 %). La période 1995/1999 correspond à un effort maximal de repeuplement sur la Loysance, et la période 1998/2008 à

l'arrêt des déversements sur cet affluent. Néanmoins, ces valeurs sont minorées en raison d'une sous-estimation du nombre d'adultes non natifs remontant sur le bassin, et de l'absence de phénomène de homing (reproduction des adultes sur la rivière qui les a vus naître) sur un affluent du gabarit de la Loysance. Ces valeurs resteraient très éloignées de celles observées pour des populations sauvages, comme sur le Scorff, où, pour les deux périodes correspondantes, les taux de survies en mer sont respectivement de 13 et 9 % (Prévost E. & Jeannot N., données non publiées). Une survie des poissons d'élevage, généralement inférieure à celle des poissons sauvages (Jonsson B. Jonsson N. & Hansen L.P. 1991; Jonsson N. Jonsson B. & Hansen L.P 2003; Jutila E. Jokikokko E. & Julkunen M. 2003), renforce cette différence entre les deux cours d'eau.

Le soutien d'effectif réalisé conjointement sur le Couesnon et la Loysance donne un taux de retour nettement supérieur (55 fois) à celui effectué uniquement sur le Couesnon, avec un niveau d'effort correspondant à 80 % de celui effectué sur la première période. Cette tendance est confirmée par les captures lignes. En effet, le taux d'individus capturés issus du repeuplement est beaucoup plus important durant le soutien d'effectif Loysance/Couesnon (23,1 % de moyenne) par rapport à celui sur le Couesnon (4,2 %). Ces résultats confirment la faible capacité du cours principal du Couesnon pour le saumon mis en évidence avec l'analyse des indices d'abondance saumons. Cette situation a été l'origine de la décision prise par la Fédération d'Ille et Vilaine d'arrêter les déversements de juvéniles de saumons sur le Couesnon à partir de 2011. D'autres éléments ont également conforté cette décision : compétition avec les juvéniles nés dans la rivière et appauvrissement génétique du saumon de la Baie du Mont St Michel, qui constitue un des groupes génétiques identifiés en France (Perrier et al., 2011).

- **Conclusion**

Le saumon s'est installé de manière pérenne sur la Loysance avec de bons niveaux moyens d'abondance en juvéniles et en smolts sur la période 2000-2010 (6,2 smolts /100m² d'équivalents radier-rapide, ce qui la situe au dessus de la moyenne habituellement retenue pour la production de smolts sur les cours d'eau bretons (3 ind/100m² d'équivalents radier-rapide). Cependant, depuis 2005, le nombre de smolts et d'adultes capturés au piège d'Antrain a diminué, traduisant une population de saumons sur la Loysance encore fragile car soumise à des variations interannuelles naturelles de plus en plus fortes. En revanche, l'augmentation des indices d'abondance sur le Nançon indique que la colonisation devient moins aléatoire sur la zone amont. Néanmoins, le bassin du Couesnon reste un bassin perturbé par des facteurs limitant importants - habitats peu diversifiés, substrat homogène et colmaté, mauvaise qualité de l'eau - et reste donc en convalescence pour le rétablissement d'une population de saumons pérenne.

4.1.4.5. Effets des repeuplements sur la structure génétique des populations (Perrier C. 2010)

- **Utilisation d'échantillons contemporains**

Les « repeuplements » sont des pratiques courantes utilisées dans le but de soutenir la production des populations naturelles, ou de restaurer une population éteinte. Cependant, ces pratiques sont à même de modifier les caractéristiques génétiques des populations. Ces effets des repeuplements sur la structure génétique des populations peuvent être mesurés en comparant la structure d'échantillons contemporains de populations repeuplées, de populations voisines de celles-ci, et celles des souches (stocks) utilisées pour effectuer ces repeuplements. Les travaux réalisés en utilisant cette approche mettent bien en évidence les effets, non négligeables, des déversements de poissons d'origine bretonne dans les populations normandes de la baie du Mont-Saint-Michel. Les taux d'introgression sont variables, s'échelonnant depuis un taux faible sur le stock de la rivière Sée, jusqu'à un taux très élevé d'introgression sur celui de la rivière Couesnon. Ces observations restent relativement courantes (Hansen 2002; Campos et al. 2008; Finnegan & Stevens 2008; Sonstebo et al. 2008; Hansen et al. 2009). De plus, ces taux d'introgression semblent proportionnels à la quantité de poissons déversés sur les quatre rivières considérées, ce qui suggère fortement que les repeuplements effectués de 1989 à 2003 constituent la cause de l'introgression observée.

- **Comparaison d'échantillons anciens et récents**

D'une façon générale, les analyses comparant des échantillons anciens et récents montrent une réduction de la différenciation entre les populations sur les deux périodes échantillonnées. Cette réduction de différenciation se traduit par une diminution de la distance génétique entre les cinq groupes identifiés au niveau national. Cette réduction est due à un brassage génétique plus important lié aux opérations de repeuplement qui utilisent des souches non natives, c'est-à-dire, provenant d'un groupe génétique auquel n'appartient pas la population repeuplée. Cette tendance à l'homogénéisation entre populations a déjà été observée dans le cas de systèmes soumis à des repeuplements (Ayllon et al. 2006; Marie et al. 2010).

Au niveau de la baie du Mont-Saint-Michel, alors que les échantillons contemporains étaient très introgressés, l'analyse d'échantillons antérieurs aux opérations de repeuplements montre de faibles taux d'introgression. Ceci confirme que l'introgression observée dans les échantillons récents est une conséquence des opérations de repeuplement. Ces résultats sont en accord avec les études comparant des échantillons de populations de saumons et de truites collectés avant et après des activités de repeuplements (Hansen 2002; Finnegan & Stevens 2008; Hansen et al. 2009).

A l'inverse, cette comparaison entre échantillons anciens et récents semble indiquer une dilution d'effets de repeuplements anciens, notamment sur la Bresle (Haute-Normandie) et en Bretagne. Concernant la Bretagne, la diminution de la différenciation entre les populations, ainsi qu'un isolement par la distance plus significatif au sein des échantillons contemporains, pourraient indiquer une dilution d'effets de repeuplements anciens encore détectable dans les vieux échantillons, mais non présente dans les récents. Il est également possible que cette structure génétique actuelle ait été influencée par la dispersion des nombreux poissons natifs déversés dans l'Aulne et l'Elorn depuis les années 90.

- **Utilisation de simulations**

Les analyses d'échantillons anciens et récents des populations de la baie du Mont-Saint-Michel (Couesnon, Sélune, Sée et Sienne) ont montré des impacts variables des repeuplements. La prise en compte de données démographiques et migratoires des populations repeuplées (abondance du stock, taux de survie en mer et de retour à la rivière natale), et relatives aux repeuplements (quantité et origine des individus déversés), a rendu possible, au travers de simulations, l'évaluation de l'impact des opérations de repeuplement sur les populations naturelles. Les résultats obtenus suggèrent :

- 1- une fitness faible des individus repeuplés, environ 20 fois inférieure (Figure 60 - Hansen 2002; Finnegan & Stevens 2008; Sonstebo et al. 2008);
- 2- des taux de dispersion relativement importants des poissons sauvages et déversés (Jonsson et al. 2003; Pedersen et al. 2007) ;
- 3- une introgression plus forte dans la Sienne et la Sée que dans la Sélune et le Couesnon, pour une même intensité de repeuplement. Ceci pourrait être lié à des différences de qualité dans l'environnement où sont déversés les juvéniles. Cependant, ces différences de taux d'introgression peuvent être également fonction des fluctuations de taille de population.

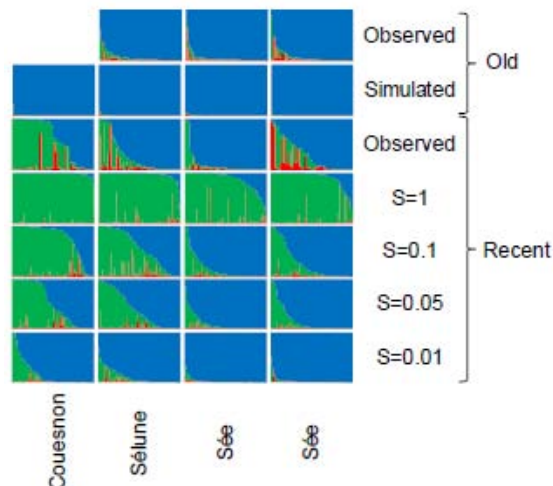


Figure 60 : Taux d'introgression (admixture) observés et simulés pour les quatre populations de la baie du Mont-St-Michel. Les simulations sont présentées pour quatre taux de survie différents et des taux de dispersion de 15 %.

• Conclusion

D'un point de vue scientifique, cette étude, qui identifie cinq grands groupes génétiques distincts en France, met en lumière l'impact des repeuplements sur la structure génétique des populations, en montrant que ce type d'opération conduit à une plus faible différenciation des groupes identifiés. Dans le cas de la Baie du Mont-Saint-Michel, les résultats ont parfaitement mis en évidence le niveau d'introgression, plus ou moins important, des populations naturelles des quatre cours d'eau, ainsi que la dispersion des individus repeuplés dans les rivières voisines.

D'un point de vue appliqué, les résultats de ce travail ont d'importantes implications pour la gestion des populations de saumons atlantique. Une fois de plus, cette étude montre l'intérêt du suivi régulier des populations de saumons, mais également l'intérêt du recueil de chroniques de données sur le long terme, avec le stockage d'échantillons de tissus, tels que des écailles ou des fragments de nageoires, qui peuvent être utilisés, a posteriori, dans de nombreuses études. Une meilleure conservation de ces populations passe par une gestion concertée à l'échelle de chacun des grands ensembles génétiques identifiés. Cette démarche est actuellement appliquée sur la plupart de ces ensembles (e.g. Allier et Adour), et la structure observée suggère une connectivité importante des populations au sein de ces grands groupes. Ainsi, une mesure de gestion appliquée à une population peut avoir des effets sur les populations voisines. Les repeuplements sont notamment à utiliser avec précaution, étant donné leurs effets sur les populations ciblées, mais également voisines. De plus, considérant les possibles adaptations locales des populations, il est important d'éviter les pratiques de gestion introduisant des individus non-natifs, de préférer les repeuplements avec des poissons natifs issus du même groupe génétique ou de la même rivière, et de minimiser les processus de sélection en pisciculture. Néanmoins, en dépit des impacts forts des repeuplements, leur efficacité demeure très faible. Enfin, dans certains cas, les possibilités de recolonisation naturelle peuvent être importantes et la restauration d'une population naturelle est envisageable si la restauration de la qualité et de la connectivité des habitats est préalablement effectuée.

4.1.5. La réglementation de la pêche au saumon

4.1.5.1. En domaine maritime

Gestion : modalités d'encadrement

Au niveau communautaire, la réglementation des pêches sur la conservation des ressources de pêche par le biais de mesures techniques de protection des juvéniles d'organismes marins est fixée par le règlement 850/98 du 30 mars 1998, notamment son article 26 qui dispose : « Le saumon et la truite de

mer ne peuvent être conservés à bord ou être transbordés, débarqués, transportés, stockés, vendus, exposés ou mis en vente, mais doivent être rejetés immédiatement à la mer dans le cas où ils ont été capturés dans les eaux situées au delà d'une limite de 6 milles, mesurée à partir des lignes de base des états membres, dans les régions 1, 2, 3 et 4 (qui englobent les eaux bretonnes) avec tout filet remorqué. »

L'exercice de la **pêche maritime professionnelle** du saumon et de la truite de mer est soumis à la détention d'une licence « pour la pêche dans les estuaires et la pêche des poissons migrateurs » (arrêté ministériel du 15 septembre 1993).

Les conditions d'exercice de cette pêche sont fixées par une délibération annuelle du Comité national des pêches maritimes et élevages marins (CNPMM) n°66/2011 du 10 novembre 2011, approuvée par arrêté ministériel du 15 novembre 2011.

Le contingent de licences est fixé par délibération annuelle du CNPMM. Pour la campagne 2012, celui-ci s'établit à 110 licences pour la Bretagne (délibération n° 81/2011 du 08 décembre 2011 approuvée par arrêté ministériel du 30 décembre 2011). Cette licence est valable pour une période maximale de 12 mois.

Cette réglementation nationale est déclinée régionalement à travers des délibérations du Comité régional des pêches maritimes et élevages marins de Bretagne approuvées par arrêté du préfet de région (délibération « Poissons migrateurs-CRPM-2010-A du 04 décembre 2009, portant réglementation de l'exercice de la pêche maritime des poissons migrateurs pour les zones de la région Bretagne ne relevant pas du décret 94-157 du 16 février 1994 relatif à la pêche des poissons vivant alternativement dans les eaux douces et les eaux salées » approuvée par AP 2010-1006 du 05/01/2010, et délibération « CMEA-CRPM-2012-B du 02 décembre 2011 fixant le contingent « bassins » et « rivières » pour l'année 2012 approuvée par AP 2010-3496 du 11/01/2012 »).

La pêche du saumon et de la truite de mer en zone maritime ne fait pas l'objet d'un encadrement en termes de quotas ou de TAC.

La **pêche maritime de loisir**, est soumise aux « dispositions réglementaires nationales et communautaires applicables aux pêcheurs professionnels en ce qui concerne la taille minimale des captures autorisées, les caractéristiques et conditions d'emploi des engins de pêche, les modes et procédés ainsi que les zones, périodes, interdictions et arrêtés de pêche. Le ministre chargé des pêches maritimes peut, par arrêté, fixer des règles relatives au poids ou à la taille minimale de capture des espèces de poissons et autres animaux marins. Ces règles, propres à la pêche de loisir, ne sauraient être plus favorables que celles qui s'appliquent aux pêcheurs professionnels » (décret 90-618 du 11 juillet 1990 modifié, relatif à l'exercice de la pêche maritime de loisir, article 2).

Taille minimale de capture

L'article R436-62 du code de l'environnement dispose que « les dimensions au-dessous desquelles les poissons migrateurs ne peuvent être gardés à bord, transbordés, débarqués, transportés, stockés, vendus, exposés ou mis en vente, mais doivent être rejetés aussitôt à l'eau sont, **dans les eaux comprises entre la limite de salure des eaux et les limites transversales de la mer**, celles fixées à l'annexe II du règlement (CEE) n° 3094-86 du 7 octobre 1986 modifié prévoyant certaines mesures techniques de conservation des ressources de pêche », soit 50 cm pour le saumon et 35 cm pour la truite de mer.

Le règlement CE 1986R3094 a été abrogé, remplacé par le 1997R0894 qui prévoyait ces mêmes dimensions en annexe II. Ce texte a lui-même été abrogé et remplacé par le 1998R0850 qui, dans son annexe XII sur les tailles, ne prévoit plus celles du saumon et de la truite de mer. Ceci a pour conséquence qu'**aucune taille minimale réglementaire** n'existe plus actuellement au-delà de la limite transversale de la mer pour ces deux espèces.

Marquage

Le décret 94-157 du 16 février 1994 relatif à la pêche des poissons appartenant aux espèces vivant alternativement dans les eaux douces et les eaux salées (article 22), transposé depuis 2007 dans le Code de l'environnement (article R436-65), dispose que toute personne en action de pêche du saumon

atlantique (donc amateur ou professionnel), dans les cours d'eaux et canaux affluant à la mer, tant en amont de la limite de salure des eaux que dans leurs parties comprises entre cette limite et les limites transversales à la mer à leurs affluents et sous-affluents ainsi qu'aux plans d'eau avec lesquels ils communiquent, doit détenir une marque d'identification non utilisée et son carnet nominatif de pêche. L'arrêté du 16 octobre 1996 fixe les prescriptions particulières à la pêche du saumon, et précise les conditions du marquage et de la déclaration, tant pour les pêcheurs amateurs que professionnels.

De plus, les **pêcheurs professionnels** sont tenus par la délibération CNPME n° 66/2011 (article n°12) approuvée par l'arrêté ministériel du 15 novembre 2011, de marquer leurs captures avec une bague, délivrée par le comité national des pêches maritimes et élevages marins.

L'arrêté du 17 mai 2011 imposant le marquage des captures effectuées dans le cadre de la **pêche maritime de loisir** (par ablation d'une partie de la nageoire caudale) ne mentionne ni le saumon ni la truite de mer.

Il n'existe pas d'obligation de marquage pour les **pêcheurs plaisanciers** en zone maritime au delà de la limite transversale à la mer.

Obligation de Déclarations Statistiques

Les **pêcheurs professionnels** sont soumis à l'obligation déclarative des captures, prévues par la réglementation communautaire et la réglementation nationale des pêches maritimes en vigueur à savoir :

- Pour les navires de plus de 10 mètres, transmission à la Délégation à la Mer et au Littoral du port d'immatriculation du navire, des déclarations de capture, dûment renseignées dans les délais réglementaires (48 heures maximum), conformément à l'article 14, alinéa 6 du règlement CEE n° 1224/2009 du conseil du 20 novembre 2009.
- Pour les navires de moins de 10 mètres, transmission à la Délégation à la Mer et au Littoral du port d'immatriculation du navire, des fiches de pêches, dûment renseignées dans les délais réglementaires, c'est à dire au plus tard le 5 du mois suivant celui de l'activité de pêche ou « ETAT NEANT » le cas échéant, le cachet de la poste faisant foi, conformément au règlement CE N° 2807/83 annexe IV §2.1.1, par le décret n°87/273 du 26 avril 1989 modifié, et par l'arrêté ministériel du 18 juillet 1990 modifié.

Il n'existe pas d'obligation déclarative pour les **pêcheurs plaisanciers** en zone maritime au delà de la limite transversale à la mer jusqu'aux 6 milles.

Dates d'ouverture de la pêche / calendrier / limitations de pêche

Dans les « cours d'eau et les canaux affluant à la mer, tant en amont de la limite de salure des eaux que dans leurs parties comprises entre cette limite et les limites transversales de la mer, à leurs affluents et sous-affluents ainsi qu'aux plans d'eau avec lesquels ils communiquent » (Article R 436-44 du code de l'environnement), « la pêche du saumon et la pêche de la truite de mer sont interdites pendant une période de 180 jours comprise entre le 1^{er} août et le 31 juillet de l'année suivante, dont au moins 120 jours consécutifs compris entre le 1^{er} octobre et le 30 avril de la même période » (article R436-55 du code de l'environnement).

L'arrêté du préfet de région n°2011-1996 du 14 janvier 2011 définit des zones estuariennes où la pêche professionnelle et de loisir des salmonidés est interdite, et l'autorise dans les autres zones estuariennes pour la période du 10 avril au 30 septembre inclus de chaque année.

4.1.5.2. En domaine fluvial

Les modalités d'exploitation des stocks de saumons sont fixés par :

- le décret n°94-157 du 16-02-1994 (décret amphihalins) qui précise notamment :
 - o Article 20 : que pour assurer la bonne gestion et la conservation des poissons migrateurs, le préfet de région, président du COGEPOMI peut fixer pour une année civile, par bassin ou par cours d'eau ou par groupe de cours d'eau une limitation de pêche selon les modalités fixées par le plan de gestion ;

- o Article 22 : que pour permettre le contrôle des prélèvements, « tout saumon doit être muni, dès sa capture, d'une marque conformément aux prescriptions fixées par arrêtés conjoint du ministre chargé de la pêche en eau douce et du ministre chargé des pêches maritimes. »
- L'arrêté ENV9650377A du 16-10-1996 qui précise :
 - o Article 1 : que les marques sont fixées par catégories de pêcheurs et peuvent être identifiées par bassin sur décision du préfet de région président du COGEPOMI ;
 - o Article 2 : que le pêcheur doit être muni d'une marque et d'un carnet récapitulatif de ses captures ;
 - o Article 3 : que le poisson capturé doit être marqué avant tout transport ;
 - o Articles 4 et 5 : que les pêcheurs exerçant en amont de la limite de salure des eaux doivent déclarer leurs captures au Centre National d'Interprétation des Captures de Salmonidés Migrateurs.

La pêche à la ligne dans le domaine fluvial est réglementée par des arrêtés départementaux annuels qui sont pris après avis du COGEPOMI.

Ces arrêtés départementaux précisent notamment :

- les cours d'eau où la pêche du saumon est autorisée ;
- les périodes d'ouverture de la pêche ;
- les modalités de pêche autorisée ;
- les limites des cours d'eau où la pêche du saumon de printemps, et du castillon, est autorisée ;
- les Totaux Autorisés de Captures (TAC) par cours d'eau ;
- les interdictions spécifiques et les réserves de pêche.

Le pêcheur de saumons doit acquitter la « Cotisation Pêche et Milieux Aquatiques Migrateurs », baguer et déclarer ses captures au Centre Nationale des Captures de Saumons (Annexe 4 : Rappel des obligations fournis avec le timbre migrateurs).

Définition des Totaux autorisés de Captures (TAC)

En Bretagne, la gestion quantitative des stocks de saumons a été mise en place en 1996. L'objectif est de contrôler les prélèvements sur les stocks de façon à les maintenir, sur le long terme, à un niveau maximisant le potentiel de captures.

A cet effet, une méthode a été mise au point (Prévost et Porcher, 1996a ; Porcher et Prévost, 1996) afin de définir sur chaque bassin, en année moyenne :

- la dépose d'œufs nécessaire au maintien du stock ;
- la production en smolts et le retour en adultes à attendre ;
- le potentiel exploitable maximum ou TAC à fixer pour garantir une dépose d'œufs suffisante à la fin de la saison de pêche, ainsi que le maintien du stock au niveau optimal.

La méthode fait intervenir des paramètres propres à chaque bassin :

- la taille du système de production, mesurée en surface de production de juvéniles ou surface équivalente radiers-rapides (SRR en m²) ;
- la capacité d'accueil, ou densité de juvéniles, que l'unité de surface de production (SRR) est susceptible d'abriter ;
- la productivité du système, à savoir sa capacité à transformer une dépose d'œufs donnée en un grand nombre de smolts.

Lors de la mise au point initiale en 1996, la taille du système de production a été mesurée sur la base des cartographies des habitats, ou évaluée à partir de la surface de bassin versant. Les capacités d'accueil et productivité du système ont fait l'objet d'une évaluation commune à tous les bassins, à partir des données rassemblées de 1984 à 1994 lors des suivis de stocks (stations de contrôle des migrations, échantillonnages,...). Les résultats (capacité d'accueil de 3 smolts pour 100 m² de SRR, et productivité

équivalant à un smolt pour une dépose de 160 œufs) ont été appliqués à l'ensemble des bassins. Toutefois, certains bassins sont apparus comme susceptibles d'être plus productifs que la norme régionale. Pour ces bassins (Douron, Penzé, Elorn, Odet et Aven), le TAC a été calculé sur la base de la moyenne des captures des 10 années précédentes (1986-1995). Le bassin de l'Odet a fait l'objet d'un ajustement du TAC sur la base des suivis d'indice d'abondance en 1997 (Prévost et Porcher, 1996b).

Par ailleurs, une mesure de protection des saumons de printemps a été mise en place en 1999 (quota individuel d'un seul saumon de printemps par pêcheur). Cette mesure étant difficile à appliquer, un TAC spécifique pour les saumons de printemps a été calculé, par bassin, dès 2000. Ce TAC saumon de printemps favorise un prélèvement équilibré de cette composante du stock. Pour chaque bassin, ce TAC équivaut à 18 % du TAC global, exprimé en nombre d'œufs.

En 2005, lors de la révision du PLAGEPOMI, il avait été décidé de prendre en compte des nouvelles données disponibles. Il avait été proposé de réviser les TAC sur la base de ces nouvelles informations, en reprenant la méthode utilisée pour la révision du TAC des rivières de Quimper (Prévost et Porcher, 1996b) :

- sur la taille du système, à partir des surfaces de production cartographiées ;
- sur la capacité d'accueil, à partir des résultats des suivis indices d'abondance, en comparant l'indice moyen pondéré de chaque bassin à la valeur moyenne, sur la même période de l'indice du système de référence (l'Oir, affluent de la Sélune). Sur cette période, il avait été vérifié que sur les cinq dernières années, la valeur de l'indice moyen régional (31,1) était proche de celui du système de référence (31) ;
- la valeur de la productivité, basée pour tous les bassins sur une valeur estimée conservatoire (résultats des suivis de l'Oir) n'a pas fait l'objet d'une révision, faute de données disponibles bassin par bassin.

Par ailleurs, le TAC fixé en début de saison est une valeur provisoire, soumise à un ajustement pendant la saison de pêche. Le TAC saumon de printemps est fixe et ne peut pas faire l'objet de réévaluation. Par contre, le TAC castillons est réévalué au 1^{er} juillet. Cette réévaluation est basée essentiellement sur les captures réalisées. La date du 1^{er} juillet, définie en 1996, était une date suffisamment tardive pour avoir une idée de l'importance des montées de castillons. Un échappement moyen avait été évalué pour la pêcherie : 60 % des saumons de printemps et 90 % des castillons. Cela permet donc d'évaluer la dépose d'œufs potentiellement présents au 1^{er} juillet, et de la comparer à la cible de dépose d'œuf recherchée. Les règles de réajustement des TAC adoptées par le COGEPOMI des cours d'eau bretons sont :

- si moins de 50 % de la cible de dépose d'œufs est atteinte au 1^{er} juillet, les TAC provisoires seront divisés par 1,5 pour donner les TAC définitifs ;
- si 50 à 100 % de la cible de dépose d'œuf est présent au 1^{er} juillet, les TAC provisoires seront définis comme les TAC définitifs ;
- si 100 à 150 % de la cible de dépose d'œuf est présent au 1^{er} juillet les TAC provisoires seront multipliés par 1,5 pour donner les TAC définitifs ;
- si 150 à 200 % de la cible de dépose d'œuf est présent au 1^{er} juillet, les TAC provisoires seront multipliés par 2 pour donner les TAC définitifs.

Période d'ouverture de la pêche

La pêche du saumon de printemps peut être autorisée du 2^{ème} week-end de mars au 15 juin, sur les parties amont et basse des cours d'eau définis. La pêche des castillons peut être autorisée à partir du 15 juin jusqu'au 31 octobre, sur les parties basses des cours d'eau. En fonction des départements et des cours d'eau, les périodes de pêche sont plus restrictives que les périodes citées précédemment.

Les limites des parties basses et parties amont des cours d'eau

Les parties basses et parties amont des cours d'eau sont définies dans chaque département.

Les modalités de pêche autorisée, ainsi que les réserves de pêche, sont définies par chaque département.

4.1.6. Bilan des captures

L'évolution, entre 1971 et 2011, des captures de saumon réalisée à l'échelle de l'Atlantique Nord-est est donnée dans le graphique suivant. (Figure 61)

Les saumons français font partie du groupe « sud » du stock d'Atlantique Nord-est.

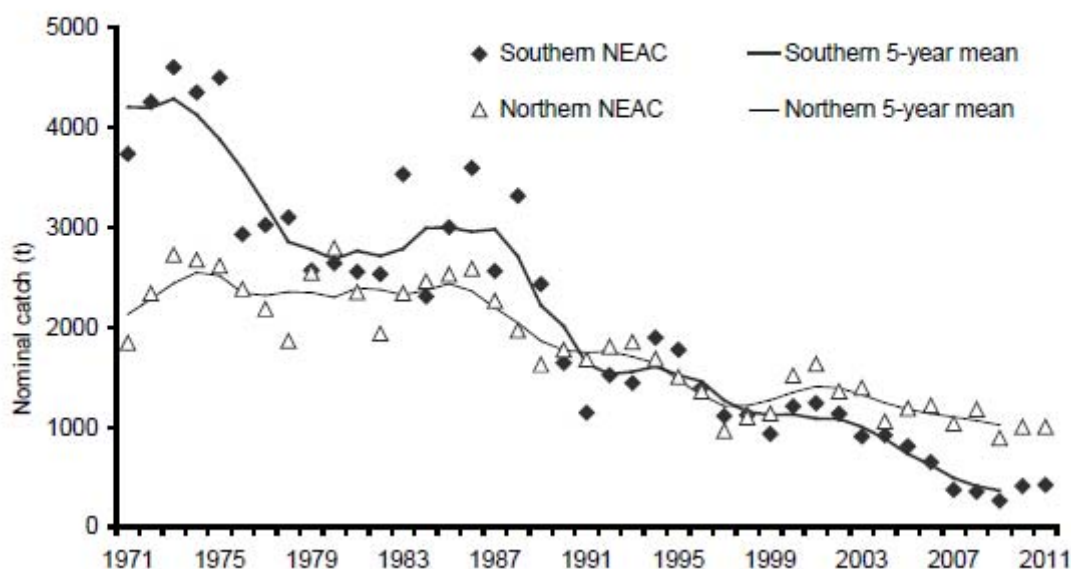


Figure 61: Captures en tonnes des saumons de la commission Atlantique Nord-est Sud et Nord.

4.1.6.1. Dans le domaine maritime

Le saumon est exploité par pêche professionnelle et amateur en zone maritime (cf : Annexe 5 : Textes relatifs à la pêche au saumon et à la truite de mer en domaine maritime (Source : DIRM NAMO)).

✓ Les captures professionnelles

Les captures professionnelles ne résultent pas d'une exploitation dirigée, mais concernent des captures accessoires dans des pêcheries recherchant d'autres espèces.

Les données de captures de saumons (Tableau 13) sont issues des fiches de pêche des marins pêcheurs transmises à France Agri Mer. La zone de capture correspond aux rectangles statistiques des zones du Conseil International pour l'Exploitation de la Mer (CIEM) (Figure 62). La zone 23 E 7 est à cheval entre les Pays de la Loire et la Bretagne, mais majoritairement sur les Pays de la Loire.

Le total des captures des marins professionnels de Bretagne est de 353,05 kg en 2009, et 393,63 kg en 2010, soit une progression de 11 %. Pour les Pays de la Loire, il est de 685,04 kg en 2009 et de 10,20 kg en 2010. Cette compression est à mettre en relation avec l'interdiction de pêche en mer prise en 2009.

Zones réglementaires de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée (Zones FAO 27 & 37)

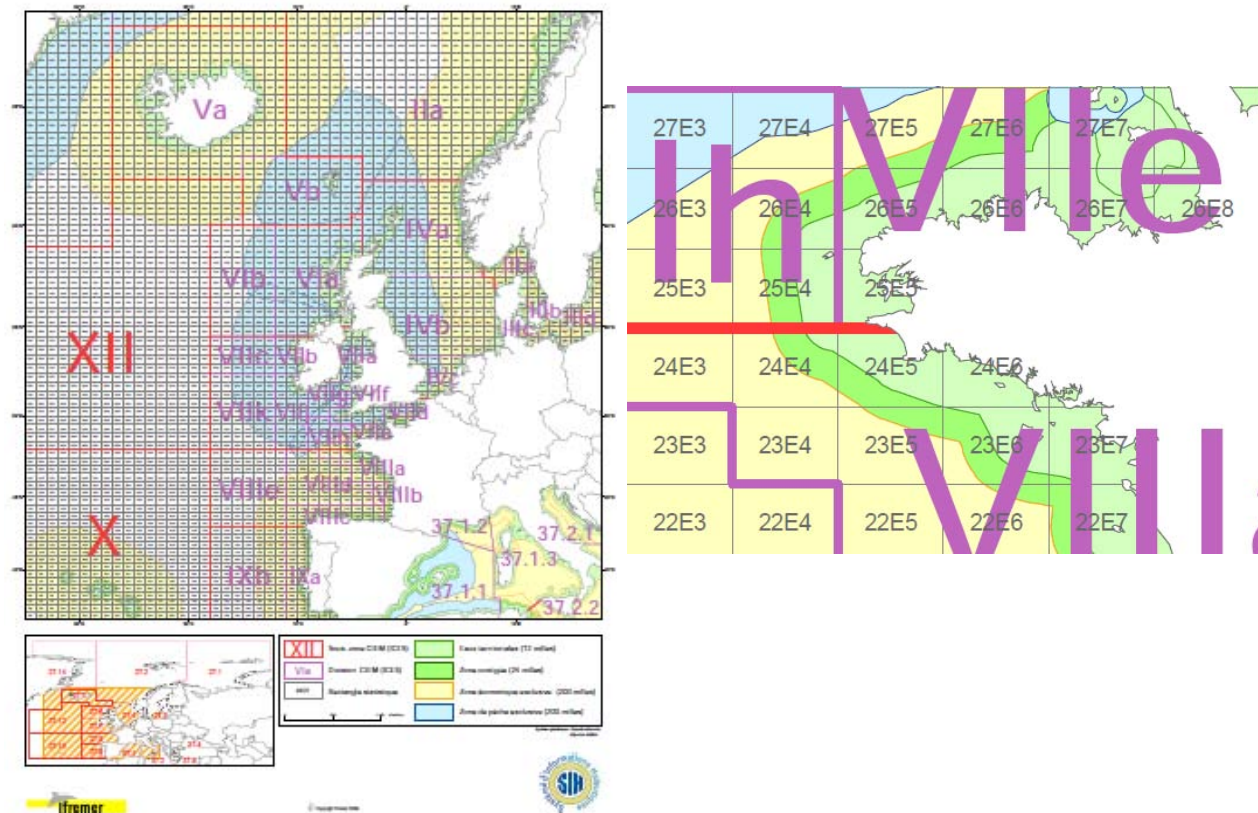


Figure 62 : Rectangles statistiques des zones CIEM de l'Atlantique nord-est et zoom sur la Bretagne

Tableau 13 : Données de captures de saumons issues des fiches de pêche des marins pêcheurs transmises à France Agri Mer

Année 2010						
		Région d'origine du professionnel				
Zone de capture rectangle statistique CIEM	POIDS (en kilos)	AQUIT	PDL	BASSE-NORM	BRETAGNE	
22E7	5,40		5,40		-	Total captures en PDL
23E7	4,80			-	4,80	
23E6	104,17		14,71		89,46	Total captures en Bretagne
24E5	29,50		-	-	29,50	
24E6	159,75		-	-	159,75	
24E7	2,50		-	-	2,50	
25E5	41,50		-	-	41,50	
26E5	55,80		-	-	55,80	
26E6	0,41		0,01		0,40	
26E7	-					
26E8	-					
TOTAL	403,83		20,12		383,71	

Année 2009						
		Région d'origine du professionnel				
Zone de capture rectangle statistique CIEM	POIDS (en kilos)	AQUIT	PDL	BASSE-NORM	BRETAGNE	
22E7	18,19		18,19			Total captures en PDL
23E7	666,85		644,45		22,40	
23E6	90,15		2,16		87,99	Total captures en Bretagne
24E5	22,90		-	-	22,90	
24E6	61,38		-	-	61,38	
24E7	11,10		-	-	11,10	
25E5	71,50		-	-	71,50	
26E5	70,50			0,10	70,40	
26E6	16,52			0,02	16,50	
26E7	3,00	3,00				
26E8	6,00	6,00				
TOTAL	1 038,09	9,00	664,80	0,12	364,17	

✓ Les captures amateurs

Les captures amateurs en zone maritime concernent les estuaires, les zones littorales et côtières. Elles sont mal connues, mais peuvent être significatives en regard des stocks qu'elles exploitent.

4.1.6.2. Domaine fluvial

Nombre de pêcheurs et effort de pêche

Jusqu'en 1999, il existait une taxe piscicole « truite de mer » et une taxe piscicole « saumon ». De 1997 à 1999, alors que la taxe piscicole « truite de mer » existait toujours, la taxe piscicole « saumon » a été remplacée par un assortiment de 2 bagues utilisées afin de marquer les saumons pris. A partir de 2000, une taxe piscicole pour les salmonidés migrateurs (truite de mer et saumon) a été instituée. Elle est remplacée depuis 2007 par une Cotisation Pour les Milieux Aquatiques (CPMA) migrateurs (truite de mer, saumon et civelle).

Avant 2000, le nombre de pêcheurs de saumons était évalué via le dénombrement des taxes « saumon » vendues. Depuis l'apparition de la taxe « salmonidés migrateurs » en 2000, qui incluait la truite de mer, puis de la taxe « migrateurs » en 2007, intégrant aussi la pêche amateur à la civelle, ce nombre doit être estimé.

Le nombre de pêcheurs à la ligne de saumons a nettement diminué entre 1986 et 1994, et s'est stabilisé à partir de 1998. A noter toutefois une légère augmentation à partir de 2005 (Figure 63).

Figure 63 : Nombre de pêcheurs, ou effectif estimé de pêcheurs, de 1987 à 2010 en France
(Centre National des Captures de Salmonidés Migrateurs)

En Bretagne, en moyenne, un peu plus de 1500 pêcheurs prennent la cotisation CPAM poissons migrateurs.

Les captures de saumons par pêche à la ligne en Bretagne

De 1963 à 2008, le total des captures de saumons en Bretagne montre une tendance à la baisse, malgré des fluctuations interannuelles (Figure 64).

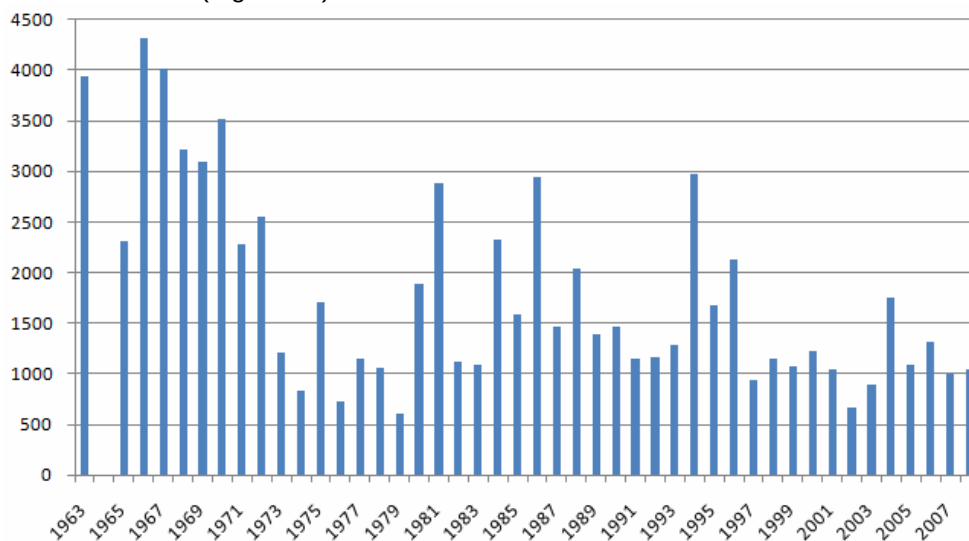


Figure 64 : Total des captures de saumons en Bretagne de 1963 à 2008 (ONEMA)

La moyenne des captures de saumons à la ligne, estimées en zone fluviale de 1998 à 2008 sur les bassins ou rivières bretonnes, sont présentées sur la Figure 65.

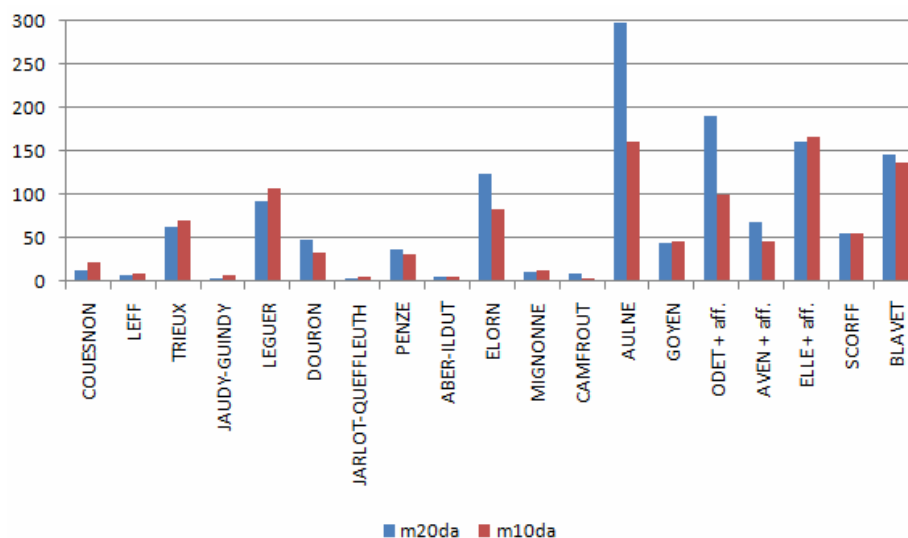


Figure 65 : Captures moyennes de saumons des 10 dernières années (1998-2008) et des 20 dernières années (1988-2008) par cours d'eau (ONEMA)

En moyenne, les castillons représentent au moins 80 % pour les stocks bretons, et même de 85 à 95 % de ceux des rivières "ateliers" que sont la Nivelle, le Scorff, l'Oir (affluent de la Sélune) et la Bresle. Cependant, la part des captures de castillons n'est généralement pas proportionnelle à leur représentation dans les stocks, car il existe une pression de capture plus importante sur les grands saumons (PHM). Compte tenu de leur raréfaction, le groupe de travail sur le saumon atlantique du CIEM recommande, depuis plusieurs années, une diminution du prélèvement des poissons de plusieurs hivers marins dans le sud et l'ouest de l'Europe. En effet, la modélisation d'abondance indique que cette composante des stocks souffre globalement d'une capacité reproductive réduite depuis plus de 10 ans.

4.1.7. Principales pressions existantes sur le saumon

Les principales pressions existantes sur le saumon atlantique sont liées à la fois à l'impact des activités anthropiques locales (activités agricoles sur les bassins, repeuplements, obstacles à la libre circulation et exploitation), et au changement climatique avéré. Ces deux grandes pressions vont alors jouer un rôle modulateur dans le fonctionnement des populations en influant sur :

- les **taux de survie en mer** qui ont fortement diminué lors des dernières années, notamment pour les saumons à plusieurs hivers de mer. Ces taux deviennent hautement variables selon la cohorte, en raison des fortes modifications du milieu marin liées au changement climatique. Au vu des études réalisées sur la phase marine, il apparaît que le stade post smolt est un stade clé pour la trajectoire de vie de l'adulte, les deux traits de vie croissance et survie étant invariablement liés dans la mise en place de cette trajectoire. Par ailleurs, le taux de survie en mer des adultes issus de juvéniles de repeuplement reste très largement inférieur (20 fois) à celui des poissons sauvages ;
- les **taux de survie en rivière**, en particulier lors de la phase sous-graviers, qui peut être actuellement considérée comme le goulot d'étranglement de la production de juvéniles de saumons en eau douce, et qui se traduit par une faible survie de l'œuf au stade smolt ;
- **l'abondance et la disponibilité des habitats en rivière**. Leur niveau de fonctionnalité dépend de la qualité physico-chimique (eau, substrat et milieu interstitiel), du taux d'hétérogénéité et des possibilités d'accès (connectivité et régime hydrique) ;
- **les stratégies de vie, avec la réduction des taux de séjours en eau douce et en mer, et les caractéristiques phénotypiques des adultes revenant en rivière** (diminution du gabarit et décalage dans le temps des périodes de migration). Plus spécifiquement, la diminution de la taille des géniteurs femelles à effectif constant se traduira par une baisse du potentiel reproducteur. De fait, cette baisse de la fécondité par femelle, associée à une faible abondance d'adultes (très forte mortalité marine), pourrait se traduire par un taux de

renouvellement de la population en dessous de la droite de remplacement (1 pour 1).

4.1.8. Conclusion sur la situation de l'espèce

Actuellement, le saumon atlantique reste relativement bien présent sur l'ensemble des cours d'eau bretons. Le niveau de recrutement en juvéniles se maintient depuis 1997 à un bon niveau malgré une plus forte variabilité entre les rivières. Néanmoins, les stocks de saumons de l'Europe du sud, dont la France et, plus précisément la Bretagne, semblent montrer une plus grande fragilité que ceux du nord de l'Europe. Cette vulnérabilité est liée à un taux de survie en mer de plus en plus variable, voire particulièrement faible certaines années. Pour compenser cette forte variabilité de recrutement d'adultes en milieu marin, il importe d'augmenter le niveau de production en eau douce. Ceci peut s'opérer de deux manières, soit :

- **augmenter les taux de survie des juvéniles en eau douce**, et notamment, lors de la survie sous graviers, en limitant l'impact des phénomènes d'érosion externe et interne dans les cours d'eau ;
- **augmenter le taux d'itéroparité de l'espèce**. A l'origine, le saumon atlantique est une espèce itéropare comme la truite, mais dans une moindre mesure. Dans la décennie 1972-1982, ces poissons à fraies multiples représentaient, en moyenne, 2,1 % des captures dans les populations de saumons du Massif Armoricaïn. Ils n'atteignent plus que 0,9 % des captures au cours de la décennie 1992-2002 (Baglinière et al., 2004), et 0,6 % pour la période actuelle 2003-2010. Cette baisse peut s'expliquer d'une part, par l'évolution de la composition des stocks, qui présentent une faible proportion (en forte régression) de poissons à plusieurs hivers de mer, majoritairement représentés par des individus femelles (80 %), alors que la composante « castillon » est constituée de plus de 60 % de mâles. Or, le taux de survie post fraie des femelles est 4,6 fois supérieur à celui des mâles (Baglinière et al., 2004). D'autre part, la dégradation de la qualité de l'eau entraîne un surcoût énergétique lors du séjour en eau douce pré- et post-reproduction. Ce surcoût peut se traduire par une augmentation de la mortalité post fraie chez des individus en état de misère physiologique, car ne s'alimentant plus depuis leur retour en eau douce. Il en résulte que, pour diminuer la mortalité post-fraie des adultes, il faut optimiser les conditions de survie des adultes après leur reproduction, et donc, entre autres, améliorer la qualité de l'eau.

Ainsi, pour augmenter la production en eau douce, le maintien / retour à une bonne qualité de l'eau et des habitats reste essentiel, car cela optimise la capacité d'accueil du milieu. Actuellement, sur certains cours d'eau comme le Scorff, l'amélioration de la qualité de l'eau et de l'habitat se traduit par un bon niveau de production en juvéniles migrants, et par un meilleur taux de survie des géniteurs après la reproduction. Cette situation est encourageante et montre qu'il serait alors possible de pallier, en partie, la baisse d'abondance du saumon atlantique sans apport de souche domestique. Une telle pratique se justifie uniquement si la population d'un cours d'eau a atteint un niveau d'abondance résiduel, et si seuls des individus natifs (saumons bretons) sont utilisés pour le repeuplement.

4.2. ANGUILE (ANGUILLA ANGUILLA)



L'anguille européenne est considérée comme étant en danger critique d'extinction dans la liste rouge des espèces de l'IUCN. Les raisons de cette inscription sont un déclin abrupt du recrutement qui risque de se poursuivre dans les années à venir. Les données récentes du groupe anguille CECPI/CIEM indiquent que le recrutement pour la période 2005-2009 est à 7 % du recrutement des années précédant le déclin.

Plus récemment, en mars 2009, l'anguille européenne a intégré l'annexe II de la convention de Washington (CITES), et le dernier constat stipule que « l'exploitation durable de l'espèce ne peut donc plus être garantie ». En effet, le niveau actuel du stock de géniteurs ainsi que son incidence possible sur le potentiel de reproduction de l'espèce se traduisent par un risque écologique grave d'effondrement complet et irréversible de la ressource.

L'espèce forme une seule population, sa gestion doit donc être envisagée de manière globale à l'échelle européenne, et non simplement à l'échelle locale. Dans ce cadre, la Commission européenne a proposé en 2005 un règlement instituant des mesures pour la reconstitution du stock d'anguille européenne (CEE 2007). Un Plan National Anguille a été remis à l'Union européenne en décembre 2008. Le plan de gestion a été approuvé par la Commission européenne le 15 février 2010.

4.2.1. Biologie de l'anguille

Aux abords du plateau continental et de la Méditerranée, les larves leptocéphales se métamorphosent en civelles. Le corps passe d'une forme en feuille de saule à une forme cylindrique en section transversale. Les civelles cessent de s'alimenter et utilisent les courants de marée pour remonter dans les estuaires. Leur arrivée se fait principalement durant la période hivernale, avec un pic en février et mars sur les côtes de Bretagne. Le réchauffement printanier des eaux s'accompagne d'une courte période de migration active en amont des estuaires. La pigmentation progresse sur le corps des civelles qui deviennent des petites anguilles et reprennent leur alimentation. Les anguilles dites « jaunes » colonisent alors les eaux côtières, les estuaires et les eaux douces. La maturité sexuelle survient à une taille de l'ordre de 35 cm pour les mâles, et de 45 cm pour les femelles. Les mâles restent en majorité de 3 à 5 ans dans les eaux continentales, de 5 à 12 ans pour les femelles. Lors de la maturation, de nombreux changements physiologiques et morphologiques interviennent. Le taux de graisse augmente, les yeux grandissent et la pigmentation rétinienne évolue afin de d'être plus efficace dans les luminosités restreintes. La couleur change pour devenir plus tranchée dorso-ventralement, ce qui donne leur nom aux anguilles argentées. La dévalaison vers l'océan se fait lors des crues, et l'on suppose que les anguilles partent en profondeur vers l'Ouest (Figure 66).

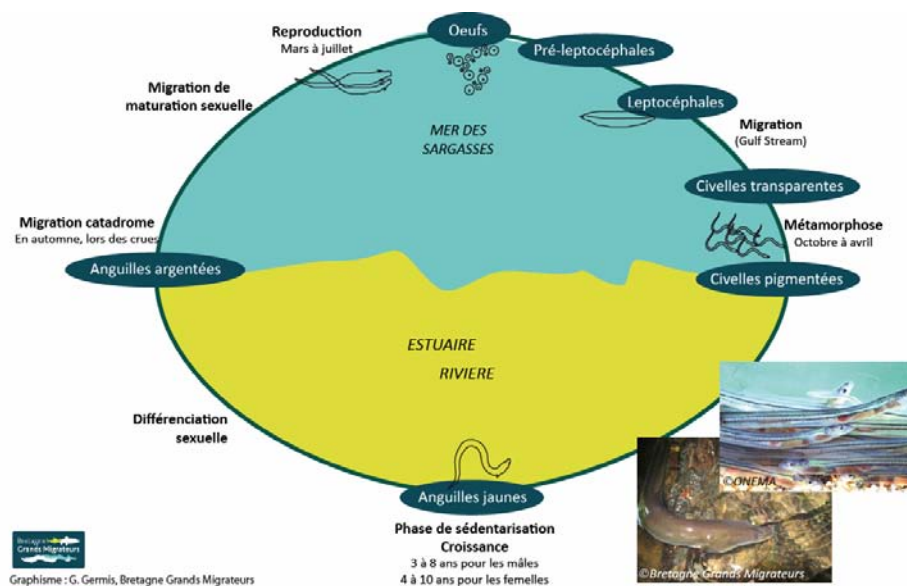


Figure 66 : Cycle biologique de l'anguille européenne (BGM)

Il n'existe pas à ce jour, de structuration génétique stable dans le temps qui permette d'identifier des sous-populations. En conséquence, l'anguille européenne constitue un stock unique commun à tous les pays de son aire de répartition.

4.2.2. Aire de répartition

L'anguille se reproduit très loin de nos côtes, probablement dans la mer des Sargasses (Figure 67). C'est à cet endroit que l'on trouve les larves leptocéphales de plus petite taille. Les larves sont transportées par le courant du Gulf Stream et la dérive Nord Atlantique et se distribuent largement le long des côtes de l'Europe et de l'Afrique du nord.

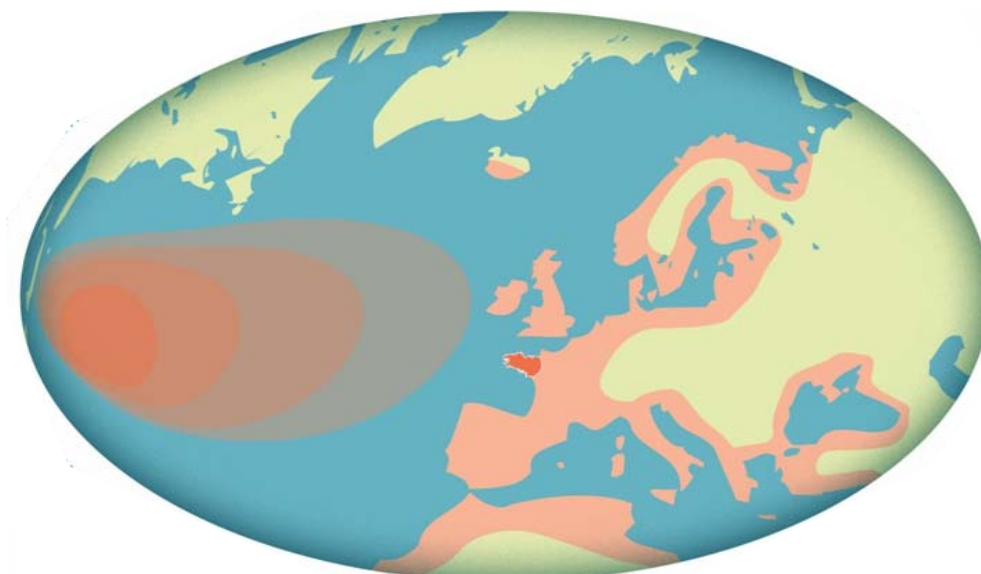


Figure 67 : Aire de répartition de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758) pour la répartition océanique des larves (ADAM, 1997 par BGM-IMAGIC).

En Bretagne, l'aire de répartition de l'anguille (Figure 68) est située sur l'ensemble des habitats d'eau douce qui peuvent être classés en deux catégories : les rivières et canaux d'une part, les étangs et retenues d'autre part.

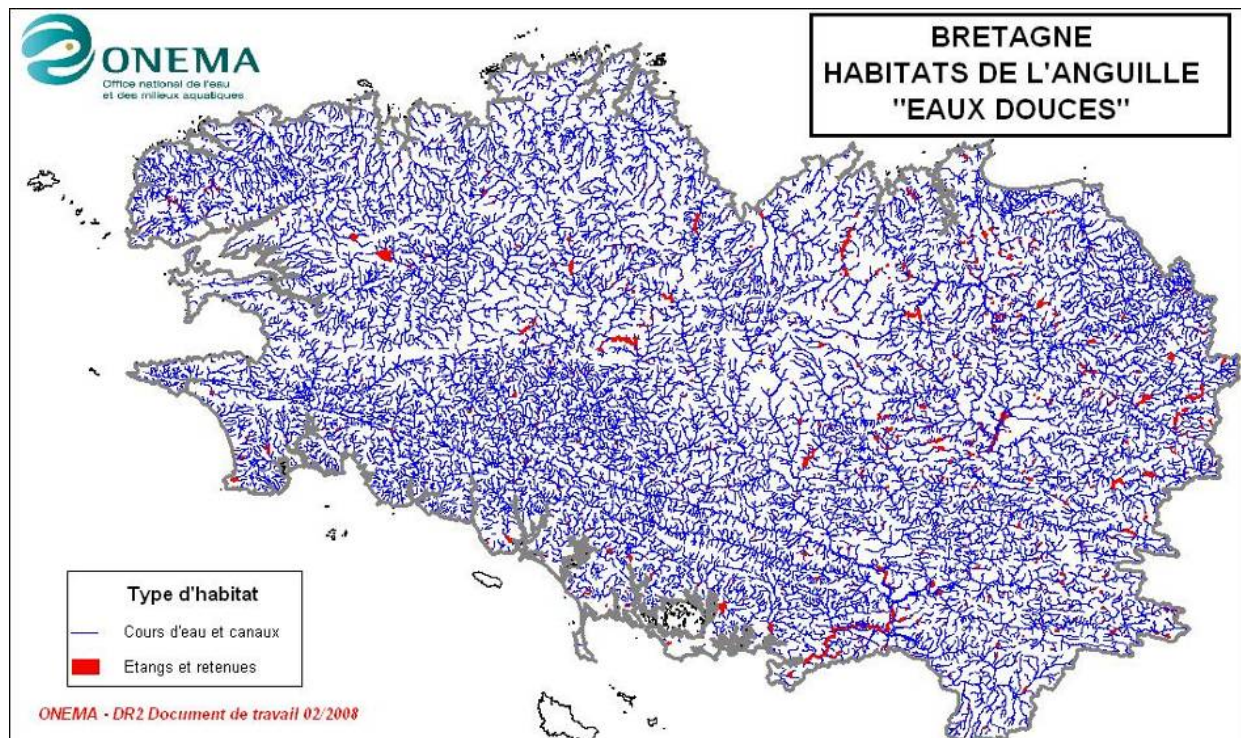


Figure 68 : Habitats de l'anguille en eaux douces (BDCarthage – AELB – IGN)

4.2.3. Estimation des stocks

Le déclin du stock d'anguilles a été observé par quelques scientifiques dès les années 1970, mais le déclin des arrivées de civelles est intervenu brutalement pour toutes les séries européennes, au début des années 1980 (Figure 69). Les raisons de ce déclin ne sont pas élucidées. La tendance du déclin est une exponentielle négative, c'est-à-dire que la chute a été importante au début et semble moins importante ensuite. En pratique, le stock est divisé par deux tous les cinq ans, et aucune modification de la tendance du déclin n'a été observée jusqu'à ce jour. Sur les cinq dernières années, les arrivées de civelles représentent à peine 7 % des arrivées observées avant 1970. La diminution du stock d'anguilles jaunes et argentées est bien moindre que celle du recrutement. Ceci pourrait indiquer une diminution du succès reproducteur. Ce type de diminution (relation dépensatoire) peut conduire, en dessous d'un certain seuil, à une situation de non retour, et donc, à la disparition de l'espèce.

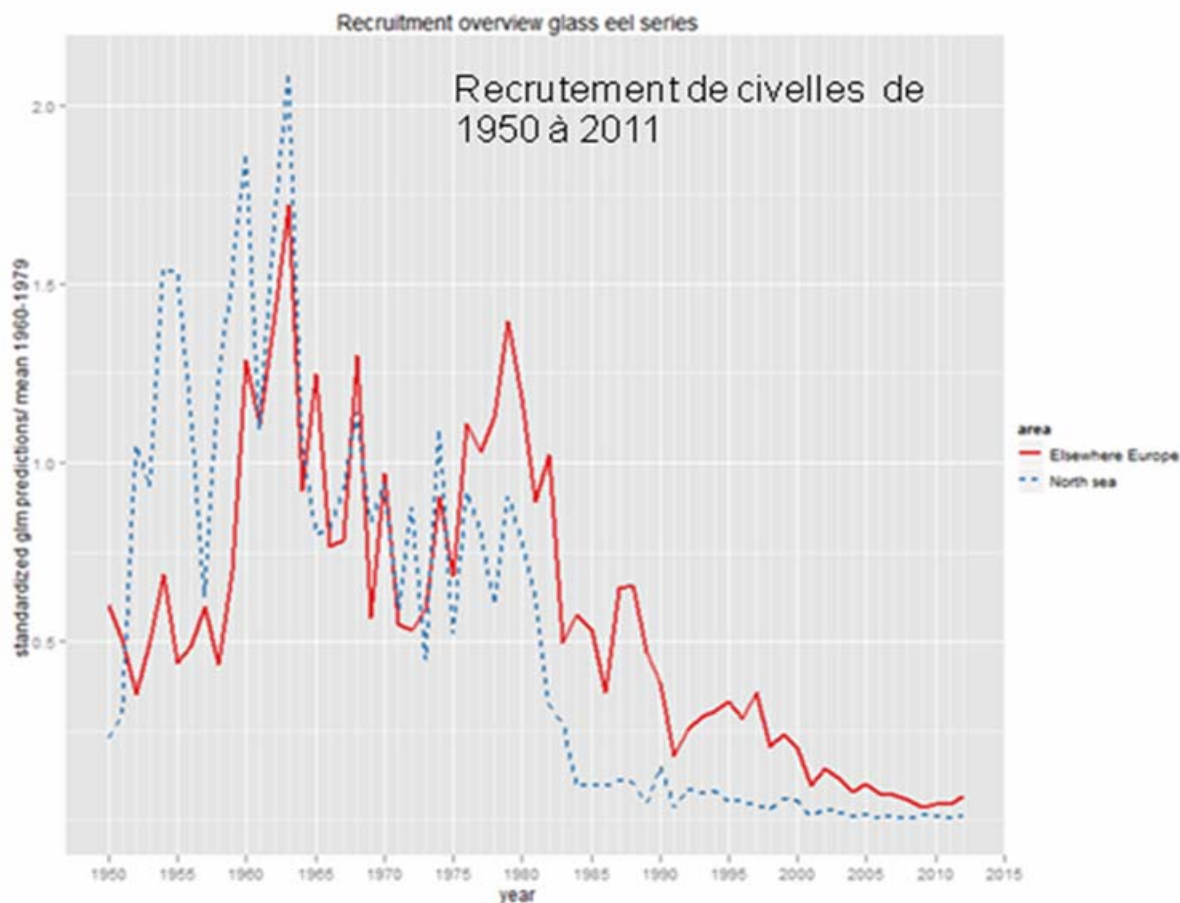


Figure 69 : Tendence du recrutement européen. Les valeurs sont standardisées par rapport à leurs moyennes 1970-1994, et présentées en échelle log sur l'axe des ordonnées- En rouge, le recrutement en Europe, et en bleu le recrutement en mer du Nord (CIEM WGEEL , 2012)

La Bretagne n'échappe pas à la diminution globale des stocks d'anguilles. Même si cette régression des densités pour tous les stades est difficile à évaluer, des suivis ont été mis en œuvre sur différents bassins bretons afin de suivre cette tendance pour chaque stade.

Les suivis des pêcheries, mais aussi sur les stations de comptage et par pêche électrique, constituent des indicateurs d'état des stocks d'anguilles sur les cours d'eau bretons.

4.2.3.1. Stade civelles et anguillettes

Bilan des migrations sur la passe à anguilles d'Arzal de 1996 à 2010 (IAV C. Briand 2010)

Sur la Vilaine, le recrutement fluvial vers le bassin versant est composé majoritairement du stade civelle, variant de 0.03 à 2.47 millions de civelles par an, soit un équivalent de 7 et 701 kg, respectivement en 2010 et 1998. Les migrations de civelles étaient de quelques centaines de kilos jusqu'en 1999 (excepté pour 1997), et ont ensuite chuté jusqu'en 2005. A cette période, des pêches scientifiques étaient effectuées après la saison professionnelle. Les migrations légèrement supérieures observées de 2006 à 2008 correspondent à l'arrêt des pêches expérimentales après 2005 et au raccourcissement de la saison de pêche. Une nouvelle chute des passages de civelles, à 44,3 puis 5.6 kg, est observée en 2009 et 2010. Le prolongement de 2 semaines de la pêche professionnelle en 2009, puis l'allongement de la saison 2010 jusqu'à fin avril en sont probablement la cause (Figure 70).

Le nombre d'anguilles jaunes comptées sur les passes a varié de 6 590 à 36 886 entre 1996 et 2003. En 2004 et 2005, ce nombre a chuté à 3 905, puis 851 individus. Il est ensuite remonté à environ 15 000 individus en 2006 et 2007 après l'arrêt des pêches expérimentales liées au repeuplement et à la capture

de civelles lors des opérations de marquage recapture. Les migrations 2008 et 2009 sont les plus fortes observées depuis l'ouverture des passes à anguilles, avec respectivement 57 894 et 71 584 anguilles jaunes. En 2007, la construction d'une deuxième passe à anguilles sur le mur guide eau en rive droite, à l'opposé de la passe précédente, n'a contribué que faiblement à la migration totale, et ne peut pas expliquer la tendance à l'augmentation des années 2008 et 2009.

En 2010, une forte diminution des effectifs de la cohorte 2010 est observée. En effet, les passages au stade petite anguillette ont été très faibles en août-septembre, alors que cette période est habituellement la plus propice à leur passage.

En conclusion, le recrutement fluvial sur la Vilaine est plus sensible aux variations du taux d'exploitation qu'à la tendance du recrutement. Il traduit principalement l'effet des mesures de gestion.

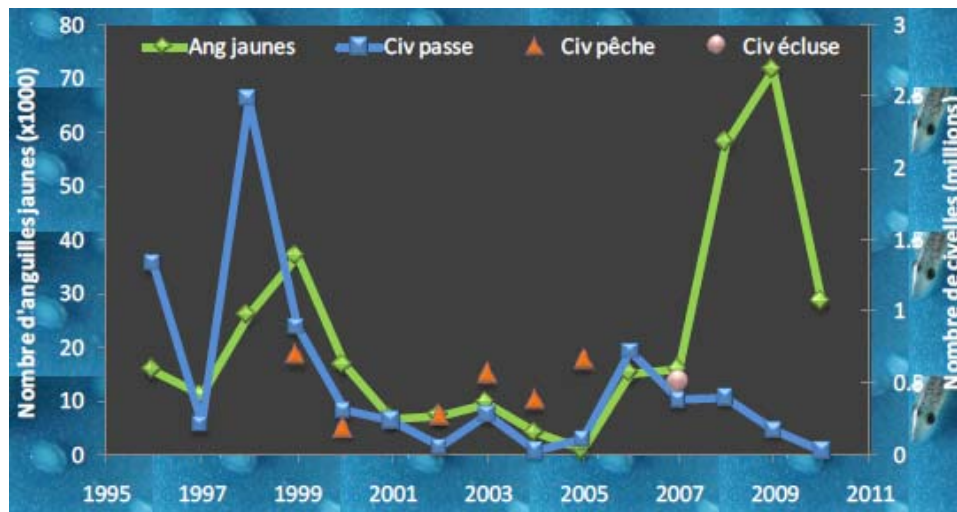


Figure 70 : Effectif des civelles et anguilles jaunes (anguillettes et anguilles) en migration et effectif des civelles pêchées lors des pêches scientifiques, entre 1996 et 2010. Des manœuvres de l'écluse en 2007 ont permis de faire passer des civelles en amont du barrage (EPTB Vilaine, 2011)

Bilan des migrations sur le barrage de Bois Joli et de Pont es Omnès sur le Frémur de 1997 à 2011 (FishPass pour BGM 2012)

Les montées constituent un des phénomènes les plus variables inter annuellement (Figure 71). Entre la plus faible montée enregistrée à Bois Joli (381 individus en 2003) et la plus forte (26 765 individus en 1998), il y a un facteur 70.

En 2011, les montées d'anguilles sur le Frémur sont très faibles avec le 2^{ème} plus mauvais recrutement à Bois Joli depuis 1997. Comparativement à 2010, les montées sont près de 12 fois plus faibles ce qui souligne l'extrême variabilité entre les années. Sur les quatre dernières années, 2 des 5 recrutements les plus élevés ont été observés (le 3^{ème} et le 5^{ème}) mais aussi le deuxième plus faible. L'hydrologie très faible durant l'année a pu avoir des répercussions directes sur le recrutement.

Les montées se sont déroulées entre mars et décembre ce qui est globalement tardif par rapport à la moyenne des années précédentes. Cette tendance au décalage dans le temps de la période de migration semble se faire ressentir sur d'autres bassins versants.

Comparativement à la moyenne des années 1997-2010, les montées de 2011 se sont plus étalées dans le temps tout en restant faible. Bien que des variations importantes existent sur le recrutement en anguillette dans le Frémur, le recrutement est globalement stable depuis 1996.

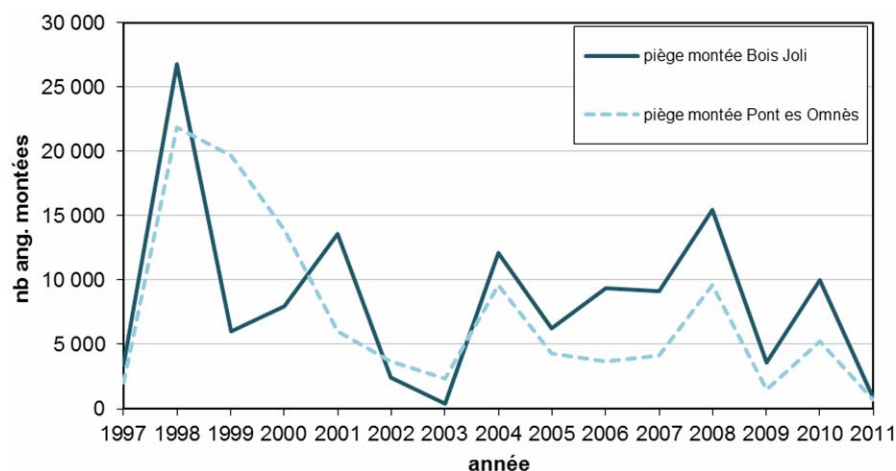


Figure 71 : Bilan des montées brutes sur les deux pièges. Frémur de 1997 à 2011 (FishPass pour BGM, 2012)

Bilan des migrations sur la passe piège de Pont Rolland sur le Gouessant de 2004 à 2011 (FDPPMA22 pour Lamballe Communauté, 2012)

Comme sur les autres stations de comptage, les effectifs piégés et les périodes de fonctionnement de la passe fluctuent de manière importante chaque année (Tableau 14). En 2004, un phénomène de « purge » du fond d'estuaire s'est produit suite à la première mise en œuvre de la passe, ce qui s'est traduit par une migration de toutes les classes d'âge. Six pics de migration d'anguillette totalisant 65,4 % des effectifs migrants ont été observés.

En 2005, la passe n'a fonctionné que 2 semaines, suite à une mauvaise alimentation en eau du dispositif de piégeage. En 2006, s'est produit un phénomène tardif et massif d'arrivée de civelles sur nos côtes. Cinq pics de migration d'anguillette totalisant 69,4 % des effectifs migrants ont été observés. En 2007, la migration a été marquée par la survenue de 4 pics de passages totalisant 69 % des captures. En 2008, le maintien à un niveau bas de la retenue pour des raisons de mise en sécurité de l'ouvrage, n'a pas permis de mener le suivi jusqu'à son terme. Deux relèves représentant à elles seules 66,7 % des captures ont été réalisées. En 2009, le pic des captures s'est produit entre la mi-juin et la mi-juillet. En 2010, la migration a été marquée par la survenue de deux pics d'anguillette fin juin et mi juillet totalisant 45 % des captures.

Tableau 14 : Effectif d'anguilles capturées à la passe piège de Pont Rolland sur le Gouessant de 2004 à 2011 (FDPPMA22 pour Lamballe Communauté, 2012)

Année du suivi	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Effectifs piégés	2012	244	118855	39117	12640	71797	179491	83749
Période de suivi	13/07 au 01/10	01/08 au 10/08	15/06 au 11/08	09/07 au 14/09	13/06 au 30/06	10/06 au 04/09	24/06 au 16/09	01/07 au 31/08
Nb de relève	20	3	24	21	7	26	27	28
Effectif moyen par relève	100.60	81.33	4952.29	1862.71	1805.71	2761.42	6647.81	2991.04
Indice de migration (ang/km² de BV)*	4.7	0.6	279	91.8	29.7	168.5	421.3	196.6
Densité attribuable (ang/100 m² de cours d'eau)**	0.3	0.03	16.3	5.36	1.7	9.8	24.6	11.5
* : 426 km²								
** : superficie en eau connue du bassin : 72,9 ha								

Bilan des migrations sur la passe piège de Moulin Neuf sur le Pont Labbé de 2002 à 2011 (FDPPMA29 N. Bourré, 2011)

Le barrage de l'étang de Moulin Neuf est le premier obstacle à la circulation rencontré sur le cours d'eau par les espèces piscicoles en migration. Il a été équipé, en 2000, d'une passe-piège à anguilles.

Selon les années et les relèves effectuées, entre 447 à 5 878 civelles et anguillettes ont emprunté la passe (Figure 72) et ont été relâchées en amont du barrage, dans l'étang de Moulin Neuf.

Les relèves effectuées depuis 2002 ont permis de comptabiliser et de libérer en amont un total de 26 862 anguilles, tous stades confondus. Ces relevés sont, très largement, dominés par le stade civelle, vu la

situation aval du barrage sur le cours d'eau, et notamment depuis 2007. Depuis 2009, le nombre de civelles comptabilisées diminue de manière inquiétante. Ce fléchissement marqué du recrutement en civelles est un signal inquiétant et les prochaines années de suivi seront essentielles pour confirmer ou infirmer cette tendance. Pour 2011, la pollution, intervenue fin avril, a pu avoir un impact non négligeable quant aux résultats de remontées.

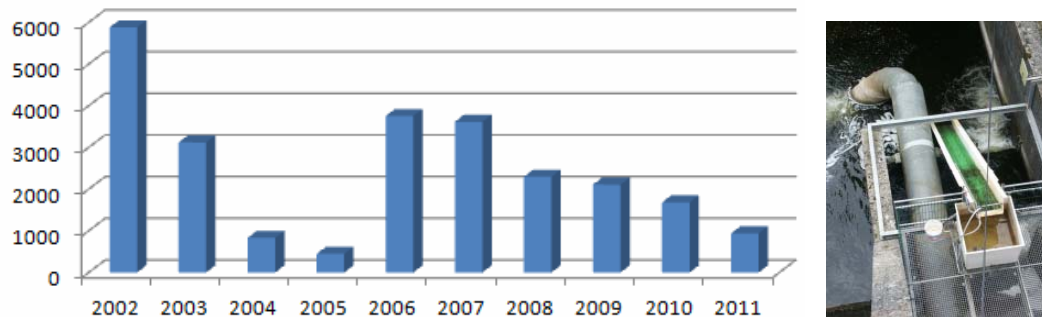


Figure 72 : Effectifs de civelles et d'anguillettes en montaison observés sur la passé piège de Moulin Neuf sur le Pont Labbé de 2002 à 2011 (FDPPMA29, 2012)

4.2.3.2. Stade anguille jaune

Toute la frange littorale montre des densités d'anguilles supérieures ou égales à 5 anguilles pour 100 m². Ces densités diminuent fortement dans le centre Bretagne, jusqu'à être inférieures à une anguille pour 100 m² (Figure 73).

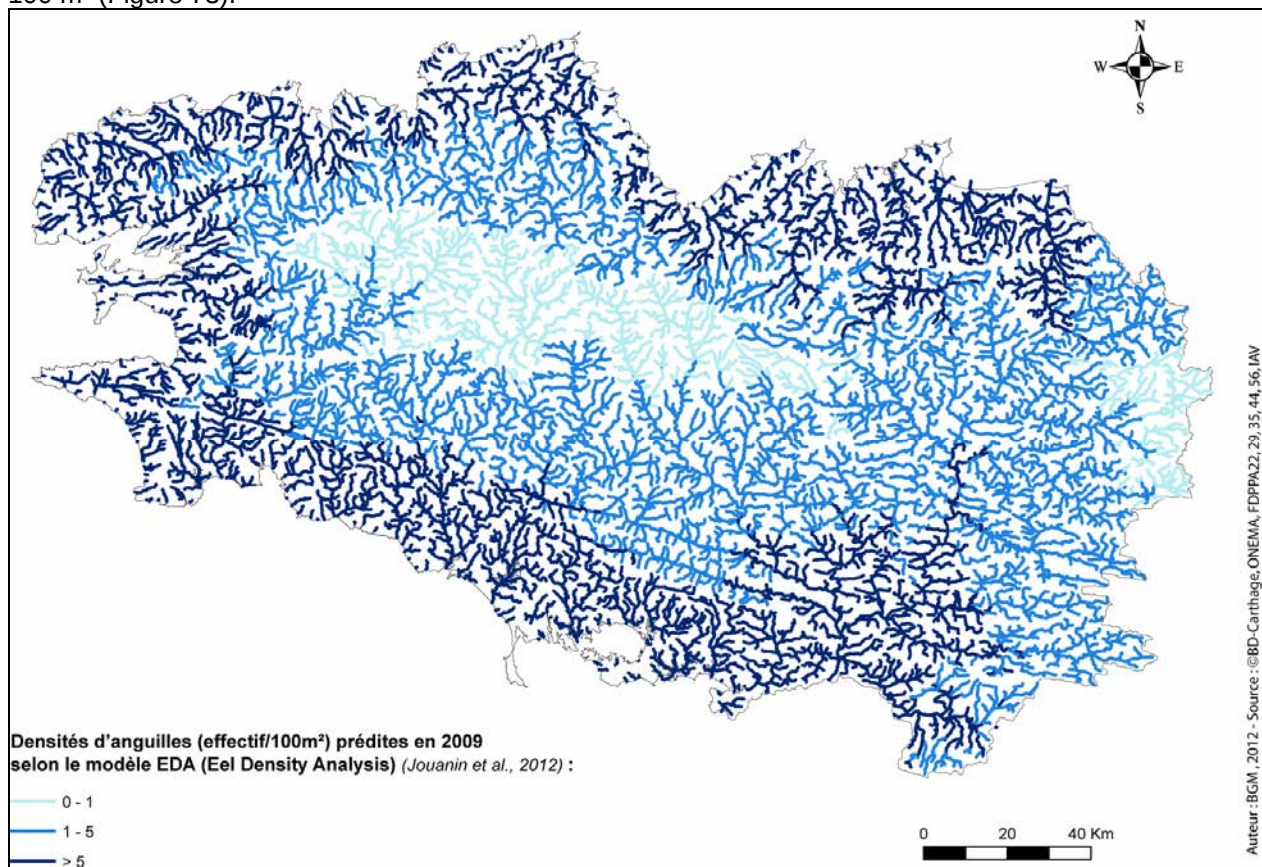


Figure 73 : Modélisation des densités d'anguilles en Bretagne (nombre d'anguilles pour 100 m²) en 2009, issue du modèle EDA (Jouanin et al, 2012)

Depuis 2007, un état des lieux des populations d'anguilles jaunes est réalisé sur les bassins bretons par la méthode des Indices d'Abondance Anguille (pêche électrique par point). La plupart des bassins ont été échantillonnés (excepté dans le Finistère). L'état des lieux se poursuit encore aujourd'hui et devrait aboutir à la mise en place d'un réseau de pêche permettant de réaliser un état des lieux annuel des populations.

La situation est très contrastée selon les bassins (BGM G. Germis 2009) (Figure 73, Figure 74 et Figure 75). Les rivières situées dans le département des Côtes d'Armor présentent des densités plus importantes d'anguilles. La majorité des bassins versants bretons échantillonnés présente une diminution des densités d'anguilles, de l'aval vers l'amont des cours d'eau, en fonction de l'éloignement à la limite tidale (observation relativement classique). Les données disponibles font apparaître une diminution rapide du niveau d'abondance de l'espèce sur les 80 à 100 premiers kilomètres à partir de la limite de marée dynamique dans une grande majorité des situations. Par ailleurs, on observe une augmentation du poids, de la taille et de l'âge des individus en fonction de leur éloignement à la mer.

Les 3 000 ouvrages transversaux répertoriés sur l'ensemble de la Bretagne entravent significativement la continuité écologique. La répartition longitudinale classique de la population est perturbée par la présence d'obstacles plus ou moins franchissables par les espèces migratrices lors de leur migration de colonisation.

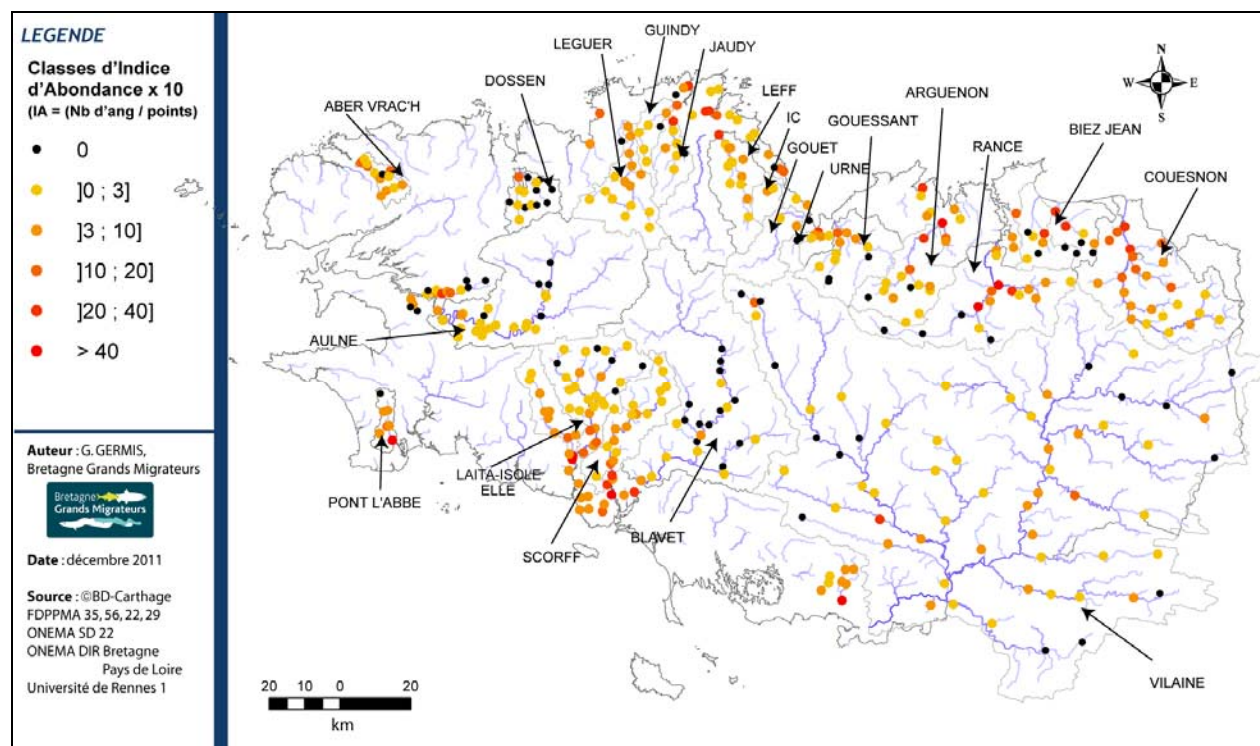


Figure 74 : Classes d'abondance d'anguilles sur les bassins bretons de 2003 à 2011 (BGM)

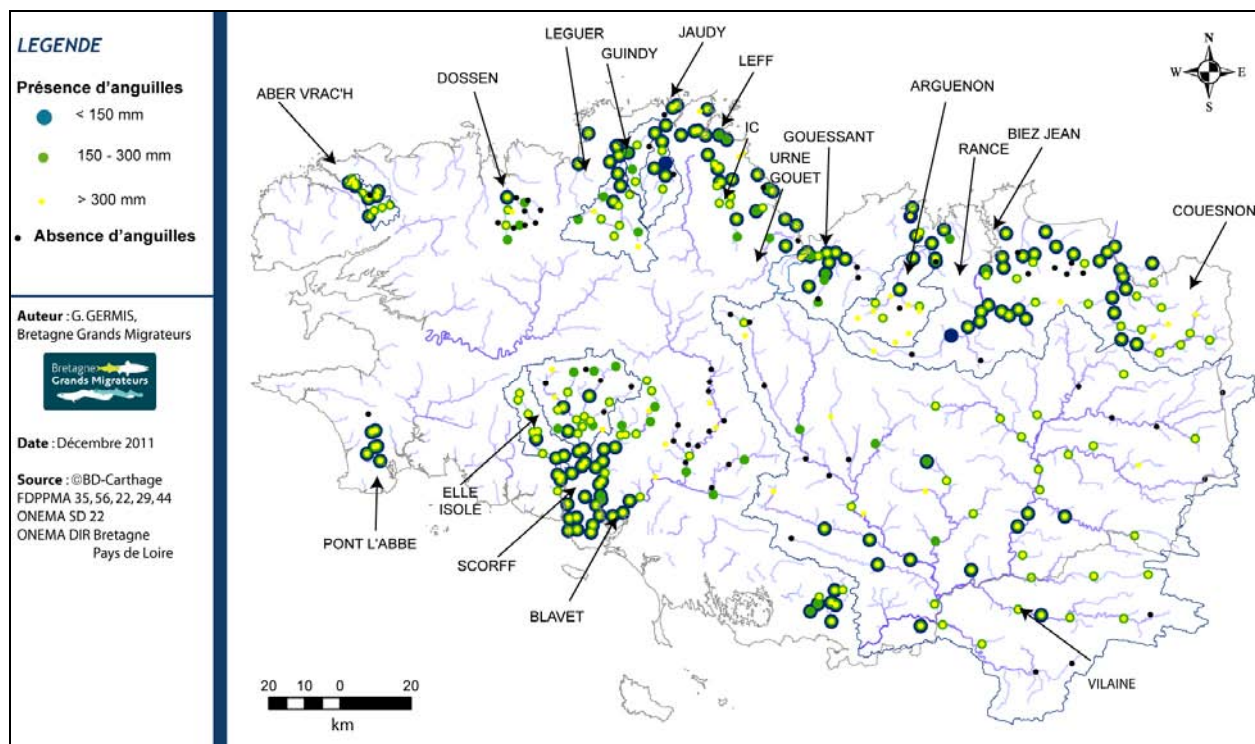


Figure 75 : Présence et absence d'anguilles par classes de tailles en Bretagne de 2006 à 2011 (par la méthode des Indices d'Abondance Anguille) (BGM)

Stock en place sur le bassin de l'Aulne (2003-2004)

La répartition des densités sur le bassin versant de l'Aulne est très hétérogène. En effet, l'étude montre que, sur l'ensemble des sites visités, la population est d'importance moyenne à faible (en moyenne 9,5 ang / 100 m²), excepté dans le sous bassin versant de la Douffine (en moyenne 61,4 ind / 100 m²) et dans quelques affluents estuariens tel que le Guilly Glaz (45,7 ind / 100 m²). Au-delà des 20 kilomètres en amont de l'estuaire, les densités d'anguilles sont relativement faibles. Elles diminuent très rapidement sur l'ensemble du bassin, notamment sur les 50 premiers kilomètres de cours d'eau, jusqu'à atteindre des densités quasi nulles au-delà des 80 kilomètres.

Le peu d'individus présents dans l'Aulne rivière et les affluents peut être corrélé au grand nombre d'obstacles à la migration qui limitent de façon importante la colonisation du bassin versant.

La répartition des classes de tailles est très inégale selon la zone étudiée. Ainsi, les affluents estuariens présentent une forte proportion d'anguilles de tailles inférieures à 300 mm alors que la partie canalisée et ses affluents continentaux présentent surtout des anguilles entre 150 et 450 mm. L'Aulne rivière présente essentiellement des anguilles de tailles comprises entre 300 et 450 mm, et secondairement 150 et 300 mm. Sur la Douffine, les anguilles de tailles inférieures à 80 mm sont bien plus nombreuses que sur l'ensemble du bassin, ce qui peut s'expliquer par une plus grande proximité à la mer de ce sous bassin par rapport aux autres. Cette structure particulière indique un bon recrutement.

En aval du barrage de la poudrerie de Pont de Buis, la densité d'anguilles est très importante mais cette population est représentée exclusivement par des jeunes. En amont du barrage, les densités retrouvées sont non négligeables, indiquant que cet obstacle n'est pas totalement infranchissable. Toutefois, la structure de tailles est beaucoup plus étalée et possède un déficit en anguilles inférieures à 150 mm qui témoigne d'un retard temporel dans la colonisation.

Stock en place sur le bassin de Pont Labbé (2007)

En moyenne, sur les sept stations pêchées, les résultats montrent une densité d'anguilles importante (76 ind./100 m²). La densité estimée varie de 0 à 346 ind./100 m² selon les stations, et diminue selon un gradient longitudinal classique. Il en est de même pour la structure de tailles : les jeunes individus

dominant sur la partie aval du bassin alors que les plus grands individus sont capturés sur les stations amont. La population est équilibrée sur le cours principal. En aval du ruisseau de Lanvern, la population est jeune. Pour le ruisseau de Saint Jean, la population est moins équilibrée, avec une absence de gros individus mais un bon recrutement pour la classe de tailles 150-300 mm.

Malgré une densité moyenne élevée, on observe une régression importante des densités dès les premiers kilomètres de cours d'eau. La première station subit l'influence des marées avec une arrivée massive de civelles, ce qui explique la forte densité estimée. La seconde station en amont immédiat du plan d'eau de Moulin Neuf subit l'influence du plan d'eau qui fait chuter la densité. Le barrage de Moulin Neuf joue un rôle de blocage partiel dans la migration des anguilles, même s'il est équipé d'une passe piège fonctionnant correctement pour la montaison. En effet, un tel équipement ne peut reproduire la migration naturelle des anguilles et le plan d'eau "absorbe" une bonne partie des anguilles une fois le barrage franchi.

Stock en place sur le bassin de la Rance (2007)

De forts effectifs d'anguilles sont observés en aval du barrage de Rophémel. La présence d'anguilles en amont est liée au fonctionnement de la passe piège de Rophémel, mais les effectifs restent faibles. Ces résultats indiquent un effet d'accumulation important au pied du barrage. Au regard des résultats obtenus lors du suivi des captures à la passe piège de Rophémel (diminution de l'indice de migration au barrage de 17,4 à 0,33 ang/km de bassin versant amont entre 1995 et 2006 ; vieillissement de la population migrante depuis 2000), il apparaît que le fonctionnement de la passe piège n'est pas optimal (probablement lié à des problèmes d'attractivité de la passe existante) et qu'elle ne permet pas d'assurer efficacement la colonisation du bassin amont.

Stock en place sur le bassin du Gouessant (2004-2011)

Les effectifs observés par pêche électrique montrent une recolonisation effective du bassin versant du Gouessant depuis 2004. Cette recolonisation est possible à partir du piégeage des anguilles au barrage de Pont Rolland puis de leur déversement en amont immédiat de celui-ci. En effet, la moyenne des densités d'anguilles, pour les stations où celle-ci est présente, est de 18,8 anguilles /100 m² de cours d'eau. Une plus forte implantation d'anguillettes est observée pour les stations du cours aval du bassin où la présence de plusieurs classes de tailles montre la mise en place progressive d'une population équilibrée. En 2008, le front de colonisation s'interrompt sur le Gouessant, au niveau de Lamballe, et sur l'Evron, au niveau du Haut Coetdigueu (Commune de Meslin). La prospection d'une station supplémentaire au niveau du ruisseau du Colombier indique une colonisation préférentielle de cet affluent de l'Evron. Le suivi de la recolonisation montre également une progression du front de migration sur le Gouessant suite à l'effacement du clapet de l'école Lauvergne.

Stock en place sur le bassin du Couesnon (2008 à 2010)

Le réseau de suivi est composé de 10 stations pour lesquelles la population d'anguilles était bien représentée lors de l'état des lieux en 2008. La population est jeune sur les 5 stations les plus aval, où plus de 50 % des anguilles mesurent moins de 300 mm. Les effectifs maximum sont observés sur la Guerge où aucun obstacle n'entrave la circulation des anguilles (132 individus capturés). Parmi les 24 stations prospectées en 2008, les densités les plus faibles étaient observées sur les stations les plus éloignées de la mer, en amont d'une succession d'obstacles très difficilement franchissables (sur le Nançon en amont de Fougères, et sur l'Everre en amont des plans d'eau). Sur ces secteurs, il s'agit de populations d'anguilles relictuelles. A plus de 35 km de la mer, les densités d'anguilles chutent rapidement. On constate toutefois de jeunes anguilles (< 300 mm) jusqu'à une soixantaine de kilomètres en amont de l'estuaire.

Dans un contexte régional, les densités observées sur le bassin du Couesnon sont un peu plus élevées. Sur la plupart des autres bassins, les densités atteignent très rapidement des densités inférieures à 5 ang / 100m².

Compte tenu des distances que sont capables de parcourir les anguilles (parfois des centaines de kilomètres), les densités devraient être supérieures sur l'ensemble du bassin du Couesnon. Cette espèce en danger d'extinction y subit en effet de nombreuses pressions (obstacles à la migration, banalisation de l'habitat, pollution de l'eau par les produits phytosanitaires, surexploitation des civelles). La situation de l'anguille reste donc très préoccupante.

A l'issue du suivi réalisé en 2010 (3^{ème} année de suivi), aucun effet direct et immédiat du nouveau barrage

de Beauvoir sur la structure du peuplement n'a été mis en évidence. Le recrutement semble stable, même si l'on peut noter une tendance à la baisse des effectifs de jeunes anguilles de 150 à 300 mm.

Stock en place sur le bassin du Blavet (2008)

Les pêches d'indices d'abondance menées sur 24 stations du bassin du Blavet ont montré une situation précaire de l'anguille sur ce bassin : les densités sont faibles, et seules les stations situées tout à fait en aval du bassin présentent de jeunes stades d'anguilles. La moitié des stations prospectées ne présente aucune anguille. Si cela confirme un problème de recrutement sur ce bassin, l'absence d'anguille atteste également les difficultés migratoires que peuvent rencontrer les individus sur le cours principal du Blavet et ses affluents.

Les obstacles à la circulation des anguilles ont un fort impact sur leur aire de répartition sur le bassin.

Stock en place sur le bassin du Leff (2008)

Les résultats obtenus par les pêches électriques réalisées sur 17 stations du bassin du Leff et des ruisseaux côtiers, amènent à constater la présence de l'anguille sur chacune des stations. Sur le Leff, les densités estimées sont toutefois « faibles à moyennes » et les possibilités de colonisation étroitement liées avec la présence de barrages. Le plus important d'entre eux, situé à Châtaudren, verrouille l'accès au quart amont du bassin. Sur les ruisseaux côtiers, les densités sont principalement « faibles », et ceci malgré la proximité de la mer qui devrait faciliter la colonisation. Cette situation s'explique le plus souvent par la présence d'ouvrages.

Stock en place sur le bassin du Dossen (2008)

Etant donné la qualité des cours d'eau du bassin versant du Dossen, aussi bien au niveau physico-chimique que morphologique (habitats), et la faible pression de pêche connue, le problème de colonisation de l'anguille proviendrait en grande partie d'obstacles à la migration anadrome (sans négliger la régression actuelle des stocks).

En effet, l'écluse de la ville de Morlaix pose un réel problème de continuité écologique. Les caractéristiques de cette écluse la rendent très difficilement franchissable par ce poisson. Etant un frein très important pour l'anguille, elle fait diminuer le potentiel de recrutement du bassin versant. Cela se constate sur la station la plus en aval qui possède une densité relativement faible par rapport à sa localisation sur le profil longitudinal du cours d'eau. Sur ce cours d'eau, l'impact du barrage de Moulin des Prés est significatif.

Un autre obstacle important se situerait dans la ville de Morlaix, où les travaux hydrauliques sur l'aval du Jarlot ont abouti à la création d'un seuil difficilement franchissable par les anguilles. Ceci se répercute par des densités très faibles à nulles pour les cours d'eau situés en amont de cet obstacle, le Jarlot et ses affluents.

Stock en place sur le bassin de la Vilaine (Indice d'abondance : 2009 et Pêches complètes : 1996-2011)

Le bassin de la Vilaine se caractérise par des densités moyennes sur les stations situées en aval du bassin. L'absence d'anguille a été observée sur 15 stations en amont des affluents de l'axe Vilaine, en raison de nombreux ouvrages qui rendent les zones amont totalement inaccessibles. Pour plus de la moitié des stations, la population d'anguille est relictuelle (moins de 10 ang/100m²). Les bassins de l'Oust et de l'Isac semblent particulièrement pauvres en densités.

La zone de colonisation active de l'espèce (individus inférieurs à 300 mm) s'étend néanmoins jusque très haut sur le bassin, à plus de 180 km de la distance à la marée dynamique.

En 2005, les densités moyennes sont passées en dessous de la cible de 30 anguilles pour 100 m² affichée par le plan de gestion, et la situation s'est encore dégradée en 2007 et 2009 (IAV B. Sauvaget C. Briand 2010). La baisse est particulièrement forte dans les secteurs aval, où les fortes densités ont sans doute conduit à la production de mâles dont le départ a probablement commencé dès 2001 (Figure 76).

Les biomasses moyennes ainsi que les densités en chute marquée dans le secteur aval, montrent que la diminution des arrivées estuariennes de civelles va avoir un impact considérable sur les populations d'anguilles jaunes du bassin versant de la Vilaine. Il convient de remarquer qu'au cours de la dernière décennie le régime de gestion des ouvrages hydrauliques a plutôt eu tendance à s'améliorer. Cependant la diminution de 20 % des taux d'exploitation n'a pas suffi à enrayer la chute des arrivées de civelles.

Pour les stations distantes de plus de 100 km, l'effet de la gestion locale, avec la construction de passes à anguilles (en 1999, 2000 et principalement 2001), a bénéficié aux civelles arrivées en 1998 et 1999. L'amélioration de la continuité écologique sur le bassin versant de la Vilaine a permis une accession plus rapide aux zones amont.

Globalement sur le bassin, et en accord avec le suivi du recrutement fluvial réalisé à Arzal, l'évolution des densités et de la structure d'âge traduit l'échec des mesures de gestion. La poursuite de la chute du recrutement et la mise en place de mesures de gestion inadaptées se traduit par une baisse importante des stocks d'anguilles jaune du bassin versant. Cette baisse devrait se poursuivre compte tenu de l'effondrement du recrutement fluvial à partir de 2009.

Les résultats obtenus sur le bassin grâce aux suivis en milieu fluvial peuvent sembler incohérents avec les résultats des suivis réalisés en estuaire, comme notamment, l'étonnante progression des effectifs d'anguilles jaunes, qui atteint des effectifs supérieurs à ceux de 1996, au début de la mise en fonctionnement de la passe d'Arzal. Cette incohérence disparaît à l'examen attentif des résultats de la passe d'Arzal, où le recrutement s'évalue en millions de civelles et en milliers d'anguilles jaunes (Figure 70). La diminution des montées de civelles est probablement la conséquence du caractère densité dépendant de la migration sur la passe d'Arzal. En effet, afin que la migration sur la passe soit effective, il est nécessaire que les civelles atteignent une certaine densité dans l'estuaire. Dans les années 1996-1998, cette densité était atteinte en deux semaines. A partir de 2005, les réductions de la pêche ont permis d'obtenir, en un mois et demi, des niveaux d'échappement plus faibles, mais aussi plus étalés dans le temps. Il est possible d'envisager une sédentarisation plus forte des civelles en estuaire à cette date, du fait de la diminution de l'efficacité des processus migratoires. Les civelles représentaient 95 % de l'effectif au début du fonctionnement de la passe, et n'en représentent plus que 50 % aujourd'hui. Ce type de tendance est observé dans d'autres estuaires européens.

La saturation de l'estuaire de la Vilaine à l'aide des mesures de gestion de pêche est donc un résultat positif à mettre au crédit de la gestion postérieure à 2005. Cet effet positif semble limité à l'estuaire, qui est un habitat réduit à sa portion congrue par la présence du barrage d'Arzal. Pour le reste du bassin, le recrutement fluvial ne suffit à maintenir les niveaux de densités, qui ont été remarquables en 1999 et qui diminuent de manière constante depuis.

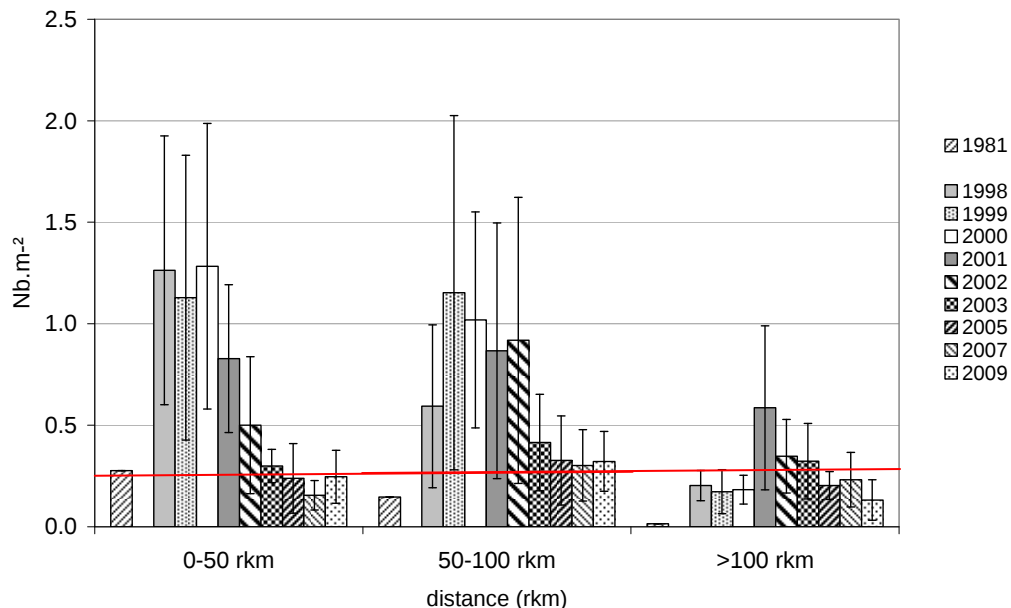


Figure 76 : Densités moyennes d'anguilles par classes de distance pour les pêches électriques de 1981 et de 1998 à 2009. Les barres d'erreur correspondent aux intervalles de confiance à 0.05. L'axe rouge représente le seuil fixé actuellement dans le plan de gestion (0.3 anguilles.m⁻²) (EPTB Vilaine)

Stock en place sur le bassin du Léguer (2009)

Les densités observées sont très moyennes. Sur la partie aval, malgré la proximité de la mer, les densités

ne dépassent pas les 50 ang/100m². Le front de colonisation remonte assez haut sur le bassin. Sur la partie aval du bassin, la population est jeune avec un bon recrutement. Elle est par contre relictuelle sur la partie amont. Les densités vers l'amont régressent rapidement avec une rupture brutale à seulement 17 km de la mer. Cette chute des effectifs ne correspond pas clairement avec la présence d'un obstacle et mérite d'être précisée. Les stations situées en amont des barrages de Kernansquillec et de Traou Long ne montrent pas d'effet d'accumulation.

Stock en place sur le bassin de l'Arguenon (2009)

La colonisation est plus importante sur certains affluents de l'axe Rosette. Les densités moyennes restent toutefois faibles, les individus de tailles inférieures à 300 mm sont présents jusqu'à l'amont du bassin. La population d'anguilles est jeune avec un bon recrutement sur l'aval du bassin. La population est relictuelle sur le cours amont de l'Arguenon et de la Rosette. Globalement, la population est en place avec un bon recrutement sur l'Arguenon et la Rosette, à Jugon les Lacs. La population est jeune sur les affluents situés en amont du bassin.

Stock en place sur le bassin de l'Aber Wrac'h (2010)

L'échantillonnage a révélé la présence d'individus sur 13 des 14 stations. L'abondance est moyenne en comparaison des autres bassins étudiés en Bretagne. La répartition et la taille des individus sont équilibrées. Il y a une bonne transparence migratoire sur le réseau hydrographique pour l'anguille et la population se répartie sur l'ensemble du bassin (dominance d'individus de moins de 300 mm sur 10 stations). Les faibles effectifs rencontrés sur certaines stations semblent essentiellement liés à un habitat peu favorable pour l'anguille. L'échantillonnage d'un petit cours d'eau avec une population relativement importante montre bien l'intérêt de préserver les petits ruisseaux côtiers pour l'anguille.

Stock en place sur le bassin du Scorff (2010)

La population d'anguilles sur le Scorff est affaiblie et présente des densités moyennes sur les parties les plus aval des bassins, qui diminuent rapidement vers l'amont. Même si des anguilles ont été capturées sur toutes les stations, la population d'anguilles est relictuelle sur plus de la moitié des stations pêchées sur le bassin du Scorff (valeur « EPA x 10 » comprise entre 0 et 3). Seule une station du bassin du Scorff présente une valeur « EPA x 10 » supérieure à 40, et deux stations sont dans la catégorie « EPA x 10 » entre 20 et 40. Sur les petits côtiers, les valeurs observées sont presque toutes dans la catégorie « EPA x 10 » entre 3 et 10, ce qui est faible par rapport à la proximité de la mer.

Le front de colonisation remonte néanmoins relativement haut avec la présence de jeunes anguilles (mais en très faible nombre) jusque sur les stations les plus en amont.

Stock en place sur les côtiers du département des Côtes d'Armor (2010)

Douze stations situées sur 9 cours d'eau de la baie de Saint-Brieuc ont fait l'objet de pêches électriques selon le protocole des Indices d'Abondance Anguille. L'anguille est présente sur 11 d'entre elles. L'abondance observée peut être qualifiée de :

- ✓ nulle pour le Douvenant qui ne semble plus abriter de faune piscicole ;
- ✓ faible pour le Parfond de Gouët, le Merlet, le Saint René, l'Ic amont et l'Urne amont ;
- ✓ moyenne pour l'Ic aval, le Ruisseau Bachelet, le Gouédic, le Saint Jean et l'Urne aval ;
- ✓ importante à l'embouchure de l'Urne.

D'autre part, là où les indices sont les plus forts sur l'aval, ceux-ci diminuent rapidement vers l'amont (cas de l'Urne et dans une moindre mesure, de l'Ic). Ce suivi révèle une dégradation des populations d'anguilles, essentiellement en lien avec la présence d'obstacles migratoires.

Stock en place sur les côtiers du département de l'Ille-et-Vilaine (2010)

Les résultats des 23 sites échantillonnés en 2010 sont variables d'un bassin à l'autre. En amont des portes à flot, le bassin du Guyoult est accessible pour l'anguille, et l'absence d'obstacle majeur permet aux jeunes individus de migrer jusqu'à une trentaine de kilomètres de la mer. Sur le bassin du Biez Jean, les barrages de Mireloup et de Beaufort, situés à moins de 20 km de la mer, s'ajoutent aux portes à flot et aux vannes aménagées dans le marais. La population d'anguilles est ainsi présente sur une surface très réduite. Sur le bassin de la Rance, dont la surface correspond à cinq fois celle du Biez Jean, la situation est très contrastée selon les affluents. Le front de colonisation se situe à une soixantaine de kilomètres de la mer sur le Linon, tandis que sur le Néal, la population d'anguilles est relictuelle en raison du barrage de

Rophémel, totalement infranchissable pour l'espèce.

Les indices d'abondance réalisés en 2010 sur les bassins du Guyoult, du Biez Jean et de la Rance mettent en évidence l'impact considérable des obstacles sur la migration des anguilles. Qu'ils soient destinés à la gestion des marais, à la production d'eau potable (Mireloup et Beaufort) ou d'électricité (Rophémel), les ouvrages sur cours d'eau réduisent considérablement l'aire de répartition de l'espèce.

Stock en place sur le bassin Laïta – Ellé – Isole (2011)

Les résultats font apparaître une population d'anguilles affaiblie avec des densités moyennes sur les parties les plus aval des bassins, diminuant rapidement vers l'amont. Même si des anguilles ont été capturées sur une majorité des stations prospectées (5 stations sans anguilles seulement), on peut noter que sur 60 % des stations pêchées sur ce bassin, la population d'anguilles est relictuelle. Deux stations seulement présentent des abondances importantes, elles sont situées très près de la mer. Le front de colonisation remonte néanmoins relativement haut avec la présence de jeunes anguilles (mais en très faible nombre) jusque sur les stations les plus en amont.

Stock en place sur les bassins du Jaudy - Guindy – Bizien (2011)

L'anguille est présente sur 15 des 16 stations prospectées des bassins du Jaudy-Guindy-Bizien.

L'abondance observée peut être qualifiée :

- d'importante sur les stations du cours aval du Guindy et du Jaudy ;
- de moyenne sur le Poulloguer, affluent du Jaudy ;
- de nulle pour le Stéren, affluent du Jaudy ;
- de faible sur le reste des stations.

Quelque soit le bassin, les abondances diminuent rapidement de l'aval vers l'amont où les populations sont essentiellement constituées d'individus en migrations (longueur < 300 mm) mais en faible densité.

Ce suivi révèle également 2 situations de blocages migratoires :

- sur le Guindy au niveau du seuil de jaugeage du Quartier du Guind ;
- sur le Poulloguer, affluent du Jaudy, en aval de l'étang de Prat.

Le croisement avec des données antérieures permet de suspecter l'existence d'autres blocages migratoires.

Stock en place sur le bassin du Frémur (de 1995 à 2011) (FishPass pour BGM 2012)

On note une chute importante de la densité depuis 2006 (Figure 77), date de la vidange de Bois Joli. En 2011, la densité en anguille dans le bassin versant paraît se stabiliser par rapport à 2010 où la densité moyenne obtenue en milieu lotique constituait la valeur la plus faible depuis le début du suivi en 1995 (moyenne interannuelle : 0.37 ind./m², valeur 2010 : 0.20 ind./m²). Cette tendance à la baisse des densités est significative sur la période 1995-2011. La biomasse est toujours en diminution, mais moins vite, car les individus présents sur les stations grossissent. On assiste ainsi à un problème de remplacement des individus qui disparaissent du stock (mortalité et/ou migration d'avalaison). Pourtant, cette baisse des densités n'est pas corrélée au recrutement. Des hypothèses peuvent être avancées : mortalité importante, ou stockage dans la retenue de Bois Joli qui, lors de la vidange, a perdu une partie de son peuplement, laissant ainsi un habitat vaquant.

Le faible recrutement de 2011 ne semble pas se répercuter sur les densités observées sur le bassin versant.



Figure 77 : Evolution annuelle de la densité et de la biomasse d'anguilles sur le Frémur de 1995 à 2011 (secteurs de pont Avet, Pont es Omnès exclus, Villou exclu en 2007) (FishPass pour BGM, 2011)

4.2.3.3. Stade anguilles argentées

- **Bilan des migrations d'anguilles argentées sur le barrage de Pont es Omnès** (FishPass pour BGM 2012)

Il semble qu'une nette diminution du nombre de dévalantes soit observée au niveau de Pont es Omnès (Figure 78). La dévalaison 2011-2012 est encore incomplète à la date de rédaction mais il s'agit de la plus faible observée depuis le début du suivi (29 individus). La faible dévalaison est à mettre en relation avec la faible hydrologie de 2011 et l'absence de surverse au niveau du barrage de Bois Joli.

La part des individus de taille inférieure à 450 mm est en nette augmentation avec 71 % des effectifs (proportion la plus importante depuis 1999). Le pourcentage d'anguilles argentées parmi les dévalantes est le plus faible depuis le début du suivi (79 %).

Le période de dévalaison des anguilles sur le Frémur est dépendante de la gestion du barrage ; lorsque la gestion du barrage s'effectue par la vanne de fond et non par surverse, les poissons sont susceptibles d'être fortement impactés (vanne à jet creux).

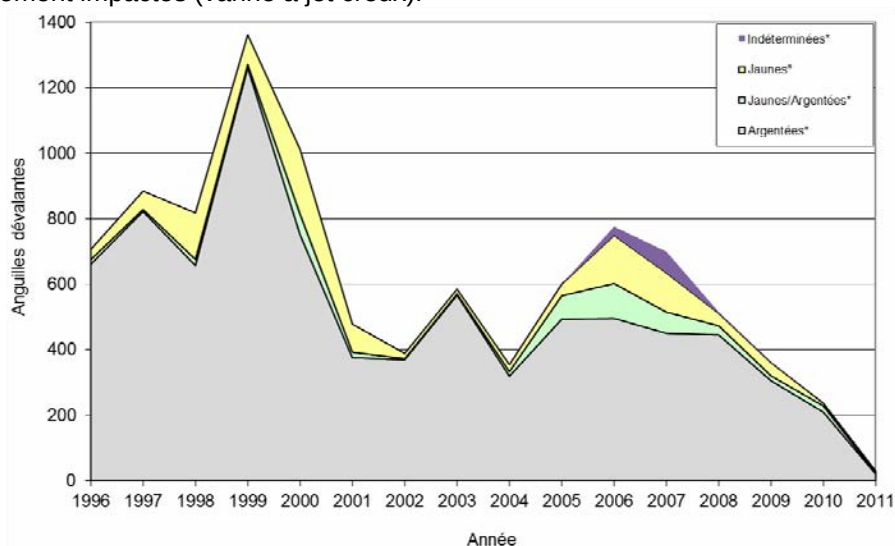


Figure 78 : Stades et effectifs cumulés par années des anguilles capturées au piège de pont es Omnès de 1996 à 2011. « Effectifs corrigés » (FishPass pour BGM, 2011)

4.2.4. La réglementation de la pêche à l'anguille

L'anguille européenne bénéficie depuis trois ans de deux protections juridiques indépendantes qui sont mises en place afin d'enrayer le déclin de l'espèce. Ces protections juridiques s'appliquent à tous les stades biologiques de l'animal ; le stade alevin ou civelle, le stade anguille jaune adulte et le stade anguille argentée ou d'avalaison (reproductrice) adulte.

Il s'agit de la Convention de Washington ou C.I.T.E.S. qui encadre son commerce international et du Règlement R(CE) n°1100/2007 du 18 septembre 2007 transcrit en France sous forme de Plan de Gestion Anguille qui vise la reconstitution des stocks par la réduction de l'ensemble des facteurs de mortalité de l'espèce dont la pêche, tant récréative que professionnelle, maritime que fluviale.

Ainsi, pour la France, le commerce national et les exportations intra et hors CE sont soumises à des contraintes de traçabilité d'autorisations et de provenance licite des produits. La pêche de tous ses stades biologiques est soumise à des périodes de fermetures et des quotas de capture sur un stock défini comme UGA (Unité de Gestion Anguille). Le plan de gestion Anguille s'applique à une UGA dont la limite géographique amont est 1000 mètres d'altitude et la limite aval, jusqu'à une distance de 100 mètres de la limite continentale des basses mers des marées de vives eaux (surface géographique potentiellement colonisable par l'anguille).

4.2.4.1. Dans le domaine maritime

Pour les amateurs, la pêche de la civelle et de l'anguille d'avalaison est interdite pour cette catégorie. Ils sont, comme les professionnels, soumis aux déclinaisons réglementaires du PGA France concernant des dates d'ouverture et de fermeture de la pêche de l'anguille jaune. De plus, la pêche de cette espèce (anguille jaune) n'est autorisée qu'une demi-heure avant le lever du soleil jusqu'à une demi-heure après son coucher. Ils ne sont pas soumis à la détention d'un carnet de déclaration. Ils ne sont pas soumis à quota de capture.

Les pêcheurs professionnels doivent être détenteurs de la licence CMEA ; licences contingentées et valables une année. Il est précisé la mention civelle ou anguille jaune en fonction du stade biologique ciblé. Cette pêche est soumise à des dates d'ouverture et de fermeture prises par Arrêté Ministériel.

De plus, concernant le stade biologique civelle, des quotas de capture sont imposés dans l'UGA ; ces quotas se déclinent en un quota consommation et un quota repeuplement. Lorsqu'un quota est atteint, la pêche est fermée par Arrêté ministériel.

Ces produits de pêche sont soumis à obligation de déclaration statistique ainsi qu'à traçabilité sur l'ensemble de la filière.

4.2.4.2. Dans le domaine fluvial

Les pêcheurs aux lignes sont soumis aux Arrêtés préfectoraux annuels qui prévoient :

- les dates d'ouverture et de fermeture ;
- parfois une taille légale de capture ;
- l'obligation d'enregistrer les captures dans un carnet de déclaration ;
- l'interdiction de pêche de nuit : la pêche est interdite depuis une demi-heure après le coucher de soleil jusqu'à une demi-heure avant son lever ;
- l'interdiction de la pêche de la civelle et de l'anguille d'avalaison.

Les pêcheurs amateurs aux filets et engins doivent se déclarer auprès de la DDTM (Arrêté ministériel du 22 octobre 2010). Les conditions de délivrance de cette autorisation ont été précisées par l'arrêté du 4 octobre 2010 relatif à la mise en œuvre du d'autorisation de pêche de l'anguille en eau douce.

Ils sont soumis aux Arrêtés préfectoraux annuels qui prévoient :

- les dates d'ouverture et de fermeture ;
- parfois une taille légale de capture ;
- l'obligation d'enregistrer les captures dans un carnet de déclaration ;
- l'interdiction de pêche de nuit : la pêche est interdite depuis une demi-heure après le coucher de soleil jusqu'à une demi-heure avant son lever ;

- l'interdiction de la pêche de la civelle et de l'anguille d'avalaison.

Pour les pêcheurs professionnels, la pêche de l'anguille en eau douce est régie par les dispositions des articles R.436-65-1 à R.436-65-8 du code de l'environnement, issues du décret n° 2010-1110 du 22 septembre 2010 pris pour l'application du règlement (CE) n° 1100/2007 du Conseil du 18 septembre 2007 instituant des mesures de reconstitution du stock d'anguilles européennes.

La pêche de l'anguille est interdite :

- en dehors des unités de gestion de l'anguille dont les limites sont fixées par arrêté du préfet de région, conformément à l'article R.436-65-1 ;
- en dehors des périodes définies par arrêté des ministres chargés respectivement de la pêche en eau douce et de l'agriculture : arrêtés du 29 septembre 2010, arrêté du 28 octobre 2011 pour la pêche de l'anguille de moins de 12 cm.

Autorisation

Tout pêcheur professionnel en eau douce qui pratique la pêche de l'anguille (anguille de moins de 12cm, anguille jaune, anguille argentée) doit détenir **une autorisation** en application des articles R.436-65-3(II), R.436-65-4(II), et R.436-65-5(II).

Cette autorisation, délivrée par le préfet de département, comporte notamment les informations relatives :

- aux engins (nature, dimensions, nombre) que le pêcheur peut utiliser ;
- l'unité de gestion, les lots ou le secteur où la pêche est autorisée ;
- le stade de l'anguille ciblée.

La licence délivrée aux locataires du droit de pêche de l'Etat sur le domaine public tient lieu de cette autorisation et comporte les mêmes informations.

Enregistrement et déclaration des captures

En application de l'article R.436-64, pour assurer la traçabilité des captures, tout pêcheur professionnel en eau douce :

- enregistre ses captures dans un carnet de pêche ;
- déclare ses captures au moyen d'une fiche de pêche : la rigueur attachée à la déclaration, notamment l'inscription dès le 1^{er} gramme pour la civelle – arrêté du 22 octobre 2010 - "point 3 de la Circulaire du 4 février 2011", nécessite la pesée dès le débarquement. Ces renseignements précis sont inscrits dans la fiche de déclaration, puis reportés soit sur le bon de transport, soit sur le document de prise en charge, soit sur la note de vente. L'envoi (ou la télé déclaration) de cette fiche s'effectue dans les deux jours s'il s'agit d'anguille de moins de 12 cm et au plus tard le 5 du mois suivant les captures pour les anguilles jaune et argentées. L'annexe (point 6) de l'arrêté du 22 octobre 2010 indique les modalités de déclaration de captures.

4.2.5. Bilan des captures

Pêcheurs amateurs aux lignes

(BGM G. Germis 2008; BGM G. Germis 2009; BGM G. Germis 2010)

Les captures d'anguilles par les pêcheurs amateurs aux lignes ont été évaluées en 2007 et 2009 en Bretagne, à l'aide d'une enquête réalisée par Bretagne Grands Migrateurs et les Fédérations de Pêche bretonnes.

En 2009, les captures bretonnes représentent entre 120 931 et 131 278 anguilles (moyenne de 126 104 individus).

Entre les captures de 2007 et celles de 2009, l'effectif d'anguilles pêchées diminue de 37 000 individus à l'échelle de la Bretagne. Cette diminution est effective dans les 4 départements bretons (Figure 79). En 2009, les captures affichent une baisse moyenne d'une anguille par pêcheur. Cette tendance avait déjà été constatée dans les départements du Morbihan et de l'Ille-et-Vilaine sur les captures de 2008.

Cette diminution des captures peut s'expliquer notamment par une proportion moins importante de pêcheurs capturant régulièrement l'anguille. En effet, ils représentaient 15,4 % des pêcheurs en 2007 contre 6,3 % en 2009.

Le poids d'anguilles capturées en Bretagne est estimé en moyenne à 29,7 tonnes. En 2007, les prélèvements d'anguilles ont été estimés à 39,7 tonnes.

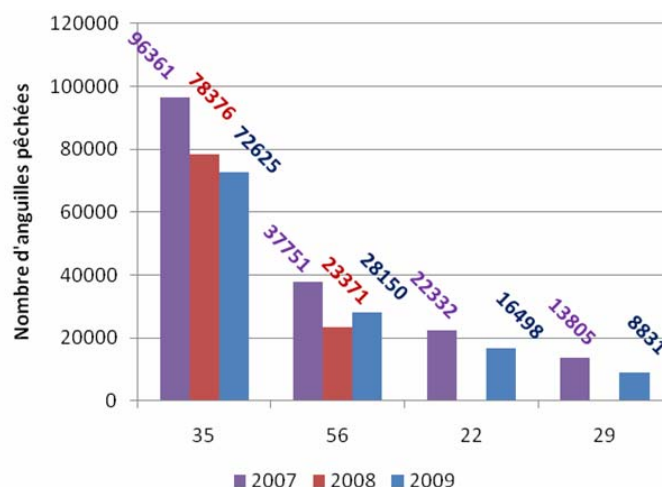


Figure 79 : Effectifs d'anguilles pêchées en Bretagne entre 2007 et 2009 (BGM, 2010)

Pêcheurs amateurs aux engins

(BGM G. Germis 2010)

Les pêcheurs amateurs aux engins et aux filets sont de l'ordre de 230, et pratiquent uniquement sur le bassin de la Vilaine.

Le nombre de licences a peu évolué entre 2000 et 2009, avec 225 à 239 licences par an. A l'inverse, le nombre de pêcheurs amateurs aux lignes et aux filets ayant déclaré leurs captures d'anguilles varie fortement, et diminue depuis 2000 (Figure 80). Seuls 12 pêcheurs ont déclaré leurs captures en 2009 alors qu'ils étaient 130 en 2000 (Tableau 15). Chaque année, alors qu'il y a environ 230 licences, seules 75 déclarations sont enregistrées en moyenne (près de 77 % des pêcheurs ne déclarent pas leurs captures).

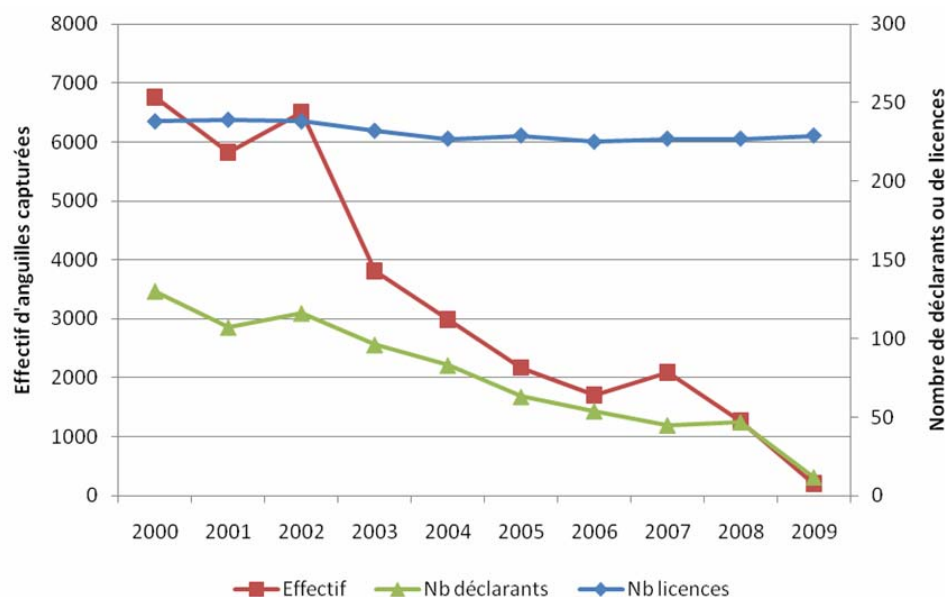


Figure 80 : Effectifs d'anguilles capturées et déclarées et nombre de pêcheurs amateurs aux engins et aux filets ayant déclaré leurs captures entre 2000 et 2009 (ONEMA – Données SNPE et données FDPMA35 et 56)

Tableau 15 : Déclarations de captures d'anguilles sédentaires par les pêcheurs amateurs aux engins et aux filets de 2000 à 2009 (ONEMA – Données SNPE)

Année	Effectif	Poids (kg)	Nb déclarants
2000	6755	1473	130
2001	5829	1443	107
2002	6498	1297	116
2003	3813	794	96
2004	2990	773	83
2005	2170	508	63
2006	1703	356	54
2007	2095	462	45
2008	1263	314	47
2009	203	75	12

D'après les données issues du SNPE et des Fédérations de Pêche du Morbihan et de l'Ille-et-Vilaine, il est possible de faire une estimation des captures par les pêcheurs amateurs aux engins et aux filets (Figure 81).

L'effectif estimé des captures varie entre 3 847 anguilles en 2009 et 13 332 en 2002. Les captures représentent 9 164 anguilles par an en moyenne entre 2000 et 2009. Le poids varie entre 1,4 tonnes en 2006 et 3,2 tonnes en 2001, avec une moyenne de 2,1 tonnes.

De manière générale, le nombre de captures diminue depuis 2000 alors que le nombre de licences est stable. En 2009, les captures d'anguilles par les pêcheurs amateurs aux engins et aux filets ont encore chuté pour atteindre le niveau le plus faible depuis 2000, soit une estimation de 3 874 anguilles pêchées représentant 1,4 tonnes environ.

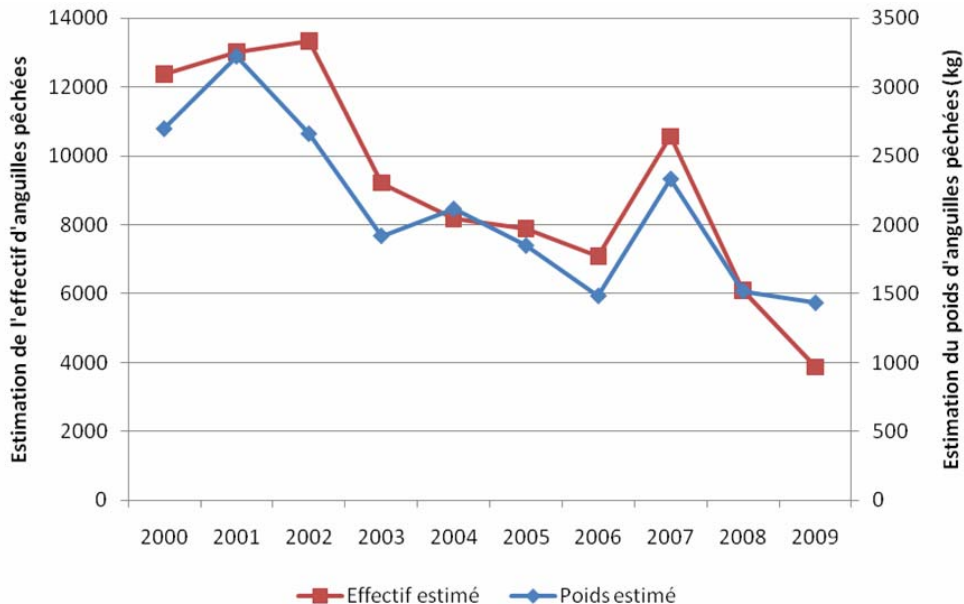


Figure 81 : Estimation des effectifs et poids d'anguilles pêchées par les pêcheurs amateurs aux engins et aux filets (BGM, 2010)

Pêcheurs professionnels

Dans le domaine fluvial

Seul le cours principal de la Vilaine fait l'objet d'une exploitation par huit pêcheurs professionnels. La majorité de ces pêcheurs ciblent plutôt le sandre que l'anguille.

Suivi de la pêche de civelles de 1995 à 2009 sur la Vilaine

La baisse continue des captures sur la Vilaine (Figure 82) traduit l'état actuel du recrutement et donc, du stock d'anguilles. Les adaptations de l'effort de pêche par la pêche de Vilaine, avec la réduction des dates de captures, restent marginales et ne permettent pas un niveau d'exploitation soutenable du stock au niveau du bassin versant. Les captures, qu'elles soient de source mareyeur ou issues d'une compilation des fiches de pêche par le comité local des pêches, restent proches. Elles sont corrigées d'une estimation du recrutement tardif sur le bassin versant.

La fermeture de l'estuaire de la Vilaine par le barrage d'Arzal bloque la remontée des civelles. Près de 90 % d'entre elles sont capturées, dans l'estuaire, par la pêche professionnelle. Selon les saisons, 110 à 160 bateaux pêchent au pied du barrage d'Arzal.

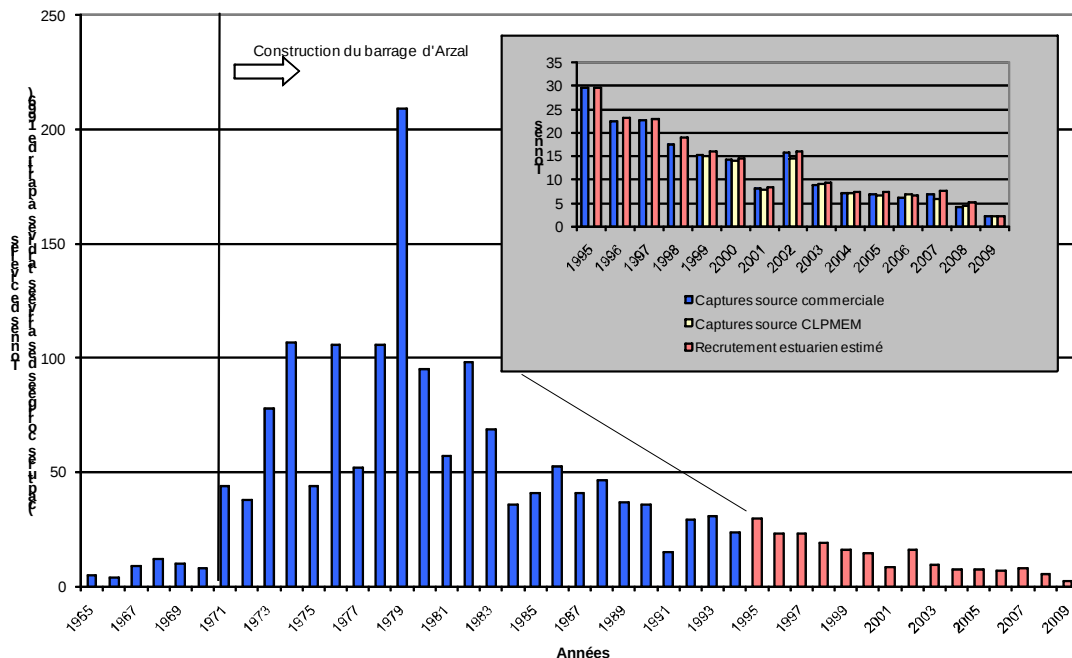


Figure 82 : Tendence des captures de la pêche de civelles d'Arzal entre 1965 et 2009 (EPTB Vilaine)

4.2.6. Opérations spécifiques concernant l'espèce

4.2.6.1. Transport de civelles de l'estuaire vers le bassin de la Vilaine

En Vilaine, les décisions de gestion ont en partie reposé sur la mise en place d'opérations de pêches expérimentales et de transport de civelles destinés à compenser la diminution des montées sur la passe à civelles. Ces opérations de transport ont eu lieu en 1999, 2000 et de 2001 à 2005.

L'analyse de la survie des civelles après transport, réalisée dans des ruisseaux de taille suffisamment réduite pour permettre un échantillonnage systématique de leur abondance, a conduit à des valeurs extrêmement faibles. Ces éléments, de même que la connaissance des problèmes de survie des civelles après pêche (Briand et al., 2008), amènent à vouloir tester l'hypothèse d'une survie différente entre les civelles migrant sur la passe, et celles transportées après pêche expérimentale.

L'hypothèse formulée est que les densités dans les cours d'eaux ont, après quelques années, une importance linéairement liée au recrutement fluvial. Le recrutement fluvial net de civelles est calculé avec une mortalité différente entre les civelles franchissant la passe et les civelles transportées après pêche.

Trois hypothèses sont posées :

- H1 : une survie identique en fonction des deux sources (60 % de mortalité) ;
- H2 : une survie plus faible des civelles transportées (80 % de mortalité) ;

H3 : une survie nulle des civelles transportées.

Ces données sont comparées à l'évolution des densités analysées dans la zone aval (0-50 km), qui est également celle où la majorité des transports ont eu lieu pour la période concernée.

Les résultats de l'analyse sont les suivants : la corrélation entre 1/ la série de recrutement fluvial mesurée à partir des civelles et des anguilles jaunes migrant sur les passes d'Arzal, et 2/ la série mesurée à partir des civelles transportées vers le fleuve, est maximale avec un délai de deux ans entre les séries de données. La corrélation entre la série de recrutement fluvial et celle de densités d'anguilles jaunes décalées de deux ans, est de 0.55 si on fait une hypothèse de mortalité identique entre les civelles transportées et les civelles montées sur la passe. Elle augmente à 0.63 si on fait une hypothèse de mortalité de 60 % pour les civelles de la passe contre une mortalité plus forte (80 %) pour les civelles pêchées. Elle est maximale (0.69) si on suppose que toutes les civelles transportées meurent (Figure 83).

Ainsi, la mise en place d'opérations de transport entre 2001 et 2005 ne s'est pas traduite par une augmentation de densité dans la partie aval du fleuve, là où avaient lieu ces transports. Les densités d'anguilles d'âge 1 ont chuté d'un facteur 10 après 2000, au moment où les transports ont eu lieu et où ils auraient dû, numériquement, compenser la baisse de recrutement sur la passe. La meilleure corrélation entre la série de recrutement fluvial et les estimations de densités est obtenue en faisant l'hypothèse que toutes les civelles transportées meurent. Ce résultat ne prouve pas que les civelles transportées soient toutes mortes, mais il indique très probablement que les opérations de transport n'ont pas marché, sans doute du fait de la qualité des civelles pêchées. Pourtant, les pêches expérimentales ont fait l'objet d'une attention particulière, notamment en ce qui concerne la vitesse des navires, la durée des traits, et le traitement par les mareyeurs des civelles collectées. Sur le fond, les raisons de cet échec ne sont pas connues, et il appelle à la recherche d'alternatives, comme l'élevage des civelles décrit dans le paragraphe qui suit.

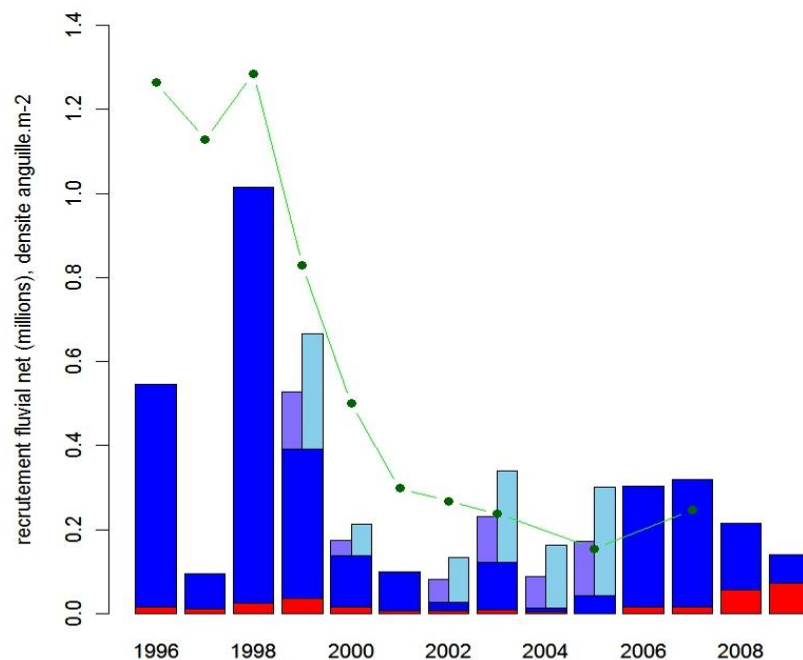


Figure 83 : Du bas vers le haut - En rouge : recrutement fluvial net en anguilles jaunes (hypothèse de mortalité = 0) ; En bleu foncé : recrutement fluvial en civelles de la passe (hypothèse mortalité = 60%). H1, en bleu clair : contribution des civelles de transport (mortalité identique à la passe). H2, en violet : contribution des civelles transportées pour une mortalité de 80% (50% de la survie des civelles de la passe). En vert, densités en anguilles jaunes (en anguilles.m⁻²) mesurées lors des pêches électriques et décalées de 2 ans. (EPTB Vilaine)

4.2.6.2. Essais de pré-grossissement (FDPPMA35 et 56 2007)

En 2006, le COGEPOMI a validé le principe d'une expérience destinée à définir les techniques nécessaires pour augmenter les chances de survie en milieu naturel des civelles. Cette expérience consistant à stocker les civelles capturées dans des bassins avant de les disperser dans les cours d'eau du bassin versant de la Vilaine. Ces essais de pré-grossissement ont été menés entre les mois de mars et septembre dans les bassins des piscicultures de la Fédération de pêche d'Ille-et-Vilaine.

Les marins pêcheurs s'étaient engagés à fournir 200 kg de civelles pour les transports et les expériences de pré-grossissement. Les conditions climatiques difficiles du début de l'année (froid tardif) n'ont pas permis d'atteindre cette cible. Seuls 132 kg de civelles ont été fournis par les pêcheurs au mareyeur chargé de l'adaptation des poissons à l'eau douce. Suite aux mortalités inhérentes à cette phase, et à certaines mauvaises conditions de transport et de déversement, la quantité de civelles effectivement alevinée sur le bassin de la Vilaine a été de 92 kg, soit seulement 50 % de la quantité prévue dans le plan d'alevinage. Ces civelles ont été réparties sur le cours de la Vilaine jusqu'à Rennes, et sur ses principaux affluents : l'Oust, la Claie, l'Arz, le Semnon, la Seiche, le Meu (Figure 84).

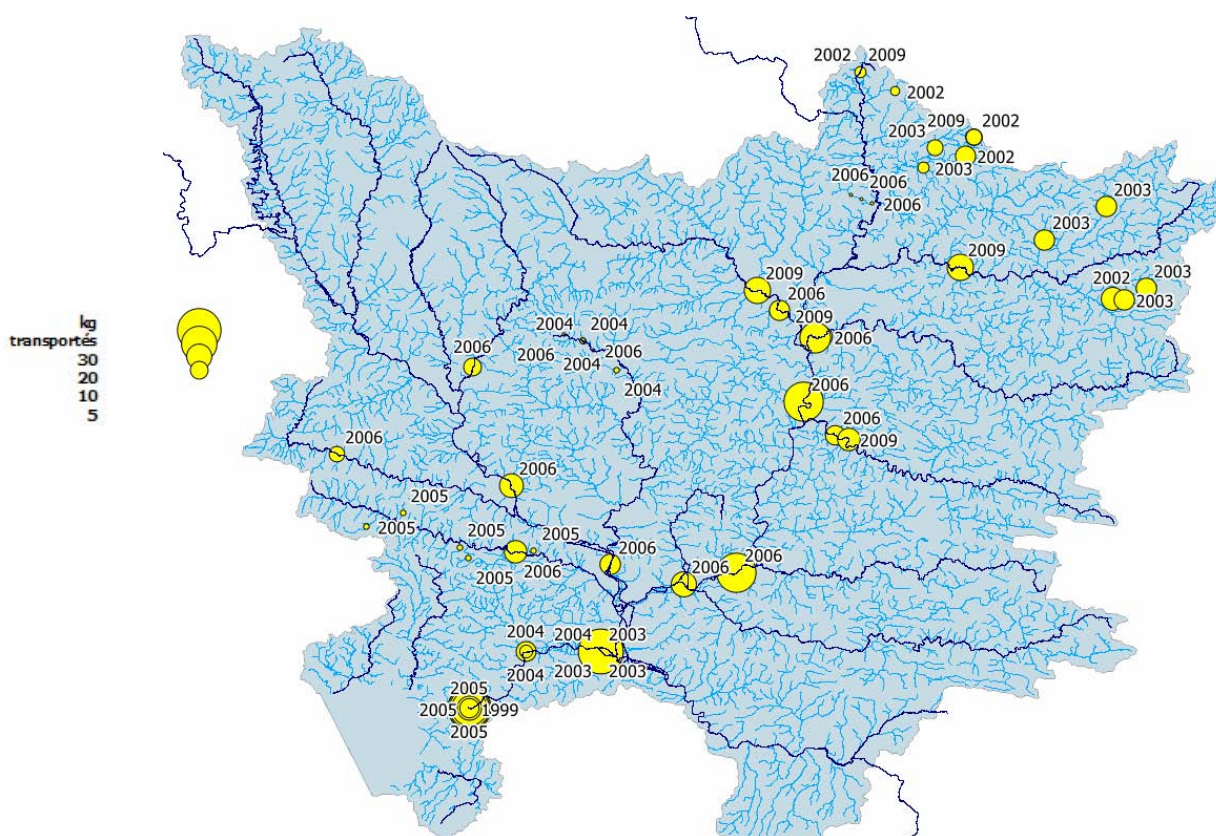


Figure 84 : Tendance de civelles sur la Vilaine depuis 1999 (EPTB Vilaine). La taille des points est proportionnelle à la quantité transportée. Les civelles proviennent principalement de pêche expérimentale et pêche professionnelle, et pour une petite partie concernant les expérimentations, de la passe d'Arzal.

L'opération de pré-grossissement a consisté à expérimenter le stockage des civelles dans différentes conditions :

- de manière « extensive » dans des bassins en terre situés en extérieur, avec une faible densité de mise en charge (0,01 ind/l) et sans apport de nourriture ;
- dans des bassins en plastiques situés en extérieur avec de l'eau non chauffée provenant d'un étang et apport de nourriture (mise en charge moyenne de 2,6 ind/l) ;
- dans des bassins en plastiques abrités avec de l'eau chauffée à 18°C avec apport de nourriture (mise en charge plus importante de 15 ind/l).

Au total, l'essai a porté sur 14,5 kg de civelles répartis dans les différents bassins, sur une période allant

de 1 à 6 mois. Dans les bassins en terre, la recapture des civelles s'est effectuée au bout de six mois. Elle a été très fluctuante d'un bassin à l'autre et le taux de réussite est resté faible, avec seulement 8 % des individus récupérés. Le stockage en bassins a duré 2 mois. Malgré un apport de nourriture quotidien, les civelles placées dans les bassins d'eau non chauffée ne semblent pas s'être nourries. Leur poids n'a cessé de chuter, en raison probablement des faibles températures observées entre les mois de mars et de mai ($T^{\circ}\text{C} < 12^{\circ}\text{C}$ jusqu'à début mai). Le taux de récupération a été de 39 %. En revanche, dans les bassins d'eau chauffée, les civelles se sont bien nourries (nourriture naturelle dans un premier temps, puis nourriture artificielle adaptée en fin de période de stockage) : le taux de croissance spécifique a atteint 6,4 % et le taux de récupération a été relativement important (64,4 %).

Afin de comparer la survie des civelles en cours d'eau selon leur origine, des lots de civelles provenant de l'élevage en bassins plastiques et de la passe à anguilles d'Arzal ont été déversés sur 2 cours d'eau du bassin versant (l'Aff et le ruisseau de Quincampoix). Des pêches électriques de recaptures ont été pratiquées 2 mois plus tard. Malgré des incertitudes liées au protocole d'échantillonnage, et notamment en ce qui concerne la capacité à migrer des civelles issues des bassins d'eau chauffée, les résultats semblent indiquer que les civelles issues des bassins d'élevage subissent une mortalité plus élevée que les civelles issues de la passe d'Arzal (mortalité déjà très élevée de l'ordre de 95 %).

4.2.7. Principales pressions existantes sur l'anguille

L'anguille représentait à elle seule la moitié de la biomasse des cours d'eau bretons à la fin des années 1980 (Legault 1989). Néanmoins, la diminution de l'abondance de l'anguille européenne est avérée dans les cours d'eau français (Bruslé 1990; Chancerel 1994) et se généralise à l'échelle de l'Europe (Moriarty, Bninska et al. 1990; Moriarty and Dekker 1997; Dekker 1998; Dekker 2000; Dekker 2001, in press). En effet, la baisse du recrutement a commencé dès les années 1970, et des alertes claires sur la dégradation de l'état de l'espèce et de ses habitats ont été données dès 1984, dans le cadre du premier groupe national anguille (Briand, Baisez et al. 2006).

La diminution du recrutement de civelles est continue depuis la fin des années 1980 (CIEM, 2010) Cette raréfaction a conduit à considérer cette espèce comme en dehors de ses limites de sécurité biologique, et les activités de pêche associées comme non durables (ICES 1999).

De nombreuses causes potentielles peuvent être citées sur la diminution des stocks d'anguille (Moriarty 1986; Bruslé 1994; Castonguay, Hodson et al. 1994; Haro, Richkus et al. 2000; Feunteun 2002; ICES 2003; Starkie 2003). Ces causes sont multiples et agissent souvent en synergie :

- le changement climatique provoquant une déviation du courant de Gulf Stream (White and Knights 1994; Knights, White et al. 1996) pourrait avoir causé une diminution des survies larvaires (Castonguay, Hodson et al. 1994; Désaunay and Guérault 1997; Dekker 1998) ;
- l'augmentation de la prédation, par le Silure par exemple, comme cela a pu être reporté sur le Vaccarès ;
- l'installation d'obstacles à la migration (Haro, Richkus et al. 2000) ;
- l'introduction du ver parasite *Anguicolla crassus* ;
- la réduction des habitats disponibles, liée aux aménagements des cours d'eau et de leurs annexes hydrauliques (Feunteun 2002) ;
- la dégradation de la qualité de l'eau par l'effet des xénobiotiques ;
- l'effet direct de la pêche sur les trois stades (civelle, anguille jaune et anguille argentée) ;
- la présence de virus tel le virus Evex, qui provoque des hémorragies et une anémie des anguilles qui meurent après 1000-1500 km de nage lors d'essais en tunnel de nage (Van Ginneken et al., 2005).

4.2.8. Conclusion sur la situation de l'espèce

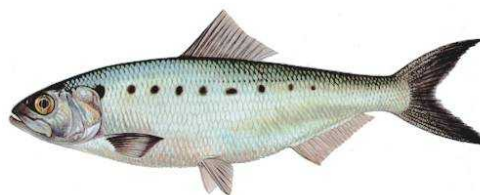
Le stock d'anguilles est en déclin, en Bretagne comme ailleurs. Par rapport au précédent plan de gestion le recrutement de civelles a été divisé par deux. La mise en place du plan de gestion européen pourrait modifier la tendance du recrutement, mais des travaux récents indiquent qu'il est peu probable, compte tenu de la variabilité du phénomène, que nous soyons à même de détecter une inversion de la tendance à court terme, dans les dix ans qui viennent. C'est donc au niveau local qu'il faudra tenter d'analyser les

tendances pour savoir si les mesures de gestion permettent d'enrayer la baisse liée à la diminution du recrutement, et d'augmenter le nombre d'anguilles argentées partant en mer. Les éléments collectés lors du précédent plan de gestion montrent que les suivis donnent des tendances qui permettent d'interpréter les conséquences des mesures de gestion, qu'elles soient dirigées sur l'habitat ou sur la pêche. Pour l'habitat, il semble, au moins sur certains côtières du nord de Bretagne, que nous remplissions encore la capacité d'accueil avec le recrutement actuel. Des effets bénéfiques immédiats de réouvertures d'axes sont à attendre. Pour les pêcheries, les suivis sur les passes et sur le bassin versant de la Vilaine donnent des tendances claires et interprétables des conséquences des mesures de gestion. Nous avons donc les moyens techniques de poursuivre une gestion locale adaptative et concertée, répondant aux objectifs nationaux. La mise en place d'échanges entre le COGEPOMI et le niveau national, dans le cadre de l'application de la stratégie nationale des poissons migrateurs, pourrait être un moyen efficace de mettre en œuvre les mesures menant à la restauration du stock d'anguilles.

4.3. LA GRANDE ALOSE ET L'ALOSE FEINTE (ALOSA ALOSA ET ALOSA FALLAX)



Grande alose (*Alosa alosa*)



Alose feinte (*Alosa fallax* spp.)

Il existe 2 espèces d'aloses atlantiques, la grande alose et l'alose feinte. Elles sont considérées comme des espèces vulnérables au niveau européen en raison de la réduction drastique de leur aire de répartition et des autres menaces qui pèsent sur leurs habitats en eau douce. Elles sont inscrites sur le livre rouge des espèces menacées en Espagne, France et Portugal. Elles figurent à l'annexe III de la convention de Berne (exploitation réglementée) et aux annexes II et V de la Directive Habitat Faune-Flore (zones spéciales de conservation).

4.3.1. Biologie de la grande alose et de l'alose feinte

L'alose est un poisson appartenant à la famille des clupéidés, comme la sardine, le hareng ou le sprat. Son corps fusiforme est comprimé latéralement. Son dos rond est gris bleuté, tandis que les flancs et le ventre sont blanc argenté. Une tâche noire, ou une rangée de points noirs, est présente en arrière des opercules.

Les deux aloses se ressemblent même si elles se différencient en plusieurs points :

- l'alose feinte est plus petite : les adultes font en moyenne 40 cm et 650g pour l'alose feinte et 50 cm et 1500g pour la grande alose ;
- l'alose feinte a un corps plus allongé, une tête plus étroite et moins latéralement comprimée ;
- l'écaillure est régulière le long de la ligne longitudinale chez les aloses feintes ;
- le nombre de branchiospines est inférieur ou égal à 60 chez l'alose feinte, alors qu'il est compris entre 85 et 160 pour la grande alose.

La grande alose passe la majeure partie de sa vie en mer, période qui se caractérise par une croissance importante (Figure 85). Les grandes aloses restent en banc sur le plateau continental, sur des fonds de 70 à 300 m, et se nourrissent surtout de zooplancton. Sur le littoral atlantique, les géniteurs âgés de 3 à 6 ans, voire 8 ans, commencent leur migration de reproduction au mois de mars pour la terminer en juillet. Les femelles sont plus âgées et plus grosses que les mâles en raison d'une maturation sexuelle plus tardive.

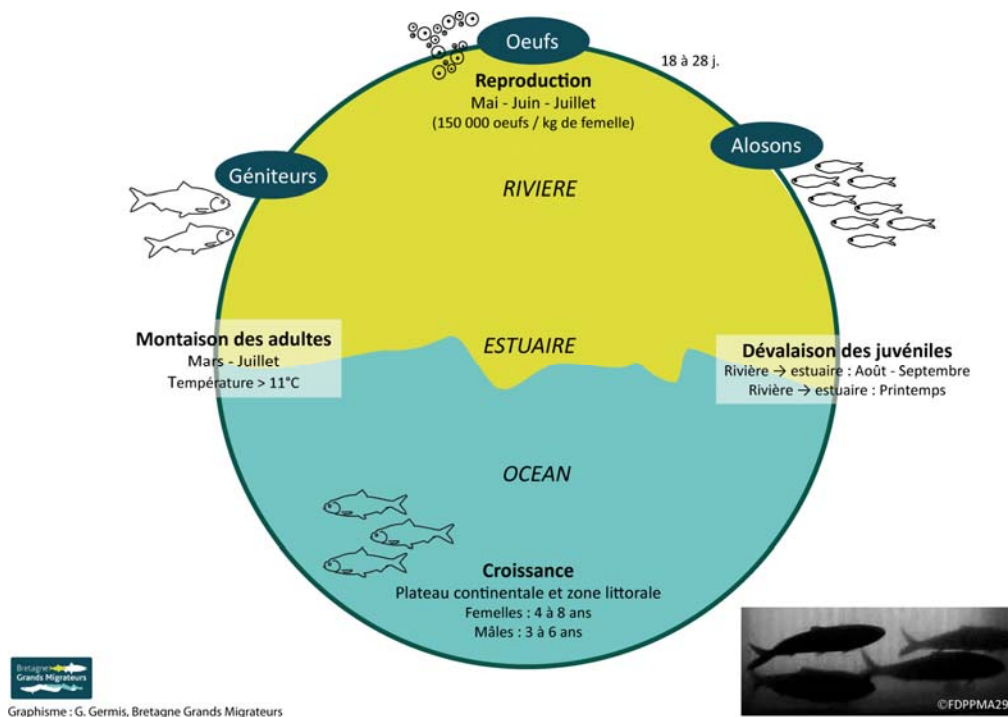


Figure 85 : Cycle biologique des aloses en Bretagne (BGM)

La grande alose retourne dans l'axe fluvial pour se reproduire, mais le phénomène de "homing" est beaucoup moins marqué que chez les salmonidés. Pendant toute la migration en eau douce, les géniteurs ne se nourrissent pas. Ils fraient sur des fonds plus ou moins grossiers, là où le courant s'accélère et où la profondeur de l'eau atteint 1,5 à 3 m. La plupart des individus de grande alose se reproduit une seule fois. De très rares individus peuvent se reproduire deux ou trois fois. L'activité de ponte, appelée « bull », se déroule la nuit dès 22h et est caractéristique des aloses. Elle se définit comme un rapide mouvement circulaire d'un mètre de diamètre produit par 2 géniteurs ou plus, qui, flanc contre flanc, frappent violemment la surface de l'eau à l'aide de la nageoire caudal. La ponte est pélagique, les géniteurs expulsant les œufs et la laitance en pleine eau. Les œufs sont ensuite déportés à l'aval de la frayère et bloqués dans les interstices du substrat. Les larves à l'éclosion, après environ 5 jours d'incubation, atteignent des zones de courant faible où elles s'alimentent sur la dérive. Les alosons, après avoir passé 3 à 4 mois en rivière, mesurent entre 5 et 10 cm. Ils dévalent ensuite rapidement de l'estuaire vers la mer lors des crues automnales.

En ce qui concerne l'aloque feinte, le cycle biologique est sensiblement le même que celui de la grande alose. L'aloque feinte reste dans les parties basses des fleuves pour se reproduire, alors que la grande alose a une aire de répartition plus vaste quand il n'y a pas d'obstacle à la migration. Contrairement à la grande alose, l'aloque feinte peut se reproduire plusieurs fois. En mer, l'aloque feinte reste sur des zones du plateau continental marin peu profond, de moins de 20 m, et la période de croissance dure moins longtemps.

L'hybridation naturelle entre les deux espèces d'aloques est un phénomène connu et mentionné depuis le début du siècle (Baglinière, 2000). Il est actuellement observé sur de nombreux cours d'eau (Boisneau et al, 1992 ; Sabatié, 1993 ; Alexandrino & Boisneau, 2000). Cette hybridation apparaît lorsque les deux espèces d'aloques sont bloquées par un obstacle au moment de la reproduction, sur la même frayère. Le caractère hybride de ces individus a été confirmé d'un point de vue génétique (Alexandrino & Boisneau, 2000). Par ailleurs, ils possèdent des caractéristiques intermédiaires entre les deux espèces, non seulement morphologiques et génétiques, mais aussi biologiques (croissance, structure d'âge, phénomène d'itéroparité). Enfin, il existe un phénomène d'introggression, résultant de croisements entre les hybrides qui sont fertiles et les deux espèces parentales.

4.3.2. Aire de répartition

Les aires de répartition de la grande alose et de l'aloise feinte sont représentées sur la Figure 86. Sur les côtes de l'Atlantique est, la grande alose n'est plus présente d'une manière significative qu'en France et au Portugal. L'espèce a quasiment disparue du Maroc dans les années 90.

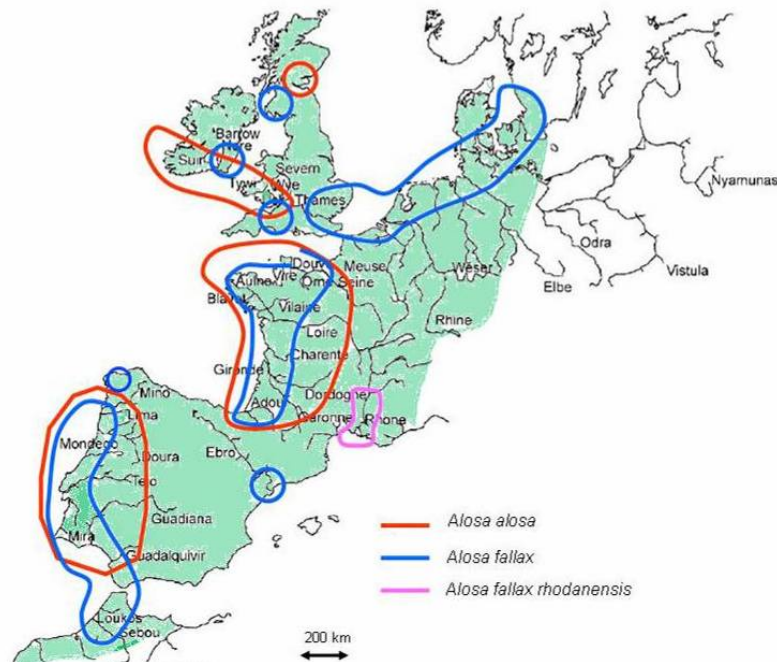
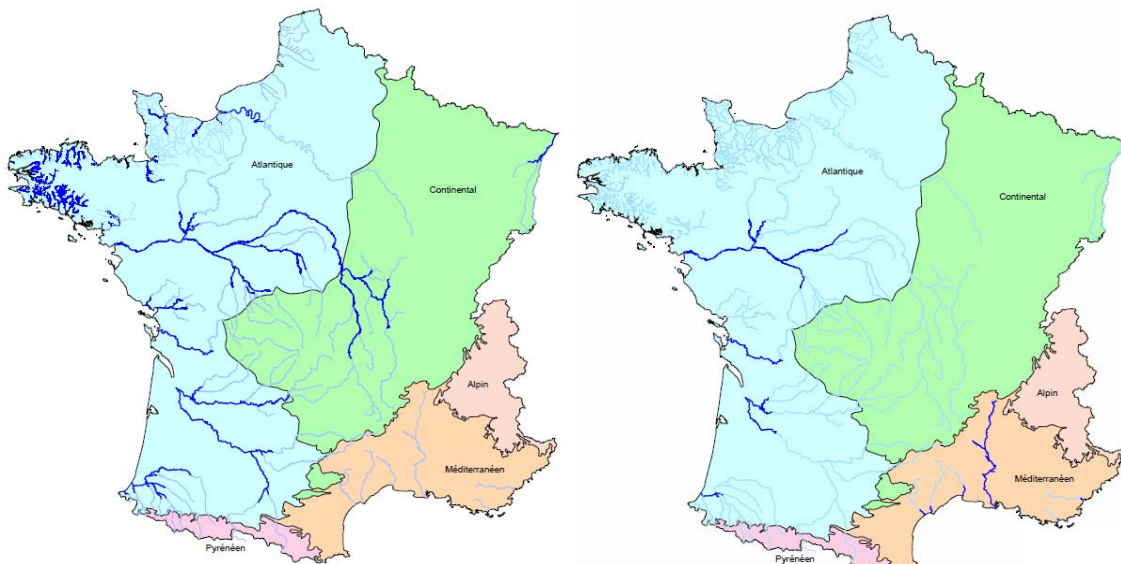


Figure 86 : Aire de distribution des aloses (R.Sabatié, J.L.Baglinière 2007)

En France, la grande alose est présente sur les grands fleuves tels que la Charente, l'Adour, la Nivelle, la Dordogne ou la Loire (Figure 87). L'aloise feinte est présente sur les parties basses de ces fleuves.



Aire de répartition de la grande alose

Aire de répartition de l'aloise feinte

Figure 87 : Aire de répartition des aloses en France (ONEMA 2006)

En Bretagne, la grande alose est présente régulièrement et de façon relativement abondante sur le bas de l'Oust et de la Vilaine, ainsi que sur les parties basses du Blavet et de l'Aulne (Figure 88). Elle est également observée de façon plus ou moins régulière sur la partie aval du Scorff, de l'Ellé, de l'Odet, de la Rivière de Pont l'Abbé, du Goyen, du Léguer, du Jaudy, du Trieux et du Leff. L'aire de répartition de l'alose se limite à l'aval des premiers obstacles présents sur les cours d'eau.

Les informations recueillies jusqu'à présent mentionnent uniquement la présence de la grande alose, et non celle de l'alose feinte, sauf sur la Vilaine. Néanmoins, la présence d'individus hybrides sur l'Aulne à la fin de la décennie 1990 suggère la présence d'aloses feintes (Baglinière et al., 1998).

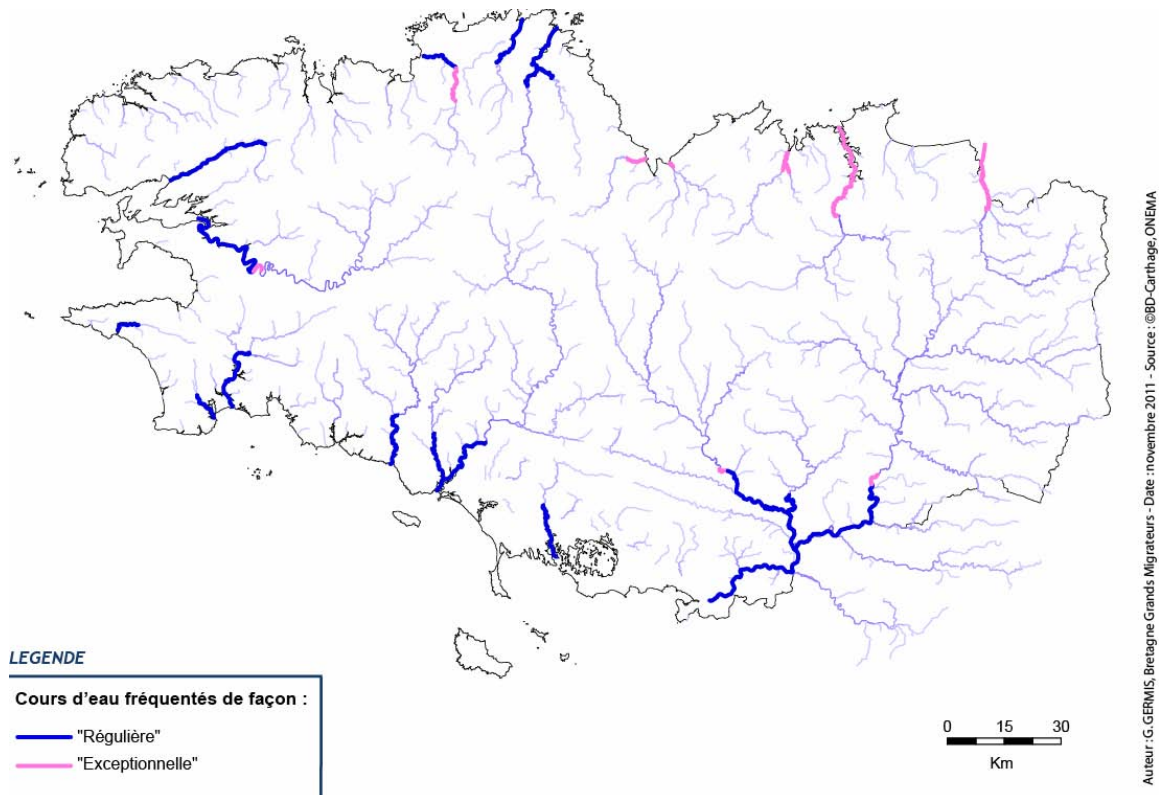


Figure 88 : Répartition actuelle de l'alose en Bretagne (ONEMA par BGM)

A la différence des salmonidés migrateurs, les aloses ont rarement colonisé les petits cours avec notamment des pentes assez fortes, comme le sont la plupart des cours d'eau bretons (Roule, 1925). Ainsi, historiquement, les aloses étaient présentes en abondance dans la Vilaine avant que la population ait presque complètement disparu avec la construction du barrage d'Arzal en 1970 (Baglinière et al., 1998). Il semble également que les aloses étaient sur l'Aulne dans les années 1930 puisque c'est à cette époque que la pêche sportive se serait développée sur cette rivière (Cazeils, 2003). Des captures importantes d'aloses feintes ont été effectuées à la fin des années 1970, à la ligne, et surtout par des pêcheurs professionnels à la civelle, puis depuis, de façon très épisodique. A l'inverse, la grande alose serait apparue massivement dans l'Aulne à la fin des années 1980, et particulièrement dans les années 1987, 1988 et 1989 (Baglinière et al., 1998). D'autres observations historiques rapportent également que sur l'Ellé, les habitants du voisinage du pont Lovignon à Quimperlé étaient gênés les nuits de juin par le bruit fait par les bulls d'aloses en frai. En breton, les aloses sont appelées "chevaux sauteurs".

Actuellement, la grande alose est présente régulièrement et de façon relativement abondante sur les parties basses de la Vilaine et de l'Oust, ainsi que sur celles du Blavet et de l'Aulne. Elle est également observée régulièrement, mais en nombre beaucoup plus restreint, sur les parties aval du Loc'h, du Scorff, de l'Ellé, de l'Odet, de la Rivière de Pont l'Abbé, du Goyen, du Léguer, du Jaudy, du Trieux, du Leff et du

Couesnon. Sa présence a également été signalée ces toutes dernières années en partie basse de l’Aff, du Gouet, du Gouessant, de l’Arguenon et de la Rance.

Les informations recueillies jusqu’à présent mentionnent exclusivement la grande alose, sauf sur la Vilaine où la présence de quelques hybrides a été mise en évidence (V.Véron, 2003).

L’aire de répartition des aloses est limitée par la présence d’obstacles à la migration. Ainsi, concernant les 3 principaux bassins où elles sont présentes :

Bassin de la Vilaine :

Sur l’axe Vilaine, les aloses sont bloquées en aval du barrage de Malon. Sur l’axe Oust, les aloses remontent régulièrement jusqu’au barrage de Foveno, et cela depuis que les barrages situés en aval (Potinais, Limur, Rieux et Beaumont) ont été équipés d’ouvrages de franchissement. Elles ont également été observées sur l’Aff, en aval du barrage de la Gacilly.

Bassin du Blavet :

Sur le Blavet, les aloses rencontrent également des problèmes de migration, ce qui limite sensiblement leur aire de colonisation. Depuis l’aménagement des barrages des Goret, Kerglaw et Lochrist, elles sont régulièrement observées jusqu’à Quélennec, qu’elles franchissent parfois en nombre limité pour atteindre le barrage de Kerrousse. Quelques aloses ont même été observées en amont du barrage de Quélennec, mais en nombre extrêmement faible.

Bassin de l’Aulne :

Sur l’Aulne, les aloses sont majoritairement bloquées dès le barrage de Coatigrac’h. Quelques individus ont été parfois signalés dans le bief amont.

4.3.3. Caractéristiques et estimation des stocks

4.3.3.1. Caractéristiques du stock d’aloses par stade biologique

Migration des géniteurs

Le suivi aux stations de contrôle permet de renseigner la période de migration et les principaux facteurs l’influençant. A ceci s’ajoute des observations de terrain sur quelques bassins bretons tels que l’Aulne, le Trieux et le Blavet. En Bretagne, la fenêtre de migration des aloses s’étend de début avril à mi-juin. Les pics d’arrivées dépendent du débit et de la température de l’eau. La période de migration est plus restreinte sur les petits cours d’eau tels que l’Elorn et le Trieux. Les périodes de remontée des aloses sont plus précoces sur la Vilaine et l’Aulne, ceci étant certainement lié à un réchauffement des eaux plus précoce.

Bassin de l’Elorn :

Sur l’Elorn, la période de l’activité de migration des aloses est plus tardive que sur l’Aulne (démarrage des remontées début mai) et respecte certaines caractéristiques connues, comme le seuil thermique d’activité aux alentours de 11°C. L’influence du débit est difficile à repérer avec l’abaissement du barrage sur fortes eaux. Toutefois, les passages démarrent sur des baisses du débit (SCEA pour la FDPPMA29 2010).

Bassin de l’Aulne :

Sur l’Aulne, la migration s’étend de la mi-avril à la mi-juin et peut se prolonger jusqu’à la mi-août. L’influence de la température semble plus importante que celle du débit. Les marées influent également sur l’activité de migration. Les arrivées d’aloses dans l’estuaire de l’Aulne sont corrélées aux coefficients de marées car ils jouent notamment un rôle important dans le franchissement du barrage de Guilly Glaz (V. Véron et al., 2003).

Bassin du Trieux :

Sur le Trieux, la période de migration varie selon les années : première quinzaine de mai en 2009 et au mois de juin en 2010. L’activité migratoire est fortement liée à une hausse des températures et une chute

du débit.

Bassin de la Vilaine :

Sur la Vilaine, l'essentiel de la migration des aloses s'effectue entre début avril et mi mai. Sur la période 1996-2006, les migrations restent importantes jusqu'au 16 mai. Certaines aloses doivent passer par les écluses du barrage d'Arzal, car elles peuvent être observées sur la Vilaine avant d'avoir été comptabilisées au vidéo-comptage.

Reproduction

Le suivi quantitatif de la reproduction est impossible du fait des moyens humains que cela implique. Des suivis qualitatifs (partiels) sont donc réalisés sur certains bassins. Les résultats obtenus permettent de préciser la localisation des zones de frayères (Figure 89), la fenêtre d'activité de reproduction, et l'influence des conditions environnementales sur l'activité de frai (seuil de thermique, action inhibitrice du débit...).

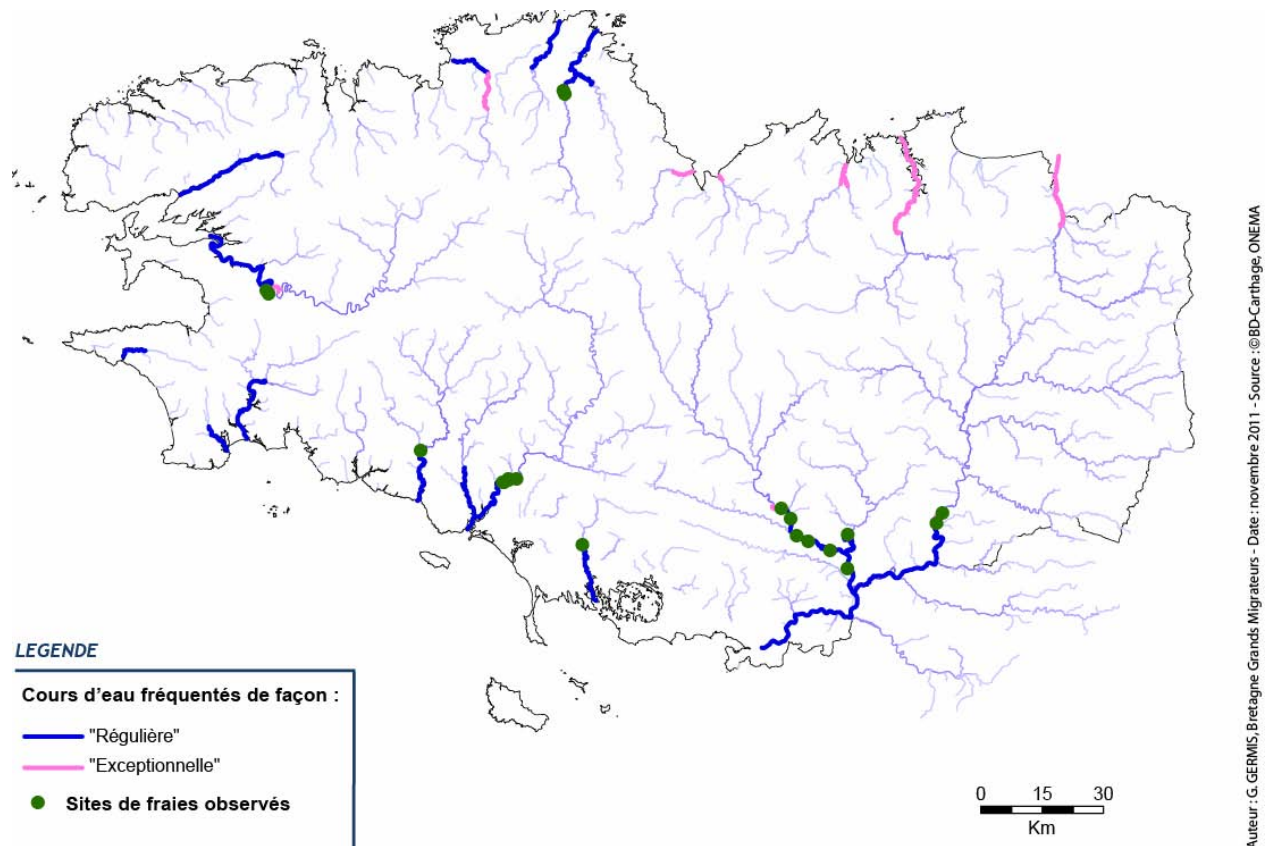


Figure 89 : Répartition actuelle de l'alose en Bretagne et sites de fraies observés (ONEMA par BGM)

Bassin de l'Aulne :

L'étude détaillée sur l'activité de migration et de reproduction a été menée en 2002 et 2003 sur l'Aulne (Acolas et al., 2004, 2006). Elle a notamment montré une reproduction effective entre fin avril et mi juillet sur la frayère de Coatigrac'h, seule frayère située en amont de la station de comptage de Châteaulin.

Bassin du Blavet :

Sur le Blavet, les observations réalisées en 2010, montrent que la reproduction des aloses se déroule de façon préférentielle dans une zone située en aval de l'écluse de Lochrist, et qu'elle a lieu entre mi-juin et début juillet, avec un pic mi-juin.

Bassin de la Vilaine :

Sur le bassin de la Vilaine, la reproduction est suivie depuis 2002. Elle est observée en aval du barrage de Malon chaque année. Des frayères sont aussi recensées en aval de Guipry, barrage situé immédiatement en amont de Malon, lorsque le seuil de Malon est franchissable pour les aloses (clapet abaissé et conditions de débits favorables). Sur l'Oust, le site de reproduction principal se situe en aval du barrage de Fovenno. La fraie se déroule de mi-mai à fin juin, et le nombre de bulls augmente quand la température de l'eau est supérieure à 18°C. Il est difficile de quantifier le nombre de bulls compte tenu de la largeur du cours d'eau. Le vidéo-comptage réalisé au barrage d'Arzal permet d'évaluer le stock d'aloses en Vilaine. Le comptage de bulls réalisé sur différents sites pendant le pic de reproduction est un indicateur du bon fonctionnement des passes à poissons, et met en évidence les points de blocage à la migration des aloses.

Bassin du Trieux :

Sur le Trieux, le suivi réalisé en 2009 a montré que la reproduction des aloses a eu lieu plus tardivement (dernière quinzaine de juin).

Dévalaison des alosons

Aucune information n'est actuellement disponible sur les bassins bretons. Seules quelques études ponctuelles ont été menées sur l'Aulne, le Trieux et le Blavet. Malgré les moyens mis en œuvre, les échantillonnages n'ont pas permis de capturer d'alosons sur la Vilaine, et le Trieux, et très peu sur l'Aulne et le Blavet.

4.3.3.2. Estimation des stocks sur les bassins bretons

Actuellement, seuls les suivis aux stations de vidéocomptage réalisés sur la Vilaine, l'Aulne et l'Elorn permettent de donner une estimation de l'abondance relative du stock d'aloses en Bretagne. Ces dispositifs de comptage ne permettent pas de différencier les deux espèces d'aloses. Néanmoins, ces suivis quantitatifs ne représentent pas forcément l'état des stocks sur tous les bassins bretons. En effet, l'abondance dépend des conditions de libre circulation, de la distance à la mer, des conditions hydroclimatiques et des variations annuelles spatiales et temporelles de l'attractivité du cours d'eau.

Bassin de l'Aulne :

A partir de 2001, l'effectif d'aloses a considérablement augmenté sur l'Aulne (Figure 90). Les plus fortes remontées ont été observées en 2004 et 2005, avec environ 6 500 aloses franchissant la passe à poissons de Châteaulin. Il s'agit d'un indicateur d'abondance qui ne rend pas compte de la réalité. En effet, les aloses n'empruntent pas systématiquement la passe à poissons, notamment quand les pertuis sont ouverts durant leur période migration. Les effectifs d'aloses diminuent depuis 2007.

Bassin de la Vilaine :

Un nombre croissant d'aloses franchit également le barrage d'Arzal par la passe (54 en 1996 et 4 424 en 2010) (Figure 90). Pendant les 6 premières années d'ouverture de la Vilaine à la migration des aloses (1996 à 2001), la moyenne des passages était de 116 individus. Du fait du homing chez l'aloise et d'un cycle de vie d'environ 6 ans, le nombre de géniteurs en migration sur la Vilaine a explosé à partir de 2002 et a été multiplié par 15 entre 1996-2001 et 2002-2007 (116 contre 1 759 individus - Briand & Sauvaget, 2010). Les chiffres de 2009 sont supérieurs à la moyenne de la période 2002-2007 (2 095 contre 1 759 individus). Ceci va à l'encontre des observations faites sur d'autres bassins. En effet, les comptages sur la Gironde et sur les bassins versants de la Loire montrent une diminution importante des effectifs d'aloses. Sur la Gironde, les passages de 2009 ne représentent plus que 4 % du plus haut niveau historique de 1996.

Bassin de l'Elorn :

Sur l'Elorn, les aloses constituent la seconde migration importante avec une moyenne de 350 individus (Figure 90). Depuis le début de la mise en fonctionnement du vidéocomptage, la population est en nette régression (509 en 2007 et 68 en 2011). Toutefois, le comptage n'est pas exhaustif ; d'une part, des sites de reproduction d'aloses sont présents en aval du barrage de Kerhamon, et d'autre part, le passage des aloses dans la passe à ralentisseurs est difficile.

Bassin du Trieux :

Sur le Trieux, la population d'aloses est estimée à environ 350 individus en 2009, et entre 200 et 300 individus en 2010.

Autres bassins :

Sur le Couesnon, quelques individus ont été observés. Très récemment, des observations ont été faites sur le Gouët, la Rance, le Gouessant et sur le Loch.

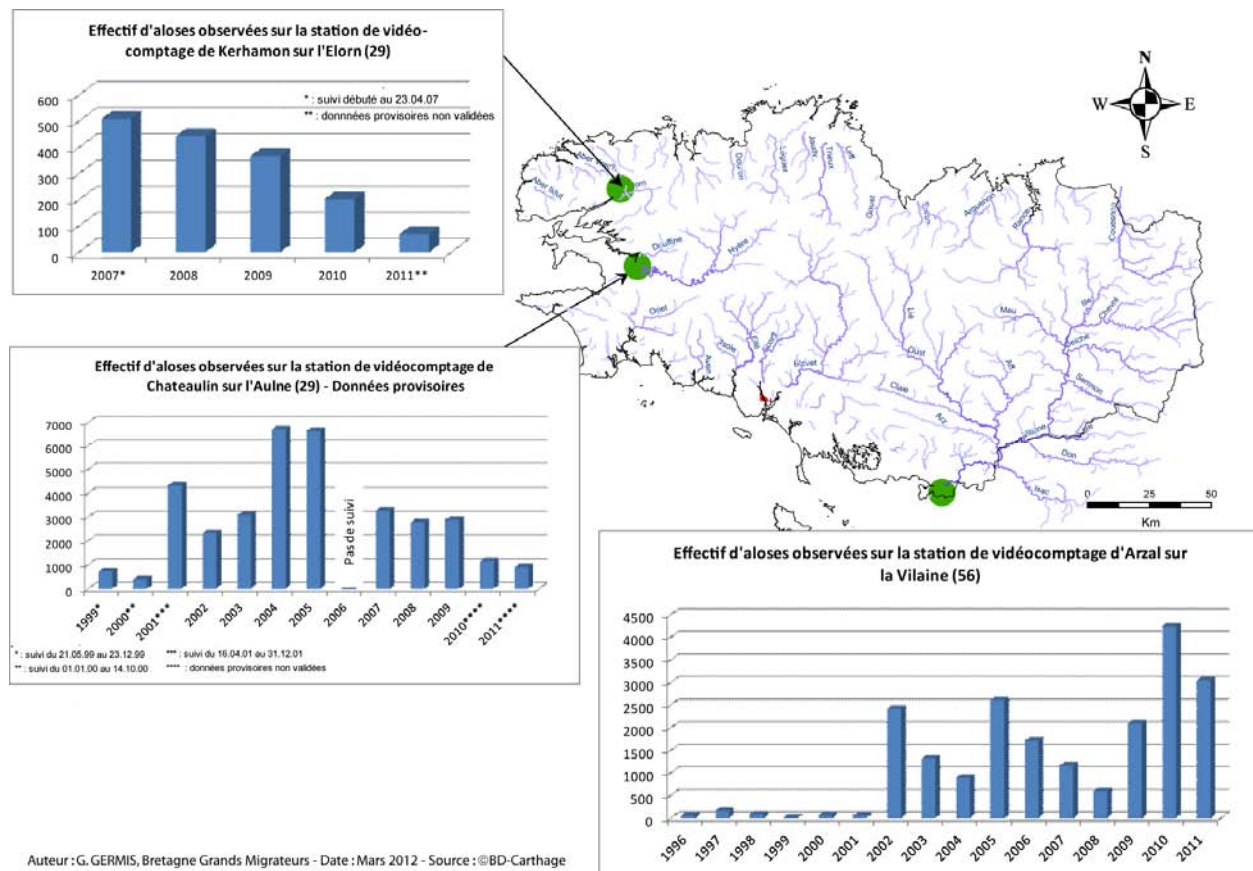


Figure 90 : Bilan des suivis quantitatifs aux stations de vidéocomptage en Bretagne (BGM)

4.3.4. La réglementation de la pêche aux aloses

4.3.4.1. En domaine maritime

Pêche professionnelle

Dans le domaine maritime, pour la pêche professionnelle, aucune restriction législative ne s'applique aux captures d'aloses, si ce n'est la taille limite de capture fixée à 30 cm, et des mesures locales d'interdiction de pêche affectant indirectement l'alose.

Dans la zone comprise entre la limite de salure des eaux et les limites transversale de la mer, les filets et engins doivent être retirés de l'eau pendant une période de 24 h par décade. La taille limite est fixée à 30 cm pour l'alose. Tout pêcheur doit tenir à jour un carnet de capture selon les modalités fixées par le plan de gestion. Jusqu'à présent le PLAGEPOMI n'a pas fixé de modalités pour la tenue des carnets de capture.

Pêche de loisir

Pour la pêche de loisir, le décret 90-618 du 11 juillet 1990 relatif à l'exercice de la pêche maritime de loisir mentionne l'interdiction de poser un filet trémail ou un filet calé à partir d'un navire de pêche dans la zone comprise entre la limite de salure des eaux et la limite transversale à la mer:

L'article 3 du décret 90-618 précise en effet qu'«à bord des navires et embarcations la détention et l'usage, en mer du Nord, Manche ou Atlantique, d'un filet maillant calé ou d'un filet trémail d'une longueur maximale de 50 mètres, d'une hauteur maximale de 2 mètres en pêche sont autorisés, sauf dans la partie des eaux salées des estuaires et des embouchures des fleuves et rivières en amont d'une limite fixée par arrêté du ministre chargé des pêches maritimes ».

4.3.4.2. En domaine fluvial

Pêche professionnelle

Il n'existe pas de réglementation propre à la pêche de l'alose. L'utilisation d'engins de pêche est soumise à une réglementation qui varie selon les bassins versants et le statut des pêcheurs.

Pêche de loisir

Pêcheurs à la ligne

Les principales mesures des 4 départements concernant la pêche à la ligne de l'alose sont reprises dans le Tableau 16.

Tableau 16 : Mesures concernant la pêche à la ligne de l'alose par les pêcheurs amateurs aux lignes en zone fluviale

	dpt 22	dpt 29	dpt 35	dpt 56
Taille de capture		30 cm		30 cm
Date d'ouverture 1^{ère} catégorie		12 mars au 18 septembre		12 mars au 18 septembre
Date d'ouverture 2^{ème} catégorie		Sur tous les cours d'eau du département	Aucune mesure spécifique	2 avril au 31 décembre
Mode de pêche autorisé	Remise à l'eau des aloses capturées			La pêche au vif, poisson mort ou leurre, est autorisée pour la pêche de l'alose entre le 2 avril et le 1 ^{er} mai sur le Blavet et sur l'Oust. Cependant, sur le Blavet, seule la pêche à la mouche fouettée (une seule autorisée) montée sur un hameçon simple est autorisée sur 100 m en aval du barrage des Gorêts entre l'ouverture de la pêche de l'alose et le 30 avril inclus. Sur l'Oust, seule la pêche à la mouche est autorisée pour l'alose entre la date d'ouverture et le 30 avril à l'aval des barrages de la Potinais et de Limur sur 200m.

Pêcheurs aux engins et aux filets

Les pêcheurs amateurs aux engins n'ont pas le droit aux filets. La pêche au carrelet n'est pas envisageable pour capturer des aloses puisque les engins sont trop lents. Les captures d'aloses sont anecdotiques avec les engins utilisés actuellement.

4.3.5. Bilan des captures

4.3.5.1 Dans le domaine maritime

En Bretagne, il existe une pêcherie professionnelle d'alose en aval du barrage d'Arzal. Les données

concernant la quantification de ces prélèvements ne sont pas connues.
Il n'y a aucune information concernant l'exploitation de cette espèce par des pêcheurs amateurs en mer.

4.3.5.2. Dans le domaine fluvial

Le bilan de l'exploitation et des captures est fait selon les catégories de pêcheurs : pêcheurs aux lignes, pêcheurs amateurs aux engins et pêcheurs professionnels.

Pêcheurs amateurs aux lignes

La pêche à la ligne des aloses est relativement récente en Bretagne et n'est pas encore très répandue. Toutefois, depuis cette dernière décennie, quelques sites de pêche deviennent très prisés des pêcheurs sportifs. La pêche de l'aloise porte essentiellement sur la pêche au lancer et à la mouche car l'aloise est appréciée pour son agressivité et sa combativité. La pêche de l'aloise est le plus souvent pratiquée en « no-kill » (relâche du poisson après la capture).

La pêche à la ligne de l'aloise n'est pas encore régulière en raison de sa présence encore occasionnelle et irrégulière en Bretagne, notamment sur la côte nord. Il est donc difficile d'évaluer le taux d'exploitation de la population d'aloses par les pêcheurs aux lignes. Les effectifs de pêcheurs les plus importants se situent sur le bassin du Blavet, de l'Ellé et de l'Aulne (Figure 91). Une enquête halieutique a été réalisée en 2011 auprès des pêcheurs d'aloses du Blavet pour préciser leurs pratiques ; cette enquête devrait être mise en œuvre également sur l'Ellé, l'Odet et l'Aulne en 2012. La pêche d'aloses sur le bassin de la Vilaine n'est pas encore très répandue. L'aloise se pêche à la ligne sur les barrages de l'Aulne à Guily-Glaz et Coatigrac'h, du Blavet entre Polvern et Quellenec, sur l'Oust, entre la Potinais et le Gueslin et sur l'Ellé, au moulin des Gorets.

Des phénomènes de « grappinage » sont observés sur certains sites de pêche (aval de l'écluse des Gorets et de Polvern sur le Blavet et en ville de Quimper sur l'Odet)

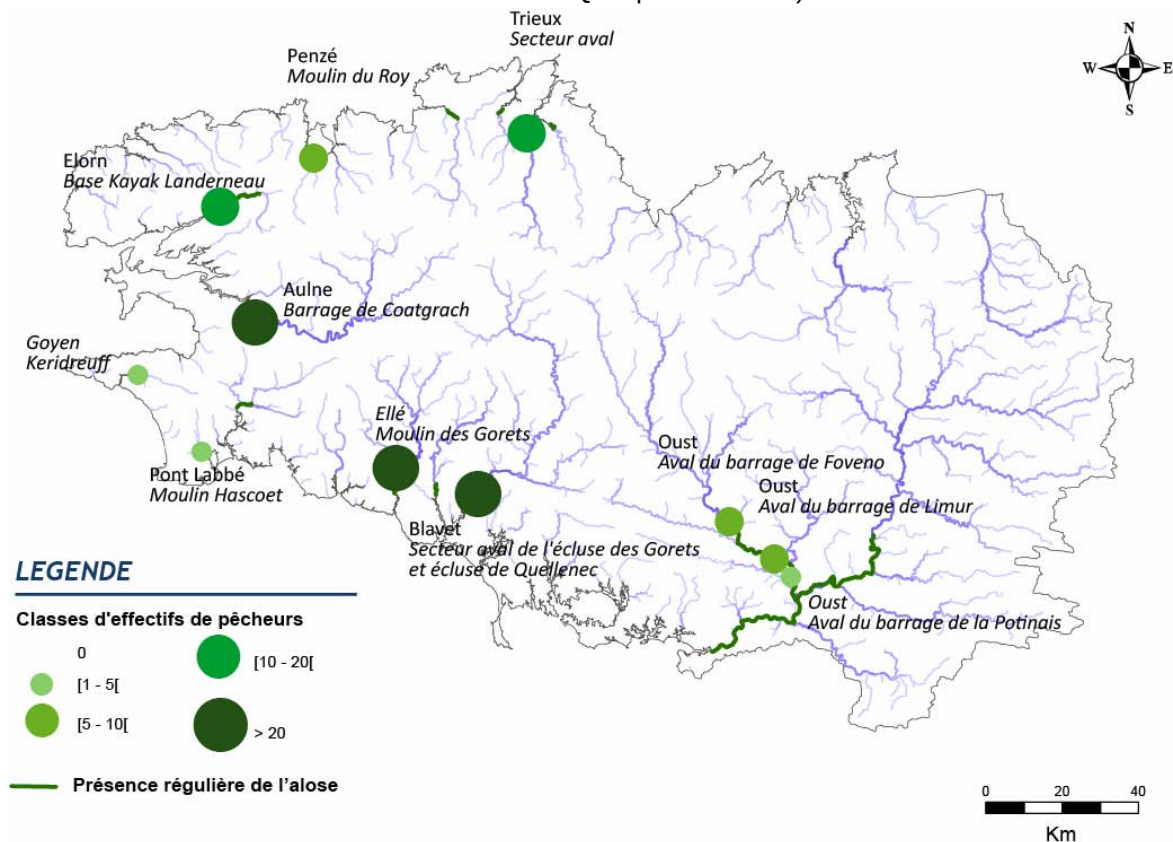


Figure 91 : Classes d'effectifs et sites de pêche de l'aloise en Bretagne (BGM, données FDPMA)

La pêche sportive de l'aloise est amenée à se développer avec la mise en place de parcours de pêche aux aloses (cas de l'Aulne). Un concours de pêche à la mouche de l'aloise a été organisé en 2010 et reconduit en 2012 sur le Blavet par la FDPMA56.

Pêcheurs amateurs aux engins

Les données concernant l'aloise sont trop parcellaires pour pouvoir être exploitée.

Pêcheurs professionnels

En Bretagne, il y a 5 pêcheurs professionnels en Vilaine, dont 3 qui exercent réellement leur activité. Il existe actuellement une pêcherie d'aloses identifiée sur la Vilaine. Des aloses sont commercialisées dans un supermarché à Saint Nicolas de Redon. Les données concernant la quantification de ces prélèvements ne sont pas disponibles.

4.3.6. Principales pressions

L'augmentation des effectifs d'aloses sur les cours d'eau bretons va à l'encontre de ce qui est observé à l'échelle nationale. Les causes de ce constat ne sont pas clairement identifiées mais elles peuvent être liées :

- au changement climatique qui a deux conséquences : une migration vers les latitudes nord des populations d'aloses qui réagissent comme les poissons marins, l'aloise ayant une longue phase marine dans son cycle de vie, et le possible réchauffement des parties basses des cours d'eau permettant l'existence de plages thermiques favorables à la reproduction ;
- à une amélioration de la franchissabilité des obstacles sur les parties basses des cours d'eau bretons avec des passes rendues efficaces pour les aloses.

4.3.7. Conclusions sur la situation de l'espèce

Les cours d'eau bretons peuvent être considérés comme des zones « refuges » pour les populations en régression dans le Sud (la Gironde pour le cas de l'aloise). Outre l'aspect patrimonial local, les cours d'eau bretons contribuent au maintien de l'espèce à une échelle plus globale.

La situation de l'espèce reste précaire. Il est nécessaire de mettre en œuvre des actions pour maintenir et augmenter ce patrimoine, et éviter que l'aloise ne devienne une espèce vulnérable.

Il est donc nécessaire de mettre en place des actions permettant d'accroître le front de colonisation, notamment en étant très vigilant sur les aspects libre circulation pour cette espèce qui a des capacités de nage et de saut très limitées. De plus, l'exploitation par la pêche de cette espèce devra être mieux encadrée. Enfin, il est nécessaire d'accroître les connaissances actuelles sur l'aloise feinte.

4.4. LAMPROIES



Lamproie marine (Petromyzon Marinus)



Lamproie fluviatile (Lampetra Fluviatilis)

Il existe 3 espèces de lamproies en France, la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*) et la lamproie de planer (*Lampetra planeri*). Ces espèces sont considérées comme vulnérables au niveau européen et français. Elles figurent à l'annexe III de la convention de Berne et II de la Directive Habitats Faune-Flore.

4.4.1. Biologie des lamproies

Les lamproies ne sont pas des poissons au sens strict. Elles font partie d'un groupe de vertébrés aquatiques très primitif, les agnathes. Elles ne possèdent ni mâchoires, ni écailles, ni nageoires paires, ni colonne vertébrale osseuse. La forme de leur corps ressemble à l'anguille. Elles ont une bouche circulaire garnie de dents, fonctionnant comme une ventouse, et une série de 7 perforations branchiales en arrière de l'œil.

Les principales caractéristiques de ces espèces au stade adulte sont les suivantes :

- **la lamproie marine**, mesure en moyenne de 60 à 80 cm pour un poids de 700 à 900 g, avec un maximum de 120 cm pour plus de 2 kg (Ducasse et Leprince, 1980). La coloration est jaunâtre, marbrée de brun sur le dos. Lors de la reproduction, les mâles possèdent un bourrelet dorsal proéminent et une papille urogénitale saillante ; les femelles sont caractérisées par un bourrelet anal et l'apparition d'une nageoire anale ;
- **la lamproie fluviatile** est de plus faible taille et mesure en moyenne entre 25 et 35 cm pour un poids d'environ 60 g. La taille peut varier de 18 à 50 cm pour un poids de 30 à 150 g. La coloration est bleuâtre à brun-vert sur le dos et bronzée sur les flancs, sans marbrure ;
- **la lamproie de planer** a une taille moyenne de 9 à 15 cm pour un poids de 2 à 5 g, avec un maximum de 19 cm. Les subadultes de couleur brun-jaunâtres ont une nageoire caudale non pigmentée. Cette dernière espèce est sédentaire et ne fera donc pas l'objet de précision dans la suite du document. Cependant, des analyses génétiques récentes suggèrent que la lamproie fluviatile et la lamproie de planer ne sont pas 2 espèces différentes mais seulement l'expression de 2 formes biologiques de la même espèce, comme dans le cas de la truite de mer et de rivière (Espanhol et al., 2007). Des travaux sont en cours à l'INRA de Rennes et devraient permettre de préciser la taxonomie du genre *Lampetra*.

Au stade larvaire, les deux genres sont différenciables (mais très délicate voire impossible pour les tailles inférieures à 50 mm, en particulier sur le terrain), mais au sein de genre *Lampetra* les deux espèces sont pratiquement non identifiables. La présence d'une pigmentation noire sur l'extrémité de la nageoire caudale est caractéristique du genre *Petromyzon*.

La lamproie marine et la lamproie fluviatile sont des espèces diadromes. Leur mode d'alimentation est parasitaire. Elles se cramponnent aux poissons avec leur bouche et se nourrissent du sang de leurs proies.

Les cycles biologiques de la lamproie marine et de la lamproie fluviatile sont sensiblement identiques (Sabatié & Baglinière, 2001 a et b ; Taverny & Elie, 2010) (Figure 92).

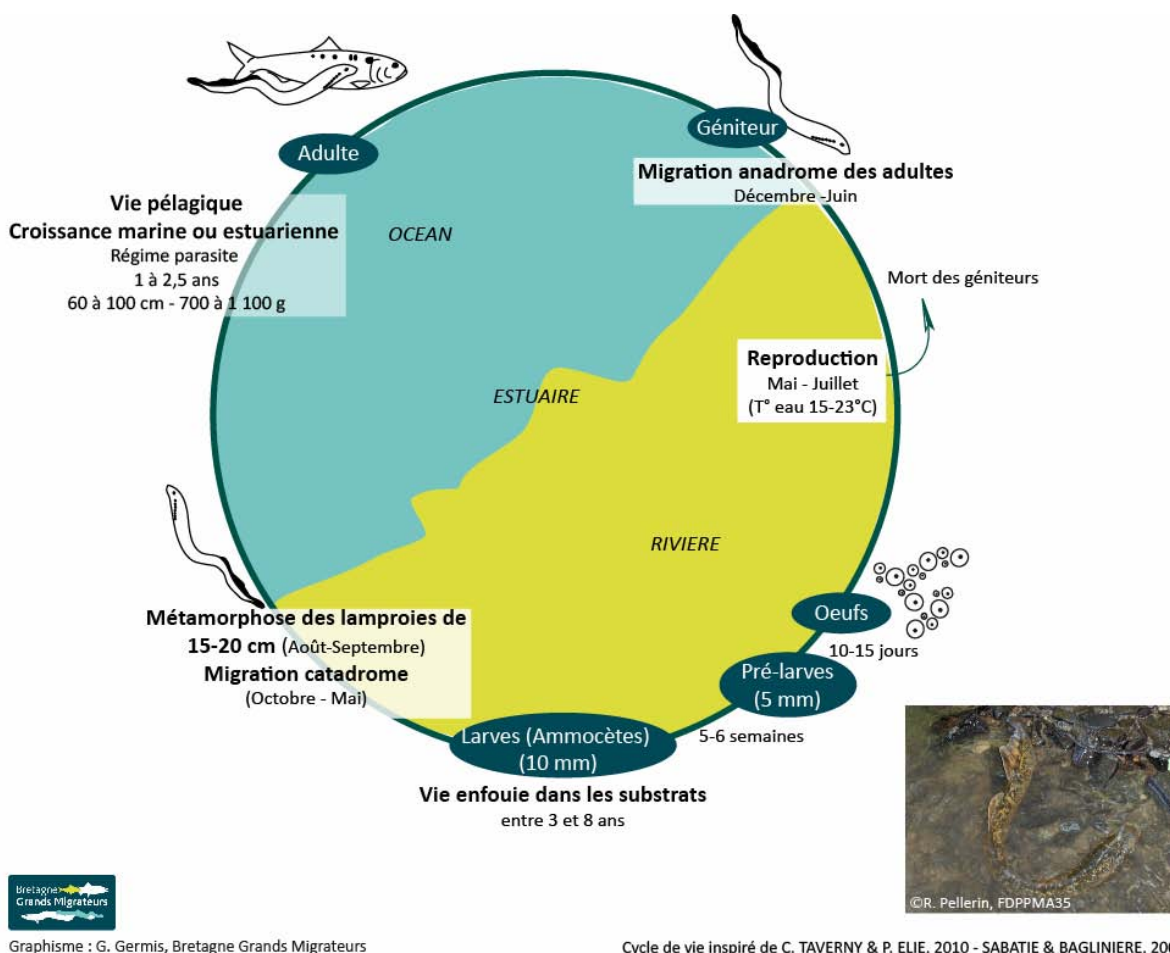


Figure 92 : Cycle biologique de la lamproie marine (BGM)

A la fin de l'hiver, la lamproie marine quitte les eaux côtières et remonte, la nuit, dans les rivières jusqu'à plus de 500 km de la mer. La migration s'accompagne de profondes modifications anatomiques. Une fois en eau douce, elle cesse de s'alimenter et l'intestin s'atrophie. En France, la reproduction a lieu dans la partie moyenne des rivières et sur le chevelu, de fin-avril à fin-mai, à des températures de 15 à 18°C. Le frai a lieu sur des substrats de gravier dans des zones peu profondes. Le nid semi-circulaire peut atteindre un diamètre de 2 m. Le mâle remanie en premier le substrat à l'aide du courant pour former un large cordon de galets et graviers, colmaté de sable à la base. La femelle, cramponnée par la bouche sur une pierre devant le nid, est couverte pendant plusieurs jours de multiples fois par le mâle qui, fixé sur sa tête, féconde les ovules. Les œufs très nombreux, jusqu'à 230 000 œufs/kg, se collent entre les pierres du nid. Les géniteurs meurent après la reproduction. Les larves ammocètes de 5 mm éclosent après 10 à 15 jours et s'enfouissent dans le sable du nid. Après 35 à 40 jours (10 mm), elles gagnent les "lits" d'ammocètes, zones abritées et sablo-limoneuses, pour rester enfouies dans le substrat à l'état vermiforme pendant 5 à 7 ans. Leur nourriture est constituée de diatomées, d'algues bleues, et de débris organiques filtrés face au courant. La métamorphose a lieu à une taille de 130-150 mm d'août à octobre. Les subadultes, bleuâtres et à l'extrémité caudale pigmentée, dévalent la rivière la nuit en automne et gagnent la mer en hiver. Leur croissance marine en zone côtière est rapide et dure probablement 2 ans, en parasitant diverses espèces de poissons (aloses, éperlans, harengs, lieus jaune, saumons, mulets...).

La lamproie fluviatile fait des nids plus petits, de l'ordre de 40 cm, élaborés avec des graviers et du sable. La fécondité relative est plus élevée, de l'ordre de 375 à 405 000 œufs/kg. Les ammocètes gagnent les « lits d'ammocètes » après 5 jours et restent enfouies de 3 à 6 ans. La métamorphose a lieu à une taille

de 90-150 mm de juillet à octobre. Les subadultes, argentés et à l'extrémité caudale non pigmentée, dévalent la nuit, surtout de mars à juin.

L'observation de ce cycle souligne l'importance de :

- la phase en eau douce dans le cycle biologique de cette espèce ;
- la succession proche (voire la contigüité) d'habitats de reproduction des adultes et d'enfouissement des larves (lits d'ammocètes).

Les travaux américains ont souligné l'absence de homing chez les lamproies. Il n'y a donc pas de relation directe nette et évidente entre l'abondance des subadultes une année en tant que biomasse féconde et le retour de géniteurs, 2 ou 3 ans plus tard au cours de la révolution du cycle biologique dont la durée est variable. Cependant, il a été observé que les larves présentes dans un cours d'eau libèrent des phéromones qui attirent les géniteurs lors de leur retour en eau douce, indépendamment de leur origine.

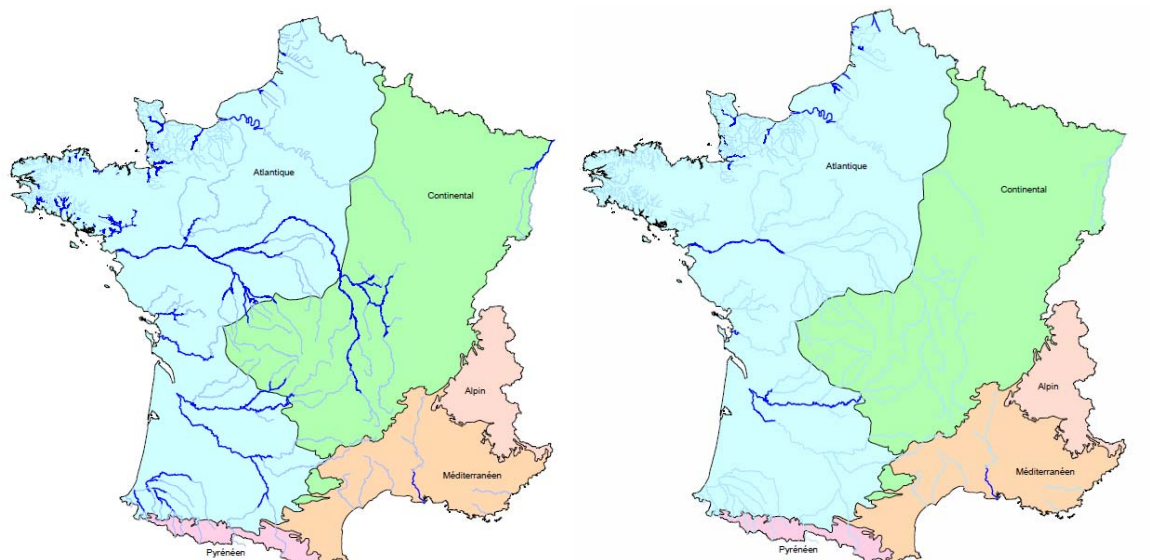
4.4.2. Aire de répartition

L'aire de répartition de la lamproie marine recouvre toute l'Europe, du Portugal au nord de la Norvège, en passant par la Grande Bretagne et l'Islande (Figure 93). Elle est aussi présente dans le bassin méditerranéen ainsi que sur la côte nord-est du Canada et des Etats-Unis. L'aire de répartition de la lamproie fluviatile est un peu plus restreinte, et s'étend sur l'Europe.



Figure 93 : Aires de répartition des lamproies (Atlas des poissons d'eau douce par BGM-IMAGIC)

En France, la lamproie marine est présente sur la façade maritime Manche-atlantique (Figure 94). La répartition de la lamproie fluviatile est similaire, mais sa probable présence en Bretagne demande à être confirmée. Toutefois, des observations récentes montrent la présence de lamproie fluviatile sur le bassin du Couesnon.



Aire de répartition de la lamproie marine

Aire de répartition de la lamproie fluviatile

Figure 94 : Aires de répartition des lamproies en France (ONEMA 2006)

Les connaissances acquises sur la lamproie fluviatile en Bretagne restent faibles. Ainsi, seules les connaissances concernant la lamproie marine sont présentées dans ce document.

Cette espèce colonise la plupart des petites rivières bretonnes et normandes, où elle cohabite avec le saumon atlantique et/ou la truite de mer.

Elle est présente régulièrement et de façon relativement abondante sur le bas bassin de la Vilaine (Trévelo) et de l'Oust Arz et Claie) (Figure 95).

Elle colonise bien d'autres bassins tels ceux du Scorff, de la Laïta (Ellé et affluents, Isole) et de l'Odet (Odet, Jet et Steir).

Sur l'Aulne et le Blavet, ainsi que sur d'autres bassins plus petits (Couesnon, Gouet, Trieux, Léguer, Loc'h, Saint'Eloi ...), la lamproie marine est observée régulièrement, mais uniquement sur la partie aval du cours principal, en raison de la présence d'obstacles limitant son aire de colonisation.

Certains ouvrages peuvent en effet constituer des obstacles difficilement franchissables, voir infranchissables, pour les lamproies. Les seuils de moulin, quel que soit leur degré de franchissabilité et selon les débits, peuvent constituer des pièges pour les géniteurs qui s'accumulent majoritairement en aval pour se reproduire sur des frayères forcées.

Si les adultes migrants peuvent être freinés ou détournés de leur route migratoire par de multiples facteurs de pollution, voire disparaître de certains cours d'eau, la vie des larves en eau douce pendant plusieurs années montre aussi l'importance de la présence et de la qualité de l'habitat (eau et substrat), ces juvéniles colonisant les sables limoneux riches en matière organique.

A noter cependant l'absence inexpiquée de la lamproie marine sur un certain nombre de petits bassins côtiers, plus particulièrement dans le Finistère, en bon état. Ces cours d'eau présentent pourtant une qualité d'habitat plutôt favorable à l'espèce et aucun obstacle majeur n'y est signalé. Parmi ces cours d'eau, on retrouve l'Aven, le Goyen, la l'Aber Ildut, le Guillec, et l'Horn. Il est néanmoins possible que la présence de l'espèce ne soit pas détectée du fait d'une petite population.

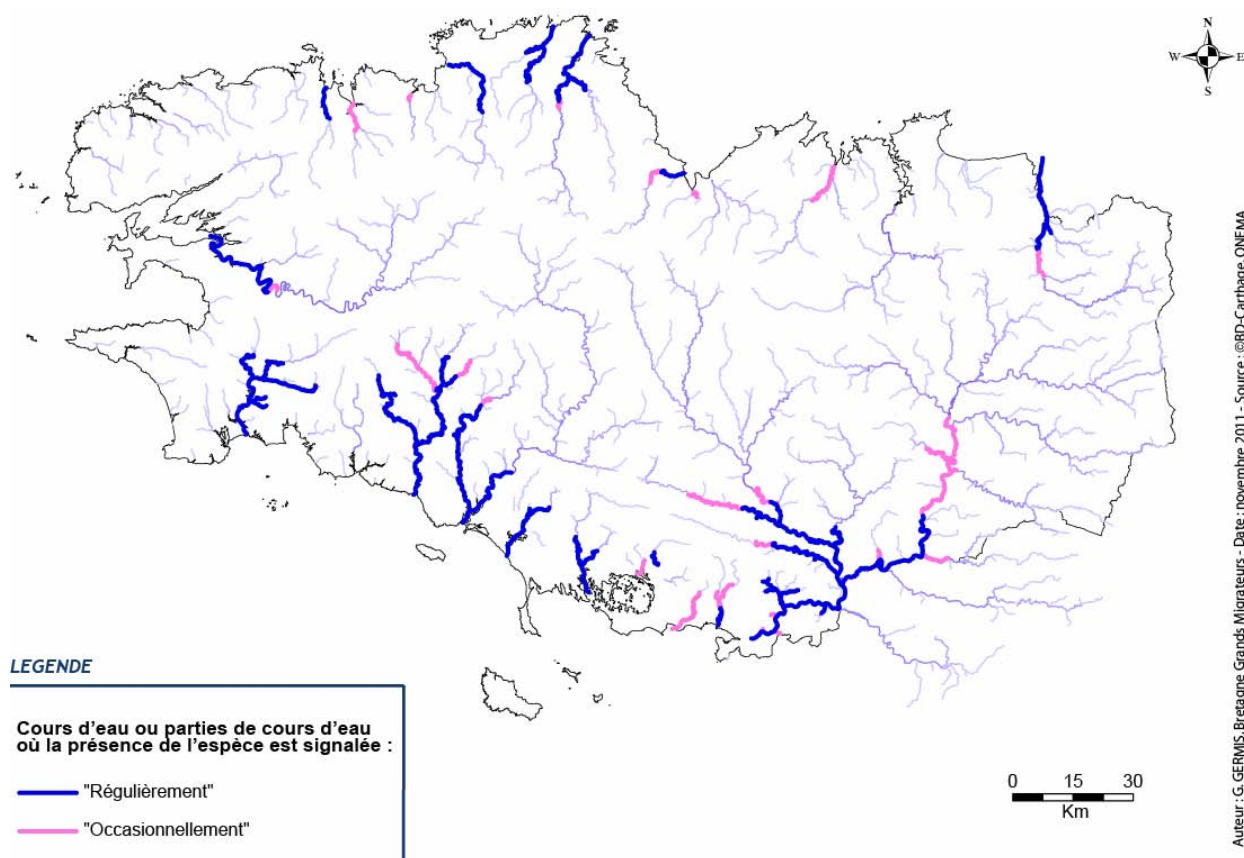


Figure 95 : Répartition actuelle de la lamproie marine en Bretagne (ONEMA par BGM)

4.4.3. Caractéristiques et estimation des stocks

4.4.3.1 Caractéristiques par stade du cycle biologique

Migration des géniteurs

Le suivi et les données récoltées aux stations de contrôle permettent de caractériser la phase de migration et les principaux facteurs l'influençant.

La période de migration des lamproies marines en Bretagne s'étend de mi-mars à mi-juillet, mais essentiellement de début avril à fin juin. Les pics de migration sont observés en mai. Comme chez les aloses, la migration est sous influence environnementale (température de l'eau et débits).

Sur le bassin de la Vilaine, les années les plus favorables à la remontée de géniteurs semblent correspondre à des débits importants de la Vilaine pendant la période de migration. En période de crues, alors qu'il n'existe pas de phénomène de homing pour cette espèce, l'estuaire de la Vilaine pourrait être plus attractif que celui de la Loire. De plus, de forts débits en période de migration (cas en 2009) favorisent le franchissement des barrages par les géniteurs et permettent d'étendre l'aire de colonisation vers l'amont des cours d'eau.

Les comptages de frayères mettent en évidence le front de colonisation et les principales difficultés migratoires.

Sur le bassin de la Vilaine, le barrage de Malon semble infranchissable pour la lamproie marine (FDPPMA35 R. Pellerin 2010).

Sur l'Oust, certains barrages constituent de véritables « verrous » pour la lamproie marine (ONEMA SD56

D. Boussion 2010). Il s'agit du barrage de Foveno sur l'Oust, du Moulin de la Béraudaie sur la Claie, du Moulin de Bragoux sur l'Arz, du Moulin de la Gacilly sur l'Aff, des Moulins de Coton et de Pahongé sur le ruisseau de Pesle, du moulin Bernard sur le ruisseau de Bled. D'autres ouvrages constituent des obstacles qui entraînent, au minimum, des retards à la migration (moulins de Quiban sur l'Arz et Lieuzel sur la Claie).

Sur le bassin du Couesnon, le moulin de Quincampoix freine la migration des lamproies sur le cours principal. Sur la Loysance, l'ouvrage de la pisciculture d'Antrain est un obstacle majeur à la migration. Les lamproies sont sans doute bloquées définitivement en aval du moulin de la Chattière, alors que le cours d'eau en amont présente des potentialités intéressantes pour la reproduction de l'espèce. Enfin, sur la Minette, le moulin de Boismine et l'ouvrage de la Sourde semblent constituer de véritables blocages à la migration des lamproies (FDPPMA35 R. Pellerin 2010).

Sur l'Inam, un affluent de l'Ellé, la migration des lamproies marines a lieu plus tard, rendant les conditions de franchissement des obstacles d'autant plus difficiles. Comme sur d'autres cours d'eau, la période de migration plus tardive est due aux températures de l'eau relativement basses. Les frayères comptabilisées sont situées dans le premier kilomètre, de la confluence avec l'Ellé à la Conserverie morbihannaise.

Sur le Scorff, le suivi mené depuis 1994 a permis de mettre en évidence l'impact de la présence d'obstacles et l'amélioration de la connectivité le longitudinale du Scorff (Lasne & Sabatié, 2009). Par ailleurs, il a été montré que le niveau de colonisation est d'autant plus important que le nombre de nids est élevé (colonisation densité-dépendante du réseau et/ou relation liée à l'effacement du barrage de Pont Kerlo en 2000).

Reproduction

De manière générale, la période de reproduction commence début mai et se poursuit jusqu'à fin juin. Sur certains bassins, la reproduction peut s'étendre jusqu'à début septembre, comme sur l'Inam par exemple. (com. pers. D. Boussion). Le recensement des frayères à lamproies marines est effectué sur quelques cours d'eau après la reproduction, de manière à avoir un comptage exhaustif. Dans le cadre de ces opérations, les premières frayères font l'objet d'une attention particulière.

La fenêtre temporelle de reproduction varie fortement selon les cours d'eau, probablement en fonction du régime thermique. La reproduction débute, selon les rivières, entre 15 et 18°C. Sur le Scorff, la reproduction débute mi-mai et se termine généralement fin juin. Sur le bassin de l'Oust, les observations réalisées montrent la construction très précoces de frayères (début mai). En général, sur cette rivière, le pic de reproduction est constaté mi-mai. Sur l'Inam, en 2010, les premières frayères ont été observées tardivement vers la fin juin, alors que sur la Penzé, en 2009, elles sont apparues début juin.

Des frayères sont observées sur les parties estuariennes de plusieurs cours d'eau, dans les zones de balancement des marées. Ces observations ont été faites sur le Jaudy, le Léguer, la Douffine, l'Odet, le Steir, la Laïta, le Loc'h et le Saint Eloi. Cette liste n'est pas exhaustive, et il serait intéressant de vérifier la présence d'ammocètes sur ces sites.

Phase juvénile

Les connaissances sur cette phase du cycle de vie sont très faibles. Quelques études ont été menées par l'INRA en 2001 et 2009 sur des bassins hors Bretagne.

L'étude de la phase larvaire réalisée en 2009 sur les bassins de l'Oir et de la Bresle a permis de proposer une méthodologie d'échantillonnage des ammocètes souple d'utilisation, et transposable à tout type de cours d'eau. Cette méthode permet, en outre, d'identifier les zones d'habitats essentiels aux larves et, éventuellement, de repérer l'emplacement de frayères localisées en amont par les variations d'abondance longitudinale et les tailles d'ammocètes capturées (Lasne & Sabatié, 2009). Cette méthode a été testée sur d'autres bassins en 2011 (bassins de l'Ellé et du Trévelo). Cette étude de la phase larvaire permet également d'identifier la présence de lamproie fluviatile (par la détection des juvéniles), et de préciser sa distribution en Bretagne.

4.4.3.2 Estimation des stocks sur les bassins bretons

Les seules données qui permettent d'avoir une estimation de l'abondance du stock de lamproie marine en Bretagne sont les données des suivis réalisés sur les bassins de l'Aulne et de la Vilaine par vidéocomptage (Figure 96), ainsi que le comptage annuel de frayères réalisé sur le bassin de l'Oust, affluent de la Vilaine ainsi que du Scorff.

Sur l'Aulne, depuis 2004, la population de lamproies marines est en nette augmentation avec en moyenne 336 individus de 2004 à 2011 (Croguenec, 2010).

Sur le bassin de la Vilaine, le niveau d'abondance de la lamproie marine varie fortement depuis 2002. Même si l'absence de suivi nocturne à la station de vidéocomptage de 1998 à 2000 ne permet pas de comparaisons avec les années antérieures, les lamproies sont plus nombreuses sur la Vilaine depuis quelques années, avec un maximum historique en 2009 (Briand & Sauvaget, 2010).

La Lamproie marine est absente de l'Elorn, bassin également équipé d'une station de vidéocomptage.

Les seuls suivis de comptage de frayères où la série historique de données est suffisamment longue pour permettre de donner une estimation de l'abondance du stock, se situent sur les bassins de l'Oust et du Scorff.

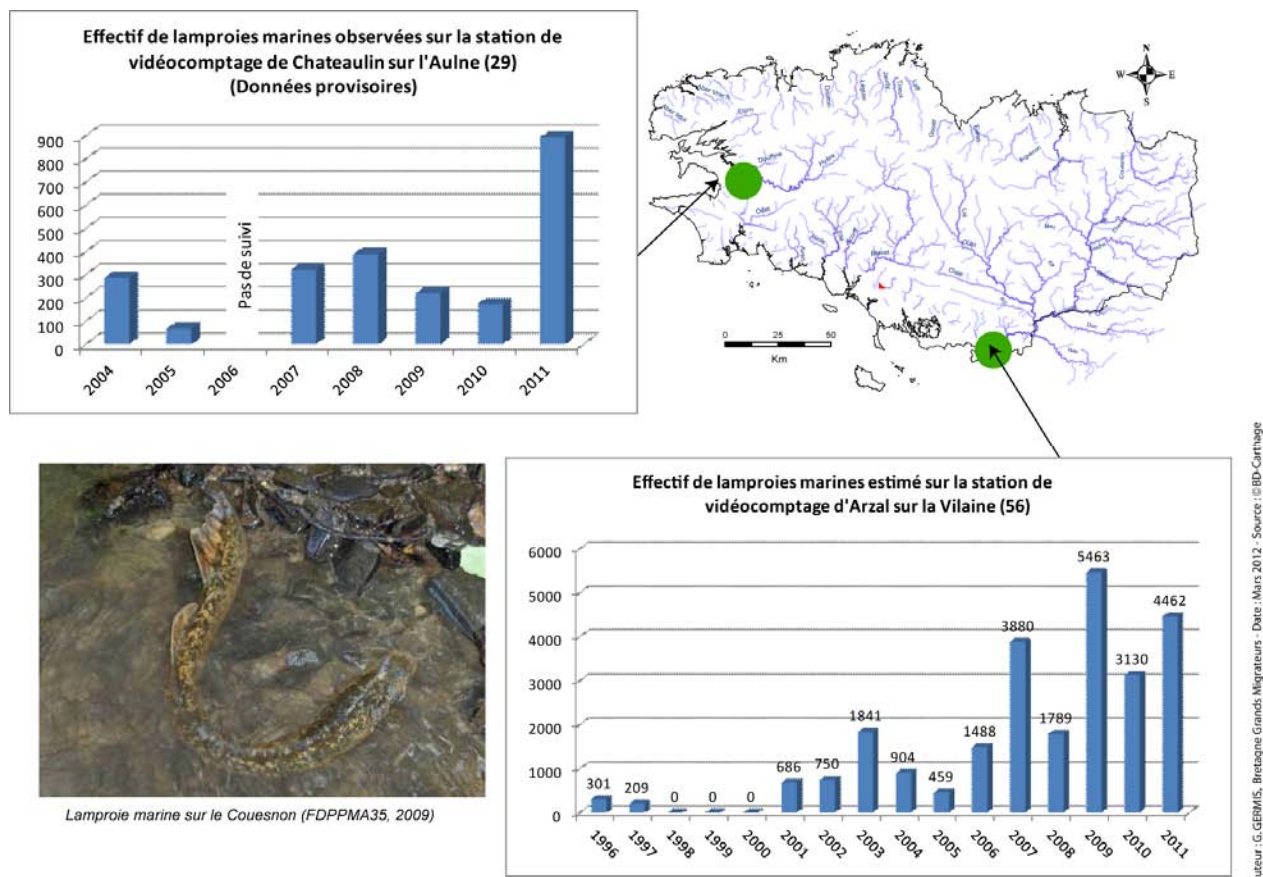
Le comptage de frayères de lamproies marines réalisé depuis 1997 sur l'Oust, l'Arz, la Claie, le Trévelo et les affluents et petits affluents de la Vilaine aval, met en évidence d'importantes fluctuations inter-annuelles de la reproduction de l'espèce (ONEMA SD56 D. Boussion 2010). Seules les années 2000 et 2001 ont connu une fréquentation importante (1 314 et 2 175 frayères), sachant qu'en 2000 le cours principal de l'Oust n'avait pas été prospecté. Le nombre de frayères des années 2008 et 2009 est supérieur à la moyenne interannuelle 1997-2009 (553 frayères / an en moyenne⁴).

Sur le Scorff, le nombre de nids varie fortement entre 1994 et 2011. L'année 2000 marque une augmentation des effectifs suite à la suppression du barrage de Pont Kerlo. Depuis 2001, le nombre de nids semble, d'une manière générale, supérieure à celui des années précédentes. Les raisons de cette variabilité restent difficiles à expliquer : meilleures conditions hydrologiques réduisant l'impact de certains obstacles durant la migration, plus grande attractivité des géniteurs vagabondant en zone marine entre les cours d'eau proches liée à des températures, taux de dispersion des individus le long des côtes (Lasne & Sabatié, 2009) ou encore, tendance à l'augmentation de la population à une échelle globale (Beaulatin et al. 2009).

Des suivis de frayères à lamproies ont aussi été réalisés sur l'Isole de 2000 à 2007. Le nombre de frayères comptabilisé variait de 100 à 900 nids. Ces suivis ont permis de mettre en évidence l'importance d'un bon dimensionnement des ouvrages de franchissement afin d'assurer une répartition des frayères sur l'ensemble des sites favorables (S.Prunet et M.Davaic, 2008).

A l'échelle nationale, il est difficile de dire si la population de lamproie marine est en expansion car les effectifs sur la Vilaine et l'Aulne, ainsi que sur des bassins versants accueillant plus de lamproies comme l'Adour ou la Gironde, sont en augmentation. A noter que ces résultats sont moins nets sur la Vienne (affluent de la Loire). Une augmentation des effectifs de lamproies marines en migration de montaison capturées par les pêcheurs professionnels est à noter également en Europe à partir des années 2000 (Beaulatin. et al., 2008). La tendance observée sur les bassins bretons peut aussi résulter de cette tendance générale si, comme pour l'anguille, la lamproie marine colonisant les rivières de la façade européenne constitue une seule population d'un point de vue génétique.

⁴ Valeur donnée à titre indicatif (certains secteurs n'ayant pas été prospectés chaque année).



4.4.4. La réglementation de la pêche aux lamproies

4.4.4.1. En domaine maritime

Dans le domaine maritime, aucune restriction législative ne s'applique aux captures de lamproies marines pour la pêche professionnelle, à l'exception de mesures locales d'interdiction de pêche pouvant les affecter indirectement.

4.4.4.2. En domaine fluvial

Pêche professionnelle

Il n'existe pas de réglementation propre à la pêche de la lamproie. L'utilisation d'engins de pêche est soumise à une réglementation qui varie selon les bassins versants et le statut des pêcheurs.

Pêche amateur

Les principales mesures des 4 départements concernant la pêche à la ligne de la lamproie marine sont reprises dans le Tableau 17.

Tableau 17 : Mesures concernant la pêche à la ligne de la lamproie marine par les pêcheurs amateurs aux lignes en zone fluviale

	dpt 22	dpt 29	dpt 35	dpt 56
Taille de capture		20 cm pour la lamproie fluviatile et 40 cm pour la lamproie marine		20 cm pour la lamproie fluviatile et 40 cm pour la lamproie marine
Date d'ouverture 1^{ère} catégorie	Aucune mesure spécifique	12 mars au 18 septembre	Aucune mesure spécifique	12 mars au 18 septembre
Date d'ouverture 2^{ème} catégorie		Sur tous les cours d'eau du département		2 avril au 31 décembre
Mode de pêche autorisé				

La lamproie marine ne fait pas l'objet d'une exploitation par les pêcheurs amateurs aux lignes.

4.4.5. Bilan des captures

4.4.5.1 Dans le domaine maritime

En Bretagne, il existe 2 pêcheries professionnelles de lamproies :

- une pêcherie au filet en aval d'Arzal ;
- une pêcherie à la bourgne ou nasse dans la partie estuarienne de l'Aulne et de la Douffine.

Il n'y a aucune information concernant une possible exploitation par des pêcheurs amateurs en mer.

4.4.5.2. Dans le domaine fluvial

Cette espèce n'est pas exploitée en rivière à l'exception du seul bassin de la Vilaine où une pêcherie de lamproies est identifiée.

4.4.6. Principales pressions existantes sur les lamproies

Les principales menaces concernent (Taverny & Elie, 2010) :

- l'interruption des axes de migration, que ce soit en rivière avec la présence des barrages non aménagés, et /ou en estuaire avec la présence de bouchons vaseux ;
- la dégradation générale de la qualité de l'eau et des habitats avec, notamment, une modification de la structure et de la fonctionnalité des habitats de reproduction pour les adultes (forte variabilité des débits, rectification, dragage.....) et des lits d'ammocètes (pollution des sédiments par les métaux lourds et les polluants organiques persistants). Le changement climatique pourrait également renforcer les effets des menaces plus locales (modification des régimes hydrologiques et thermiques), notamment sur les conditions de migration et le succès reproducteur.

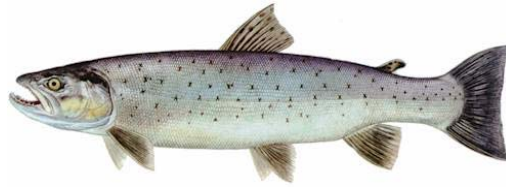
4.4.7. Conclusions sur la situation de l'espèce

Au niveau européen, on a une modification de l'aire de distribution de l'espèce.

Au niveau national et régional, la lamproie marine n'apparaît pas actuellement comme une espèce vulnérable, mais plus comme une espèce quasi-menacée du classement de l'UICN. Il importe donc d'établir comment les effectifs et la distribution vont évoluer au cours du temps en Bretagne. Les amphihalins sont en effet très sensibles aux pressions, il importe donc de s'intéresser également aux espèces qui se portent a priori bien. Par ailleurs, le fait qu'il n'y ait pas de homing chez la lamproie marine fait que de mauvaises conditions locales peuvent être compensées par l'afflux d'individus venant de bassins versants voisins ou distants.

En revanche, il est impossible de conclure sur l'état des populations de lamproies fluviatiles. De fait, il apparaît essentiel pour les prochaines années de développer des études permettant de préciser si oui, on non, cette espèce est présente en Bretagne.

4.5. LA TRUITE DE MER (SALMO TRUTTA)



La truite commune est une espèce qui présente trois formes écologiques : la truite de rivière, la truite de lac et la truite de mer.

4.5.1. Biologie de la truite de mer (Ombredane et al., 2012)

La truite de mer est un migrateur amphihalín anadrome. Sa biologie est très proche de celle de la forme rivière à l'exception de la phase adulte qui se déroule en mer.

Les adultes remontent les cours d'eau entre juin et décembre pour se reproduire (Figure 97). La reproduction a lieu de novembre à janvier dans des zones à courant relativement rapide et bien oxygénés, à fond de gravier. Après la ponte, les géniteurs peuvent survivre et effectuer plusieurs reproductions durant leur vie.

Après résorption de leur vésicule, les alevins émergent des zones de frayères au printemps et commencent à se nourrir de petites proies vivantes.

Les juvéniles restent de 1 à 3 ans en rivière. Le juvénile de truite de mer, comme le saumon, met en place des mécanismes d'adaptation à l'eau de mer (smoltification), mais de façon moins nette car le processus est réversible. Cela se traduit par des changements physiologiques, morphologiques (robe argentée) et comportementaux (migration en bancs vers la mer). Au cours de cette période (printemps), les smolts, âgés de 1 à 2 ans, s'imprègnent des caractéristiques de la rivière qu'ils mémorisent pour leur orientation lors de la migration de retour (phénomène de homing).

Le temps passé en mer varie selon les individus : de 3 à 6 mois pour les "Finnocks", et jusqu'à deux ans pour les poissons à plus long séjour marin qui constituent les populations françaises. On parle alors de poissons de type 0 pour les finnockes et de type 2 pour les poissons de deux ans de mer, selon la typologie proposée par Richard & Baglinière, 1990. Contrairement aux saumoneaux qui vont grossir sur des zones marines éloignées, les truites de mer restent près des côtes. Lorsqu'elles retournent en eau douce, l'instinct de retour de la truite de mer à la rivière natale semble moins prononcé que chez le saumon atlantique.

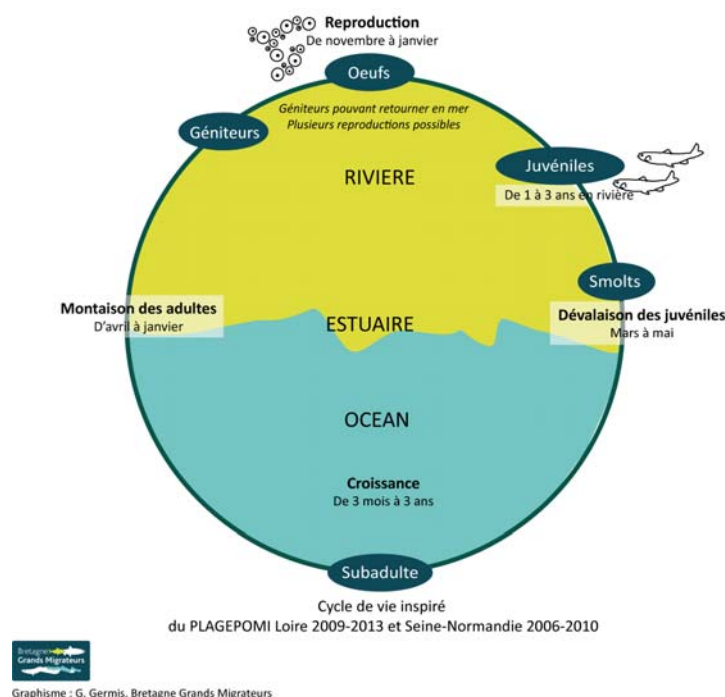


Figure 97 : Cycle biologique de la truite de mer (BGM)

4.5.2. Aire de répartition

La truite commune est une espèce d'origine euro-asiatique. La forme marine est notamment présente sur les fleuves de la façade atlantique Manche, depuis le nord de la Russie jusqu'au Portugal.

Dans le Finistère, la truite de mer est présente sur de nombreux cours principaux classés « migrateurs ». Elle est également présente sur les cours d'eau de la baie de Douardenez (Stalas, Névet, Lopic, Kerharo...). La truite de mer est présente en plus grande densité sur les cours d'eau du nord Finistère comme la Flèche, le Guillec, l'Horn, ou le Douron. (FDPPMA29 A. SENECHAL 2006).

Les données de pêche électrique ont également montré la présence de truite de mer sur l'Aven, le Léguer, la Mignonne, l'Elorn, le Moro, le Yar, le Goyen, le Douduff et le Queffleuth.

4.5.3. Caractéristiques et estimation des stocks

Les études sur la truite de mer en Bretagne restent peu nombreuses et ne permettent pas de connaître l'état des populations bretonnes. Néanmoins, quelques études ponctuelles ont permis de recueillir certaines informations sur les populations de truites de mer en Bretagne. Les données des suivis réalisés sur les bassins de l'Aulne, de l'Elorn, du Scorff et de la Vilaine permettent également quelques indicateurs d'abondance.

Sur la Vilaine, les passages de truite de mer sont anecdotiques (1 en 2009 – 4 en 2010).

Sur l'Aulne, en 2010, 14 individus ont été observés et 27 en 2011. Les années précédentes, les effectifs comptabilisés étaient encore plus faibles lié vraisemblablement au changement du système de détection (passage d'un système à cassettes à un système numérique).

Sur le bassin de l'Elorn, les truites de mer avec 43 individus en 2010 sont en augmentation (rappel 25 à 36 les précédentes années) constituées de finnock (43 % des individus comptés, 33 à 78 % depuis 2008) et d'individus de plus grandes tailles. La migration présente des modes printemps-été et automnal. Les tailles observées vont de 30 cm à 55 cm (valeur moyenne, 43,9 cm).

Au niveau de la passe de Kerhamon, l'activité horaire de la truite de mer présente une part nocturne originale –dans une passe- possible trace de l'activité marine encore récente.

Il apparaît que les populations de truite de mer sont constituées en majorité d'individus à cours séjour marin (Finnock), les individus à long séjour marin étant peu nombreux. En règle générale, les individus de grand gabarit sont des individus à fraies multiples qui se sont reproduits une première fois au stade finnock.

Des études récentes ont permis des avancées notables sur le rôle respectif des facteurs génétiques et environnementaux dans le déterminisme de la smoltification et de la migration de la truite. Ces études utilisant à la fois l'outil génétique et la méthode des CMR (Capture-Marquage-Recapture) ont permis de préciser le type et l'intensité des relations entre les deux formes biologiques de truite en montrant que :

1- Les populations de truites européennes se rattachent à cinq lignées évolutives : atlantique, méditerranéenne, marbrée, adriatique et danubienne, correspondant à des zones géographiques différentes avec d'importants chevauchements (Ombredane et al., 2012). En France, on distingue actuellement trois lignées génétiques chez la truite :

- la lignée méditerranéenne (cours d'eau ayant leur embouchure en Méditerranée) ;
- la truite ancestrale corse appartenant à la lignée adriatique (en tête de bassin des rivières corses), appelée parfois à tort *S. trutta macrostigma* ;
- la lignée atlantique, subdivisée en groupe sud-atlantique, dit "ancestral" (cours d'eau du Pays Basque et de Bretagne) et en groupe nord-atlantique, dit "moderne" (dans presque toutes les rivières de la côte atlantique française) et à laquelle se rattachent toutes les souches traditionnelles de pisciculture ;

2- Il n'existe pas de différence entre les formes « marine » et « eau douce » de la truite (Charles et al., 2005). De plus, le caractère "migrateur marin" n'est que, pour partie, héritable, signifiant que la truite a la capacité de développer une forme biologique à partir d'une autre. La probabilité qu'un individu devienne une truite de mer reste cependant supérieure s'il est issu de parents truites de mer ;

3- Dans les cours d'eau côtiers, il n'existe pas deux tactiques de vie distinctes chez la truite (rivière ou mer), mais un continuum s'exprimant à la fois dans le temps (âge à la maturation, espérance de vie) et dans l'espace (distance de migration) (Cucherousset et al., 2005). Ces tactiques sont sous le contrôle du taux de croissance aux stades juvéniles (vu sous l'angle d'un taux de développement et non pas d'une taille seuil), et diffèrent selon le sexe et l'année (Acolas, 2008). Par ailleurs, outre la migration, les stratégies de vie entre les formes sympatriques rivière et mer divergent par un investissement différent en termes de nombre d'ovules (fécondité) et de taille chez la femelle (Acolas et al., 2008).

4.5.4. La réglementation de la pêche de la truite de mer

La réglementation est semblable à celle qui s'applique pour le saumon : voir 4.1.5.1. En domaine maritime page 85 (cf : Annexe 5 : Textes relatifs à la pêche au saumon et à la truite de mer en domaine maritime (Source : DIRM NAMO)). La pêche de la truite de mer est soumise à la détention d'un timbre redevance « poissons migrateurs » (article L 213-10-12 du CE) ainsi qu'à l'application des arrêtés départementaux annuels.

La taille minimale de capture est de 0,35 cm.

4.5.5. Bilan des captures

4.5.5.1. Dans le domaine maritime

Les captures professionnelles de truite de mer ne résultent pas d'une exploitation dirigée, mais concernent des captures accessoires dans des pêcheries recherchant d'autres espèces ; les truites de mer sont comptabilisées comme étant des salmonidés.

4.5.5.2. Domaine fluvial

Les captures à la ligne de truites de mer ne font pas l'objet d'une déclaration obligatoire au centre national de capture des salmonidés migrateurs, comme c'est le cas pour le saumon, mais est demandé à titre volontaire. Les données de captures concernant cette espèce sont donc très parcellaires. La moyenne sur 10 ans (2002-2011) des déclarations de truite de mer est de 17 poissons pour toute la Bretagne contre

534 au niveau national. L'essentielle des captures de truite de mer se font en Haute Normandie et en Basse Normandie.

4.5.6. Principales pressions existantes sur la truite de mer

En plus des ouvrages, les flux de Matières En Suspension (MES) et de nutriments, qui sont fortement conditionnés par les modifications des régimes hydrologiques (en lien avec les précipitations) et l'occupation des bassins versants, ont un impact important sur le maintien des populations de truites de mer. Indépendamment du scénario climatique, les flux de MES devraient augmenter avec des conséquences multiples : i) baisse du niveau d'hétérogénéité de l'habitat (Walser & Bart Jr, 1999), ii) colmatage des substrats des habitats de reproduction et baisse du succès reproducteur de la truite de mer (Massa et al., 2000), iii) effets en cascade sur la chaîne trophique par incorporation de l'azote anthropique qui dynamise la productivité primaire (Rivot et al., 2009) et altérations directes ou indirectes de la survie des poissons (Massa, 2000 Roussel, 2007).

L'importance des déversements de juvéniles d'élevage de truites nord-atlantiques risque de faire disparaître les souches locales, en raison de la compatibilité presque totale entre truites introduites et naturelles (hybridation).

4.5.7. Conclusion sur l'état général de l'espèce

La truite de mer a fait l'objet de peu d'études sur les cours d'eau bretons. Il semblerait que les cours d'eau du nord Bretagne abritent des populations plus importantes que les cours d'eau du sud. Néanmoins, il semble que le niveau d'abondance des ces populations soit faible lorsqu'il est comparé à celui des populations de Normandie.

Les captures de truites de mer, faisant l'objet de déclarations volontaires, sont vraisemblablement sous-évaluées, ce qui ne facilite pas la visualisation de la distribution de cette forme de truite et l'estimation de l'abondance des populations sur cette espèce. A cela s'ajoute le fait que cette forme, génétiquement identique à la forme eau douce, pourrait être plus ou moins présente sur les cours d'eau en fonction des conditions environnementales. Ces dernières semblent jouer un rôle important sur la stratégie d'histoire de vie de la truite, espèces fortement plastique.

Il importe alors de mieux communiquer sur cette forme de truite en Bretagne afin d'améliorer les retours d'information (compléter les informations en termes de présence/absence et de limite de colonisation), et de préserver les populations de truite de mer.

Par ailleurs, les actions de restauration qui seront réalisées en faveur du saumon (libre circulation, habitats) seront profitables à la truite de mer.

4.6. LE FLET COMMUN OU FLET D'EUROPE (PLATICHTHYS FLESUS)



Cette partie est issue des travaux de E.Rochard.

Le Flet commun ou flet d'europe est une espèce de poissons de la famille des Pleuronectidae. Il possède un corps aplati asymétrique et ses yeux sont sur le flanc droit (dextre) adapté à la vie benthique.

Le flet est considéré comme étant en préoccupation mineure dans la liste rouge des espèces de l'UICN ; les données sur le flet d'Europe sont insuffisantes pour classer cette espèce dans la liste rouge des poissons d'eau douce de France métropolitaine.

4.6.1. Biologie du flet d'europe

C'est un migrateur amphihalin thalassotoque vivant la majeure partie de l'année en estuaire ou dans les lagunes. En été, la population se déplace vers l'amont tandis qu'à l'approche de l'hiver, elle effectue le mouvement inverse. La reproduction a lieu de janvier à avril, en mer, sur des fonds meubles autour de l'isobathe des 50 m pouvant être l'objet de grands rassemblements. Ainsi, une seule aire de ponte rassemble tous les flets du Golfe du Lion à la mi-février au large des Saintes-Maries-de-la-Mer. Les mâles mesurent au minimum 18-25 cm -1,5-3 ans), les femelles 18-30 cm (1,5-4 ans), et les ovules (de 400 000 à 2 millions par femelle) environ 1 mm. Après une vie pélagique de quelques semaines, les larves se rapprochent de la côte en se tenant à une profondeur moyenne de 10 m, puis pénètrent dans les eaux dessalées. La métamorphose s'effectue à une taille de 15-30 mm, avant que les jeunes n'entrent dans les estuaires où ils effectuent leurs premières années de croissance. Chez les juvéniles de moins d'un an, la moitié des proies sont planctoniques (copépodes, diatomées...), le reste est constitué de larves d'insectes. Après il se nourrit de la petite faune benthique. La taille maximale est de 50 cm pour 1,5 kg.

4.6.2. Aire de répartition

Le flet est un poisson commun des côtes européennes de l'Ouest. On le trouve au nord depuis la mer Blanche, le long des côtes de Norvège, en mer Baltique, tout autour des îles Britanniques, tout le long de la côte atlantique jusqu'au Maroc. (Figure 98)

En Méditerranée occidentale, il forme la variété *P. f. flesus*. Plus à l'est, des populations importantes se rencontrent en mer Adriatique (variété *P. f. italicus*), et en mer Noire (variété *P. f. fuscus*). En eaux douces, il est connu dans les estuaires, dans tous les fleuves, grands et côtiers, et même les affluents secondaires. En France, on a signalé des flets jusque dans le Lot ou l'Allier.

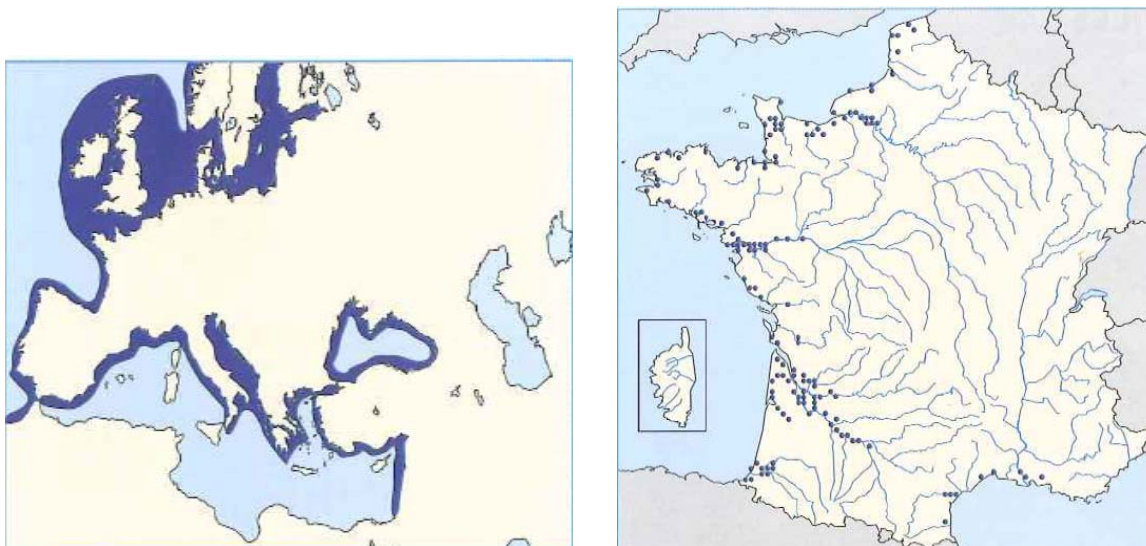


Figure 98 : Aire de répartition du Flet en Europe et en France (Atlas des poissons d'eau douce- E.Rochard)

4.6.3. Caractéristiques et estimation des stocks

Les données sur cette espèce sont rares et ne permettent pas d'évaluer son abondance et son aire de répartition en Bretagne même si elle semble présente partout.

Sur l'Elorn, au niveau du barrage de Kerhamon, les flets semblent confrontés physiquement au franchissement de la partie aval de la passe en ralentisseurs-plans. Les flets sont observés dans l'estuaire de l'Elorn (Aquascop, 2007).

4.6.4. La réglementation de la pêche du flet d'europe

La taille minimale de capture dans les zones de l'océan Atlantique Nord-est, de la Manche et de la mer du Nord est fixée à 20 cm pour le flet. Néanmoins, il est préconisé de capturer des flets au dessus des 30 cm, taille de maturité sexuelle.

4.6.5. Principales pressions existantes le flet d'europe

Aucune exploitation dirigée en France, si ce n'est dans les lagunes méditerranéennes. Pêche amateur au carrelet dans les parties basses des fleuves. Son aire de répartition continentale a très fortement diminué, en raison du blocage de ses migrations vers l'amont par des obstacles. Ceci entraîne de fortes concentrations de juvéniles à l'aval des obstacles et une compétition plus importante. Survivant dans des eaux de médiocre qualité physico-chimique, cette espèce a été retenue comme sentinelle des zones estuariennes.

4.6.6. Conclusion sur l'état général de l'espèce

Le flet est devenu une espèce très étudiée dans les estuaires de l'Atlantique Nord-Est, en particulier dans le cadre d'études écotoxicologiques, la pression de contamination dans les estuaires pouvant conduire à des réponses adaptatives dans les populations (Marchand et al. 2004, 2010). Hemmer-Hansen et al. (2007) et Larsen et al. (2007) ont confirmé la forte capacité de cette espèce à s'adapter à des environnements contrastés.

Un travail très récent (Calves, 2011) a exploré les réponses de populations de flet, dans cinq estuaires présentant des conditions environnementales contrastées : au Portugal (le Mondego, système marquant

la limite sud de l'aire de répartition du flet), en France (dans un système eutrophisé : la Vilaine, très pollués, la Seine et enfin dans un estuaire de référence : la Canche) et en Angleterre (la Tamar : estuaire pollué). Ces résultats suggèrent que la population du Mondego pourrait présenter une capacité de résilience réduite en situation de stress hypoxique.

Le flet est impacté par le réchauffement climatique particulièrement dans le Sud de l'Europe ; on observe ainsi depuis le début des années 1990 une remontée vers le Nord de la limite Sud de cette espèce le long des côtes portugaises liée au réchauffement climatique (Cabral et al., 2007) ; il devient extrêmement rare d'observer cette espèce à des latitudes plus basses que Lisbonne.

4.7. MULET PORC (LIZA RAMADA)



Cette partie est issue des travaux de R. Sabatié, P. Laffaille et E. Feunteun.

Le mulot porc est considéré comme étant en préoccupation mineure dans la liste rouge des espèces de l'UICN (novembre 2011) et des poissons d'eau douce de France métropolitaine (2009).

Le mulot porc est une espèce de poissons migrateurs de la famille des Mugilidae. La taille courante est située entre 30 et 50 cm pour un poids entre 2 et 4 kg. Le corps est allongé et fuselé. La bouche, sous une tête massive et comprimée, est édentée, mais présente des lèvres lisses. Les flancs argentés sont couverts de grandes écailles. Le dos est sombre et sur les flancs plusieurs bandes longitudinales foncées sont visibles. Chez le Mulot porc, une tache noire est présente à la base des pectorales.

4.7.1. Biologie du mulot porc

Le mulot porc est le plus euryhalin, capable de véritables migrations sur de grandes distances entre les eaux marines et dulçaquicoles à des fins trophiques, voire de maturation sexuelle. Il possède pour cela une osmorégulation parfaitement adaptée. Il se rencontre dans les fleuves, les estuaires et les zones intertidales, et est très fréquent, surtout aux stades les plus jeunes dans les zones humides littorales (marais et lagunes) où il domine en biomasse avec l'anguille européenne.

Les déplacements des adultes sont d'amplitude et de durées supérieures à ceux des jeunes. La migration anadrome (du printemps au début de l'été) est moins massive que la migration catadrome (en automne). Il est mature à partir de 30 à 40 cm (3-4 ans). Les femelles ont une fécondité relative de 0,6 à 5 millions d'ovules par kg. La période de ponte, se déroulant en mer, est particulièrement longue (de l'automne à l'hiver). Le recrutement des jeunes en zones littorales apparaît au cours de l'hiver et jusqu'au printemps (3-4 mois). Ils occupent les milieux littoraux et les estuaires essentiellement au stade juvéniles de moins de 2 ans. On les retrouve ensuite à l'état adulte dans les zones estuariennes et fluviales. Au cours de sa première année, il est surtout zooplanctonophage puis devient benthophage à tendance limnivore.

4.7.2. Aire de répartition

Le mulot porc est présent en Méditerranée, en Mer Noire et le long des côtes de l'Atlantique de la Norvège au Maroc. Ils représentent avec *Mugil cephalus* la majorité des mulets capturés en eau douce.(Figure 99)

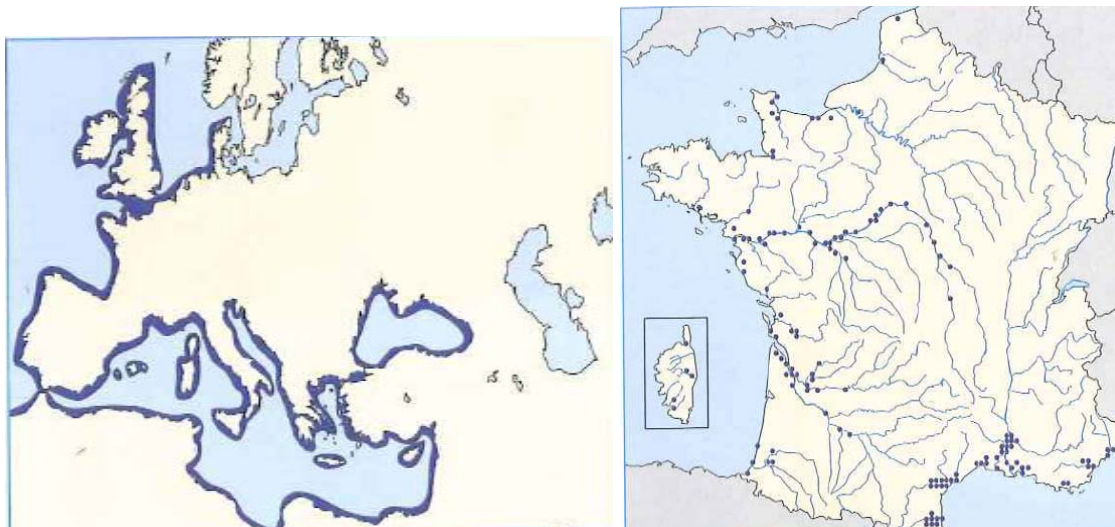


Figure 99 : Aire de répartition du Mulet en Europe et en France (Atlas des poissons d'eau douce- P.Lafaille, E.Feuteun)

4.7.3. Caractéristiques et estimation des stocks

Les données sur cette espèce sont rares et ne permettent pas d'évaluer son abondance et son aire de répartition en Bretagne même si elle semble présente partout.

Le suivi à la station de comptage de Kerhamon sur l'Elorn a permis de comptabiliser 5 muges (espèce impossible à discriminer à la vidéo) en 2009, 2 en 2010 et 1 individu en 2011 (taille de 47 cm) (Dartiguelongue, 2012). En 2010, un individu a été observé en dévalaison au printemps. La présence de muge est donc anecdotique. Les muges sont observés dans l'estuaire de l'Elorn (Aquascop, 2007) et sont présents en grand nombre en aval du barrage de Kerhamon.

Le muge est présent de manière significative sur l'Aulne ; 272 muges ont été observés en 2011 au niveau du vidéocomptage de Châteaulin sur l'Aulne et 127 en dévalaison. La classe de taille la plus représentée est 45-50 cm avec 41 % des individus, le plus petit mulet mesurait 36,8 cm et le plus grand 64,3 cm. La montaison semble s'effectuait au printemps ; la dévalaison, à l'automne.

Sur la station de vidéocomptage d'Arzal sur la Vilaine, les mulets ne sont pas comptabilisés tous les ans. En 1998, 368 000 mulets et 375000 mulets en 2005 ont été comptabilisés à Arzal.

4.7.4. La réglementation de la pêche du mulet porc

Cette espèce a peu de valeur commerciale en France, bien qu'elle se retrouve de plus en plus souvent au menu des grands restaurants. Mais elle est très appréciée en Afrique du Nord et en Méditerranée où elle constitue une part important des productions piscicoles, notamment dans les lagunes saumâtres.

La taille réglementation de capture du mulet porc sur la côte atlantique est de 30 cm depuis le 16/07/2009.

4.7.5. Principales pressions existantes le mulet porc

Le mulet porc est une espèce qui semble très sensible aux crises dystrophiques des milieux saumâtres ainsi qu'aux bouchons vaseux des estuaires.

C'est une des espèces amphihalines les plus résistantes aux changements climatiques et pressions anthropiques.

4.7.6. Conclusion sur l'état général de l'espèce

Le mulet porc ne nécessite aucune mesure de protection ou de conservation. Il est toutefois nécessaire de suivre l'évolution des stocks et son aire de distribution.