



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Cycle biologique de l'aloise feinte dans le bassin de la Garonne



Alose Feinte (S. Gracia, MIGADO©)

Auteur(s) : Jean-Marie Mennessier et Vincent Cornu (vincent.cornu@ecogea.fr)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

William Bouyssonnier (william.bouyssonnier@migado.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandier – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Jean-Marie Mennessier, ECOGEA
jean-marie.mennessier@ecogea.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- William Bouyssonnie, MIGADO, william.bouyssonnie@migado.fr

Pour citation :

Cornu V., Mennessier J-M, 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Cycle biologique de l'aloise feinte dans le bassin de la Garonne. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. GENERALITES	2
1.1. DESCRIPTION DE L'ALOSE FEINTE	2
1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE	3
1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS D'ALOSE FEINTE	4
1.3.1. <i>Distribution</i>	4
1.3.1.1. Européenne	4
1.3.1.2. Zoom sur la France	5
1.3.2. <i>Distinction génétique des populations européennes</i>	6
1.3.3. <i>Evolution des stocks</i>	7
1.3.3.1. En Europe	7
1.3.3.2. En France	7
1.3.3.3. Evolution du stock d'alose feinte dans le bassin G/G/D	8
2. CYCLE BIOLOGIQUE DE L'ALOSE FEINTE DANS LE BASSIN GIRONDE-GARONNE-DORDOGNE : DETAIL DES PHASES	9
2.1. LES ADULTES	9
2.1.1. <i>Zones de grossissement marines</i>	9
2.1.2. <i>Instinct de retour : « homing »</i>	9
2.1.3. <i>La migration génésique</i>	10
2.1.4. <i>Accessibilité aux zones de fraie du bassin pour l'alose feinte</i>	11
2.1.5. <i>Informations disponibles sur les géniteurs en migration sur le bassin</i>	11
2.1.5.1. Principales caractéristiques des géniteurs de la Garonne lors de leur migration génésique	11
2.1.5.2. Carnets de capture de l'AADPPED de la Gironde	12
2.1.5.3. Evaluation de l'abondance des géniteurs se reproduisant sur les frayères	14
2.2. LA REPRODUCTION	14
2.2.1. <i>Généralités sur la reproduction de l'alose feinte du bassin de la Gironde</i>	14
2.2.2. <i>Les zones de frayère actuellement identifiées sur le bassin de la Garonne</i>	18
2.2.3. <i>Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin</i>	18
2.2.3.1. Suivi des zones de frayères	19
2.3. LES JUVENILES	21
2.3.1. <i>Incubation et stade larvaire</i>	21
2.3.2. <i>Comportement, habitats et alimentation des alosons</i>	21
2.3.2.1. En milieu fluvial	21
2.3.2.2. La migration d'avalaison	22
2.3.2.3. En milieu estuarien	22
2.3.3. <i>Les différents suivis alosons réalisés sur le bassin de la Garonne</i>	22
2.3.3.1. Suivis réalisés en amont de l'aire de reproduction connue de l'alose feinte	23
2.3.3.2. Suivis réalisés en aval des dernières frayères répertoriées	23
2.3.3.3. Suivis réalisés dans l'estuaire	24
2.3.4. <i>Indicateurs d'abondance</i>	27
3. CONCLUSION	28
4. BIBLIOGRAPHIE	30

1. GENERALITES

1.1. DESCRIPTION DE L'ALOSE FEINTE

L'alse feinte (*Alosa fallax fallax*, Lacépède 1803) est un poisson téléostéen de la famille des Clupéidés.

Elle se caractérise par un corps fusiforme légèrement comprimé latéralement et par la présence d'expansions osseuses sur les arcs branchiaux, nommées branchiospines, qui forment un filtre branchial efficace (Whitehead, 1985 dans Baglinière, 2000). La tête est typique avec deux supra-maxillaires, une mâchoire inférieure courte de forme triangulaire et une petite bouche terminale de type supère. Le corps est de couleur bleu foncé ou bleu vert sur le dos et les flancs sont argentés (Figure 1).



Figure 1 : Aloses feintes du bassin Gironde-Garonne-Dordogne (photo MIGADO).

Le genre *Alosa* regroupe 16 espèces et 27 morphes qui semblent actuellement reconnus comme sous-espèces. Ces différents morphes appartiennent à cinq espèces dont *Alosa fallax fallax* (alse feinte) et *Alosa alosa* (grande alse) qui fréquentent toutes deux le bassin Gironde/Garonne/Dordogne (G/G/D).

L'adulte d'alse feinte se différencie de celui de la grande alse par des critères morphologiques et méristiques (Figure 2) : le nombre de branchiospines (<60 chez l'alse feinte contre >90) (Spillmann, 1961), une plus petite taille (Whitehead, 1985 dans Baglinière, 2000) et une disposition différente des écailles (Mennesson-Boisneau et Boisneau, 1990 dans Baglinière, 2000).



Figure 2 : Illustration d'alse feinte à gauche et, à droite, d'une grande alse (source : AFB).

Parmi les six sous-espèces de l'alse feinte, deux sont endémiques de lacs et quatre, dont *Alosa fallax fallax*, sont anadromes. On trouve aussi une alse feinte sur le Rhône (*Alosa fallax*

rhodonensis, Roule, 1924) qui apparaît, de par sa taille et sa colonisation des parties hautes des bassins, proche de la grande alose (Hoestlandt, 1958 dans Baglinière, 2000).

L'alse feinte est un poisson migrateur amphihalin potamotoque, c'est à dire que son cycle de vie alterne entre le milieu dulçaquicole où elle se reproduit et le milieu marin où elle passe la majorité de son cycle de vie pour y grossir. **La proportion d'individus itéropares** (reproduction multiple) **est**, en moyenne, **élevée** (>30 %), mais reste cependant très variable selon le sexe et les cours d'eau. **Sur la Garonne, la proportion d'individus se reproduisant au moins deux fois serait de 65 %** (Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000).

1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE

Le cycle biologique de l'alse feinte est très proche de celui de la grande alose, mais contrairement à cette dernière, les déplacements de migration génésique sont de moins grande amplitude et se cantonnent, dans le cas du système G/G/D, à la limite de la marée dynamique (autour de La Réole sur la Garonne et de Pessac sur Dordogne sur la Dordogne).

Son cycle biologique se déroule dans 3 milieux (océan, estuaire et fleuve) sur des périodes différentes (Figure 3). Après éclosion et émergence des alevins dans les parties aval des fleuves durant le printemps, les juvéniles restent à proximité des frayères. Ensuite, ils dévalent vers l'estuaire, où ils sont trouvés en densité maximale courant juillet-août. Tout ou partie de la cohorte dévalante séjourne dans l'estuaire durant le premier hiver avant de rejoindre le milieu océanique (Taverny, 1991). Dans l'océan, les individus immatures se localisent généralement le long des côtes et près des embouchures des fleuves et y séjournent entre 2 et 8 ans avant d'entamer leur migration génésique vers les frayères. Contrairement à la grande alose, l'alse feinte du bassin G/G/D est capable de se reproduire plusieurs fois au cours de sa vie.

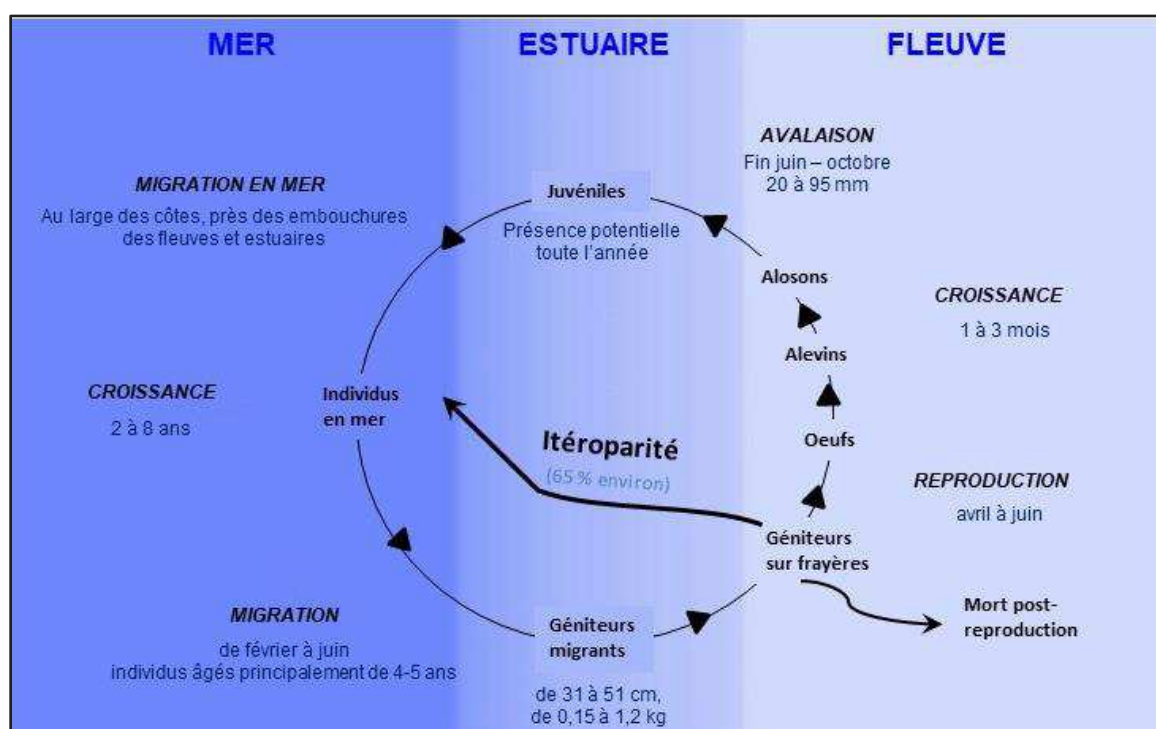


Figure 3 : Cycle biologique de l'Alose feinte de la Garonne.

Le cycle de vie de l'alse feinte est caractérisé par un temps de séjour en milieu estuarien et dulçaquicole assez court correspondant à la migration génésique des géniteurs (qui peut commencer dès le début du mois de février, Elie *et al.*, 1988 dans Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000) et au développement des oeufs et des alevins jusqu'à leur migration pour rejoindre le

milieu estuarien et marin (à partir de juillet-août). Le temps passé en eau douce (de 2 à 6 mois) ne semble pas beaucoup varier au sein des différentes populations et de leur latitude contrairement à d'autres migrateurs amphihalins comme le saumon ou la lamproie marine qui peuvent voir leur temps de séjour en milieu fluvial s'étendre sur plusieurs années.

Les données obtenues grâce aux captures par pêches semblent montrer une variabilité du temps de séjour en milieu marin. Tarvernay et Elie (2001) observent dans le Golfe de Gascogne des aloses âgées de 2 à 6 ans.

Ainsi, dans la Garonne, le cycle complet de l'aloise feinte peut durer, dans les cas les plus courts, 2 années et jusqu'à 8 ans pour les cas les plus longs (du fait de l'itéroparité que l'on rencontre chez cette espèce), avec une phase en eau douce qui dure généralement de 2 à 6 mois.

1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS D'ALOSE FEINTE

1.3.1. Distribution

1.3.1.1. Européenne

Historiquement, l'aloise feinte (*Alosa fallax fallax*) était rencontrée du nord de l'Islande (Saemundsson, 1949) au sud du Maroc (Sabatié, 1993), mais aussi en Scandinavie (Pethon, 1979), en mer Baltique jusqu'en Lituanie sur la rivière Nemunas (Manyukas, 1989). L'aloise feinte (*A.fallax.ssp*) était aussi présente sur l'ensemble du bassin méditerranéen mais sous différentes sous-espèces.

Actuellement l'aloise feinte se distribue, dans la partie nord-est atlantique, de la Péninsule ibérique à la Norvège, dans la Manche, la Mer du Nord et la Baltique, et en Méditerranée (Figure 4).



Figure 4 : Distribution géographique actuelle de l'aloise feinte en Europe (Bruslé et Quignard, 2013).

Dans le nord de l'Europe, on trouve actuellement des populations d'aloise feinte sur les rives sud de la mer Baltique (rivière Ems ; Hadderingh et Jager, 2002), au large de la côte sud de la mer du Nord (Stelzenmüller *et al.*, 2004 ; Neudecker et Damm, 2005 ; Thiel et Backhausen, 2006) ainsi que dans la mer de Wadden (Jager *et al.*, 2009) et dans 5 estuaires au Danemark (Volk *et al.*, 2007).

Cette espèce a aujourd'hui disparu des rivières belges (Escaut et Meuse) (Philippart et Vrasken, 1982) et reste très rare sur le Rhin (De Groot, 1989 ; Bartl et Troschel, 1995 dans Almeida et Rochard, 2015).

Dans les îles britanniques, l'alse feinte était signalée dans la plupart des régions (O'Maoileidigh *et al.*, 1988 ; Potts et Swaby, 1993 dans Almeida et Rochard, 2015; Aprahamian *et al.*, 1998 dans Almeida et Rochard, 2015). Aujourd'hui, on retrouve des populations sur les rivières Severn, Wye, Usk, Tywi (Royaume-Uni) et dans les Barrow, Nore et Munster Blackwater en Irlande (Aprahamian et Aprahamian, 1990 ; King et Roche, 2008).

Sur la côte atlantique française, on trouve des populations d'alse feinte de la Normandie (Orne et Vire, Baglinière *et al.*, 2003 ; Rochard *et al.*, 2007 dans Almeida et Rochard, 2015) au bassin de l'Adour et de la Nivelle (Prouzet *et al.*, 1994a). Cette espèce est encore présente sur de grands fleuves comme la Loire, la Dordogne ou la Garonne.

De nombreuses populations d'*A. fallax fallax* existent encore le long de la côte atlantique de la péninsule ibérique, de la Bidassoa (frontière française) au Guadalquivir (Andalousie) (Nobre, 1932 dans Almeida et Rochard, 2015 ; Ribeiro, 1971 dans Almeida et Rochard, 2015 ; Eiras, 1980 dans Almeida et Rochard, 2015 ; Alexendrino, 1996a ; Collares-Pereira *et al.*, 2000 ; Doadrio *et al.*, 2011 dans Almeida et Rochard, 2015 ; Nachon *et al.*, 2013).

Au Maroc, les dernières populations d'alse feinte se trouvaient sur le Loukos et l'Oued Sébou mais les fortes pressions s'exerçant sur leurs milieux (barrages, usines sucrières et papetières, surexploitation halieutique) ont provoqué leurs raréfactions (Sabatié, 1993).

Enfin, en méditerranée, une population d'alse feinte est localisée dans le delta de l'Ebre (Sostoa et Sostoa, 1979 ; Sostoa et Lobon-Cervia, 1989) et serait en expansion (Lopez *et al.*, 2007 et 2011). Certains auteurs décrivent l'alse feinte du Rhône comme une sous espèce de l'alse feinte (Bruslé and Quignard, 2013).

1.3.1.2. Zoom sur la France

L'impact des activités humaines (construction de barrages, dégradation de la qualité de l'eau, l'extraction de granulats, surexploitation des stocks...) a profondément modifié l'aire de répartition continentale française de l'alse feinte depuis la fin du 19^{ème} siècle.

L'alse feinte fréquentait la Seine (Vincent, 1889 dans Almeida et Rochard, 2015 ; Roule 1920) mais l'extension du barrage de Poses en 1886 a provoqué une diminution de son aire de distribution. La population d'alse feinte s'y est maintenue jusqu'au milieu du 20^{ème} siècle et c'est la détérioration de la qualité de l'eau et du milieu qui provoqua sa disparition du bassin (Belliard, 1994). Ces dernières années, quelques aloses ont été à nouveau signalées dans la Seine (Belliard *et al.* 2009), leur réapparition étant associée à une amélioration de la qualité de l'eau et à la construction de passes à poissons (Rochard *et al.* 2007 dans Almeida et Rochard, 2015 ; Belliard *et al.* 2009).

Le long de la Manche et sur les côtes bretonnes, on trouve de petites populations d'alse feinte sur l'Orne et la Vire (Normandie ; Baglinière *et al.*, 2003) ainsi que sur l'Aulne et le Blavet (Bretagne ; Véron, 1999).

Plus au sud, la Vilaine abritait aussi une population d'*A. fallax fallax*, mais la construction du barrage d'Arzal en 1970 bloqua totalement sa migration. Ce n'est qu'en 1996 qu'une passe à poissons fut installée et depuis, des aloses sont de nouveau observées sur la Vilaine.

Des aloses feintes colonisent également la Loire et la Charente où elles sont observées, lors de leur migration, au niveau de la station de comptage de Crouin (la grande alse est aussi présente).

Les aloses feintes sont également bien présentes dans le bassin G/G/D, sur l'Adour et la Nivelle.

Les plus importants stocks européens d'alose feinte semblent se situer sur la côte atlantique française (Sabatié et Baglinière, 2008).

1.3.2. Distinction génétique des populations européennes

Des études génétiques sur les populations d'alose feinte ont été menées dans toute l'Europe par différents auteurs (Jolly *et al.*, 2012 au Royaume-Uni ; Alexandrino *et al.*, 2006 pour la péninsule ibérique et la France et Rougemont, 2012 en France sur les côtes de la Manche, de l'Atlantique et en Méditerranée). Leurs résultats confortent ceux de Sabatino *et al.* (données non publiées dans Almeida et Rochard, 2015) qui se basent sur l'analyse de 21 microsatellites sur 23 populations d'alose feinte de toute l'aire actuelle de répartition de l'espèce. L'analyse a identifié environ 17 groupes distincts dont 13 appartenant à des populations anadromes. Pour *Alosa fallax fallax*, il a été défini 9 groupes génétiquement différents (les 4 groupes méditerranéens correspondent à des sous-espèces) (Figure 5) :

- Le groupe de la mer Baltique (1),
- Le groupe de la mer du Nord (2),
- Le groupe Towy (Royaume-Uni ; 3),
- Le groupe de la Severn (Royaume-Uni ; 4),
- Le groupe ouest de la France (5),
- Le groupe Nord-Ouest du Portugal (Minho, Lima, Mondego ; 6),
- Le groupe Sud-Ouest du Portugal (Tejo, Mira ; 7),
- Le groupe Sud du Portugal (Guadiana ; 8),
- Le groupe Maroc (Sébou ; 9).

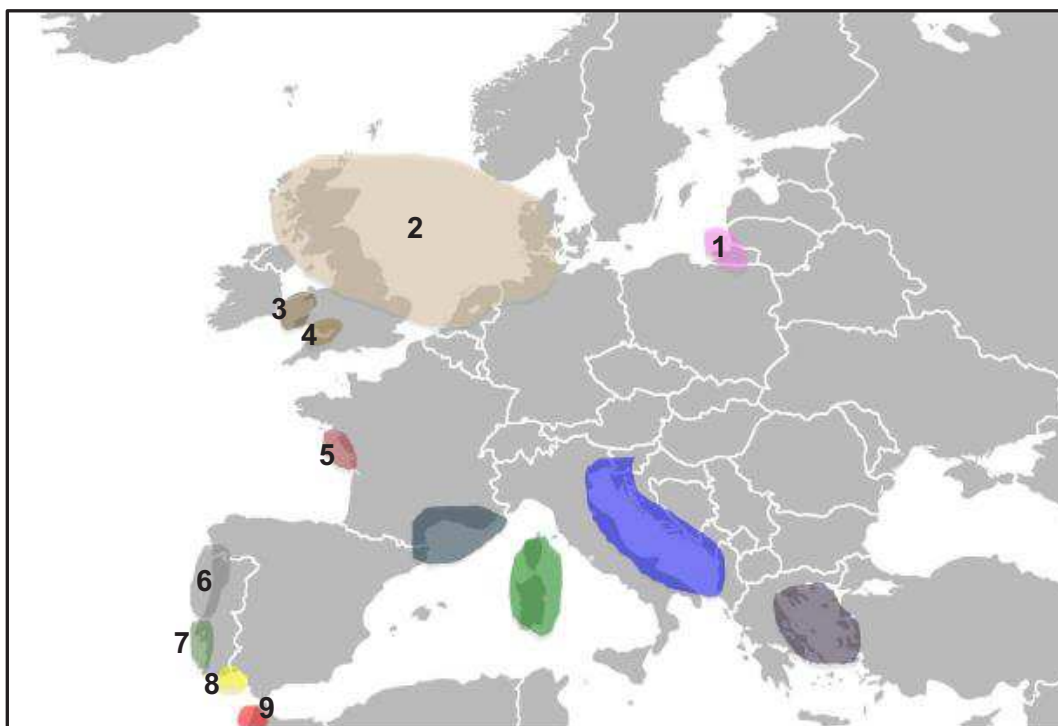


Figure 5 : Les populations européennes d'alose feinte génétiquement distinctes (données de Sabatino & al non publiées, Jolly *et al.*, 2012 et Rougemont 2012, dans Almeida et Rochard, 2015).

1.3.3. Evolution des stocks

1.3.3.1. En Europe

L'évaluation de l'importance économique de cette espèce et donc, de son stock, est rendu complexe du fait que la majorité des captures de la pêcherie sont des grandes aloses (*Alosa alosa*) et qu'il n'y a pas de distinction faites entre les espèces dans les déclarations.

Cependant, dans certains pays comme l'Allemagne, l'alose feinte a eu une importance économique forte avec des captures dans le cours inférieur du Rhin dépassant le million d'individus par an dans les années 1930 (De Groot, 1989).

L'importance de cette pêche a augmenté avec le déclin de la pêche de la grande alose. Au début du 20^{ème} siècle, les captures déclarées dans la mer Baltique étaient d'environ 2 000 t et de 200 à 900 t dans la mer du Nord (Svetovidov, 1952 dans Almeida et Rochard, 2015).

En Lituanie, entre 1930 et 1957, sur la rivière Nemunas, il se capturait entre 2 et 30 t d'alose feinte par an (Manyukas, 1989). Après 1960, la pêche a considérablement diminué.

Au Maroc, avant la construction du barrage Idriss I^{er}, les débarquements d'alose feinte étaient compris entre 15 et 79 t par an (Sabatié, 1993).

1.3.3.2. En France

Comme il n'existe pas de pêcherie spécifique à l'alose feinte, les informations à l'échelle nationale ne sont que ponctuelles ou centrées sur un bassin hydrographique précis.

En Gironde, ainsi qu'au large de cet estuaire, il existe une petite pêcherie marine de l'alose feinte avec des captures annuelles déclarées de 1994 à 1999 comprise entre 1,2 et 3,6 tonnes par an (Castelnaud *et al.*, 2001).

La Cellule Migrateurs Charente-Seudre a réalisé une enquête sur les débarquements d'aloses dans les 3 criées de Charente Maritime dans le but de caractériser la pression de pêche professionnelle des aloses en mer (Figure 6). Les résultats proviennent aussi du réseau Inter-Criées France Agrimer. Il faut préciser que les débarquements effectués à la criée de Royan concernent surtout les captures effectuées sur la Gironde ou au large de cet estuaire.

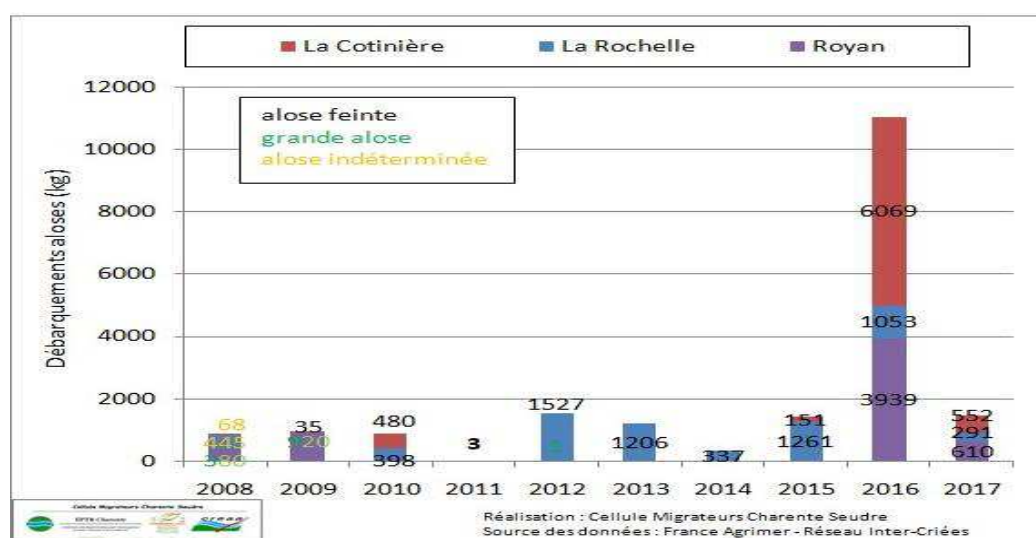


Figure 6 : Débarquements d'aloses dans les criées de Charente Maritime (Cellule Migrateurs Charente-Seudre).

Si, sur les deux premières années après le moratoire sur la pêche de la grande alose (2008), on constate encore quelques débarquements de cette espèce dans les criées de Charente Maritime, dès 2010, il n'est plus débarqué que des aloses feintes (la distinction entre les deux espèces provient des informations fournies par France Agrimer – Réseau Inter-Criées). Les quantités varient de 3 kg en 2011 à 11 061 kg en 2016 (soit environ 15 000 individus de 0,7 kg). Sur la période 2010-2017, le débarquement moyen annuel en alose feinte dans ces criées est de 2,2 t (soit un peu plus de 3 000 individus de 0,7 kg).

1.3.3.3. Evolution du stock d'alse feinte dans le bassin G/G/D

En Europe, la principale pêcherie se situait dans le système G/G/D avec des captures annuelles estimées entre 13 et 15 tonnes par an.

Ces dernières années, l'alse feinte (aussi appelée gatte en Gironde) n'était pas vraiment ciblée par les pêcheries professionnelles (centrées sur la pêche de la grande alose avant 2008, et pas de pêche de l'alse feinte à cause de la contamination au PCB entre 2010 et 2015). Aucune donnée chiffrée n'a pu être obtenue pour la partie estuarienne de la part des marins pêcheurs. Concernant les pêcheurs fluviaux, les captures d'alse feinte doivent être déclarées et correspondent souvent à des captures accidentelles. Entre 2007 et 2017, les pêcheurs professionnels fluviaux de la Gironde ont déclaré entre quelques kilogrammes et 25 t de gattes capturées (voir 2.1.5.2).

Afin d'avoir une vision moins partielle de la population d'alse feinte du bassin, un suivi est réalisé par MIGADO sur les frayères les plus actives de la Garonne, de la Dordogne et de l'Isle (affluent rive droite de la Dordogne qui conflue à Libourne) depuis 2007. Il ne permet pas d'estimer le nombre de géniteurs réellement présents sur le bassin mais fournit un indicateur d'abondance dont on peut étudier l'évolution au cours du temps (Figure 7).

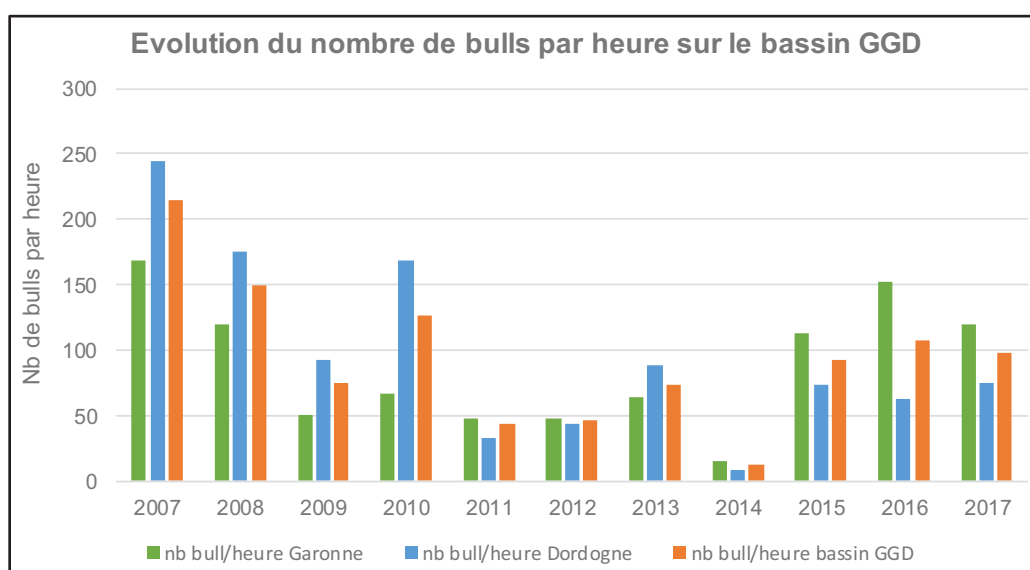


Figure 7 : Indicateur d'abondance¹ des géniteurs d'alse feinte sur le bassin G-G-D (Données : suivis biologiques réalisés par MIGADO).

Dans ces résultats, il faut tenir compte de l'effort de prospection qui a augmenté au cours du temps du fait d'une meilleure connaissance de la période et des sites de reproduction.

¹ L'indicateur d'abondance des géniteurs de grande alose est basé sur nombre moyen de bull comptabilisé par heure au niveau de 2 frayères principales de l'axe Garonne et de la Dordogne entre 0h et 5h (voir 2.1.5.3).

A l'échelle du bassin, les mêmes tendances sont observées, avec une baisse du nombre moyens de bulls sur la période 2008–2014 puis **une remontée qui semble s'amorcer depuis 2015**.

La répartition du stock d'alose feinte sur les deux fleuves semble changer au cours du temps. Jusqu'en 2010, l'activité de reproduction était nettement plus importante sur le bassin de la Dordogne. A partir de 2015, c'est l'inverse, avec une population d'alose feinte fréquentant majoritairement la Garonne. Enfin, si depuis 2015 la Garonne semble retrouver des niveaux de l'indicateur d'abondance de 2008, la Dordogne reste en deçà de ce qui était observé de 2007 à 2010.

2. CYCLE BIOLOGIQUE DE L'ALOSE FEINTE DANS LE BASSIN GIRONDE-GARONNE-DORDOGNE : DETAIL DES PHASES

2.1. LES ADULTES

2.1.1. Zones de grossissement marines

Très peu d'informations existent sur la localisation et les déplacements des aloses feintes en milieu marin.

Des pêches scientifiques ayant pour objectif le suivi de populations d'espèces commerciales ont permis de capturer des aloses sur le plateau continental du Golfe de Gascogne entre la pointe de la Bretagne et le Pays Basque (Taverny et Elie, 2001).

Ces pêches montrent que les aloses feintes en phase de grossissement, s'éloignent peu des côtes (30 miles soit environ 20 km) et restent près des embouchures des fleuves.

Les aloses feintes ont toutes été capturées à des profondeurs inférieures à 100 m et de manière plus significative à moins de 50 m. Ces pêches montrent une distribution des aloses feintes essentiellement centrée entre l'île de Ré (latitude 46°N) et les grands lacs aquitains (latitude 45°N) avec toutefois près de **90 % des captures au large de l'embouchure de la Gironde et des pertuis charentais**.

La composition en classe d'âge des aloses feintes capturées montre que très peu d'entre elles sont âgées de moins de deux ans, ce qui laisse penser que **les plus jeunes individus seraient avant tout inféodés à la zone côtière voire à l'embouchure de l'estuaire**. Les individus capturés lors de ces pêches étaient âgés de 2 à 6 ans, 85 % des individus capturés appartenaient à la classe 3-4 ans et les âges extrêmes étaient très peu représentés. Les individus plus âgés ont été très peu capturés, cela peut s'expliquer par leur l'occupation probable d'un habitat plus au large ou plus profond et non échantillonné.

En milieu marin, les aloses feintes semblent avoir un comportement grégaire.

Leur régime alimentaire est **avant tout piscivore**, à base d'anchois et de sprats et secondairement d'euphausiacés (crevettes).

2.1.2. Instinct de retour : « homing »

Les études de populations d'alose feinte (Alexandrino et al. 1996 ; Alexandrino et al. 2006 ; Jolly et al. 2012) semblent montrer que ces populations sont isolées génétiquement alors même que certaines d'entre elles sont très proches géographiquement. Cela tendrait à montrer chez cette espèce, **un degré élevé de retour à leur rivière d'origine** (Almeida et Rochard, 2015).

2.1.3. La migration génésique

La migration en estuaire a principalement été étudiée chez la grande alose. Compte tenu de l'écologie très proche de ces deux espèces, certains auteurs estiment que la dynamique migratoire de l'alse feinte serait similaire à celle de la grande alose (Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000).

Les facteurs pouvant influencer la migration génésique en estuaire sont assez nombreux, mais au vu des travaux réalisés essentiellement sur la grande alose, la température de l'eau, le rythme des marées et le débit sont généralement considérés comme les facteurs majeurs influençant la migration sur le bassin de la Garonne.

La température est un des facteurs qui intervient sur le comportement migratoire de l'alse mais plutôt comme régulateur de la migration. Quel que soit le positionnement de l'individu, en milieu fluvial ou estuarien, la température agit comme inhibiteur de l'activité de migration avec un seuil autour de 10-11°C (Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000).

La pêche professionnelle spécifique à l'alse feinte n'étant pas pratiquée dans le bassin G/G/D, il est difficile de cerner précisément l'arrivée de ces poissons dans cet estuaire, leur comportement et leur progression vers les zones de frai. Toutefois, en estuaire, les toutes premières captures auraient lieu dès le mois de février (Elie *et al.*, 1988 dans Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000). Sur la zone fluviale, soit à partir du bec d'Ambès, sur la Garonne, les captures par les pêcheurs professionnels débuteraient au mois d'avril, avec un pic en mai (R.Bajolle, P.Gautier, com.pers.).

Sur deux cours d'eau espagnols, situés en Galice (au nord-ouest de la péninsule), Nachón *et al.* (2016) observent des captures en mer qui augmentent progressivement à partir de septembre pour atteindre leur pic en janvier-février (Figure 8). Dans le même temps, ces aloses sont capturées à partir du mois de mars sur les parties aval de ces cours d'eau, le pic étant fin avril-début mai. Plus en amont sur la rivière Minho on observe un léger décalage avec une arrivée des premières aloses en avril et un pic au mois de juin. Très vite, les captures diminuent montrant un cycle en milieu fluvio-estuarien très court chez cette espèce.

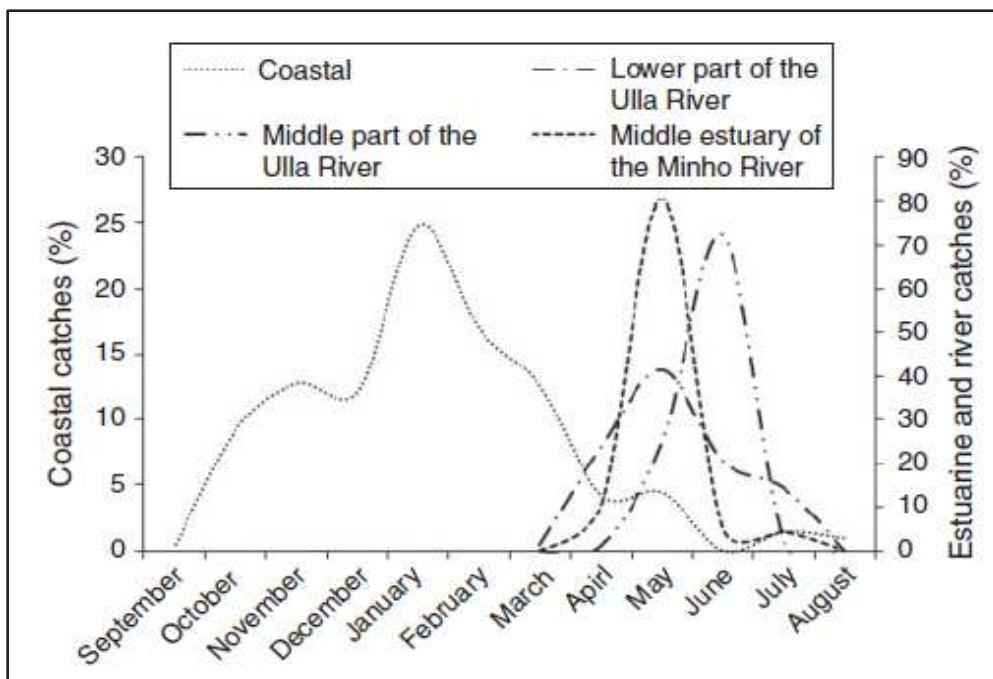


Figure 8 : Captures mensuelles d'aloise feintes sur les rivières Ulla et Minho ainsi qu'au large des côtes (Nachón et al, 2016).

2.1.4. Accessibilité aux zones de fraie du bassin pour l'aloise feinte

L'aloise feinte de la Garonne, contrairement à celle de la Loire, migre sur d'assez faibles distances et reste généralement dans la zone d'influence de la marée dynamique (soit environ à 90 km du Bec d'Ambès). Sur ce secteur de Garonne, il n'y a pas d'ouvrages hydrauliques susceptibles de perturber la migration génésique des aloses feintes.

Les différentes études et suivis historiques sur l'aloise feinte font état d'une population qui remonte la Garonne jusqu'aux environs de La Réole. Cependant, jusque dans les années 2000, quand la pêche de la grande alose était autorisée, les pêcheurs professionnels fluviaux rapportent des captures d'aloise feinte jusqu'au Mas d'Agenais, soit 40 km en amont de La Réole (P.Gautier, com.pers.). La capture de quelques alosons d'aloise feinte dans le marmandais par MIGADO et probablement par le SMEAG (non déterminé formellement par comptage des branchiospines) témoignerait que son aire de distribution sur le bassin soit en réalité légèrement plus étendue que la limite de la marée dynamique.

2.1.5. Informations disponibles sur les géniteurs en migration sur le bassin

Sur le bassin G/G/D, la population d'aloise feinte est assez peu connue du fait de :

- son assez faible importance économique comparativement à la grande alose (pas de pêche professionnelle spécifique),
- de son cycle de vie qui se déroule entièrement en milieu fluvio-estuarien où les observations et échantillonnages sont plus difficiles.

Sur le bassin, on dispose de trois suivis qui donnent des informations sur les caractéristiques des géniteurs et de leur migration.

2.1.5.1. Principales caractéristiques des géniteurs de la Garonne lors de leur migration génésique

Sur la Garonne, la période de migration de l'aloise feinte peut s'étendre du mois de février au mois de juin avec un pic généralement en avril-mai (Tableau 1). L'aloise feinte est de plus petite taille que la grande alose (de 30 à 50 cm pour 0,15 à 1,2 kg), mais a une fécondité comparable (environ 147 000 œufs/kg). On note cependant une forte itéroparité chez l'aloise feinte notamment du fait de sa migration beaucoup plus courte.

Tableau 1 : Principales caractéristiques des aloses feintes de Garonne.

Période de migration	Fécondité	Itéroparité	Taille/poids	
Elie et al, 1988 dans Mennesson-Boisneau et al, 2000	Taverny, 1991	Mennesson-Boisneau et al, 2000	Taverny, 1991 Cassou-Leins, 1990	
février-juin	147000 œufs/kg	65%	<u>mâles</u>	<u>femelles</u>
			31-45 cm	34-51 cm
			27-39 cm	39-49 cm
			0,2-0,73 kg	0,15-1,2 kg
			0,16-0,42 kg	0,48-0,9 kg

Sur les deux cohortes étudiées par Taverny (1991) (n=152 individus), les géniteurs en migration étaient âgés de 3 à 6 ans et plus de 80 % d'entre eux appartenaient à la classe d'âge 4-5 ans.

2.1.5.2. Carnets de capture de l'AADPPED² de la Gironde

La pêche de l'alose feinte n'a pas été interdite avec la mise en place du moratoire sur la grande alose en 2008, mais elle l'a été de 2010 à 2016 pour des raisons sanitaires (PCB).

La capture des aloses par les pêcheurs professionnels fluviaux de la Gironde est réalisée uniquement en utilisant des filets dérivants de maille 45 mm entre le 1^{er} février et le 15 mai durant la journée ou avec des filets dérivants de maille 36 mm indifféremment de jour comme de nuit sur la même période³.

Les données reprises ici nous ont été fournies par l'AADPPED de la Gironde. Elles concernent les statistiques de capture sur le département de la Gironde (axes Garonne et Dordogne/Isle) sur la période 2000-2017 (Rapet, 2018).

Evolution du nombre de pêcheurs et effort de pêche

Dans la période considérée, le nombre de pêcheurs déclarant des captures d'alose feinte est en moyenne assez faible (moins de 5) sauf durant la période de mise en place du moratoire sur la grande alose où l'on peut voir un report partiel de l'effort de pêche sur cette espèce (de 10 à 30 pêcheurs entre 2007 et 2010). De 2011 à 2016, le nombre de pêcheurs déclarant des captures diminue du fait de l'interdiction de commercialiser cette espèce. A partir de 2017, avec la réouverture de cette pêche, on observe une ré-augmentation du nombre de pêcheurs avec plus de 10 pêcheurs fluviaux (Figure 9).

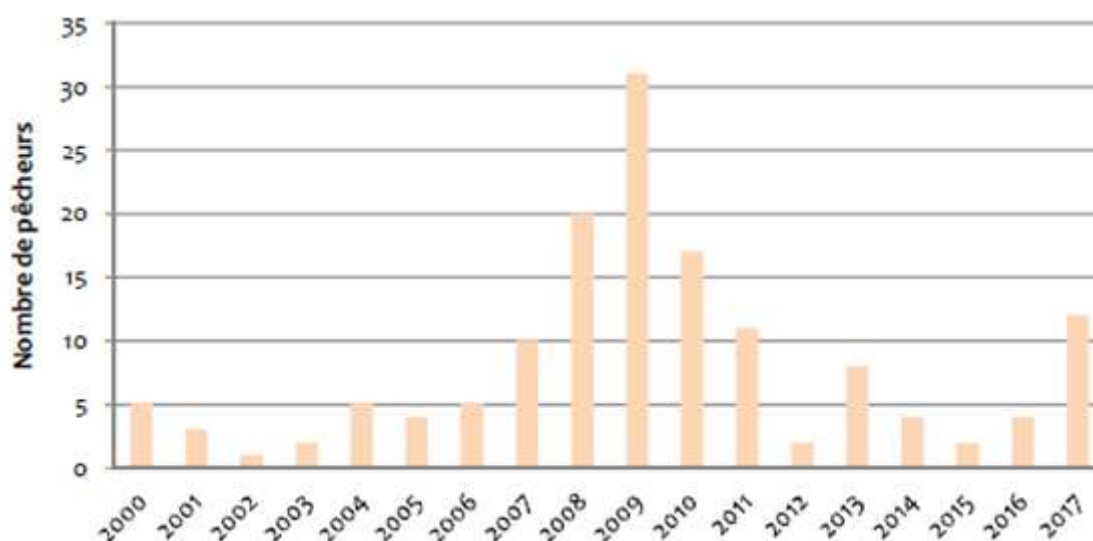


Figure 9 : Evolution du nombre de pêcheurs professionnels fluviaux ayant déclaré des captures d'alose feinte entre 2000 et 2017 (source : AADPPEDG).

Compte-tenu du faible nombre de pêcheurs ayant déclaré des captures d'alose feinte et pour préserver la confidentialité, les données sont analysées sans distinction de zones de pêches (Garonne, Dordogne et Isle).

Le nombre de sorties enregistrées ne correspond pas au nombre de sorties ciblant l'alose feinte mais au nombre de sorties où l'alose feinte a été capturée (captures accidentelles). Entre 2000 et 2017, le nombre de sorties effectuées par les pêcheurs professionnels fluviaux a suivi la même évolution que celle de l'effectif de pêcheurs, avec un pic en 2009 où plus de 400 sorties sont dénombrées (Figure 10).

² Association Agrée Départementale des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce

³ Il semble que cette subtilité soit liée à des captures accidentelles lors de la recherche de la lamproie, qui laisse de fait la possibilité au pêcheur de garder les captures accidentelles d'aloses feinte.

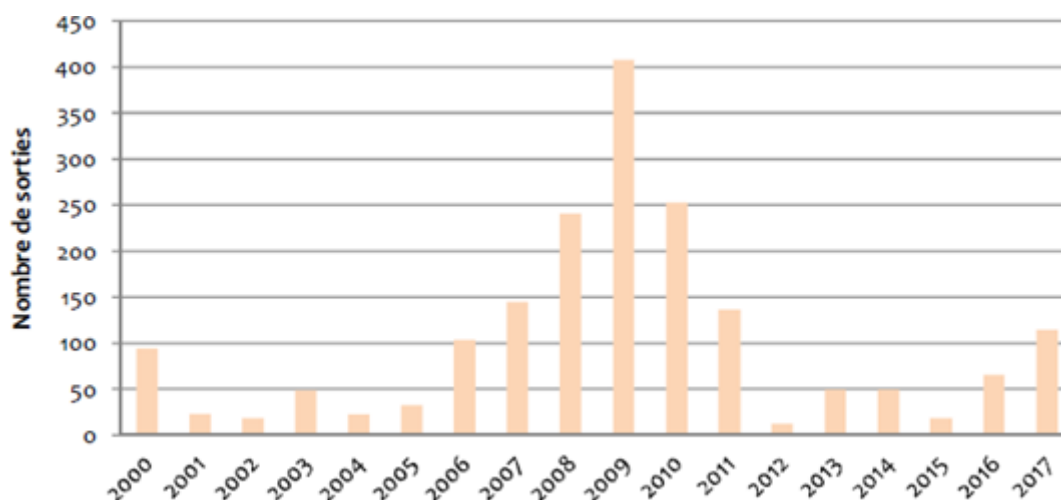


Figure 10 : Evolution du nombre de sorties réalisées par les pêcheurs professionnels fluviaux, sorties pendant lesquelles de l'alse feinte a été capturée (source : AADPPEDG).

A titre de comparaison, sur la période 2000-2007, les pêcheurs fluviaux du bassin effectuaient entre 1 000 et 1 800 sorties ciblant la grande alose contre 10 à 100 sorties pendant lesquelles des aloses feintes ont été capturées.

Evolution des captures

Sur la période 2000-2017, les aloses feintes déclarées dans les carnets de captures des pêcheurs professionnels représentaient entre quelques kilogrammes et 25 t (Figure 11, AADPPED, 2018).

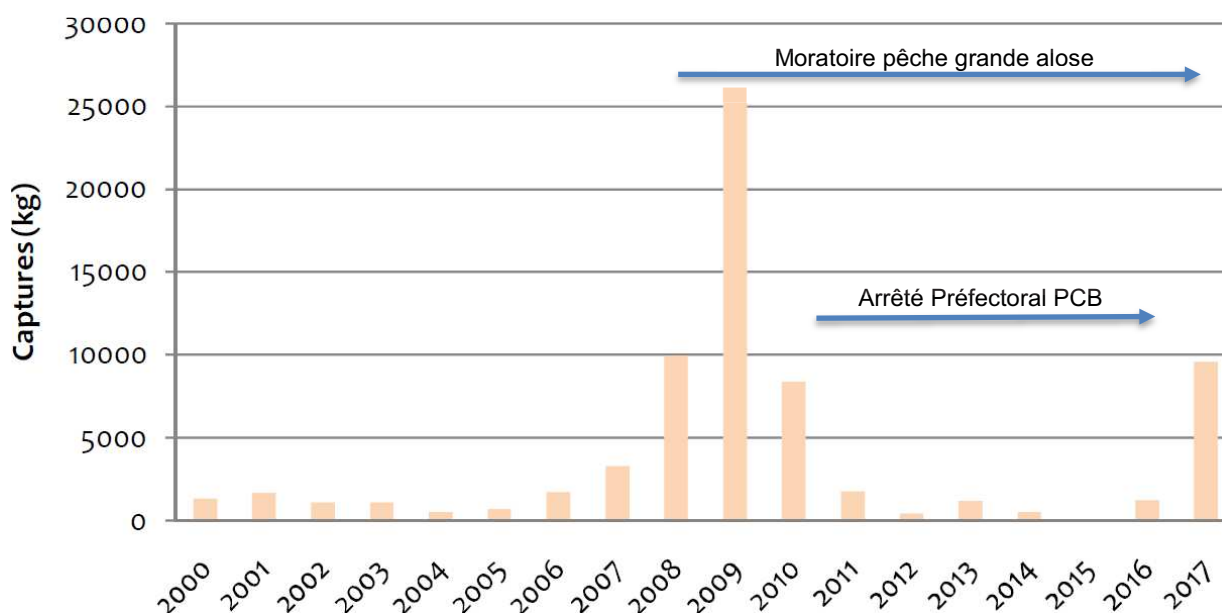


Figure 11 : Evolution des captures d'alse feinte dans le bassin G/G/D dans sa partie fluviale (source : AADPPED).

Avec ces données, qui ne représentent qu'une partie du bassin et des pêcheurs professionnels, on voit tout de même que l'intérêt économique pour cette espèce semble réduit puisque de 2000 à 2007 les captures déclarées sont de seulement 0,5 à 3 t environ. Avec le moratoire sur la pêche de la grande alose, on observe un certain report de l'effort de pêche sur l'alse feinte avec 8 à 25 t déclarées entre 2008 et 2010. Les déclarations chutent ensuite avec l'arrêt de la commercialisation pour des raisons sanitaires jusqu'en 2016 (environ 1 t). Puis, avec la reprise

de la commercialisation de cette espèce en 2017, on observe une reprise des captures avec près de 10 t déclarées.

Les captures d'aloise feinte correspondent à la fois à des captures accidentelles et à des captures ciblées, mais il est difficile de faire la part des deux, même si le pêcheur professionnel est tenu d'indiquer sur son carnet le caractère accidentel d'une capture. L'exploitation de ces données est complexe.

2.1.5.3. Evaluation de l'abondance des géniteurs se reproduisant sur les frayères

MIGADO a défini un indicateur d'abondance à partir du suivi de la reproduction pour caractériser l'état de la population d'aloise feinte. Il se base sur l'activité de reproduction au niveau des frayères les plus actives. Ainsi, il est possible d'avoir une idée de l'état de la population d'aloise feinte, par cours d'eau et sur l'ensemble du bassin.

Pour la Garonne, l'indicateur utilise les résultats des suivis des sites de La Réole et Barsac dans la plage horaire 0h-5h. Ces sites représentent en moyenne plus de 80% de l'activité du bassin. L'indicateur retenu est un nombre moyen de bulls par heure défini sur la saison de reproduction (Gracia *et al.*, 2017).

Il y a une forte disparité des résultats entre les années. En effet, plus de 160 bulls par heure ont pu être comptabilisés en 2007 contre seulement 15 en 2014 (Figure 12).

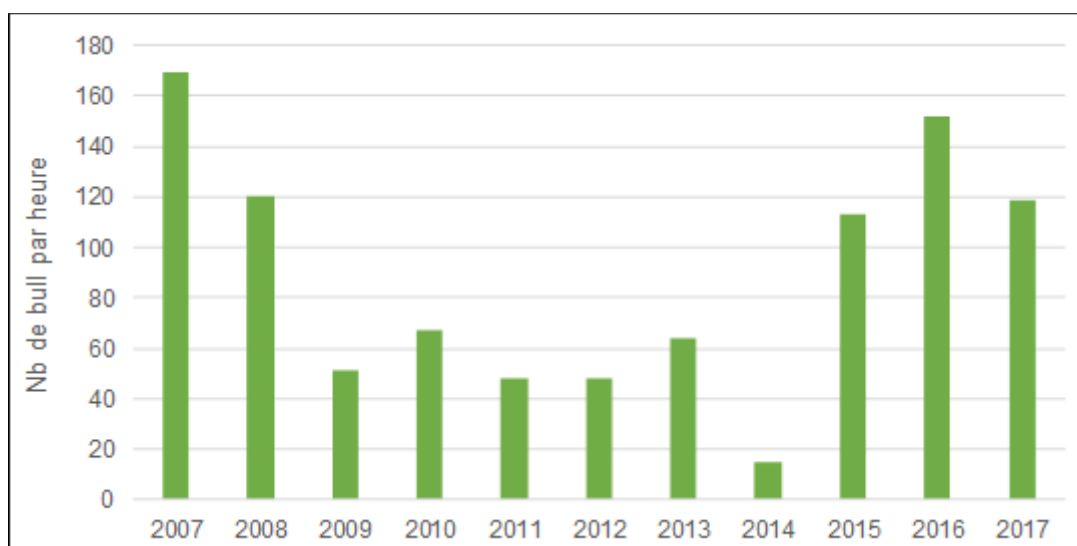


Figure 12 : Nombre moyen de bulls par heure sur les 2 principales frayères de la Garonne au cours des saisons 2007 à 2017 (données : MIGADO).

Sur cette chronique de suivi, l'indicateur montre une tendance à la baisse jusqu'en 2014. A partir de 2015, l'indicateur remonterait et se maintiendrait aujourd'hui à des niveaux légèrement inférieurs à ceux du début des suivis (il y a 10 ans).

2.2. LA REPRODUCTION

2.2.1. Généralités sur la reproduction de l'aloise feinte du bassin de la Gironde

Taverny (1991) a décrit deux frayères d'aloise feinte particulièrement actives sur la Dordogne autour de Libourne (Figure 13).

Ces deux frayères se situent sous l'influence de la marée dynamique, dans un milieu turbide (visibilité nulle dès 1 m). Leur profondeur est relativement importante, comprise entre 1,5 m et 3 m. La granulométrie du fond est dominée par les galets et les graviers (60%-70 %), pour les galets ceux de petite taille sont dominants (longueur médiane de 3 cm).

En Garonne et en Dordogne, les observations font état de secteurs de ponte particulièrement actifs sur des bancs de graviers et de sable dans des zones à courants faibles.



Figure 13 : Frayère d'aloise feinte sur la Dordogne (photo : ©MIGADO).

Sur la Garonne, la frayère de Tartifume (en amont de La Réole) a été étudiée par Cassou-Leins et Cassou-Leins (1990). Elle se situe à la limite de la remontée de la marée dynamique. Cette étude faisait suite à l'arrêt de l'extraction de granulats afin de savoir si ce site avait retrouvé sa fonctionnalité pour la reproduction de l'aloise feinte. Des mesures ont été effectuées en période de reproduction, le 27 juin 1990 pour un débit de 360 m³/s (environ 0.5 fois le module). La profondeur des différents transects réalisés n'excède pas les 3 mètres pour une vitesse moyenne du courant de 0,89 m/s. Du point de vue granulométrique, la composition du fond est constituée à 84 % de graviers/petits galets compris entre 5 et 10 cm de diamètre, la médiane étant de 7 cm.

Les principales caractéristiques des frayères d'aloise feinte sont reprises dans le Tableau 2 :

Tableau 2 : Principales caractéristiques d'une frayère d'aloise feinte.

Caractéristiques d'une frayère d'aloise feinte Garonne : Cassou-Leins, 1990 Dordogne : Taverny, 1991 suivi MIGADO 2007-2016			
Profondeur	Marée	Granulométrie	Vitesse du courant
en général de 1,5 m à 3 m de profondeur	indifférente aux différents stades de marée; flot étale ou jusant	majorité de galets de 3 cm à 10 cm de diamètre	moyenne : 0.885 m/s

La reproduction de l'aloise feinte de la Garonne se déroule principalement durant le printemps à partir du mois d'avril (Tableau 3).

L'activité de ponte est initiée et modulée à la fois par des facteurs d'ordre physiques (température, débit, marée, ...) et par des facteurs d'ordre physiologiques (état de maturité du poisson).

Tableau 3 : Principales caractéristiques nécessaires pour la reproduction de l'aloise feinte.

Caractéristiques de la reproduction de l'aloise feinte					
Suivis MIGADO 2007-2016					
Période		Température		Débit	Marées
pic	plage totale	seuil	optimum		
mai	début-avril fin-juin	13°C - 23°C	14°C - 19°C	240-900 m ³ /s	pas de réelles différences selon les phases de marées

La ponte serait fractionnée, une femelle d'aloise feinte pondrait plusieurs fois durant la période de reproduction (Cassou-Leins *et al.*, 1990).

L'activité de reproduction n'est pas influencée par la marée et se produit à partir de l'atteinte d'un seuil de température : 13°C. La reproduction peut se dérouler jusqu'à une température de 23°C. Dans la Garonne, la plage de plus grande activité se situe entre 14 et 19°C (Canto et Caut, 2013; Caut, 2012, 2011, 2009; Caut et al., 2009; Chanseau et al., 2007; Filloux et al., 2017; Gracia et al., 2016a, 2016b; Gracia and Caut, 2015, 2014).

Le déroulement de la ponte des aloses feintes de la Garonne a été observé et décrit sur la frayère de Tartifume (Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1990). Il est très ressemblant à celui de la grande alose à la différence des séquences de pré et post-ponte qui n'ont pas été nettement observées. En milieu de nuit, les couples viennent sur les frayères et remontent en surface. A ce moment-là, ils décrivent de grands cercles en frappant bruyamment la surface de l'eau avec leur nageoire caudale. Ce phénomène est particulièrement bruyant en raison des gerbes d'eau projetées et émet un bruit caractéristique : le « bull ». C'est au cours de cette phase que les produits génitaux sont libérés et que la fécondation a lieu dans le tourbillon généré (Figure 14).



Figure 14 : Bull d'aloise feinte (photo : ©MIGADO).

La durée du phénomène est plus courte que chez la grande alose, 2-3 secondes contre 4 à 7 secondes pour la grande alose.

L'activité de reproduction se déroule entre 22h30 et 6h du matin et est maximale entre 1h45 et 4h30 (Figure 15).

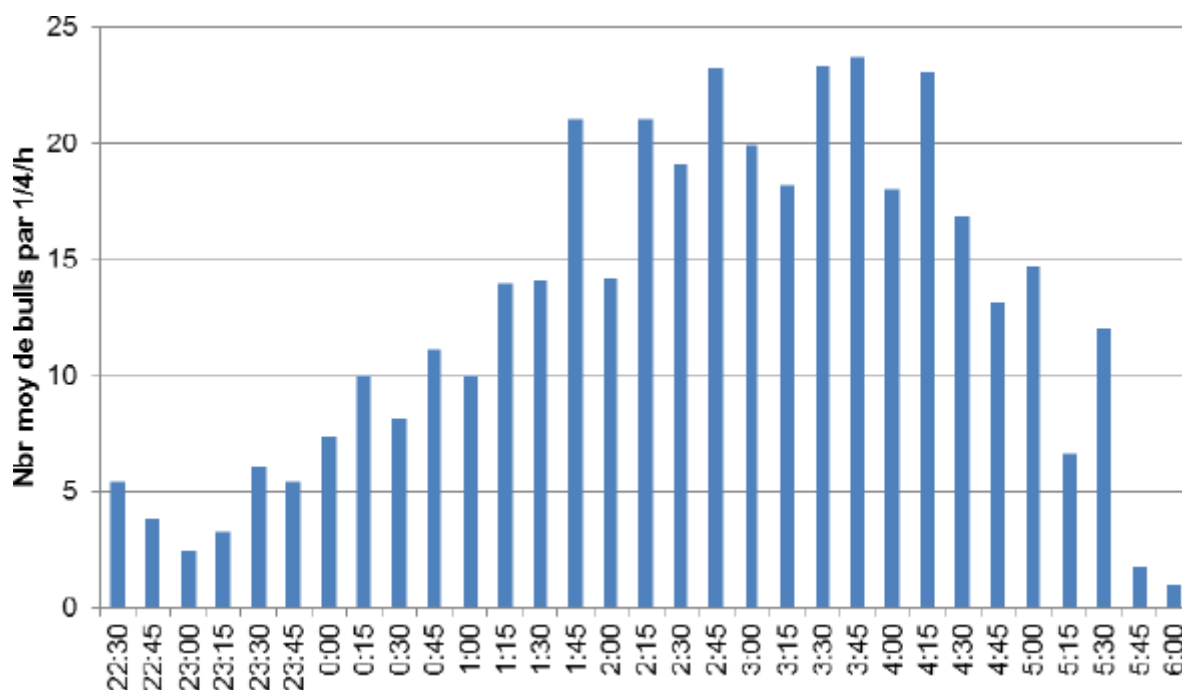


Figure 15 : Répartition de l'activité de reproduction au cours de la nuit sur la période 2007-2016 (MIGADO).

Si certains géniteurs périssent après la ponte, la plupart d'entre eux survivent et retournent en mer après la reproduction. Ils vont ainsi pouvoir participer à plusieurs saisons de reproduction (jusqu'à 5 fois).

2.2.2. Les zones de frayère actuellement identifiées sur le bassin de la Garonne

Les premières études sur la biologie et l'écologie de l'alose feinte de la Garonne ont débuté en 2005. Elles faisaient suite à la chute alarmante de la population de grande alose sur le bassin et au possible report d'une partie de l'effort de pêche sur l'alose feinte, qui était jusque-là très peu exploitée. Dans ce cadre, un inventaire des principales zones de fraie du bassin a été réalisé par MIGADO grâce au suivi de la reproduction par comptage des « bulls ». Cet inventaire a réellement débuté en 2007 et se poursuit encore aujourd'hui (Canto et Caut, 2013; Caut, 2012, 2011, 2009; Caut et al., 2009; Chanseau et al., 2007; Filloux et al., 2017; Gracia et al., 2016a, 2016b; Gracia and Caut, 2015, 2014).

Actuellement 10 sites principaux de fraie (actifs tous les ans) sont recensés entre La Réole et Cadillac, et 8 frayères secondaires entre La Réole et Beautiran (Figure 16).

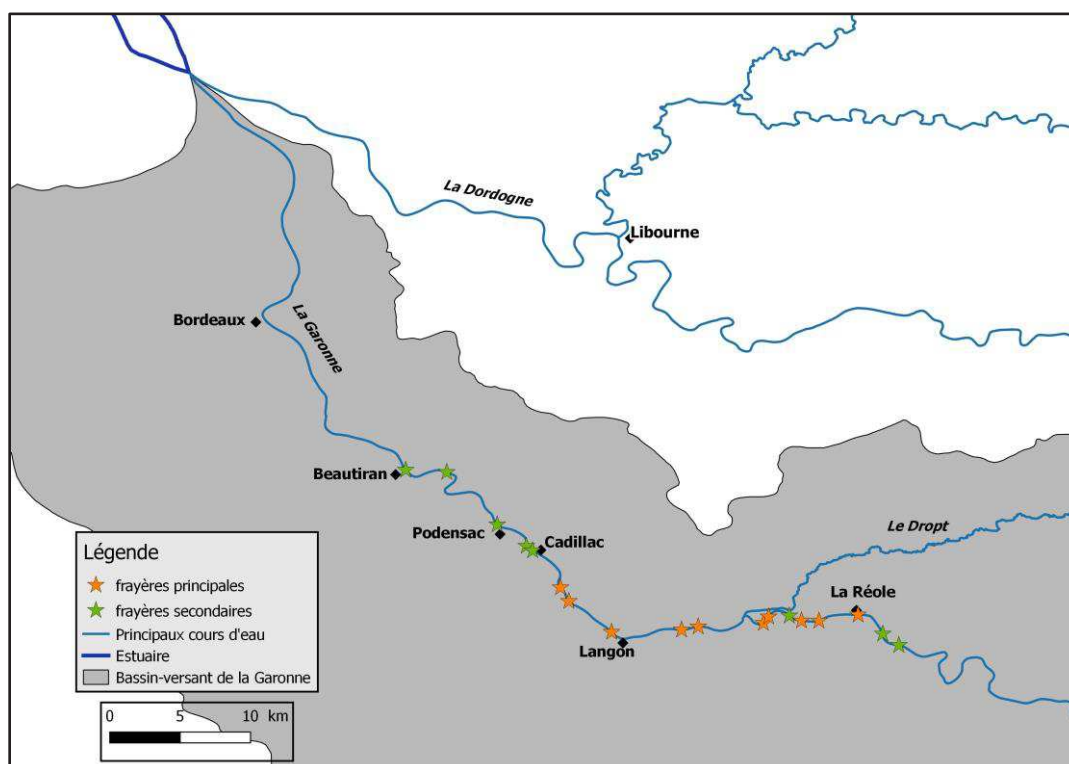


Figure 16 : Cartographie des frayères de l'alose feinte du bassin de la Garonne (Sources : MIGADO).

2.2.3. Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin

Le suivi de la reproduction de l'alose feinte sur l'ensemble du bassin Gironde-Garonne-Dordogne sert avant tout à établir un indicateur d'abondance du stock. Il a été initié en 2005 par l'association MIGADO sur la Garonne puis étendu au bassin G/G/D en 2007.

Un indicateur d'abondance permet une comparaison interannuelle des résultats et donne une vision de l'évolution de l'espèce au cours du temps.

2.2.3.1. Suivi des zones de frayères

Evolution interannuelle

Le suivi des frayères de l'aloise feinte sur la Garonne est réalisé depuis 2007 sur les principales frayères connues (n=10). Entre 249 et 4 718 bulls ont pu être comptabilisés par écoutes directes sur la période 2007-2017 (Figure 18).

L'intensité du suivi a évolué au cours du temps, avec une tendance à l'augmentation du nombre total de ¼ d'heure suivis, qui passent de 23 au cours de la saison 2007 à 151 en 2017. De même, dans les premières années, seule la période d'activité principale était suivie (mi-mai à mi-juin), la période s'est ensuite étendue au fur et à mesure des années (avril à mi-juin). Tous ces paramètres ont une influence sur les résultats obtenus.

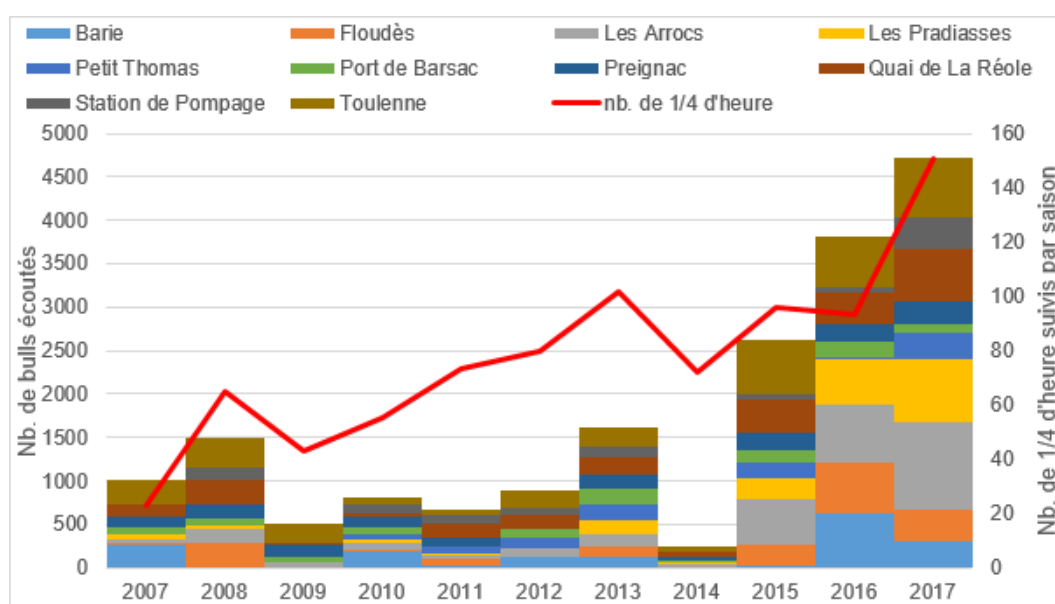


Figure 17 : Nombre total de bulls d'aloise feinte comptabilisés par écoute directe sur les 10 frayères principales de la Garonne et intensité du suivi (nb total de ¼ d'heure d'écoute) pour la période 2007-2017 (source : MIGADO).

Le nombre total de bulls comptés par saison a ensuite été pondéré par le nombre de quarts d'heure suivis (Figure 18). Les années de forte activité interviennent au début du suivi (2007) et à partir de 2015, avec en moyenne plus de 25 bulls par quart d'heure. En 2007, le suivi a été le plus court de la chronique et a été centré sur une période de forte activité si bien que les résultats sont surement un peu surévalués par rapport à ceux de la période 2015 à 2017.

Il y a, à partir de 2008, une baisse de l'intensité de la reproduction de l'aloise feinte pour atteindre son plus bas niveau en 2014. C'est concomitant au départ (2008-2011) avec le moratoire sur la pêche de la grande alose et un transfert partiel de la pêcherie vers la Gatte. Par contre, de 2012 à 2014, l'indicateur continue à baisser alors que la pêcherie n'influence plus du fait de l'arrêté PCB. En 2015, l'indicateur se redresse pour atteindre son maximum sur la série chronologique en 2017. La pression de pêche réaugmente également en 2017.

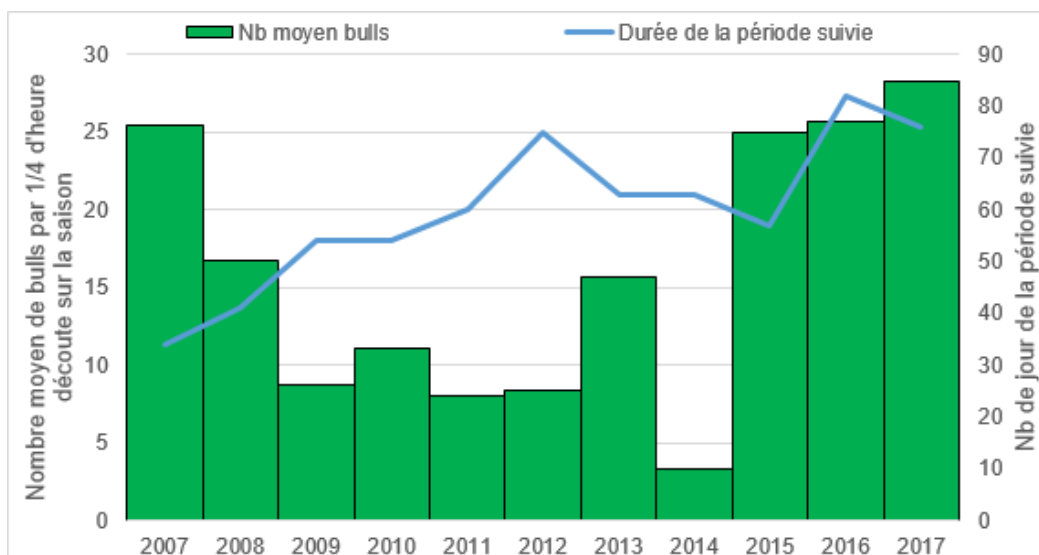


Figure 18 : Nombre moyen de bulls par quart d'heure sur l'ensemble des frayères de la Garonne suivies durant la période 2007-2017, et durée de la période suivie (données : MIGADO).

Cinétique

La période de reproduction de l'aloise feinte de la Garonne s'étend du **début du mois d'avril** à la fin du mois de juin (Figure 19).

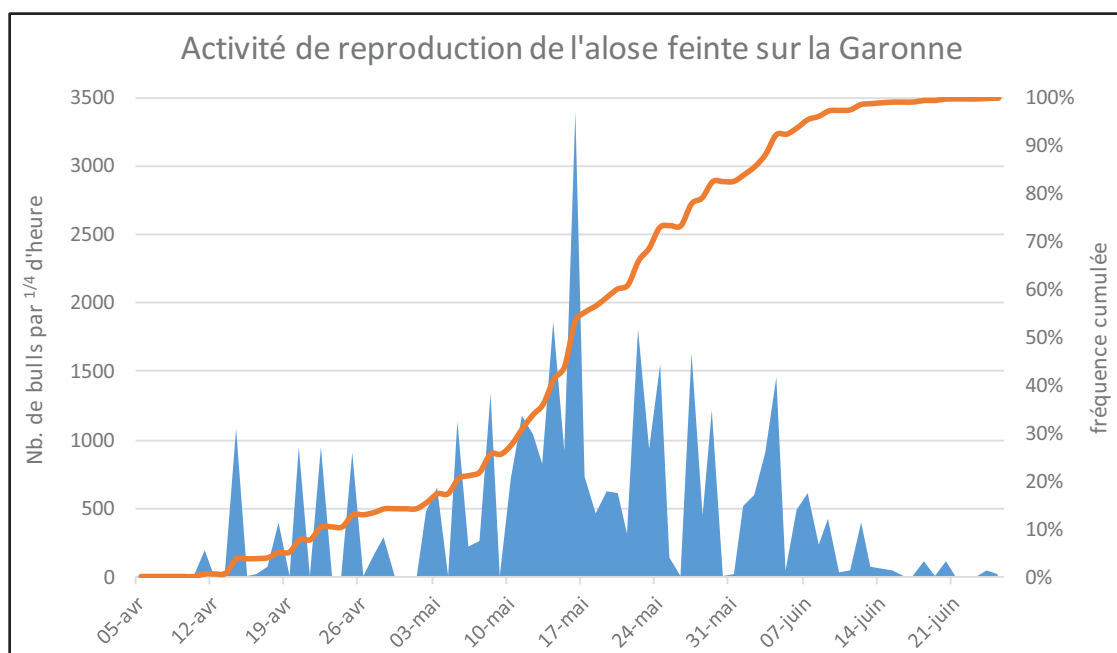


Figure 19 : Activité de reproduction de l'aloise feinte de la Garonne (données MIGADO sur la période 2007-2017).

La période centrale de la reproduction de l'aloise feinte (80 %) va du **22 avril au 03 juin** (soit durant 43 jours) avec un pic la deuxième quinzaine du mois de mai.

Il semble apparaître une précocité du début et de la fin de la reproduction au fil des années de suivi (Figure 20). Cependant, la date médiane de la reproduction semble assez stable au cours

du temps. Par contre, la durée de la période de reproduction évolue peu et dure en moyenne environ deux mois.

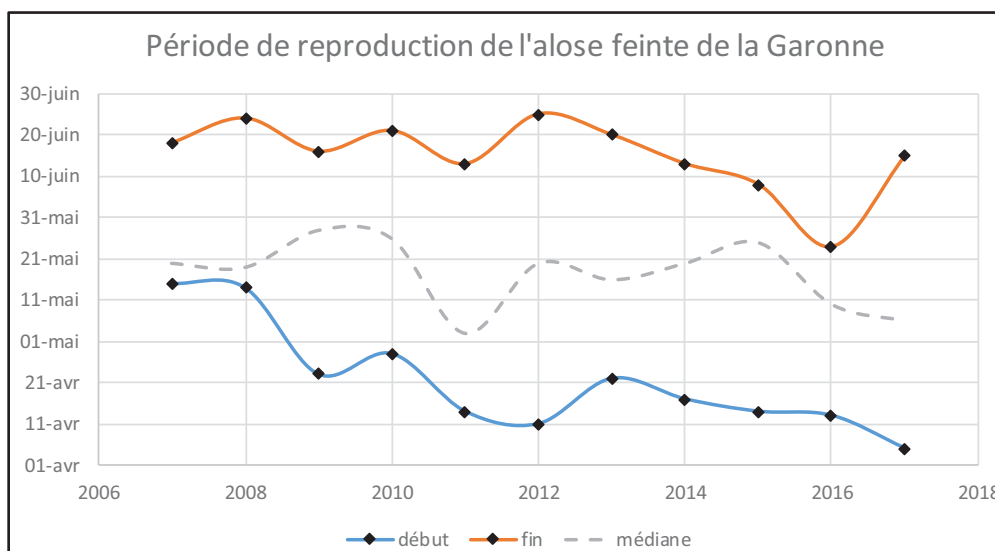


Figure 20 : Période de reproduction de l'aloise feinte de la Garonne (données MIGADO 2007-2017).

2.3. LES JUVENILES

2.3.1. Incubation et stade larvaire

Il y a très peu d'informations dans la bibliographie sur ce stade de développement.

Après la ponte, les œufs, d'un diamètre de 1.8-2.4 mm, dérivent dans le courant et sédimentent pour s'immobiliser sur le fond, entre les galets.

L'incubation dure de 70 à 78 degrés jours. La température doit être supérieure à 17-18°C pour assurer une incubation optimale, ce qui engendre un temps d'incubation très court (3 à 5 jours).

A l'éclosion, les larves mesurent entre 4,3 et 6 mm (Bruslé et Quignard, 2013). 15 à 20 jours après l'éclosion, les alevins deviennent de petites aloses appelées alosons.

2.3.2. Comportement, habitats et alimentation des alosons

2.3.2.1. En milieu fluvial

Les juvéniles (Figure 21) les plus petits semblent éviter les zones de courants et présentent une plus forte préférence pour le fond. Ils resteraient à proximité des zones de frayères jusqu'aux premiers mouvements migratoires (Taverny, 1991).

La composition du régime alimentaire des juvéniles est peu connue en milieu dulçaquicole mais dépendrait avant tout de la faune disponible. Sur des rivières irlandaises, les juvéniles d'aloise feinte se nourriraient surtout d'insectes, diptères, éphémères et tricoptères (Bracken et Kennedy, 1967 dans Taverny, 1991). Sur les rivières Severn et Wye en Grande-Bretagne, Aprahamian (1989) observe que les juvéniles s'alimentent essentiellement de chironomes et de similies (Diptères).

De plus, de nombreux pêcheurs à La Réole ont pu observer des alosons s'alimenter en surface en « gobant » les insectes dérivants (Taverny, 1991).

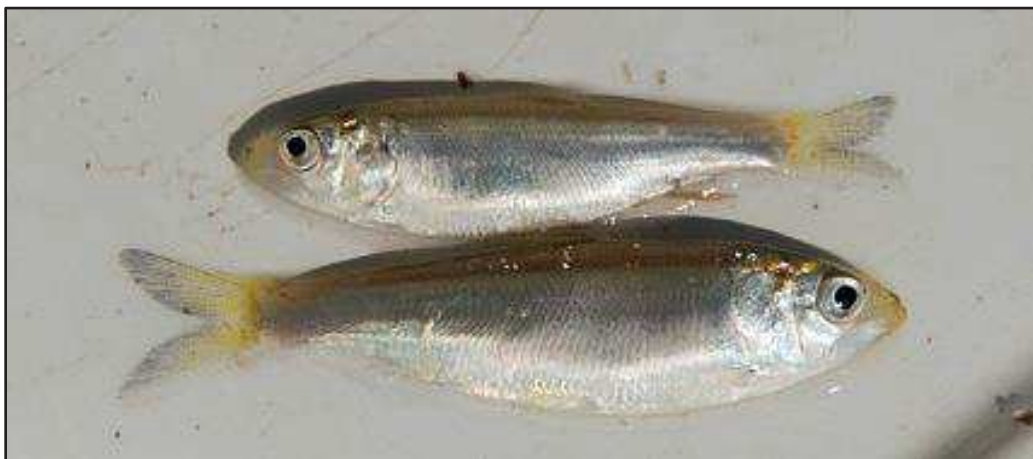


Figure 21 : Alosons capturés lors des pêches d'échantillonnage sur les parties aval des fleuves (Copyright © Didier Taillefer/Sméag)

Des observations ont également été réalisées sur l'Elbe dans sa partie dulçaquicole (Gerken et Thiel, 2001). L'habitat préférentiel des larves d'alse feinte se situait dans les chenaux secondaires et les annexes où les vitesses sont faibles et la ressource trophique plus abondante. Les larves semblent avoir des préférences thermiques en fonction du stade de développement. Elles évitent aussi les zones les moins oxygénées ($<4 \text{ mg/l d'O}_2$) (Gerken et Thiel, 2001, Aprahamian *et al.*, 2003).

2.3.2.2. La migration d'avalaison

Après une phase de grossissement en milieu fluvial qui dure en général entre 1 et 3 mois, un comportement migratoire est observé chez les alosons qui peut débuter dès la fin juin-début juillet certaines années (Taverny, 1991). Cette migration entraîne les alosons vers l'estuaire. Elle serait assez courte, 1 à 2 mois (Keith *et al.*, 2011).

2.3.2.3. En milieu estuarien

Durant cette phase de leur développement, les juvéniles ont une distribution généralement en bancs et montrent une **très nette préférence pour la surface**. Leur alimentation se compose principalement d'insectes et de larves d'insectes, de mysidacées, de zooplancton et de crevettes (Taverny, 1991).

Les alosons peuvent rester en estuaire jusqu'à leur troisième été (Taverny, 1991). Durant cette période, ils passent successivement de l'estuaire au milieu marin. Ce va-et-vient entre l'estuaire et l'océan fait que l'on retrouve simultanément dans l'estuaire plusieurs cohortes d'alse feinte (0+, 1+ voire même 2+).

2.3.3. Les différents suivis alosons réalisés sur le bassin de la Garonne

En milieu dulçaquicole, des captures de juvéniles d'alse feinte sur la Garonne ont eu lieu de manière très ponctuelle et ne permettent pas pour le moment de disposer d'un indicateur d'abondance fiable. Elles ont eu lieu sur toute la zone de frayères de l'alse feinte et même en amont lors de pêches ciblées sur la grande alse (pêches MIGADO). Ces différents échantillonnages au cours du temps ont permis la capture de nombreux individus permettant ainsi d'acquérir des informations sur ce stade et de définir un patron de migration (Figure 22).

En milieu estuarien, la « Surveillance halieutique de l'estuaire » réalisée depuis 1979 par l'IRSTEA permet la capture régulière d'alosons en migration et de disposer d'un indicateur d'abondance.

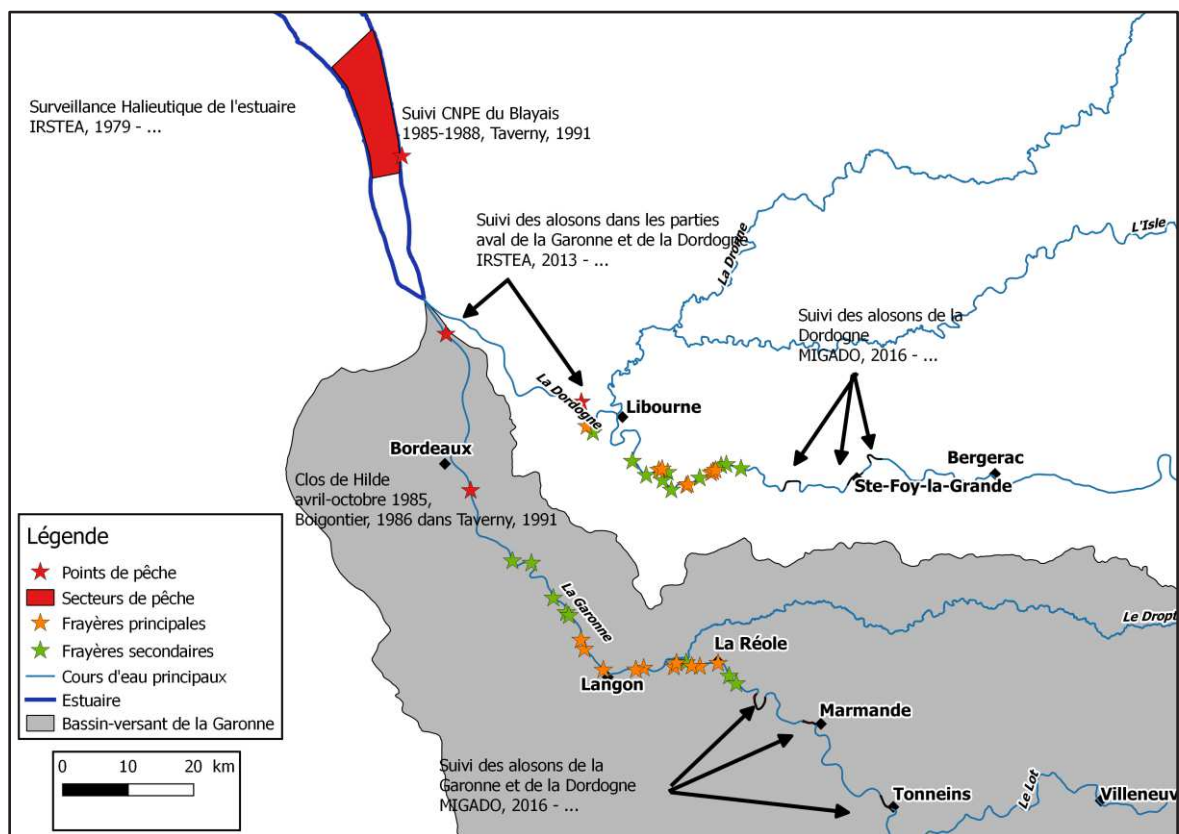


Figure 22 : Carte des différents sites échantillonnés où des juvéniles d'aloses feintes ont été capturés

2.3.3.1. Suivis réalisés en amont de l'aire de reproduction connue de l'alose feinte

Lors d'une étude spécifique sur la grande alose dans le marmandais (à une cinquantaine de kilomètres en amont des frayères les plus amont de l'alose feinte), quelques individus d'alose feinte (6) ont été capturés par MIGADO (Clavé et Lemaréchal, 2016). Ces captures ont eu lieu en septembre/octobre et ces individus mesuraient entre 125 et 150 mm.

2.3.3.2. Suivis réalisés en aval des dernières frayères répertoriées

A partir de 2013, des pêches spécifiques aux alosons ont été menées par l'IRSTEA (Jatteau et al., 2017, 2015a, 2015b, 2013) juste en amont du Bec d'Ambès sur la Garonne et au niveau de St-André de Cubzac sur la Dordogne (12 km en amont).

L'IRSTEA réalise des échantillonnages sur les parties aval de la Dordogne et de la Garonne, à l'amont de leur confluence, afin d'estimer la part respective de chacun des deux fleuves dans le recrutement. Pour cela, deux haveneaux de 2.4 m² (2 m x 1.2 m) sont poussés à l'aide d'un bateau en réalisant des transects entre les mois de juin et d'octobre à raison de deux campagnes mensuelles sur chaque fleuve. Entre 2013 et 2016, 5 168 alosons ont été capturés entre le **mois de juin et le mois d'octobre**. Dans ces périodes, on note des **pics d'abondance sur les mois de juin et de juillet**. La taille de ces individus est comprise entre **15 et 110 mm**.

Il semblerait se dégager deux cohortes d'alosons dévalants avec des individus de plus grande taille [70-100 mm] principalement en début de saison (début juin) et des individus plus petits à partir du mois de juillet [15-50 mm] dont la taille évolue jusqu'au mois d'octobre [30-65 mm] (Tableau 4).

Tableau 4 : Caractéristiques des alosons d'alse feinte capturés juste en amont du Bec d'Ambès (données : IRSTEA).

	Nombre	Période de dévalaison		Pic de dévalaison		Taille
		Dordogne	Garonne	Dordogne	Garonne	
2013	519	mi-juin / mi-octobre		début juin et fin juillet	fin juillet	[70-85] en juin [20-70] juillet/octobre
2014	2524	début juin / fin octobre		mi-juin et début août	fin juin / début juillet	[70-100] en juin [15-85] juillet/octobre
2015	1031	mi-juin / mi-octobre		mi-juin et fin juillet	mi-juin et fin juillet	[70-80] en juin [15-110] juillet/octobre
2016	1094	début juin / fin octobre		juillet	juillet	[70-110] en juin [15-80] juillet/octobre

2.3.3.3. Suivis réalisés dans l'estuaire

Des suivis ont été mis en place dans l'estuaire au moment de la mise en service du CNPE du Blayais. Il s'agit du suivi de la faune entraînée par les pompages d'eau de refroidissement de la centrale nucléaire du Blayais et de la surveillance mensuelle de l'estuaire interne de la Gironde.

Pour les pompages du CNPE du Blayais, le suivi consiste en des pêches quotidiennes réalisées dans les canaux de récupération des eaux de lavage des tambours filtrants entre 1985 et 1988 à l'aide d'un filet poche, à raison de 30 secondes de pêche toutes les demi-heures durant un cycle tidal (environ 10h de pêche par jour).

Concernant la surveillance mensuelle de l'estuaire interne de la Gironde (maintenant appelée suivi de la faune estuarienne), elle est réalisée depuis 1979 par l'IRSTEA (Lobry et al., 2016) à l'aide d'une embarcation équipée de deux cadres type « pibalour » pour échantillonner en surface et d'un « traîneau supra benthique » pour échantillonner le fond. Ce suivi a évolué au cours du temps (passage de 7 à 4 transects situés de part et d'autre du CNPE du Blayais) mais la méthode d'échantillonnage reste inchangée : 3 stations de pêche par transect, 2 échantillonnages de 7 minutes par station (donc sur le fond et en surface), une campagne d'échantillonnage par mois.

Taverny (1991) a étudié les rythmes de dévalaison des alosons à l'aide de ces deux méthodes de suivi.

Plusieurs cohortes de juvéniles sont capturées dans l'estuaire. Concernant les juvéniles de l'année (0+), entre 1985 et 1989, des pics jusqu'à près de **35 000 individus en 24 h** ont été estimés dans les canaux du CNPE (Figure 23). La présence des 0+ dans l'estuaire au niveau du CNPE du Blayais est très irrégulière et se situe de **la fin de l'été (août) jusqu'au début du printemps (mars)** avec deux périodes d'abondance maximum **situées vers l'été (août) et durant l'hiver (novembre à février)**.

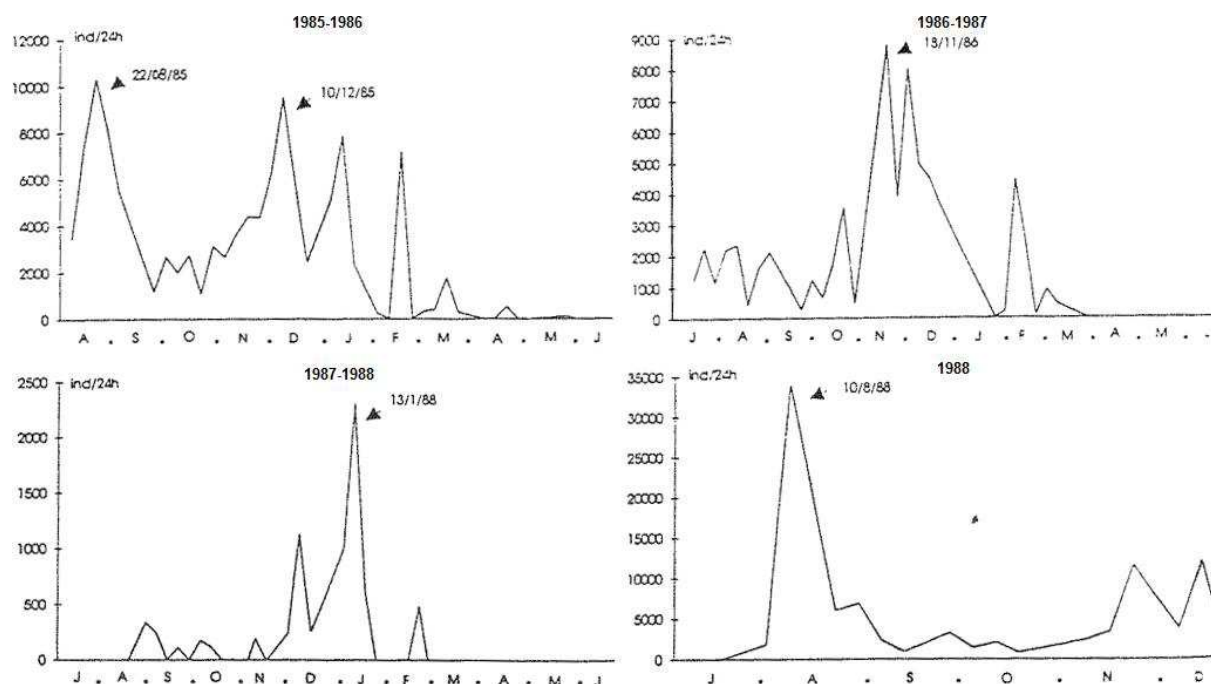


Figure 23 : Evolution des quantités mensuelles des 0+ d'alse feinte piégés au CNPE du Blayais entre 1985 et 1988 (Taverny, 1991).

Pour cette classe d'âge, la surveillance mensuelle de l'estuaire interne pour la même période (1985-1988), montre une **présence des 0+ toute l'année dans l'estuaire avec des densités nettement plus élevées en été** (Figure 24).

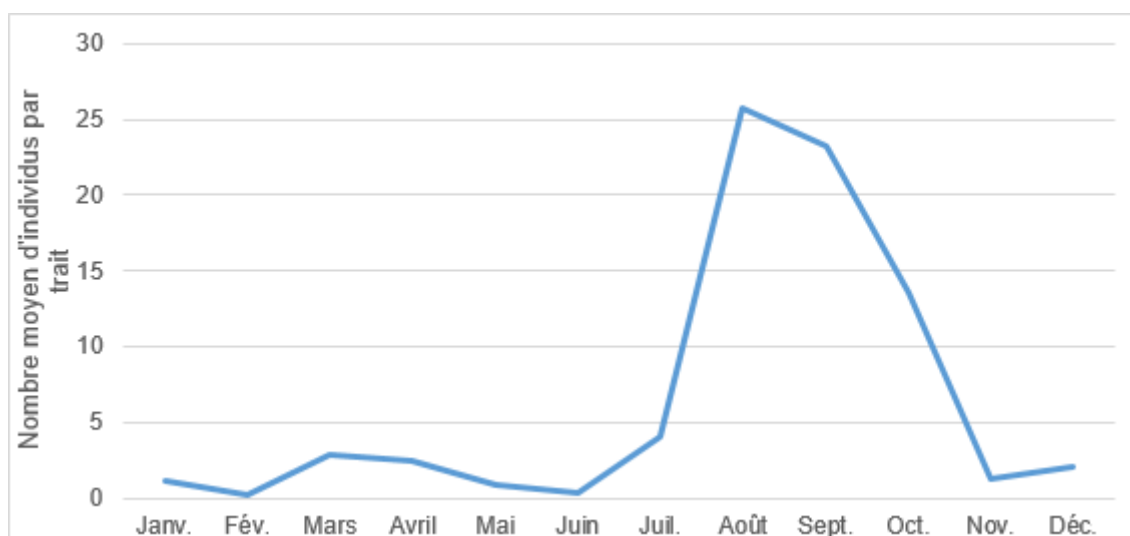


Figure 24 : Densité moyenne mensuelle de 0+ d'alse feinte par trait pour la période 1985-1988 (Taverny, 1991).

Les prises se concentrent sur un nombre restreint de trait et se font essentiellement en surface, ce qui fait penser à un comportement de déplacement en banc.

Au cours de ces 4 années de suivi du Blayais, la présence de juvéniles plus âgés (>0+) a été systématique (Figure 25). Les premiers alosons >0+ peuvent être observés très tôt (mi-juillet pour l'année 1986) mais ils sont plus couramment capturés en automne. L'abondance maximale est observée entre décembre et janvier. Les alosons >0+ disparaissent des prélèvements à la fin de l'hiver.

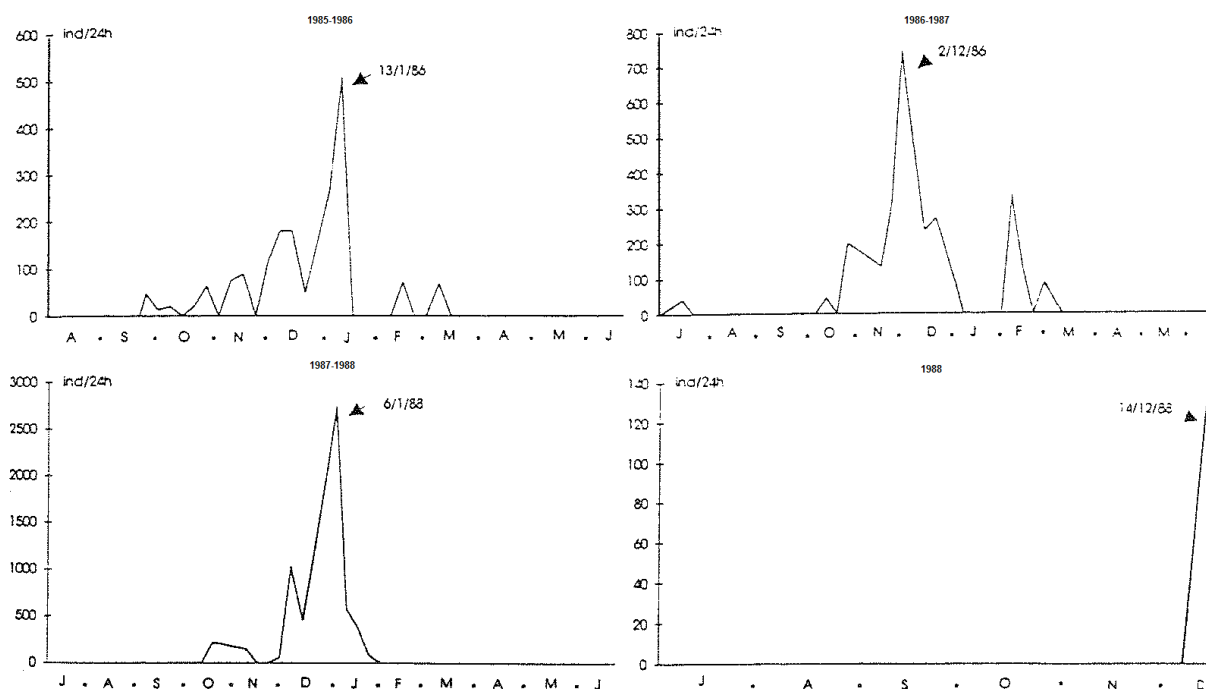


Figure 25 : Evolution des quantités mensuelles des alosons d'alse feinte > 0+ piégés au CNPE du Blayais entre 1985 et 1988 (Taverny, 1991).

Les travaux de Taverny (1991) montrent que les premières apparitions d'alosons (0+) se font généralement en juin/juillet dans l'estuaire de la Gironde. Les juvéniles d'alse feinte peuvent arriver en masse dans l'estuaire dès le mois d'août du fait notamment de la proximité des frayères (Taverny *et al.*, 2000). **Les alosons (0+ et >0+) sont échantillonnés toute l'année dans l'estuaire de la Gironde** alors que dans les estuaires de la Severn (Claridge et Gardner, 1978, Aprahamian, 1988) et de l'Elbe (Gerkens et Thiel, 2001), les alosons quittent ce milieu pour rejoindre les côtes dès la fin du mois d'octobre. Le fuite des alosons de l'estuaire serait due à la chute de la température et de la salinité (<5°C et <0,5‰) selon Taverny (1991). Mais d'autres facteurs interviendraient également pour Martin Vandembulcke (1999) puisqu'une diminution des effectifs est observée pour des températures de 9 à 11°C. La présence de plusieurs cohortes d'alosons dans l'estuaire pourrait s'expliquer par différents patrons de migrations : les alosons pourraient exploiter pratiquement pendant deux ans la partie aval des fleuves et de l'estuaire, ou bien pourraient effectuer des mouvements de va et vient entre l'estuaire interne, puis l'embouchure de la Gironde (si les conditions deviennent limitantes dans l'estuaire) puis à nouveau l'estuaire interne et peut-être même les parties aval des fleuves en été (Taverny, 1991). La présence de copépodes parasites marins sur certains individus suggère un passage par la mer avant de revenir en estuaire. Ce deuxième type de patron de migration a également été rencontré dans l'Elbe où certains individus reviennent de la mer à l'estuaire avant d'entreprendre une seconde migration qui leur fait quitter définitivement ces eaux dessalées, jusqu'à leur retour à l'âge adulte (Magath *et al.*, 2013).

Récemment, Locket (2006, 2009), a étudié la dévalaison des juvéniles d'alse feinte et les tactiques gagnantes en analysant la microchimie des otolithes des aloses feintes de retour sur le bassin G/G/D. L'auteur a mis en évidence :

- que l'entrée en estuaire des alosons 0+ est dépendante de l'atteinte d'une certaine taille, estimée par rétrocalcul sur l'otolithe à 2.6 cm en moyenne (0.3 à 6.5 cm).
- que la sortie en mer n'est pas dépendante de la taille des alosons,
- le temps de séjour en eau douce est plus long que le temps de séjour du premier passage en estuaire (les alosons d'alse feinte arriveraient en estuaire entre 7 et 84

jours après l'éclosion (moyenne de 46 j), et y resteraient de 7 à 57 jours (moyenne de 25 j),

- l'absence d'un « check » (marque de stress) au moment du premier passage en estuaire (présent chez la grande alose) et la mise en évidence à partir d'otolithes de subadultes d'un signal de Sr/Ca mélangé entre la mer et l'estuaire (l'habitat essentiel de croissance pour l'alse feinte n'est pas uniquement côtier mais est également estuarien),
- la présence en estuaire d'individus de toute taille (et donc, de tout âge).

Pour l'auteur, chez l'alse feinte, dont les sites de frayères sont situés plus en aval que ceux de la grande alose, les juvéniles quittent les habitats essentiels d'eau douce dès qu'ils en ont les capacités. Ils gagnent leurs habitats essentiels de croissance qui vont leur permettre d'atteindre la maturité sexuelle. A la différence de la grande alose, ces habitats sont marins côtiers et estuariens. L'alse feinte présente deux types de mouvement : la migration qui permet aux individus de passer d'un habitat essentiel à un autre et des déplacements d'individus au sein de l'habitat essentiel estuarien-côtier. Le temps de séjour en estuaire des juvéniles avant la sortie en mer qui a été étudié est en fait la résultante de ces deux types de mouvement. Il reste donc à délimiter la limite amont de cet habitat en estuaire.

2.3.4. Indicateurs d'abondance

Un seul indicateur d'abondance des juvéniles d'alse feinte dans l'estuaire sur une longue période existe. Il est issu de la surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde initiée en 1979 et assurée par l'IRSTEA. Il consiste en un suivi mensuel de la petite faune circulante par traits de deux filets de surface et d'un filet de fond sur 20 km autour de la centrale nucléaire du Blayais (voir 2.3.3.3).

Les abondances relatives en alosons dans cette zone de l'estuaire sont extrêmement variables d'une année sur l'autre (Figure 26).

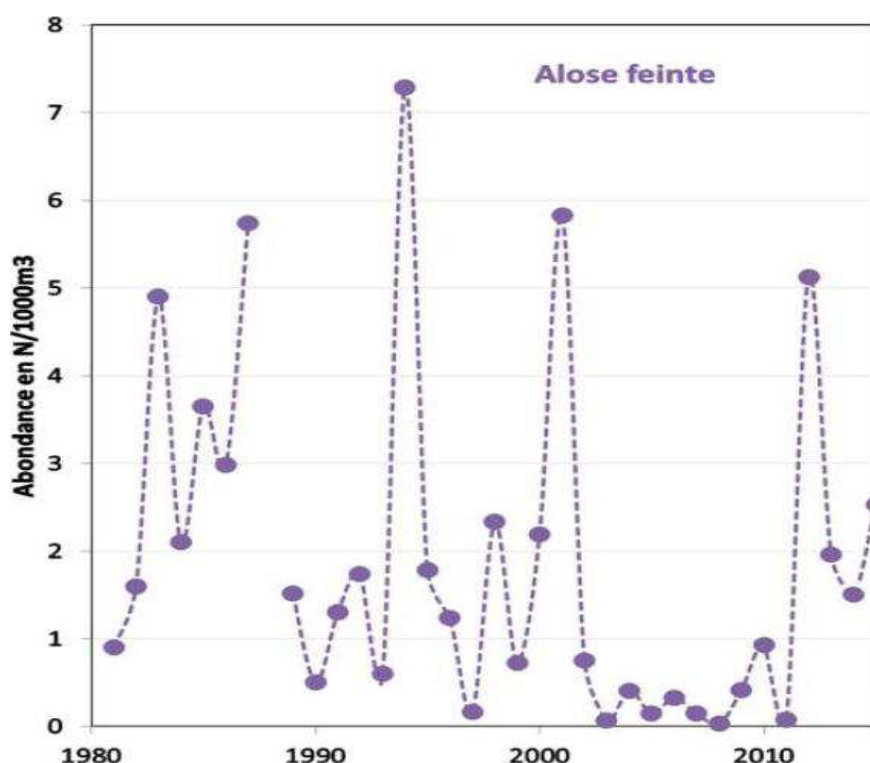


Figure 26 : Evolution de l'abondance globale en juvéniles d'alse feinte de 1981 à 2014 sur l'ensemble des stations (seul le transect T4 était suivi de 1981 à 1989). Graphique tiré de Lobry et Castelnaud (2015).

On note des augmentations spectaculaires du nombre d'alosons comme entre 1982 et 1983 (un seul transect suivi), entre 1993 et 1994, entre 1999 et 2001 et entre 2011 et 2012. D'un autre côté, on observe des chutes drastiques des captures sur plusieurs années consécutives comme entre 1987 et 1990, entre 1994 et 1997 ou durant la période 2001-2011 où les abondances sont au plus bas. A partir de 2012, il y a un net rebond des captures de juvéniles qui se poursuit par trois années plutôt bonnes.

3. CONCLUSION

Le bassin G/G/D abrite une importante population d'alse feinte à l'échelle européenne. L'intérêt récent pour cette population a débuté en 2007 avec la mise en place du moratoire de la pêche de la grande alose (2008) et les craintes d'un report de l'exploitation par les pêcheries sur cette espèce. Les informations d'abondance concernant les géniteurs sont de fait assez récentes sur le bassin.

Une analyse simpliste de l'évolution des prises par la pêche et du recrutement dans l'estuaire conduirait à voir une relation de cause à effet. Mais l'indicateur d'abondance des géniteurs sur frayères apporte beaucoup de nuances à cela (Figure 27).

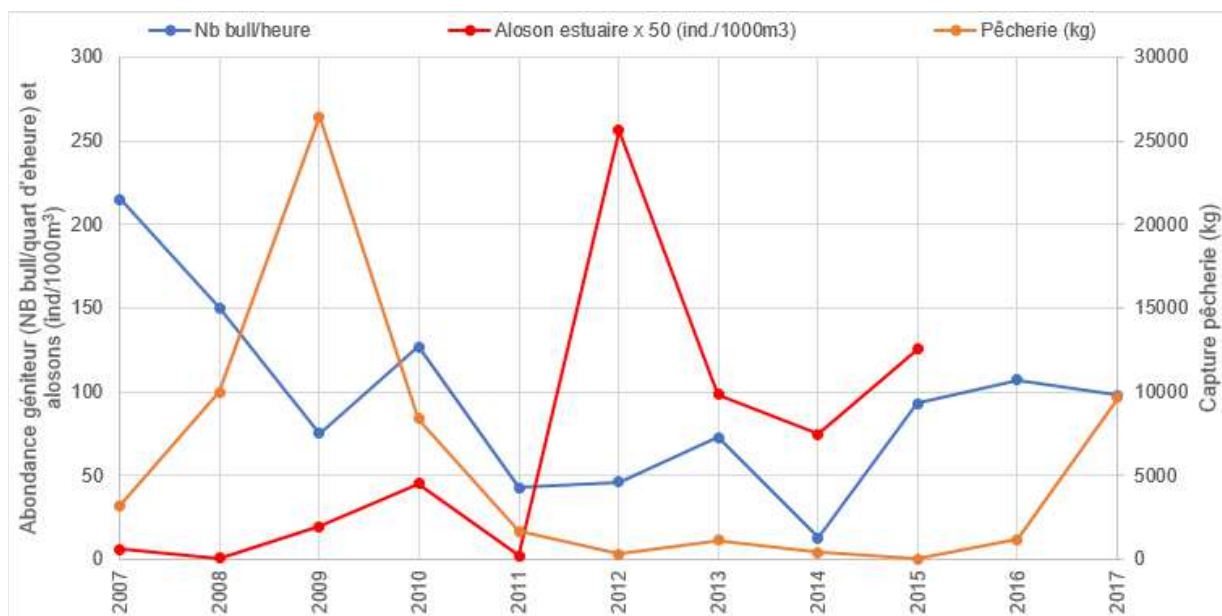


Figure 27 : bilan de l'évolution des différents indicateurs d'abondance de l'aloise feinte sur le bassin de la Garonne (2007-2017)

Ainsi en 2012, l'indicateur basé sur la reproduction est assez moyen, les prises de gatte par la pêche sont très faibles en raison de l'arrêté PCB (2010-2016), et l'on capture beaucoup d'alosons dans l'estuaire. En 2009, l'indicateur basé sur la reproduction est assez moyen, la pêche forte cette fois (report partiel lié au moratoire sur la grande alose), et l'on capture peu d'alosons dans l'estuaire. Pour ces deux années, on reste donc sur la logique évoquée précédemment.

Mais, en 2011, l'indicateur « reproduction » est toujours moyen, la pêche très faible, et pourtant on échantillonne très peu d'alosons dans l'estuaire. De même, en 2007, cette fois l'indice d'abondance des géniteurs sur frayère est fort, les captures par la pêche faibles, et pourtant le recrutement dans l'estuaire semble très bas. Ces deux années pourraient illustrer un problème de survie dans le cycle biologique de l'espèce entre le stade œuf et le recrutement dans l'estuaire.

Et si l'on s'attarde sur 2014 maintenant : l'indicateur « reproduction » est très faible, tout comme les prises effectuées par la pêche... et pourtant, de nombreux d'alosons sont récoltés dans l'estuaire. On a donc aussi pas mal d'incertitude sur tous nos indicateurs et la série chronologique est courte. Il est pour l'instant difficile d'avoir des tendances très claires sur l'évolution de cette espèce.

On notera néanmoins que les 3 dernières années sont bonnes du point de vue de l'indicateur d'abondance des géniteurs sur les frayères, et notamment 2017 qui est aussi marquée par une certaine reprise de la pêche (plus d'arrêté PCB), ce qui est plutôt rassurant sur l'état du stock.

4. BIBLIOGRAPHIE

- Alexandrino, P., 1996. Genetic and morphological differentiation among some Portuguese populations of allis shad *Alosa alosa* (L., 1758) and twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803). *Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía* 21, 15–24.
- Alexandrino, P., Faria, R., Linhares, D., Castro, F., Le Corre, M., Sabatié, R., Baglinière, J.L., Weiss, S., 2006. Interspecific differentiation and intraspecific substructure in two closely related clupeids with extensive hybridization, *Alosa alosa* and *Alosa fallax*. *Journal of Fish Biology* 69, 242–259. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01289.x>
- Almeida, R., Rochard, E., 2015. Report of the ICES Workshop on Lampreys and Shads (WKLS).
- Aprahamian, M.W., 1989. The diet of juvenile and adult twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède) from the rivers Severn and Wye (Britain). *Hydrobiologia* 179, 173–182.
- Aprahamian, M.W., Environment Agency, 2003. *Alosa alosa* and *Alosa fallax* spp.: literature review and bibliography.
- Baglinière, J.L., 2000. Le genre *Alosa* sp. In *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.) : Ecobiologie et variabilité des populations.*, CEMAGREF / INRA. ed. J.L. Baglinière et P. Elie.
- Bagliniere, J.-L., Sabatié, M.R., Rochard, E., Alexandrino, P., Aprahamian, M.W., 2003. The allis shad *Alosa alosa*: biology, ecology, range, and status of populations, in: *American Fisheries Society Symposium*. pp. 85–102.
- Belliard, J., 1994. Le peuplement ichthyologique du bassin de la Seine. Rôle et signification des échelles temporelles et spatiales. Université Paris 6, Paris.
- Belliard, J., Marchal, J., Ditché, J.-M., Tales, E., Sabatié, R., Baglinière, J.-L., 2009. Return of adult anadromous allis shad (*Alosa alosa* L.) in the river Seine, France: A sign of river recovery ? *River Research and Applications* 25, 788–794. <https://doi.org/10.1002/rra.1221>
- Bruslé, J., Quignard, J.-P., 2013. *Biologie des poissons d'eau douce européens*. 2e édition, TEC & DOC. Lavoisier, Paris.
- Canto, N., Caut, I., 2013. Suivi de la population d'alse feinte sur la Dordogne et la Garonne 2012. MIGADO.
- Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., 1990. La frayère d'alse feinte (*Alosa fallax*) de Tartifume. Etude du milieu et de la reproduction. ENSAT/Lycée agricole de Montauban.
- Castelnaud, G., 2001. Localisation de la pêche, effectifs de pêcheurs et production des espèces amphihalines dans les fleuves français. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 439–460. <https://doi.org/10.1051/kmae/2001060>
- Caut, I., 2012. Suivi de la population d'alse feinte sur la Dordogne et la Garonne. 2011. MIGADO.
- Caut, I., 2011. Suivi de la population d'alse feinte sur la Dordogne et la Garonne. 2010. MIGADO.
- Caut, I., 2009. Suivi de la population de l'alse feinte (*alosa fallax*) du bassin Gironde-Garonne-Dordogne. 2009. MIGADO.
- Caut, I., Carry, L., Gracia, S., Filloux, D., 2009. Les poissons migrateurs amphihalins du bassin de la Dordogne. Secteur aquitain. 2008. MIGADO.
- Chanseau, M., Carry, L., Caut, I., Gracia, S., 2007. Poissons migrateurs amphihalins du bassin de la Dordogne. Rapport de synthèse. 2007. MIGADO.
- Chanseau, M., Verdeyroux, P., Noel, Y., Caut, I., 2008. Premiers suivis de la population d'alse feinte (*Alosa fallax*) sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne. Année 2007. MIGADO.

Clavé, D., Lemaréchal, A., 2016. Etude survie grande alose : compte rendu d'activité de la production de larves en 2016 et du suivi des alosons - année test. 2016. MIGADO.

Collares-Pereira, M.J., Cowx, I.G., Ribeiro, F., Rodrigues, J.A., Rogado, L., 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River Basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology* 7, 167–178.

De Groot, S.J., 1989. The former Alus and Twaite Shad Fisheries of the lower Rhine, the Netherlands. (No. ICES-CM-1989/M). ICES - Anadromous and Ctadromous Fish Commision.

Filloux, D., Caut, I., Bouyssonnie, W., 2017. Suivi de la population d'alse feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2017. MIGADO.

Gerken, M., Thiel, R., 2001. Habitat use of age - 0 Twaite shad (*Alosa fallax* L., 1803) in the tidal freshwater region of the Elbe river, Germany. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 773–784. <https://doi.org/10.1051/kmae:2001018>

Gracia, S., Caut, I., 2015. Suivi de la population d'Alose feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2014. MIGADO.

Gracia, S., Caut, I., 2014. Suivi de la population d'Alose feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2013. MIGADO.

Gracia, S., Chartrez, J., Caut, I., 2016a. Suivi de la population d'alse feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2015. MIGADO.

Gracia, S., Chartrez, J., Caut, I., 2016b. Suivi de la population d'alse feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2016.

Hadderingh, R.H., Jager, Z., 2002. Comparison of fish impingement by a thermal power station with fish populations in the Ems Estuary. *Journal of Fish Biology* 61, 105–124. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01765.x>

Jager, Z., Bolle, L., Dänhardt, A., Diederichs, B., Neudecker, T., Scholle, J., Vorberg, R., 2009. Quality status reprot 2009. Thematic report no. 14. Common Wadden Sea Secretariat.

Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2017. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2016.

Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2015a. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2015 (rapport d'étude). IRSTEA.

Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2015b. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2014 (rapport d'étude). IRSTEA.

Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2013. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2013.

Jolly, M.T., Aprahamian, M.W., Hawkins, S.J., Henderson, P.A., Hillman, R., O'Maoiléidigh, N., Maitland, P.S., Piper, R., Genner, M.J., 2012. Population genetic structure of protected allis shad (*Alosa alosa*) and twaite shad (*Alosa fallax*). *Marine Biology* 159, 675–687. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1845-x>

Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2011. Les poissons d'eau douce de France, Biotope Editions, Publications scientifiques du Muséum. ed.

Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. IRSTEA pour EDF.

Lochet, A., 2006. DEVALAISON DES JUVENILES ET TACTIQUES GAGNANTES CHEZ LA GRANDE ALOSE *Alosa alosa* ET L'ALOSE FEINTE *Alosa fallax*: Apports de la microchimie et de la microstructure des. Université Bordeaux I.

- Lochet, A., Boutry, S., Rochard, E., 2009. Estuarine phase during seaward migration for allis shad *Alosa alosa* and twaite shad *Alosa fallax* future spawners. *Ecology of Freshwater Fish* 18, 323–335. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00350.x>
- López, M.A., Andrée, K.B., Sánchez, R., Queral, J.M., Franch, N., Schneider, P., Gisbert, E., 2011. First characterization of the spawning habitat and mating behaviour of Twaite shad in the Ebro River (Western Mediterranean): *Alosa* spawning habitat. *Journal of Applied Ichthyology* 27, 53–55. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01852.x>
- López, M.A., Gázquez, N., Olmo-Vidal, J.M., Aprahamian, M.W., Gisbert, E., 2007. The presence of anadromous twaite shad (*Alosa fallax*) in the Ebro River (western Mediterranean, Spain): an indicator of the population's recovery? *Journal of Applied Ichthyology* 23, 163–166. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00797.x>
- Magath, V., Marohn, L., Fietzke, J., Frische, M., Thiel, R., Dierking, J., 2013. Migration behaviour of twaite shad *Alosa fallax* assessed by otolith Sr:Ca and Ba:Ca profiles: MIGRATION OF ALOSA FALLAX. *Journal of Fish Biology* 82, 1871–1887. <https://doi.org/10.1111/jfb.12115>
- Manyukas, Y.L., 1989. Biology of the Atlantic shad, *Alosa fallax fallax*, in Kurshiskiy Bay. *Journal of Ichthyology* 29, 125–128.
- Mennesson-Boisneau, C., Aprahamian, M., Sabatié, M., Cassou-Leins, J.J., 2000. Remontée migratoire des adultes. In *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.) : Activité de migration et facteurs physico-chimiques*, CEMAGREF / INRA. ed. J.L. Baglinière et P. Elie.
- Nachón, D.J., Mota, M., Antunes, C., Servia, M.J., Cobo, F., 2016. Marine and continental distribution and dynamic of the early spawning migration of twaite shad (*Alosa fallax* (Lacépède, 1803)) and allis shad (*Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)) in the north-west of the Iberian Peninsula. *Marine and Freshwater Research* 67, 1229. <https://doi.org/10.1071/MF14243>
- Nachón, D.J., Sánchez-Hernández, J., Vieira-Lanero, R., Cobo, F., 2013. Feeding of twaite shad, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803), during the upstream spawning migration in the River Ulla (NW Spain). *Marine and Freshwater Research* 64, 233. <https://doi.org/10.1071/MF12322>
- Neudecker, T., Damm, U., 2005. Maifische an der deutschen Nordseeküste - zum Auftreten von Finte (*Alosa fallax*) und Alse (*Alosa alosa*). *Informationen aus der Fischereiforschung - Information on Fisheries Research* 43–50. https://doi.org/10.3220/Inf52_43-50_2005
- O'Maoileidigh, N., Cawdery, S., Bracken, J.J., Ferguson, A., 1988. Morphometric, meristic character and electrophoretic analyses of two Irish populations of twaite shad, *Alosa fallax* (Lacépède). *Journal of Fish Biology* 32, 355–366. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05373.x>
- Pethon, P., 1979. Sjeldne saltvannsdisker fra sydostnorske farvann i årene 1970-78. *Fauna (Blindern)* 32, 145–151.
- Philippart, J.C., Vranken, M., 1982. Les poissons d'eau douce menaces au region wallone. Université de Liège - Ministère des Affaires Wallones.
- Prouzet, P., Martinet, J.-P., Badia, J., 1994. Caractérisation biologique et variation des captures de la grande alose (*Alosa alosa*) par unité d'effort sur le fleuve Adour (Pyrénées Atlantiques, France). *Aquatic Living Resources* 7, 1–10.
- Rapet, E., 2018. Bilan des données de l'Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde. 2000-2017. AADPPED Gironde.
- Rougemont, Q., 2012. Etude de la différenciation et de la dispersion des populations des deux espèces d'aloses (*Alosa* spp) en France : apport de la génétique des populations et de la microchimie des otolithes (Mémoire fin d'études).
- Roule, L., 1920. Les espèces d'aloses du bassin de la Seine. *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle de Paris*, 610–611.

Sabatié, M.R., 1993. Recherches sur l'écologie et la biologie des aloses du Maroc (*Alosa alosa* et *alosa fallax*). Exploitation et taxinomie des populations atlantiques ; bioécologie des aloses de l'Oued Sebou (Thèse de doctorat ès science). Université de Brest.

Sabatié, R., Baglinière, J.L., 2008. Les aloses de France et d'ailleurs... Alose feinte (*A. fallax* Lac.) et grande alose (*Alosa alosa* L.) : Biologie et écologie.

Saerudmundsson, B., 1949. Marine fishes. Zoology of Iceland. Copenhagen Einar Munksgaard pg.

Spillmann, C.J., 1961. Faune de France. 65 poissons d'eau douce. Lechevallier, Paris.

Sostoa, A., Lobon-Cervia, J., 1989. Fish and fisheries of the River Ebro: actual state and recent history., in: Historical Changes of Large Alluvial Rivers: Western Europe. Ed. by G.E. Petts, H. Möller, A.L. Roux. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, pp. 233–247.

Sostoa, A., Sostoa, F.J., 1979. Notas sobre la ictiofauna continental del Delta del Ebro (NE de la Peninsula Iberica). Miscellanea zoologica 5, 178–179.

Stelzenmüller, V., Maynou, F., Ehrich, S., Zauke, G.-P., 2004. Spatial Analysis of Twaite Shad, *Alosa fallax* (Lacepède, 1803), in the Southern North Sea: Application of Non-Linear Geostatistics as a Tool to Search for Special Areas of Conservation. International Review of Hydrobiology 89, 337–351. <https://doi.org/10.1002/iroh.200310718>

Taverny, C., 1991. Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne. Université de Bordeaux I, CEMAGREF.

Taverny, C., Elie, P., 2001. Répartition spacio-temporelle de la grande alose *Alosa alosa* (L. 1766) et de l'alose feinte *Alosa fallax* (L. 1803) dans le Golfe de Gascogne. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 803–821.

Thiel, R., Backhausen, I., 2006. Survey of Nature 2000 Fish Species in the German North and Baltic Seas, in: Progress in Marine Conservation in Europe. Springer, Berlin, pp. 157–178.

Trancart, T., Rochette, S., Acou, A., Lasne, E., Feunteun, E., 2014. Modeling marine shad distribution using data from French bycatch fishery surveys. Marine Ecology Progress Series 511, 181–192. <https://doi.org/10.3354/meps10907>

Véron, V., 1999. Les populations de grande Alose (*Alosa alosa*, L.) et d'Alose feinte (*Alosa fallax* Lacépède) des petits fleuves français du littoral Manche Atlantique. Rennes: ENSAR Laboratoire Halieutique and INRA, Rennes.

Volk, J., Bekkevold, D., Loeschcke, V., 2007. Weak population differentiation in northern European populations of the endangered anadromous clupeid *Alosa fallax*. Journal of Fish Biology 71, 461–469. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01610.x>



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse de risques « alose feinte » sur le bassin de la Garonne

Note explicative



Frayère d'alose feinte (source : MIGADO©)

Auteur(s) : Jean-Marie Mennessier (ECOGEA), Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandier – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Mennessier J-M, Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse de risques « alose feinte » sur le bassin de la Garonne. Note explicative. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE	5
2. LES ENJEUX.....	5
2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR L'ALOSE FEINTE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE	5
2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A L'ALOSE FEINTE	6
2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON.....	8
3. LES ALEAS	9
3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE	10
3.1.1. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles</i>	10
3.1.2. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues</i>	10
3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	11
3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	12
3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS	13
3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PREDATION	13
3.6. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES.....	13
3.7. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS	13
4. LA VULNERABILITE	14
4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE	15
4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	17
4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	18
4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PREDATION.....	18
4.5. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS CAPTURES.....	19
5. LE RISQUE.....	19
5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL	19
5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS	20
5.2.1. <i>Cas de la micropollution</i>	20
5.2.2. <i>Cas des passages des alosons dans la prise d'eau de la centrale du Blayais..</i>	27
6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE	27
7. BIBLIOGRAPHIE.....	28
7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT	28
7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA	29

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE

Le groupement ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag a proposé de mener une analyse de type Aléa/Vulnérabilité/Risque (AVR) pour l'aloise feinte sur l'ensemble des secteurs du bassin de la Garonne où cette espèce est susceptible de réaliser une partie de son cycle biologique.

Cette analyse a pour but de :

- présenter de manière synthétique l'influence des pressions et des impacts sur le cycle de vie de l'aloise feinte,
- identifier et localiser les secteurs de l'axe Garonne correspondant à une altération avérée ou pressentie du cycle de vie de cette espèce.

Il est nécessaire d'ores et déjà d'apporter ici quelques précisions sur les termes qui vont être utilisés dans la suite de cette note et de l'analyse de risques.

Le cycle de l'aloise feinte est un enchaînement de plusieurs stades de développement qui conduit au renouvellement de l'espèce. **Un enjeu** va être constitué par le déroulement d'une partie de ce cycle (reproduction, développement des œufs et des alevins, dévalaison des alosons, montaison des géniteurs, etc...). Un enjeu se déroule sur une partie du bassin (**un tronçon**) à une certaine **période**.

L'**aléa** correspond à un **paramètre** qui peut constituer une gêne, une entrave (impact faible à modéré) ou un danger (impact fort ou très fort) vis-à-vis d'un **enjeu**. Un aléa est « quantifié » par un **indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des jeux de **données** disponibles (ex : nombre de jours par période au-dessus ou en-dessous de certains seuils, % de la surface des affleurements de roche-mère par rapport à la surface totale d'un tronçon ...).

Les aléas entraînent des pressions et /ou des impacts plus ou moins intenses sur les différents enjeux que nous avons codés, à chaque fois, sur **une échelle de 0 à 3**.

La **vulnérabilité** est la fragilité, la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité. Cette vulnérabilité est codée **sur 3 niveaux** : niveau 1, perturbation de la réalisation de l'enjeu, niveau 2, dégradation de la réalisation de l'enjeu, niveau 3, non réalisation de l'enjeu.

Enfin le risque est défini par le croisement (multiplication) entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu face à cet aléa (donc risque égal à 0, 1, 2, 3, 4, 6 et 9).

Ainsi, pour les géniteurs en migration dans la Garonne en aval de la confluence du Drop (1^{er} mars au 30 juin), qui constitue donc ici l'enjeu, une concentration en nitrites de la Garonne à Bordeaux supérieure à 0.25 mg/l, gamme d'aléa nitrites engendrant des mortalités, donc une vulnérabilité de niveau 3 pour l'enjeu, pendant 5.7 % du temps (intensité de l'aléa de niveau 3), va générer un risque 6, donc un risque important de non réussite de cette phase biologique du cycle de l'aloise feinte.

Nous détaillons ci-dessous la totalité de la méthodologie et des décisions adoptées pour cette analyse de risques (définitions des enjeux, des tronçons et des périodes de déroulement des enjeux, définitions des indicateurs d'aléas, des échelles qualitatives adoptées...).

2. LES ENJEUX

2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR L'ALOSE FEINTE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE

Le cycle biologique de l'aloise feinte est un enchaînement de stades de développement, depuis l'union des cellules sexuelles jusqu'à la mort, qui conduit au renouvellement de l'espèce (Figure 1).

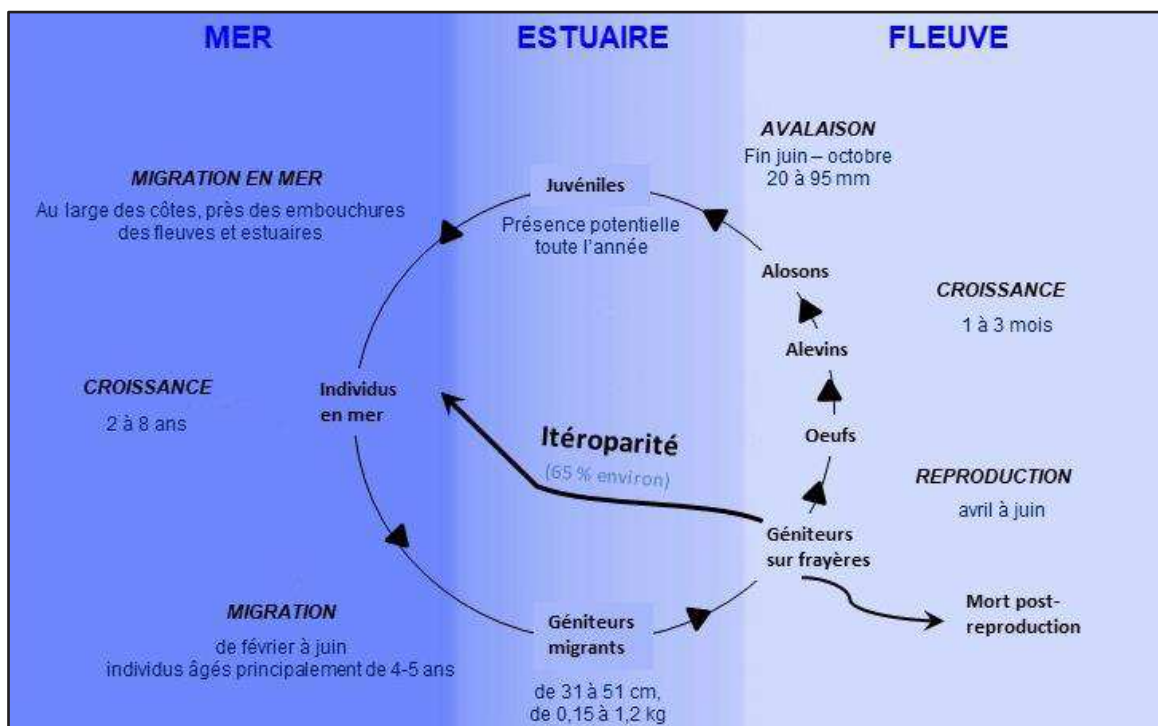


Figure 1 : Cycle biologique de l'aloise feinte sur le bassin de la Garonne

Il a été choisi de distinguer **5 enjeux** qui se déroulent sur le bassin de la Garonne sur différents tronçons et à différentes périodes de l'année :

1. **La vie dans les interstices des graviers** : elle concerne les œufs fécondés et leur période d'incubation puis le développement des larves jusqu'à la résorption de leur vésicule vitelline ;
2. **Le stade juvénile** : cela correspond à la sortie des alevins de la frayère, à la période d'apprentissage de la nage et de la prise de nourriture ;
3. **Le stade aloson** : cela correspond à la phase de dévalaison des juvéniles jusqu'à l'océan ;
4. **La migration génésique des adultes jusqu'aux zones de frayère** ;
5. **La reproduction des adultes.**

Chacun de ces enjeux peut se dérouler seulement sur une partie du bassin (un ou plusieurs tronçons) ou bien sur le bassin dans son intégralité, et à une période de l'année qui peut être plus ou moins large.

2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A L'ALOSE FEINTE

Un découpage du bassin de la Garonne a été effectué en prenant en compte les cours d'eau classés en liste 2 pour l'aloise feinte.

Dans un premier temps, une sectorisation hydro-morphologique « en grand » a été réalisée en considérant les principales confluences Garonne / affluents, d'une part, et le découpage des masses d'eau de transition ou littorale d'autre part.

Ensuite, au sein de ces tronçons hydro-morphologiques homogènes, des sous-tronçons ont été définis pour prendre en compte les principaux obstacles à la continuité piscicole, les portions

de Garonne les plus artificialisées (traversée de Toulouse, retenue de Malause), les classements règlementaires (article L214-17 du code de l'environnement).

Au final, le découpage de la Garonne est le même que pour le saumon mais avec une fréquentation différente des différents tronçons pour l'aloise feinte (Tableau 1, Figure 2).

Tableau 1 : Les 3 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risques aloise feinte.

Code	Intitulé	Longueur (km)
T1	Estuaire de la Gironde	75
T2	La Garonne de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne	84.9
T3	La Garonne de la confluence du Lot à la confluence du Dropt	68.9

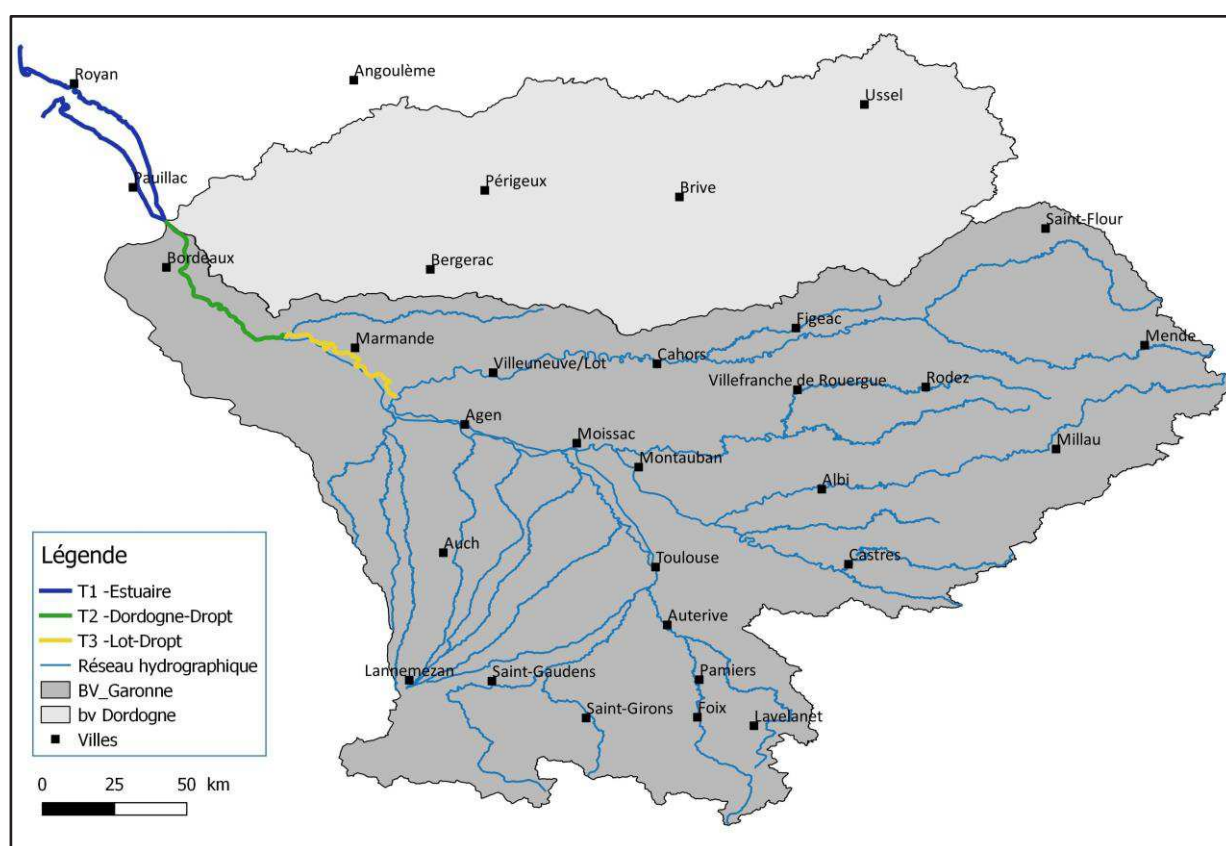


Figure 2 : Les 3 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risques aloise feinte.

En fonction des tronçons, une ou plusieurs phases du cycle biologique de l'aloise feinte, plusieurs enjeux donc, peuvent se dérouler (Tableau 2). Par exemple, l'ensemble des enjeux précédemment identifiés vont se dérouler sur le tronçon 2 et 3. Le tronçon 1 (estuaire), n'est concerné que par les phases migratrices (alosons et géniteurs).

Tableau 2 : Liste des enjeux pris en compte sur les différents tronçons pour l'analyse de risques alose feinte.

	Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	Enjeu 2 : Croissance	Enjeu 3 : dévalaison	Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	Enjeu 5 : Adultes en reproduction
T1					
T2					
T3					

2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON

Chaque enjeu se déroule sur un ou plusieurs tronçons à une période donnée. En fonction des tronçons, les périodes de déroulement d'un même enjeu vont différer. Par exemple, il y a un léger décalage temporel entre l'arrivée des géniteurs en estuaire et leur arrivée sur les tronçons où se situent leurs frayères.

Les périodes de présence ont été définies par enjeu et par tronçon en utilisant différents jeux de données et en faisant des extrapolations (Tableau 3) :

- Enjeu 1 (premier stade de vie) : à partir des observations réalisées lors des suivis de la reproduction effectués sur l'ensemble du bassin depuis 2007 par MIGADO, il a été considéré que le développement des œufs et des larves pouvait commencer **à partir du 01 avril et pouvait se terminer au 30 juin.**
- Enjeu 2 (croissance des juvéniles) : la transformation de la larve (vésiculée) en alevin est en générale très rapide chez l'aloise (entre 15 et 20 jours). Cet enjeu débute donc avec la métamorphose de la larve en alevin et dure jusqu'à la dévalaison des alosons soit **du 15 avril au 30 octobre.**
- Enjeu 3 (dévalaison des alosons) : ces périodes ont été définies grâce aux captures effectuées lors de diverses études réalisées sur la Garonne et l'estuaire (Taverny, 1991, Jatteau et al, 2013 à 2016, Lobry et Castelnaud, 2014 et 2015). Une **période globale de présence** des alosons par tronçon a donc été définie. **Sur la Garonne**, la période de présence des alosons se situe généralement entre le **01 juin et le 31 octobre**, **en estuaire**, on retrouve des alosons potentiellement **toute l'année.**
- Enjeu 4 (migration des géniteurs) : cette période a été estimée grâce aux observations de pêcheurs professionnels sur les parties estuariennes (T1) et fluviales aval (T2 et T3). La migration **débiterait en février et se terminerait en juin** dans l'estuaire et de **mars à juin** sur les parties dulçaquicoles (T2 et T3).
- Enjeu 5 (reproduction) : à partir des observations réalisées lors des suivis de la reproduction effectués sur le bassin depuis 2007 par MIGADO, il a été considéré que la reproduction se déroule en même temps sur T2 et T3, entre le **01 avril et le 30 juin.**

Tableau 3 : Périodes retenues pour les 5 enjeux alose feinte et les 3 tronçons de la Garonne de l'analyse de risques.

	Tronçons concernés	Période présence
Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	T3	01/04 au 30/06
	T2	01/04 au 30/06
Enjeu 2 : Croissance	T3	15/04 au 31/10
	T2	15/04 au 31/10
Enjeu 3 : Dévalaison	T3	01/06 au 31/10
	T2	01/06 au 31/10
	T1	01/01 au 31/12
Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	T3	01/03 au 30/06
	T2	01/03 au 30/06
	T1	01/02 au 30/06
Enjeu 5 : Adultes en reproduction	T3	01/04 au 30/06
	T2	01/04 au 30/06

3. LES ALEAS

Définition : Un aléa correspond donc à un paramètre qui peut constituer **une gêne, une entrave ou un danger vis-à-vis du déroulement d'un enjeu.**

Un aléa est « quantifié », chaque fois que c'est possible, par **un indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des **données disponibles**.

Avec les jeux de données récoltés depuis le début de l'étude, plusieurs types d'aléas ont pu être considérés :

- Physico-chimie : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de physicochimie sur la période 2005-2014, 6 stations), de l'AFB (données continues de température sur la période 2009-2015, 1 station), du réseau MAGEST (données continues température-oxygène-MES sur la période 2005-2015, 4 stations) ;
- Hydromorphologie : Les données utilisées ici sont issues d'une analyse diachronique par photo interprétation entre une situation de référence (BD ORTHO® Historique des années 50 fournie par l'IGN) et la situation actuelle. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir être menée sur l'ensemble du linéaire étudié de manière homogène. Elle fournit à la fois des données **sur l'état morphologique actuel** de la Garonne et des **grandes tendances d'évolution depuis 1950**. Cette approche est complétée par l'intégration de données issues d'études existantes.
- Hydrologie : à partir des données de la banque HYDRO dont les chroniques dépendent des dates de mise en service des différentes stations (2 stations et également des tendances possibles depuis 1913 ; Tonneins et le Mas d'Agenais) ;
- Obstacles et aménagements (hydroélectriques ou autres) : à partir des données du Réseaux d'Obstacle à l'Ecoulement (ROE) de l'AFB (version 2017) et d'études plus précises auxquelles nous avons eu accès (sources : AFB, EDF, FDAAPPMA, MIGADO, ECOGEA...) ;

- Prédations : aléa essentiellement lié à la prédation potentielle par le silure, à partir des études et suivis menés par MIGADO, de rapports d'études et de consultations d'experts ;
- Captures : aléas essentiellement liés à la pratique de la pêche de loisir, la pêche des amateurs aux engins et la pêche professionnelle. Ces aléas ont été qualifiés à partir des textes réglementaires encadrant les différentes pratiques, les caractéristiques techniques des engins utilisables, et des effectifs de pratiquants par catégories.

La période prise en compte pour l'analyse de risques « alose feinte » a été déterminée dans le but de maximiser le nombre d'indicateurs disponibles, tout en considérant une période assez longue pour intégrer des variations interannuelles. Le jeu de données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne s'est beaucoup étoffé à partir de 2005 (notamment pour le suivi des micropolluants). **La période choisie concerne donc 10 années, de 2005 à 2014 lorsque c'était possible pour la physico-chimie.** Concernant les données de micropollution, la période considérée est 2009-2014. Cette période, plus courte, assez bien documentée et relativement homogène en matière d'échantillonnages pour ces substances, permet le traitement des données les plus « récentes » dans un domaine où les pollutions peuvent être en rapides évolutions (cas de l'interdiction de certains pesticides par exemple).

3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE

Les principaux paramètres de la **physico-chimie « classique »** pris en compte pour l'analyse sont :

- La température en °C,
- L'oxygène dissous en mg/l,
- Le pH,
- Les nitrites en mg/l,
- L'ammoniac non ionisé en µg/l,
- Les Matières En Suspension (MES) en mg/l.

Les aléas de « micropollution » (pesticides, métaux ...) ne peuvent pas, en l'état des connaissances, faire l'objet du même traitement : niveau d'aléa X vulnérabilité = Risque. Ils sont quand même inclus dans cette analyse, mais sont traités différemment selon une méthode présentée dans un chapitre dédié (§ 7).

3.1.1. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles

Pour les indicateurs d'aléas issus des données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, les données récoltées **sur l'ensemble des stations comprises dans un tronçon dans la période 2005-2014 ont été compilées**. L'indicateur d'aléa prend la forme d'un nombre de mesures parmi toutes celles réalisées, donc un pourcentage de mesures, dans des plages de valeurs pouvant être problématiques, plages de valeurs que l'on définit ci-après.

Exemple d'indicateurs d'aléa : Pour les nitrites, % du nombre de mesures comprises entre 0,1 et 0,25 mg/l (effets sub-létaux) dans la période de présence du stade ; % de mesures supérieures à 0,25 mg/l (effets létaux) dans la période de présence du stade.

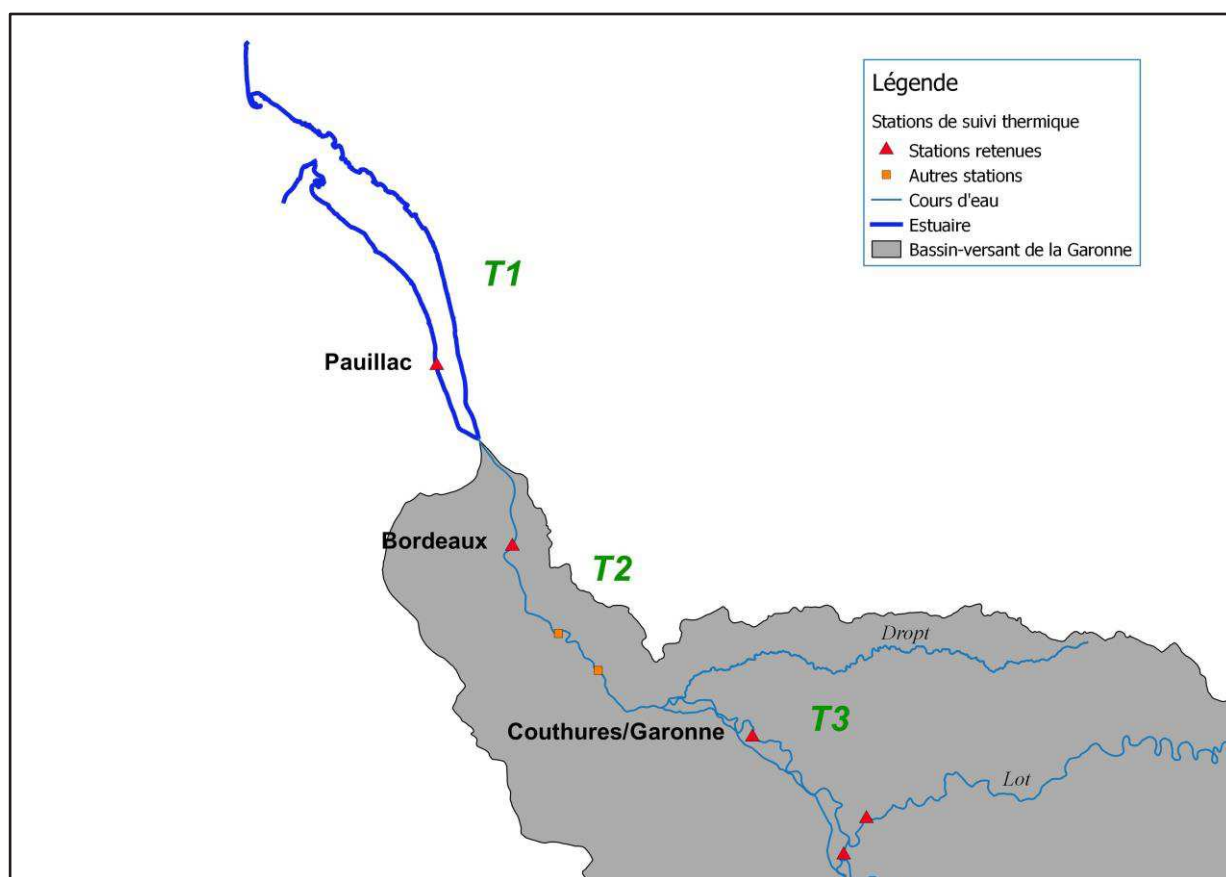
3.1.2. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues

Pour les indicateurs issus des autres sources de données (concernant principalement le suivi thermique ou l'oxygène et MES du réseau MAGEST), **une station est sélectionnée par**

tronçon, la station ayant le plus de données ou la station étant située la plus en aval lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon (Figure 3).

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas à partir de ces données continues sont propres à chaque station, toutes les stations n'ayant pas été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ». La quantification de l'indicateur d'aléa prend une **forme combinée** 1) d'un % de temps durant lequel la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles la variable a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

Exemple : % du temps, nombre moyen de jours par année et % des années pour lesquelles la température va poser des problèmes vis-à-vis de la migration génésique des adultes.



3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Les descripteurs de la dynamique fluviale obtenus par photo interprétation sont limités à des mutations marquées des cours d'eau. Les paramètres hydromorphologiques pris en compte sont quantifiés par tronçon en valeurs relatives pour une situation actuelle.

Exemple : % de surface de substratum affleurant dans le lit mineur, linéaire cumulé de retenues créées par des ouvrages, % du linéaire court-circuité, nombre de seuils géologiques par km.

Ils peuvent aussi être quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires). Ils constituent alors des « **tendances** » et des éléments à considérer dans la réalisation actuelle du cycle biologique de l'aloise feinte.

Par exemple, la disparition du substrat alluvial (incision, chenalisation du fleuve) implique la perte d'habitats notamment pour l'accueil des œufs fécondés et leur développement.

Un indicateur d'aléas peut être utilisé pour différents stades avec une interprétation différente des perturbations potentielles (le pourcentage d'affleurement de roche mère induit une perte d'habitats et de ressource trophique pour les jeunes stades mais aussi une augmentation des vitesses pouvant gêner ou ralentir la migration des géniteurs).

Les indicateurs d'aléas liés à l'hydromorphologie calculés ne le sont que sur le tronçon T3 car les tronçons plus aval sont soumis à la marée rendant la photo interprétation très difficile.

3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Pour les indicateurs d'aléas en lien avec l'hydrologie, la variable ordinairement prise en compte est le débit moyen journalier.

Lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon, la station ayant le plus de données ou la station située la plus en aval est retenue (Figure 4).

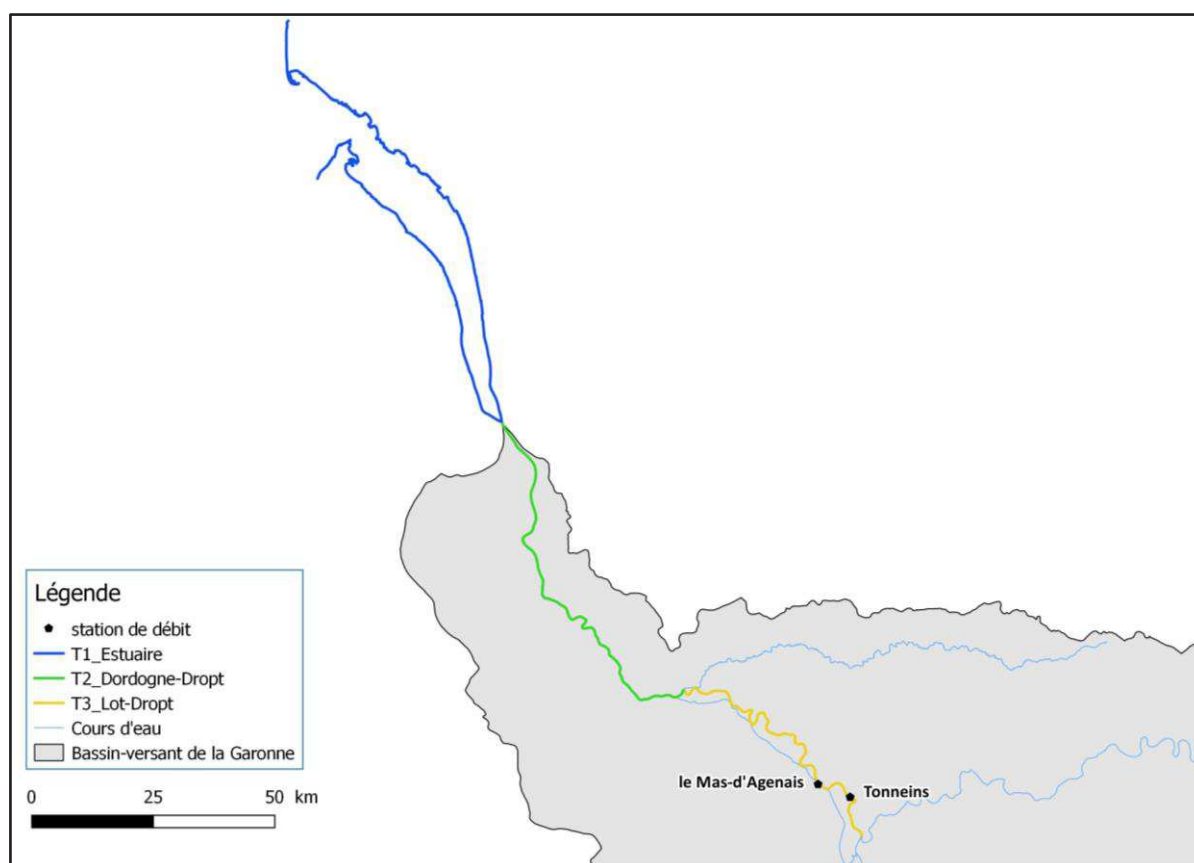


Figure 4 : Les stations de la banque HYDRO utilisées.

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas sont propres à chaque station, les stations n'ayant pas toutes été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ».

Ici aussi, la quantification de l'indicateur d'aléa peut prendre la forme combinée 1) d'un % de temps durant lequel le débit moyen journalier atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels le débit moyen journalier atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles le débit moyen journalier a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

Exemple : temps passé à des débits supérieurs à la crue biennale pour des juvéniles.

La quantification de l'indicateur d'aléa peut aussi prendre la forme simple d'un % d'années sur la chronique pour lesquelles l'évènement arrive sur la période ciblée.

Exemple : survenue d'une crue quinquennale en période de vie sous graviers.

La plupart des risques liés à l'hydrologie sont des risques « naturels¹ ». Chaque fois que possible, nous avons donc également calculé **une tendance « long terme »** afin de voir si ce risque « naturel » s'aggravait au fil du temps sous l'effet de probables causes anthropiques. Ce sera particulièrement le cas avec l'allongement des étiages.

3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS

Les effets des ouvrages et des centrales (hydroélectriques et nucléaires) concernent de nombreux aspects du fonctionnement des hydrosystèmes (rupture totale ou partielle de la continuité écologique, modification de la morphologie, des écoulements, artificialisation des débits...). Compte tenu du linéaire très aval de la Garonne fréquenté par l'aloise feinte avec pour seul aménagement répertorié, la centrale nucléaire du Blayais, le principal indicateur d'aléas utilisé dans l'analyse de risques est : la mortalité engendrée par le système de pompage pour le circuit de refroidissement de la centrale.

3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PREDATION

Un indicateur lié à la prédation par les silures n'a pas pu être pris en compte dans cette analyse de risques par manque de données quantitatives, alors que pour la grande alose, cela avait été possible grâce aux observations réalisées par MIGADO lors de différents suivis (reproduction, canal de transfert de l'ascenseur de Golfech).

D'autres aléas concernant la biologie ont été envisagés mais il a été impossible de les intégrer dans l'analyse, pour l'instant, par manque de données quantitatives. Ils pourront être envisagés dans la discussion de l'analyse de risques.

3.6. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES

Ils concernent l'activité de pêche (pêcheurs de loisir, amateurs aux engins, professionnels fluviaux et marins). Ils se basent sur les informations récoltées auprès des différentes associations de pêcheurs (effectifs par catégories et par tronçons), sur les textes réglementaires encadrant les pratiques dans les différents départements concernés (périodes d'ouvertures et caractéristiques techniques des engins utilisés), et sur les espèces recherchées et les périodes de pêche.

3.7. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS

Pour la présente analyse de risques, il est considéré que les aléas présentent 4 niveaux d'intensité de pression sur les enjeux :

- Niveau 0 : non détecté ;
- Niveau 1 : intensité faible ;
- Niveau 2 : intensité moyenne ;

¹ Lié à des phénomènes naturels tels que l'hydrologie ou la température. Nous avons conscience qu'hydrologie comme température ne sont plus vraiment « naturels » car de nombreuses activités humaines les influencent mais de manière indirectes (modifications sur le bassin versant pour l'hydrologie par exemple, suppression du substrat alluvial, changement climatique pour la température...).

- Niveau 3 : intensité forte.

Une des difficultés de l'exercice est de déterminer ce niveau d'intensité d'un aléa en fonction de la valeur des indicateurs d'aléas qui ont été calculés.

Dans la plupart des cas, le niveau d'intensité des indicateurs d'aléas est directement lié à des dépassements d'un ou plusieurs seuils (en % du temps, % des années, % des données, % du tronçon ...). Le **Tableau 4** énumère les principales règles suivies.

	Précisions sur les paramètres	Niveaux d'intensité	Règles appliquées
Physico-chimie classique	Effets létaux	1	<5% des données
		2	Entre 5 et 10 % des données
		3	>10% des données
	Effets sub-létaux	1	<25% des données
		2	Entre 25 et 50 % des données
		3	>50% des données
	Stress	1	<33% des données
		2	Entre 33 et 66 % des données
		3	>66% des données
Température continue et certains paramètres hydrologiques (Nb de jours sous le QMNA2, sous le QMNA5, débits de dysfonctionnement des PAP, hydrologie en période de reproduction, débits favorables à l'apparition du bouchon vaseux...)		1	Moins de 10% du temps ou de 80% des années
		2	10 à 40% du temps et 80% à 100% des années
		3	>40% du temps et 80% à 100% des années
Hydromorphologie (surface de roche mère, linéaire de retenue, linéaire de TCC)	Habitats	1	<15% du tronçon
		2	Entre 15 et 30 % du tronçon
		3	>30% du tronçon
Hydromorphologie (surface de roche mère)	Migration génésique	1	<25%
		2	Entre 25 et 50 %
		3	>50%
Hydromorphologie (nombre de seuils géologiques)	Migration génésique	1	<0.5 par km
		2	Entre 0.5 et 1 par km
		3	>1 par km

Tableau 4 : Principales règles appliquées pour la détermination des niveaux d'intensité des aléas

4. LA VULNERABILITE

La vulnérabilité est la **sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité**.

Trois niveaux de vulnérabilité ont été définis pour l'analyse de risques alose feinte :

- Niveau 1 : perturbation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 2 : dégradation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 3 : non réalisation de l'enjeu.

Il est important de noter ici que la vulnérabilité se définit à l'échelle de la population d'alore feinte et non à l'échelle individuelle.

Pour un aléa donné, il peut y avoir plusieurs niveaux de vulnérabilité. Par exemple la température va avoir des effets différents en fonction de son intensité et de l'enjeu considéré : stress, perturbation ou arrêt de l'alimentation, des déplacements, apparition d'effets sub-létaux, mortalité...

Une étude de la bibliographie internationale, reprenant des monographies, des articles scientifiques, des rapports d'études, des synthèses bibliographiques, des actes de colloques, des guides méthodologiques (voir chapitre bibliographie) a permis de déterminer des plages de vulnérabilité pour un certain nombre d'aléas, principalement ceux liés à la physicochimie. Malheureusement, les études menées sur l'aloise feinte sont beaucoup moins nombreuses que sur le saumon. Du coup, les plages de vulnérabilité de quelques aléas pris en compte dans cette analyse de risques seront les mêmes que chez le saumon (sensibilités aux nitrites, à l'ammoniac ainsi qu'aux matières en suspension).

4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE

Parmi les aléas liés à la physico-chimie, le facteur température et son impact sur les différents stades du cycle biologique de l'aloise de Garonne est le mieux renseigné : soit par l'étude en laboratoire (travaux de l'IRSTEA sur les plus jeunes stades **de grande aloise**), soit lors des différents suivis réalisés (suivis de la reproduction effectués par MIGADO). Grâce à ces données, des gammes de température avec différents niveaux de vulnérabilité ont pu être définis par enjeu (Tableau 5).

	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	<11	Mortalité presque totale	3
	[11-14[	Fortes mortalités	3
	[14;17[	Début des mortalités	2
	]25-27]	Début des mortalités	2
	]27-30]	Fortes mortalités	3
	>30	Mortalité presque totale	3
Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	<3	Fortes mortalités	3
	[3;10[	Faibles mortalités	2
	]25;30]	Faibles mortalités	2
	>30	Fortes mortalités	3
Enjeux 3 : Dévalaison des alosons	<3	Fortes mortalités	3
	[3;10[	Faibles mortalités	2
	]25;30]	Faibles mortalités	2
	>30	Fortes mortalités	3
Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	<7.5	Pas d'activité migratoire	1
	[7.5;10[	Stress, migration limitée	1
	]20;25]	Stress, migration limitée	1
	>25	Arrêt, début mortalité	2
Enjeux 5 : Adulte en reproduction	<13	Pas d'activité de reproduction	1
	[13;15[	Stress, reproduction limitée	1
	]22;26]	Stress, reproduction limitée	1
	>26	Arrêt reproduction, début mortalité	2

Tableau 5 : Gammes de températures retenues et vulnérabilités associées pour l'aléa température appliqué aux 5 enjeux alose feinte

Pour le pH et l'oxygène dissous, les rares informations qui ont pu être trouvées dans la bibliographie concernent, dans le meilleur des cas, la grande alose (sans distinction des différents enjeux) ou à défaut, l'alose américaine, *Alosa sapidissima*, espèce très proche de la grande alose (Tableau 6). Aucune information n'a pu être trouvée sur l'alose feinte et encore moins l'alose feinte de la Garonne.

Par contre, pour les aléas nitrites, ammoniac et matières en suspension, aucune donnée n'a pu être trouvée concernant les aloses en général. Les différents niveaux de vulnérabilité pour ces aléas ont été repris dans l'analyse de risques saumon afin de se rendre compte si les aloses, au cours de leur cycle de vie dans la Garonne, étaient confrontées à ces aléas et dans quelles mesures. Les résultats seront ensuite discutés et pondérés par le fait qu'aucun seuil spécifique à l'alose feinte n'a pu être trouvé dans la bibliographie.

Aléa	Enjeux	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Oxygène (mg/l)	tous les stades	< 3.3	Fortes mortalités	3
		[3.3-4.3[	Stress important	2
		[4.3-5.8[	Stress modéré	1
pH	œufs/larves	< 5.5	Fortes mortalités	3
		[5.5-6[	Mortalités importantes	2
		> 8.5	Mortalités importantes	2
	Juvéniles, alosons et adultes	< 5.5	Fortes mortalités	3
		[5.5-6[	Mortalités importantes	2
		> 9.9	Mortalités importantes	2
Nitrites (mg/l)	tous les stades	]0.01-0.1]	Stress	1
		]0.1-0.25]	Effets sub-létaux	2
		> 0.25	Fortes mortalités	3
Ammoniac NH3 (µg/l)	tous les stades	]5-25]	Stress	1
		]25-150]	Mortalités importantes	2
		> 150	Fortes mortalités	3
MES (g/l)	tous les stades	]0.25;2]	Stress physiologique	1
		]2;70]	Début des mortalités	2
		> 70	Fortes mortalités	3

Tableau 6 : Gammes retenues et vulnérabilités associées pour les principaux aléas relatifs à la physicochimie appliqués à l'aloise feinte.

Pour les **4 indicateurs** développés sur les **micropolluants** présents dans l'eau, la méthode qui a été développée conduit à déterminer **directement le niveau de risque** sans passer par l'intermédiaire de la vulnérabilité (voir chapitre 5.2.1).

4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Pour les paramètres hydromorphologiques quantifiés par tronçon pour la situation actuelle, les niveaux de vulnérabilité suivant ont été retenus :

Tableau 7 : Vulnérabilités associées pour les principaux aléas « hydromorphologie ».

	Effet	Niveau de vulnérabilité
Surface de roche mère, linéaire de retenue	Pertes d'habitats totale en % du linéaire du tronçon	2
Linéaire de TCC	Pertes d'habitats partielle en % du linéaire du tronçon	1
Surface de roche mère, nombre de seuils géologiques	Perturbation ² des conditions de montaison	1

² Jusqu'à preuve du contraire, c'est-à-dire vérification de problème important au franchissement de certains seuils géologiques ou « canyon » dans la roche-mère

4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

A partir des chroniques de données des suivis de la reproduction des aloses, il a été déterminé des gammes ou seuils de débits pour certains enjeux et fait un lien avec la vulnérabilité (**Tableau 8**).

	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	1.42M < Q < 2.2M	Faibles mortalités	1
	2.2 < Q < biennale	Mortalités moyennes	2
	Q > biennale	Fortes mortalités	3
Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	<i>aucune information trouvée dans la bibliographie sur les conditions hydrologiques défavorables au développement des juvéniles</i>		
Enjeux 3 : Dévalaison des alosons	<i>aucune information trouvée dans la bibliographie sur les conditions de dévalaison des alosons</i>		
Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	<i>aucune information trouvée dans la bibliographie sur les conditions hydrologiques pouvant perturber la migration des géniteurs</i>		
Enjeux 5 : Adulte en reproduction	< QMNA2	Perte importante d'habitats	2
	QMNA2 < Q < 0.42M	Perte significative d'habitats	1
	1.42M < Q < 2.2M	Perte significative d'habitats	1
	Q > 2.2M	Perte importante d'habitats	2

Tableau 8 : Gammes et seuils de débits retenus et vulnérabilités associées pour l'aléa hydrologie appliqué aux enjeux alose feinte.

Seul l'enjeux 1 et 5 concernant la reproduction et par extension, le développement des œufs et des larves, ont pu être renseignés grâce aux suivis de la reproduction. Contrairement aux smolts où il existe une fenêtre physiologique de dévalaison et la nécessité pour eux d'atteindre l'estuaire durant une certaine période, la dévalaison des alosons semble se faire sans contraintes particulières liées à une adaptation à un changement de milieu (passage du milieu dulçaquicole au milieu marin), ni sur une période précise (dévalaison pouvant aller de juillet à novembre-décembre, présence dans l'estuaire toute l'année). Compte tenu de ce comportement migratoire et la très faible distance à parcourir pour les alosons (les frayères les plus amont connues se situent en amont de La Réole), les conditions hydrologiques durant la dévalaison semblent bien moins prépondérantes dans la réussite de cet enjeu que chez les smolts.

Le développement des juvéniles s'effectue dans des tronçons de Garonne qui sont soumis à la marée dynamique et donc beaucoup plus difficile à étudier. Aucune information n'a pu être trouvée sur cet enjeu ni sur les conditions hydrologiques défavorables à leur développement.

L'alose feinte n'est pas une espèce commerciale et, à notre connaissance, aucune étude ne porte pour l'instant sur les rythmes migratoires de cette espèce.

4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PREDATION

Pour l'aléa prédation, la vulnérabilité avait pu être évaluée chez la grande alose sur l'enjeu 5 (adultes en reproduction) et sur le tronçon 4 (les frayères agenaises qui sont suivies actuellement de manière continue).

Lors des suivis de l'activité de reproduction des aloses feinte sur la Garonne, aucune attention particulière n'a été portée sur d'éventuelles attaques des bulls par les silures même si des observations ponctuelles ont pu être réalisées. Cet aléa n'a donc pas pu être pris en compte pas manque de données quantitatives, même s'il doit certainement être du même ordre que chez la grande alose.

4.5. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS CAPTURES

L'aléa « captures » a été appliqué à l'enjeu 4 (adultes en montaison) pour la pêche professionnelle. Si depuis 2010 un arrêté préfectoral interdisait la consommation de l'alose feinte (en raison d'une contamination par les PCB), à partir de 2017 la pêche de la gatte est de nouveau autorisée. Les aloses feinte, recherchées spécifiquement ou capturées accidentellement lors de la pêche de la lamproie au filet dérivant, ne sont plus remises obligatoirement à l'eau.

Pour les pêcheurs amateurs aux engins et à la ligne, l'alose feinte est une espèce recherchée pour la consommation et/ou pour la pêche sportive. Sa pêche est à nouveau pratiquée depuis 2017. Depuis cette année donc, la vulnérabilité retenue est donc de niveau 3 car les individus peuvent être gardés pour être consommés, ou bien remis à l'eau mais la très grande fragilité de ce poisson conduit à des mortalités. Pour les pêches aux engins, nous considérons que les filets « emmêlants » ou « pochants » (tramail) génèrent une vulnérabilité moindre (de niveau 2) que les filets maillants plus traumatisants (niveau de vulnérabilité 3, plus de pertes même après une intervention rapide pour démailler le poisson).

Nous ne traitons pas ici du braconnage, par nature inconnu.

5. LE RISQUE

5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL

Le risque est défini par le croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu à cet aléa (Tableau 9) :

Tableau 9 : Définition des niveaux de risque.

		Niveau de Vulnérabilité		
		1	2	3
Intensité de l'Aléa	0	0	0	0
	1	1	2	3
	2	2	4	6
	3	3	6	9

Ainsi différents scores de risque sont obtenus, ils sont regroupés en 5 niveaux de risque :

- Pas de risque : score de 0
- Risque faible : score de 1 et 2,

- Risque moyen : score de 3 et 4,
- Risque fort : score de 6,
- Risque très fort : score de 9.

Dans certains cas le risque envisagé n'a pu être évalué par manque d'informations ou de données. Ces risques seront néanmoins cités pour discussion.

5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS

Dans certains cas, le niveau de risque n'est pas déterminé par croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité. Ces cas particuliers sont détaillés ci-dessous.

5.2.1. Cas de la micropollution

5.2.1.1. Construction des indicateurs de micropollution

L'indicateur utilisé ici quantifie un niveau relatif de contamination et de toxicité afin de mettre en évidence des stations, des secteurs et des périodes à problème.

Cet indicateur est calculé pour faire la synthèse de **nombreux résultats de concentrations de nombreuses substances polluantes**.

L'indicateur de micropollution est constitué de 9 métriques regroupées en 3 catégories (Figure 5). Pour chaque période de temps à une station donnée on calculera :

- 3 métriques qualifiant la présence des substances (en nombre, fréquence et cumul de concentrations) ;
- 3 métriques qualifiant la toxicité des substances (en nombre, fréquence et cumul de l'intensité des dépassements des seuils de toxicité) ;
- 3 métriques qualifiant la qualité des données d'entrée (en nombre, fréquence et limite de quantification).

Développement d'un indicateur – Structure de l'indicateur

Un indicateur basé sur des métriques / Choix des métriques

Les métriques sont calculées pour une station et sur une période de temps

⇒ nombreuses concentrations concernant de nombreuses substances.

Catégorie	Processus ou paramètres recherchés	Métriques correspondantes
Présence	Perturbations endocriniennes potentielles	<i>P1. Nombre de substances quantifiées</i>
	Durée d'exposition (présence)	<i>P2. Fréquence moyenne de quantification</i>
	Concentration totale en polluant	<i>P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées</i>
Toxicité (> seuil)	Effets cocktails des toxiques	<i>T1. Nombre de substances en dépassement</i>
	Durée d'exposition (toxicité)	<i>T2. Fréquence moyenne de dépassement</i>
	Effets additifs des toxicités	<i>T3. Cumul des taux de dépassement maximaux</i>
Qualité des données	Quantité des données	<i>Q1. Nombre de substances recherchées</i>
	Fréquence de prélèvement	<i>Q2. Fréquence moyenne de recherche par substances</i>
	Qualité des analyses en terme de limite de quantification	<i>Q3. Pourcentage de substance sans difficulté de quantification</i>

Figure 5 : Structure de l'indicateur.

Si une indication sur la "présence" de substance ne requiert que le résultat des analyses d'eau (quantification ou non), une indication sur la "toxicité" des substances fait référence au dépassement d'un seuil de "toxicité".

5.2.1.1.1. Seuils de toxicité

La "toxicité" des eaux est évaluée à partir de seuils de toxicité/écotoxicité issus de bases de données institutionnelles.

Deux types de seuils sont utilisés :

1. **Des seuils généraux d'écotoxicité** issus des bases de données institutionnelles françaises :

- a. NQE : normes de qualité environnementales (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) ;
- b. VGE : valeurs guides environnementales (INERIS – DCE) ;
- c. PNEC : predicted non effect concentration (ANSES - Agritox : <http://www.agritox.anses.fr/>).

NQE et VGE définissent des seuils à ne pas dépasser sous forme de MA (moyenne annuelle, représentant plutôt une toxicité chronique) et CMA (Concentration Maximale Admissible, représentant plutôt une toxicité aiguë). Ces valeurs seuils sont définies pour différentes catégories d'organismes et d'usages de l'eau.

Pour cette étude, nous avons retenu les seuils les plus bas, parmi les 3 types référencés (MA, CMA, PNEC) concernant les organismes aquatiques d'eau douce (contrairement à la DCE qui tient compte d'un autre arbitrage). Comparer les concentrations mesurées aux seuils minimaux permet ainsi d'optimiser la discrimination des zones entre elles et d'identifier des risques potentiels (maximisation du risque).

2. **Des seuils de toxicité spécifiques des différentes espèces d'aloses** issus de la base de données ECOTOXicology Knowledgebase de l'Environmental Protection Agency (EPA, USA : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>).

Deux types de seuils sont recherchés :

- a. Des seuils de toxicité aiguë (de type LC50³) ;
- b. Des seuils apparentés à une toxicité chronique (de type LOEC⁴).

La consultation de la base EPA n'a pas permis la réalisation d'un indicateur spécifique pertinent pour les aloses. Peu de substances mesurées en Garonne concernant les différentes espèces sont en effet répertoriées et aucune de ces substances ne dépassent les seuils de toxicité.

5.2.1.1.2. Choix des substances pour l'indicateur

Seules les substances analysées faisant l'objet d'un seuil de toxicité (substances dont la nocivité est avérée) sont retenues dans l'indicateur.

Des seuils sont ainsi définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

Les substances sont regroupées en 3 classes :

- Les "métaux et ETM" (éléments traces métalliques) et métalloïdes (23 substances) ;
- Les "pesticides" (96 substances) ;
- Les "micropolluants organiques hors pesticide", regroupant les 41 substances non incluses dans les 2 catégories précédentes.

³ Concentration létale pour 50% des individus

⁴ Plus petite concentration conduisant à un effet observable

L'indicateur micropollution est appliqué aux différents types de substances, comme détaillé dans le chapitre ci-après.

5.2.1.1.3. Choix des stations sur la Garonne et ses affluents

Le calcul de l'indicateur est réalisé pour l'ensemble des stations sélectionnées sur la Garonne et l'aval de ses affluents. **Il n'y a pas de station de mesure permettant d'effectuer le calcul des indicateurs sur le tronçon T1** (partie aval de l'estuaire de la Gironde). Une seule station est disponible en T2 (de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne) ; la station est située en amont de Bordeaux, elle n'intègre donc pas l'impact de l'agglomération.

Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur permet de caractériser 6 points sur le fleuve.

5.2.1.1.4. Choix de la période d'étude et de la période de temps

La période d'étude choisie couvre les années 2009 à 2014.

Ces 6 années de suivi incluent 2 années (2009 et 2012) particulièrement bien documentées en matière d'analyses pour un grand nombre de substances.

La plupart des substances ne faisant l'objet que d'un faible nombre d'analyses par station et par an, les résultats d'analyses de chaque station sont regroupés par mois pour l'ensemble de la période étudiée : le mois de janvier (par exemple) englobe donc les résultats des 6 mois de janvier des années 2009-2014.

Pour certaines substances, des mois sont plus représentés que d'autres en résultats d'analyses. Afin d'optimiser la qualité des résultats de l'indicateur (score de la métrique de qualité le plus homogène possible), nous avons fait le choix de regrouper certains mois quand c'était pertinent.

5.2.1.1.5. Normalisation et pondération des données

Une fois les métriques calculées, ces dernières sont normalisées sur 100 points et pondérées entre elles (Figure 6).

Catégorie	Métrique (normalisée entre 0 et 100)	Critère de normalisation	Pondération métrique	Somme par catégorie	« Indicateur »	
PRÉSENCE	P1. Nombre de substances quantifiées	100 ⇨ Max	1	/300	/600	
	P2. Fréquence moyenne de quantification des substances quantifiées	100 ⇨ 100%	1			
	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées	100 ⇨ centile 95	1			
TOXICITÉ	T1. Nombre de substances en dépassement	100 ⇨ Max	1	/300		/600
	T2. Fréquence moyenne de dépassement des substances en dépassement	100 ⇨ 100%	1			
	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux	100 ⇨ centile 95	1			
« Qualité des données »						
QUALITÉ DES DONNÉES	Q1. Nombre de substances recherchées	100 ⇨ Max	1,50	/300	/300	
	Q2. Nombre moyen de recherches par substance	100 ⇨ Max	1			
	Q3. Pourcentage de substances sans difficulté de quantification	100 ⇨ Max	0,50			

Figure 6 : Normalisation, pondération et agrégation des métriques de l'indicateur.

Une fois les métriques normalisées et pondérées, elles sont agrégées pour former 2 scores : un score "Présence + Toxicité" sur 600 points agrégeant les métriques de présence et de toxicité et un score "Qualité" sur 300 points associant les métriques de qualité des données.

L'indicateur calculé est un indicateur multimétrique, un même résultat peut donc être obtenu par différentes combinaisons de métriques. Une situation dégradée (= score important) peut ainsi être due (i) à un faible nombre de substances excédant fortement leur seuil respectif de toxicité ou (ii) à un grand nombre de substances en faible dépassement.

Un score de 600 correspond à une situation [station x période] ayant obtenu le plus haut score simultanément pour chacune des 6 métriques de présence et de toxicité.

Appliqué aux pesticides un score de 400 points a ainsi une toute autre signification que le même score (400 points) obtenu pour un indicateur calculé sur un autre groupe de substances.

Le score de chaque indicateur doit donc être interprété indépendamment et relativement à la signification objective des plus hauts scores.

Un exemple de résultat est donné par la Figure 7 :

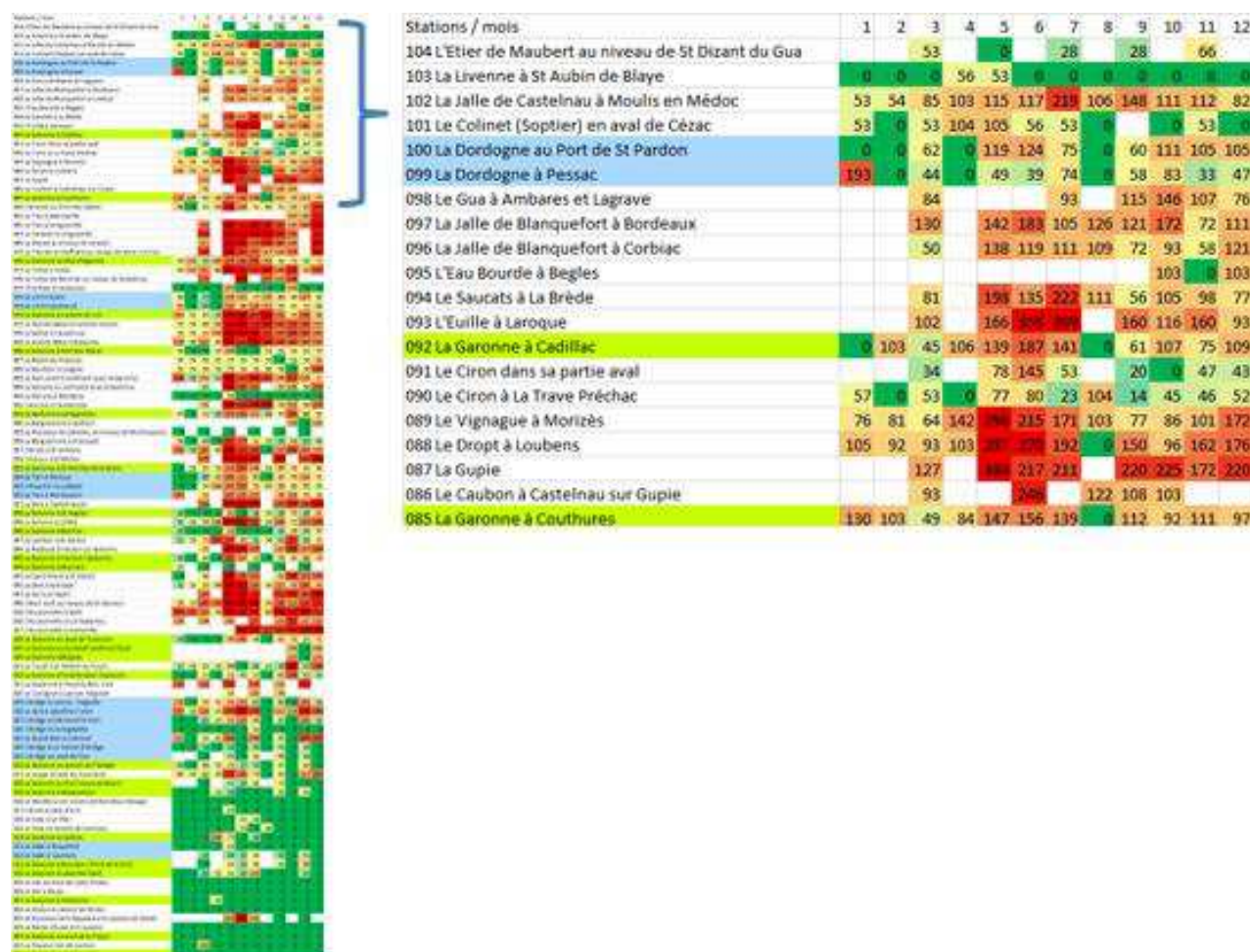


Figure 7 : Grille de résultats pour l'indicateur micropollution pesticides (score présence et toxicité). 97 stations du linéaire de Garonne et de ses affluents et 7 stations sur l'Ariège pour 96 substances. Les noms des stations de Garonne sont sur fond vert, les principaux affluents et les stations Ariège sur fond bleu et les affluents secondaires sur fond blanc. Un gradient de couleur basé sur la distribution des données facilite la lecture (rouge : valeurs les plus élevées correspondant aux situations les plus dégradées, jaune : valeurs médianes, vert : valeurs les plus faibles correspondant aux situations les moins dégradées).

Pour cet exemple, sur la grille de résultats ci-dessus (Figure 7), les 10 situations les plus dégradées (parmi celles en rouge) se situent sur les petits affluents au mois de mai, avec un

score moyen de 431 correspondant en moyenne (la valeur médiane est indiquée entre parenthèse) à :

- 28 (29) substances détectées ;
- 8 (7) substances en dépassement ;
- Un cumul des concentrations maximales des substances quantifiées de 23 (24) µg/L ;
- Un cumul des taux de dépassements maximums de 345 (309) fois les seuils.

Un score de zéro indique quant à lui, qu'aucune substance n'est quantifiée pour la station et le mois correspondant dans la période 2009-2014.

5.2.1.1.6. Application de l'indicateur pour plusieurs types de micropollution

En plus de l'indicateur micropollution pesticides présenté en exemple, la même démarche est appliquée pour évaluer plusieurs types de micropollutions.

Au final 3 indicateurs caractérisant diverses micropollutions sont calculés (Tableau 10) :

Tableau 10 : Les 3 indicateurs de micropollution calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité).

Indicateurs retenus	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution métaux et ETM (Toxicité seule)	2 mois	23
Micropollution pesticides (P+T)	1 mois	96
Micropollution organique hors pesticides (P+T)	2 mois	41

On notera que, pour la "Micropollution métaux et ETM", seule la métrique de toxicité est utilisée dans le calcul de l'indicateur. Les métaux et métalloïdes sont souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux ; la métrique de présence des substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.2. Calcul du risque dans le Cas des indicateurs de « micropollution »

Dans le cadre de l'analyse de risques, l'objectif est d'obtenir une caractérisation de la "qualité" des eaux vis-à-vis des différents stades de vie de l'aloise feinte pour leurs périodes de présence respectives et sur les différents secteurs de Garonne associés.

Pour les 3 indicateurs retenus, le score de l'indicateur de micropollution pour l'enjeu, le tronçon et la période est tout d'abord calculé sur chaque station à partir des grilles mensuelles. Le score de l'indicateur est ainsi moyenné sur la période de présence du stade (moyenne pondérée par le nombre de jour de présence du stade dans le tronçon considéré). Le passage de la station au tronçon est réalisé en prenant le score maximum des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Ne pouvant évaluer un aléa et une vulnérabilité à chaque situation, c'est directement le risque sur une échelle de 1 à 9 qui est évalué à partir du résultat de l'indicateur de micropollution.

En absence d'étude dédiée sur les aloses permettant une association la plus directe possible entre un impact sur le poisson et la présence de contaminants, **nous avons fait le choix de transposer pour les aloses la définition des niveaux de risque obtenus pour le saumon atlantique.**

Sur la base des niveaux de risque ainsi déterminés, le calcul du risque micropolluant est réalisé pour l'ensemble des tronçons et des périodes de présence des différents stades de l'aloise feinte.

La méthodologie concernant la détermination des niveaux de risque pour le saumon atlantique est mentionnée pour rappel dans les 3 sections suivantes.

5.2.1.2.1. Choix d'une approche directe de détermination du risque (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique)

Plutôt que de caractériser un aléa, une vulnérabilité et d'en déduire un risque pour chaque substance liée à la micropollution des eaux, le choix a été fait de caractériser directement un risque associé aux valeurs de chaque indicateur de micropollution. En effet :

- Dans la bibliographie il existe peu de seuils de toxicité identifiés sur les différents stades biologiques du saumon au regard de plusieurs centaines de substances dosées et détectées dans l'eau ;
- Malgré l'utilisation de plusieurs années de données, les données par substance sont généralement assez lacunaires une fois distribuées par stade de développement et par tronçon. En conséquence l'estimation de l'aléa pour une substance serait peu représentative d'une période de présence ;
- La détermination d'une vulnérabilité substance par substance ou notamment d'un effet « cocktail » (mélange de plusieurs substances) est problématique. L'effet cocktail n'étant pas pris en considération dans les tests de toxicité molécule par molécule.

L'objectif est donc d'évaluer un risque des effets globaux de la présence de molécules en mélange plutôt que substance par substance.

Ce calcul sera appliqué aux 3 risques : métaux, pesticides et micropolluants organiques. Ces substances correspondent à des origines différentes (agricole, industrielle, domestique), et à des effets différenciés sur l'écosystème.

La difficulté de cette approche est de définir un niveau de risque : il est donc nécessaire de s'appuyer sur des études dédiées permettant une association entre un impact sur le saumon et la présence de contaminants.

5.2.1.2.2. La stratégie retenue pour définir le niveau de risque lié à l'indicateur pesticides (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique)

Le niveau de risque (entre 0 et 9) est codé selon le score de l'indicateur considéré. Le risque 0 est jugé négligeable, le risque 9 maximal. Il s'agit donc pour nous d'associer une échelle de valeur des scores de l'indicateur à une échelle de valeur de niveau de risque.

La stratégie d'attribution du niveau de risque est basée sur les travaux de Croze et al. (2006) dans le secteur Malausse - Belleperche (20 km). Nous disposons de 3 stations documentées sur ce secteur (La Garonne à Lamagistère, La Garonne à St-Nicolas de la Grave, La Garonne à St-Aignan).

Il s'agit d'une étude de radiopistage des géniteurs du saumon en lien avec la contamination par les pesticides sur la période 2004-2005. Dans cette étude, Croze et al. (2006) indiquent que si les concentrations en pesticides ne permettent pas, à elles seules, d'expliquer les renoncements des géniteurs radiopistés en montaison, en situation de contamination, les renoncements sont plus nombreux et la mortalité est aggravée.

Le niveau de contamination dans le secteur Malausse - Belleperche en période de montaison sur la période 2004-2005 peut donc être considéré comme **un risque avéré** pour le saumon. Par analogie, les scores calculés pour l'indicateur de micropollution pesticides sur chacune des 3 stations disponibles (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM sur le secteur sont moyennés et **associé à un niveau de risque de 3.**

Les autres bornes de l'échelle se basent sur la distribution des résultats de l'indicateur (Tableau 11) :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 9 divisent en 7 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 regroupent les 3 suivantes,
 - Le niveau de risque 9 correspond à la dernière classe de distribution.

Tableau 11 : Niveaux de risque et résultats de l'indicateur Micropollution pesticide. Le niveau de risque entre 2 et 3 (barre épaisse) est déterminé par la moyenne des scores pour l'indicateur de micropollution pesticides des 3 stations : la Garonne à Lamagistère, la Garonne à St-Nicolas de la Grave, la Garonne à St-Aignan (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM. Les autres bornes s'ajustent en fonction la distribution des résultats de l'indicateur de micropollution pesticides de part et d'autre de la limite 2-3.

Niveau de risque	1	2	3	4	6	9
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 en deçà du seuil 2 à 3	50 - 100 en deçà du seuil 2 à 3	0 - 14 au-delà du seuil 2 à 3	14 - 43 au-delà du seuil 2 à 3	43 - 86 au-delà du seuil 2 à 3	86 - 100 au-delà du seuil 2 à 3
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution pesticides	1 à 53	54 à 79	80 à 97	98 à 134	135 à 258	>258

5.2.1.2.3. Stratégie pour les autres indicateurs de micropollution (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique)

Les niveaux de risque sont obtenus pour les autres indicateurs de micropollution (Micropollution métaux et ETM, Micropollution organique hors pesticide) en suivant la même méthodologie, faisant l'hypothèse que le niveau de contamination pour la période 2009-2014 sur le secteur St Aignan - Lamagistère lors du pic de migration correspondait à niveau de risque de 3 (même niveau que précédemment) pour l'ensemble des indicateurs de micropollution (et non uniquement pour l'indicateur micropollution pesticides).

Compte tenu du moindre niveau de toxicité rencontré pour ces substances (en nombre de substances détectées, substances en dépassement, cumul des concentrations maximales des substances quantifiées, cumul des taux de dépassements maximums) et de l'absence de travaux dédiés directement à l'étude de la toxicité de ces substances sur le saumon, **le niveau maximum de niveau de risque est fixé à 6 (et non 9 comme pour les pesticides).**

Les bornes des niveaux de risques se basent ainsi sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;

- Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
- Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
- Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

5.2.2. Cas des passages des alosons dans la prise d'eau de la centrale du Blayais

Dans le cas de l'alse feinte de la Garonne, un ouvrage peut engendrer des mortalités pour les alosons : le CPNB du Blayais situé dans le T1. Plus précisément, le système de pompage pour refroidir la centrale (jusqu'à 168 m³/s pour les 4 tranches) peut entraîner des mortalités chez les alosons. Les travaux de Taverny (1991) ont permis d'attribuer directement, en se basant sur des mortalités moyennes observées, un niveau de risque.

La même grille de détermination du niveau de risque (Tableau 12) a été appliquée pour les alosons d'alse feinte que pour le transit des smolts et des alosons de grande alose dans les turbines des centrales hydroélectriques.

Tableau 12 : Grille de détermination du niveau de risque dans le cas des passages des alosons dans les turbines.

Niveau de risque	Mortalité moyenne estimée sur le tronçon
0	0%
1	NR
2	NR
3	<5%
4	5 à 10 %
6	10 à 20 %
9	> 20 %

6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE

Au final, l'analyse de risques Alose Feinte sur le bassin de la Garonne revient à considérer **5 enjeux** (phases du cycle biologique) **sur 3 tronçons** de la Garonne. La détermination de 2 **périodes par enjeu** a parfois été effectuée car nous avons considéré nécessaire de différencier les périodes de pic de migration des périodes hors pic.

Plus de 450 risques ont pu être déterminés lors de ce travail en utilisant des **bases de données** pouvant dépasser plusieurs centaines de milliers de lignes.

Les résultats de l'analyse de risques seront restitués de **manière cartographique par enjeu** en faisant ressortir **pour chaque tronçon** les aléas présentant **les niveaux de risque les plus élevés (4 à 9) et les tendances significatives**.

7. BIBLIOGRAPHIE

7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT

- Canto, N., Caut, I., 2013. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne 2012. MIGADO.
- Caut, I., 2012. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne. 2011. MIGADO.
- Caut, I., 2011. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne. 2010. MIGADO.
- Caut, I., 2009. Suivi de la population de l'aloise feinte (*alosa fallax*) du bassin Gironde-Garonne-Dordogne. 2009. MIGADO.
- Caut, I., Carry, L., Gracia, S., Filloux, D., n.d. Les poissons migrateurs amphihalins du bassin de la Dordogne. Secteur aquitain. 2008. MIGADO, 2009.
- Chanseau, M., Carry, L., Caut, I., Gracia, S., 2007. Poissons migrateurs amphihalins du bassin de la Dordogne. Rapport de synthèse. 2007. MIGADO.
- Chanseau, M., Verdeyroux, P., Noel, Y., Caut, I., 2008. Premiers suivis de la population d'aloise feinte (*Alosa fallax*) sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne. Année 2007. MIGADO.
- Filloux, D., Caut, I., Bouyssonnie, W., 2017. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2017. MIGADO.
- Gracia, S., Caut, I., 2015. Suivi de la population d'Aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2014. MIGADO.
- Gracia, S., Caut, I., 2014. Suivi de la population d'Aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2013. MIGADO.
- Gracia, S., Chartrez, J., Caut, I., 2016a. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2015. MIGADO.
- Gracia, S., Chartrez, J., Caut, I., 2016b. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2016.
- Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2017. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2016.
- Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2015a. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2015 (rapport d'étude). IRSTEA.
- Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2015b. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2014 (rapport d'étude). IRSTEA.
- Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2013. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2013.
- Lobry, J., Castelnaud, G., 2015. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2014. Etude de la faune circulante 2014.
- Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. IRSTEA.
- Taverny, C., 1991. Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne. Université de Bordeaux I, CEMAGREF.

7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA

- Alabaster, J.S., Lloyd, R., Food and Agriculture Organization of the United Nations (Eds.), 1982. Water quality criteria for freshwater fish, 2d ed. ed. Published by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations by Butterworths, London ; Boston.
- Bardonnnet, A., Jatteau, P., 2008. Salinity tolerance in young Allis shad larvae (*Alosa alosa* L.). Ecology of Freshwater Fish 17, 193–197. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00259.x>
- Canto, N., Caut, I., 2013. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne 2012. MIGADO.
- Caut, I., 2012. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne. 2011. MIGADO.
- Caut, I., 2011. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne. 2010. MIGADO.
- Caut, I., 2009. Suivi de la population de l'aloise feinte (*alosa fallax*) du bassin Gironde-Garonne-Dordogne. 2009. MIGADO.
- Caut, I., Carry, L., Gracia, S., Filloux, D., n.d. Les poissons migrateurs amphihalins du bassin de la Dordogne. Secteur aquitain. 2008. MIGADO, 2009.
- Chanseau, M., Carry, L., Caut, I., Gracia, S., 2007. Poissons migrateurs amphihalins du bassin de la Dordogne. Rapport de synthèse. 2007. MIGADO.
- Chanseau, M., Verdeyroux, P., Noel, Y., Caut, I., 2008. Premiers suivis de la population d'aloise feinte (*Alosa fallax*) sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne. Année 2007. MIGADO.
- Charles, K., Jatteau, P., 2010. Analyse de la sensibilité des jeunes stades de grande alose *Alosa alosa* aux facteurs de l'environnement. Isrtea-Onema.
- Chittenden, M.E., 1972. Responses of Young American Shad, *Alosa sapidissima*, to Low Temperatures. Transactions of the American Fisheries Society 101, 680–685. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1972\)101<680:ROYASA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1972)101<680:ROYASA>2.0.CO;2)
- Collin, S., Rochard, E., 2012. Projet de Tableau de bord de la Grande Alose du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne. Méthodes, résultats et perspectives de la démarche.
- Crecco, V., Savoy, T., Gunn, L., 1983. Daily mortality rates of larval and juvenile American shad (*Alosa sapidissima*) in the Connecticut River with changes in year-class strength. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40, 1719–1728.
- Crecco, V.A., Savoy, T.F., 1985. Effects of biotic and abiotic factors on growth and relative survival of young American shad, *Alosa sapidissima*, in the Connecticut River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42, 1640–1648.
- Filloux, D., Caut, I., Bouyssonnie, W., 2017. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2017. MIGADO.
- Gracia, S., Caut, I., 2015. Suivi de la population d'Aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2014. MIGADO.
- Gracia, S., Caut, I., 2014. Suivi de la population d'Aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2013. MIGADO.
- Gracia, S., Chartrez, J., Caut, I., 2016a. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2015. MIGADO.
- Gracia, S., Chartrez, J., Caut, I., 2016b. Suivi de la population d'aloise feinte sur la Dordogne et la Garonne en 2016.
- Greene, K.E., Zimmerman, J.L., Laney, R.W., Thomas-Blate, J.C., 2009. Atlantic coast diadromous fish habitat: A review of utilization, threats, recommendations for conservation, and research needs. Atlantic States Marine Fisheries Commission Habitat Management Series 464.

- Gruau, E., 2014. Synthèse des tolérances à la température, au ph, à la concentration en oxygène dissous, à l'ammoniaque et aux nitrites des aloses et de la lamproie marine (Projet individuel de Master).
- Hundt, M., Schiffer, M., Weiss, M., Schreiber, B., Kreiss, C.M., Schulz, R., Gergs, R., 2015. Effect of temperature on growth, survival and respiratory rate of larval allis shad *Alosa alosa*. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 27. <https://doi.org/10.1051/kmae/2015023>
- Jatteau, P., Drouineau, H., Charles, K., Carry, L., Lange, F., Lambert, P., 2017. Thermal tolerance of allis shad (*Alosa alosa*) embryos and larvae: Modeling and potential applications. Aquatic Living Resources 30, 2. <https://doi.org/10.1051/alr/2016033>
- Jatteau, P., Fraty, R., 2012. Etude de la tolérance à l'hypoxie des juvéniles de grande alose.
- Leach, S.D., Houde, E.D., 1999. Effects of environmental factors on survival, growth, and production of American shad larvae. Journal of Fish Biology 54, 767–786.
- Marcy, B.C., Jacobson, P.M., Nankee, R.L., 1972. Observations on the Reactions of Young American Shad to a Heated Effluent. Transactions of the American Fisheries Society 101, 740–743. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1972\)101<740:OOTROY>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1972)101<740:OOTROY>2.0.CO;2)
- Moss, S.A., 1970. The Responses of Young American Shad to Rapid Temperature Changes. Transactions of the American Fisheries Society 99, 381–384. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1970\)99<381:TROYAS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1970)99<381:TROYAS>2.0.CO;2)
- Navarro, T., Carrapato, C., Ribeiro, F., 2014. Effects of temperature, salinity and feeding frequency on growth and mortality of twaite shad (*Alosa fallax*) larvae. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 07. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013089>

Se référer également à la bibliographie « saumon » pour la définition des gammes de vulnérabilité par aléa pour certains paramètres (ammoniac, nitrites et matières en suspension).



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

-

Analyse des risques « alose feinte » sur le bassin de la Garonne Résultats, synthèse et discussion



Auteur(s) : Jean-Marie Mennessier (ECOGEA), Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Mennessier J-M, Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse des risques « alose feinte » sur le bassin de la Garonne. Résultats, synthèse et discussion. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. RESULTATS PAR ENJEUX	5
1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES.....	5
1.1.1. Les différents risques par enjeu et par tronçon.....	5
1.2. ENJEU 1 : VIE PROCHE DE LA FRAYERE (ŒUFS ET LARVES)	6
1.3. ENJEU 2 : LES JUVENILES	7
1.4. ENJEU 3 : LES ALOSONS EN DEVALAISON	8
1.5. ENJEU 4 : LES GENITEURS EN MIGRATION GENESIQUE	9
1.6. ENJEU 5 : LES GENITEURS PENDANT LA REPRODUCTION.....	10
2. DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES	11
2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS.....	11
2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES.....	12
2.2.1. La micropollution	13
2.2.2. La pêche	13
2.2.3. La physico-chimie	13
2.2.4. L'hydrologie.....	14
2.2.5. La thermie	15
2.2.6. Les ouvrages	15
2.2.7. Autres risques qui ne ressortent pas de l'analyse.....	15
3. SYNTHESE ET CONCLUSION.....	16
4. BIBLIOGRAPHIE.....	18

1. RESULTATS PAR ENJEUX

1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES

1.1.1. Les différents risques par enjeu et par tronçon

Ce document présente de manière synthétique les résultats de l'analyse de risques pour l'alse feinte sur le bassin de la Garonne. Il a été choisi de ne détailler que **les risques de niveaux 4 et plus**, ce qui correspond au croisement :

- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de l'alse feinte vis-à-vis de cet aléa de 2 donc un niveau de risque 4 ou 6 ;
- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de l'alse feinte vis-à-vis de cet aléa de 3 donc un niveau de risque 6 ou 9.

Les résultats sont présentés pour les 5 enjeux, et détaillés par tronçons. Le nombre total de risques et la distribution des niveaux de risques sont donnés sous la forme d'un diagramme en secteur pour chaque tronçon (Figure 1).

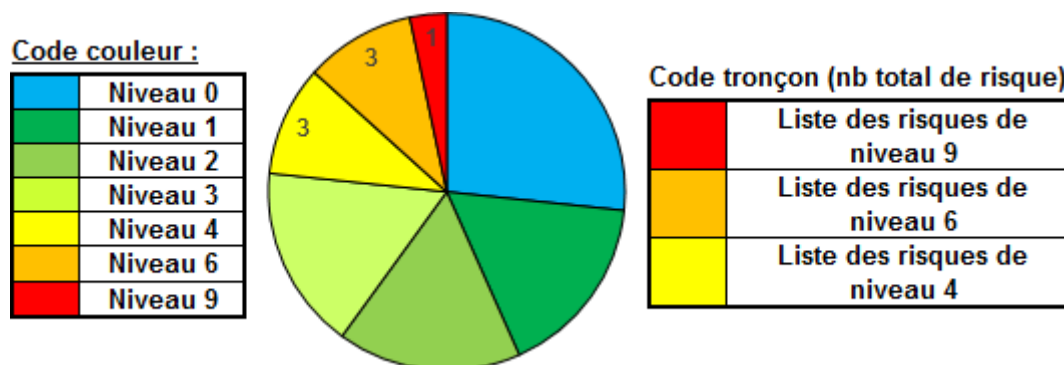


Figure 1 : Représentation de l'ensemble des niveaux de risque calculés par tronçon et par enjeu. A gauche le code couleur, au centre le diagramme en secteur représentant la distribution de tous les niveaux de risque calculés, et, à droite, le détail des risques ≥ 4 par thème.

A côté de chaque diagramme les risques de niveaux supérieurs ou égaux à 4 sont détaillés par thèmes. Lorsque que des chroniques permettant d'étudier **la tendance évolutive** du paramètre ont pu être récupérées, la tendance est indiquée entre parenthèses (= stable, $\uparrow$ augmentation de l'intensité de l'aléa, $\downarrow$ diminution de l'intensité de l'aléa).

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de faire ressortir par enjeux, les tronçons qui sont potentiellement les plus problématiques.

Les résultats sont présentés pour les 5 enjeux et détaillés par tronçons. Les proportions de risque de niveau 4 sont données sous la forme suivante :

- Effectif de risques ≥ 4 inférieur à 10% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 10 et 15% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 15 et 20% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 supérieur à 20% des risques calculés

Figure 2 : Représentation graphique des proportions de risques ≥ 4 .

1.2. ENJEU 1 : VIE PROCHE DE LA FRAYERE (ŒUFS ET LARVES)

Cet enjeu se déroule du **01 avril au 15 juillet** (de la dépose des œufs à la métamorphose des larves). Il concerne la Garonne sur les tronçons T2 (du bec d'Ambès à la confluence du Dropt) et sur le tronçon T3 (de la confluence du Dropt à la confluence du Lot).

Le nombre de risque total calculés par tronçon est de 23 (T2) et de 26 (T3).

Pour cet enjeu, **l'analyse fait ressortir des risques moyens (niveau 4) à forts (niveau 6)**. Un risque minimum de niveau 4 est pointé sur tous les tronçons où l'enjeu peut se dérouler.

Pour l'enjeu « vie proche de la frayère », l'analyse de risques ne fait pas ressortir de tronçon particulièrement plus risqué, les proportions de risques de niveau ≥ 4 étant de 13% du nombre total de risques calculés pour le tronçon T2 et 12% pour T3 (Figure 3).

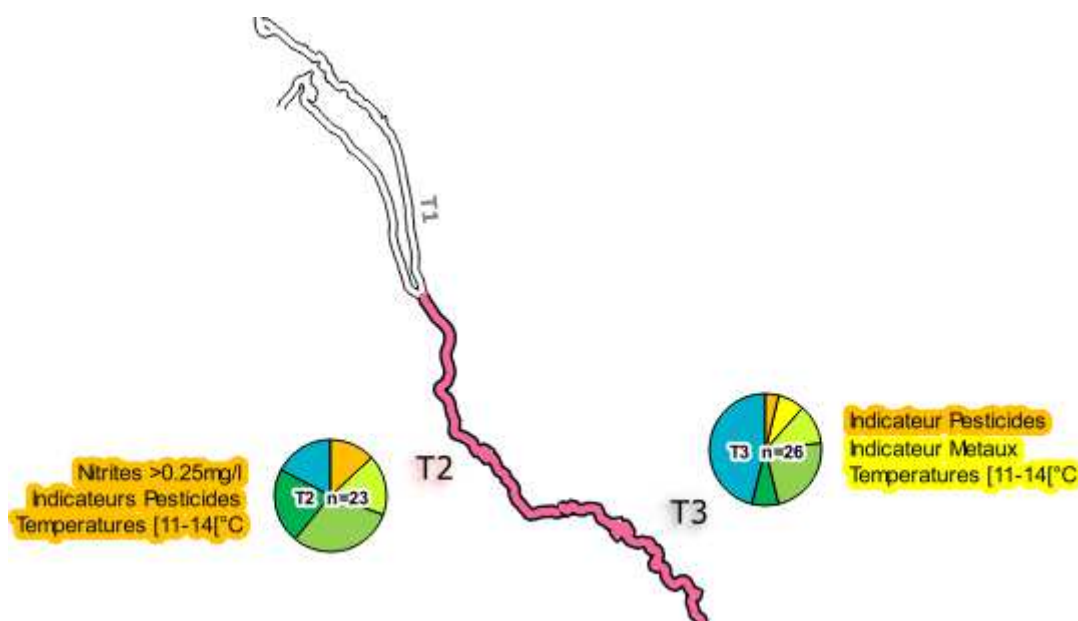


Figure 3 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 1 : la vie proche de la frayère.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : ceux liés à la micropollution, à la température et aux macro-polluants (nitrites).

La famille de risques qui ressort le plus souvent est la micropollution avec les indicateurs « pesticides » et « métaux ». L'indicateur « pesticides » fait ressortir des risques forts (niveau 6) sur les deux tronçons et l'indicateur « métaux » pointe un risque moyen (niveau 4) sur le tronçon de la Garonne situé juste à l'aval du Lot (T3).

L'analyse met en évidence des risques liés à la température de l'eau. Durant la phase d'incubation des œufs et de développement des larves, des températures fraîches qui ont un impact significatif sur le bon déroulement de cette phase du cycle biologique de l'aloise feinte (gamme [14-17]°C) sont atteintes sur les tronçons T2 et T3. L'atteinte de cette gamme de température génère un risque de niveau 4 dans le tronçon T3 et un risque de niveau 6 en T2. Aucune tendance significative de l'évolution de la température n'a été mise en évidence sur ces tronçons pour les chroniques récupérées sur les périodes de déroulement de cette phase biologique, mais les séries chronologiques sont relativement courtes (chronique 2009-2015 de l'AFB pour T3, données discontinues pour T2).

Enfin, l'analyse pointe un risque de niveau 6, lié aux concentrations en nitrites sur le tronçon T2 qui se situe au niveau de l'agglomération bordelaise. Cela correspond à une pollution d'origine urbaine, une perturbation du cycle de l'azote. Le seuil de 0,25 mg/l est atteint pour 6 % des données sur la période considérée.

1.3. ENJEU 2 : LES JUVENILES

Cet enjeu se déroule **du 15 avril au 15 octobre sur les deux tronçons considérés.**

Le nombre total de risques calculés est de 20 pour les deux tronçons.

Pour les juvéniles, les proportions de risques de niveau ≥ 4 et plus sont plus élevées pour le tronçon T2 (23% du nombre total de risques contre 17% pour le tronçon T3).

L'analyse met en avant pour le stade juvénile, des risques minimaux de niveau 4 et des risques de niveau 6 pour les deux tronçons (Figure 4).

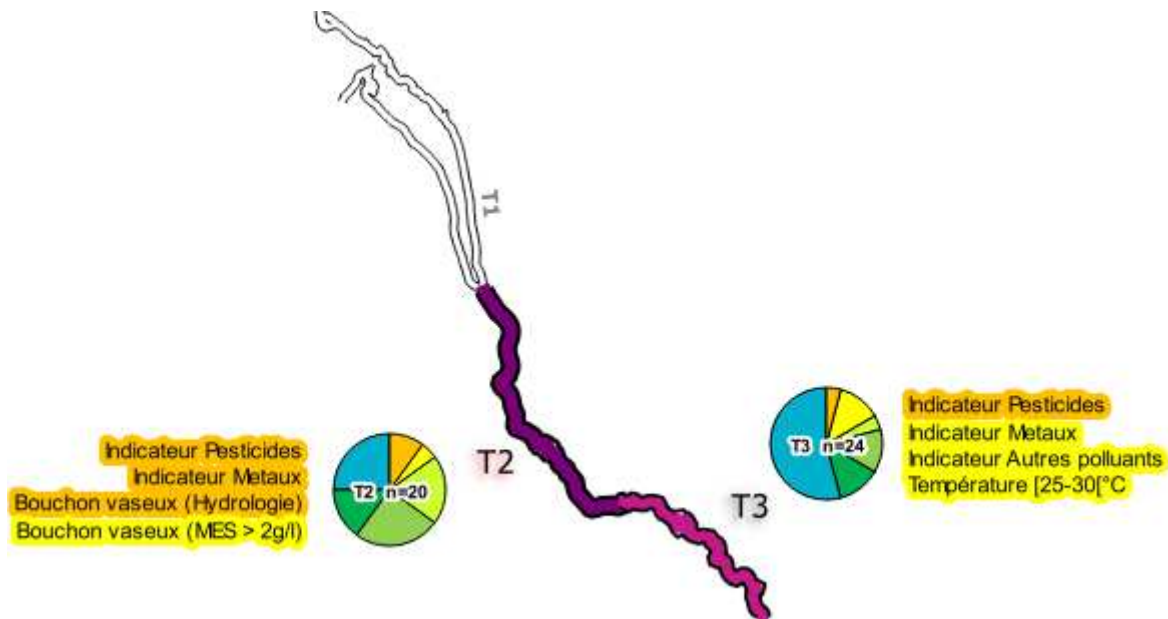


Figure 4 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 2 : les juvéniles.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, le bouchon vaseux et la température.

La famille de risques la plus représentée pour ce stade est la micropollution avec 2 risques de niveau 6 qui émergent pour l'indicateur « pesticides » sur les deux tronçons, et un risque de niveau 4 révélé par l'indicateur « métaux » dans le tronçon T3 qui passe à un niveau 6 en T2.

Des risques de niveau 4 et 6 sont pointés au niveau du tronçon T2 au sujet du bouchon vaseux. En effet, des concentrations en MES pouvant atteindre 2 g/l s'y produisent. Les concentrations dépassent ce seuil pour plus de 38% des données du réseau MAGEST à cette période, ce qui génère un risque de niveau 4. De plus, on observe sur ce tronçon durant la période de croissance des juvéniles, des débits inférieurs à 200 m³/s qui représentent près de 50 % du temps et qui se produisent chaque année. L'atteinte de ces niveaux de débit favorise l'apparition du bouchon vaseux dans ce tronçon et génère un risque de niveau 6. En sus, des débits inférieurs à 110 m³/s, qui entraînent la mise en place d'un bouchon vaseux plus sévère sont atteint pour 16% du temps de la période et pour 83% des années, générant également un risque de niveau 6.

Enfin, l'analyse met en évidence un risque lié à la température de l'eau. Il concerne des températures élevées pour le tronçon T3. En moyenne sur ce tronçon, la gamme de température [25 -30]°C est atteinte tous les ans durant 11 % du temps de la période, ce qui génère un risque moyen (niveau 4).

1.4. ENJEU 3 : LES ALOSONS EN DEVALAISON

Pour les tronçons aval de la Garonne (T2 et T3), il a été considéré que cet enjeu se déroulait **du 1^{er} juin au 31 octobre**. Par contre, dans l'estuaire (T1), les alosons d'aloise feinte sont susceptibles d'y être retrouvés toute l'année donc **du 1^{er} janvier au 31 décembre**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est compris entre 10 (en T1) et 20 à 22 sur T3 et T2 respectivement.

Le tronçon faisant apparaître la plus grande proportion de risques de niveau 4 et plus est le T2 avec 23 % des risques évalués de niveau ≥ 4 contre 20% pour les tronçons T1 et T3.

L'analyse fait ressortir au moins **des risques de niveau 4** sur tous les tronçons où cet enjeu est présent et même un risque très fort (niveau 9) sur le tronçon T1 (Figure 5).

Plusieurs familles de risques concernant cet enjeu : la micropollution (métaux, pesticides), le bouchon vaseux, la température et les ouvrages (CNPE du Blayais).

Les risques liés à la micropollution se retrouvent uniquement sur les tronçons de la Garonne mais ils n'ont pas été évalués dans l'estuaire faute de données. L'indicateur « métaux » pointe des risques forts (niveau 6) en T2 et moyens (niveau 4) en T3. Pour les risques « pesticides », c'est l'inverse (niveau 4 en T2 et niveau 6 en T3). Le tronçon T3 est particulièrement risqué vis-à-vis de la micropollution puisque l'indicateur « autres polluants » y ressort également en risque 6.

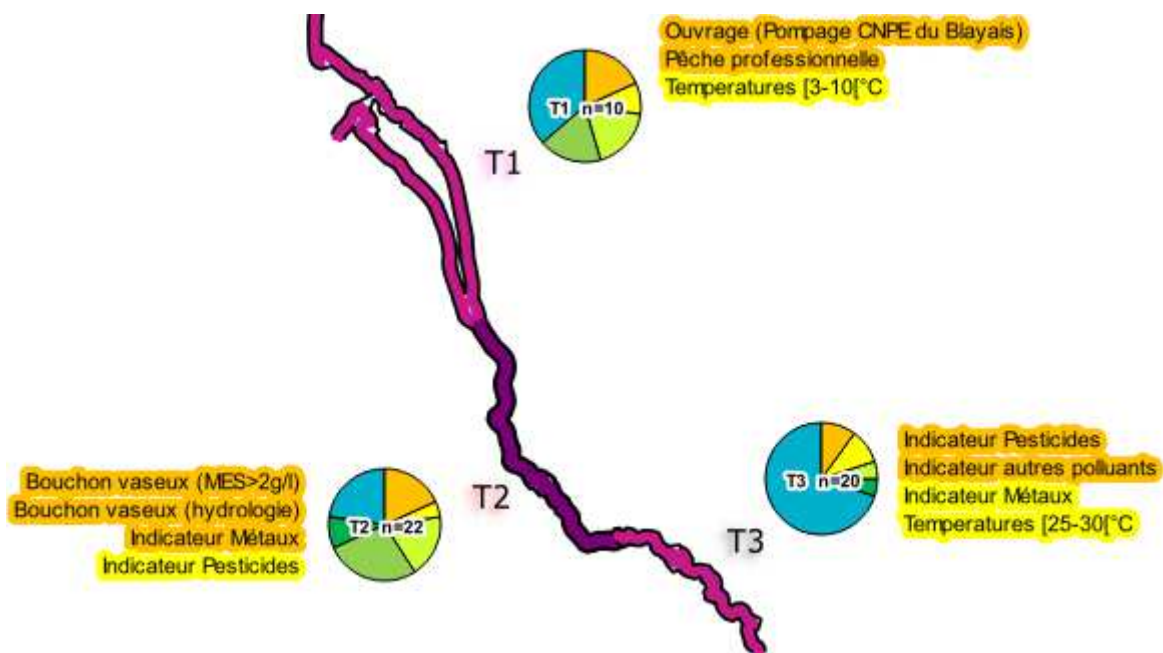


Figure 5 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 3 : les alosons en dévalaison.

Sur le tronçon T2, qui est soumis à la marée dynamique, l'analyse fait ressortir des risques de niveau 6 liés aux matières en suspension et à l'hydrologie qui peut favoriser l'apparition du bouchon vaseux lorsque les débits sont faibles. On observe sur ce tronçon durant la période de dévalaison des alosons, des concentrations en MES dépassant 2 g/l pour plus de 55% des données et des débits inférieurs à 200 m³/s qui représente 64 % du temps de la période et qui se produisent tous les ans lorsque les alosons y sont potentiellement présents. Sur la chronique de données disponible (débit à Tonneins de 1913 à 2017), il y a une augmentation significative du nombre de jour sur la période de dévalaison où les débits sont inférieurs à 200 m³/s (1,3 fois le Q_{MNA2}) et même inférieurs à 110 m³/s (de l'ordre du Q_{MNA5}) ce niveau de débit étant atteint 20 % du temps et 85 % des années.

Dans le tronçon T3, on rencontre des températures élevées [25-30]°C qui peuvent engendrer des mortalités durant cette période de dévalaison. Elles s'y produisent chaque année pendant 13 % du temps de la période, ce qui génère un risque de niveau 4. A l'inverse, dans l'estuaire (T1), des températures fraîches [3-10]°C peuvent également se produire et générer un risque de niveau 4.

Sur le parcours des alosons qui cherchent à gagner l'océan, dans l'estuaire (T1), il y a un aménagement susceptible de provoquer des mortalités, par le passage des alosons dans les dispositifs de pompage pour refroidir la centrale nucléaire du Blayais. Nous ne disposons d'informations sur les mortalités générées par les pompages du CNPE que pour la période 1985-1988. C. Taverny (1991) avait alors estimé que cet aménagement pouvait engendrer des mortalités de l'ordre de 2.8 à 6.5 % du recrutement estuarien chez les alosons d'aloise feinte. Ce niveau de mortalité conduit à affecter à cet aménagement un risque fort (niveau 6) pour cet enjeu.

Enfin, un risque fort (6), lié à la pêche professionnelle, a été identifié dans l'estuaire (T1). Nous ne disposons d'informations sur les mortalités générées par les captures accidentelles générées par les pêcheries de crevette blanches et civelles que pour l'année 1986 (Taverny, 1991). Cette année-là, les captures générées par les pêcheries étaient de 2,5 millions d'individus sur un stock estuarien d'alosons estimé entre 9.5 et 22.5 millions d'individus, soit des mortalités de 11.2 à 26.4%. Toutefois les données recueillies sont peu précises (première estimation tentée en la matière) et il faut garder à l'esprit que les pratiques ont évolué depuis cette estimation (particulièrement pour la pêche de la civelle).

1.5. ENJEU 4 : LES GENITEURS EN MIGRATION GENESIQUE

La migration des géniteurs se déroule **de mars à la mi-juin** sur les tronçons T2 et T3 (la Garonne du Bec d'Ambès à la confluence du Lot) et se déroule plus précocement dans l'estuaire (T1), à partir du mois de **février jusqu'à fin mai**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est compris entre 10 (en T1 où le jeu de données est le moins important) et 25 à 26 pour les autres tronçons (Figure 6).

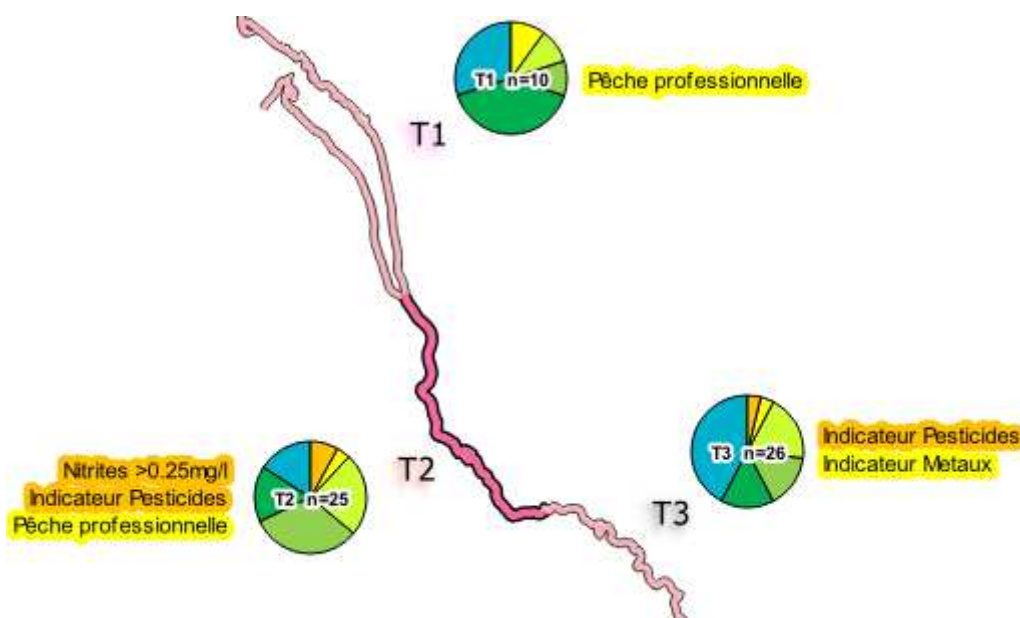


Figure 6 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 4 : les géniteurs en migration génésique.

Des risques de niveau ≥ 4 sont pointés par l'analyse sur tous les tronçons de la Garonne. Un risque maximum, de niveau 9, est mis en évidence dans le tronçon T2.

L'analyse de risques fait ressortir pour l'ensemble des tronçons concernés une proportion de risques de niveau 4 d'au maximum 12 % du nombre total de risques pour le tronçon T2 et qui ne dépasse pas 10 % sur les autres tronçons.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : ceux liés à la micropollution, aux macro-polluants (nitrites) et à la pêche professionnelle.

Les risques liés à la micropollution concernent l'indicateur « pesticides » qui montre des niveaux 6 en T2 et T3 et également l'indicateur « métaux » qui pointe un risque moyen (niveau 4) au niveau du tronçon T3.

Des concentrations en matières azotées sont trouvées en fortes concentrations au niveau de l'agglomération bordelaise (T2) avec des valeurs dépassant les 0,25 mg/l pour les nitrites pour 5,7 % des données, ce qui génère un risque fort (niveau 6) pour la réussite de cet enjeu.

Des risques de niveau 4, liés à la pêche professionnelle, sont également pointés par l'analyse au niveau de l'estuaire (T1) et de la Garonne de la confluence du Dropt au bec d'Ambès (T2). Pour l'estuaire, les derniers recensements auxquels nous avons eu accès (2013) font état de 63 acquisitions de licence CMEA autorisant la pratique de la pêche au filet dérivant moyennant le paiement d'une cotisation spécifique. Les filets dérivants utilisés sont de longueur variant de 300 à 800 m, de hauteur comprise entre 3 et 8 mètres avec des mailles allant de 70 à 200 mm (longueur de maille étirée). Ils peuvent être pochants (trémail) mais aussi maillants. Parmi les espèces recherchées par les pêcheurs figurent le maigre (*Argyrosomus regius* A.), la lamproie marine et le mulot. Certains engins utilisés sont aussi « capables » de captures accessoires d'aloise feinte. Pour le tronçon T2, où la pêche aux filets dérivants s'exerce, (pêche professionnelle fluviale et amateurs aux engins) les possibilités de captures font également émerger un risque de niveau 4. L'aloise feinte, bien qu'ayant des débouchés commerciaux limités, est recherchée depuis le moratoire de la pêche de la grande alose, et ce principalement par la pêche professionnelle fluviale car la pêche aux filets dérivants n'est plus autorisée aux amateurs aux engins à partir de mi-avril. En 2017, les captures déclarées par les pêcheurs professionnels fluviaux dans le bassin G/G/D étaient d'environ 10 tonnes (Rapet, 2018), soit un peu plus de 14 000 individus de 0.7 kg.

1.6. ENJEU 5 : LES GENITEURS PENDANT LA REPRODUCTION

Cet enjeu se déroule **d'avril à juin** uniquement sur les tronçons aval de la Garonne (T2 et T3).

Le nombre de risques calculés varie entre 20 pour le tronçon T2 et 24 pour le tronçon T3.

L'analyse fait ressortir des risques de niveau 4 à 6 pour cet enjeu pour les deux tronçons considérés (Figure 7).

La proportion de risques de niveau 4 est de 13 % du nombre total de risques pour le tronçon T3 et de 10% pour le tronçon T2.

Trois familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, les macro-polluants (nitrites) et la thermie.

Comme pour tous les enjeux précédents, les risques liés à la micropollution sont ici aussi présents principalement l'indicateur « pesticides » qui montre des risques forts sur les deux tronçons et l'indicateur « métaux » qui pointe des risques de niveau 4 sur la Garonne en aval de la confluence du Lot (T3).

L'agglomération bordelaise (T2) fait de nouveau ressortir un risque de niveau 6 en raison de concentrations en nitrites avec 8 % des données disponibles qui atteignent ou dépassent le seuil de 0,25 mg/l.

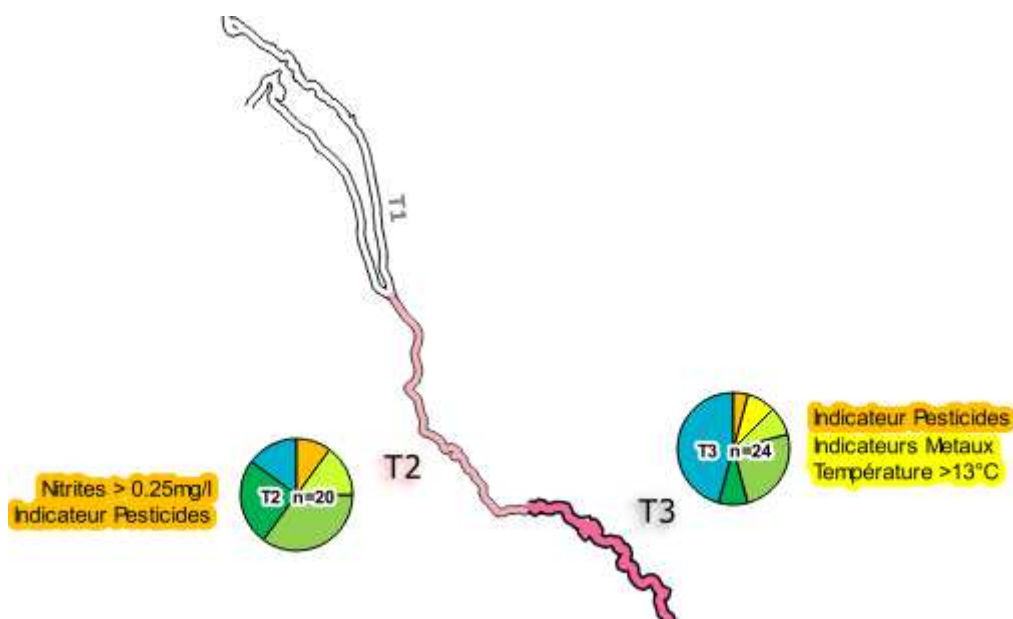


Figure 7 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 5 : les géniteurs pendant la période de reproduction.

Enfin, les températures fraîches génèrent un risque de niveau 4 avec l'occurrence de températures qui provoquent l'arrêt de la reproduction (<13°C) pendant en moyenne 13% de la période et qui apparaissent tous les ans.

2. DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES

2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de mettre en évidence les enjeux et tronçons potentiellement les plus problématiques (Tableau 1).

Tableau 1 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus par enjeu et par tronçon. Les cases colorées avec plusieurs nuances de violet représentent les croisements tronçon/enjeu avec plus de 10% des risques calculés de niveau 4 et plus.

	Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	Enjeu 3 : Dévalaison des alosons	Enjeu 4 : Les géniteurs en migration	Enjeu 5 : La reproduction
T1			27%	10%	
T2	13%	23%	23%	12%	10%
T3	12%	17%	20%	8%	13%

Seuls les trois premiers tronçons de la Garonne sont utilisés par l'aloise feinte pour boucler son cycle biologique.

On peut voir nettement que le tronçon T2, qui regroupe tous les stades et la quasi-totalité des frayères actuellement connues, est le plus risqué pour l'espèce avec jusqu'à 23 % des risques calculés qui sont supérieurs ou égaux à 4 pour les enjeux croissance des juvéniles et dévalaison des alosons. Le tronçon T3 semble être plus sensible pour les jeunes stades (entre 12 et 20 %

des risques calculés de niveau ≥ 4) que pour les géniteurs (8-13 %). Enfin, l'estuaire (T1), est plus risqué pour les alosons que pour les géniteurs.

Des 5 enjeux définis pour l'aloise feinte, c'est la dévalaison des alosons qui cumule le plus de risques sur le bassin avec au moins 20% des risques calculés qui sont de niveau ≥ 4 quel que soit le tronçon considéré.

Cette analyse montre trois résultats principaux :

- 1) Le tronçon de la Garonne autour de **l'agglomération bordelaise (T2)**, qui concentre la quasi-totalité de la population d'aloise feinte de la Garonne pour l'accomplissement de son cycle de vie, est celui qui cumule le plus de risques de niveau 4 et plus,
- 2) **Tous les enjeux présentent des risques de niveau 4 et plus quel que soit le tronçon considéré.** Les stades juvéniles présentent le plus de risques. Les géniteurs, en migration et lors de la reproduction, sont de manière générale moins confrontés aux risques de niveau 4 et plus.
- 3) **Les alosons semblent être particulièrement exposés quel que soit le tronçon considéré** même si les risques liés à la physico-chimie de l'eau n'ont pas pu être évalué dans l'estuaire.

2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES

Les risques de niveau ≥ 4 les plus représentés à l'échelle du bassin sont ceux liés à la micropollution (n=19). Viennent ensuite les risques liés à la thermie (n=6), à la macro-pollution (n=5), l'hydrologie (n=4), la pêche (n=3) et les ouvrages (n=1 ; Tableau 2).

Tableau 2 : Somme des risques de niveau 4 et plus par grande famille de risque et par tronçon.

	Thermie	Physico-chimie	Micropollution	Hydrologie	Hydromorphologie	Ouvrages	Pêche
T1	1	0	0	0	0	1	2
T2	1	5	7	4	0	0	1
T3	4	0	12	0	0	0	0
BV Garonne	6	5	19	4	0	1	3
Nb. total de risques calculés	52	142	30	16	4	1	8
Proportion de risques ≥ 4 par rapport au nombre total de risques calculés pour la famille	11,5%	3,5%	63,3%	25,0%	0,0%	100,0%	37,5%

En pondérant, pour chaque grande famille de risques, le nombre de risques égaux ou supérieurs à 4 par l'effectif de risques calculés, ce sont les risques liés aux ouvrages qui ressortent en premier (100 % des risques calculés pour cette famille sont des risques de niveau 4 et plus), puis les micropolluants (56,7 %), les risques liés à la pêche (37.5 %) et ceux liés à l'hydrologie (25 %). La physico-chimie et la thermie génèrent au contraire le moins de risques pour la réalisation du cycle biologique de l'aloise feinte (entre 3.5 et 11.5 % de risques de niveau 4 et plus) par rapport à l'effectif de risques calculés.

2.2.1. La micropollution

La micropollution est le second groupe de paramètres qui ressort de l'analyse en proportion de risques de niveau 4 et plus (56,7 %), mais pour un nombre total de risques calculés assez faibles (n=30).

A l'exception de l'estuaire où les indicateurs de micropollution n'ont pas été déterminés, les deux autres tronçons sont concernés pour tous les enjeux et tout particulièrement le tronçon 2 où la quasi-totalité de la population d'alose feinte de la Garonne réalise son cycle biologique. Parmi les 3 indicateurs, **les indicateurs « pesticides » (n=10) et « métaux » (n=7) sont ceux qui génèrent le plus de risques ≥ 4 .**

La construction des indicateurs de la micropollution est identique à ce qui a été fait pour le saumon car il n'existe aujourd'hui aucun seuil de toxicité spécifique disponible pour l'alose feinte. Des seuils ont été définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

Il n'y a pas sur la Garonne de données indiquant un **impact direct** sur l'alose feinte mais, comme pour les autres migrateurs, **la présence d'un cocktail de molécules dont on ignore encore complètement les effets, est inquiétante** (la construction de nos indicateurs donne une bonne image de cet effet cocktail).

Concernant les effets de la micropollution sur les poissons migrateurs, la littérature scientifique, mentionne : des troubles du comportement, des altérations de l'osmorégulation, de la sensibilité olfactive, des perturbations endocriniennes, des perturbations de la maturité sexuelle, un affaiblissement des capacités respiratoires et des perturbations des fonctions cardiaques, donc des réductions des capacités de migration ; une dépression immunitaire, et donc une sensibilité renforcée aux parasites et maladies.

2.2.2. La pêche

La pêche professionnelle touche deux enjeux : les alosons lorsqu'ils arrivent dans l'estuaire, et les géniteurs qui viennent se reproduire sur le bassin.

Le risque détecté dans l'estuaire (T1) pour l'enjeu « alosons », est lié à la pratique de la pêche de la civelle et de la crevette (captures accidentelles). Le niveau de risque est basé sur les données de C. Taverny (1991). Depuis les pratiques ont évolué, notamment pour les civelles dont la pêche est très réglementée actuellement. Il serait judicieux de vérifier aujourd'hui ce taux de captures accidentelles d'alosons afin d'ajuster correctement ce risque.

Pour ce qui est des géniteurs, avec le moratoire sur la pêche spécifique de la grande alose en 2008, certains pêcheurs professionnels se sont mis à pêcher l'alose feinte, qui ne représentait auparavant que des captures accidentelles lors de la pêche de la grande alose et de la lamproie marine. L'analyse de risques est basée sur les données de captures des pêcheurs fluviaux, qui ne concernent que les parties basses de la Garonne et de la Dordogne cumulées, et sur des données réglementaires (effectifs de pêcheurs par catégories et par tronçon, caractéristiques des engins utilisés, périodes d'ouvertures). Il est donc possible que ces pratiques aient été mal évaluées.

2.2.3. La physico-chimie

A l'échelle du bassin colonisé par l'alose feinte, 5 risques de niveau ≥ 4 concernent la physico-chimie. Ces risques apparaissent au niveau du tronçon de la Garonne soumis à la marée dynamique (T2). On a ici, des quantités importantes de matières en suspension et des marqueurs de la perturbation du cycle de l'azote (concentrations en nitrites) en lien avec l'apparition du bouchon vaseux et probablement la proximité de l'agglomération bordelaise.

Les effets du bouchon vaseux sur les individus en migration sont encore largement méconnus. Aucune étude n'a pour le moment montré un impact direct du bouchon vaseux sur

les espèces amphihalines. **A l'intérieur de celui-ci, les concentrations en MES et l'apparition d'épisodes d'hypoxie sont susceptibles de perturber la progression des individus (surtout lors de la dévalaison des alosons compte tenu de la période de l'année), voire de provoquer des mortalités en cas d'exposition prolongée.** Le bouchon vaseux se développe jusqu'aux environs de Portets, soit à l'aval des principales frayères connues (voir document : Cycle biologique de l'aloise feinte). Mais il semblerait qu'il ait tendance à remonter vers Cadillac compte tenu des étiages plus prononcés de ces dernières années (voir 2.2.4). Dans ce cas, au moins 5 frayères secondaires se situeraient dans la zone de développement du bouchon vaseux et seraient perdues.

Cependant, pour le moment, des alosons de Gatte sont capturés toute l'année dans l'estuaire et ont donc traversé cette zone critique du bouchon vaseux sans que l'on connaisse les conditions d'échec ou de réussite de cette traversée, ni les proportions.

Les effets des composés azotés sur les organismes aquatiques sont connus, mais les seuils chez l'aloise feinte n'ont pas été déterminés avec précision. Par contre, on sait que les salmonidés y sont particulièrement vulnérables. **L'effet toxique majeur des nitrites est la destruction de l'hémoglobine contenue dans le sang, conduisant à l'impossibilité de fixer l'oxygène et de le transporter dans les organes.** Ce composé apparaît dans des concentrations engendrant des effets sub-létaux (détresse respiratoire, apathie) et même létaux pour une bonne partie des enjeux sur le tronçon de la Garonne bordelaise (T2) en se basant sur les seuils de sensibilité des salmonidés.

2.2.4. L'hydrologie

Les seuls risques de niveau ≥ 4 identifiés par l'analyse concernent **l'occurrence des faibles débits ($< 200 \text{ m}^3/\text{s}$) sur des périodes significatives, pouvant favoriser la mise en place du bouchon vaseux en T2.** Ce sont donc des risques qui sont en lien avec ce que l'on vient d'évoquer dans le chapitre précédent. Ces risques concernent deux enjeux, les juvéniles et les alosons en dévalaison. Il s'agit d'un phénomène « naturel » exacerbé par diverses pressions anthropiques.

Sur la chronique de données disponibles (1913-2017), une tendance statistiquement significative à l'augmentation du nombre de jour avec un débit de la Garonne inférieur à $200 \text{ m}^3/\text{s}$ et $110 \text{ m}^3/\text{s}$ se dégage pour ces deux enjeux (la Figure 8 présente les résultats pour les juvéniles).

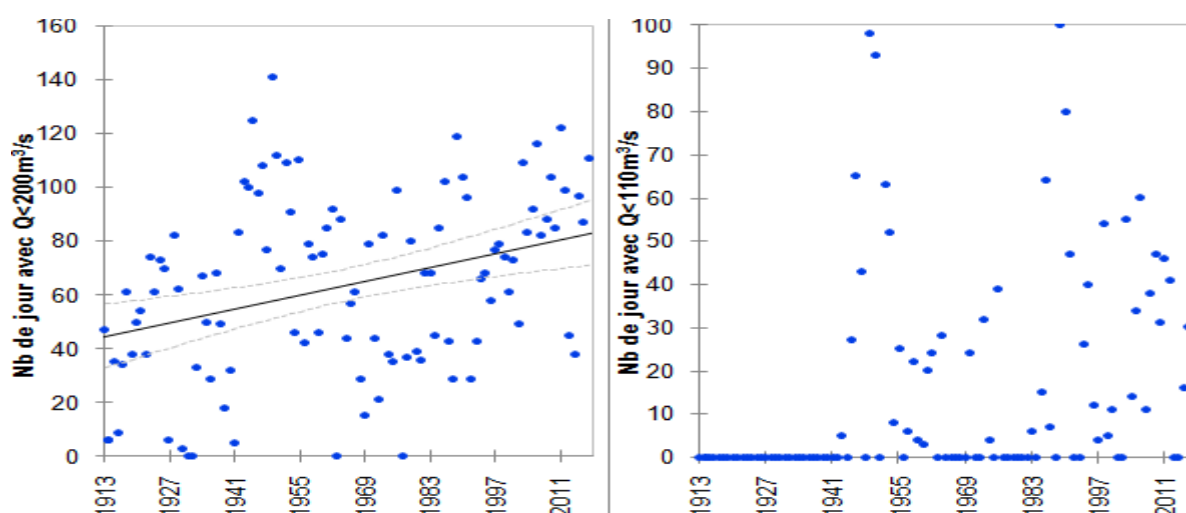


Figure 8 : Evolution du nombre de jours avec des débits inférieurs à $200 \text{ m}^3/\text{s}$ et $110 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la station hydrologique de Tonneins entre 1913 et 2017 pour les juvéniles. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à la hausse statistiquement significative ($p < 0,05$).

Il y a donc une accentuation de la présence du bouchon vaseux au cours des dernières décennies et donc une accentuation du risque pour le déroulement des phases biologiques « juvéniles » et « alosons » chez la Gatte.

Pour ce qui est de l'impact direct de l'hydrologie sur les plus jeunes stades notamment (crues mais aussi étiages), aucun seuil particulier n'est documenté pour l'aloise feinte.

2.2.5. La thermie

Les risques de niveau ≥ 4 liés à la thermie sont présents à 6 reprises et représentent 11.5 % de l'ensemble des risques calculés pour cette famille. L'analyse a mis en évidence l'occurrence de gammes de température ayant potentiellement des effets sur les alosons en dévalaison pour des températures fraîches (3-10°C dans l'estuaire (T1)) et pour des températures plus chaudes (25-30°C) en amont du Dropt (T3). Dans ce même tronçon, les températures chaudes sont aussi susceptibles de perturber les juvéniles. Enfin, pour le stade œufs/larves, des températures fraîches (14-17°C) sont également pointées dans les tronçons T2 et T3.

Les effets de la température sur les jeunes stades (œufs et larves) commencent juste à être documentés chez la grande alose (Jatteau, 2017). La température influence directement la survie des œufs mais aussi des larves et peut générer des mortalités importantes.

On dispose de moins d'informations concernant les risques liés à la thermie pour les juvéniles.

Pour ce qui est des alosons dans l'estuaire, les températures froides sont pointées par l'analyse. Si en milieu contrôlé, des températures froides peuvent être létales chez les alosons (chez *Alosa sapidissima*, Greene et al, 2009), en milieu naturel, ces températures provoqueraient chez les alosons un comportement de fuite vers l'océan (Taverny, 1991), plus chaud à la période où ces températures se produisent dans l'estuaire. Le risque serait de fait moindre en milieu ouvert.

Aucunes tendances évolutives de ce paramètre, à la fois pour les températures froides ou les températures chaudes (amélioration ou aggravation), n'ont été mises en évidence avec le jeu de donnée disponible.

2.2.6. Les ouvrages

Le seul ouvrage présentant un risque pour l'aloise feinte est le CNPE du Blayais. Cet ouvrage provoque des mortalités pour les alosons qui peuvent rester assez longtemps dans l'estuaire. Les données qui ont servi à effectuer l'analyse sont anciennes (Taverny, 1991) et le dispositif de filtration des eaux a évolué depuis. Il conviendrait de réaliser de nouveaux tests sur les dispositifs pour pouvoir évaluer correctement les risques qu'il génère actuellement pour ce stade (ou d'avoir accès à des données plus récentes qui doivent exister).

2.2.7. Autres risques qui ne ressortent pas de l'analyse

Le risque « silure » a été discuté chez la grande alose pour l'enjeu reproduction grâce aux suivis réalisés par MIGADO sur les frayères. Lors des suivis alose feinte, aucune attention particulière n'a été portée aux attaques de silures sur les bulls, même si des observations ponctuelles ont pu être réalisées. Ce risque ne peut donc être évalué ici mais existe et mériterait d'être jaugé, le silure pouvant vivre sur la Garonne jusqu'à Paulliac (Rapet, 2015).

3. SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Nous commencerons par un rappel de l'évolution des indicateurs d'abondance du stock d'alse feinte dont on dispose sur le bassin (Figure 9 et voir rapport « Cycle biologique de l'alse feinte sur le bassin » dans le cadre de cette étude).

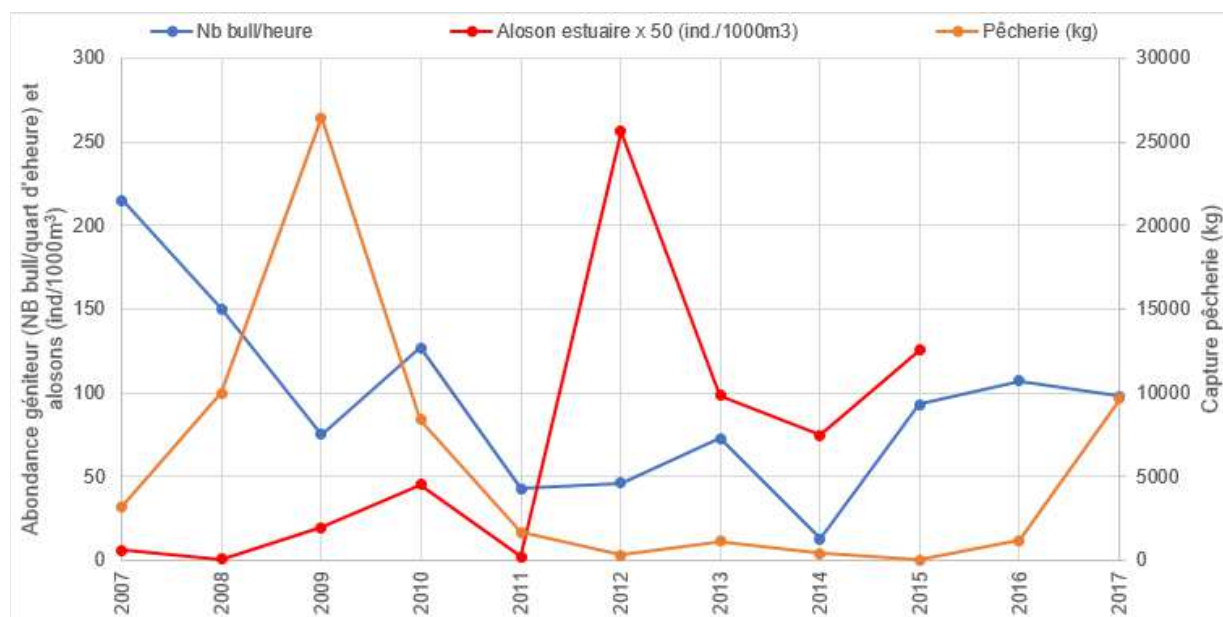


Figure 9 : Evolution des indicateurs d'abondance disponibles pour l'alse feinte sur le bassin Gironde/Garonne/Dordogne entre 2007 et 2017.

La série chronologique de suivi est courte et la situation n'est pas claire.

Si l'on regarde l'année 2012 : l'indicateur de l'intensité de la reproduction est assez moyen, la pêche très faible (en raison de l'arrêt PCB), le recrutement est fort dans l'estuaire. En 2009, l'indicateur reproduction est aussi assez moyen, la pêche forte, et le recrutement sera faible dans l'estuaire. Il y a là une certaine logique.

Mais, en 2011, l'indicateur reproduction est toujours moyen, la pêche très faible, et pour autant le recrutement sera au plus bas dans l'estuaire. De même, en 2007, l'indicateur reproduction est fort, la pêche très faible et pourtant le recrutement est très bas.

On se dit alors qu'il peut y avoir des problèmes de survie entre la reproduction et le recrutement dans l'estuaire.

Et en regardant 2014, l'indicateur reproduction est très faible, tout comme la pêche, et il y aura pas mal d'alosons dans l'estuaire.

On se dit aussi qu'il y a de l'incertitude sur tous nos indicateurs et que la série chronologique est courte pour établir des tendances.

On notera cependant que les trois dernières années pour lesquelles on a des chiffres sont plutôt bonnes du point de vue reproduction.

L'analyse sur l'alse feinte souligne une fois encore le risque « micropollution » pour le bon déroulement du cycle biologique de l'espèce. Il ressort sur tous les stades via l'indicateur « pesticides », mais aussi « métaux ».

Nous n'allons pas reprendre ici le focus sur les malformations des crevettes blanches dans l'Estuaire que nous avons développé dans le document sur la grande alose (Lobry et al., 2016), mais nous mentionnerons le travail de A. Lochet et al., 2008, sur la contamination au mercure de l'alse feinte dans l'Estuaire. Il y a six fois plus de mercure dans le muscle de l'alse feinte que chez la sardine ou le hareng de l'Océan, mais aussi que chez la grande alose de la

Garonne. La principale différence entre les deux aloses est la fréquentation d'une partie plus basse de la Garonne et de l'estuaire par la gatte.

Le bouchon vaseux est aussi un sujet majeur pour cette espèce dont le cycle se déroule essentiellement en T2 (zones de reproduction, de croissance des juvéniles), secteur de Garonne où le bouchon vaseux, vraisemblablement renforcé par les rejets de l'agglomération bordelaise pose problème (fortes teneurs en MES, désoxygénation, formes réduites de l'azote toxiques pour les poissons). De plus, nous avons vu que l'évolution de l'hydrologie de la Garonne à long terme était favorable à une présence plus longue et plus prégnante de ce bouchon. Nous ne savons pas comment les alosons (notamment) se comporte face à ce bouchon vaseux. C'est un sujet essentiel qu'il faut investiguer.

Comme chez la grande alose, dans l'estuaire, les risques d'entraînement des alosons de gatte dans le système de pompage du Blayais, ainsi que les risques de captures accidentelles par la pêcherie des crevettes ou des civelles sont pointés par l'analyse de risques. Les données permettant l'évaluation sont anciennes (Taverny, 1991) et mériteraient une actualisation. Des données plus récentes existent pour le pompage du Blayais, mais nous n'avons pu avoir accès à ces données (dans la thèse de C. Taverny, on trouve des estimations allant jusqu'à 35 000 alosons « aspirés » par 24h).

Tant qu'il y avait de la grande alose, les géniteurs d'alse feinte n'étaient pas ciblés par la pêcherie. Mais l'on a vu qu'avec le moratoire « grande alose », une partie de l'effort de pêche pouvait se rabattre sur l'alse feinte. Puis il y a eu l'arrêté PCB qui a bloqué sa commercialisation. Aujourd'hui la commercialisation est à nouveau possible. Il faudra surveiller la pression de pêche sur ce stock de migrants.

Enfin, on a vu pour la grande alose que le silure pouvait perturber la reproduction en attaquant les géniteurs. Cela fera l'objet d'études plus précises par l'équipe de Frédéric Santoul de l'Université Paul Sabatier de Toulouse. Le silure vit dans la Garonne jusqu'à Pauillac (en supportant au passage une certaine salinité des eaux). Il est donc fort probable qu'il agisse avec les géniteurs d'alse feinte au moment de la fraie comme avec ceux de grande alose.

L'alse feinte est une espèce encore peu connue scientifiquement. Pour l'instant, les indicateurs dont on dispose sont plutôt rassurants sur l'état des stocks. Mais son cycle biologique se déroule, pour une grande partie, sur des tronçons de Garonne qui se dégradent. Elle est donc à surveiller avec beaucoup d'attention (sur les différents points listés ci-dessus).

4. BIBLIOGRAPHIE

- Greene, K.E., Zimmerman, J.L., Laney, R.W., Thomas-Blate, J.C., 2009. Atlantic coast diadromous fish habitat: A review of utilization, threats, recommendations for conservation, and research needs. Atlantic States Marine Fisheries Commission Habitat Management Series 464.
- Jatteau, P., Drouineau, H., Charles, K., Carry, L., Lange, F., Lambert, P., 2017. Thermal tolerance of allis shad (*Alosa alosa*) embryos and larvae: Modeling and potential applications. Aquatic Living Resources 30, 2. <https://doi.org/10.1051/alr/2016033>.
- Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. Rapport IRSTEA pour EDF.
- Lochet, A., Maury-Brachet, R., Poirier, C., Tomas J., Lahaye, M., Aprahamian, M., Rochard, E., 2008. Mercury contamination and life history traits of Allis shad *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758) and Twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) in the Gironde estuary (South West France). Hydrobiologia 602:99–109. DOI 10.1007/s10750-008-9281-8
- Rapet E., 2015. Etude de la population de silure glane (*Silurus glanis*) de l'estuaire de la Gironde: Caractérisation, régime alimentaire, déplacements. Rapport AADPPED Gironde/IMA
- Rapet, E., 2018. Bilan des données de l'Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde. 2000-2017. AADPPED Gironde.
- Taverny, C., 1991. Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne. Université de Bordeaux I, CEMAGREF.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

-

Analyse des risques « alose feinte » sur le bassin de la Garonne Résultats, synthèse et discussion



Auteur(s) : Jean-Marie Mennessier (ECOGEA), Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandier – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Mennessier J-M, Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse des risques « alose feinte » sur le bassin de la Garonne. Résultats, synthèse et discussion. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. RESULTATS PAR ENJEUX	5
1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES.....	5
1.1.1. <i>Les différents risques par enjeu et par tronçon.....</i>	<i>5</i>
1.2. ENJEU 1 : VIE PROCHE DE LA FRAYERE (ŒUFS ET LARVES)	6
1.3. ENJEU 2 : LES JUVENILES	7
1.4. ENJEU 3 : LES ALOSONS EN DEVALAISON	8
1.5. ENJEU 4 : LES GENITEURS EN MIGRATION GENESIQUE	9
1.6. ENJEU 5 : LES GENITEURS PENDANT LA REPRODUCTION.....	10
2. DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES	11
2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS.....	11
2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES.....	12
2.2.1. <i>La micropollution</i>	<i>13</i>
2.2.2. <i>La pêche</i>	<i>13</i>
2.2.3. <i>La physico-chimie</i>	<i>13</i>
2.2.4. <i>L'hydrologie.....</i>	<i>14</i>
2.2.5. <i>La thermie</i>	<i>15</i>
2.2.6. <i>Les ouvrages</i>	<i>15</i>
2.2.7. <i>Autres risques qui ne ressortent pas de l'analyse.....</i>	<i>15</i>
3. SYNTHESE ET CONCLUSION.....	16
4. BIBLIOGRAPHIE.....	18

1. RESULTATS PAR ENJEUX

1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES

1.1.1. Les différents risques par enjeu et par tronçon

Ce document présente de manière synthétique les résultats de l'analyse de risques pour l'alse feinte sur le bassin de la Garonne. Il a été choisi de ne détailler que **les risques de niveaux 4 et plus**, ce qui correspond au croisement :

- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de l'alse feinte vis-à-vis de cet aléa de 2 donc un niveau de risque 4 ou 6 ;
- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de l'alse feinte vis-à-vis de cet aléa de 3 donc un niveau de risque 6 ou 9.

Les résultats sont présentés pour les 5 enjeux, et détaillés par tronçons. Le nombre total de risques et la distribution des niveaux de risques sont donnés sous la forme d'un diagramme en secteur pour chaque tronçon (Figure 1).

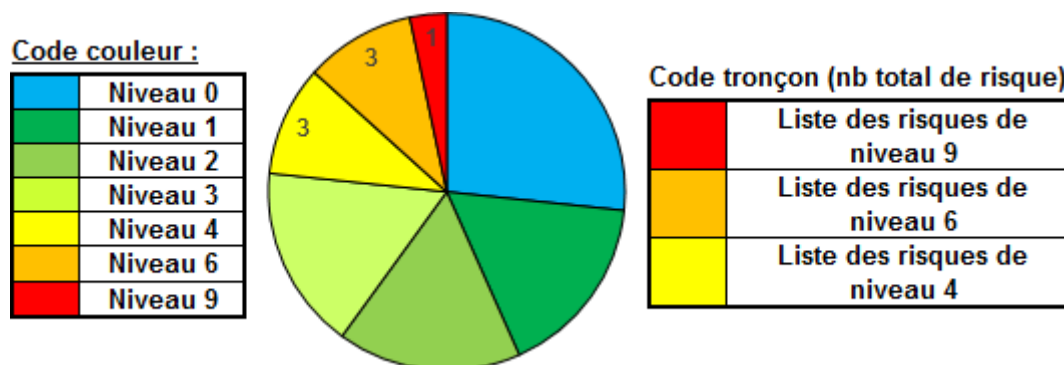


Figure 1 : Représentation de l'ensemble des niveaux de risque calculés par tronçon et par enjeu. A gauche le code couleur, au centre le diagramme en secteur représentant la distribution de tous les niveaux de risque calculés, et, à droite, le détail des risques ≥ 4 par thème.

A côté de chaque diagramme les risques de niveaux supérieurs ou égaux à 4 sont détaillés par thèmes. Lorsque que des chroniques permettant d'étudier **la tendance évolutive** du paramètre ont pu être récupérées, la tendance est indiquée entre parenthèses (= stable, $\uparrow$ augmentation de l'intensité de l'aléa, $\downarrow$ diminution de l'intensité de l'aléa).

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de faire ressortir par enjeux, les tronçons qui sont potentiellement les plus problématiques.

Les résultats sont présentés pour les 5 enjeux et détaillés par tronçons. Les proportions de risque de niveau 4 sont données sous la forme suivante :

- Effectif de risques ≥ 4 inférieur à 10% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 10 et 15% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 15 et 20% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 supérieur à 20% des risques calculés

Figure 2 : Représentation graphique des proportions de risques ≥ 4 .

1.2. ENJEU 1 : VIE PROCHE DE LA FRAYERE (ŒUFS ET LARVES)

Cet enjeu se déroule du **01 avril au 15 juillet** (de la dépose des œufs à la métamorphose des larves). Il concerne la Garonne sur les tronçons T2 (du bec d'Ambès à la confluence du Dropt) et sur le tronçon T3 (de la confluence du Dropt à la confluence du Lot).

Le nombre de risque total calculés par tronçon est de 23 (T2) et de 26 (T3).

Pour cet enjeu, **l'analyse fait ressortir des risques moyens (niveau 4) à forts (niveau 6)**. Un risque minimum de niveau 4 est pointé sur tous les tronçons où l'enjeu peut se dérouler.

Pour l'enjeu « vie proche de la frayère », l'analyse de risques ne fait pas ressortir de tronçon particulièrement plus risqué, les proportions de risques de niveau ≥ 4 étant de 13% du nombre total de risques calculés pour le tronçon T2 et 12% pour T3 (Figure 3).

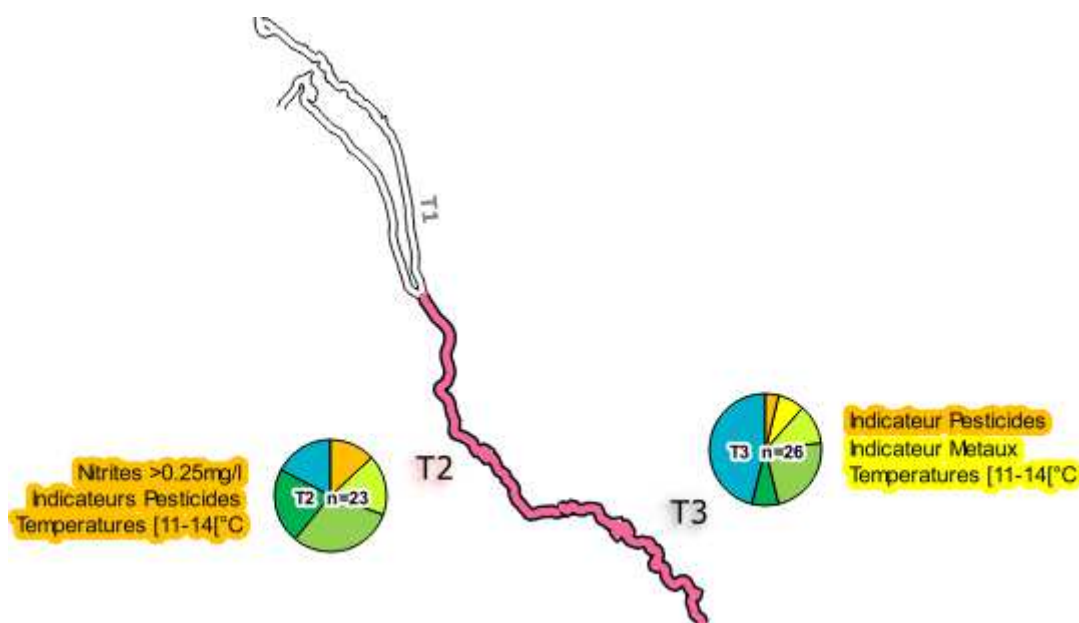


Figure 3 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 1 : la vie proche de la frayère.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : ceux liés à la micropollution, à la température et aux macro-polluants (nitrites).

La famille de risques qui ressort le plus souvent est la micropollution avec les indicateurs « pesticides » et « métaux ». L'indicateur « pesticides » fait ressortir des risques forts (niveau 6) sur les deux tronçons et l'indicateur « métaux » pointe un risque moyen (niveau 4) sur le tronçon de la Garonne situé juste à l'aval du Lot (T3).

L'analyse met en évidence des risques liés à la température de l'eau. Durant la phase d'incubation des œufs et de développement des larves, des températures fraîches qui ont un impact significatif sur le bon déroulement de cette phase du cycle biologique de l'aloise feinte (gamme [14-17]°C) sont atteintes sur les tronçons T2 et T3. L'atteinte de cette gamme de température génère un risque de niveau 4 dans le tronçon T3 et un risque de niveau 6 en T2. Aucune tendance significative de l'évolution de la température n'a été mise en évidence sur ces tronçons pour les chroniques récupérées sur les périodes de déroulement de cette phase biologique, mais les séries chronologiques sont relativement courtes (chronique 2009-2015 de l'AFB pour T3, données discontinues pour T2).

Enfin, l'analyse pointe un risque de niveau 6, lié aux concentrations en nitrites sur le tronçon T2 qui se situe au niveau de l'agglomération bordelaise. Cela correspond à une pollution d'origine urbaine, une perturbation du cycle de l'azote. Le seuil de 0,25 mg/l est atteint pour 6 % des données sur la période considérée.

1.3. ENJEU 2 : LES JUVENILES

Cet enjeu se déroule **du 15 avril au 15 octobre sur les deux tronçons considérés.**

Le nombre total de risques calculés est de 20 pour les deux tronçons.

Pour les juvéniles, les proportions de risques de niveau ≥ 4 et plus sont plus élevées pour le tronçon T2 (23% du nombre total de risques contre 17% pour le tronçon T3).

L'analyse met en avant pour le stade juvénile, des risques minimaux de niveau 4 et des risques de niveau 6 pour les deux tronçons (Figure 4).

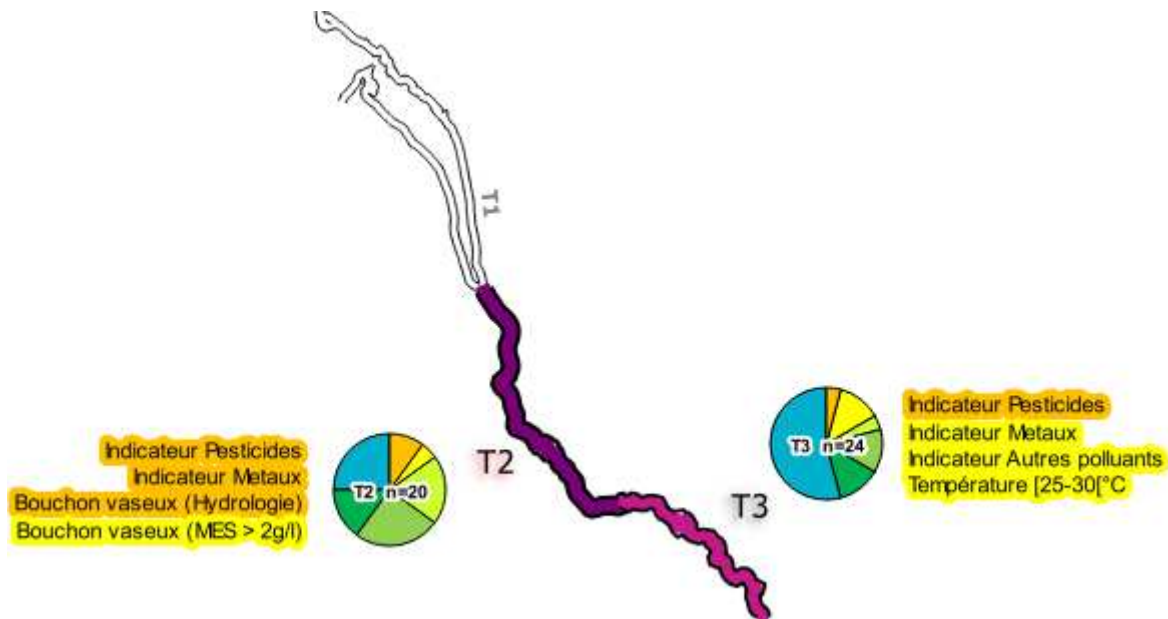


Figure 4 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 2 : les juvéniles.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, le bouchon vaseux et la température.

La famille de risques la plus représentée pour ce stade est la micropollution avec 2 risques de niveau 6 qui émergent pour l'indicateur « pesticides » sur les deux tronçons, et un risque de niveau 4 révélé par l'indicateur « métaux » dans le tronçon T3 qui passe à un niveau 6 en T2.

Des risques de niveau 4 et 6 sont pointés au niveau du tronçon T2 au sujet du bouchon vaseux. En effet, des concentrations en MES pouvant atteindre 2 g/l s'y produisent. Les concentrations dépassent ce seuil pour plus de 38% des données du réseau MAGEST à cette période, ce qui génère un risque de niveau 4. De plus, on observe sur ce tronçon durant la période de croissance des juvéniles, des débits inférieurs à 200 m³/s qui représentent près de 50 % du temps et qui se produisent chaque année. L'atteinte de ces niveaux de débit favorise l'apparition du bouchon vaseux dans ce tronçon et génère un risque de niveau 6. En sus, des débits inférieurs à 110 m³/s, qui entraînent la mise en place d'un bouchon vaseux plus sévère sont atteint pour 16% du temps de la période et pour 83% des années, générant également un risque de niveau 6.

Enfin, l'analyse met en évidence un risque lié à la température de l'eau. Il concerne des températures élevées pour le tronçon T3. En moyenne sur ce tronçon, la gamme de température [25 -30]°C est atteinte tous les ans durant 11 % du temps de la période, ce qui génère un risque moyen (niveau 4).

1.4. ENJEU 3 : LES ALOSONS EN DEVALAISON

Pour les tronçons aval de la Garonne (T2 et T3), il a été considéré que cet enjeu se déroulait **du 1^{er} juin au 31 octobre**. Par contre, dans l'estuaire (T1), les alosons d'alse feinte sont susceptibles d'y être retrouvés toute l'année donc **du 1^{er} janvier au 31 décembre**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est compris entre 10 (en T1) et 20 à 22 sur T3 et T2 respectivement.

Le tronçon faisant apparaître la plus grande proportion de risques de niveau 4 et plus est le T2 avec 23 % des risques évalués de niveau ≥ 4 contre 20% pour les tronçons T1 et T3.

L'analyse fait ressortir au moins **des risques de niveau 4** sur tous les tronçons où cet enjeu est présent et même un risque très fort (niveau 9) sur le tronçon T1 (Figure 5).

Plusieurs familles de risques concernant cet enjeu : la micropollution (métaux, pesticides), le bouchon vaseux, la température et les ouvrages (CNPE du Blayais).

Les risques liés à la micropollution se retrouvent uniquement sur les tronçons de la Garonne mais ils n'ont pas été évalués dans l'estuaire faute de données. L'indicateur « métaux » pointe des risques forts (niveau 6) en T2 et moyens (niveau 4) en T3. Pour les risques « pesticides », c'est l'inverse (niveau 4 en T2 et niveau 6 en T3). Le tronçon T3 est particulièrement risqué vis-à-vis de la micropollution puisque l'indicateur « autres polluants » y ressort également en risque 6.

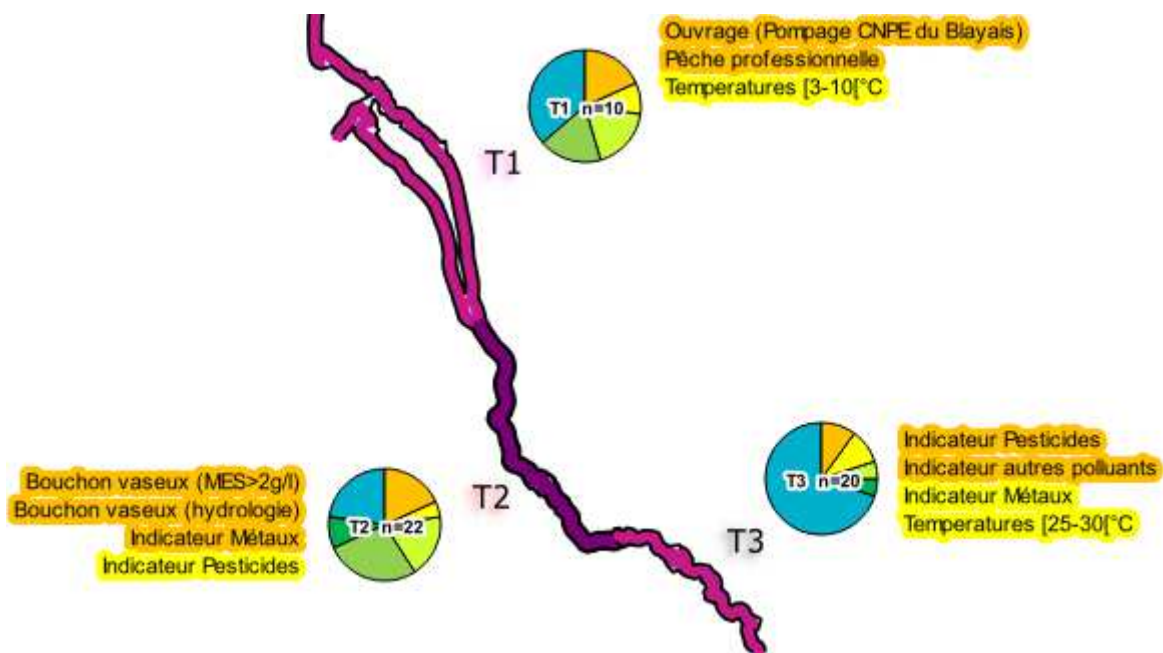


Figure 5 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 3 : les alosons en dévalaison.

Sur le tronçon T2, qui est soumis à la marée dynamique, l'analyse fait ressortir des risques de niveau 6 liés aux matières en suspension et à l'hydrologie qui peut favoriser l'apparition du bouchon vaseux lorsque les débits sont faibles. On observe sur ce tronçon durant la période de dévalaison des alosons, des concentrations en MES dépassant 2 g/l pour plus de 55% des données et des débits inférieurs à 200 m³/s qui représente 64 % du temps de la période et qui se produisent tous les ans lorsque les alosons y sont potentiellement présents. Sur la chronique de données disponible (débit à Tonneins de 1913 à 2017), il y a une augmentation significative du nombre de jour sur la période de dévalaison où les débits sont inférieurs à 200 m³/s (1,3 fois le Q_{MNA2}) et même inférieurs à 110 m³/s (de l'ordre du Q_{MNA5}) ce niveau de débit étant atteint 20 % du temps et 85 % des années.

Dans le tronçon T3, on rencontre des températures élevées [25-30]°C qui peuvent engendrer des mortalités durant cette période de dévalaison. Elles s'y produisent chaque année pendant 13 % du temps de la période, ce qui génère un risque de niveau 4. A l'inverse, dans l'estuaire (T1), des températures fraîches [3-10]°C peuvent également se produire et générer un risque de niveau 4.

Sur le parcours des alosons qui cherchent à gagner l'océan, dans l'estuaire (T1), il y a un aménagement susceptible de provoquer des mortalités, par le passage des alosons dans les dispositifs de pompage pour refroidir la centrale nucléaire du Blayais. Nous ne disposons d'informations sur les mortalités générées par les pompages du CNPE que pour la période 1985-1988. C. Taverny (1991) avait alors estimé que cet aménagement pouvait engendrer des mortalités de l'ordre de 2.8 à 6.5 % du recrutement estuarien chez les alosons d'aloise feinte. Ce niveau de mortalité conduit à affecter à cet aménagement un risque fort (niveau 6) pour cet enjeu.

Enfin, un risque fort (6), lié à la pêche professionnelle, a été identifié dans l'estuaire (T1). Nous ne disposons d'informations sur les mortalités générées par les captures accidentelles générées par les pêcheries de crevette blanches et civelles que pour l'année 1986 (Taverny, 1991). Cette année-là, les captures générées par les pêcheries étaient de 2,5 millions d'individus sur un stock estuarien d'alosons estimé entre 9.5 et 22.5 millions d'individus, soit des mortalités de 11.2 à 26.4%. Toutefois les données recueillies sont peu précises (première estimation tentée en la matière) et il faut garder à l'esprit que les pratiques ont évolué depuis cette estimation (particulièrement pour la pêche de la civelle).

1.5. ENJEU 4 : LES GENITEURS EN MIGRATION GENESIQUE

La migration des géniteurs se déroule **de mars à la mi-juin** sur les tronçons T2 et T3 (la Garonne du Bec d'Ambès à la confluence du Lot) et se déroule plus précocement dans l'estuaire (T1), à partir du mois de **février jusqu'à fin mai**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est compris entre 10 (en T1 où le jeu de données est le moins important) et 25 à 26 pour les autres tronçons (Figure 6).

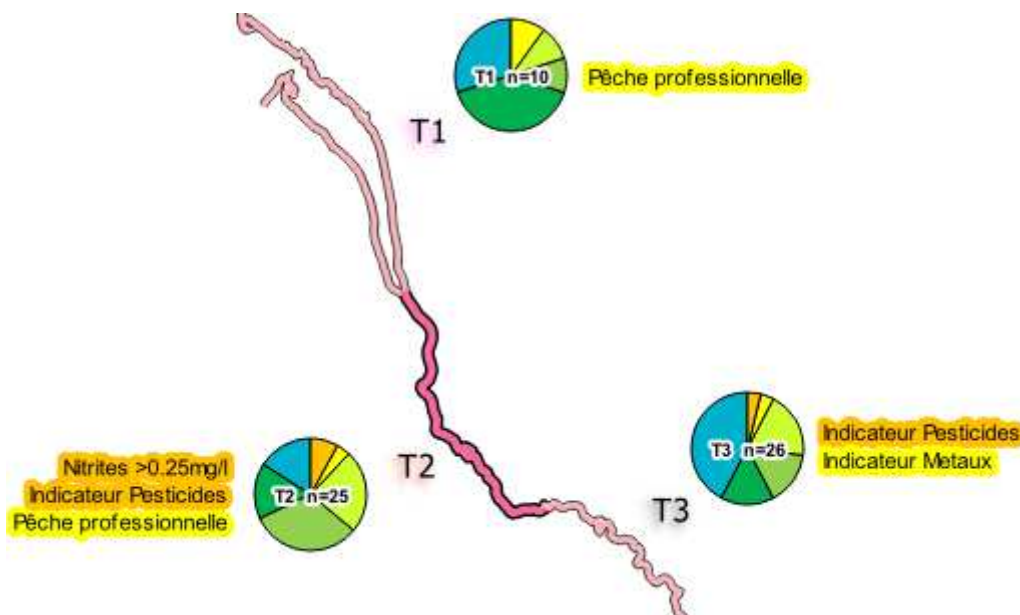


Figure 6 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 4 : les géniteurs en migration génésique.

Des risques de niveau ≥ 4 sont pointés par l'analyse sur tous les tronçons de la Garonne. Un risque maximum, de niveau 9, est mis en évidence dans le tronçon T2.

L'analyse de risques fait ressortir pour l'ensemble des tronçons concernés une proportion de risques de niveau 4 d'au maximum 12 % du nombre total de risques pour le tronçon T2 et qui ne dépasse pas 10 % sur les autres tronçons.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : ceux liés à la micropollution, aux macro-polluants (nitrites) et à la pêche professionnelle.

Les risques liés à la micropollution concernent l'indicateur « pesticides » qui montre des niveaux 6 en T2 et T3 et également l'indicateur « métaux » qui pointe un risque moyen (niveau 4) au niveau du tronçon T3.

Des concentrations en matières azotées sont trouvées en fortes concentrations au niveau de l'agglomération bordelaise (T2) avec des valeurs dépassant les 0,25 mg/l pour les nitrites pour 5,7 % des données, ce qui génère un risque fort (niveau 6) pour la réussite de cet enjeu.

Des risques de niveau 4, liés à la pêche professionnelle, sont également pointés par l'analyse au niveau de l'estuaire (T1) et de la Garonne de la confluence du Dropt au bec d'Ambès (T2). Pour l'estuaire, les derniers recensements auxquels nous avons eu accès (2013) font état de 63 acquisitions de licence CMEA autorisant la pratique de la pêche au filet dérivant moyennant le paiement d'une cotisation spécifique. Les filets dérivants utilisés sont de longueur variant de 300 à 800 m, de hauteur comprise entre 3 et 8 mètres avec des mailles allant de 70 à 200 mm (longueur de maille étirée). Ils peuvent être pochants (trémail) mais aussi maillants. Parmi les espèces recherchées par les pêcheurs figurent le maigre (*Argyrosomus regius* A.), la lamproie marine et le mulot. Certains engins utilisés sont aussi « capables » de captures accessoires d'alose feinte. Pour le tronçon T2, où la pêche aux filets dérivants s'exerce, (pêche professionnelle fluviale et amateurs aux engins) les possibilités de captures font également émerger un risque de niveau 4. L'alose feinte, bien qu'ayant des débouchés commerciaux limités, est recherchée depuis le moratoire de la pêche de la grande alose, et ce principalement par la pêche professionnelle fluviale car la pêche aux filets dérivants n'est plus autorisée aux amateurs aux engins à partir de mi-avril. En 2017, les captures déclarées par les pêcheurs professionnels fluviaux dans le bassin G/G/D étaient d'environ 10 tonnes (Rapet, 2018), soit un peu plus de 14 000 individus de 0.7 kg.

1.6. ENJEU 5 : LES GENITEURS PENDANT LA REPRODUCTION

Cet enjeu se déroule **d'avril à juin** uniquement sur les tronçons aval de la Garonne (T2 et T3).

Le nombre de risques calculés varie entre 20 pour le tronçon T2 et 24 pour le tronçon T3.

L'analyse fait ressortir des risques de niveau 4 à 6 pour cet enjeu pour les deux tronçons considérés (Figure 7).

La proportion de risques de niveau 4 est de 13 % du nombre total de risques pour le tronçon T3 et de 10% pour le tronçon T2.

Trois familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, les macro-polluants (nitrites) et la thermie.

Comme pour tous les enjeux précédents, les risques liés à la micropollution sont ici aussi présents principalement l'indicateur « pesticides » qui montre des risques forts sur les deux tronçons et l'indicateur « métaux » qui pointe des risques de niveau 4 sur la Garonne en aval de la confluence du Lot (T3).

L'agglomération bordelaise (T2) fait de nouveau ressortir un risque de niveau 6 en raison de concentrations en nitrites avec 8 % des données disponibles qui atteignent ou dépassent le seuil de 0,25 mg/l.

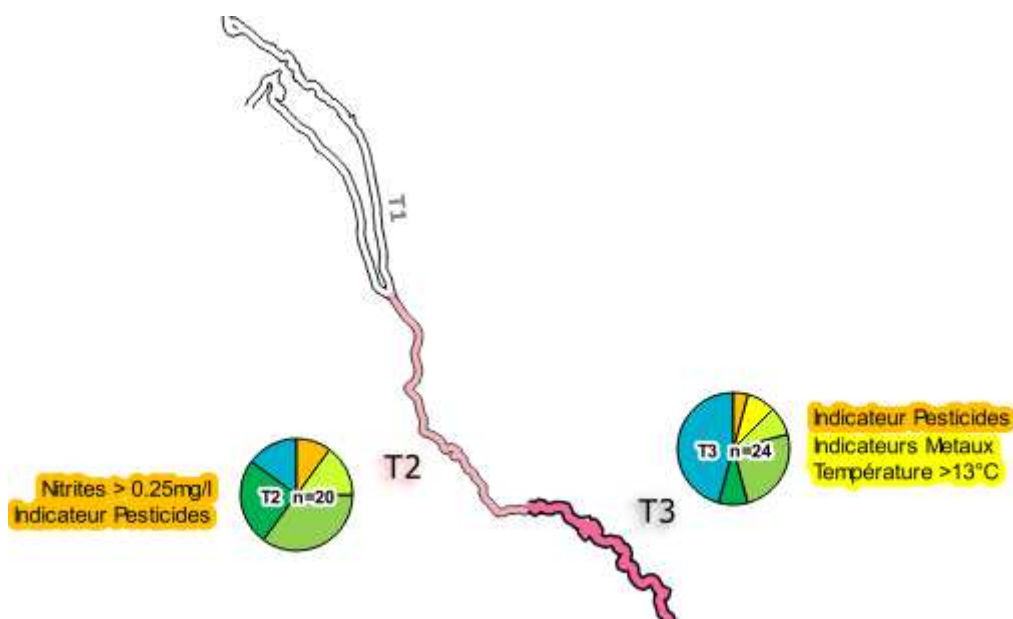


Figure 7 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 5 : les géniteurs pendant la période de reproduction.

Enfin, les températures fraîches génèrent un risque de niveau 4 avec l'occurrence de températures qui provoquent l'arrêt de la reproduction (<13°C) pendant en moyenne 13% de la période et qui apparaissent tous les ans.

2. DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES

2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de mettre en évidence les enjeux et tronçons potentiellement les plus problématiques (Tableau 1).

Tableau 1 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus par enjeu et par tronçon. Les cases colorées avec plusieurs nuances de violet représentent les croisements tronçon/enjeu avec plus de 10% des risques calculés de niveau 4 et plus.

	Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	Enjeu 3 : Dévalaison des alosons	Enjeu 4 : Les géniteurs en migration	Enjeu 5 : La reproduction
T1			27%	10%	
T2	13%	23%	23%	12%	10%
T3	12%	17%	20%	8%	13%

Seuls les trois premiers tronçons de la Garonne sont utilisés par l'aloise feinte pour boucler son cycle biologique.

On peut voir nettement que le tronçon T2, qui regroupe tous les stades et la quasi-totalité des frayères actuellement connues, est le plus risqué pour l'espèce avec jusqu'à 23 % des risques calculés qui sont supérieurs ou égaux à 4 pour les enjeux croissance des juvéniles et dévalaison des alosons. Le tronçon T3 semble être plus sensible pour les jeunes stades (entre 12 et 20 %

des risques calculés de niveau ≥ 4) que pour les géniteurs (8-13 %). Enfin, l'estuaire (T1), est plus risqué pour les alosons que pour les géniteurs.

Des 5 enjeux définis pour l'aloise feinte, c'est la dévalaison des alosons qui cumule le plus de risques sur le bassin avec au moins 20% des risques calculés qui sont de niveau ≥ 4 quel que soit le tronçon considéré.

Cette analyse montre trois résultats principaux :

- 1) Le tronçon de la Garonne autour de **l'agglomération bordelaise (T2)**, qui concentre la quasi-totalité de la population d'aloise feinte de la Garonne pour l'accomplissement de son cycle de vie, est celui qui cumule le plus de risques de niveau 4 et plus,
- 2) **Tous les enjeux présentent des risques de niveau 4 et plus quel que soit le tronçon considéré.** Les stades juvéniles présentent le plus de risques. Les géniteurs, en migration et lors de la reproduction, sont de manière générale moins confrontés aux risques de niveau 4 et plus.
- 3) **Les alosons semblent être particulièrement exposés quel que soit le tronçon considéré** même si les risques liés à la physico-chimie de l'eau n'ont pas pu être évalué dans l'estuaire.

2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES

Les risques de niveau ≥ 4 les plus représentés à l'échelle du bassin sont ceux liés à la micropollution (n=19). Viennent ensuite les risques liés à la thermie (n=6), à la macro-pollution (n=5), l'hydrologie (n=4), la pêche (n=3) et les ouvrages (n=1 ; Tableau 2).

Tableau 2 : Somme des risques de niveau 4 et plus par grande famille de risque et par tronçon.

	Thermie	Physico-chimie	Micropollution	Hydrologie	Hydromorphologie	Ouvrages	Pêche
T1	1	0	0	0	0	1	2
T2	1	5	7	4	0	0	1
T3	4	0	12	0	0	0	0
BV Garonne	6	5	19	4	0	1	3
Nb. total de risques calculés	52	142	30	16	4	1	8
Proportion de risques ≥ 4 par rapport au nombre total de risques calculés pour la famille	11,5%	3,5%	63,3%	25,0%	0,0%	100,0%	37,5%

En pondérant, pour chaque grande famille de risques, le nombre de risques égaux ou supérieurs à 4 par l'effectif de risques calculés, ce sont les risques liés aux ouvrages qui ressortent en premier (100 % des risques calculés pour cette famille sont des risques de niveau 4 et plus), puis les micropolluants (56,7 %), les risques liés à la pêche (37.5 %) et ceux liés à l'hydrologie (25 %). La physico-chimie et la thermie génèrent au contraire le moins de risques pour la réalisation du cycle biologique de l'aloise feinte (entre 3.5 et 11.5 % de risques de niveau 4 et plus) par rapport à l'effectif de risques calculés.

2.2.1. La micropollution

La micropollution est le second groupe de paramètres qui ressort de l'analyse en proportion de risques de niveau 4 et plus (56,7 %), mais pour un nombre total de risques calculés assez faibles (n=30).

A l'exception de l'estuaire où les indicateurs de micropollution n'ont pas été déterminés, les deux autres tronçons sont concernés pour tous les enjeux et tout particulièrement le tronçon 2 où la quasi-totalité de la population d'alose feinte de la Garonne réalise son cycle biologique. Parmi les 3 indicateurs, **les indicateurs « pesticides » (n=10) et « métaux » (n=7) sont ceux qui génèrent le plus de risques ≥ 4 .**

La construction des indicateurs de la micropollution est identique à ce qui a été fait pour le saumon car il n'existe aujourd'hui aucun seuil de toxicité spécifique disponible pour l'alose feinte. Des seuils ont été définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

Il n'y a pas sur la Garonne de données indiquant un **impact direct** sur l'alose feinte mais, comme pour les autres migrateurs, **la présence d'un cocktail de molécules dont on ignore encore complètement les effets, est inquiétante** (la construction de nos indicateurs donne une bonne image de cet effet cocktail).

Concernant les effets de la micropollution sur les poissons migrateurs, la littérature scientifique, mentionne : des troubles du comportement, des altérations de l'osmorégulation, de la sensibilité olfactive, des perturbations endocriniennes, des perturbations de la maturité sexuelle, un affaiblissement des capacités respiratoires et des perturbations des fonctions cardiaques, donc des réductions des capacités de migration ; une dépression immunitaire, et donc une sensibilité renforcée aux parasites et maladies.

2.2.2. La pêche

La pêche professionnelle touche deux enjeux : les alosons lorsqu'ils arrivent dans l'estuaire, et les géniteurs qui viennent se reproduire sur le bassin.

Le risque détecté dans l'estuaire (T1) pour l'enjeu « alosons », est lié à la pratique de la pêche de la civelle et de la crevette (captures accidentelles). Le niveau de risque est basé sur les données de C. Taverny (1991). Depuis les pratiques ont évolué, notamment pour les civelles dont la pêche est très réglementée actuellement. Il serait judicieux de vérifier aujourd'hui ce taux de captures accidentelles d'alosons afin d'ajuster correctement ce risque.

Pour ce qui est des géniteurs, avec le moratoire sur la pêche spécifique de la grande alose en 2008, certains pêcheurs professionnels se sont mis à pêcher l'alose feinte, qui ne représentait auparavant que des captures accidentelles lors de la pêche de la grande alose et de la lamproie marine. L'analyse de risques est basée sur les données de captures des pêcheurs fluviaux, qui ne concernent que les parties basses de la Garonne et de la Dordogne cumulées, et sur des données réglementaires (effectifs de pêcheurs par catégories et par tronçon, caractéristiques des engins utilisés, périodes d'ouvertures). Il est donc possible que ces pratiques aient été mal évaluées.

2.2.3. La physico-chimie

A l'échelle du bassin colonisé par l'alose feinte, 5 risques de niveau ≥ 4 concernent la physico-chimie. Ces risques apparaissent au niveau du tronçon de la Garonne soumis à la marée dynamique (T2). On a ici, des quantités importantes de matières en suspension et des marqueurs de la perturbation du cycle de l'azote (concentrations en nitrites) en lien avec l'apparition du bouchon vaseux et probablement la proximité de l'agglomération bordelaise.

Les effets du bouchon vaseux sur les individus en migration sont encore largement méconnus. Aucune étude n'a pour le moment montré un impact direct du bouchon vaseux sur

les espèces amphihalines. **A l'intérieur de celui-ci, les concentrations en MES et l'apparition d'épisodes d'hypoxie sont susceptibles de perturber la progression des individus (surtout lors de la dévalaison des alosons compte tenu de la période de l'année), voire de provoquer des mortalités en cas d'exposition prolongée.** Le bouchon vaseux se développe jusqu'aux environs de Portets, soit à l'aval des principales frayères connues (voir document : Cycle biologique de l'aloise feinte). Mais il semblerait qu'il ait tendance à remonter vers Cadillac compte tenu des étiages plus prononcés de ces dernières années (voir 2.2.4). Dans ce cas, au moins 5 frayères secondaires se situeraient dans la zone de développement du bouchon vaseux et seraient perdues.

Cependant, pour le moment, des alosons de Gatte sont capturés toute l'année dans l'estuaire et ont donc traversé cette zone critique du bouchon vaseux sans que l'on connaisse les conditions d'échec ou de réussite de cette traversée, ni les proportions.

Les effets des composés azotés sur les organismes aquatiques sont connus, mais les seuils chez l'aloise feinte n'ont pas été déterminés avec précision. Par contre, on sait que les salmonidés y sont particulièrement vulnérables. **L'effet toxique majeur des nitrites est la destruction de l'hémoglobine contenue dans le sang, conduisant à l'impossibilité de fixer l'oxygène et de le transporter dans les organes.** Ce composé apparaît dans des concentrations engendrant des effets sub-létaux (détresse respiratoire, apathie) et même létaux pour une bonne partie des enjeux sur le tronçon de la Garonne bordelaise (T2) en se basant sur les seuils de sensibilité des salmonidés.

2.2.4. L'hydrologie

Les seuls risques de niveau ≥ 4 identifiés par l'analyse concernent **l'occurrence des faibles débits ($< 200 \text{ m}^3/\text{s}$) sur des périodes significatives, pouvant favoriser la mise en place du bouchon vaseux en T2.** Ce sont donc des risques qui sont en lien avec ce que l'on vient d'évoquer dans le chapitre précédent. Ces risques concernent deux enjeux, les juvéniles et les alosons en dévalaison. Il s'agit d'un phénomène « naturel » exacerbé par diverses pressions anthropiques.

Sur la chronique de données disponibles (1913-2017), une tendance statistiquement significative à l'augmentation du nombre de jour avec un débit de la Garonne inférieur à $200 \text{ m}^3/\text{s}$ et $110 \text{ m}^3/\text{s}$ se dégage pour ces deux enjeux (la Figure 8 présente les résultats pour les juvéniles).

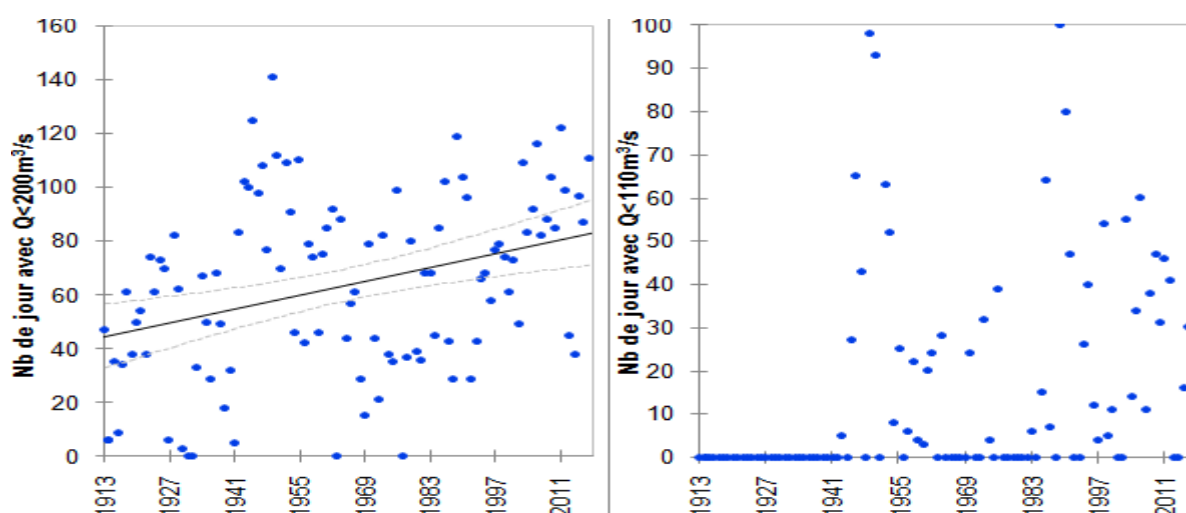


Figure 8 : Evolution du nombre de jours avec des débits inférieurs à $200 \text{ m}^3/\text{s}$ et $110 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la station hydrologique de Tonneins entre 1913 et 2017 pour les juvéniles. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à la hausse statistiquement significative ($p < 0,05$).

Il y a donc une accentuation de la présence du bouchon vaseux au cours des dernières décennies et donc une accentuation du risque pour le déroulement des phases biologiques « juvéniles » et « alosons » chez la Gatte.

Pour ce qui est de l'impact direct de l'hydrologie sur les plus jeunes stades notamment (crues mais aussi étiages), aucun seuil particulier n'est documenté pour l'alose feinte.

2.2.5. La thermie

Les risques de niveau ≥ 4 liés à la thermie sont présents à 6 reprises et représentent 11.5 % de l'ensemble des risques calculés pour cette famille. L'analyse a mis en évidence l'occurrence de gammes de température ayant potentiellement des effets sur les alosons en dévalaison pour des températures fraîches (3-10°C dans l'estuaire (T1)) et pour des températures plus chaudes (25-30°C) en amont du Dropt (T3). Dans ce même tronçon, les températures chaudes sont aussi susceptibles de perturber les juvéniles. Enfin, pour le stade œufs/larves, des températures fraîches (14-17°C) sont également pointées dans les tronçons T2 et T3.

Les effets de la température sur les jeunes stades (œufs et larves) commencent juste à être documentés chez la grande alose (Jatteau, 2017). La température influence directement la survie des œufs mais aussi des larves et peut générer des mortalités importantes.

On dispose de moins d'informations concernant les risques liés à la thermie pour les juvéniles.

Pour ce qui est des alosons dans l'estuaire, les températures froides sont pointées par l'analyse. Si en milieu contrôlé, des températures froides peuvent être létales chez les alosons (chez *Alosa sapidissima*, Greene et al, 2009), en milieu naturel, ces températures provoqueraient chez les alosons un comportement de fuite vers l'océan (Taverny, 1991), plus chaud à la période où ces températures se produisent dans l'estuaire. Le risque serait de fait moindre en milieu ouvert.

Aucunes tendances évolutives de ce paramètre, à la fois pour les températures froides ou les températures chaudes (amélioration ou aggravation), n'ont été mises en évidence avec le jeu de donnée disponible.

2.2.6. Les ouvrages

Le seul ouvrage présentant un risque pour l'alose feinte est le CNPE du Blayais. Cet ouvrage provoque des mortalités pour les alosons qui peuvent rester assez longtemps dans l'estuaire. Les données qui ont servi à effectuer l'analyse sont anciennes (Taverny, 1991) et le dispositif de filtration des eaux a évolué depuis. Il conviendrait de réaliser de nouveaux tests sur les dispositifs pour pouvoir évaluer correctement les risques qu'il génère actuellement pour ce stade (ou d'avoir accès à des données plus récentes qui doivent exister).

2.2.7. Autres risques qui ne ressortent pas de l'analyse

Le risque « silure » a été discuté chez la grande alose pour l'enjeu reproduction grâce aux suivis réalisés par MIGADO sur les frayères. Lors des suivis alose feinte, aucune attention particulière n'a été portée aux attaques de silures sur les bulls, même si des observations ponctuelles ont pu être réalisées. Ce risque ne peut donc être évalué ici mais existe et mériterait d'être jaugé, le silure pouvant vivre sur la Garonne jusqu'à Paulliac (Rapet, 2015).

3. SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Nous commencerons par un rappel de l'évolution des indicateurs d'abondance du stock d'alse feinte dont on dispose sur le bassin (Figure 9 et voir rapport « Cycle biologique de l'alse feinte sur le bassin » dans le cadre de cette étude).

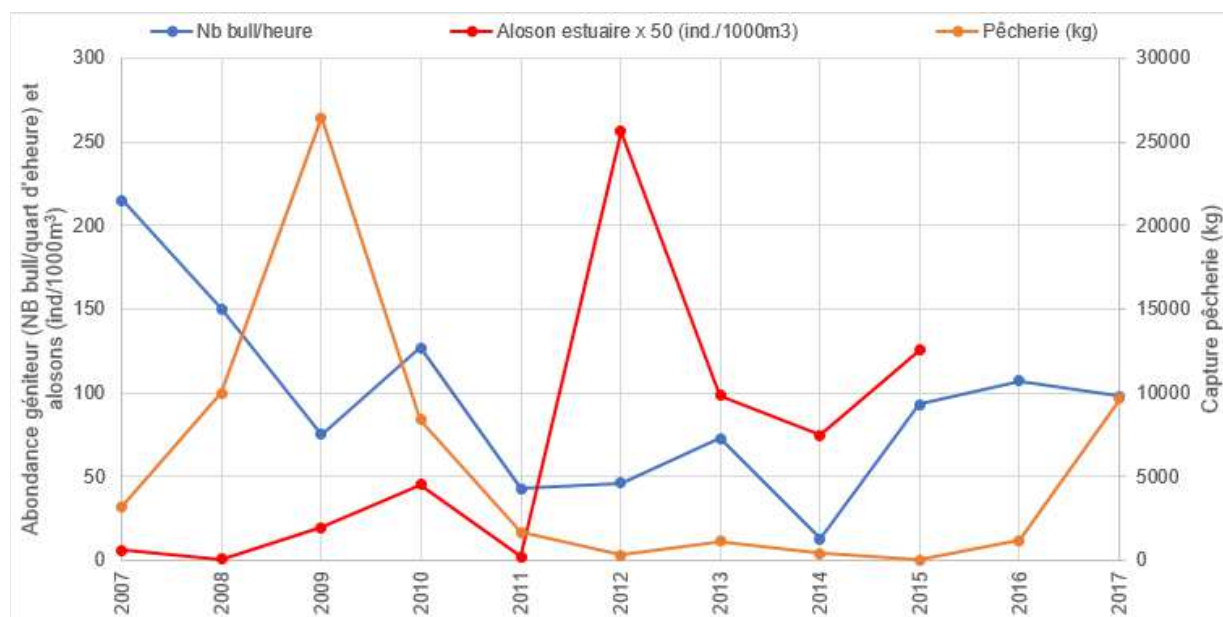


Figure 9 : Evolution des indicateurs d'abondance disponibles pour l'alse feinte sur le bassin Gironde/Garonne/Dordogne entre 2007 et 2017.

La série chronologique de suivi est courte et la situation n'est pas claire.

Si l'on regarde l'année 2012 : l'indicateur de l'intensité de la reproduction est assez moyen, la pêche très faible (en raison de l'arrêt PCB), le recrutement est fort dans l'estuaire. En 2009, l'indicateur reproduction est aussi assez moyen, la pêche forte, et le recrutement sera faible dans l'estuaire. Il y a là une certaine logique.

Mais, en 2011, l'indicateur reproduction est toujours moyen, la pêche très faible, et pour autant le recrutement sera au plus bas dans l'estuaire. De même, en 2007, l'indicateur reproduction est fort, la pêche très faible et pourtant le recrutement est très bas.

On se dit alors qu'il peut y avoir des problèmes de survie entre la reproduction et le recrutement dans l'estuaire.

Et en regardant 2014, l'indicateur reproduction est très faible, tout comme la pêche, et il y aura pas mal d'alosons dans l'estuaire.

On se dit aussi qu'il y a de l'incertitude sur tous nos indicateurs et que la série chronologique est courte pour établir des tendances.

On notera cependant que les trois dernières années pour lesquelles on a des chiffres sont plutôt bonnes du point de vue reproduction.

L'analyse sur l'alse feinte souligne une fois encore le risque « micropollution » pour le bon déroulement du cycle biologique de l'espèce. Il ressort sur tous les stades via l'indicateur « pesticides », mais aussi « métaux ».

Nous n'allons pas reprendre ici le focus sur les malformations des crevettes blanches dans l'Estuaire que nous avons développé dans le document sur la grande alose (Lobry et al., 2016), mais nous mentionnerons le travail de A. Lochet et al., 2008, sur la contamination au mercure de l'alse feinte dans l'Estuaire. Il y a six fois plus de mercure dans le muscle de l'alse feinte que chez la sardine ou le hareng de l'Océan, mais aussi que chez la grande alose de la

Garonne. La principale différence entre les deux aloses est la fréquentation d'une partie plus basse de la Garonne et de l'estuaire par la gatte.

Le bouchon vaseux est aussi un sujet majeur pour cette espèce dont le cycle se déroule essentiellement en T2 (zones de reproduction, de croissance des juvéniles), secteur de Garonne où le bouchon vaseux, vraisemblablement renforcé par les rejets de l'agglomération bordelaise pose problème (fortes teneurs en MES, désoxygénation, formes réduites de l'azote toxiques pour les poissons). De plus, nous avons vu que l'évolution de l'hydrologie de la Garonne à long terme était favorable à une présence plus longue et plus prégnante de ce bouchon. Nous ne savons pas comment les alosons (notamment) se comporte face à ce bouchon vaseux. C'est un sujet essentiel qu'il faut investiguer.

Comme chez la grande alose, dans l'estuaire, les risques d'entraînement des alosons de gatte dans le système de pompage du Blayais, ainsi que les risques de captures accidentelles par la pêcherie des crevettes ou des civelles sont pointés par l'analyse de risques. Les données permettant l'évaluation sont anciennes (Taverny, 1991) et mériteraient une actualisation. Des données plus récentes existent pour le pompage du Blayais, mais nous n'avons pu avoir accès à ces données (dans la thèse de C. Taverny, on trouve des estimations allant jusqu'à 35 000 alosons « aspirés » par 24h).

Tant qu'il y avait de la grande alose, les géniteurs d'alse feinte n'étaient pas ciblés par la pêcherie. Mais l'on a vu qu'avec le moratoire « grande alose », une partie de l'effort de pêche pouvait se rabattre sur l'alse feinte. Puis il y a eu l'arrêté PCB qui a bloqué sa commercialisation. Aujourd'hui la commercialisation est à nouveau possible. Il faudra surveiller la pression de pêche sur ce stock de migrants.

Enfin, on a vu pour la grande alose que le silure pouvait perturber la reproduction en attaquant les géniteurs. Cela fera l'objet d'études plus précises par l'équipe de Frédéric Santoul de l'Université Paul Sabatier de Toulouse. Le silure vit dans la Garonne jusqu'à Pauillac (en supportant au passage une certaine salinité des eaux). Il est donc fort probable qu'il agisse avec les géniteurs d'alse feinte au moment de la fraie comme avec ceux de grande alose.

L'alse feinte est une espèce encore peu connue scientifiquement. Pour l'instant, les indicateurs dont on dispose sont plutôt rassurants sur l'état des stocks. Mais son cycle biologique se déroule, pour une grande partie, sur des tronçons de Garonne qui se dégradent. Elle est donc à surveiller avec beaucoup d'attention (sur les différents points listés ci-dessus).

4. BIBLIOGRAPHIE

- Greene, K.E., Zimmerman, J.L., Laney, R.W., Thomas-Blate, J.C., 2009. Atlantic coast diadromous fish habitat: A review of utilization, threats, recommendations for conservation, and research needs. Atlantic States Marine Fisheries Commission Habitat Management Series 464.
- Jatteau, P., Drouineau, H., Charles, K., Carry, L., Lange, F., Lambert, P., 2017. Thermal tolerance of allis shad (*Alosa alosa*) embryos and larvae: Modeling and potential applications. Aquatic Living Resources 30, 2. <https://doi.org/10.1051/alr/2016033>.
- Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. Rapport IRSTEA pour EDF.
- Lochet, A., Maury-Brachet, R., Poirier, C., Tomas J., Lahaye, M., Aprahamian, M., Rochard, E., 2008. Mercury contamination and life history traits of Allis shad *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758) and Twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) in the Gironde estuary (South West France). Hydrobiologia 602:99–109. DOI 10.1007/s10750-008-9281-8
- Rapet E., 2015. Etude de la population de silure glane (*Silurus glanis*) de l'estuaire de la Gironde: Caractérisation, régime alimentaire, déplacements. Rapport AADPPED Gironde/IMA
- Rapet, E., 2018. Bilan des données de l'Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde. 2000-2017. AADPPED Gironde.
- Taverny, C., 1991. Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne. Université de Bordeaux I, CEMAGREF.

Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Cycle biologique de l'esturgeon européen dans le bassin de la Garonne



Auteur(s) : Vincent Cornu (vincent.cornu@ecogea.fr)

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

Vanessa Lauronce (vanessa.lauronce@migado.fr)

VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- Vanessa Lauronce, MIGADO, vanessa.lauronce@migado.fr

Pour citation :

Cornu V., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Cycle biologique de l'esturgeon européen dans le bassin de la Garonne. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. GENERALITES	5
1.1. DESCRIPTION	5
1.2. CYCLE BIOLOGIQUE	5
1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS D'ESTURGEON EUROPEEN	6
1.3.1. <i>Distribution</i>	6
1.3.2. <i>Evolution du stock</i>	7
1.3.3. <i>Programme de restauration de l'esturgeon européen</i>	8
1.3.4. <i>Quelques données historiques sur le bassin de la Garonne</i>	10
2. CYCLE BIOLOGIQUE DE L'ESTURGEON EUROPEEN DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES	14
2.1. LES ADULTES ET SUBADULTES	14
2.1.1. <i>Phase marine</i>	14
2.1.2. <i>Une population de bassin</i>	14
2.1.3. <i>La migration génésique</i>	15
2.1.4. <i>Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin</i>	15
2.2. LA REPRODUCTION	15
2.2.1. <i>Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin de la Garonne</i>	16
2.2.1.1. <i>Zones de frayères potentielles identifiées</i>	16
2.2.1.2. <i>Suivi des zones de frayère</i>	17
2.3. LES LARVES ET JUVENILES	18
2.3.1. <i>Indicateurs d'abondance des juvéniles sur le bassin de la Garonne</i>	20
3. CONCLUSION	21
4. BIBLIOGRAPHIE :	22

1. GENERALITES

1.1. DESCRIPTION

L'esturgeon européen (*Acipenser sturio* L. 1758) appartient à l'ordre des Acipensériformes, apparu sur Terre au Dévonien, il y a environ 400 millions d'années, et à la famille des Acipenseridés, apparue en Europe il y a plus de 200 millions d'années. Pour se donner un repère temporel, on dira que lorsque les dinosaures sont apparus, l'esturgeon était déjà présent sur Terre depuis 70 millions d'années.

C'est un poisson archaïque, dépourvu d'écailles, avec un squelette constitué de cartilage et de quelques plaques osseuses sur le crâne. Il possède un corps allongé de section pentagonale, recouvert de cinq rangées de plaques osseuses entre lesquelles se trouvent de petites scutelles dermiques donnant un toucher râpeux. La nageoire caudale possède un lobe supérieur plus grand que le lobe inférieur. Le dos est de couleur gris rosé à gris beige et le ventre est blanc nacré. Le museau est allongé et pointu, quatre barbillons sensoriels non frangés sont situés ventralement entre le rostre et la bouche ventrale protractile (Figure 1).



Figure 1 : Esturgeon européen (source : MNHN).

C'est une espèce de grande taille, les adultes mesurant couramment entre 1.45 et 2.2 m pour un poids variant entre 13 et 70 kg. Certains individus peuvent dépasser 3.5 m pour 300 kg (Keith et al., 2011).

L'esturgeon européen a une très grande longévité, 60 ans voire plus, et se reproduit plusieurs fois dans sa vie. La maturité sexuelle est atteinte entre 7 et 12 ans pour les mâles et entre 8 et 18 ans chez les femelles (Bruslé and Quignard, 2013).

1.2. CYCLE BIOLOGIQUE

Le cycle biologique de l'esturgeon européen se déroule dans trois milieux différents (Figure 2).

La reproduction se déroule en eau douce, dans les parties basses des fleuves au niveau de zones profondes à fond graveleux parcourus par des courants rapides. Après éclosion des œufs, les larves colonisent la rivière puis, lorsque l'hiver approche, les juvéniles dévalent dans la partie dulçaquicole de l'estuaire. A partir du printemps ils colonisent tout l'estuaire et vont rester plusieurs années dans l'espace estuarien en pouvant effectuer des allers-retours saisonniers avec le milieu océanique. Puis ils entreprennent une migration océanique à l'âge de 3-7 ans, en longeant les côtes et en pouvant s'éloigner parfois de plus de 1000 kilomètres de leur estuaire d'origine. Ils atteignent leur maturité sexuelle en mer et entreprennent une migration de retour vers leur estuaire d'origine au printemps et remontent les fleuves pour aller se reproduire puis retourner en mer. Ils peuvent effectuer plusieurs cycles de reproduction, les mâles pourraient revenir se reproduire tous les ans et les femelles tous les trois ans (MTES, 2011).

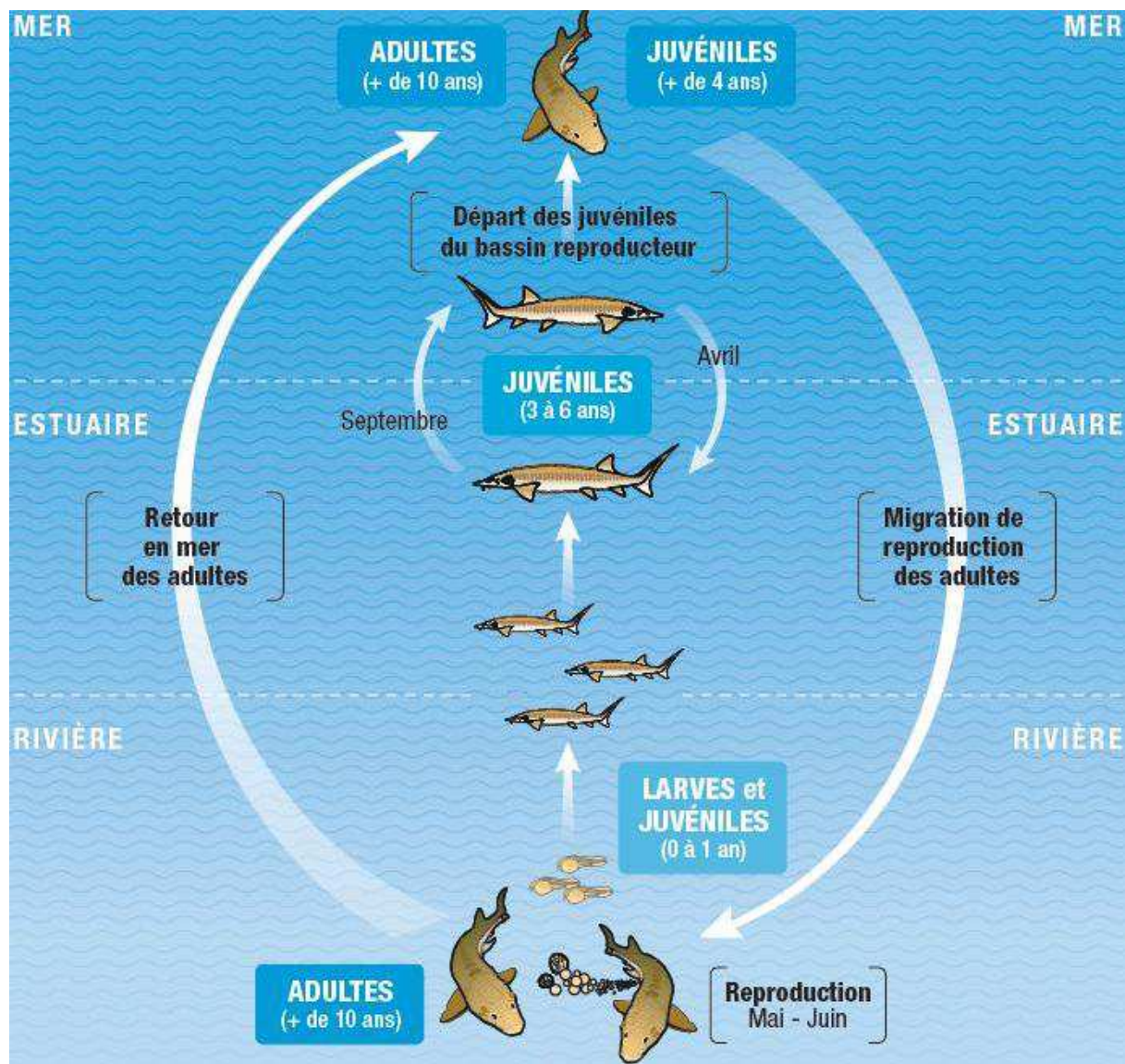


Figure 2 Cycle de vie de l'esturgeon européen d'après www.sturio.fr.

1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS D'ESTURGEON EUROPEEN

1.3.1. Distribution

Autrefois, l'esturgeon européen était assez commun le long des côtes et dans la majorité des grands fleuves européens. Il fréquentait la plupart des eaux côtières de l'Atlantique Nord-Est ainsi que certaines eaux côtières de la mer Noire et de la Méditerranée (Figure 3).

L'aire de répartition a couvert plus de 40 bassins versant dans l'ensemble de l'Europe (Lassalle *et al.* in Williot *et al.*, 2011) jusqu'à son déclin amorcé à la fin de 19^{ème} siècle. Seuls deux populations reproductrices existaient encore dans le milieu des années 1970, dans l'estuaire de la Gironde, en France, et dans le Rioni, en Géorgie. **Sa répartition actuelle se résume au bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne et à l'ensemble de la façade atlantique de la Manche et de la mer du Nord entre le sud du golfe de Gascogne et le cercle polaire** (Rochard *et al.*, 1997).

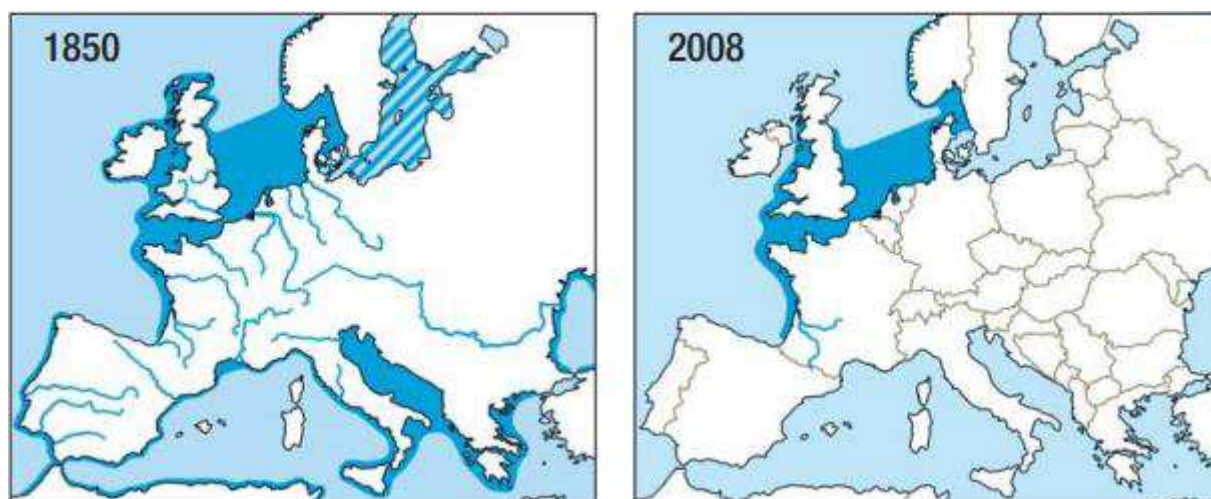


Figure 3 : Evolution de la répartition de l'esturgeon européen entre 1850 et 2008 (CNPNEM, 2014).

En France, l'aire de répartition d'*Acipenser sturio* (Figure 4) s'est fortement réduite à partir de 1920 et a conduit à sa disparition des plus grands hydrosystèmes tels que celui du Rhin (en 1942), de la Seine et de la Loire (dans les années 1940) et du Rhône (vers 1969).

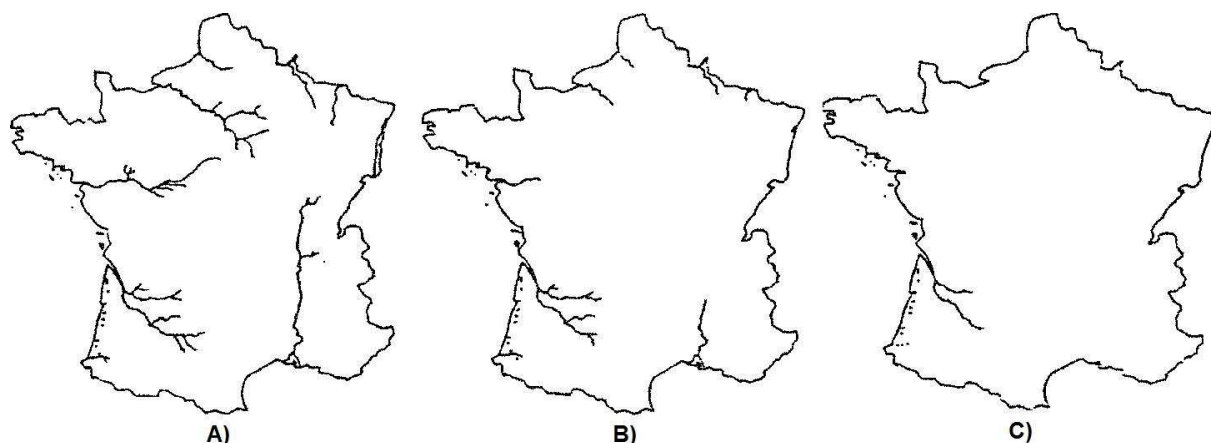


Figure 4 : Régression de l'aire de distribution française de l'esturgeon européen. A) fin du XVIIème siècle ; B) fin du XIXème siècle ; C) fin du XXème siècle (Kirchhofer et al. 1996 in Bruslé and Quignard, 2013).

1.3.2. Evolution du stock

En plus de la réduction de l'aire de répartition, l'abondance des stocks a fortement diminuée depuis plusieurs siècles. En effet l'esturgeon présente un grand intérêt économique, compte tenu de sa grande taille, de la qualité de sa chair et de la valeur de ses œufs. La vessie gazeuse est utilisée pour la fabrication de l'ichtyocolle utilisée dans l'industrie optique, dans la restauration de la porcelaine ainsi que pour la clarification des vins. L'espèce a donc été l'objet d'une activité de pêche importante étroitement liée à l'avènement et à l'essor du chalut et du filet maillant.

Au début du 20^{ème} siècle, les captures mondiales de l'espèce représentaient entre 150 et 200 tonnes (soit environ 14 000 à 16 000 poissons). Pendant les 50 années suivantes, les prises dans les bassins de la mer du Nord et surtout de la Baltique ont fortement diminué (Debus, 1996 ; Kolman and Zarkua, 2002), et l'esturgeon est devenu partout une espèce rare, comme dans la péninsule ibérique (Almaça and Elvira, 2000), la Grèce (Economidis et al., 2000), la Pologne (Mamcarz, 2000), l'Italie (Bronzi et al. in Williot et al., 2011) et l'Allemagne (Gessner et al. in Williot et al., 2011).

Après la seconde guerre mondiale, la seule population d'importance commerciale est restée celle de la Gironde-Garonne-Dordogne, avant qu'elle ne décline à son tour, les captures passant de plus de **4000 individus en 1947 à 195 en 1963 et seulement à quelques individus déclarés en 1980** (Castelnaud *et al.*, 1991). Finalement, la pêche d'*Acipenser sturio* a été interdite en France à partir de 1982.

Actuellement, la population Gironde-Garonne-Dordogne est la dernière population, dans le monde, d'esturgeon européen. Les dernières reproductions connues en milieu naturel ont eu lieu en 1988 (ayant produit quelques centaines à quelques milliers d'individus selon les estimations de Castelnaud *et al.*, 1991) et 1994 (juvéniles produits issus d'un seul couple de géniteur selon Williot *et al.*, 2007). Une reproduction artificielle a été réalisée en 1995 suite à la capture d'un couple mature dans le milieu naturel (Williot *et al.*, 2000). Des juvéniles issus de ces reproductions ont été gardés afin de constituer un stock enfermé (dit *ex-situ*, voir 1.3.3), les autres ont été déversés dans le milieu naturel.

Les niveaux de survie des juvéniles des dernières cohortes (1988, 1994, 1995) sont difficiles à apprécier en phase marine. Les poissons issus de ces dernières reproductions, qui devraient être en âge de se reproduire, ne se sont probablement pas reproduits. L'ensemble des indicateurs convergent et laissent entrevoir une poursuite du déclin de la population, avec un nombre très restreint d'individus dans la nature.

L'espoir est réapparu en 2007 avec le succès de la reproduction des individus du stock *ex-situ*, et le déversement de juvéniles dans le milieu naturel. Depuis 5 autres reproductions artificielles ont eu lieu (jusqu'en 2014) et ont conduit au déversement de près de 1.8 millions de juvéniles dans le bassin Gironde-Garonne-Dordogne (Lauronce *et al.*, 2017) mais aussi, dans une moindre mesure dans l'Elbe. Les mâles nés en 2007 devraient commencer à remonter les fleuves pour tenter de se reproduire à partir de 2017-2020 et les femelles à partir de 2020-2023.

Les causes probables de cette spectaculaire régression sont multiples (Castelnaud *et al.*, 1991 ; Guerri and Pustelnik, 1995 ; Almaca and Elvira, 2000 ; Gonthier, 2009 ; Anonyme, 2011 ; Williot *et al.*, 2011 ; Rosenthal *et al.*, n.d.) :

- exploitation commerciale trop intensive des immatures et adultes, avec une réglementation inadaptée et des contrôles déficients (braconnage),
- dégradation des habitats de nourricerie et de frai (extraction de granulats (Lepage *et al.*, 2000), artificialisation des milieux...) et de leur connectivité (construction de barrages),
- dégradation de la qualité de l'eau provoquant notamment la bioaccumulation de substances toxiques susceptibles d'avoir une incidence sur les capacités de reproduction et la viabilité des larves (Maury-Brachet *et al.*, 2008),
- captures accidentelles, lors de pêches dirigées vers d'autres espèces.

1.3.3. Programme de restauration de l'esturgeon européen

Depuis 1975, le CEMAGREF¹ de Bordeaux a engagé des travaux d'évaluation de la population d'esturgeon de la Gironde à travers, notamment, des opérations de marquage recapture afin d'évaluer l'état de la population girondine. A partir de la mise en place, sous l'impulsion des pêcheurs locaux (réunis au sein de l'Association de Défense de l'Esturgeon Sauvage (ADES)), de la protection intégrale de l'espèce en France en 1982, l'esturgeon européen a attiré avec plus d'attentions les acteurs locaux et la communauté scientifique.

Deux programmes de recherche, de conservation et de sensibilisation successifs, cofinancés par l'Union Européenne ont été développés en Gironde-Garonne-Dordogne à partir 1994

¹ Depuis 2012 le CEMAGREF est devenu l'IRSTEA.

(Programmes *Life Sturio* 1994-1997 et 1998-2001). Ces programmes ont été co-réalisés par EPIDOR et le CEMAGREF de Bordeaux. Ils ont permis :

- d'améliorer les connaissances sur la biologie de l'espèce,
- de suivre l'abondance et d'étudier la croissance de la population sauvage,
- d'identifier les sites potentiels de fraie et les zones d'alimentation des juvéniles, et de mettre en œuvre des moyens de protection,
- de sensibiliser les pêcheurs, de structurer les actions de leurs associations et de les impliquer dans la gestion de l'espèce,
- de constituer un stock captif destiné à participer à des opérations de renforcement des populations.

Les deux programmes « Life » avaient comme principal objectif de développer la connaissance en vue de la gestion. Ils ont donc permis de répondre aux objectifs d'amélioration de connaissance sur le cycle en estuaire, le régime alimentaire, les zones de fréquentation de l'espèce. Ces données ont contribué à protéger les habitats de nourricerie contre les projets d'extraction. Le développement méthodologique sur la conservation et les reproductions en captivité ont permis d'ouvrir le champ de la restauration du stock.

En 2005, sous l'impulsion de la France, l'espèce est inscrite en annexe I de la Convention sur les Espèces et l'élaboration d'un plan de restauration de l'esturgeon européen est lancée. Ce dernier a été adopté en 2007, il implique les pays couvrant l'essentiel de l'aire de répartition historique et actuelle de l'espèce. La rédaction d'un plan national de restauration de l'espèce est lancée par la secrétaire d'état à l'Ecologie la même année.

De son côté, le milieu de la pêche professionnelle, sous la coordination du Comité National des Pêches Maritimes (CNPMM), se mobilise depuis 2006 pour poursuivre le travail de sensibilisation afin de limiter les mortalités par capture accidentelle des esturgeons sauvages. L'action du CNPMM s'est étendue aux eaux côtières des pays voisins européens à partir de 2008.

Le Plan National d'Actions (PNA) en faveur de l'esturgeon européen 2011-2015 (MTES, 2011) est validé par les ministères en 2011. Il implique la participation de plusieurs partenaires à l'échelle française (IRSTEA, MIGADO, EPTB, DREAL Aquitaine, collectivités, Etat, pêcheurs) et européenne (Allemagne, Pays-Bas et Espagne). Le PNA liste une série d'actions visant à prévenir l'extinction de l'espèce et reconstituer une population viable à travers 4 thèmes principaux :

- conservation *in-situ*,
- protection et restauration de ses habitats essentiels,
- conservation *ex-situ* et réintroduction
- coopération internationale.

Depuis 2012, c'est l'association MIGADO qui a en charge la conservation du stock français *ex-situ* d'esturgeons européens, la responsabilité des lâchers, et l'animation du Plan National d'Actions. Les actions de recherche, de suivi de l'évolution de la population et de veille sur la reproduction naturelle ont été confiées à l'IRSTEA. La reproduction assistée a été confiée à MIGADO à partir de 2018. MIGADO et l'IRSTEA participent à la veille sur la reproduction naturelle, avec la mise en place d'actions complémentaires à partir de 2018.

Le PNA est basé sur la production de juvéniles à partir d'un stock d'individus captifs qui constitue le seul espoir pour éviter la disparition totale de l'espèce. Ce stock a été constitué par l'IRSTEA depuis 1990, issu de captures accidentelles d'individus sauvages. Puis la stratégie de pérennisation du stock captif s'est rapidement orientée vers l'élevage d'individus juvéniles capturés en estuaire (issu des reproductions de 1988 et 1994). Des essais de reproduction et

d'élevage en captivité ont été réalisés à partir des années 1980, la première reproduction assistée donnant des larves viables a été réussie en 1995 suite à la capture exceptionnelle, la même semaine, de deux géniteurs de sexe opposés (Williot *et al.*, 2000). Une fraction des alevins issus de cette génération « artificielle » a été conservée à la station de l'IRSTEA de Saint-Seurin sur l'Isle pour disposer, à terme, de femelles (jusque-là les spécimens étaient essentiellement des mâles), une autre a été transportée dans un institut de recherche Allemand à Berlin (l'IGB) afin de constituer un stock de précaution *ex-situ*, et la majorité a été relâchée dans le milieu naturel. Avec l'arrivée à maturité des individus captifs, une première reproduction artificielle a eu lieu en 2007 (Williot *et al.*, 2009), les individus produits ont servi à conforter le stock *ex-situ* (France et Allemagne) et à effectuer des déversements dans le milieu naturel (Garonne et Dordogne). Depuis lors, 5 autres reproductions ont eu lieu (2008, 2009, 2011, 2012, 2013 et 2014). En tout ce sont près de 1.8 millions de juvéniles qui ont été déversés dans le milieu naturel (différents stades sont déversés, de la larve de 7 jours aux juvéniles de deux ans et plus), une partie des juvéniles produits à Saint-Seurin sur l'Isle ont également été déversés dans l'Elbe.

Le nouveau PNA, pour la période 2019-2028, est en cours de validation par le ministère de la Transition écologie et solidaire.

1.3.4. Quelques données historiques sur le bassin de la Garonne

Historiquement, avant la mise en place du barrage à aiguilles de Beauregard (seconde moitié du 19^{ème} siècle), l'esturgeon pouvait remonter la Garonne jusqu'au barrage du Bazacle comme en atteste la présence de deux spécimens capturés près de Grenade-sur-Garonne dans la collection du Muséum d'Histoire Naturelle de Toulouse (Roule, 1922), ou bien la pratique de sa pêche par un amateur du côté de Blagnac vers 1930 (Cassou-Leins, 1981). Cependant des remontées aussi haut vers l'amont devaient être exceptionnelles, comme en atteste la charte de Gausbert de Fumel (XII^{ème} siècle) : « si un pêcheur prend un esturgeon, il le rend au seigneur abbé-moine qui lui donne un sentier de froment et un baril plein de vin ».

Des estimations de capture ont été réalisées par Castelnaud in Williot *et al.* (2011) sur la pratique de la pêche dans le bassin de la Gironde-Garonne-Dordogne. La zone couverte par ces estimations s'étend pour la partie marine de l'embouchure de la Loire à la côte espagnole et à 80 milles de la côte à la mer ouverte, et pour la partie continentale, de la limite frontale à la mer de l'estuaire de la Gironde à l'ouvrage de Bergerac sur la Dordogne et à l'ouvrage de Beauregard sur la Garonne (Figure 5).

Les estimations sont basées sur la compilation et l'analyse de la littérature disponible, qui comprends des rapports techniques et scientifiques, des enquêtes historiques, des rapports de gestion de la pêche... Des mentions concernant des captures de l'espèce depuis le moyen âge sont présentes dans de nombreux documents, mais la première donnée chiffrée n'apparaît qu'après la première guerre mondiale.

La pêche était pratiquée pour la consommation de la chair puis, à partir de 1920, l'esturgeon fut recherché pour la fabrication du caviar.

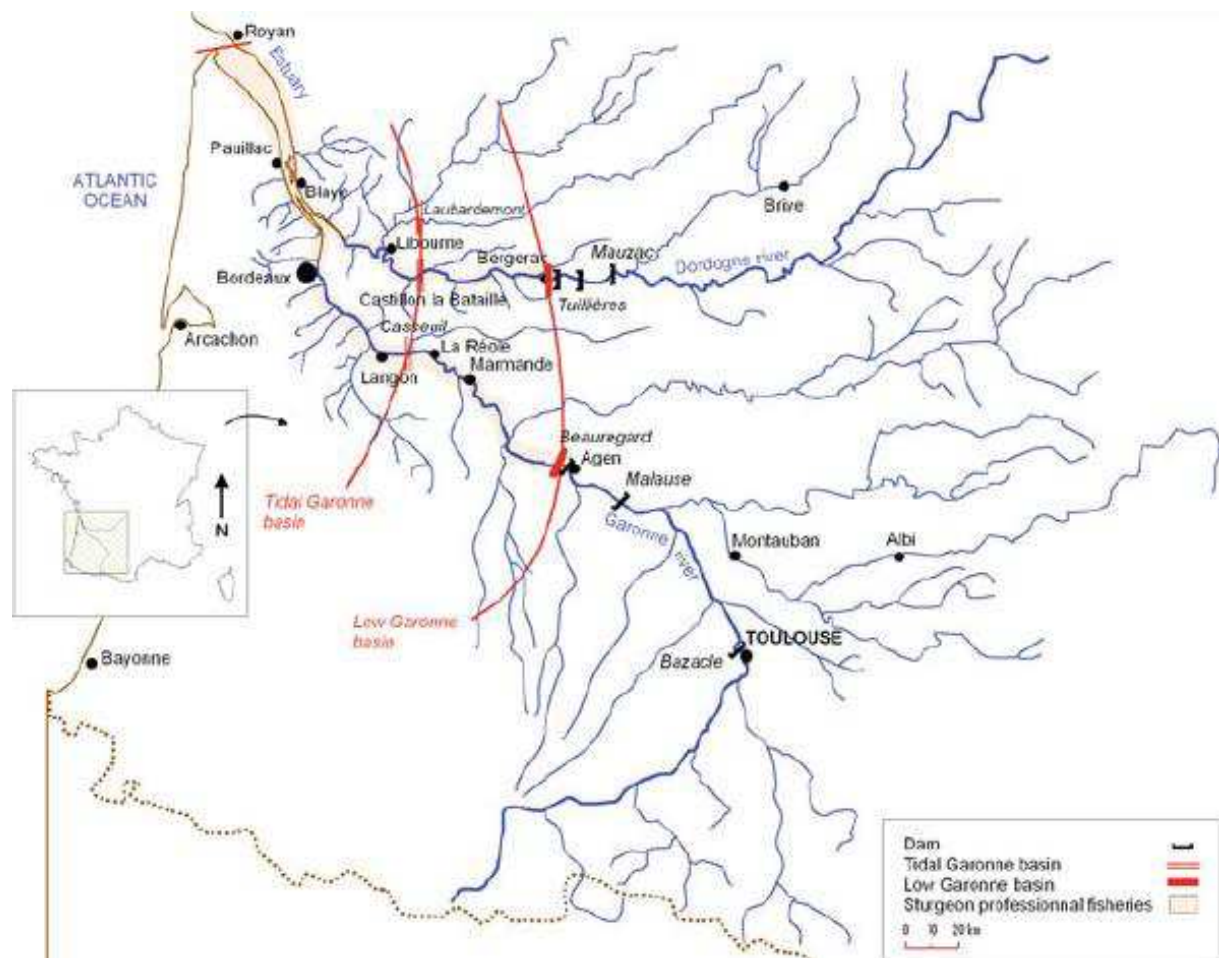


Figure 5 : Carte du bassin de la Garonne avec les limites de la zone tidale, de la partie basse du bassin et localisation des principaux ouvrages (Castelnaud in Williot et al. (2011)).

La période la plus documentée concernant la pêche de l'esturgeon dans le bassin est 1920-1980. Dans cette période, environ 100 pêcheurs étaient **spécialisés** dans la capture de l'esturgeon, qui concernait les mâles adultes et les femelles pour la chair et le caviar, et les juvéniles pour la chair.

Avec la pêche intensive des juvéniles, les débarquements ont atteint 120 tonnes en 1920 pour une production de 3 000 kg de caviar. Cela se maintient à peu près ainsi jusqu'en 1938. Puis la production de caviar diminue à 2 000 kg après la fin de la Seconde Guerre mondiale (Figure 6). Les débarquements ont diminué à 87 t en 1948, puis rapidement à 54 t en 1950, 30 t en 1959, 10 t en 1963 et pas plus de 1 t en 1980. Logiquement, la production de caviar a suivi une tendance similaire, 1 500 kg entre 1952 et 1959, puis 500 kg en 1963 et moins de 50 kg en 1980. Puis, l'espèce fut protégée dans le bassin de la Garonne et la pêche interdite en 1982.

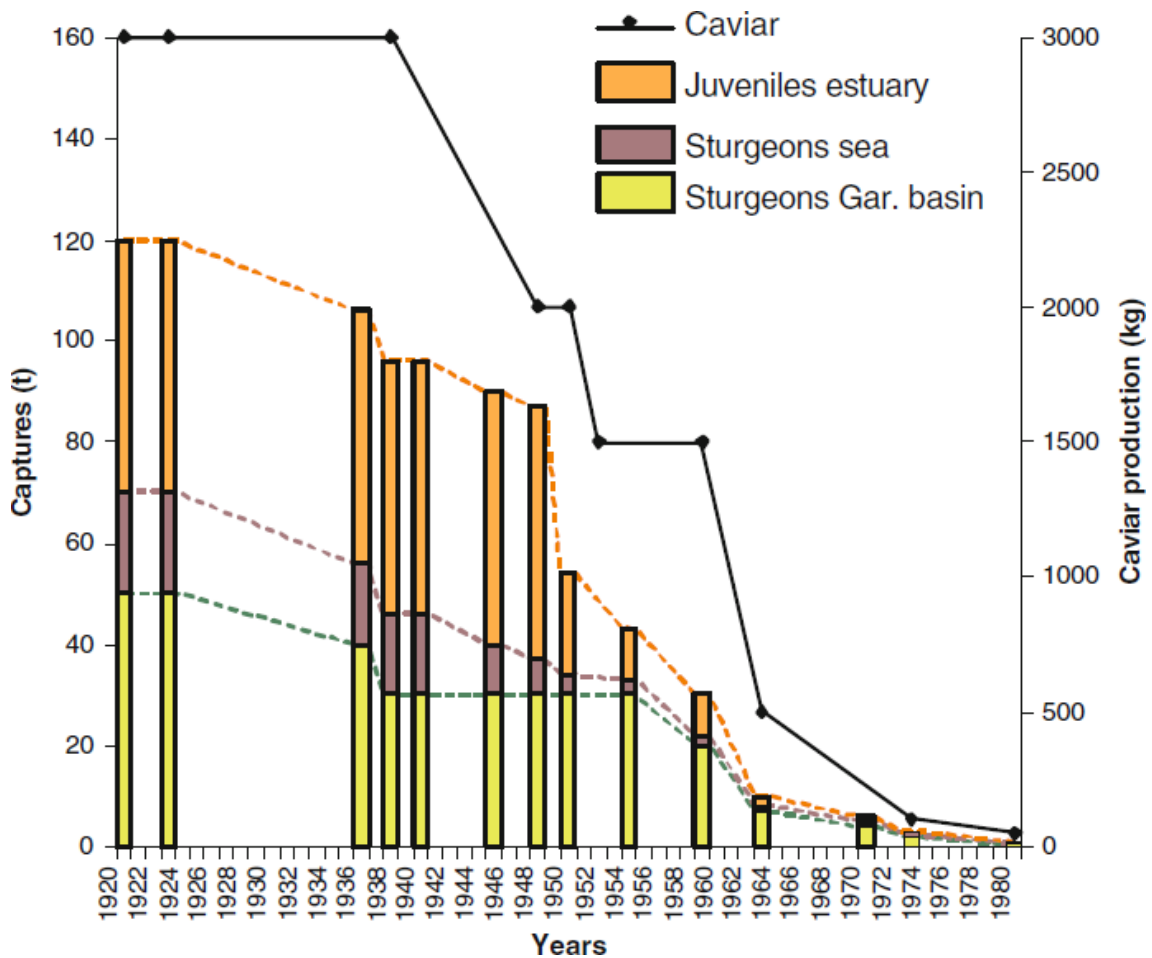


Figure 6 : Estimation des débarquements d'esturgeons (capturés en mer, dans le bassin Garonne et dans l'estuaire) et production de caviar pour la période 1920-1980 (Castelnaud in Williot et al., 2011)

Une des principales causes de cette raréfaction semble être l'autorisation de la pêche en juin à partir de 1951, ce qui a permis la capture des individus sur les frayères (Cassou-Leins, 1981), le braconnage et l'absence de mesures prises pour faire face à l'évolution des techniques de pêche (Guerri and Pustelnik, 1995).

Les esturgeons fréquentent les eaux côtières où cohabitent de nombreuses autres espèces d'intérêt halieutique et commercial, eaux côtières qui constituent un terrain d'activité important pour les flottilles de pêche. Depuis 1982, l'IRSTEA réalise une veille des captures accidentelles grâce à une étroite collaboration avec les pêcheurs chargés de la sensibilisation du monde de la pêche et du recueil des observations. Plus récemment (2006), un réseau de centralisation des captures accidentelles déclarées volontairement a été mis en place depuis (réseau « sturio »).

Après la fermeture de la pêche de l'esturgeon sur le territoire, l'IRSTEA a recensé la capture accidentelle de 36 individus dans la période 1981-1990, de 10 individus dans la période 1991-2000 (Figure 7) et 2 individus entre 2001 et 2005 dans la Gironde-Garonne-Dordogne.

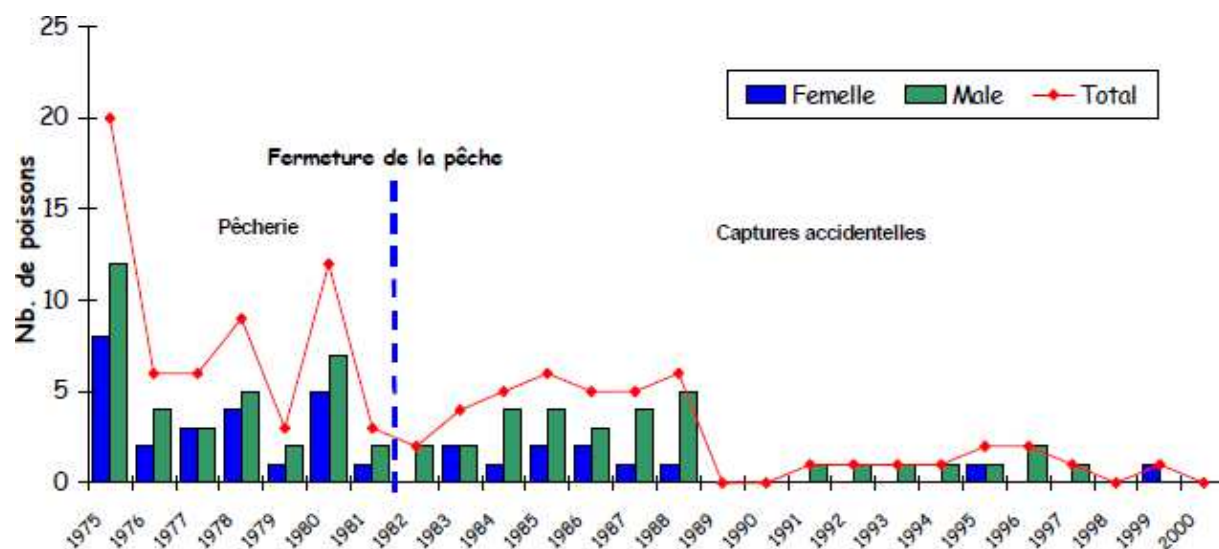


Figure 7 : Bilan des captures de géniteurs d'esturgeon européen en Garonne et Dordogne entre 1975 et 2000 (Brosse, 2003).

Depuis sa mise en place, le réseau « sturio » a permis de mettre en évidence de nombreuses observations, et ceux de manière plus intense depuis 2011 en rapport avec les déversements significatifs de juvéniles. Les observations sont majoritairement réalisées à proximité de l'estuaire (panache estuarien), et sur un territoire allant du Sud du Golfe de Gascogne à la Scandinavie (Figure 8).

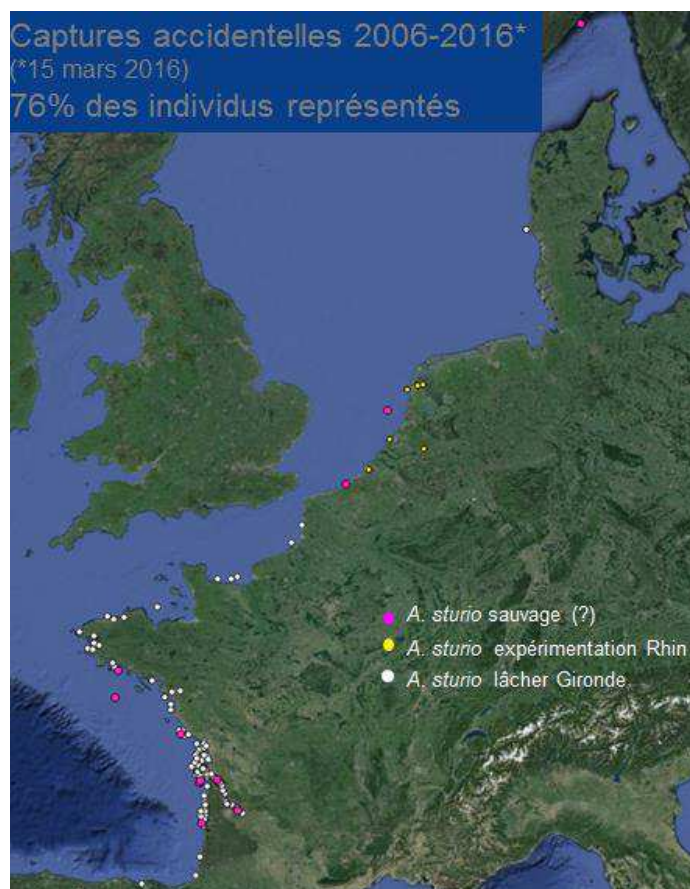


Figure 8 : Localisation des captures déclarées dans le cadre du réseau « sturio » entre 2006 et 2016 (Jatteau, 2016).

Les plus petits individus (5 à 40 cm) sont retrouvés dans les fleuves, les individus capturés dans l'estuaire mesurent majoritairement entre 40 et 80 cm, les plus gros individus sont échantillonnés en mer ou en fleuve lorsqu'ils reviennent se reproduire (Figure 9).

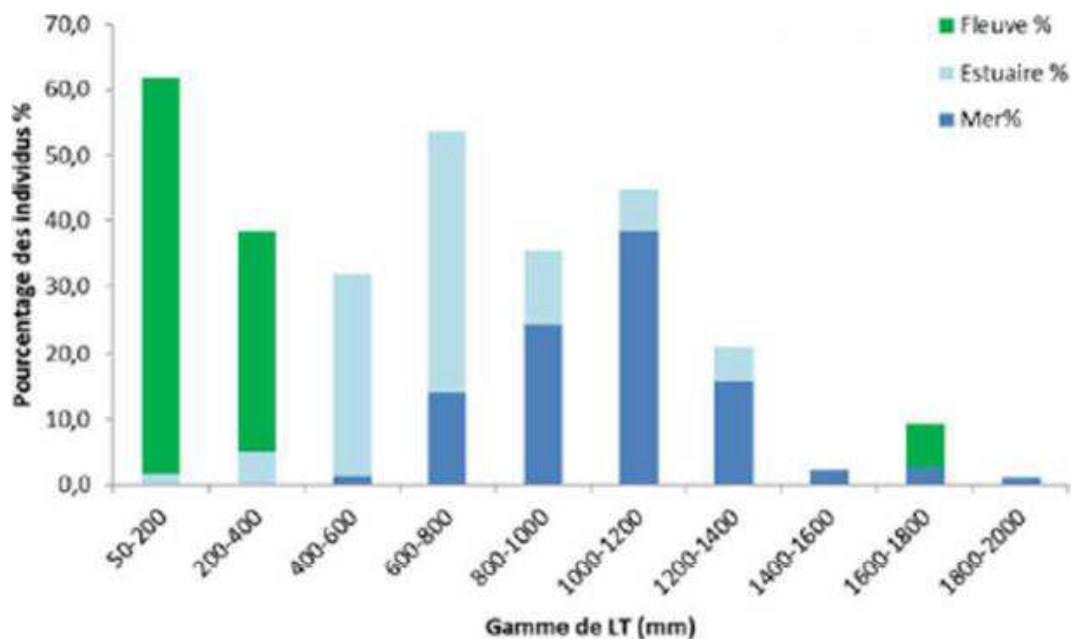


Figure 9 : Gamme de taille des individus mesurés (n=471) dans le cadre du réseau sturio pour la période 2006-2016 (Jatteau, 2016).

2. CYCLE BIOLOGIQUE DE L'ESTURGEON EUROPEEN DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES

2.1. LES ADULTES ET SUBADULTES

2.1.1. Phase marine

Les connaissances sur la vie des esturgeons en mer sont très limitées, elles se bornent aux informations de captures accidentelles par les pêcheries (Acolas *et al.* in Williot *et al.* 2011) et plus rarement à l'occasion d'échouages de spécimens morts.

L'esturgeon de la Gironde-Garonne-Dordogne (G/G/D) est actuellement observé en mer **principalement à proximité de l'estuaire de la Gironde mais les individus subadultes et adultes peuvent s'en éloigner de plusieurs centaines de kilomètres** (Golfe de Gascogne, Manche et mer du Nord), comme en attestent les déclarations de captures accidentelles des marins pêcheurs européens via le réseau « sturio » (Figure 8). En mer, l'esturgeon européen se cantonne **aux eaux côtières du plateau continental de moins de 100 mètres de profondeur et principalement sur des fonds de moins de 40 mètres** (Rochard *et al.*, 1997).

Les déplacements en mer peuvent être assez rapides, comme en atteste la recapture en mer d'individus marqués dans l'estuaire, par exemple un mâle ayant parcouru plus de 400 km en 13 jours ou un subadulte de 121 cm recapturé à plus de 1 000 km 45 jours après son marquage (Castelnaud *et al.*, 1991).

2.1.2. Une population de bassin

Les connaissances sont très faibles à ce sujet. Il est considéré que chaque population d'esturgeon est inféodée à un bassin versant (Anonyme, 2002). Il y aurait donc un phénomène de retour des adultes depuis la mer vers le bassin versant de naissance. Williot *et al.* (2002)

reporte la capture d'un même mâle à trois reprises (1981, 1984 et 1987) toujours dans la Dordogne, ce qui signifierait que certains individus pourraient privilégier un cours d'eau du bassin pour se reproduire.

2.1.3. La migration génésique

On dispose de très peu d'informations concernant la cinétique de la migration génésique des géniteurs vers les zones de frayères du bassin. Ici aussi, les connaissances sont basées sur les captures d'individus par la pêche ou lors de campagnes de pêche scientifique.

Les géniteurs ne s'alimentent pas pendant la migration génésique (Bruslé and Quignard, 2013).

Dans le bassin G/G/D, l'entrée des géniteurs dans l'estuaire a majoritairement lieu entre mars et avril, puis ils migrent vers les zones de frayères fluviales pour se reproduire en mai-juin (Acolas *et al.* in Williot *et al.* 2011 ; Anonyme, 2011). Les mâles commencent leur migration avant les femelles (Williot *et al.* 2011).

De nombreux facteurs pourraient intervenir concernant le déclenchement de l'activité migratoire (niveau d'eau, turbidité...), mais il semble que le facteur le plus important soit la température de l'eau, devant être supérieure à 15°C pour favoriser les déplacements (Cassou-Leins, 1981).

Après reproduction éventuelle les géniteurs redévalent en mer au mois de juillet et partent à nouveau en migration littorale lointaine jusqu'au prochaine cycle gamétogénétique.

2.1.4. Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin

Au niveau du bassin Gironde-Garonne-Dordogne, il n'y a pas d'indicateur spécifique pour les géniteurs. On ne dispose d'indicateurs d'abondance des géniteurs qu'au travers du réseau « sturio » et des pêches scientifiques de l'IRSTEA.

En effet, l'esturgeon ne fait plus l'objet d'une pêche ciblée depuis 1982, et jamais aucun individu n'a été comptabilisé au niveau de la première station de contrôle du bassin (Golfech), bien que le dispositif de franchissement puisse faire passer des individus de grande taille (comme par exemple des silures, mais il n'a pas été conçu pour faire passer des espèces de ce gabarit).

Les captures de géniteurs les plus récentes lors de leur migration de reproduction sont un mâle de 17.8 kg, capturé par un pêcheur professionnel dans la Dordogne le 9 mai 2007. Sur la période 2012-2016, 14 individus susceptibles d'être des géniteurs (taille supérieure à 1.45 m) ont été signalés dans l'estuaire et son panache maritime, mais aucun n'a été signalé en fleuve (V. Lauronce, communication personnelle).

Actuellement les géniteurs d'esturgeon européen seraient susceptibles de coloniser la Garonne jusqu'au seuil de Beauregard (Agen), mais l'effacement progressif de cet ouvrage ruiné pourrait permettre une colonisation plus en amont.

2.2. LA REPRODUCTION

Dans le bassin de la G/G/D, la maturité sexuelle est atteinte entre 10-12 ans chez les mâles et 13-16 ans chez les femelles. Les mâles seraient susceptibles de se reproduire tous les ans, et les femelles tous les 2, 3 ou 4 ans. L'activité sexuelle principale se situerait entre 14-15 et 20-25 ans chez les mâles et entre 18-19 et 35-40 ans chez les femelles (Magnin 1962 in Williot *et al.* 2011). Mais la taille des poissons records des données historiques de captures en fleuve laisse penser que la période d'activité sexuelle des femelles est plus longue que celle déterminée par Magnin (1962), qui a étudié la population de la G/G/D dans les années 1950 lorsque la population était très impactée par la pêche (Williot *et al.*, 2011). Les observations réalisées sur le stock ex-situ de Saint-Cernin sur l'Isle suggèrent une dominance d'un cycle de maturation de 2 ans, le patron de maturation des mâles étant extrêmement variable (Williot et Chèvre in Williot *et al.*, 2011).

Le nombre d'œufs produits par les femelles est dépendant de leurs tailles. La fécondité relative est de 12 000-34 000 ovocytes par kg, soit une fécondité absolue variant entre 200 000 et 5 700 000 ovocytes en fonction du poids des femelles. Les œufs sont gris-noirâtres et collants lorsqu'ils sont fécondés et mesurent 2-3 mm de diamètre (Keith *et al.*, 2011, Bruslé et Quignard, 2013).

Les connaissances sur les frayères à *Acipenser sturio* sont très fragmentaires. Elles reposent sur un inventaire et une description sommaire des zones de pêche des géniteurs assimilées à des sites de frai (Jego *et al.*, 2002). Pour se reproduire, l'esturgeon européen sélectionne des zones aux substrats grossiers (diamètre allant de 3 à 255 mm), à courant vif, entre 0.5 et 2 m/s, et assez profondes (5 m à 10 m). Il semble important que le substrat de la frayère ait une certaine mobilité, les larves ayant besoin d'une certaine abrasion de l'enveloppe de l'œuf pour se libérer (V. Lauronce, communication personnelle).

La phase reproduction est globalement mal connue. Les femelles seraient accompagnées de plusieurs mâles (Keith *et al.*, 2011, Bruslé et Quignard, 2013). La fraie aurait lieu en pleine eau, les esturgeons étant facilement détectables par leurs bruyantes manifestations nuptiales : nage en surface et saut hors de l'eau des mâles (Cassou-Leins, 1981).

L'activité de reproduction se déroulerait pour des températures supérieures à 20°C. Pour le bassin de la Gironde-Garonne-Dordogne l'étendue de la période de reproduction est d'environ 2 à 3 mois, de mai à Juillet (période principale : mai-juin). Les reproducteurs survivent à la reproduction et effectuent plusieurs cycles au cours de leur vie.

2.2.1. Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin de la Garonne

Traditionnellement, le repérage de l'activité de reproduction se faisait par des guetteurs, positionnés au niveau des zones de frayère, en surplomb du fleuve, dans le but de déclencher la pêche.

2.2.1.1. Zones de frayères potentielles identifiées

Le premier travail de recensement des frayères d'esturgeon européen a été réalisé par Vigneau en 1952 (Guerri et Pustelnik, 1996). Il a été effectué par enquête auprès des pêcheurs et recense les lieux de capture où sont observés d'importants rassemblements d'esturgeons. Lors de ce recensement, 25 zones de frayères potentielles sont inventoriées (9 sur la Dordogne et 16 sur la Garonne).

En 1980, au regard de l'évolution morphologique des cours d'eau suite aux opérations de dragages intervenus pour l'exploitation des granulats, l'IRSTEA réalise une mise à jour des sites potentiels. 18 zones de frayère potentielle sont alors inventoriées (14 sur la Dordogne et 4 sur la Garonne).

En 1996, une étude préliminaire sur les frayères potentielles à esturgeon est réalisée par Guerri et Pustelnik dans le cadre du programme *Life Sturio* afin de mettre à jour les connaissances et de mettre en place des mesures de protection. 24 sites sont alors identifiés (12 Dordogne et 12 Garonne) dans des zones peu ou pas soumises à l'influence des marées.

Les derniers travaux concernant les zones potentielles de frayère du bassin ont été réalisés par Jego *et al.* (2002), sur des tronçons allant, pour la Dordogne, de Bergerac au Bec d'Ambès et, pour la Garonne, d'Agen au Bec d'Ambès (Figure 10). 12 sites potentiels ont été identifiés sur l'axe Dordogne (dont 4 situés en zone de marée dynamique), et 15 sites sur la Garonne (dont 3 en zone de marée dynamique).

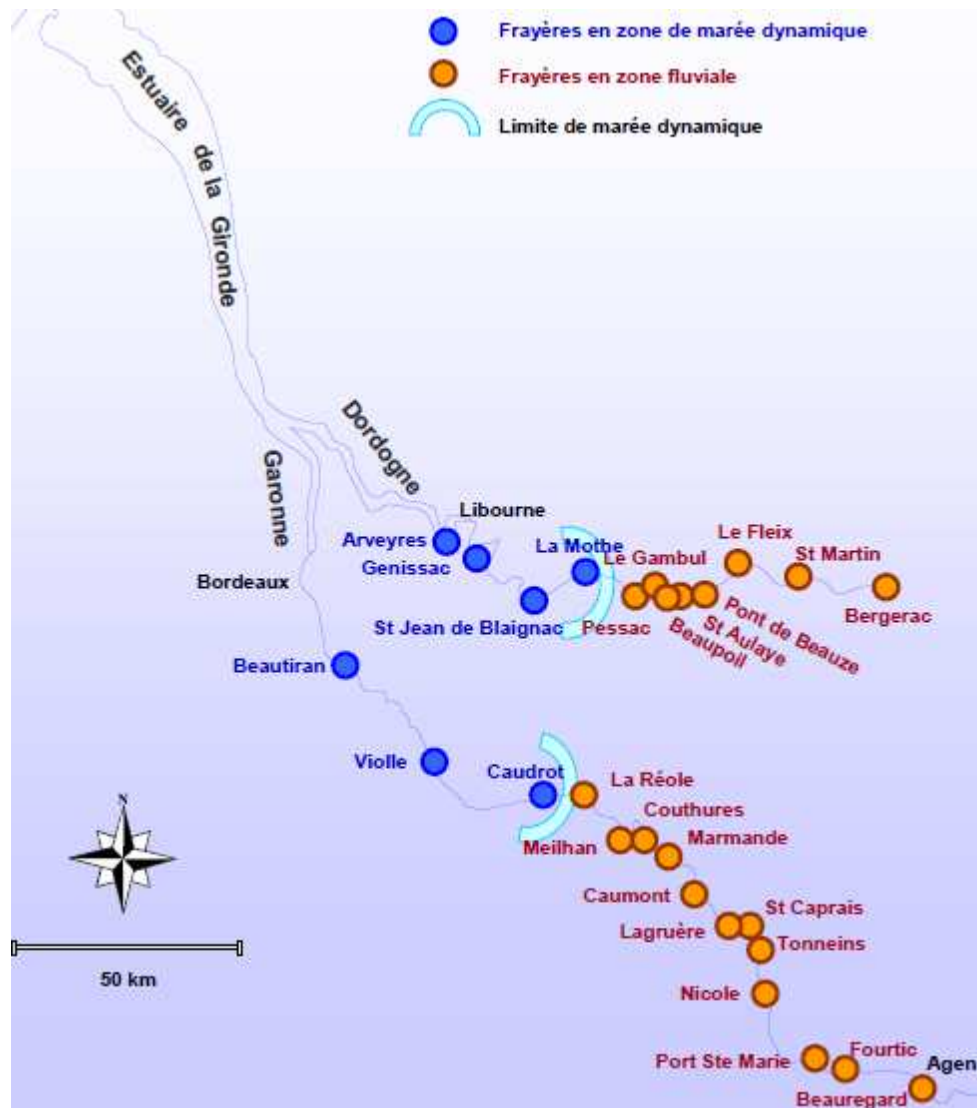


Figure 10 : Localisation des frayères potentielles de l'esturgeon européen dans la Garonne et la Dordogne (www.sturio.fr, d'après Jego et al., 2002).

L'utilisation de ces sites potentiels par les géniteurs reste à confirmer.

Un travail d'actualisation des frayères potentielles est réalisé par MIGADO depuis 2018, il s'échelonnnera sur plusieurs années (Lauronce et al., 2018).

2.2.1.2. Suivi des zones de fraye

Il n'y a actuellement pas de suivi direct de l'activité de reproduction de l'espèce sur le bassin. Une veille est assurée par l'IRSTEA, via des enquêtes auprès des pêcheurs ainsi que par la réalisation de pêches scientifiques ciblées en estuaire et fleuves afin de mettre en évidence une éventuelle arrivée de juvéniles traduisant une reproduction réussie (Jatteau P. Coord., 2016).

Ce suivi a permis de montrer que les dernières reproductions en milieu naturel ont eu lieu en 1988 et 1994. Un doute demeure quant à une éventuelle reproduction entre 2002 et 2006, avec la capture d'un mâle non spermiant lors des pêches scientifiques de l'IRSTEA, dont l'âge a été estimé à 10 ans mais dont l'analyse de parenté (génétique) l'assigne à la cohorte 1995. La seule hypothèse qui s'accorderait de ces deux résultats serait que se soient reproduits dans le milieu naturel, en 2002-2006, des frères et sœurs des géniteurs utilisés en 1995 pour la reproduction artificielle (Jatteau P. Coord., 2015).

Avec l'observation récente de gros individus à l'entrée de l'estuaire, ainsi que l'arrivée très prochaine à maturation des individus issus des déversements de 2007, la définition d'un protocole de suivi de la reproduction naturelle est en cours de construction par l'IRSTE et MIGADO. Des suivis complémentaires seront mis en place dans les prochaines années.

2.3. LES LARVES ET JUVENILES

Il y a peu de données concernant l'incubation des œufs d'*Acipenser sturio*. Pour des espèces proches (*A. transmontanus* et *A. fulvescens*), la température d'incubation se situe entre 10 et 18°C (Wang et al., 1985). Pour *A. sturio*, l'incubation dure environ 4 jours à 18°C (Williot et al., 2009), et 3 jours à 20°C (Kirschbaum et Williot in Williot et al., 2011).

Au moment de l'éclosion, les « pré-larves » mesurent de 9.5 à 11 mm (Bruslé and Quignard, 2013). Elles sont caractérisées par un sac vitellin de grande taille et richement vascularisé, par lequel se font les échanges gazeux (Balon, 1975 in Jatteau, 1998). En fonction des espèces, les pré-larves peuvent avoir une activité natatoire intermittente en pleine eau, qui favorise leur dispersion, soit restent cachées sur le fond, protégées du courant (Jatteau, 1998).

La première prise de nourriture intervient 9 jours après l'éclosion (pour une température de 18°C). Elles sont alors appelées « larves » et mesurent 15-25 mm. Elles sont lucifuges (Rouault et al., 2008), inféodées au substrat (Delage, 2016) et se nourrissent de proies benthiques. Le stade larvaire se prolonge jusqu'à environ 1 mois après l'éclosion. Il se termine lorsque les individus ont acquis leur forme définitive, avec des nageoires bien différenciées et les organes pleinement fonctionnels (Acolas et al. in Williot et al., 2011). A partir de ce moment, les larves deviennent des juvéniles.

Il y a très peu d'informations sur la biologie des premiers mois de vie des juvéniles. Les connaissances sur leur activité et leur utilisation des habitats concernent des juvéniles à partir de 3 mois. Ils sont plus actifs la nuit et colonisent la colonne d'eau, ils semblent également préférer les substrats assez fins (sables et graviers). Ils se nourrissent de vers, de larves d'insectes et de crustacés (Acolas et al. in Williot et al., 2011 ; Rochard E. Coord., 2011).

Au bout d'un certain temps, pour favoriser leur croissance, les juvéniles vont quitter la rivière et rejoindre l'estuaire. Ce changement d'habitats est peu documenté. Il se produirait à partir du premier hiver voire au bout de quelques semaines, ou du 1^{er} mois (Carrera-Garcia, 2017). La capture du plus jeune esturgeon issu de la dernière cohorte « sauvage » dans l'estuaire de la Gironde s'est produit à la fin de l'hiver dans les parties hautes de l'estuaire et concernait un individu d'un an (Rochard et al., 2001). A la fin de leur première année, l'ensemble des juvéniles se retrouve en zone estuarienne où ils s'acclimatent peu à peu à l'eau saumâtre de l'estuaire de la Gironde (Anonyme, 2011). Le suivi par télémétrie acoustique des déplacements de 82 individus élevés en éclosier jusqu'à atteindre une taille compatible avec le marquage (27-38 cm) et relâchés dans la partie sous influence des marées de la Dordogne a mis en évidence 3 patrons de dispersion (Acolas et al., 2012). Le premier patron de dispersion concerne des poissons qui se sont sédentarisés dans la Dordogne, en eau douce. Ils ont effectué des déplacements de faible ampleur (37.2 km en moyenne). Le second patron est caractérisé par une dévalaison rapide dans la partie oligohaline de l'estuaire (zone amont, salinité comprise en 0.5 et 5 ‰), en effectuant des déplacements d'en moyenne 105 km. Le troisième patron de dispersion correspond à des individus plus actifs, ils ont rapidement dévalé dans la partie mésohaline de l'estuaire (zone médiane, salinité comprise en 5 et 18 ‰) en effectuant de nombreux mouvements vers l'amont et l'aval, et parcourant de fait des distances élevée. Ces différents patrons peuvent être expliqués par des différences de stratégies alimentaires, certains individus choisissant de rester sur des zones où les proies connues sont disponibles (patron 1) alors que d'autres peuvent alterner leur régime alimentaire et coloniser une plus grande surface (patron 3). Des différences de tolérances individuelles à la salinité peuvent également expliquer les patrons de migration. Les poissons du premier patron peuvent ne pas supporter les variations de salinité de l'estuaire alors que ceux des autres patrons s'acclimatent progressivement aux différentes salinités de l'estuaire.

Les juvéniles séjournent de 3 à 7 ans dans l'estuaire, où ils se nourrissent principalement de polychètes et de crustacés. 3 zones de concentration préférentielle ont été repérées (Figure 11), chacune dans un compartiment hyalin différent (Brosse, 2003). Elles sont caractérisées par un sédiment vaseux ou sableux, une localisation préférentiellement proche de la section médiane de l'estuaire, un courant fort et la présence de fortes densités en polychètes. Elles correspondent aux principales nourriceries utilisées successivement dans le temps au fur et à mesure que les esturgeons deviennent de plus en plus tolérants à la salinité.

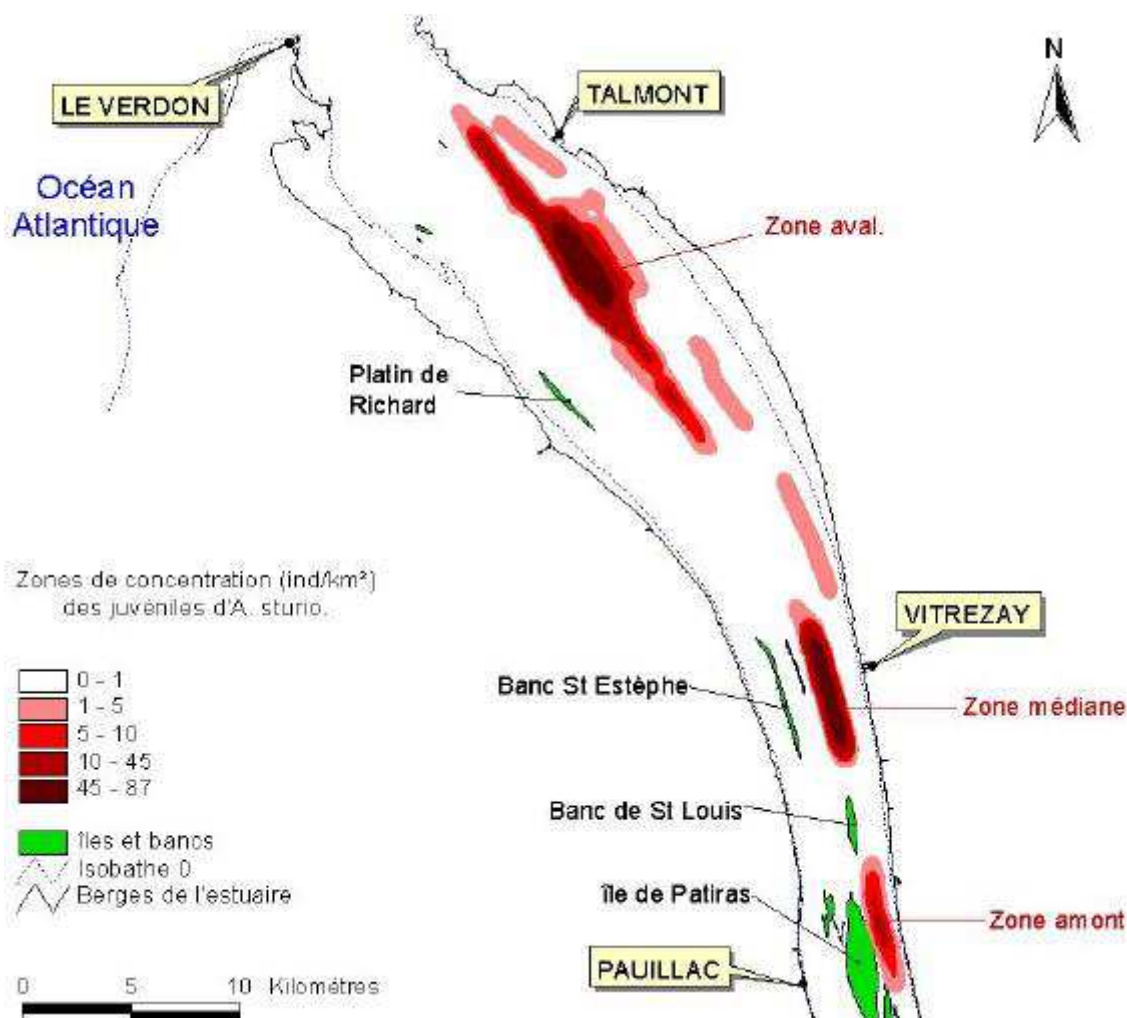


Figure 11 : Localisation et délimitation des trois aires d'habitats les plus utilisées pour la période 1995-2000 pour les juvéniles d'*Acipenser sturio* des cohortes 1994 et 1995 dans l'estuaire de la Gironde avec un seuil minimal de 1 ind./km² (Brosse, 2003).

A partir de leur second hiver, les individus peuvent également effectuer des migrations automnales vers la zone littorale proche du panache estuarien (Rochard et al., 2001), sur des habitats où ils se concentrent durant l'hiver et dont les caractéristiques sont peu connues, puis revenir en estuaire au printemps. En Gironde, cette migration spécifique à l'espèce, est appelée "Mouvée de la Saint-Jean". Elle serait liée au différentiel thermique se créant entre l'estuaire et la mer selon les saisons (suggérant une préférence pour les habitats les plus chauds) et à la dynamique des ressources trophiques (Anonyme, 2011).

A partir de l'âge de 3-7 ans, les individus vont poursuivre leur croissance en mer, en pouvant effectuer des migrations lointaines en zone marine, parfois à plus de 1 000-2 000 km de l'estuaire. A ce stade, on parle de « sub-adultes ».

2.3.1. Indicateurs d'abondance des juvéniles sur le bassin de la Garonne

Différentes méthodes de suivi des populations ont été testées. Le suivi par pêche électrique se révèle peu efficace pour *Acipenser sturio*, les juvéniles étant peu sensibles à la stimulation électrique et restant majoritairement sur le fond, ce qui rend leur capture difficile (Acolas *et al. in* Williot *et al.*, 2011). Le suivi par pêche au filet se révèle plus performant.

Le seul indicateur de l'abondance des juvéniles sur le bassin de la Garonne provient du réseau d'échantillonnage scientifique au chalut réalisé par l'IRSTEA (campagnes Sturat). Les campagnes de chalutage sont mises en œuvre depuis 2009 (Acolas *et al. in* Williot *et al.*, 2011) sur le modèle des échantillonnages réalisés historiquement sur la population sauvage (Rochard *et al.*, 2001). Elles sont réalisées tous les deux mois dans les secteurs chalutables de l'estuaire selon deux grilles d'échantillonnage utilisées alternativement (Figure 12).



Figure 12 : Grilles d'échantillonnage utilisées alternativement lors des campagnes Sturat. Les zones sont indiquées par un Z suivi du numéro de la zone. Les zones 10A, 10B et 15A sont identiques pour les 2 grilles (d'après Jatteau P. Coord., 2015).

Un trait de chalut dure environ 30 minutes, 1 à 2 traits par zone sont réalisés à chaque campagne d'échantillonnage dans la mesure du possible. La surface échantillonnée correspond à la largeur du chalut (13 m) par la longueur du trait (proche de 4 km), soit environ 5.2 ha par trait.

Entre mi-2009 et 2015, 780 traits de chalut ont été réalisés pour 370 captures d'esturgeons (dont 7.7% de recapture). Les captures concernent des individus âgés de 1 à 10 ans, et plus majoritairement d'individus de 2 ou 3 ans.

Les Captures Par Unité d'Effort (nombre d'esturgeons capturés par trait) moyennes par année varient entre 1.4 esturgeons/km² en 2009 et 17.8 esturgeons/km² en 2014 (Figure 13). Elles reflètent les déversements effectués en zones fluviales, les juvéniles produits étant capturés dans les parties échantillonnées de l'estuaire majoritairement à 2 et/ou 3 ans.

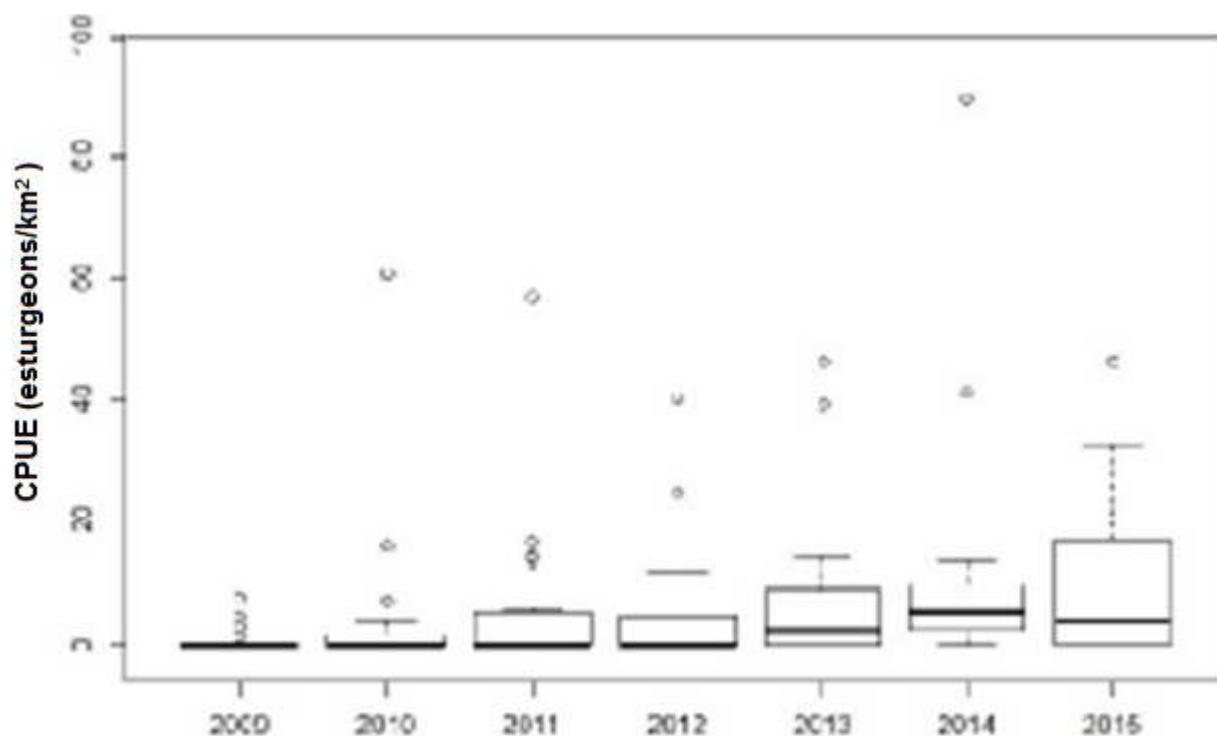


Figure 13 : Bilan des CPUE par année pour la période allant de 2009 (année 9 est incomplète) à 2015 (d'après Jatteau P. Coord., 2016).

3. CONCLUSION

La population d'esturgeon européen du bassin Gironde/Garonne/Dordogne est la dernière au monde.

Les effectifs d'esturgeon ont considérablement chuté à la fin des années 1980 suite à une exploitation trop intensive du stock, ce qui a conduit à protéger l'espèce et à stopper sa pêche, et à une altération des habitats de reproduction par l'exploitation des granulats en lit mineur également interdite aujourd'hui.

Actuellement la population d'esturgeon du bassin est relictuelle, plus aucune reproduction n'a été constatée en milieu naturel depuis 1994.

Un plan national d'action est actuellement en cours pour tenter de restaurer l'espèce sur le bassin. La cohérence de ce plan avec les démarches entreprises par d'autres état membres est recherchée.

La capture d'individus des dernières cohortes a permis de constituer un stock enfermé qui est actuellement en âge de se reproduire et qui a permis le déversement de 1.8 millions de juvéniles depuis 2007. Le stock enfermé et les juvéniles produits permettent de mener des expérimentations dans le but d'améliorer les connaissances sur la biologie de l'espèce.

Le cycle de l'esturgeon européen est long, les individus déversés en 2007 devraient commencer à revenir se reproduire à partir de 2017-2020. Des actions de mises à jour des zones de frayères potentielles et d'élaboration de protocole pour le suivi de la reproduction sont en cours. La préservation des spécimens en milieu marin est aussi une préoccupation conduisant à l'inscription de l'esturgeon dans les priorités d'intervention des aires marines protégées et à la sensibilisation du monde de la pêche.

4. BIBLIOGRAPHIE :

- Acolas, M.L., Rochard, E., Le Pichon, C., Rouleau, E., 2012. Downstream migration patterns of one-year-old hatchery-reared European sturgeon (*Acipenser sturio*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 430–431, 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.06.026>
- Almaça, C., Elvira, B., 2000. Past and present distribution of *Acipenser sturio* L., 1758 on the Iberian Peninsula 7.
- Anonyme, 2011. Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2011-2015. Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement.
- Anonyme, 2002. Quel avenir pour l'esturgeon européen ? Actes du séminaire. Libourne. 4 et 5 octobre 2001. EPIDOR.
- Brosse, L., 2003. Caractérisation des habitats des juvéniles d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde : Relations trophiques, hiérarchisation et vulnérabilité des habitats. Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Bruslé, J., Quignard, J.-P., 2013. Biologie des poissons d'eau douce européens. 2e édition, TEC & DOC. Lavoisier, Paris.
- Carrera-Garcia, E., 2017. Rearing practices and early performance of migratory fish for stocking program : study of the critically endangered European sturgeon (*Acipenser sturio*). Université de Bordeaux.
- Cassou-Leins, F., 1981. Recherches sur la biologie et l'halieutique des migrateurs de la Garonne et principalement de l'aloise : *Alosa alosa* L. Institut National polytechnique de Toulouse.
- Castelnaud, G., Rochard, E., Jatteau, P., Lepage, M., 1991. Données actuelles sur la biologie d'*Acipenser sturio* dans l'estuaire de la Gironde. CEMAGREF 251–275.
- CNPNM, 2014. CAMPAGNE D'INFORMATION: NON L'esturgeon européen ne doit pas disparaître 4.
- Debus, L., 1996. The decline of the European sturgeon *Acipenser sturio* in the Baltic and North Sea, in: Kirchhofer, A., Hefti, D. (Eds.), *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhäuser Basel, Basel, pp. 147–156. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-9014-4_15
- Delage, N., 2016. Etude expérimentale des effets des conditions environnementales (température, oxygène, polluants) sur la survie, le développement et le comportement des stades embryonnaire-larvaires d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*. Université de Bordeaux.
- Economidis, P.S., Koutrakis, E.T., Bobori, D.C., 2000. Distribution and conservation of *Acipenser sturio* L., 1758 and related species in Greek waters 9.
- Guerri, O., Pustelnik, G., 1996. Etude préliminaire sur les frayères à esturgeon européen (*Acipenser sturio*) sur la Garonne et la Dordogne. EPIDOR.
- Guerri, O., Pustelnik, G., 1995. La disparition de l'esturgeon européen (*Acipenser sturio*) dans les bassins de la Garonne et de la Dordogne. Les mémoires d'un garde pêche. Présentation et analyses des archives du Garde-Chef E. Vigneaud (période 1952-1980). EPIDOR.
- Jatteau, P., 1998. Etude bibliographique des principales caractéristiques de l'écologie des larves d'*Acipenseridés*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 445–464. <https://doi.org/10.1051/kmae:1998016>
- Jatteau, P., Coord., 2015. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* - Bilan scientifique et technique 2014 (No. 187). IRSTEA.
- Jatteau, P.C., 2016. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* - Bilan scientifique et technique 2015 (No. 191). IRSTEA.
- Jego, S., Gazeau, C., Jatteau, P., Elie, P., Rochard, E., 2002. Les frayères potentielles de l'esturgeon européen *Acipenser Sturio* L. 1758 dans le bassin Garonne-Dordogne. Méthodes

d'investigation, état actuel et perspectives. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 487–505. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002047>

- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2011. Les poissons d'eau douce de France, Biotope Editions, Publications scientifiques du Muséum. ed.
- Kolman, R., Zarkua, Z., 2002. Environmental conditions of common sturgeon (*Acipenser sturio* L.) spawning in river Rioni (Georgia). Electronic Journal of Polish Agricultural Universities 5, 9.
- Lauronce, V., Degrenne, B., Gauthier, J., Henri, B., 2017. Conservation du stock d'esturgeons européens *Acipenser sturio*, production de juvéniles de repeuplement à partir de reproductions artificielles et animation du Plan National d'Actions. Année 2016.
- Lepage, M., Rochará, E., Castelnaud, G., 2000. Atlantic sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 restoration and gravel extraction in the Gironde estuary 6.
- Mamcarz, A., n.d. Decline of the Atlantic sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 in Poland: An outline of problems and prospects 13.
- Maury-Brachet, R., Rochard, E., Durrieu, G., Boudou, A., 2008. The 'Storm of the Century' (December 1999) and the accidental escape of Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) into the Gironde estuary (Southwest France): An original approach for metal contamination. Environmental Science and Pollution Research 15, 89–94. <https://doi.org/10.1065/espr2007.12.469>
- Rochard, E., Coord., 2011. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* - Bilan scientifique et technique 2009 (No. 141). Cemagref de Bordeaux.
- Rochard, E., Lepage, M., Dumont, P., Tremblay, S., Gazeau, C., 2001. Downstream Migration of Juvenile European Sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde Estuary. Estuaries 24, 108. <https://doi.org/10.2307/1352817>
- Rochard, E., Lepage, M., Meauzé, L., 1997. Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. Aquatic Living Resources 10, 101–109. <https://doi.org/10.1051/alr:1997011>
- Rosenthal, H., Bronzi, P., Gessner, J., Moreau, D., Rochard, E., n.d. Action Plan for the conservation of the European sturgeon (*Acipenser sturio*), Nature and environment. Council of Europe.
- Rouault, T., Chèvre, P., Rochard, E., Jatteau, P., Jacobs, L., Gonthier, P., 2008. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Bilan scientifique et technique 2007 (No. 127). Cemagref de Bordeaux.
- Roule, L., 1922. Etude de l'Esturgeon du Golfe de Gascogne et du bassin Girondin. Notes et mémoires Office scientifique et technique des pêches maritimes, 15.
- Wang, Y.L., Binkowski, F.P., Doroshov, S.I., 1985. Effect of temperature on early development of white and lake sturgeon, *Acipenser transmontanus* and *A. fulvescens*. Environmental Biology of Fishes 14, 43–50.
- Williot, P., Brun, R., Pelard, M., Mercier, D., 2000. Induced maturation and spawning in an incidentally caught adult pair of critically endangered European sturgeon, *Acipenser sturio* L. Journal of Applied Ichthyology 16, 279–281. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2000.00238.x>
- Williot, P., Rochard, E., Castelnaud, G., Rouault, T., Brun, R., Lepage, M., Elie, P., 1997. Biological characteristics of european atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, as the basis for a restoration program in France. Environmental Biology of fishes 48, 359–370. https://doi.org/10.1007/0-306-46854-9_24
- Williot, P., Rochard, E., Desse-Berset, N., Kirschbaum, F., Gessner, J. (Eds.), 2011. Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5>

- Williot, P., Rouault, T., Pelard, M., Mercier, D., Jacobs, L., 2009. Artificial reproduction and larval rearing of captive endangered Atlantic sturgeon *Acipenser sturio*. *Endangered Species Research* 6, 251–257. <https://doi.org/10.3354/esr00174>
- Williot, P., Rouault, T., Pelard, M., Mercier, D., Lepage, M., Davail-Cuisset, B., Kirschbaum, F., Ludwig, A., 2007. Building a broodstock of the critically endangered sturgeon *Acipenser sturio*: Problems and observations associated with the adaptation of wild-caught fish to hatchery conditions. *Cybium* 31, 3–11.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse des risques « esturgeon européen » sur le bassin de la Garonne
Note explicative



Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse de risques « esturgeon européen » sur le bassin de la Garonne. Note explicative. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUES.....	5
2. LES ENJEUX.....	5
2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR L'ESTURGEON EUROPEEN SUR LE BASSIN DE LA GARONNE	5
2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A L'ESTURGEON	6
2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON.....	8
3. LES ALEAS	8
3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE	9
3.1.1. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles</i>	10
3.1.2. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues</i>	10
3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	11
3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	11
3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES ACCIDENTELLES	11
3.5. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS	11
4. LA VULNERABILITE	12
4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE	13
4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	14
4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	15
4.4. NIVEAU DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PECHE	15
5. LE RISQUE.....	15
5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL	15
5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS	16
5.2.1. <i>Cas de la micropollution</i>	16
6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE	26
7. BIBLIOGRAPHIE.....	27
7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT	27
7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA	27

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUES

Le groupement ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag a proposé de mener une analyse de type Aléa/Vulnérabilité/Risque (AVR) pour l'esturgeon européen sur l'ensemble des secteurs du bassin de la Garonne où cette espèce est susceptible de réaliser une partie de son cycle biologique.

Cette analyse a pour but de :

- présenter de manière synthétique l'influence des pressions et des impacts sur le cycle de vie de l'esturgeon,
- identifier et localiser les secteurs de l'axe Garonne correspondant à une altération avérée ou pressentie du cycle de vie de l'esturgeon.

Il est nécessaire d'ores et déjà ici d'apporter quelques précisions sur les termes qui vont être utilisés dans la suite de cette note et dans l'analyse de risques.

Le cycle de l'esturgeon européen est un enchaînement de plusieurs stades de développement qui conduit au renouvellement de l'espèce. **Un enjeu** va être constitué par le déroulement d'une partie de ce cycle (reproduction, développement des œufs et des larves, juvéniles, montaison des géniteurs, etc...). Un enjeu se déroule sur une partie du bassin (**un tronçon**) à une certaine **période**.

L'**aléa** correspond à un **paramètre** qui peut constituer une gêne, une entrave (impact faible à modéré) ou un danger (impact fort ou très fort) vis-à-vis d'un **enjeu**. Un aléa est « quantifié » par un **indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des jeux de **données** disponibles (ex : nombre de jours par période au-dessus ou en-dessous de certains seuils, % de la surface des affleurements de roche-mère par rapport à la surface totale d'un tronçon...).

Les aléas entraînent des pressions et /ou des impacts plus ou moins intenses sur les différents enjeux que nous avons codés, à chaque fois, sur **une échelle de 0 à 3**.

La **vulnérabilité** est la fragilité, la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité. Cette vulnérabilité est codée **sur 3 niveaux** : niveau 1, perturbation de la réalisation de l'enjeu, niveau 2, dégradation de la réalisation de l'enjeu, niveau 3, non réalisation de l'enjeu.

Enfin le risque est défini par le croisement (multiplication) entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu face à cet aléa (donc risque égal à 0, 1, 2, 3, 4, 6 et 9).

Nous détaillons ci-dessous la totalité de la méthodologie et des décisions adoptées pour cette analyse de risques (définitions des enjeux, des tronçons et des périodes de déroulement des enjeux, définitions des indicateurs d'aléas, des échelles qualitatives adoptées...).

2. LES ENJEUX

2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR L'ESTURGEON EUROPEEN SUR LE BASSIN DE LA GARONNE

Le cycle biologique de l'esturgeon européen est un enchaînement de stades de développement, depuis l'union des cellules sexuelles jusqu'à la mort, qui conduit au renouvellement de l'espèce (Figure 1).

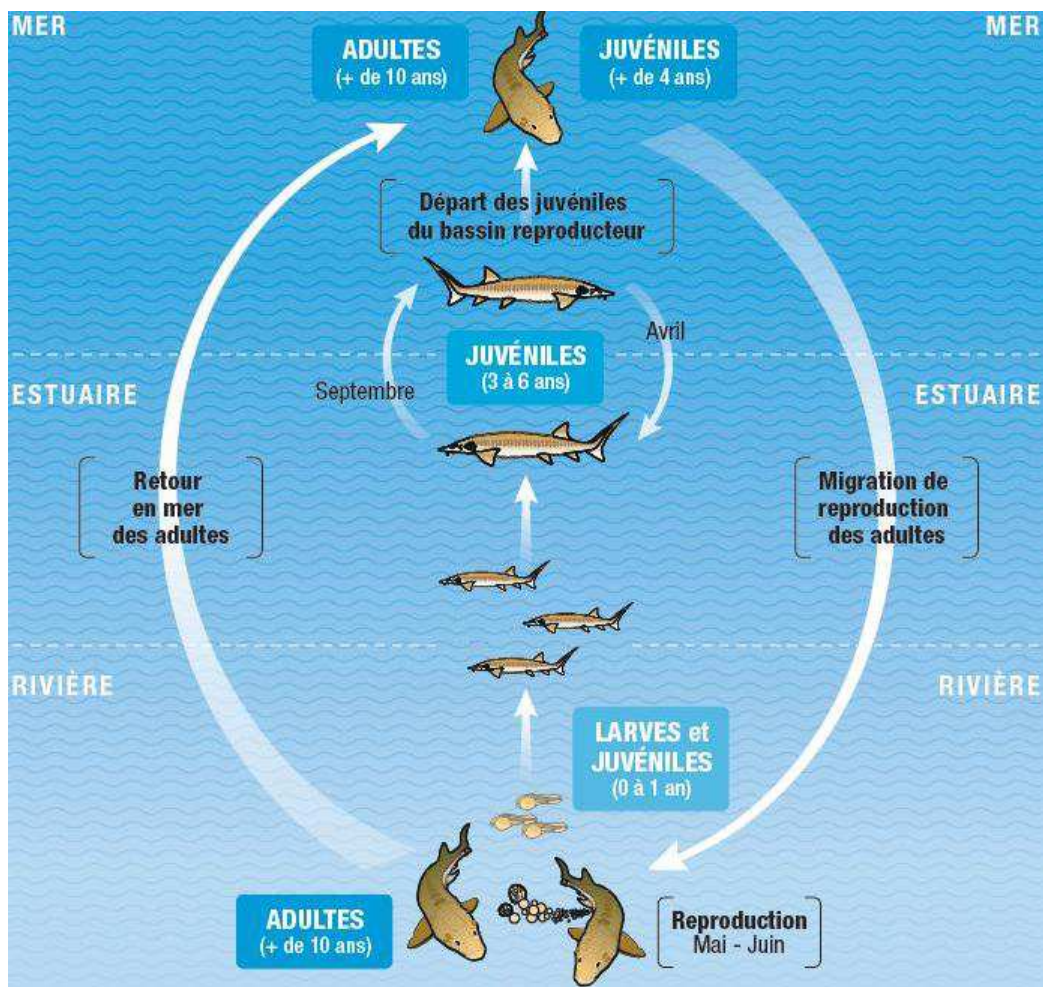


Figure 1 : Cycle biologique de l'esturgeon européen sur le bassin de la Garonne (www.sturio.fr).

Il a été choisi de distinguer **4 enjeux** qui se déroulent sur le bassin de la Garonne sur différents tronçons et à différentes périodes de l'année :

1. **L'incubation et la phase larvaire** : elle concerne les œufs fécondés pendant la période d'incubation puis le développement des larves ;
2. **La croissance des juvéniles** ;
3. **La migration génésique des adultes jusqu'aux zones de frayère** ;
4. **La reproduction des adultes.**

Chacun de ces enjeux peut se dérouler seulement sur une petite partie du bassin (1 ou plusieurs tronçons) ou bien sur toute la partie colonisable du bassin par l'espèce, et à une période de l'année qui peut être plus ou moins large.

2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A L'ESTURGEON

Un découpage du bassin de la Garonne a été effectué en prenant en compte les cours d'eau ciblés par le programme actuel de restauration de l'esturgeon européen.

La sectorisation hydro-morphologique a été réalisée en considérant les principales confluences Garonne / affluent, d'une part, et le découpage des masses d'eau de transition ou littorale d'autre part.

Au final, pour l'esturgeon européen, le bassin de la Garonne a été découpée en 4 tronçons (Tableau 1, Figure 2).

Tableau 1 : Les 7 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risque esturgeon.

Code	Intitulé	Longueur (km)
T1	Estuaire de la Gironde	75
T2	La Garonne de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne	84.9
T3	La Garonne de la confluence du Lot à la Confluence du Dropt	68.9
T4	La Garonne de Beauregard à la confluence du Lot	36.7



Figure 2 : Les 4 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risques « esturgeon ».

En fonction des tronçons, une ou plusieurs phases du cycle biologique de l'esturgeon européen, plusieurs enjeux donc, peuvent se dérouler (Tableau 2). Par exemple, l'ensemble des enjeux précédemment identifiés vont se dérouler sur le tronçon 2, mais le tronçon 1 n'est pas concerné par la reproduction (enjeux 4) et l'incubation (enjeu 1).

Tableau 2 : Liste des enjeux pris en compte sur les différents tronçons pour l'analyse de risques « esturgeon ».

	Enjeu 1 : Incubation-larve	Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	Enjeu 3 : Migration géniteur	Enjeu 4 : Reproduction
T1				
T2				
T3				
T4				

2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON

Chaque enjeu se déroule sur un ou plusieurs tronçons à une période donnée. En fonction des tronçons, les périodes de déroulement d'un même enjeu vont différer. Par exemple, les juvéniles ne vont séjourner que quelques mois en rivière mais plusieurs années en estuaire.

Les périodes de présence ont été définies par enjeu et par tronçon en utilisant différents jeux de données et en faisant des extrapolations (Tableau 3) :

- Enjeu 4 (reproduction) : à partir des observations historiques, il a été considéré que la reproduction se déroule au même moment quel que soit le tronçon considéré, **à partir du 1^{er} mai et jusqu'au 15 juin.**
- Enjeu 1 (incubation-phase larvaire) : en fonction de la période de reproduction. **L'incubation commence dès le début de la reproduction (1^{er} mai) et se prolonge jusqu'à la fin du stade larvaire des dernières pontes, soit un mois après les dernières pontes (15 juillet).**
- Enjeu 2 (croissance des juvéniles) : elle commence à la fin du stade larvaire, et dure plusieurs années. Cependant, la durée est variable selon les tronçons car les juvéniles quittent les zones de frayère dès la première année et dévalent dans la zone fluviale influencée par la marée dynamique puis l'estuaire. **Ainsi cet enjeu se déroule du 15 juillet à fin mars sur les tronçons amont (T3 et T4) et toute l'année sur les tronçons aval (T1 et T2).**
- Enjeu 3 (migration des géniteurs) : à partir des observations historiques, se déroule globalement sur le bassin Garonne entre **mars (montaison) et juillet (re-dévalaison vers l'océan).**

Tableau 3 : Périodes retenues pour les 4 enjeux esturgeon et les 4 tronçons concernés du bassin de la Garonne.

Tronçons	Enjeu 1 : Incubation-larve	Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	Enjeu 3 : Migration géniteurs	Enjeu 4 : Reproduction
T1		01/01 au 31/12	01/03 au 31/07	
T2	01/04 au 15/07	01/01 au 31/12	01/03 au 31/07	01/04 au 15/06
T3	01/04 au 15/07	15/07 à 31/03	01/03 au 31/07	01/04 au 15/06
T4	01/04 au 15/07	15/07 à 31/03	01/03 au 31/07	01/04 au 15/06

3. LES ALEAS

Définition : Un aléa correspond donc à un paramètre qui peut constituer **une gêne, une entrave ou un danger vis-à-vis du déroulement d'un enjeu.**

Un aléa est « quantifié », chaque fois que c'est possible, par **un indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des **données disponibles.**

Avec les jeux de données récoltés depuis le début de l'étude, plusieurs types d'aléas ont pu être considérés :

- Physico-chimie : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de physicochimie sur la période 1971-2014 35 stations), de l'AFB (données continues de température sur la période 2005-2016, 4 stations) et du réseau MAGEST (données continues température-oxygène-MES sur la période 2005-2015, 4 stations) ;
- Micropollution : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de micropollution sur la période 2006-2014), et études spécifiques (IRSTEA) ;
- Hydromorphologie : Les données utilisées ici sont issues d'une analyse diachronique par photo interprétation entre une situation de référence (BD ORTHO® Historique des années 50 fournie par l'IGN) et la situation actuelle. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir être menée sur l'ensemble du linéaire étudié de manière homogène. Elle fournit à la fois des données **sur l'état morphologique actuel** de la Garonne et des **grandes tendances d'évolution depuis 1950**. Cette approche est complétée par l'intégration de données issues d'études existantes.
- Hydrologie : à partir des données de la banque HYDRO dont les chroniques dépendent des dates de mise en services des différentes stations (2 stations et également des tendances possibles depuis 1950) ;
- Obstacles et aménagements (hydroélectriques ou autres) : à partir des données du Réseaux d'Obstacle à l'Ecoulement (ROE) de l'AFB (version 2017) et d'études plus précises auxquelles nous avons eu accès (sources : AFB, EDF, FDAAPPMA, MIGADO, ECOGEA...) ;
- Captures accidentelles : aléas essentiellement liés à la pratique de la pêche des amateurs aux engins et de la pêche professionnelle. Ces aléas ont été qualifiés à partir des textes réglementaires encadrant les différentes pratiques, les caractéristiques techniques des engins utilisables, des effectifs de pratiquants par catégories.

La période prise en compte pour l'analyse de risques « esturgeon européen » a été déterminée dans le but de maximiser le nombre d'indicateurs disponibles, tout en considérant une période assez longue pour intégrer des variations interannuelles. Le jeu de données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne s'est beaucoup étoffé à partir de 2005 (notamment pour le suivi des micropolluants). **La période choisie concerne donc 13 années, de 2005 à 2017 lorsque c'était possible.**

3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE

Les principaux paramètres de la **physico-chimie « classique »** pris en compte pour l'analyse sont :

- La température en °C,
- L'oxygène dissous en mg/l,
- Le pH,
- Les nitrites en mg/l,
- L'ammoniac non ionisé en µg/l,
- Les matières en suspension en mg/l.

Les aléas de « micropollution » (pesticides, métaux ...) ne peuvent pas, en l'état des connaissances, faire l'objet du même traitement : niveau d'aléa X vulnérabilité = Risque. Ils sont

quand même inclus dans cette analyse, mais sont traités différemment selon une méthode présentée dans un chapitre dédié (voir § 7).

3.1.1. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles

Pour les indicateurs d'aléas issus des données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, les données récoltées **sur l'ensemble des stations comprises dans un tronçon dans la période 2005-2014 ont été compilées**. L'indicateur d'aléa prend la forme d'un nombre de mesures parmi toutes celles réalisées, donc un pourcentage de mesures, dans des plages de valeurs pouvant être problématiques, plages de valeurs que l'on définit ci-après.

3.1.2. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues

Pour les indicateurs issus des autres sources de données (concernant principalement le suivi thermique ou l'oxygène du réseau MAGEST), **une station est sélectionnée par tronçon**, la station ayant le plus de données ou la station étant située la plus en aval lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon (Figure 3).

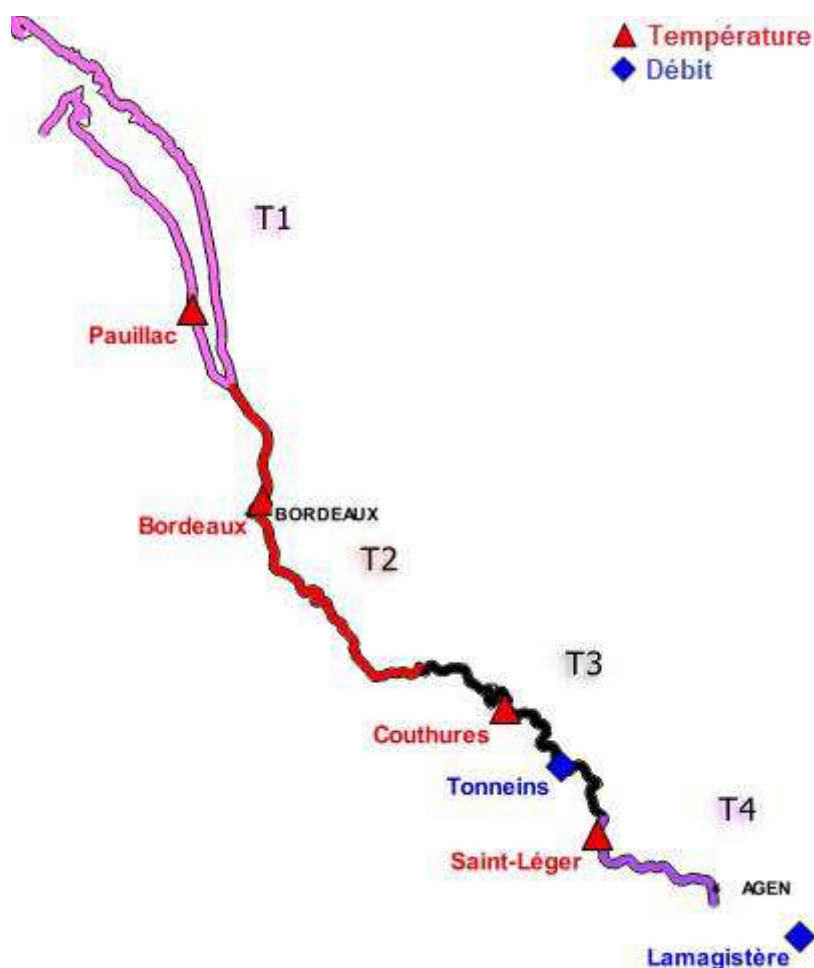


Figure 3 : Les 4 stations de suivi thermique et les deux stations de suivi hydrologique retenues pour l'analyse.

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas à partir de ces données continues sont propres à chaque station, toutes les stations n'ayant pas été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ». La quantification de l'indicateur d'aléa

prend une **forme combinée** 1) d'un % de temps durant lequel la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles la variable a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Les descripteurs de la dynamique fluviale obtenus par photo interprétation sont limités à des mutations marquées des cours d'eau. Les paramètres hydromorphologiques pris en compte sont quantifiés par tronçon en valeurs relatives pour une situation actuelle.

Ils peuvent aussi être quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires). Ils constituent alors **des « tendances »** et des éléments à considérer dans la réalisation actuelle du cycle biologique de l'esturgeon.

3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Pour les indicateurs d'aléas en lien avec l'hydrologie, la variable ordinairement prise en compte est le débit moyen journalier.

Lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon, la station ayant le plus de données ou la station située la plus en aval est retenue (Figure 3).

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas sont propres à chaque station, les stations n'ayant pas toutes été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ».

La quantification de l'indicateur d'aléa prend la forme simple d'un % d'années sur la chronique pour lesquelles l'évènement arrive sur la période ciblée.

La plupart des risques liés à l'hydrologie sont des risques « naturels¹ ». Chaque fois que possible nous avons donc également calculé **une tendance « long terme »** afin de voir si ce risque « naturel » s'aggravait au fil du temps sous l'effet de probables causes anthropiques.

3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES ACCIDENTELLES

Ils concernent l'activité de pêche (amateurs aux engins, professionnels fluviaux et marins). Ils se basent sur les informations récoltées auprès des différentes associations de pêcheurs (effectifs par catégories et par tronçons), sur les textes réglementaires encadrant les pratiques dans les différents départements concernés (périodes d'ouvertures et caractéristiques techniques des engins utilisés), sur les espèces recherchées et leurs périodes de pêche.

3.5. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS

Pour la présente analyse de risques, il est considéré que les aléas présentent 4 niveaux d'intensité de pression sur les enjeux :

- Niveau 0 : non détecté ;
- Niveau 1 : intensité faible ;

¹ Lié à des phénomènes naturels tels que l'hydrologie ou la température. Nous avons conscience qu'hydrologie comme température ne sont plus vraiment « naturels » car de nombreuses activités humaines les influencent mais de manière indirectes (modifications sur le bassin versant pour l'hydrologie par exemple, suppression du substrat alluvial, changement climatique pour la température...).

- Niveau 2 : intensité moyenne ;
- Niveau 3 : intensité forte.

Une des difficultés de l'exercice est de déterminer ce niveau d'intensité d'un aléa en fonction de la valeur des indicateurs d'aléas qui ont été calculés.

Dans la plupart des cas, le niveau d'intensité des indicateurs d'aléas est directement lié à des dépassements d'un ou plusieurs seuils (en % du temps, % des années, % des données, % du tronçon ...). Le Tableau 4 énumère les principales règles suivies.

Tableau 4 : Principales règles appliquées pour la détermination des niveaux d'intensité des aléas

	Précisions sur les paramètres	Niveaux d'intensité	Règles appliquées
Physico-chimie classique	Effets létaux	1	<5% des données
		2	Entre 5 et 10 % des données
		3	>10% des données
	Effets sub-létaux	1	<25% des données
		2	Entre 25 et 50 % des données
		3	>50% des données
	Stress	1	<33% des données
		2	Entre 33 et 66 % des données
		3	>66% des données
Température continue et certains paramètres hydrologiques (débits favorables à l'apparition du bouchon vaseux...)		1	Moins de 10% du temps et de 80% des années
		2	10 à 40% du temps et 80% à 100% des années
		3	>40% du temps et 80% à 100% des années
Autres paramètres hydrologiques (Crues...)		1	Moins de 33 % des années
		2	Entre 33 et 66% des années
		3	Plus de 66% des années
Hydromorphologie (surface de roche mère)	Habitats	1	<15% du tronçon
		2	Entre 15 et 30 % du tronçon
		3	>30% du tronçon
Hydromorphologie (nombre de seuils géologiques)	Montaison	1	<0.5 par km
		2	Entre 0.5 et 1 par km
		3	>1 par km

4. LA VULNERABILITE

La vulnérabilité est **la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité**.

Trois niveaux de vulnérabilité ont été définis pour l'analyse de risques « esturgeon » :

- Niveau 1 : perturbation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 2 : dégradation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 3 : non réalisation de l'enjeu.

Il est important de noter ici que la vulnérabilité se définit à l'échelle de la population et non à l'échelle individuelle.

Pour un aléa donné, il peut y avoir plusieurs niveaux de vulnérabilité. Par exemple la température va avoir des effets différents en fonction de son intensité et de l'enjeu considéré : stress, perturbation ou arrêt de l'alimentation, des déplacements, apparition d'effets sub-létaux, mortalité...

Une étude de la bibliographie internationale, reprenant des monographies, des articles scientifiques, des rapports d'études, des synthèses bibliographiques, des actes de colloques, des guides méthodologiques (voir chapitre bibliographie) a permis de déterminer des plages de vulnérabilité pour de nombreux aléas, principalement ceux liés à la physicochimie.

4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE

Des gammes de température avec différents niveaux de vulnérabilité ont pu être définis assez précisément par enjeu (Tableau 5).

Tableau 5 : Gammes de températures retenues et vulnérabilités associées pour l'aléa température appliqué aux 4 enjeux esturgeon.

	Gamme (°C)	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Incubation et phase larvaire	<12°	Stress-mortalités	2
	[12-16[	Non Optimal	1
	]23-26]	Non Optimal	1
	]26-30]	Stress-mortalités	2
	>30°C	Létal	3
Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	[12-16[	Non Optimal	1
	]23-26]	Non Optimal	1
	]26-30]	Stress-mortalités	2
	>30°C	Létal	3
Enjeu 3 : Migration géniteur	<15°C	Activité réduite	1
	]23-26]	Activité réduite	1
	]26-30]	Pas d'activité	2
	>30°C	Létal	3
Enjeu 4 : Reproduction	<15	Pas d'activité	2
	[15-18[	Activité réduite	1
	]22-26]	Activité réduite	1
	]26-30]	Pas d'activité	2
	>30°C	Létal	3

Pour les autres paramètres physicochimiques, les informations récupérées dans la bibliographie ont permis de déterminer des gammes avec différents niveaux de vulnérabilité pour l'oxygène, le pH, les nitrites, l'ammoniac et avec moins de précision pour les MES (Tableau 6). Des distinctions ont parfois pu être réalisées entre les différents enjeux.

Tableau 6 : Gammes retenues et vulnérabilités associées pour les principaux aléas relatifs à la physicochimie appliqués à l'esturgeon.

Enjeux	Aléa	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1	Oxygène (mg/l)	<5	Létal	3
		[5-6[	Début des mortalités	2
		[6-7[	Non optimal	1
Autres		<2	Létal	3
		[2-4.5[	Début des mortalités	2
		[4.5-6.5]	Non optimal	1
Tous	pH	<3.5	Létal	3
		[3.5-5.5[	Début des mortalités	2
		[5.5-6.5[	Non optimal	1
		]8-9]	Non optimal	1
		]9-10.5]	Début des mortalités	2
		>10.5	Létal	3
Enjeux 1	Nitrites NO2 (mg/l)	>7	Létal	3
		[2.5;7]	Stress-mortalités	2
		[0.45;2.5[	Sub-optimal	1
Autres		>7	Létal	3
		[3.4;7]	Stress-mortalités	2
		[0.45;3.4[	Sub-optimal	1
Enjeux 1	Ammoniac NH3 (mg/l)	>0.7	Létal	3
		[0.4;0.7]	Stress-mortalités	2
		[0.23;0.4[	Sub-optimal	1
Autres		>2.5	Létal	3
		[0.6;2.5]	Stress-mortalités	2
		[0.23;0.]	Sub-optimal	1
Tous	MES (mg/l)	≥9999	Létal	3
		]6000-9999[	Stress-mortalités	2
		]3000-6000]	Sub-optimal	1

Rappel : Pour les **4 indicateurs** développés sur les **micropolluants** présents dans l'eau, la méthode qui a été développée conduit à déterminer **directement le niveau de risque** sans passer par l'intermédiaire de la vulnérabilité (voir chapitre 5.2.1).

4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Pour les paramètres hydromorphologiques quantifiés par tronçon pour la situation actuelle, les niveaux de vulnérabilité suivants ont été retenus.

Tableau 7 : Vulnérabilités associées pour les principaux aléas « hydromorphologie ».

	Effet	Niveau de vulnérabilité
Surface de roche mère, linéaire de retenue	Pertes d'habitats totale sur le % mesuré	2
Surface de roche mère, nombre de seuils géologiques	Perturbation ² des conditions de montaison	1

4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Il n'a été possible de déterminer des gammes ou des seuils de débits et de faire le lien avec la vulnérabilité que pour l'enjeu incubation-phase larvaire. Ainsi il a été considéré qu'une crue biennale, provoquant le début du déplacement du substrat des frayères, générerait les premières mortalités (vulnérabilité 2) et qu'une crue quinquennale, susceptible de remodeler complètement la structure de la frayère, générerait des mortalités totales (vulnérabilité 3).

4.4. NIVEAU DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PECHE

Il a été considéré que 1) les méthodes de pêche pouvant générer des captures accidentelles d'esturgeons (pêche au filet) sont peu traumatisante, 2) l'esturgeon est une espèce plutôt résistante aux manipulations et 3) les pêcheurs du bassin sont sensibilisés aux enjeux concernant l'espèce. De fait le niveau de vulnérabilité retenu pour l'analyse sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne est de 1.

5. LE RISQUE

5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL

Le risque est défini par le croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu à cet aléa (Tableau 8) :

² Jusqu'à preuve du contraire, c'est-à-dire vérification de problème important au franchissement de certains seuils géologiques ou « canyon » dans la roche-mère

Tableau 8 : Définition des niveaux de risque.

		Niveau de Vulnérabilité		
		1	2	3
Intensité de l'Aléa	0	0	0	0
	1	1	2	3
	2	2	4	6
	3	3	6	9

Ainsi différents scores de risque sont obtenus, ils sont regroupés en 5 niveaux de risque :

- Pas de risque : score de 0
- Risque faible : score de 1 et 2,
- Risque moyen : score de 3 et 4,
- Risque fort : score de 6,
- Risque très fort : score de 9.

Dans certains cas, le risque envisagé n'a pu être évalué par manque d'informations ou de données. Ils seront néanmoins cités pour discussion.

5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS

Dans certains cas le niveau de risque n'est pas déterminé par croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité. Ces cas particuliers sont détaillés ci-dessous.

5.2.1. Cas de la micropollution

5.2.1.1. Construction des indicateurs de micropollution

L'indicateur utilisé ici quantifie **un niveau relatif de contamination (et non une toxicité avérée)** afin de mettre en évidence des stations, des secteurs et des périodes à problème.

Cet indicateur est calculé pour faire la synthèse de **nombreux résultats de concentrations de nombreuses substances polluantes**.

L'indicateur de micropollution est constitué de 9 métriques regroupées en 3 catégories (Figure 4). Pour chaque période de temps à une station donnée on calculera :

- 3 métriques qualifiant la présence des substances (en nombre, fréquence et cumul de concentrations) ;
- 3 métriques qualifiant la toxicité des substances (en nombre, fréquence et cumul de l'intensité des dépassements des seuils de toxicité) ;
- 3 métriques qualifiant la qualité des données d'entrée (en nombre, fréquence et limite de quantification).

Développement d'un indicateur – Structure de l'indicateur

Un indicateur basé sur des métriques / Choix des métriques

Les métriques sont calculées pour une station et sur une période de temps
 ⇒ nombreuses concentrations concernant de nombreuses substances.

Catégorie	Processus ou paramètres recherchés	Métriques correspondantes
Présence	Perturbations endocriniennes potentielles	P1. Nombre de substances quantifiées
	Durée d'exposition (présence)	P2. Fréquence moyenne de quantification
	Concentration totale en polluant	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées
Toxicité (> seuil)	Effets cocktails des toxiques	T1. Nombre de substances en dépassement
	Durée d'exposition (toxicité)	T2. Fréquence moyenne de dépassement
	Effets additifs des toxicités	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux
Qualité des données	Quantité des données	Q1. Nombre de substances recherchées
	Fréquence de prélèvement	Q2. Fréquence moyenne de recherche par substances
	Qualité des analyses en terme de limite de quantification	Q3. Pourcentage de substance sans difficulté de quantification

Figure 4 : Structure de l'indicateur.

Si une indication sur la "présence" de substance ne requiert que le résultat des analyses d'eau (quantification ou non), une indication sur la "toxicité" des substances fait référence au dépassement d'un seuil de "toxicité".

5.2.1.1.1. Seuils de toxicité

La "toxicité" des eaux est évaluée à partir de seuils de toxicité/écotoxicité issus de bases de données institutionnelles.

Deux types de seuils sont utilisés :

- Des seuils généraux d'écotoxicité** issus des bases de données institutionnelles françaises :
 - NQE : normes de qualité environnementales (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) ;
 - VGE : valeurs guides environnementales (INERIS – DCE) ;
 - PNEC : predicted non effect concentration (ANSES - Agritox : <http://www.agritox.anses.fr/>).

NQE et VGE définissent des seuils à ne pas dépasser sous forme de MA (moyenne annuelle, représentant plutôt une toxicité chronique) et CMA (Concentration Maximale Admissible, représentant plutôt une toxicité aiguë). Ces valeurs seuils sont définies pour différentes catégories d'organismes et d'usages de l'eau.

Pour cette étude, nous avons retenu les seuils les plus bas, parmi les 3 types référencés (MA, CMA, PNEC) concernant les organismes aquatiques d'eau douce (contrairement à la DCE qui tient compte d'un autre arbitrage). Comparer les concentrations mesurées aux seuils minimaux permet ainsi d'optimiser la discrimination des zones entre elles et d'identifier des risques potentiels (**maximisation du risque**).

- Des seuils de toxicité spécifiques de l'esturgeon** issus de la base de données ECOTOXicology Knowledgebase de l'Environmental Protection Agency (EPA, USA : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>). Deux types de seuils sont recherchés :

- a. Des seuils de toxicité aigüe (de type LC50³) ;
- b. Des seuils apparentés à une toxicité chronique (de type LOEC⁴).

La consultation de la base EPA n'a pas permis la réalisation d'un indicateur spécifique pertinent pour les esturgeons, contrairement à ce qui avait pu être réalisé pour le saumon.

5.2.1.1.2. Choix des substances pour l'indicateur

Seules les substances analysées faisant l'objet d'un seuil de toxicité (substances dont la nocivité est avérée) sont retenues dans l'indicateur.

Des seuils sont ainsi définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

Les substances sont regroupées en 3 classes :

- Les "métaux et ETM" (éléments traces métalliques) et métalloïdes (23 substances) ;
- Les "pesticides" (96 substances) ;
- Les "micropolluants organiques hors pesticides", regroupant les 41 substances non incluses dans les 2 catégories précédentes.

L'indicateur micropollution est appliqué aux différents types de substances, comme détaillé dans le chapitre ci-après.

5.2.1.1.3. Choix des stations sur la Garonne et ses affluents

Le calcul de l'indicateur est réalisé pour l'ensemble des stations sélectionnées sur la Garonne. **Il n'y a pas de station de mesure permettant d'effectuer le calcul des indicateurs sur le tronçon T1**, une seule station est utilisée pour T2 (la station est située en amont de Bordeaux, elle n'intègre donc pas l'impact de cette agglomération).

5.2.1.1.4. Choix de la période d'étude et de la période de temps

La période d'étude choisie couvre les années 2009 à 2014.

Ces 6 années de suivi incluent 2 années (2009 et 2012) particulièrement bien documentées en matière d'analyses pour un grand nombre de substances.

La plupart des substances ne faisant l'objet que d'un faible nombre d'analyses par station et par an, les résultats d'analyses de chaque station sont regroupés par mois pour l'ensemble de la période étudiée : le mois de janvier (par exemple) englobe donc les résultats des 6 mois de janvier des années 2009-2014.

Pour certaines substances, des mois sont plus représentés que d'autres en résultats d'analyses. Afin d'optimiser la qualité des résultats de l'indicateur (score de la métrique de qualité le plus homogène possible), nous avons fait le choix de regrouper certains mois quand c'était pertinent.

5.2.1.1.5. Normalisation et pondération des données

Une fois les métriques calculées, ces dernières sont normalisées sur 100 points et pondérées entre elles (Figure 5).

³ Concentration létale pour 50% des individus

⁴ Plus petite concentration conduisant à un effet observable

Catégorie	Métrique (normalisée entre 0 et 100)	Critère de normalisation	Pondération métrique	Somme par catégorie	« Indicateur »
PRÉSENCE	P1. Nombre de substances quantifiées	100 ⇨ Max	1	/300	/600
	P2. Fréquence moyenne de quantification des substances quantifiées	100 ⇨ 100%	1		
	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées	100 ⇨ centile 95	1		
TOXICITÉ	T1. Nombre de substances en dépassement	100 ⇨ Max	1	/300	
	T2. Fréquence moyenne de dépassement des substances en dépassement	100 ⇨ 100%	1		
	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux	100 ⇨ centile 95	1		
« Qualité des données »					
QUALITÉ DES DONNÉES	Q1. Nombre de substances recherchées	100 ⇨ Max	1,50	/300	/300
	Q2. Nombre moyen de recherches par substance	100 ⇨ Max	1		
	Q3. Pourcentage de substances sans difficulté de quantification	100 ⇨ Max	0,50		

Figure 5 : Normalisation, pondération et agrégation des métriques de l'indicateur.

Une fois les métriques normalisées et pondérées, elles sont agrégées pour former 2 scores : un score "Présence + Toxicité" sur 600 points agrégeant les métriques de présence et de toxicité et un score "Qualité" sur 300 points associant les métriques de qualité des données.

L'indicateur calculé est un indicateur multimétrique, un même résultat peut donc être obtenu par différentes combinaisons de métriques. Une situation dégradée (= score important) peut ainsi être due (i) à un faible nombre de substances excédant fortement leur seuil respectif de toxicité ou (ii) à un grand nombre de substances en faible dépassement.

Un score de 600 correspond à une situation [station x période] ayant obtenu le plus haut score simultanément pour chacune des 6 métriques de présence et de toxicité.

Appliqué aux pesticides un score de 400 points a ainsi une toute autre signification que le même score (400 points) obtenu pour un indicateur calculé sur un autre groupe de substances.

Le score de chaque indicateur doit donc être interprété indépendamment et relativement à la signification objective des plus hauts scores.

Un exemple de résultat est donné par la Figure 6 :



Figure 6 : Grille de résultats pour l'indicateur micropollution pesticides (score présence et toxicité). 97 stations du linéaire de Garonne et de ses affluents et 7 stations sur l'Ariège pour 96 substances. Les noms des stations de Garonne sont sur fond vert, les principaux affluents et les stations Ariège sur fond bleu et les affluents secondaires sur fond blanc. Un gradient de couleur basé sur la distribution des données facilite la lecture (rouge : valeurs les plus élevées correspondant aux situations les plus dégradées, jaune : valeurs médianes, vert : valeurs les plus faibles correspondant aux situations les moins dégradées).

Pour cet exemple, sur la grille de résultats ci-dessus (Figure 6), les 10 situations les plus dégradées (parmi celles en rouge) se situent sur les petits affluents au mois de mai, avec un score moyen de 431 correspondant en moyenne (la valeur médiane est indiquée entre parenthèse) à :

- 28 (29) substances détectées ;
- 8 (7) substances en dépassement ;
- Un cumul des concentrations maximales des substances quantifiées de 23 (24) µg/L ;
- Un cumul des taux de dépassements maximums de 345 (309) fois les seuils.

Un score de zéro indique quant à lui, qu'aucune substance n'est quantifiée pour la station et le mois correspondant dans la période 2009-2014.

5.2.1.1.6. Application de l'indicateur pour plusieurs types de micropollution

En plus de l'indicateur micropollution « pesticides » présenté en exemple, la même démarche est appliquée pour évaluer plusieurs types de micropollutions.

Au final 3 indicateurs caractérisant diverses micropollutions sont calculés (Tableau 9) :

Tableau 9 : Les 5 indicateurs micropollution calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité).

Indicateurs retenus	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution métaux et ETM (Toxicité seule)	2 mois	23
Micropollution pesticides (P+T)	1 mois	96
Micropollution organique hors pesticides (P+T)	2 mois	41

On notera que, pour la "Micropollution métaux et ETM", seule la métrique de toxicité est utilisée dans le calcul de l'indicateur. Les métaux et métalloïdes sont souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux ; la métrique de présence des substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.2. Calcul du risque dans le Cas des indicateurs de « micropollution eau »

Dans le cadre de l'analyse de risques, l'objectif est d'obtenir une caractérisation de la "qualité" des eaux vis-à-vis des différents stades de vie de l'esturgeon pour leurs périodes de présence respectives et sur les différents secteurs de Garonne associés.

Pour les 3 indicateurs retenus, le score de l'indicateur de micropollution pour l'enjeu, le tronçon et la période est tout d'abord calculé sur chaque station à partir des grilles mensuelles. Le score de l'indicateur est ainsi moyenné sur la période de présence du stade (moyenne pondérée par le nombre de jour de présence du stade dans le tronçon considéré). Le passage de la station au tronçon est réalisé en prenant le score maximum des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Ne pouvant évaluer un aléa et une vulnérabilité à chaque situation, c'est directement le risque sur une échelle de 1 à 9 qui est évalué à partir du résultat de l'indicateur de micropollution.

En absence d'étude dédiée sur l'esturgeon européen permettant une association la plus directe possible entre un impact sur le poisson et la présence de contaminants, **nous avons fait le choix de transposer pour l'esturgeon européen la définition des niveaux de risque obtenus pour le saumon atlantique** (une fois encore nous avons fait le choix de maximiser ce risque).

Sur la base des niveaux de risque ainsi déterminés, le calcul du risque micropolluant est réalisé pour l'ensemble des tronçons et des périodes de présence des différents stades de l'esturgeon européen.

La méthodologie concernant la détermination des niveaux de risque pour le saumon atlantique est mentionnée pour rappel dans les 3 sections suivantes.

5.2.1.2.1. Choix d'une approche directe de détermination du risque (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Plutôt que de caractériser un aléa, une vulnérabilité et d'en déduire un risque pour chaque substance liée à la micropollution des eaux, le choix a été fait de caractériser directement un risque associé aux valeurs de chaque indicateur de micropollution. En effet :

- Dans la bibliographie, il existe peu de seuils de toxicité identifiés sur les différents stades biologiques du saumon au regard de plusieurs centaines de substances dosées et détectées dans l'eau ;
- Malgré l'utilisation de plusieurs années de données, les données par substance sont généralement assez lacunaires une fois distribuées par stade de développement et par

tronçon. En conséquence l'estimation de l'aléa pour une substance serait peu représentative d'une période de présence ;

- La détermination d'une vulnérabilité substance par substance est problématique. L'effet « cocktail » n'est pas pris en considération dans les tests de toxicité molécule par molécule.

L'objectif est donc d'évaluer un risque des effets globaux de la présence de molécules en mélange plutôt que substance par substance.

Ce calcul sera appliqué aux 3 risques : métaux, pesticides et micropolluants organiques. Ces substances correspondent à des origines différentes (agricole, industrielle, domestique), et à des effets différenciés sur l'écosystème.

La difficulté de cette approche est de définir un niveau de risque : il est donc nécessaire de s'appuyer sur des études dédiées permettant une association entre un impact sur le saumon et la présence de contaminants.

5.2.1.2.2. La stratégie retenue pour définir le niveau de risque lié à l'indicateur « pesticides » (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Le niveau de risque (chiffre entre 0 et 9) est codé selon le score de l'indicateur considéré. Le risque 0 est jugé négligeable, le risque 9 maximal. Il s'agit donc pour nous d'associer une échelle de valeur des scores de l'indicateur à une échelle de valeur de niveau de risque.

La stratégie d'attribution du niveau de risque est basée sur les travaux de Croze et al. (2006) dans le secteur Malausse - Belleperche (20 km). Nous disposons de 3 stations documentées sur ce secteur (La Garonne à Lamagistère, La Garonne à St-Nicolas de la Grave, La Garonne à St-Aignan).

Il s'agit d'une étude de radiopistage des géniteurs du saumon en lien avec la contamination par les pesticides sur la période 2004-2005. Dans cette étude, Croze et al. (2006) indiquent que si les concentrations en pesticides ne permettent pas, à elles seules, d'expliquer les renoncements des géniteurs radiopistés en montaison, en situation de contamination, les renoncements sont plus nombreux et la mortalité est aggravée.

Le niveau de contamination dans le secteur Malausse - Belleperche en période de montaison sur la période 2004-2005 peut donc être considéré comme **un risque avéré** pour le saumon. Par analogie, les scores calculés pour l'indicateur de micropollution pesticides sur chacune des 3 stations disponibles (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM sur le secteur sont moyennés et **associé à un niveau de risque de 3.**

Les autres bornes de l'échelle se basent sur la distribution des résultats de l'indicateur (Tableau 10) :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 9 divisent en 7 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 regroupent les 3 suivantes,
 - Le niveau de risque 9 correspond à la dernière classe de distribution.

Tableau 10 : Niveau de risque et résultats de l'indicateur Micropollution pesticide. Le niveau de risque entre 2 et 3 (barre épaisse) est déterminé par la moyenne des scores pour l'indicateur de micropollution pesticides des 3 stations : la Garonne à Lamagistère, la Garonne à St-Nicolas de la Grave, la Garonne à St-Aignan (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM. Les autres bornes s'ajustent en fonction la distribution des résultats de l'indicateur de micropollution pesticides de part et d'autre de la limite 2-3.

Niveau de risque	1	2	3	4	6	9
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 en deçà du seuil 2 à 3	50 - 100 en deçà du seuil 2 à 3	0 - 14 au-delà du seuil 2 à 3	14 - 43 au-delà du seuil 2 à 3	43 - 86 au-delà du seuil 2 à 3	86 - 100 au-delà du seuil 2 à 3
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution pesticides	1 à 53	54 à 79	80 à 97	98 à 134	135 à 258	>258

5.2.1.2.3. Stratégie pour les autres indicateurs de micropollution (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Les niveaux de risque sont obtenus pour les autres indicateurs de micropollution (Micropollution métaux et ETM, Micropollution organique hors pesticide, Micropollution Saumon seuils sublétaux) en suivant la même méthodologie, faisant l'hypothèse que le niveau de contamination pour la période 2009-2014 sur le secteur Lamagistère - St Aignan lors du pic de migration correspondait à niveau de risque de 3 (même niveau que précédemment) pour l'ensemble des indicateurs de micropollution (et non uniquement pour l'indicateur micropollution pesticides).

Compte tenu du moindre niveau de toxicité rencontré pour ces substances (en nombre de substances détectées, substances en dépassement, cumul des concentrations maximales des substances quantifiées, cumul des taux de dépassements maximums) et de l'absence de travaux dédiés directement à l'étude de la toxicité de ces substances sur le saumon, **le niveau maximum de niveau de risque est fixé à 6 (et non 9 comme pour les pesticides).**

Les bornes des niveaux de risques se basent ainsi sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

La distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

5.2.1.3. Construction des indicateurs de micropollution sur la matrice « sédiment »

L'esturgeon étant un poisson benthique, et se nourrissant dans les sédiments du fleuve, un indicateur de micropollution des sédiments a été calculé afin d'évaluer les risques potentiels associés.

Les indicateurs de micropollution des sédiments sont calculés de la même manière que ceux présentés pour la micropollution de l'eau (9 métriques de présence, toxicité et qualité, utilisant les mêmes procédures de normalisation et de pondération) :

- Les seuils de toxicité des sédiments proviennent de la base institutionnelle française de l'INERIS (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) pour les sédiments en eau douce ;
- Les stations sont globalement situées aux mêmes emplacements que pour la caractérisation de la micropollution des eaux, mais leur nombre est plus réduit. Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur pour les sédiments est réalisé sur 70 stations, il permet de caractériser 19 points sur le fleuve et 37 affluents ;
- La période d'étude choisie, récente et « relativement » bien documentée, couvre les années 2009 à 2014 comme dans le cas de la micropollution eau.

Afin de tenir compte du faible nombre de prélèvements de sédiments (environ 4 analyses en moyenne par substance pour les 6 ans de données sur chaque station), l'ensemble des résultats d'analyses sur les 6 ans est regroupé à l'échelle de la station.

Le mode de groupement des résultats lors du passage de la station au tronçon conserve les mêmes règles que l'indicateur sur l'eau : le passage de la station au tronçon est réalisé en retenant **le score maximum** des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Compte tenu des seuils de toxicité disponibles, 2 indicateurs caractérisant 2 types de micropollutions ont été mis en place (Tableau 11) :

Tableau 11 : Les 2 indicateurs micropollution sédiment calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité), ETM pour Eléments Traces Métalliques.

Indicateurs retenus	Matrice	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution sédiment métaux et ETM (Toxicité seule)	Sédiment	1 période unique	6
Micropollution sédiment hors ETM (P+T)	Sédiment	1 période unique	22

Comme dans le cas de l'indicateur « Micropollution métaux et ETM » sur la matrice eau, la « Micropollution sédiment métaux et ETM » n'utilisent que les métriques de toxicité dans son calcul. Les métaux et métalloïdes sont en effet souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux et dans les sédiments et la métrique de présence de ces substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.4. Calcul du risque dans le cas des indicateurs de « micropollution sédiment »

Les données disponibles ne mettant pas en évidence un très fort impact avéré de la micropollution des sédiments vis-à-vis des larves d'esturgeon, le niveau de risque le plus élevé de 9 correspondant à des mortalités particulièrement importantes n'a pas été retenu. D'autres éléments comme : la méthode de calcul utilisée (prise en compte des maximums des chroniques), le mode de groupement des résultats à l'année, la possibilité potentielle des organismes à ne pas fréquenter les sites pollués, etc., appuient également ce choix.

Pour les stations de Garonne, l'indicateur « Micropollution sédiment métaux et ETM » montre des dépassements systématiques des seuils de toxicité en arsenic, cuivre et plomb. L'indicateur

« Micropollution sédiment hors ETM » montre que les 4 substances les plus présentes, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (en moyenne la présence de ces substances est détectée dans 54 % des prélèvements), dépassent leur seuil respectif de toxicité dans 12 % des cas.

Compte tenu que :

1. l'Agence de l'eau Seine Normandie, considère dans son « guide pratique des micropolluants dans les eaux du bassin Seine-Normandie » que ces 2 familles de substances (arsenic, cuivre, plomb d'une part, et HAP d'autre part) se révèlent « toxiques » à « très toxiques » pour les poissons d'eau douces et marins aussi bien en terme de toxicité aiguë que de toxicité chronique (Agence de l'eau Seine-Normandie and Aquascop, 2018) ;
2. les doses rencontrées en sédiments en Garonne sont élevées pour ces 2 types de substances (le cumul des taux de dépassements maximums atteint en moyenne 500 fois les seuils pour les 6 ETM et 28 fois les seuils pour les 22 autres micropolluants (hors ETM) sur les tronçons de Garonne situés en aval de Toulouse) ;

Un niveau maximum de risque de 6 a été retenu pour caractériser les plus fortes valeurs de score des 2 indicateurs.

Ne disposant pas de travaux scientifiques en Garonne permettant de relier directement la toxicité des sédiments et son impact sur les esturgeons, **les niveaux de risques sont fixés sur la base de la distribution des résultats des scores des indicateurs de micropollutions :**

- Les niveaux de risque 1 et 2 sont attribués à des situations où les substances sont présentes mais ne dépassent pas leur seuil de toxicité respectif.
- Les niveaux de risque 3, 4 et 6 sont attribués à des situations où les substances dépassent leur seuil de toxicité.

Plus en détails, les bornes des niveaux de risques se basent sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur pour la métrique de présence sans dépassement des seuils de toxicité (dans ces cas la métrique de toxicité a donc une valeur nulle) ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur (métriques de présence + toxicité) :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

Un exemple de définition des niveaux de risques est fourni pour l'indicateur « Micropollution sédiment hors ETM » (Tableau 12).

Tableau 12 : Niveau de risque et résultats de l'indicateur Micropollution sédiment hors ETM.

Niveau de risque	1	2	3	4	6
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 Métrique de présence seule (toxicité = 0)	50 - 100 Métrique de présence seule (toxicité = 0)	0 - 25 Métrique P+T (toxicité > 0)	25 - 75 Métrique P+T (toxicité > 0)	75 - 100 Métrique P+T (toxicité > 0)
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution sédiment hors ETM	0 à 71	71 à max	107 à 144	145 à 275	> 275

6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE

Au final, l'analyse de risques « esturgeon européen » sur le bassin de la Garonne revient à considérer **4 enjeux** (phases du cycle biologique) **sur 4 tronçons** de la Garonne.

361 risques ont pu être déterminés lors de ce travail en utilisant des bases **de données** pouvant dépasser plusieurs centaines de milliers de lignes.

Les résultats de l'analyse de risques seront restitués de **manière cartographique par enjeu** en faisant ressortir **pour chaque tronçon** les aléas présentant **les niveaux de risque les plus élevés (4 à 9) et les tendances significatives**.

7. BIBLIOGRAPHIE

7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT

Agence de l'eau Seine-Normandie, Aquascop. 2018. Guide pratique des micropolluants dans les eaux du bassin Seine-Normandie. Agence de l'eau Seine-Normandie.

Croze, O., Blot, E., Delmas, F., Alesina, R., Jourdan, H., Bau, F., Breinig, T., 2006. Suivi de la qualité de l'eau de la Garonne lors de la migration anadrome du saumon en amont de Golfech (No. RA06.04). GHAAPPE.

7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA

Alabaster, J.S., Lloyd, R., 1982. Water quality criteria for freshwater fish., Butterworth Scientific. ed.
Blevins, D.W., 2011. Water-Quality Requirements, Tolerances, and Preferences of Pallid Sturgeon (*Scaphirhynchus albus*) in the Lower Missouri River (No. Scientific Investigations Report 2011-5186). US Department of the Interior - US Geological Survey, Reston.

Brun, R., 1995. Principales maladies de l'esturgeon sibérien en élevage. Ingénieries - EAT 2, 49–54.

Cachot, J., Bony, S., Bossy, C., Budzinski, H., Chèvre, P., Clerandau, C., Coynel, A., Daffe, C., Delage, N., n.d. Sensibilité des premiers stades de développement de l'esturgeon européen à la pollution, l'hypoxie et l'accroissement des températures de surface 29.

Cassou-Leins, F., 1981. Recherches sur la biologie et l'halieutique des migrateurs de la Garonne et principalement de l'aloise : *Alosa alosa* L. Institut National polytechnique de Toulouse.

Cech, J.J., Doroshov, S.I., 2005. Environmental Requirements, Preferences, and Tolerance Limits of North American Sturgeons, in: LeBreton, G.T.O., Beamish, F.W.H., McKinley, R.S. (Eds.), Sturgeons and Paddlefish of North America. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 73–86. https://doi.org/10.1007/1-4020-2833-4_4

Couturier, B., n.d. Etude de l'impact de l'hypoxie et de la température sur la survie et le développement des très jeunes stades d'esturgeon européen, 36.

Delage, N., 2016. Etude expérimentale des effets des conditions environnementales (température, oxygène, polluants) sur la survie, le développement et le comportement des stades embryonnaires d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*. Université de Bordeaux.

Delage, N., Cachot, J., Rochard, E., Fraty, R., Jatteau, P., 2014. Hypoxia tolerance of European sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) young stages at two temperatures. Journal of Applied Ichthyology 30, 1195–1202. <https://doi.org/10.1111/jai.12609>

Dettlaff, T.A., Ginburg, A.S., Schmalhausen, O.I., 1993. Sturgeon fishes : developmental Biology and Aquaculture. Springer-Verlag, Berlin.

Du, H., Wei, Q.-W., Lui, J.-Y., Yang, D.-G., Cheng, X.-H., Zhu, Y.-J., Tang, G.-P., 2007. Acute toxicity of phenol, copper, nitrite and total ammonia to juvenile Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*. Journal of Dalian Fisheries University.

Hamlin, H.J., 2006. Nitrate toxicity in Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*). Aquaculture 253, 688–693. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.08.025>

Huertas, M., Gisbert, E., Rodríguez, A., Cardona, L., Williot, P., Castelló-Orvay, F., 2002. Acute exposure of Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*, Brandt) yearlings to nitrite : median-lethal concentration (LC50) determination, haematological changes and nitrite accumulation in selected tissues. Aquatic Toxicology 57, 257–266. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00207-7](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00207-7)

- Ingermann, R.L., Holcomb, M., Robinson, M.L., Cloud, J.G., 2002. Carbon dioxide and pH affect sperm motility of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*). *The Journal of Experimental Biology* 205, 2885–2890.
- Isely, J.J., Tomasso, J.R., 1998. Acute Toxicity of Ammonia and Nitrite to Shortnose Sturgeon Fingerlings. *The Progressive Fish-Culturist* 60, 315–318. [https://doi.org/10.1577/1548-8640\(1998\)060<0315:ATOAAAN>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8640(1998)060<0315:ATOAAAN>2.0.CO;2)
- Jatteau, P., 1998. Etude bibliographique des principales caractéristiques de l'écologie des larves d'*Acipenseridés*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 445–464. <https://doi.org/10.1051/kmae:1998016>
- Maxime, V., Nonnotte, G., Peyraud, C., Williot, P., Truchot, J.P., 1995. Circulatory and respiratory effects of an hypoxic stress in the Siberian sturgeon. *Respiration Physiology* 100, 203–212. [https://doi.org/10.1016/0034-5687\(95\)00003-V](https://doi.org/10.1016/0034-5687(95)00003-V)
- McKenzie, D.J., Steffensen, J.F., Korsmeyer, K., Whiteley, N.M., Bronzi, P., Taylor, E.W., 2007. Swimming alters responses to hypoxia in the Adriatic sturgeon *Acipenser naccarii*. *Journal of Fish Biology* 70, 651–658. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01337.x>
- Nonnotte, G., Maxime, V., Truchot, J.P., Williot, P., Peyraud, C., 1993. Respiratory responses to progressive ambient hypoxia in the sturgeon, *Acipenser baeri*. *Respiration Physiology* 91, 71–82. [https://doi.org/10.1016/0034-5687\(93\)90090-W](https://doi.org/10.1016/0034-5687(93)90090-W)
- Nonnotte, G., Salin, D., Williot, P., 2018a. Effects of exposure to ammonia in water : Determination of the sublethal and lethal levels in Siberian Sturgeon, *Acipenser baerii*, in: *The Siberian Sturgeon (Acipenser Baerii, Brandt, 1869) Volume 1 - Biology*. Springer International Publishing, pp. 391–404.
- Nonnotte, G., Williot, P., Pichavant-Rafini, K., Rafini, M., Maxime, V., Nonnotte, L., 2018b. Oxygen demand in sturgeon farming, in: *The Siberian Sturgeon (Acipenser Baerii, Brandt, 1869) Volume 2 - Farming*. Springer International Publishing, pp. 569–584.
- Rouault, T., Chèvre, P., Rochard, E., Jatteau, P., Jacobs, L., Gonthier, P., 2008. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Bilan scientifique et technique 2007 (No. 127). Cemagref de Bordeaux.
- Salin, D., Williot, P., 1991. Acute toxicity of ammonia to siberian sturgeon *Acipenser baeri*. ED. *Acipenser*, Cemagref Publ. 153–167.
- Savin, C., Cristea, V., Vasilean, I., Patriche, N., Talpes, M., n.d. The water quality monitoring in the recirculating systems for intensive sturgeon culture. *Lucrari stiintifice Zootehnie si biotehnologii* 42, 107–115.
- Secor, D.H., Gunderson, T.E., 1998. Effects of hypoxia and temperature on survival, growth, and respiration of juvenile Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*. *Fishery Bulletin* 603–613.
- Staaks, G., Kirschbaum, F., Williot, P., 1999. Experimental studies on thermal behaviour and diurnal activity rhythms of juvenile European sturgeon (*Acipenser sturio*). *Journal of Applied Ichthyology* 15, 243–247. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1999.tb00243.x>
- Szczepkowski, M., Szczepkowska, B., Piotrowska, I., 2011. Impact of higher stocking density of juvenile Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, on fish growth, oxygen consumption, and ammonia excretion. *Archives of Polish Fisheries* 19. <https://doi.org/10.2478/v10086-011-0007-6>
- Vaugeois, M., Lambert, P., Baudrimont, M., Cachot, J., 2016. Modelling effects of temperature and oxygen on the population dynamics of the European sturgeon using Dynamic Energy Budget theory.
- Wang, Y.L., Binkowski, F.P., Doroshov, S.I., 1985. Effect of temperature on early development of white and lake sturgeon, *Acipenser transmontanus* and *A. fulvescens*. *Environmental Biology of Fishes* 14, 43–50.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse des risques « esturgeon européen » sur le bassin de la Garonne

Résultats, synthèse et discussion



Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse des risques « esturgeon européen » sur le bassin de la Garonne. Résultats, synthèse et discussion. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. RESULTATS PAR ENJEUX	5
1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES	5
1.2. ENJEU 1 : INCUBATION A JUVENILE	5
1.3. ENJEU 2 : LA CROISSANCE DES JUVENILES	6
1.4. ENJEU 3 : MIGRATION DES GENITEURS	7
1.5. ENJEU 4 : LA REPRODUCTION	8
2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES	10
2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS	10
2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES	11
2.2.1. <i>La micropollution</i>	11
2.2.2. <i>La thermie</i>	12
2.3. LES AUTRES FAMILLES DE RISQUE QUI NE SONT PAS POINTEES PAR L'ANALYSE	13
2.3.1. <i>Les macro-polluants</i>	13
2.3.2. <i>L'hydrologie</i>	13
2.3.3. <i>L'hydromorphologie</i>	14
2.3.4. <i>Les ouvrages</i>	15
2.3.5. <i>La pêche professionnelle et la pêche des amateurs aux engins</i>	16
3. CONCLUSION	16
4. BIBLIOGRAPHIE	17

1. RESULTATS PAR ENJEUX

1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES

Ce document présente de manière synthétique les résultats de l'analyse de risques pour l'esturgeon sur le bassin de la Garonne. Il a été choisi de ne détailler que **les risques de niveaux 4 et plus**, ce qui correspond au croisement :

- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de l'esturgeon vis-à-vis de cet aléa de 2, donc un niveau de risque 4 ou 6 ;
- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de l'esturgeon vis-à-vis de cet aléa de 3, donc un niveau de risque 6 ou 9.

Les résultats sont présentés pour les 8 enjeux, et détaillés par tronçons. Le nombre total de risques et la distribution des niveaux de risques sont donnés sous la forme d'un diagramme en secteur pour chaque tronçon (Figure 1).

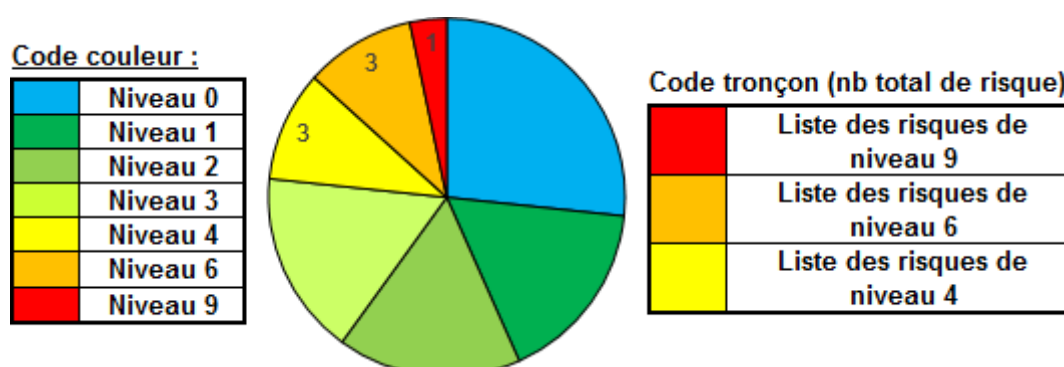


Figure 1 : Représentation de l'ensemble des niveaux de risque calculés par tronçon et par enjeu. A gauche le code couleur, au centre le diagramme en secteur représentant la distribution de tous les niveaux de risque calculés, et, à droite, le détail des risques ≥ 4 par thème.

A côté de chaque diagramme les risques de niveaux supérieurs ou égaux à 4 sont détaillés par thèmes. Lorsque des chroniques permettant d'étudier **la tendance évolutive** du paramètre ont pu être récupérées, la tendance est indiquée entre parenthèses (= stable, $\uparrow$ augmentation de l'intensité de l'aléa, $\downarrow$ diminution de l'intensité de l'aléa).

La proportion de risque de niveau ≥ 4 et plus est reportée sur les différents tronçons à l'aide d'une échelle de couleur et de règles d'épaisseur (Figure 2). Plus la proportion de risque ≥ 4 est élevée et plus la couleur du tronçon est foncée, et plus son trait est épais. Ainsi il est possible de distinguer rapidement les tronçons les plus « risqués » pour un enjeu donné.

- Effectif de risques ≥ 4 inférieur à 10% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 10 et 15% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 15 et 20% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 supérieur à 20% des risques calculés

Figure 2 : Représentation graphique des proportions de risque ≥ 4 .

1.2. ENJEU 1 : INCUBATION A JUVENILE

Cet enjeu se déroule de **mai** (début de la reproduction) à **mi-juillet** (un mois après les dernières pontes).

29 risques ont été calculés par tronçon.

Pour cet enjeu, l'analyse de risques fait ressortir **des risques moyens (niveau 4) et forts (niveau 6)**. Tous les tronçons sont concernés (Figure 3).

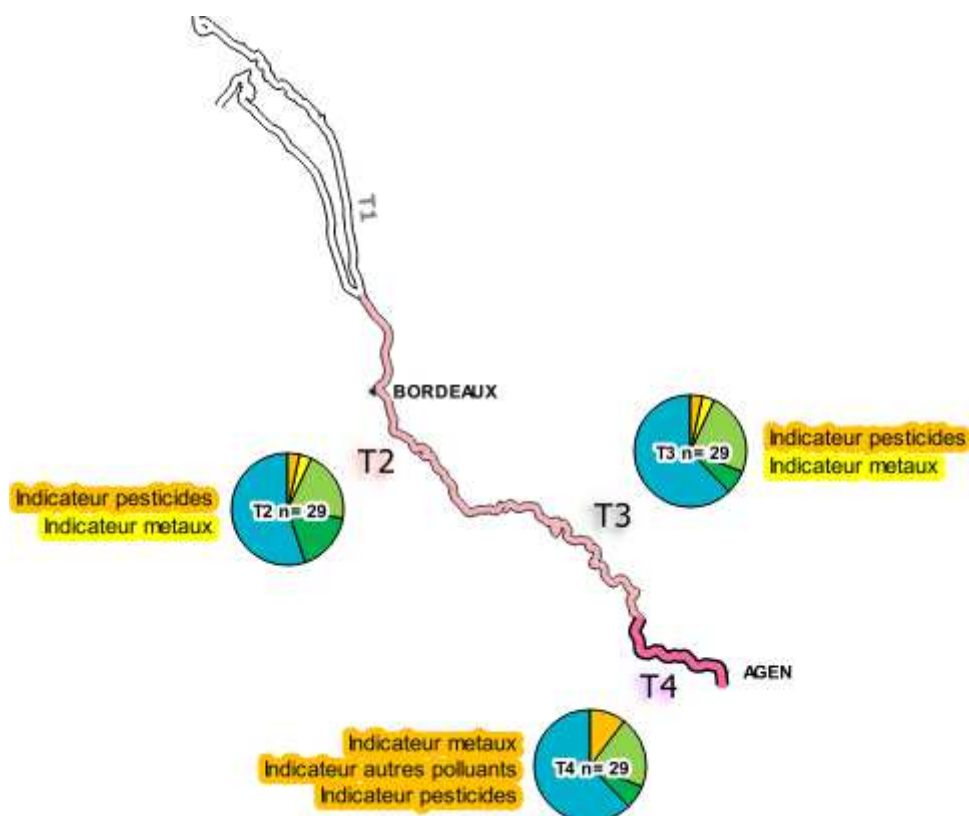


Figure 3 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 1 : incubation à juvénile.

Les risques identifiés concernent uniquement la micropollution de l'eau. Elle ressort à travers les 3 indicateurs calculés pour l'esturgeon européen. Le risque est fort (niveau 6) pour les 3 indicateurs sur la Garonne en aval de Beauregard (T4). En aval de la confluence du Lot (T3 et T2), le risque lié aux pesticides reste fort tandis que celui lié aux métaux devient moyen et que le risque « autres polluants » disparaît.

1.3. ENJEU 2 : LA CROISSANCE DES JUVENILES

Cet enjeu commence à la fin du stade larvaire et se déroule toute l'année pendant plusieurs années. La durée est variable selon les tronçons car les juvéniles quittent les zones de frayère dès la première année et dévalent dans la zone fluviale influencée par la marée dynamique puis l'estuaire. **Ainsi cet enjeu se déroule du 15 juillet à fin mars sur les tronçons amont (T3 et T4) et toute l'année sur les tronçons aval (T1 et T2).**

Le nombre de risques calculés par tronçon est très variable (10 à 31). Le faible effectif de risques calculés au niveau de l'estuaire (T1) est dû au peu de données accessibles.

Pour les juvéniles, l'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et de niveau 6** (Figure 4). Aucun risque de niveau supérieur à 3 n'est identifié dans l'estuaire (T1), mais il faut garder en tête que les risques liés à la micropollution n'y ont pas été calculés.

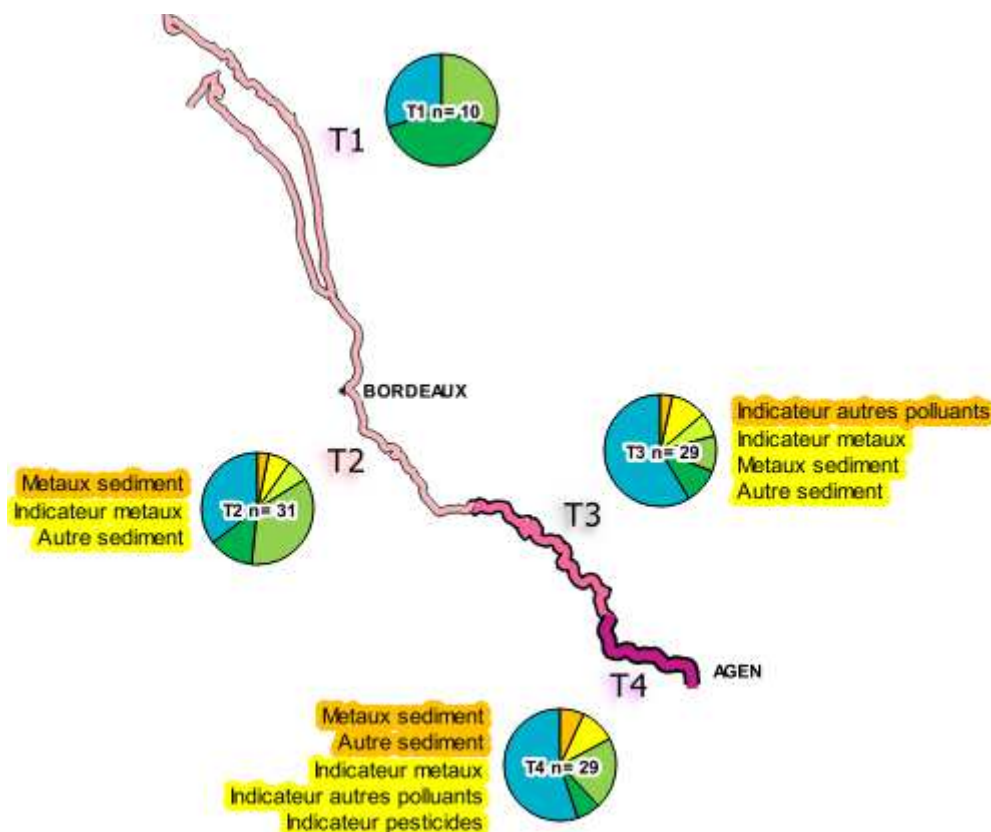


Figure 4 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 2 : la croissance des juvéniles.

Les risques concernant cet enjeu sont exclusivement ceux liés à la micropollution de l'eau et des sédiments.

Sur la Garonne en aval de Malausse (T4), les trois indicateurs de la micropollution de l'eau ressortent de l'analyse, en tant que risques moyens (niveau 4). Un risque de même niveau se maintient pour l'indicateur « métaux » en aval de la confluence du Lot (T3) ainsi que dans la zone fluviale de la Garonne influencée par la marée dynamique.

Les risques liés à la micropollution des sédiments apparaissent sur tous les tronçons où il a été possible de les déterminer. Le tronçon le plus risqué (les deux indicateurs sont à un niveau de risque fort) est la Garonne en aval de Malausse (T4). En aval, sur T3 et T2, le risque diminue mais reste à un niveau moyen pour les 2 indicateurs.

Aucune étude ne permet de déterminer un niveau risque concernant la présence de silure sur la partie du bassin où les deux espèces cohabitent.

1.4. ENJEU 3 : MIGRATION DES GENITEURS

Cet enjeu se déroule globalement sur le bassin Garonne entre **mars (montaison) et juillet (dévalaison)**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est de **27 à 29 pour la plupart des tronçons**, excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1) où seulement 8 risques ont pu être déterminés notamment par manque de données concernant la physicochimie.

L'analyse pointe des risques moyens à forts (Figure 5). Aucun risque supérieur à 3 n'apparaît pour l'estuaire de la Garonne (T1).

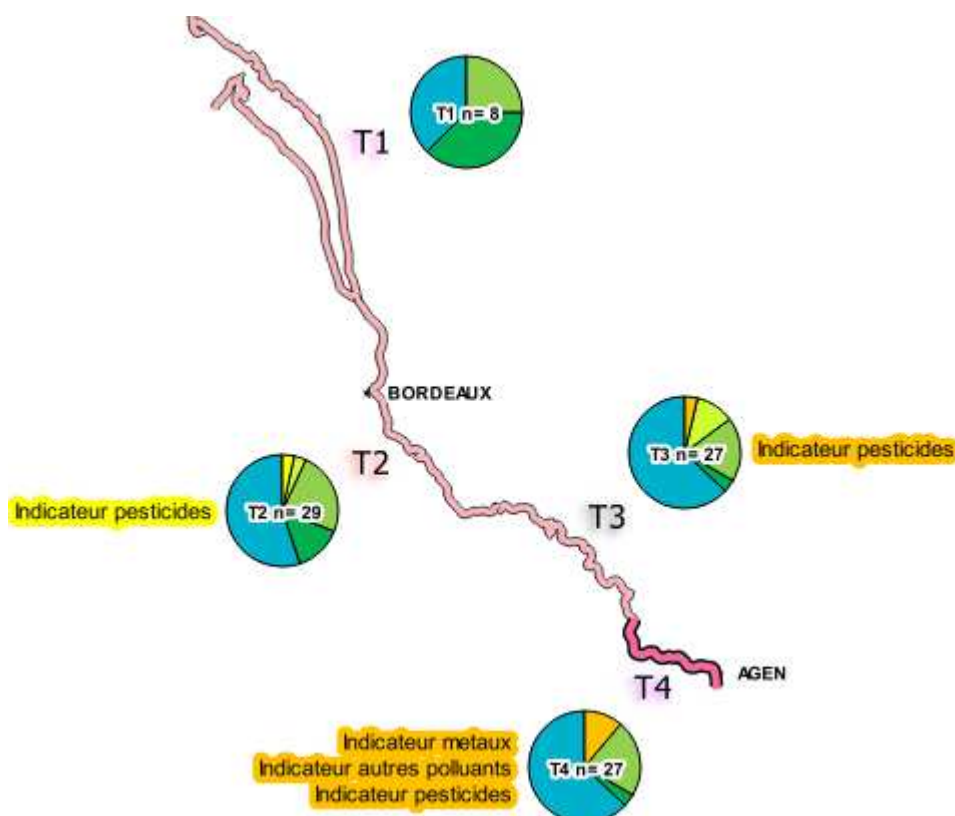


Figure 5 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 3 : la migration génésique des adultes.

Les risques concernant cet enjeu sont, une fois encore, exclusivement ceux liés à la micropollution de l'eau. Les risques forts concernent les 3 indicateurs pour le tronçon de la Garonne en aval de Beauregard (T4) et l'indicateur « pesticides » pour la Garonne en aval du Lot (T3). En aval (T2), le risque diminue et ne concerne plus que l'indicateur « pesticides » à un niveau moyen.

1.5. ENJEU 4 : LA REPRODUCTION

Pour tous les tronçons concernés, cet enjeu se déroule à partir du 1^{er} mai jusqu'au 15 juin.

Le nombre de risques calculés par tronçon varie entre 27 et 29.

Pour la reproduction, l'analyse identifie **des risques de niveau 4 à 9** sur tous les tronçons concernés par cet enjeu (Figure 6).

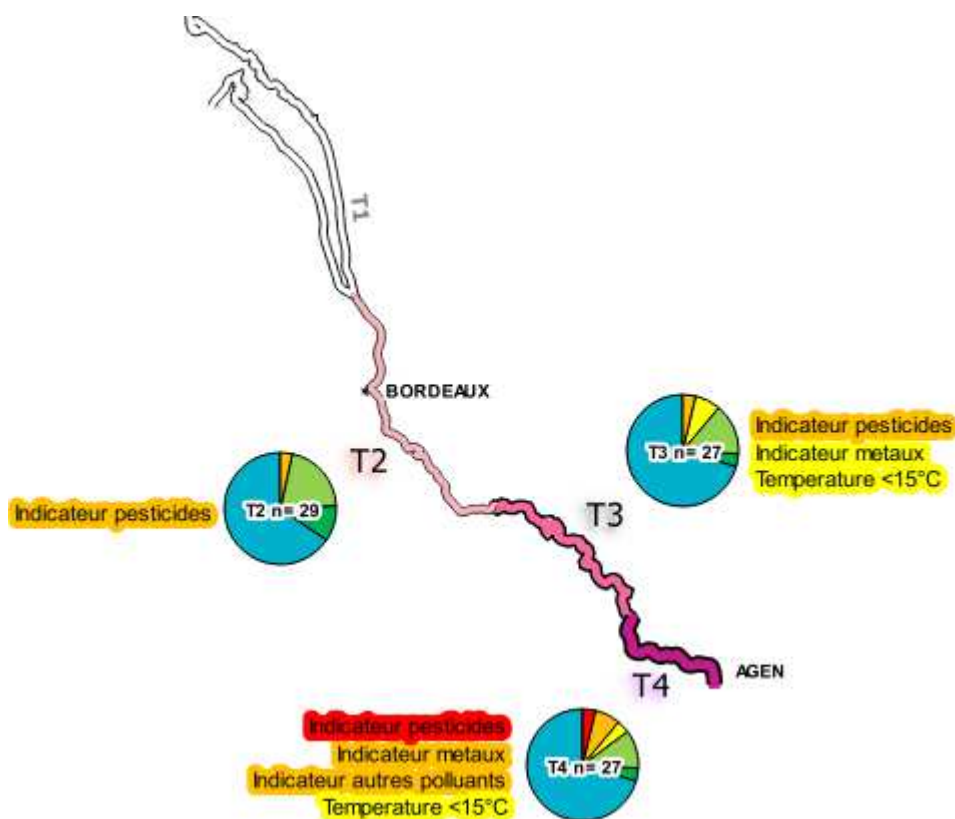


Figure 6 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 4 : la reproduction.

Deux familles de risques émergent, les risques liés à la micropollution de l'eau et ceux liés à la température.

Les risques « micropollution » sont présents sur les tronçons de la Garonne concernés par cet enjeu (T2 à T4). Ils sont maximaux dans le tronçon en aval de Beauregard où l'indicateur « pesticides » indique un risque très fort et les indicateurs « métaux » et « autres polluants » un risque fort. Le risque micropollution s'atténue vers l'aval en restant toutefois fort pour l'indicateur « pesticides » sur les tronçons T3 et T2, tandis que l'indicateur « métaux » passe en risque moyen en T3 et « disparaît » en T2, tout comme le risque « autres polluants » en T3 et T2.

Les risques liés à la température concernent les deux tronçons de la Garonne les plus amont pour l'esturgeon (T3 et T4). Il s'agit du non dépassement du seuil de 15°C qui engendrerait une faible activité de reproduction, voire un arrêt de l'activité. Cela se produit en moyenne pendant 10 à 20% du temps de la période considérée quasiment tous les ans.

2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES

2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de mettre en évidence les enjeux et tronçons potentiellement les plus problématiques (Tableau 1 et Figure 7).

Tableau 1 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus par enjeu et par tronçon. Les cases colorées avec plusieurs nuances de violet représentent les croisements tronçon/enjeu avec plus de 10% des risques calculés de niveau 4 et plus.

	T1	T2	T3	T4
Enjeu 1 : Incubation à juvénile		7%	7%	10%
Enjeu 2 : Croissance juvéniles	0%	10%	14%	17%
Enjeu 3 : Montaison des géniteurs	0%	3%	4%	11%
Enjeu 4 : Reproduction		3%	11%	15%

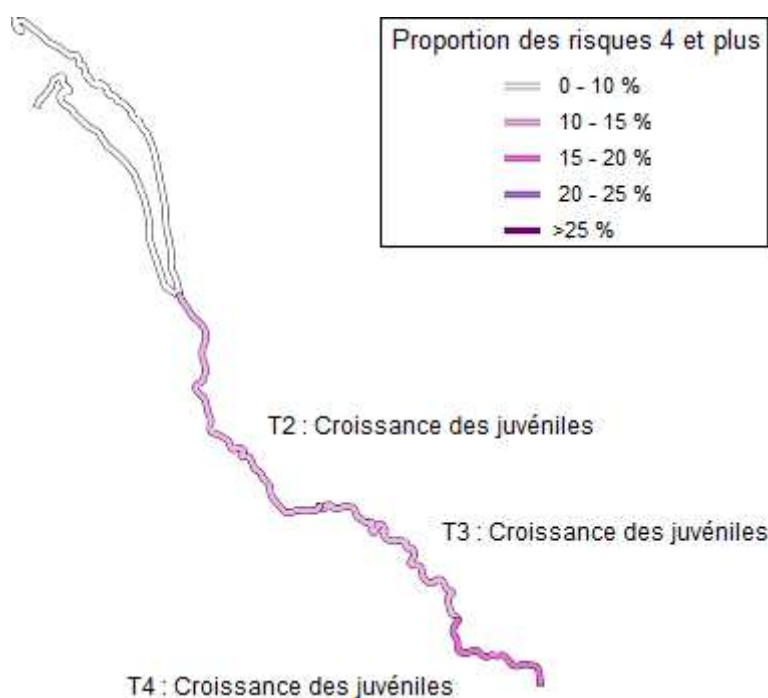


Figure 7 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus pour les enjeux les plus impactés par tronçon.

Aucun risque de niveau 4 et plus n'a été mis en évidence au niveau de l'estuaire de la Gironde (T1), mais on ne dispose pas pour ce tronçon de données permettant de caractériser la micropollution de l'eau et des sédiments.

Les résultats de l'analyse montrent que **l'enjeu le plus impacté est la croissance des juvéniles (Enjeu 2)**, pour les tronçons de la Garonne allant de l'aval de Beauregard au Bec d'Ambès (T4 à T2).

Le tronçon de la **Garonne de Beauregard au Lot (T4)** est celui qui **cumule le plus de risques de niveau 4 et plus** pour l'ensemble du cycle biologique de l'esturgeon européen.

2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES

Les risques de niveau 4 et plus les plus représentés à l'échelle du bassin sont ceux liés à la micropollution (n=30 ; Tableau 2).

En pondérant, pour chaque grande famille de risques, le nombre de risques égaux ou supérieurs à 4 par l'effectif total de risques calculés, ce sont les risques liés à la micropollution qui ressortent en premier (71.4% des risques calculés pour cette famille sont des risques de niveau 4 et plus), puis ceux liés à la thermie (3.3%).

Tableau 2 : Somme des risques de niveau 4 et plus par grande famille de risque et par tronçon.

	Thermie	Physico-chimie (macro-polluants)	Micro-pollution	Hydrologie	Hydro-morphologie	Ouvrages	Pêche
T1	0	0				0	0
T2	0	0	7	0	0		0
T3	1	0	9	0	0		0
T4	1	0	14	0	0		0
BV Garonne	2	0	30	0	0	0	0
Nb total de risques calculés	61	227	42	12	3	1	14
Proportion de risques > ou = à 4 par rapport au nombre total de risques calculés pour la famille	3.3%	0.0%	71.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%

2.2.1. La micropollution

La micropollution de l'eau et des sédiments génère proportionnellement le plus de risques de niveau 4 et plus. **Le tronçon 4 est celui où le nombre de risques liés à la micropollution est le plus élevé**, à la fois pour la micropollution de l'eau et pour celle des sédiments. **Parmi les 3 indicateurs de la micropollution de l'eau, ce sont les indicateurs pesticides (n=10) et métaux (n= 9) qui ressortent le plus.** Concernant la micropollution des sédiments, elle n'a été calculée que pour l'enjeu « croissance des juvéniles » et émerge sur tous les tronçons où les indicateurs ont pu être déterminés. Là aussi les deux indicateurs apparaissent de manière équivalente.

Suivant les secteurs et les périodes les plus à risques, on identifie, sur les 160 molécules pour lesquelles on dispose aujourd'hui de seuils de toxicité : la présence de 33 à 60 de ces molécules (21 à 38%), et de 10 à 24 molécules qui dépassent les seuils de toxicité au moins une fois.

Une série de tests a été effectuée récemment sur les effets d'un mélange de polluants représentatifs du bassin Gironde/Garonne/Dordogne (HAP, PCB, métaux, phytosanitaires) et sur l'effet des sédiments prélevés dans différents points du bassin, appliqués durant la période d'incubation des œufs, sur la survie, le développement et le comportement des stades embryonnaires d'esturgeon (Delage, 2015 ; Baudrimont *et al.*, 2017).

Une sensibilité modérée de ce stade biologique aux polluants de l'eau représentatifs du bassin a été mise en évidence, avec principalement l'observation de malformation à l'issue de l'incubation et de la résorption de la vésicule vitelline et la mise en évidence d'une sensibilité accrue avec l'augmentation de la température.

De même, il a été montré une augmentation des malformations (Figure 8), une perturbation du métabolisme aérobie des larves et une hyperméthylation de l'ADN des larves exposées à certains sédiments de la Garonne.



Figure 8 : Comparaison entre une larve normale (à gauche) et une larve déformée (au centre et à droite) au même stade de développement (Delage, 2016).

D'une manière générale, sur le bassin, **la présence d'un cocktail de molécules, dont on ignore encore complètement les effets, est inquiétante** (la construction de nos indicateurs donne une bonne image de cet effet cocktail).

Le calcul des indicateurs de la micropollution n'a pu être réalisée dans l'estuaire de la Gironde. Toutefois dans cette partie du bassin on dispose d'informations qui interrogent. En effet, lors des suivis de la faune circulante de l'estuaire réalisés par l'IRSTEA (Lobry et al., 2016), il est constaté depuis 2001 qu'un pourcentage élevé (50 à 100% des échantillons) des individus de crevette blanche (*Palaemon longirostris*, M.E. 1837) présente des déformations très marquées sur plusieurs parties de l'exosquelette. Ces déformations avaient déjà été observées dans les zones estuariennes fortement polluées d'Allemagne, mais elles n'existaient pas en Gironde avant 1992. Depuis le phénomène s'intensifie et se diversifie. Ces malformations entraînent un taux de mortalité accru (d'environ 50%) lors des mues successives des crevettes. L'origine de ces déformations n'est pas encore tranchée. Elles pourraient être d'origine biologique (virus, parasitisme, bactéries), mais peuvent aussi résulter de pollutions (métaux lourds, pesticides, PCB, nitrates...).

2.2.2. La thermie

Les risques de niveau 4 relatifs à la thermie sont présents sur deux tronçons et concernent la reproduction. **Les effets de la température sur cet enjeu concernent d'éventuelles perturbations et/ou l'arrêt de l'activité de reproduction.**

Il convient de relativiser ce risque car 1) les gammes de vulnérabilité ont été définies avec peu de précision (peu de données sur le sujet dans la bibliographie), 2) les températures basses interviennent en début de période de reproduction (Figure 9), l'esturgeon peut de fait décaler cette phase ultérieurement et pour des températures plus favorables et, 3) aucun seuil létal n'est atteint.

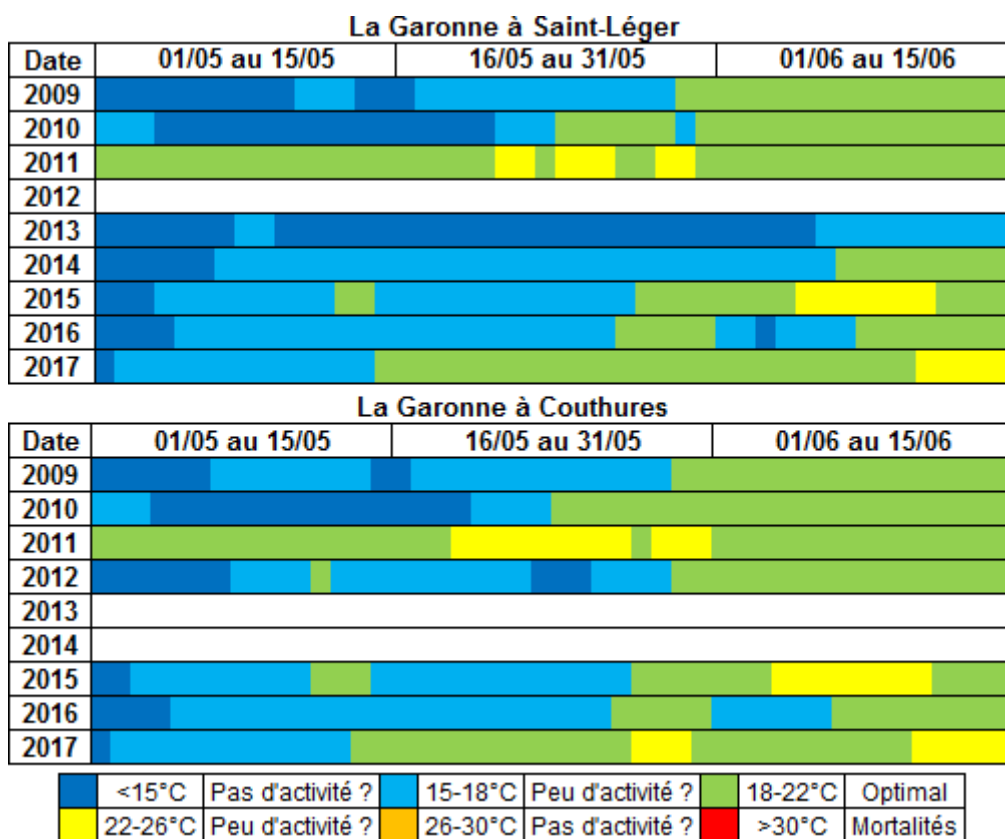


Figure 9 : Détail des principales gammes de température pour l'enjeu 4 du cycle biologique de l'esturgeon européen pour les deux stations de suivi retenues pour caractériser le tronçon 4 (Saint-Léger) et le tronçon 3 (Couthures).

Les chroniques récoltées sur la température au niveau de ces tronçons sont trop courtes pour effectuer des traitements statistiques quant à l'évolution de l'occurrence de ces gammes de températures.

2.3. LES AUTRES FAMILLES DE RISQUE QUI NE SONT PAS POINTEES PAR L'ANALYSE

2.3.1. Les macro-polluants

Aucun risque supérieur à 3 ne ressort de l'analyse alors que cette famille de risques est la renseignée dans l'analyse (227 risques évalués).

Il y a globalement assez peu d'informations concernant la toxicité des macro-polluants les plus rependus (nitrites, ammoniac) sur l'esturgeon européen, si bien que les seuils utilisés pour l'analyse sont peu précis et peut-être **trop tolérants** pour certains paramètres.

2.3.2. L'hydrologie

L'analyse ne fait pas apparaître de risques significatifs (>3) concernant l'occurrence de crues durant la période d'incubation et de développement larvaire, unique enjeu pour lequel ce type de risque a été évalué.

Aucune information ne permet de traiter de l'effet de l'hydrologie sur la migration des géniteurs, ou la reproduction par exemple.

2.3.3. L'hydromorphologie

La partie de la Garonne fluviale concernée par l'esturgeon européen a relativement peu évolué depuis les années 1950. Les données récupérées ont permis de déterminer que les apparitions de roche mère (et donc la perte totale de substrat alluvial) et l'apparition de seuils géologiques sont restées très limitées sur ces secteurs, la majorité des anciens sites d'extraction de granulats étant situé en amont de la confluence du Tarn (Figure 10).

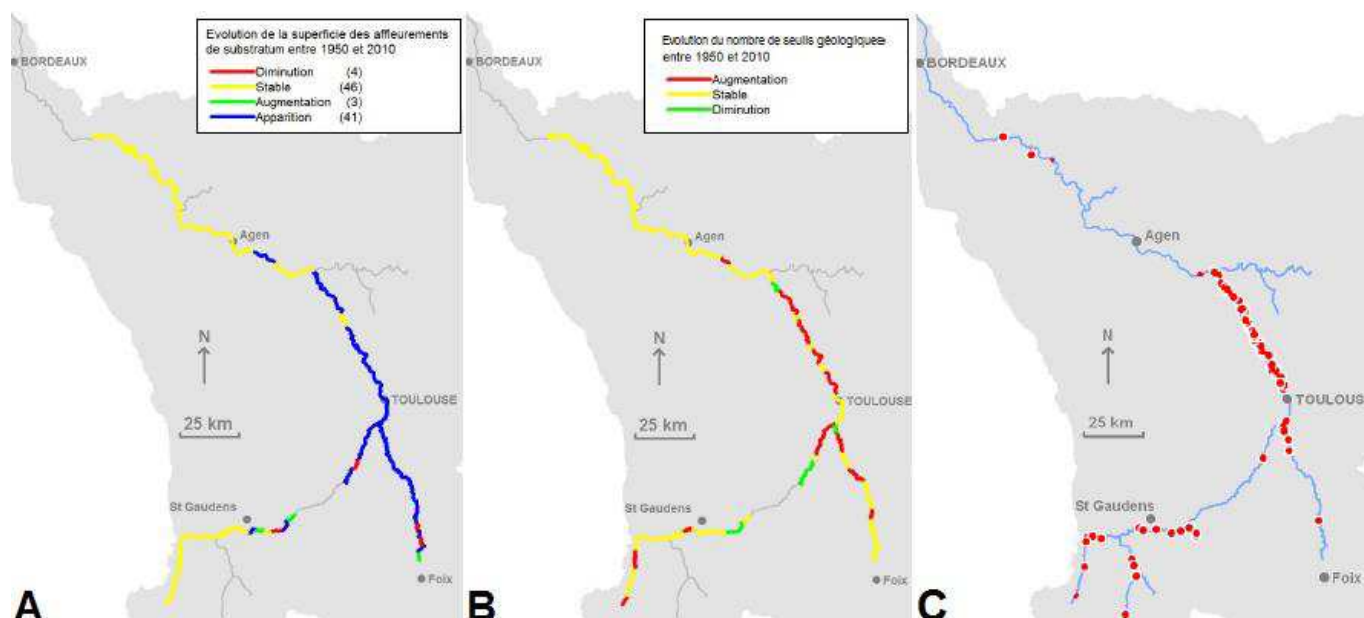


Figure 10 : A : Evolution de la superficie des affleurements de substratum entre 1950 et 2010 ; B : Evolution du nombre de ruptures de pente entre 1950 et 2010 ; C : Localisation des (anciens) sites d'extraction de granulats en lit mineur (Beaufrière et Dabos, 2019).

Par conséquent, ces phénomènes ont potentiellement peu d'influence sur le déroulement du cycle de l'esturgeon, qui se déroule en aval d'Agen. A ce sujet, une mise à jour des caractéristiques des zones de frayères potentielles pour l'espèce est en cours de réalisation par MIGADO (V. Lauronce, communication personnelle).

Par contre, au niveau de l'estuaire, la dynamique sédimentaire a été profondément altérée pour faciliter la navigation dès la fin du 19^{ème} siècle (Figure 11 B).

Des dragages réguliers furent réalisés pour approfondir le chenal de navigation. Aujourd'hui le dragage est toujours d'actualité. Il consiste à extraire les sédiments déposés sur le fond de l'estuaire et à les clapper en différents sites (SMIDDEST, 2016). Le dragage a plusieurs impacts (Alzieu, 1999 dans Beaufrière et Dabos, 2019) :

- Modifications physiques des habitats (graviers → vase),
- Remise en suspension de MES et de la charge microbienne pouvant contribuer à l'augmentation de l'anoxie,
- Relargage de contaminants toxiques dans la colonne d'eau.

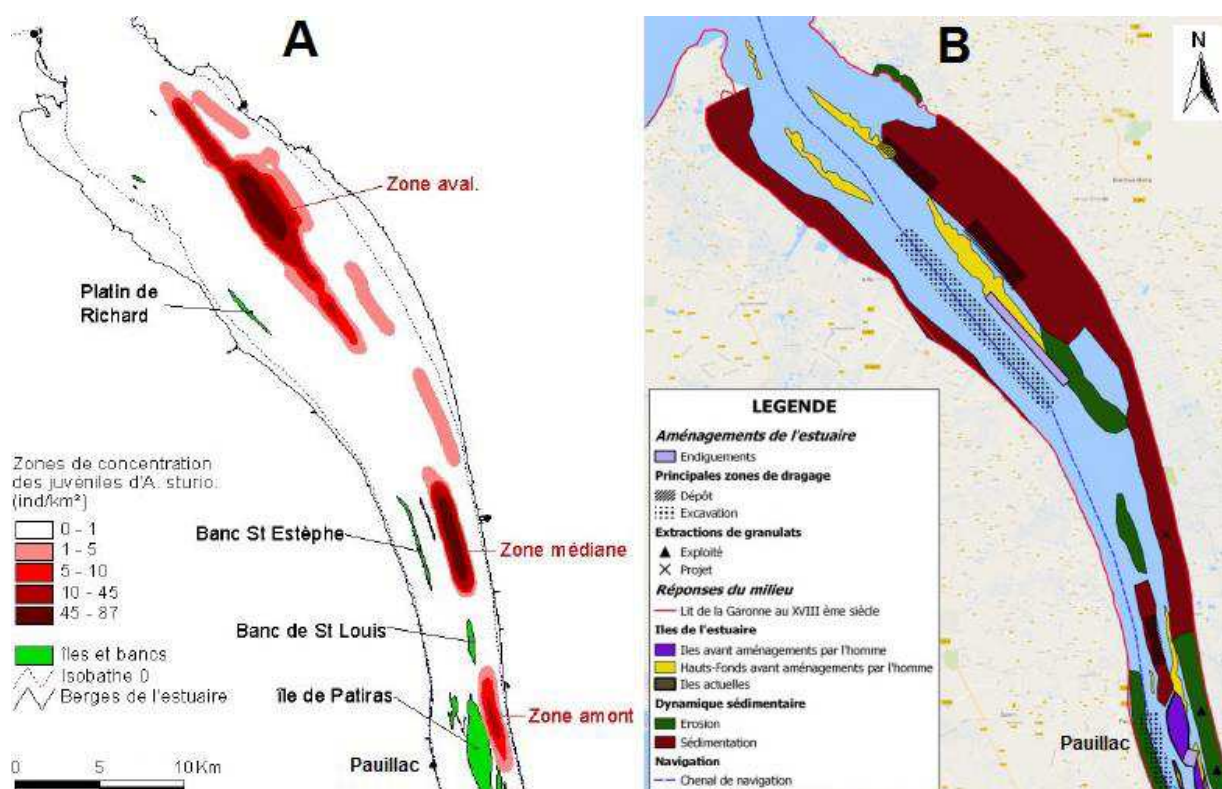


Figure 11 : A/ Localisation et délimitation des trois aires d'habitats les plus utilisées pour la période 1995-2000 pour les juvéniles d'*Acipenser sturio* des cohortes 1994 et 1995 dans l'estuaire de la Gironde. B/ Principales modifications physiques de l'estuaire de la Gironde (Géodiag (2019) d'après IFREMER 2016, ARTELIA 2016, Géoportail 2017).

Dans l'estuaire de la Gironde, la majorité des passes à bateaux situées dans le chenal de navigation sont draguées presque tous les mois. La pratique semble ne pas respecter le programme théorique de dragage (ARTELIA, 2017). Globalement, le secteur amont est sur-dragué à la période hivernale, quand le bouchon vaseux est situé sur l'estuaire aval et, à l'inverse, le secteur aval est sur-dragué en été-automne lorsque le bouchon vaseux est plutôt à l'amont.

En plus du dragage d'autres travaux ont été réalisés dans l'estuaire (Ifremer, 1994) :

- Arrimage des îles à la rive et/ou reliage des îles entre elles,
- Endiguement des rives,
- Calibrage du chenal de navigation.

Les habitats utilisés préférentiellement par les juvéniles dans l'estuaire (Figure 11 A), sont situés sur des zones qui ont subi ou subissent encore d'importantes modifications hydromorphologiques. **L'altération ou la destruction de ces habitats estuariens est susceptible de réduire les chances de survie de l'espèce et de remettre en cause les chances de succès d'un programme de restauration de l'espèce (MTES, 2011).**

2.3.4. Les ouvrages

Un seul ouvrage de production électrique se situe dans le périmètre considéré pour l'espèce. Il s'agit du CNPE du Blayais. Nous n'avons pas réussi à obtenir des informations précises sur le suivi récent de la prise d'eau de cet ouvrage, sur son fonctionnement ainsi que sur la sensibilité de l'esturgeon au dispositif de filtration de l'eau. Pour l'esturgeon européen, seuls les plus petits individus peuvent physiquement pénétrer dans la prise d'eau (espacement inter-barreaux de 9 cm).

Des informations complémentaires sont nécessaires pour pouvoir trancher sur la menace éventuelle que constitue cet aménagement.

2.3.5. La pêche professionnelle et la pêche des amateurs aux engins

Des captures accidentelles ont lieu dans certains tronçons considérés par l'analyse, et plus particulièrement dans l'estuaire de la Gironde. L'important travail de sensibilisation des pêcheurs du bassin réalisés depuis les années 2000 par le Comité National des Pêches et Elevages Marins et l'Institut des Milieux Aquatiques, ainsi que la relative robustesse de l'esturgeon face aux engins utilisés font que le risque lié à cette activité reste limité dans le bassin de la Gironde-Garonne-Dordogne. Des campagnes de sensibilisation sont en cours dans les autres régions françaises, ainsi qu'à l'échelle européenne pour limiter au maximum les mortalités accidentelles.

Actuellement la collaboration des pêcheurs, à travers le suivi « sturio », permet d'obtenir de précieuses indications de présence de juvéniles et de géniteurs sur le bassin et ailleurs.

3. CONCLUSION

L'esturgeon européen est une espèce avec un cycle biologique très long et qui est encore peu connu scientifiquement (même si d'énormes avancées ont été faites grâce aux programmes Life Sturio).

La population du bassin G/G/D est probablement la dernière au monde. La dernière reproduction a eu lieu en 1994 et il ne reste que très peu d'individus sauvages dans la nature. La construction de la pisciculture de Saint-Seurin dans les années 90, alimentée pour partie par de jeunes esturgeons capturés dans la nature, a permis de sauver l'espèce en produisant des juvéniles depuis 2007. Les juvéniles issus de la reproduction artificielle ont été déversés dans le milieu naturel en grande majorité. Cependant, une petite partie a servi à alimenter le stock enfermé de la pisciculture et le reste a permis de réaliser des expérimentations pour améliorer les connaissances sur la biologie de l'espèce.

Malheureusement, sur le bassin de la Garonne, le cycle de l'esturgeon européen se déroule au niveau de tronçons pour lesquels relativement peu de données de surveillance sont disponibles, et ont pu être récoltées pour réaliser l'analyse de risques. La principale famille de risques qui est pointée est **une fois encore la micropollution de l'eau et des sédiments**. Une première série d'expérimentation a été réalisée avec de l'eau et des sédiments issus du bassin versant. Une sensibilité a été mise en évidence pour l'incubation des œufs et pour le stade larvaire avec principalement l'apparition de malformations pour une partie des larves après la résorption de la vésicule vitelline.

Le stade le mieux renseigné actuellement est celui des juvéniles dans la partie estuarienne. Les informations récoltées à la suite des repeuplements, ainsi qu'à l'aide des suivis comportementaux (radiopistage), laissent penser que cette partie du cycle se déroule plutôt bien. L'estuaire semble avoir conservé une certaine capacité d'accueil pour les juvéniles et leur croissance est conforme à ce qui était attendu. Toutefois, il demeure des pressions au niveau des habitats estuariens (dragages, extraction de granulats) et il faut rester vigilants.

Dorénavant, tous les espoirs reposent sur le devenir des individus relâchés dans la période 2007-2014, qui devraient tenter de venir se reproduire sur le bassin à partir de 2017 pour les mâles et 2020 pour les femelles. Vont-ils revenir pour se reproduire ? Les frayères identifiées vont-elles leur convenir ? Des larves seront-elles produites ? tout ceci est à surveiller, à investiguer dans les années qui viennent.

4. BIBLIOGRAPHIE

Alzieu, C., coordinateur, 1999. Dragages et environnement marin, état des connaissances, Editions IFREMER. ed.

ARTELIA, R., Rm, R., 2017. Elaboration du plan de gestion des sédiments de dragage de l'estuaire de la Gironde. Rapport d'étape 4 : Plan de gestion 2018-2028 (No. Rapport RM1-4-1. Version 3). ARTELIA Eau & Environnement, Branche MARITIME.

Baudrimont, M., Bony, S., Bossy, C., Budzinski, H., Cachot, J., Clérandeau, C., Coynel, A., Daffe, C., Davail, B., Delage, N., Devaux, A., Gesset, C., Gonzales, P., Gourves, P.Y., Jatteau, P., Jean, S., Landi, L., Larcher, T., Ledevin, M., Lefrançois, C., Lucas, J., Morin, B., Perrault, A., Ravanat, J.-L., Rochard, E., Roqueplo, C., 2017. SturTOP Action 3 : Etude des conditions de survie des juvéniles d'esturgeon européen produits en pisciculture et relâchés en Dordogne et Garonne.

Beaufrère, C., Dabos, P., 2019. Etude visant à dresser un état écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs. Approche hydromorphologique (mission B2.2). Version 1. Geodiag.

Delage, N., 2015. Etude expérimentale des effets des conditions environnementales (température, oxygène, polluants) sur la survie, le développement et le comportement des stades embryon-larvaires d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*. Université de Bordeaux.

Ifremer, 1994. Synthèse des connaissances de l'estuaire de la Gironde.

Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. IRSTEA pour EDF.

MTES, 2011. Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2011-2015. Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement.

Romaña, L.A., 1994. Les grands estuaires français (publié dans la revue Equinoxe, spécial environnement littoral numéro 47-48). Ifremer-Toulon.

SMIDDEST, 2016. Elaboration du plan de gestion des sédiments de dragage de l'estuaire de la Gironde. Journées bilan migrateurs Garonne. 21 octobre 2016 - Preignac.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Cycle biologique de la Grande Alose dans le bassin de la Garonne



Grande alose (I. Caut, MIGADO©)

Auteur(s) : Jean-Marie Mennessier et Vincent Cornu (vincent.cornu@ecogea.fr)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

William Bouyssonnier (william.bouyssonnier@migado.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandier – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Jean-Marie Mennessier, ECOGEA
jean-marie.mennessier@ecogea.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- William Bouyssonnier, MIGADO, william.bouyssonnier@migado.fr

Pour citation :

Cornu V., Mennessier J-M, 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Cycle biologique de la grande alose dans le bassin de la Garonne. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. GENERALITES	5
1.1. DESCRIPTION	5
1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE	6
1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE GRANDE ALOSE	7
1.3.1. <i>Distribution</i>	7
1.3.1.1. Européenne	7
1.3.1.2. Française	8
1.3.2. <i>Distinction génétique des populations européennes</i>	9
1.3.3. <i>Evolution des stocks européens</i>	9
1.3.3.1. Portugal	10
1.3.3.2. Maroc	10
1.3.3.3. France	11
1.3.3.4. Evolution du stock total de grande alose du bassin Gironde/Garonne/Dordogne	12
2. CYCLE BIOLOGIQUE DE LA GRANDE ALOSE DANS LE BASSIN GIRONDE- GARONNE-DORDOGNE : DETAIL DES PHASES	14
2.1. LES ADULTES	14
2.1.1. <i>Zones de grossissement marines</i>	14
2.1.2. <i>Instinct de retour : « homing »</i>	15
2.1.3. <i>La migration génésique</i>	16
2.1.4. <i>Accessibilité aux zones de fraie du bassin pour la grande alose</i>	16
2.1.5. <i>Informations disponibles sur les géniteurs en migration sur le bassin</i>	18
2.1.5.1. Suivi statistique des captures de l'IRSTEA	19
2.1.5.2. Données des carnets de capture de l'AAPPED Gironde	26
2.1.5.3. Evaluation de l'abondance des géniteurs se reproduisant sur les frayères en aval des stations de contrôle	29
2.1.5.4. Les géniteurs franchissant Golfech et Tuilières	29
2.1.5.5. Les géniteurs franchissant l'aménagement du Bazacle	34
2.1.5.6. Les géniteurs franchissant l'aménagement de Carbonne	37
2.2. LA REPRODUCTION	38
2.2.1. <i>Généralités sur la reproduction de la Grande Alose de la Garonne</i>	38
2.2.2. <i>Les zones de frayère actuellement identifiées sur le bassin Garonne</i>	40
2.2.3. <i>Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin</i>	41
2.2.3.1. Suivi des zones de frayères	42
2.3. ALEVINS ET JUVENILES	45
2.3.1. <i>Incubation et stade larvaire</i>	45
2.3.2. <i>Comportement, habitats et alimentation des alosons</i>	46
2.3.2.1. En milieu fluvial	46
2.3.2.2. La migration de dévalaison	46
2.3.2.3. En milieu estuarien	47
2.3.3. <i>Production et déversements de larves</i>	47
2.3.3.1. Filière de production	47
2.3.3.2. Bilan de la production et déversements	48
2.3.4. <i>Les différents suivis alosons réalisés sur le bassin de la Garonne</i>	49
2.3.4.1. Comportement et rythme migratoires	50
2.3.5. <i>Indicateur d'abondance en juvéniles et évaluation du recrutement de grande alose</i>	51
3. CONCLUSION	53
4. BIBLIOGRAPHIE	55

1. GENERALITES

1.1. DESCRIPTION

Les aloses que l'on retrouve le long des côtes françaises et européenne appartiennent à l'ordre des Clupéiformes et à l'un des nombreux genres de la famille des Clupéidés (souvent assimilée à la famille des harengs qui servent d'espèces de référence ; Baglinière, 2000).

Les plus anciens Clupéidés connus qui vivaient dans les eaux douces ou saumâtres remontent à l'Eocène inférieur (55-49 MA¹) sur le continent nord-américain et à l'Eocène supérieur en Europe (37-34 MA). Les genres actuels des Clupéidés européens n'apparaissent pas avant l'Oligocène (34-25 MA). C'est durant cette ère géologique, marquée par le refroidissement des eaux de l'océan mondial, qu'apparaissent en Europe les premières véritables aloses avec plusieurs espèces du genre *Alosa* retrouvées en Allemagne, Suisse, Hongrie et Roumanie. Durant le Miocène (25-5 MA), on assiste à un fort développement du genre *Alosa* qui atteint son apogée au Miocène moyen (16-11 MA).

Le genre *Alosa* regroupe actuellement 16 espèces et 27 morphes reconnus comme sous-espèces. Il n'y a pas de sous-espèce identifiée chez la grande Alose (*Alosa alosa* L.).

Dans la plupart des cours d'eau européen, il y a cohabitation de deux aloses : la grande alose et l'alse feinte (*Alosa fallax* L.) qui sont susceptibles d'hybridation et même d'introgression². Une étude génétique portant sur un échantillon de 19 populations d'alses européennes (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) ainsi que leurs hybrides a montré que les populations de grande alose (*Alosa alosa*) et d'alse feinte (*Alosa fallax*) sont génétiquement distinctes et forment deux groupes où les hybrides ont une position intermédiaire par rapport aux populations parentales (Alexandrino *et al.*, 2006).

Ces deux aloses sont présentes sur le bassin de la Garonne. La grande alose se différencie de l'alse feinte par des critères morphologiques : nombre de branchiospines (>90 contre <60) (Spillmann, 1961 dans Baglinière, 2000), une plus grande taille (Whitehead, 1985 dans Baglinière, 2000), une disposition différente des écailles (Mennesson-Boisneau et Boisneau, 1990 dans Baglinière, 2000) et généralement la présence d'une seule tache noire à l'arrière de l'opercule contre 4 à 8 pour l'alse feinte (Figure 1).



Figure 1 : Illustration d'alse feinte à gauche et, à droite, d'une grande alose (source : AFB).

La grande alose est un poisson migrateur amphihalin potamotoque, c'est à dire que son cycle de vie alterne entre le milieu dulçaquicole où elle se reproduit et le milieu marin où elle passe la majorité de son cycle de vie pour y grossir. C'est un poisson sémelpare, c'est à dire que la mortalité des géniteurs est presque totale après la reproduction.

¹ MA : million d'années avant notre ère

² Hybridation : croisement de deux individus de deux variétés, sous-espèces (croisement intraspécifique), espèces (croisement interspécifique) ou genres (croisement intergénérique) différents. L'hybride présente un mélange des caractéristiques génétiques des deux parents. Introgression : transfert de gènes d'une espèce vers le pool génétique d'une autre espèce, génétiquement assez proche pour qu'il puisse y avoir inter-fécondation.

Elle se caractérise par un corps fusiforme légèrement comprimé latéralement et par la présence de petites dents, nommées branchiospines, qui forment un filtre branchial efficace (Whitehead, 1985 dans Baglinière, 2000). La tête est typique avec deux supra-maxillaires, une mâchoire inférieure courte de forme triangulaire et une petite bouche terminale de type supère. La grande alose est de couleur bleu foncé ou bleu vert sur le dos et les flancs sont argentés (Figure 2).



Figure 2 : Grande alose du bassin de la Gironde-Garonne-Dordogne (Photo : programme « Life + » Alose, EPIDOR).

La taille moyenne de la grande alose adulte des fleuves français est de 52 cm pour un poids moyen de 1.46 kg (Keith *et al.*, 2013).

1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE

Le cycle biologique de la grande alose se déroule dans 3 milieux distincts (océan, estuaire et fleuve) en fonction des stades considérés (Figure 3).

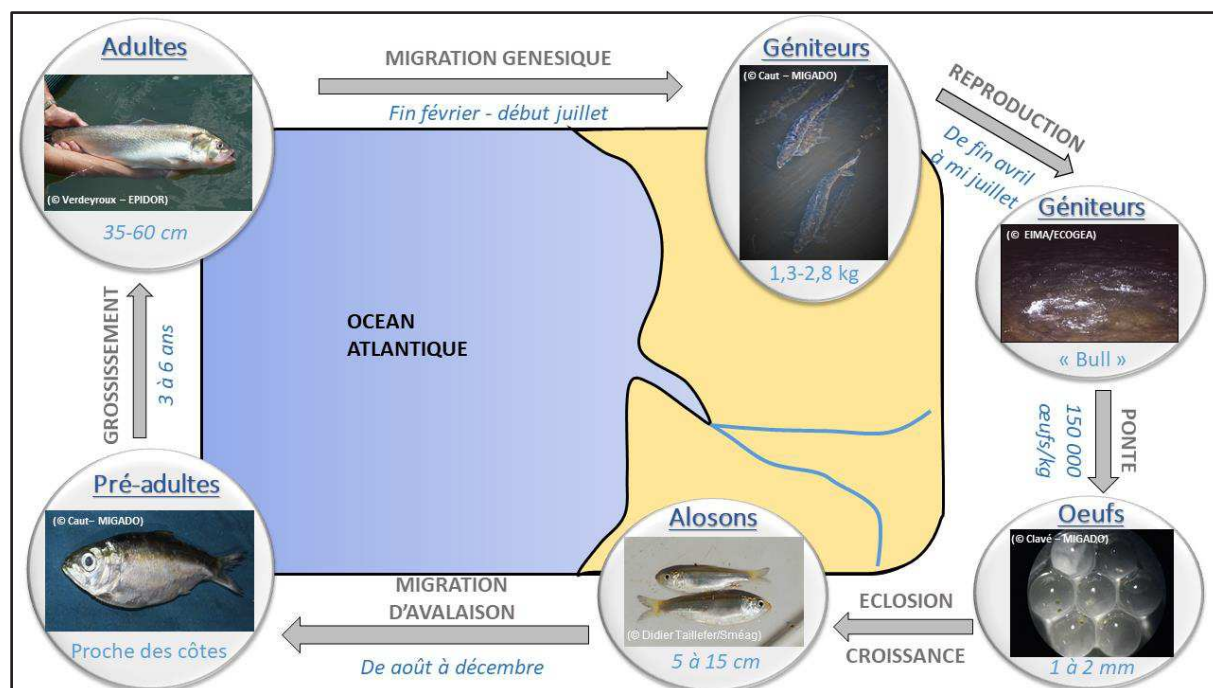


Figure 3 : Cycle biologique de la Grande Alose de la Garonne.

Le milieu de vie des premiers stades de développement se situe en eau douce. Après éclosion et émergence des alevins durant le printemps, les juvéniles colonisent la rivière et s'y développent jusqu'à la fin d'été/début d'automne avant de dévaler vers l'estuaire. Une fois en

estuaire, les alosons peuvent y séjourner plus ou moins longtemps avant de rejoindre le milieu marin. La plupart d'entre eux gagnent l'océan durant l'hiver mais certains individus peuvent rester dans l'estuaire jusqu'au début de l'été suivant ou même passer successivement du milieu estuarien au milieu marin (Taverny, 2001). Dans l'océan, les individus immatures se localisent généralement le long des côtes et près des embouchures des fleuves et y séjournent entre 3 et 7 ans avant d'entamer leur migration génésique vers les frayères.

Le cycle de vie de la grande alose est caractérisé par un temps de séjour en milieu dulçaquicole assez court correspondant à la migration génésique des géniteurs (à partir du mois de mars) et au développement des œufs et des alevins jusqu'à leur migration pour rejoindre le milieu estuarien et marin (à partir de la fin août). Le temps passé en eau douce (environ 6-8 mois) ne semble pas beaucoup varier au sein des différentes populations et de leur latitude contrairement à d'autres migrateurs amphihalins comme le saumon ou la lamproie marine qui peuvent voir leur temps de séjour en milieu fluvial s'étendre sur plusieurs années.

Dans la Garonne, le cycle complet de la grande alose peut durer, dans les cas les plus courts, 3 années (pour une petite partie de la population mâle) et jusqu'à 7 ans pour les cas les plus longs (pour une petite partie de la population femelle), avec une phase en eau douce comprise entre 6 et 8 mois en général.

1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE GRANDE ALOSE

1.3.1. Distribution

1.3.1.1. Européenne

Historiquement l'aire de répartition de la grande alose s'étendait dans la plupart des bassins versant bordant les côtes atlantiques depuis la Norvège jusqu'au Maroc (îles Britanniques, côtes belges, néerlandaises et allemandes mais aussi les côtes françaises, espagnoles et portugaises). Très abondante sur la côte Atlantique, la grande alose était également présente en Méditerranée occidentale, le long des côtes espagnoles et en particulier dans l'Ebre (Lozano-Cabo, 1964 dans ICES WKLS report 2015). Sa présence sur les côtes méditerranéennes françaises était rare et incertaine (Roule, 1925 et Hoestland, 1958 dans ICES WKLS report 2015).

Actuellement la grande alose est présente en mer dans Atlantique, de l'Islande et des côtes scandinaves au littoral marocain et sur le pourtour du bassin nord-ouest de la Méditerranée (Figure 4).

Elle a totalement disparu des grands bassins fluviaux septentrionaux comme ceux de l'Elbe, de la Meuse, de la Seine et du Rhin, même si, pour ce dernier, un programme européen de réintroduction à partir d'individus issus du bassin de la Garonne/Dordogne est en cours (projets « Life » et « Life+ » Alose).

Il semblerait qu'il reste une population de grande alose dans les îles Britanniques se reproduisant sur les rivières Tamar, Torridge et Fowey (Angleterre) (Hillman, 2003), la Severn (Pays de Galles ; Maitland et Hatton-Ellis, 2003) et dans le golfe de Solway (Ecosse ; Faria et al, 2012).

Sur les principaux fleuves français se jetant dans l'Atlantique, des populations de grande alose sont présentes sur la Vilaine, la Loire, la Charente, la Dordogne, la Garonne, l'Adour et la Nivelle (Mennesson-Boisneau et Boisneau, 1990 ; Taverny, 1991a ; Véron, 1999 dans ICES WKLS report 2015 ; Baglinière, 2000 ; Prouzet et al 1994a). On peut aussi noter la présence de grande alose sur de petits fleuves côtiers bretons et normands comme le Scorff, l'Aulne, la Vire et l'Orne.

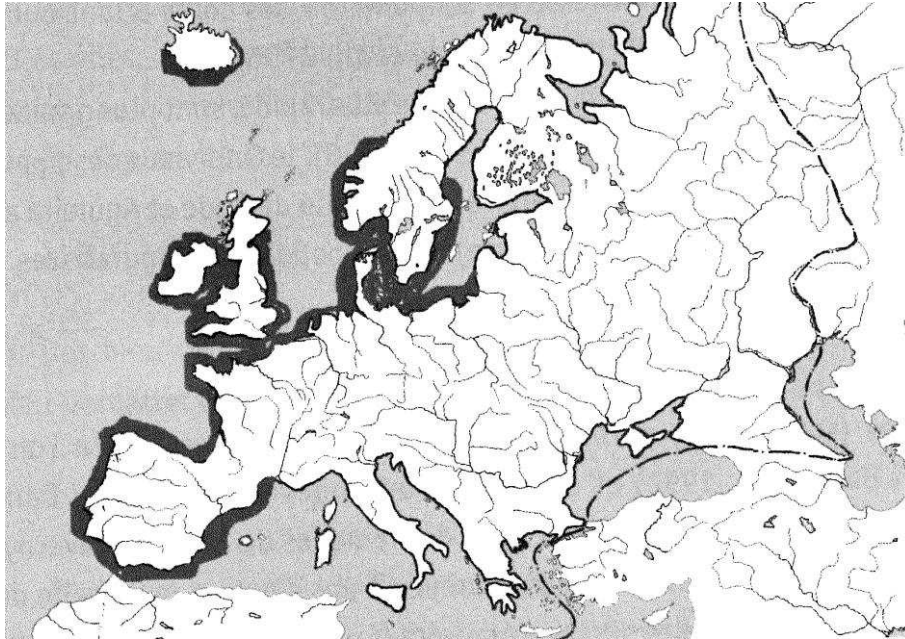


Figure 4 : Distribution géographique de la grande alose en Europe (Bruslé et Quignard, 2013).

Dans toute la péninsule ibérique, l'habitat de la grande alose a été profondément réduit du fait de l'implantation de barrages sur les parties basses des fleuves. Cela a eu pour conséquence majeure la disparition de l'espèce sur certains bassins et la réduction des stocks sur d'autres. Sur la côte atlantique ibérique, des populations de grande alose sont encore présentes de la Bidassoa (à la frontière française) jusqu'au Guadalquivir dans le sud de l'Espagne et dans de nombreux fleuves portugais (Nobre, 1932 ; Ribeiro, 1971 ; Eiras, 1980 ; Alexandrino, 1996a ; Doadrio et al, 2011 dans ICES WKLS report 2015 et Assis, 1990 ; Collares-Pereira et al, 2000 ; Nachon et al, 2013 ; Nachon et al, 2016).

Sur les côtes marocaines, la plus importante population de grande alose (Oued Sebou) a disparu suite à la construction de barrages, d'usines à papier et à sucre à partir des années 1970 (Sabatié, 1993 dans ICES WKLS report 2015).

1.3.1.2. Française

L'impact des activités humaines (construction de barrages, dégradation de la qualité de l'eau, l'extraction de granulats, surexploitation des stocks...) a profondément modifié l'aire de répartition continentale française depuis la fin du 19^{ème} siècle (Figure 5).

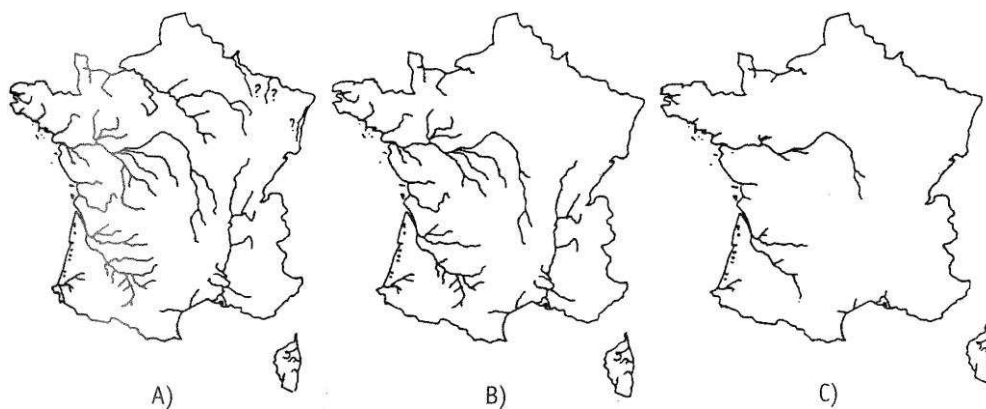


Figure 5 : Régression de la présence des aloses dans les rivières et fleuves français. A) fin de 18^{ème} siècle ; B) fin du 19^{ème} siècle ; C) fin du 20^{ème} siècle (d'après Kirchhofer et al., 1996 in Bruslé et Quignard, 2013).

Autrefois présente dans la plupart des bassins versants français, elle ne fréquente plus aujourd'hui que les bassins de la Loire, de la Garonne/Dordogne, de l'Adour et de quelques

petits côtiers de l'Atlantique et de la Méditerranée. Elle avait disparu de la Seine, de l'Aulne et de la Vilaine avant de réapparaître récemment.

Historiquement la plus grosse population française se trouvait dans le bassin de la Gironde/Garonne/Dordogne³.

1.3.2. Distinction génétique des populations européennes

De nombreuses études génétiques ont été menées sur les différentes populations de grande alose (Sabatino *et al.*, données non publiées in ICES WKLS Report, 2014 ; Rougemont, 2012 ; Jolly *et al.*, 2012 ; Martin *et al.*, 2015). Les résultats de semblent définir au moins 6 groupes distincts génétiquement dans les populations d'*Alosa alosa* avec (Figure 6) :

- un groupe au sud Portugal sur la rivière Guadiana (1),
- un groupe sur la côte ouest du Portugal (rivières Minho, Lima, Mondego, Tejo ; (2)),
- un groupe dans le golfe de Gascogne avec notamment la rivière Nivelle (3),
- un groupe le long de la côte ouest française (rivières Garonne, Dordogne, Charente, Loire ; (4a)), génétiquement proche des grandes aloses du golfe de Solway au Royaume-Uni (4b),
- un groupe en Bretagne et au Royaume-Uni (rivières Aulne, Scorff, Tamar ; (5)),
- et un groupe en Normandie (rivières Orne, Vire ; (6)).

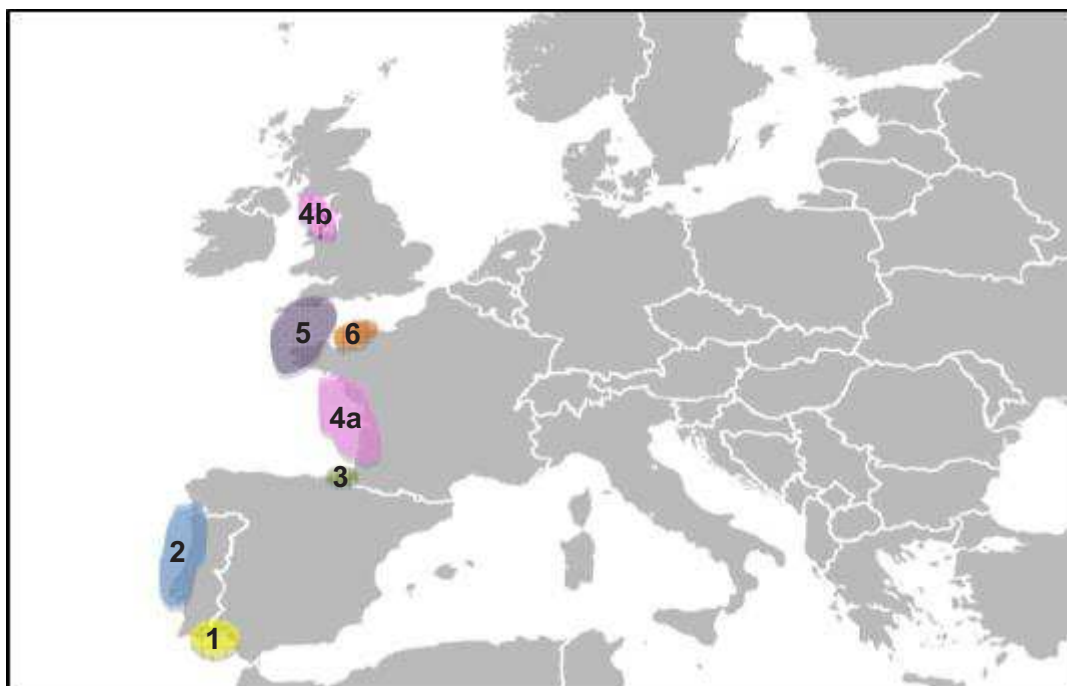


Figure 6 : Les 6 populations européennes de grande alose génétiquement distinctes (d'après ICES WKLS Report, 2014).

1.3.3. Evolution des stocks européens

La grande alose est un poisson commercialisé pour l'alimentation humaine et constitue un plat traditionnel apprécié au Maroc, au Portugal et en France. La pêche commerciale de la grande alose se situe principalement dans les zones estuarienne et fluviale de l'aire de distribution de

³ Dans la suite du document Gironde/Garonne/Dordogne sera abrégé : G/G/D

cette espèce. Les poissons sont capturés lors de leur migration génésique, même si quelques captures sont enregistrées en mer et le long des côtes (Baglinière *et al.*, 2003).

Les statistiques de pêche de cette espèce ne sont pas toujours disponibles, ni présentes sur tous les bassins fluviaux de la côte atlantique. Ils permettent cependant de retracer l'évolution de certains stocks Portugais, Marocains et Français.

Des stations de comptage ont également été mises en place au niveau des principaux ouvrages des axes migratoires. Elles permettent de disposer d'informations partielles sur les stocks de géniteurs fréquentant les différents bassins versant où elles sont implantées.

1.3.3.1. Portugal

Sur la rivière Minho au Portugal, les captures d'aloses par la pêche pouvaient représenter jusqu'à plus de 300 tonnes avant la construction du premier barrage sur la partie aval de la rivière dans les années 50. Les captures ne représentaient à la fin des années 70, après la construction de cinq barrages sur son cours aval, plus qu'environ un millier d'individus (Figure 7).

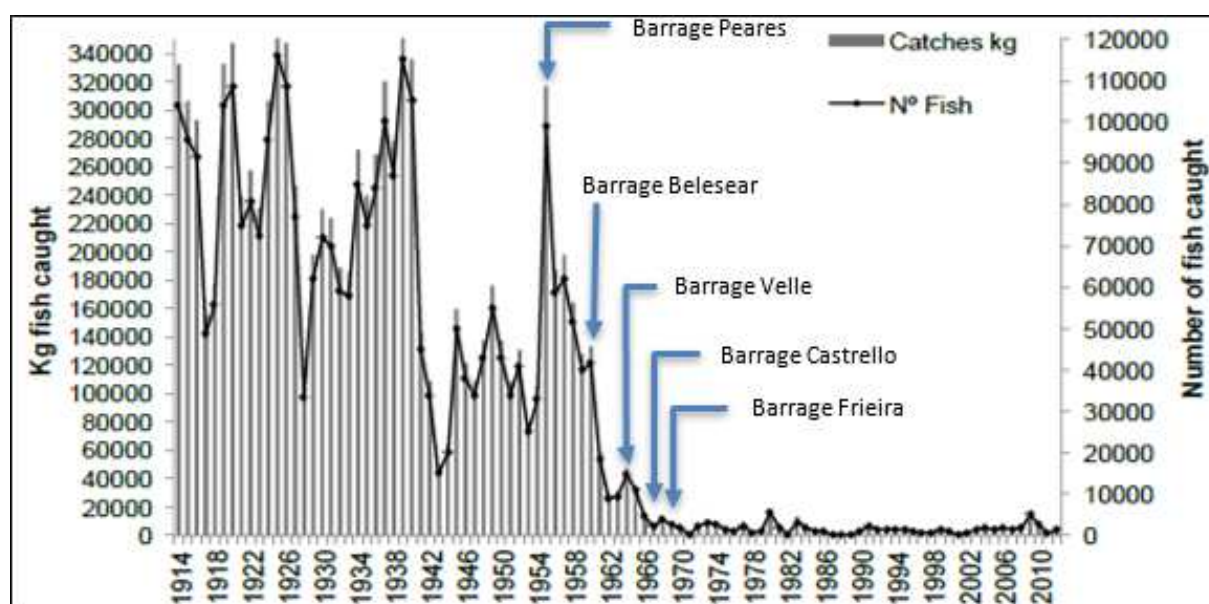


Figure 7 : Evolution du stock d'aloses capturées sur la rivière Minho au Portugal et dates de construction des principaux obstacles (Mota, 2014).

Actuellement, il n'existerait au Portugal qu'une seule station de comptage au niveau du barrage de Açude-Ponte à Coimbra sur la rivière Mondego. Mise en service en 2013, les effectifs comptabilisés étaient de 7503 en 2013, 4364 en 2014 et 966 en 2015 (Almeida, 2015 dans Groux *et al.* 2015).

1.3.3.2. Maroc

L'Oued Sebou était le principal et le dernier fleuve à soutenir une importante pêche commerciale d'aloses en Afrique. Les captures annuelles ont chuté de 846 tonnes en 1968 à 2 tonnes en 1993 consécutivement à la construction d'usines sucrières et d'un important barrage (Figure 8).

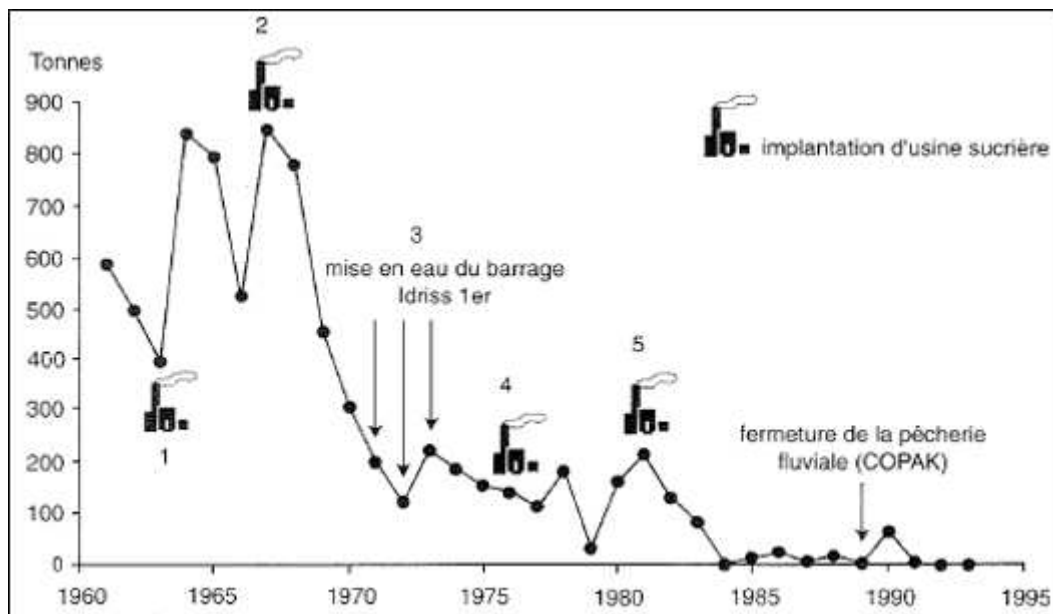


Figure 8 : Evolution du stock d'aloses dans l'estuaire de l'Oued Sebou et implantation des usines sucrières et du barrage Idriss 1er (Taverny et al, 2000).

1.3.3.3. France

En France, les stocks d'aloses ont fortement diminué principalement en relation avec la construction de multiples barrages réduisant leurs aires de distribution et leurs accès aux frayères sur les zones médianes des cours d'eau.

Ainsi, sur la Seine, le barrage de Poses construit en 1887, provoqua la quasi disparition de l'alose vers 1910. On ne dispose pas d'informations sur les pêcheries d'aloses sur cet axe. Avec la mise en place d'une passe à poissons et d'un local de vidéo-comptage au niveau du barrage de Poses, la présence de la grande alose sur la Seine a de nouveau été mise en évidence. Entre 2008 et 2012, un effectif moyen de 160 aloses y ont été contrôlées (de 37 à 453 individus).

Au XVIII^{ème} siècle, la Loire était considérée comme le fleuve de référence pour l'alose par Duhamel du Monceau (1772)⁴ de l'Académie Royale des Sciences et de la Marine. Le fleuve a vu la construction de nombreux obstacles au cours du XIX^{ème} siècle sur l'ensemble du bassin (Decize en 1836 et Roanne en 1843 sur la Loire, Châtelleraut en 1822 sur la Vienne, Descartes en 1857 sur la Creuse, ...) ce qui a considérablement réduit l'aire de répartition de la grande alose. Entre 1975 et 1990, les stocks d'aloses de la Loire estimés par les pêcheries maritimes et fluviales fluctuaient entre 2 et 21 tonnes (Guérault et al., 1994 dans Elie et al., 2000).

Le bassin de la Loire héberge plusieurs stations de comptages situées dans ses sous-bassins à des distances à la mer hétérogènes. Les effectifs cumulés d'aloses au niveau des stations de contrôle situées en aval des différents axes entre 1997 (une seule station en service sur l'Allier) et 2018 (4 stations en service : Vienne, Creuse, Loire, Allier) varient entre 10 et 30819 individus (Figure 9). Depuis que les 4 stations de comptage fonctionnent simultanément (2007), les effectifs totaux d'aloses sont passés de plus de 30000 individus à seulement quelques milliers actuellement.

⁴ Il écrivait dans son traité des pêches : « je ne connais point de rivière en France où l'on prenne autant d'aloses que dans la Loire »

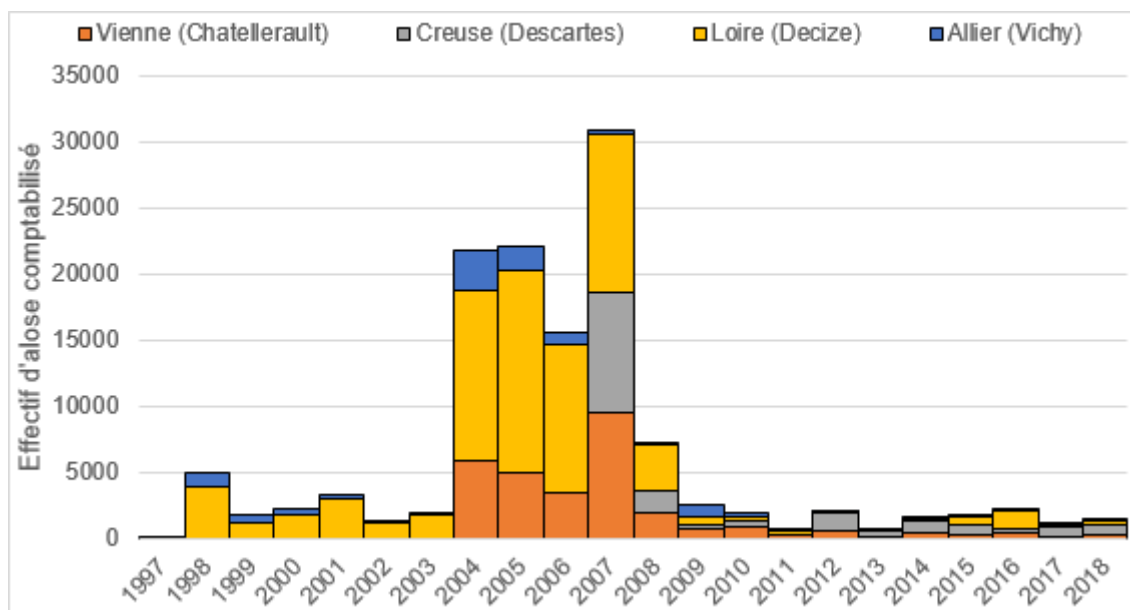


Figure 9 : Evolution des effectifs d'aloise au niveau des stations de comptage du bassin de la Loire entre 1997 et 2018 (source : LOGRAMI).

Sur l'Adour, la grande alose constituait, de très loin, l'essentiel des captures des pêcheries avec pour la période 1902-1912, 90 tonnes en moyenne (entre 60 et 150 t). De 1986 à 1993, la production est passée de 50 t à 7-8 t (Prouzet *et al.*, 1988, 1990, 1991 et 1992 dans Elie *et al.*, 2000).

Le bassin de l'Adour dispose de plusieurs stations de comptages dans les différents cours d'eau qui le draine. Ces stations ne sont pas forcément positionnées sur les ouvrages les plus avals des axes si bien que les effectifs comptabilisés peuvent être dépendants des conditions hydrologiques permettant de franchir ou pas les obstacles aval. Entre 1998 et 2016, les effectifs totaux contrôlés sont faibles (de quelques dizaines à quelques centaines d'individus). La mise en place de la station de comptage de Castetarbe dans la partie aval du Gave de Pau en 2017 permet de comptabiliser une partie du stock d'Alose qui n'arrivait probablement pas à accéder à la station d'Artix (située plus en amont). Les effectifs contrôlés à Castetarbe en 2017 et 2018 sont respectivement de 1873 et 1354 individus.

1.3.3.4. Evolution du stock total de grande alose du bassin Gironde/Garonne/Dordogne

En complément de la pêche professionnelle (suivi statistique des captures effectué par l'IRSTEA) et des suivis des stations de contrôle des dispositifs de franchissement des ouvrages hydroélectriques (Golfech sur la Garonne et Tuilières sur la Dordogne), le suivi de la reproduction à l'aval de ces ouvrages, permettent d'évaluer le stock total de géniteurs de grande alose présent sur le bassin G/G/D sur la période 1978-2016 (Figure 10).

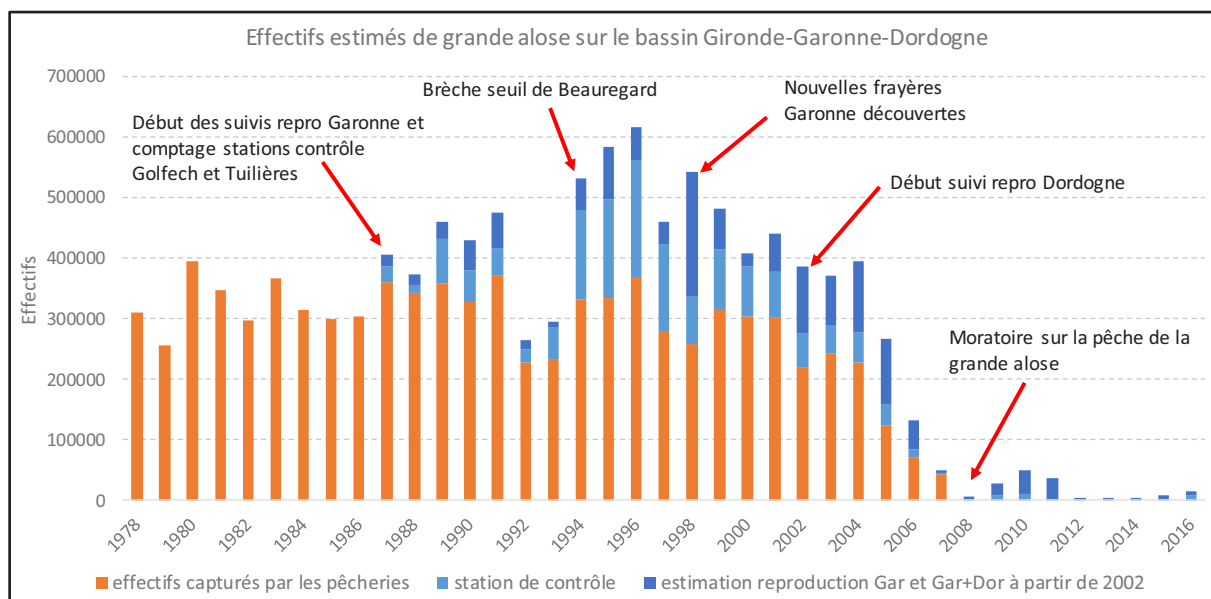


Figure 10 : Estimation des effectifs de géniteurs de grande alose sur le bassin G-G-D (Données : IRSTEA et MIGADO).

Pour les stations de contrôle (données en bleu clair dans le graphique de la Figure 10), avant 1993, le suivi était réalisé grâce à des enregistrements vidéo et de manière discontinue, les effectifs sont donc des estimations. A partir de 2000, le comptage est réalisé par analyse d'images sur des enregistrements numériques qui fonctionnent en continu.

Concernant les estimations du nombre de géniteurs se reproduisant à l'aval des stations de contrôle, à partir des suivis de la reproduction effectués chaque année (données en bleu foncé dans le graphique de la Figure 10), les premiers suivis ne concernaient que la frayère d'Agén (frayère forcée à l'aval du seuil de Beauregard) et la frayère de Lamagistère (frayère forcée à l'aval de Golfech). A partir de 1998, de nouvelles frayères ont été découvertes et suivies (St-Sixte, St Nicolas, Port de Bonneau, ...). En 2003 MIGADO a repris le suivi de la reproduction sur l'ensemble des frayères de la Garonne aval. L'association avait mis en œuvre le même type de suivi sur la Dordogne en aval de Tuilières en 2002. **Ce n'est donc qu'à partir de 2002 que le dispositif de surveillance du stock de géniteurs de grande alose sur le bassin Gironde Garonne Dordogne est complet** (estimation des captures par la pêche, estimation du nombre de géniteurs sur les frayères en aval des stations de contrôle, contrôle des passages en continu à Golfech et Tuilières).

De 1978 à 2001, les captures estimées de la pêche professionnelle et amateur sur la partie estuarienne et fluviale sont en moyenne de l'ordre de 315 000 individus par an (226 000 en 1992 et 394 000 en 1980). A partir de 1996, les captures d'aloses ont diminué puis la chute s'est intensifiée à partir de 2005 pour atteindre 43 000 individus en 2007. Devant ce constat d'effondrement du stock, la pêche professionnelle et amateur de la grande alose ont été interdites en 2008 avec l'adoption d'un moratoire.

Les suivis aux stations de contrôle des dispositifs de franchissement (Tuilières et Golfech) ainsi que le suivi partiel de la reproduction à l'aval de Golfech a débuté à partir de 1987. Ce même suivi n'a débuté sur la Dordogne qu'en 2002. Entre 1987 et 1993 entre 35 000 et 133 000 géniteurs ont pu être estimés sur le bassin. De 1994 à 1997, le contexte de libre circulation des poissons change puisqu'une crue créa une brèche dans le seuil de Beauregard (en aval de Golfech sur la Garonne) facilitant ainsi le passage des aloses vers l'amont. A cette période il est dénombré aux stations de contrôle entre 140 000 et 190 000 individus contre 14 000 à 74 000 pour la période précédente.

L'année 1998 est particulière car, en fin de saison de reproduction, de nouvelles frayères sont découvertes. L'activité de reproduction des frayères suivies historiquement (Agén et

Lamagistère) a été reportée sur ces nouvelles frayères faisant ainsi fortement augmenter l'estimation du nombre de géniteurs sur l'aval du bassin à plus de 300 000 individus (contre 100 000 en 1997 et 175 000 en 1999).

A partir des années 1999-2000, on observe une baisse progressive et continue des passages d'aloses aux stations de contrôle de près de 100 000 à 1 500 ces dernières années. Pour ce qui est de la reproduction sur l'aval du bassin, on note une forte activité entre 1999 et 2005 (entre 84 000 et 176 000 géniteurs estimé). La baisse des effectifs se reproduisant sur l'aval commence en 2006 (47 000) et chute fortement à partir de 2007 (autour de 4 500 géniteurs malgré un rebond de 2009 à 2011 autour de 30 000 individus).

2. CYCLE BIOLOGIQUE DE LA GRANDE ALOSE DANS LE BASSIN GIRONDE-GARONNE-DORDOGNE : DETAIL DES PHASES

2.1. LES ADULTES

2.1.1. Zones de grossissement marines

En milieu marin, les aloses semblent avoir un comportement grégaire. Leur régime alimentaire est avant tout planctonophage, à base essentiellement de crustacés pélagiques. Cependant, des poissons de petite taille comme le sprat, l'anchois, voire des petits harengs peuvent compléter ce régime alimentaire, surtout à partir du printemps (Taverny *et al.*, 2000).

Le temps de séjour de la grande alose en milieu marin est de 2 à 4 ans. Taverny (2001). L'analyse des captures par les pêcheries fluviales de la Garonne montre que les aloses remontant le fleuve sont âgées de 3 à 5 ans pour les mâles et de 4 à 6 ans pour les femelles (Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981). L'étude de 3 cohortes remontant l'estuaire de la Gironde (Lambert *et al.*, 2001) a montré que la majorité des adultes, mâles comme femelles, remontant la Garonne étaient âgés de 5 ans. Viennent ensuite des individus âgés de 4 ans pour les mâles et de 6 ans pour les femelles. Les géniteurs âgés de 3 et 7 ans sont peu représentés.

Il y a relativement peu d'informations sur la localisation et les déplacements des aloses en milieu marin.

Les travaux de Taverny (2001) apportent quelques renseignements sur ce stade du cycle de vie de l'alose. Des pêches scientifiques ayant pour objectif le suivi de populations d'espèces commerciales ont permis de capturer des aloses sur le plateau continental du Golfe de Gascogne entre la pointe de la Bretagne et le Pays Basque. Ces pêches ont permis de montrer **que les aloses, en phase de grossissement, ne s'éloignaient guère des côtes (30 miles, soit environ 20 km) et restaient près des embouchures des fleuves**. On trouve donc une distribution en panache des aloses depuis le système fluvio-estuarien d'accueil.

Les aloses ont majoritairement été capturées à des profondeurs inférieures à 100 m et il semble exister une forte corrélation entre la profondeur, la taille et l'âge des poissons capturés. En effet, les individus les plus grands, donc les plus âgés, sont capturés généralement dans des profondeurs plus importantes.

La composition en classes d'âge des aloses capturées montre que très peu d'entre elles sont âgées de moins de deux ans, ce qui laisse penser que **les plus jeunes individus seraient avant tout inféodés à la zone côtière voire à l'embouchure de l'estuaire**. Les individus capturés lors de ces pêches étaient âgés de 2 à 5 ans. Selon les campagnes de pêches, 82 à 93 % des individus capturés appartiennent à la classe 2-3 ans et les âges extrêmes sont très peu représentés. Les individus plus âgés sont très peu capturés et cela peut s'expliquer par leur capturabilité plus faible du fait d'un habitat plus au large ou plus profond non échantillonné lors de ces pêches (les aloses n'étaient pas ciblées). Il est également possible qu'un certain

nombre de ces individus aient pu rejoindre les côtes et les estuaires afin d'effectuer leur migration génésique.

En utilisant un modèle de présence/absence basé sur les prises accessoires des pêches commerciales, Trancart *et al.* (2014) ont pu décrire les déplacements de la grande alose du Golfe de Gascogne à la Manche (Figure 11).

Ce modèle prédit que les aloses sont le moins présentes en mer en janvier-février et se trouvent près des embouchures et des côtes. De mars à août, leur répartition est plutôt localisée le long des côtes de l'atlantique tandis que de septembre à décembre, elles se situent plus au large.

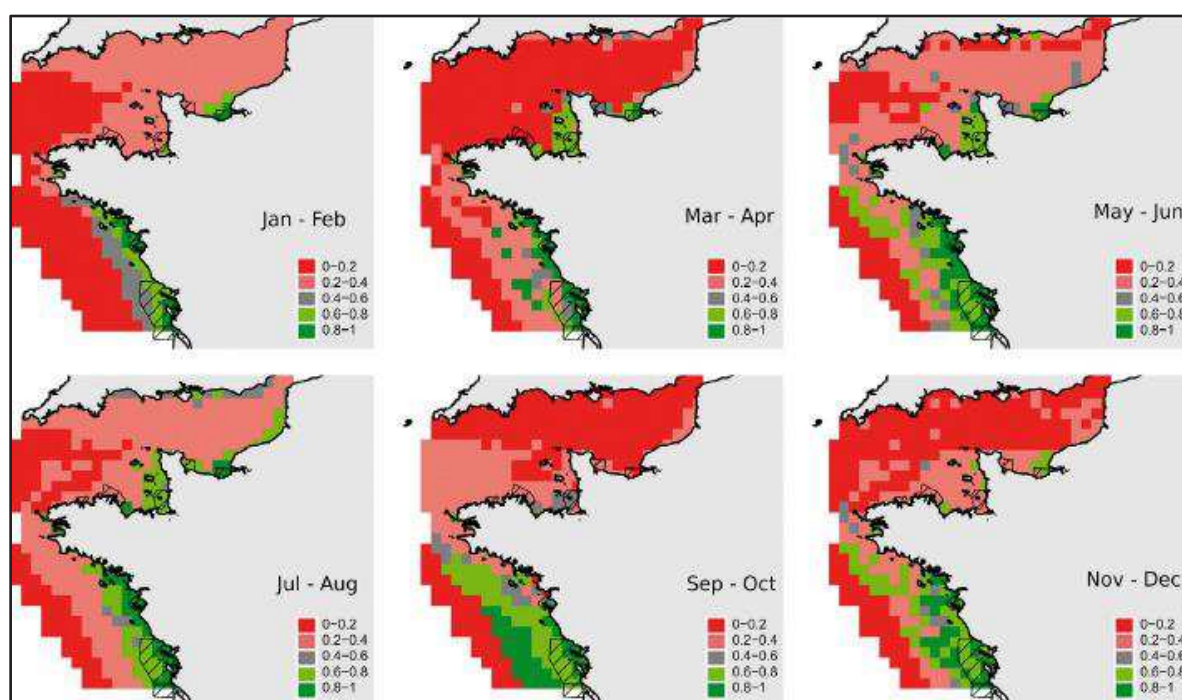


Figure 11 : Carte de prédiction de la distribution de la grande alose en mer par période de 2 mois (Trancart *et al.*, 2014). Les couleurs montrent la probabilité de trouver de l'aloise avec en rouge une quasi absence d'aloise et en vert une forte probabilité de trouver de l'aloise.

2.1.2. Instinct de retour : « homing »

Des travaux récents (Martin *et al.*, 2015), se basant sur l'analyse de la microchimie des otolithes et sur des marqueurs génétiques de grande alose adulte sur les principaux bassins de l'aire de répartition actuelle ont permis d'étudier le phénomène de « homing » pour cette espèce.

Sur l'ensemble des populations étudiées, les auteurs montrent que *Alosa alosa* fait preuve en général d'un **degré élevé de fidélité au bassin-versant natal, mais pas forcément à la rivière natale**. Toutefois, il existe des échanges entre bassins, préférentiellement entre bassins proches mais, dans quelques cas isolés, entre bassins éloignés également (>700 km).

En regardant en détail les résultats des individus échantillonnés sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne (n=130), aucun individu capturé en Garonne en 2012 (n=25) et 2013 (n=36) n'était originaire de la Garonne. La majorité des individus étaient natifs du bassin de la Dordogne et d'autres étaient non-natifs du bassin Gironde-Garonne-Dordogne mais provenaient de bassins-versants proches (<300 km), situés plus au sud. Pour la Dordogne, la majorité des individus étaient bien originaires de la Dordogne.

On peut donc considérer que le « homing » de la grande alose s'effectue au niveau du bassin G/G/D. Il semble qu'une partie non négligeable du stock ait un caractère plus erratique à l'intérieur du bassin, ce qui induit une interdépendance des sous-bassins Garonne et Dordogne.

2.1.3. La migration génésique

La migration génésique anadrome de la grande alose est de grande amplitude, parfois jusqu'à plus de 650 km de la mer comme constaté à sur l'Allier et la Loire par exemple. Elle concerne des individus mâles âgés de 3 à 6 ans et des femelles âgées de 4 à 7 ans (Bruslé et Quignard, 2013). Lors de la migration génésique, les aloses adoptent un comportement grégaire avec un important comportement exploratoire (Acolas *et al.*, 2004).

La migration est principalement diurne, avec une activité qui débute progressivement avec le lever du soleil, à partir de 08h00, pour atteindre son maximum à 19h00, puis cette activité diminue progressivement jusqu'à 23h00. Il y a très peu de mouvements en dehors de cette plage horaire.

Les aloses n'adoptent pas de comportement de saut face à un obstacle, si bien que de petits obstacles peuvent entraver leur migration en cas d'hydrologie défavorable. Les dispositifs de franchissement des ouvrages doivent être adaptés à ce comportement pour assurer leur efficacité.

Dans l'estuaire, la grande alose ne semble pas chercher à adapter sa nage aux fluctuations des courants de marée. Cette absence de modification comportementale vis à vis d'un courant fluctuant, de la part d'un poisson bon nageur, peut paraître surprenant, mais dans leur analyse théorique concernant les stratégies de nage, Trump et Leggett (1980) concluent que, dans un environnement avec des courants variables comme dans les estuaires, il y a une dépense d'énergie minimale lorsque ces variations sont ignorées et que le poisson maintient une vitesse de nage constante. Cette stratégie permettrait aux poissons, pour le même coût énergétique, de remonter plus haut dans le bassin versant (Rochard, 2001).

La température est un autre facteur qui intervient sur le comportement migratoire de l'aloise mais plutôt comme régulateur de la migration. Quel que soit le positionnement, en milieu fluvial ou estuarien, la température agit comme inhibiteur de l'activité de migration avec un seuil bas autour de 10,5-11°C (Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000). Les températures plus élevées ont un effet sur la vitesse de nage de la grande alose. Au-dessus de 20°C, la vitesse de nage diminue sensiblement.

Sur la Loire, Boisneau *et al.* (1985) ont trouvé une corrélation entre le changement quotidien de la température de l'eau et le nombre de grande alose capturées par heure, ce nombre diminuant avec la baisse de la température et augmentant avec l'augmentation de la température. Par contre, aucune relation entre l'abondance et le débit ou les variations quotidiennes du débit n'a été mise en évidence lors de cette étude.

La vitesse de migration dans la Loire a été estimée à 20 km par jour pour la partie fluviale (Steinbach *et al.*, 1986) et à 21 km par jour pour la migration dans l'estuaire et le fleuve (Mennesson-Boisneau et Boisneau, 1990 ; Mennesson- Boisneau *et al.*, 2000). Dans l'estuaire de la Gironde, Rochard (2001) a estimé que la vitesse de migration variait entre 17 et 23 km par jour.

La migration génésique éprouve fortement les géniteurs qui peuvent perdre jusqu'à 20-23% de leur poids (Douchement, 1981).

2.1.4. Accessibilité aux zones de fraie du bassin pour la grande alose

Les grands bassins fluviaux français comme celui de la G/G/D ont été profondément modifiés au cours du temps du fait des activités humaines. La construction d'ouvrages pour faciliter la navigation (digue, écluse) ou pour la production hydroélectrique (usines hydroélectriques de Golfech sur la Garonne et de Tuilières sur la Dordogne) ont considérablement réduit l'habitat de la grande alose.

Historiquement, la grande alose du bassin G/G/D était susceptible de coloniser l'ensemble du réseau hydrographique jusqu'aux premiers seuils naturels infranchissables qui sont généralement situés en amont de sa zone d'habitat préférentielle.

Actuellement de nombreux seuils limitent la colonisation de la grande alose sur le bassin G/G/D (Figure 12).

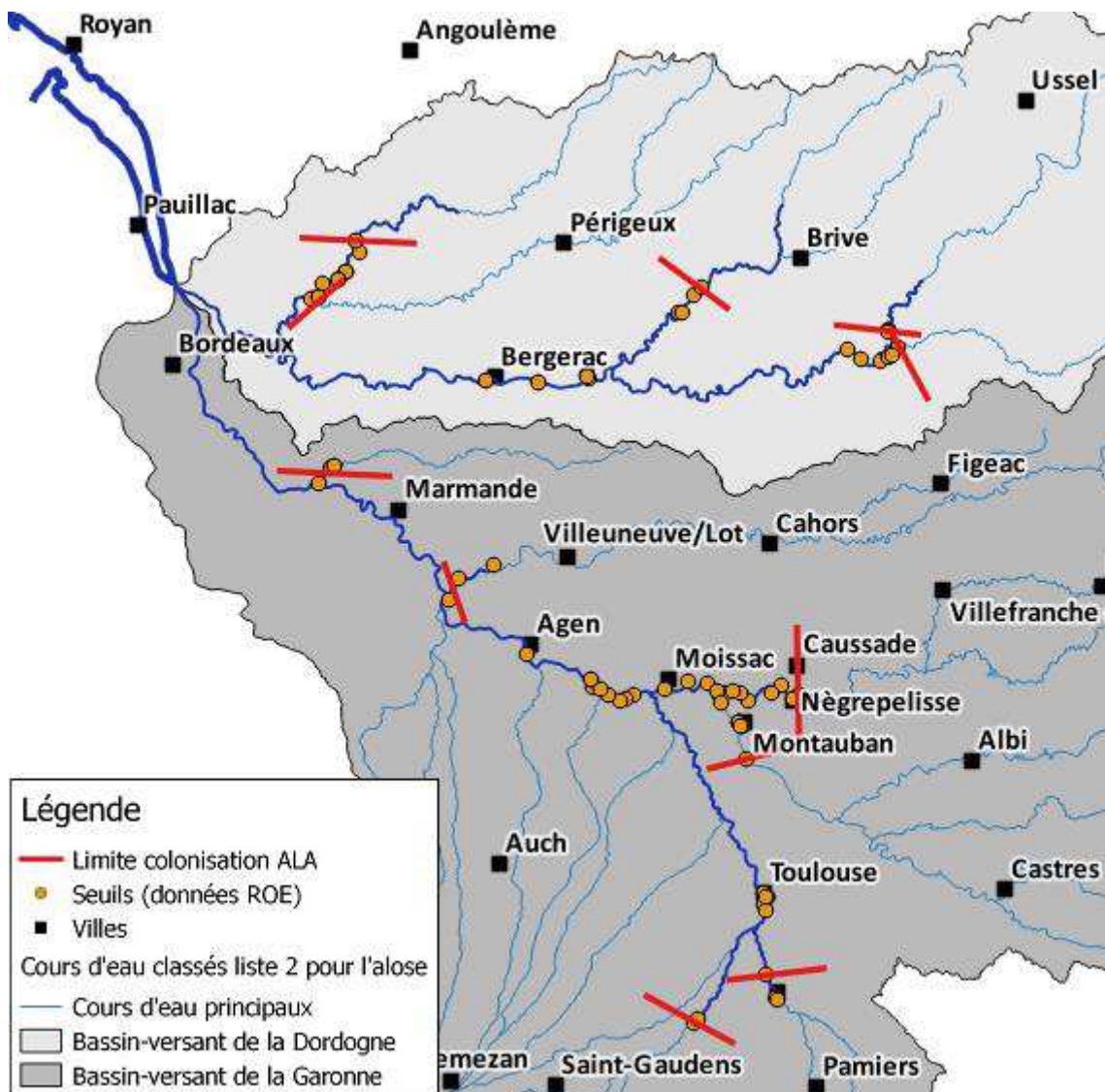


Figure 12 : Accessibilité du bassin Garonne/Dordogne pour la grande alose.

Les premiers seuils artificiels sont apparus au Moyen-Age sur les parties aval des grands cours d'eau du bassin notamment pour les activités liées à la meunerie et pour faciliter la navigation et les échanges commerciaux.

Dès le Moyen-Age, le Lot fut doté de nombreux barrages dont ceux de Clairac, Villeneuve sur Lot et celui de l'Aiguillon tout proche de la confluence avec la Garonne. En 1840, l'alose était abondante à Vite (proche de Fumel à 77 km de la confluence de la Garonne) et d'après M. Robert⁵ « les alevins étaient tellement nombreux que les eaux devenaient comme obscurcies » (Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981). En 1880, la migration de l'alose s'arrêtait déjà à l'Aiguillon suite à son réaménagement avec une chaussée verticale (Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981).

⁵ Ingénieur des Ponts-et-Chaussée

Sur l'axe Tarn-Aveyron, les principaux seuils furent érigés entre le XIII^{ème} et le XVIII^{ème} avec Négrepelisse (XIII^{ème} siècle), Lagarde (XIV^{ème} siècle), Lapalice (XIV^{ème} siècle), Sapiac (XIV^{ème} siècle), Sainte-Livrade (XV^{ème} siècle) et Loubéjac en 1787. Le barrage de Sainte-Livrade est situé le plus en aval de l'axe. Sa hauteur de chute est de 2,3 mètres. Ce seuil a été pendant longtemps un obstacle à la migration des aloses comme en témoigne l'importante frayère située juste en aval et la pêche professionnelle autrefois présente, facilitée par le grand rassemblement des aloses au pied de cet ouvrage (Martinez et al, 1999). Aujourd'hui, l'Aveyron est accessible jusqu'en amont de Négrepelisse et le Tarn jusqu'au seuil de Labastide-St-Pierre en amont de Montauban.

Sur la Garonne, le premier obstacle à la migration des aloses fut la chaussée du Bazacle construite au XII^{ème} siècle. Elle fut réhaussée au XVIII^{ème} interdisant définitivement l'accès aux zones amont du bassin. Malgré une première « échelle à poissons » construite en 1868 et améliorée en 1960, la circulation des poissons ne fut vraiment rétablie qu'avec la construction d'une nouvelle passe à poissons en 1989.

En 1847, le seuil de Beauregard près d'Agen fut construit pour alimenter le canal latéral à la Garonne. Il s'agissait historiquement d'un barrage mobile à aiguilles et fermettes à structure mixte à base de maçonnerie en béton, d'enrochements et de pieux de bois (SMEAG, 2008). En 1994, une crue endommagea le seuil et créa une brèche le rendant beaucoup moins sélectif pour les aloses. De plus, une passe à poissons, de type rivière de contournement, fut construite en rive gauche en 1994-1995.

A partir de 1971 et la construction de l'aménagement hydroélectrique de Golfech, l'accès aux zones amont du bassin est devenu complètement impossible pour les aloses. L'aménagement de Golfech ne fut équipé avec un ascenseur à poissons qu'en 1987 avec la mise en place du CNPE⁶.

2.1.5. Informations disponibles sur les géniteurs en migration sur le bassin

Sur le bassin G/G/D, la population de grande alose se trouve dans une situation particulière en Europe, du fait de son niveau d'abondance jusqu'au début des années 2000 qui a pu soutenir une importante pêche professionnelle, mais aussi de l'existence de différents suivis menés conjointement par différents organismes (MIGADO, RNFA, IRSTEA, ENSAT, ...) depuis plus de 30 ans.

Ainsi, sur la Garonne, on dispose de plusieurs estimateurs d'abondance des géniteurs effectuant leur migration génésique avec 1) les captures liées aux pêcheries professionnelle et amateur, 2) les résultats des campagnes de suivi de reproduction sur l'aval de l'axe Garonne (et Dordogne) et 3) les différentes stations de comptage et de piégeage réparties sur le bassin (Figure 13).

Le premier indicateur de l'abondance en géniteurs de grande alose sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne concerne le suivi des pêcheries (suivi statistique des captures par les pêcheries amateur et professionnelle de l'IRSTEA et carnets de captures de l'AAPPEDG⁷). C'est le point de contrôle le plus aval. La majorité des captures s'effectuent dans l'estuaire et sur les parties aval des deux fleuves.

Vient ensuite le suivi de la reproduction sur les frayères situées à l'aval de l'aménagement hydroélectrique de Golfech.

⁶ Centre Nucléaire de Production d'Electricité

⁷ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde

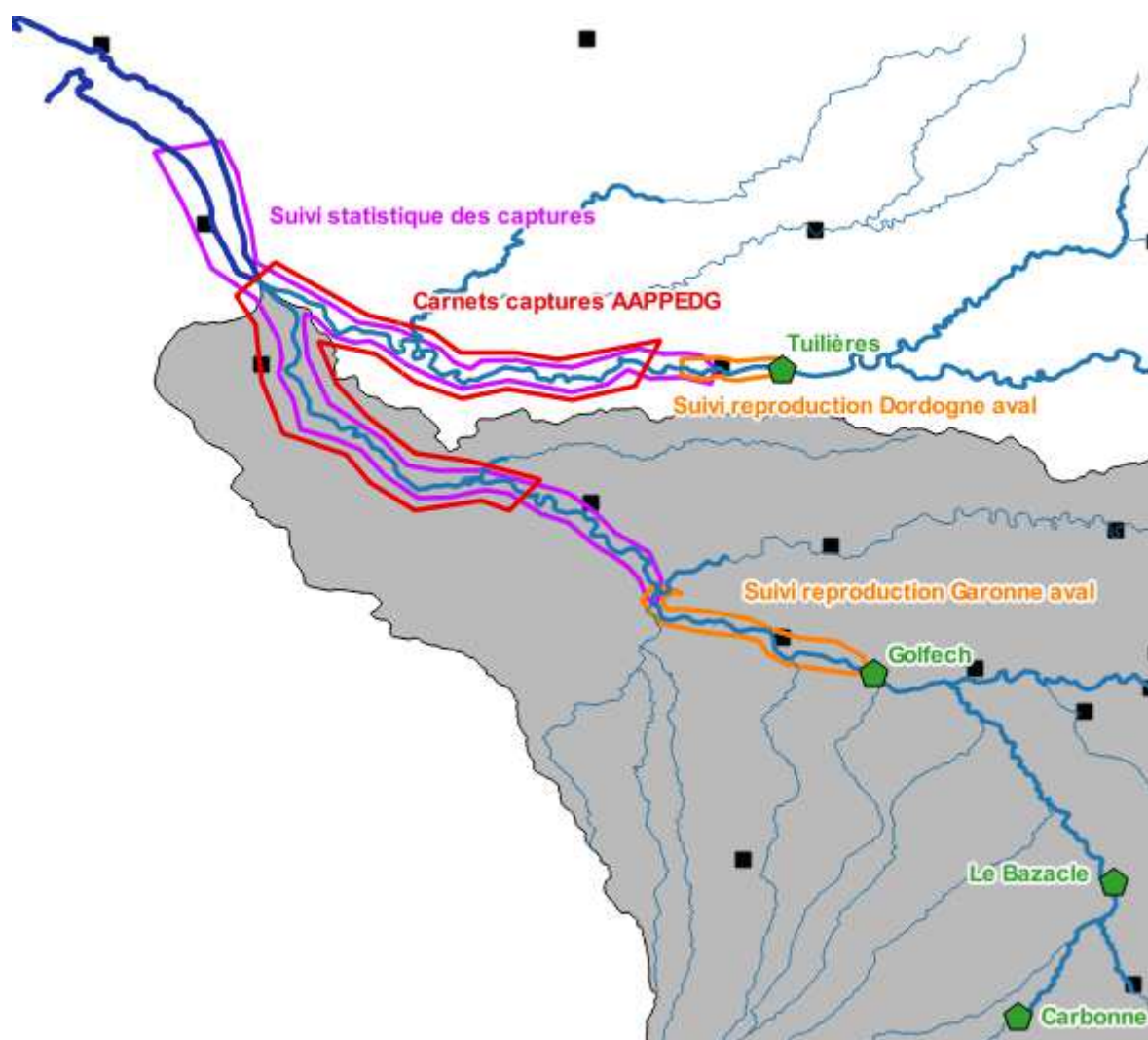


Figure 13 : Localisation des différents points de contrôle de l'abondance en géniteurs effectuant leur migration génésique dans le bassin de la Garonne.

Enfin, le dernier point de contrôle permettant d'estimer la population de grande alose du bassin se situe à 212 km de l'estuaire au niveau de Golfech où le reste de la population est comptabilisé. Les autres stations de contrôle (Le Bazacle, Le Ramier et Carbonne), les stations de piégeage (Lagarde, Arduis et Albias) ainsi que les suivis plus ponctuels réalisés au cours du temps permettent de caractériser les rythmes migratoires, la répartition des aloses et la colonisation des différents axes, mais aussi les différentes zones de frai utilisées sur l'amont du bassin.

2.1.5.1. Suivi statistique des captures de l'IRSTEA

Un suivi statistique des captures, par enquête auprès de **pêcheurs coopératifs**, est effectué par l'IRSTEA depuis la fin des années 1970 (Lobry *et al.*, 2016 ; Lobry et Castelnau, 2015). Ce suivi, centré sur l'estuaire de la Gironde et la zone de marée dynamique, a entraîné le découpage du secteur d'étude en 15 zones d'intervention, en fonction des lieux de résidence des pêcheurs et des pratiques de pêche (Figure 14).

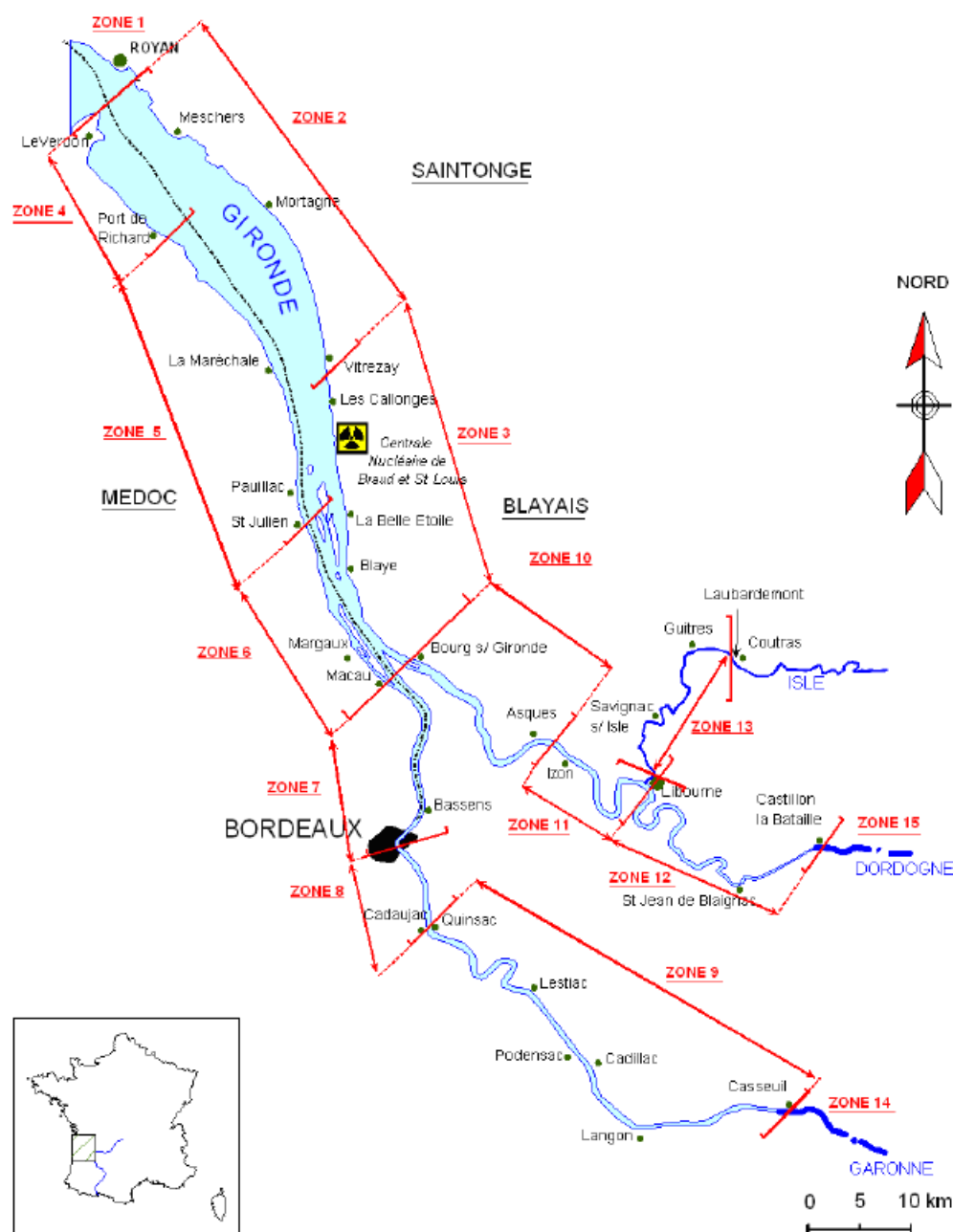


Figure 14 : Découpage du bassin de la Gironde pour le suivi statistique des captures de l'IRSTEA (source Lobry et al. 2016).

Il ne concerne que les pêcheurs pratiquant dans le département de la Gironde (marins + fluviaux), d'autres pêcheurs pratiquent sur les départements en amont.

Les statistiques de captures sont basées sur les informations fournies par des pêcheurs coopératifs. A partir des données récoltées, les effectifs capturés sont estimés en tenant compte de l'ensemble des effectifs de pêcheurs pratiquant sur toutes les zones précédemment définies, pour chaque technique de pêche.

Suite à la chute de l'abondance de la grande alose, un moratoire a été décidé en 2008 et la pêche a été fermée. Les données reprises ici concerne les suivis réalisés jusqu'en 2007.

Les différents techniques et les zones concernées

La pêche de la grande alose se pratiquait de mars à juin lors de sa migration génésique, avec principalement 3 techniques : la pêche au filet dérivant, la pêche au filet tournant (baro) et le pêche au coul (voir document dédié à la pêche).

Sur le bassin G/G/D, la pêche de la grande alose était majoritairement pratiquée sur l'axe Garonne.

Les informations disponibles concernent uniquement la pêche au filets dérivants (Lobry *et al.*, 2016). Elles nous renseignent principalement sur la quantification des captures d'alse par les différentes pêcheries, mais il y a aussi des résultats qui concerne le rythme de la migration et des résultats sur les caractéristiques biologiques des géniteurs.

Estimation des captures réalisées par la pêcherie au filet dérivant et évolution de l'abondance

Pour cette technique, l'unité d'effort de pêche nominal correspond à un pêcheur professionnel assidu, utilisant un filet tramail dérivant de 120 à 800 m de long du 1^{er} mars au 15 juin. L'unité d'effort de pêche effectif, utilisée pour le calcul des CPUE⁸, est un jour de pêche au filet (1 filet utilisé pendant 1 jour de pêche). L'effort effectif moyen des pêcheurs est ainsi exprimé en jour de pêche au filet (nombre de jours de pêche au filet) et la CPUE en nombre d'alse par filet par jour de pêche. L'effort nominal des amateurs aux engins a été calculé à partir des licences « Filet Dérivant Amateur » attribuées sur la Garonne et la Dordogne. *Un coefficient équivalent professionnel de 0.2 a été appliqué de 1978 à 1998, de 0.15 de 1991 à 2001, de 0.1 de 2002 à 2007.*

Les effectifs de grande alose capturés par les pêcheries varient de 43 086 à 394 350 individus par an pour un effectif moyen de 284 000 aloses sur la période 1978-2007 (Figure 15).

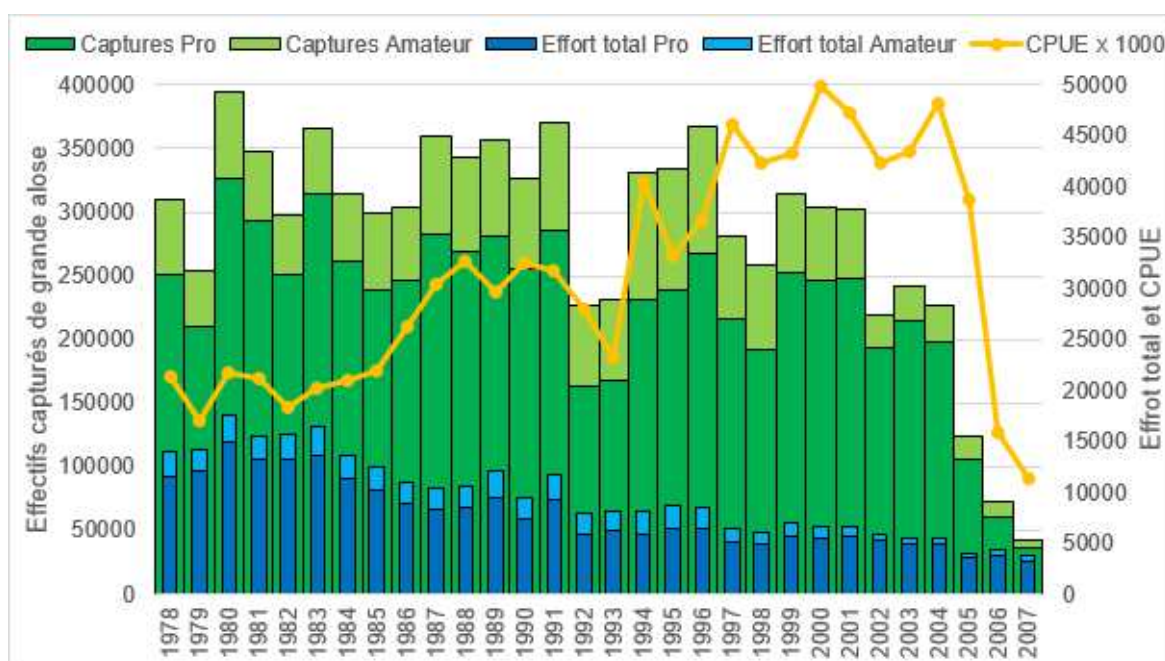


Figure 15 : Captures totales, effort effectif total et CPUE des pêcheurs professionnels et amateur au filet entre 1978 et 2007 (source : Irstea).

L'évolution des captures de grande alose dans le bassin de la Gironde est relativement stable de 1978 à 1991 avec environ 300 000 captures d'alse par an. Une baisse des captures intervient en 1992 et 1993 avant de retrouver un niveau proche des 300 000 captures annuelles entre 1994 et 2001. Entre 2002 et 2004, on retrouve un niveau de capture proche de celui des années 1992-1993 autour des 225 000 aloses. Une chute brutale des captures s'observe à partir de 2005 jusqu'en 2007 où, compte tenu de la faiblesse des effectifs, un moratoire sur la pêche de la grande alose a été instauré en 2008 et prolongé jusqu'à aujourd'hui.

⁸ Capture Par Unité d'Effort

Les CPUE, à elles seules, ne permettent pas toujours de statuer sur le sens de l'évolution de l'abondance, particulièrement lorsqu'elles sont estimées à partir d'un échantillon de pêcheurs et non de leur population totale. Il est souhaitable de prendre en compte également la production totale saisonnière pour un métier donné ainsi que l'effort de pêche total.

Lobry *et al.* (2016) définissent 13 combinaisons des tendances observées sur les CPUE, les captures totales et l'effort de pêche total pour pouvoir conclure sur l'évolution de l'abondance (Tableau 1).

Les combinaisons 1 à 5 regroupent les situations où une augmentation de l'abondance est décelable, les combinaisons 9 à 13 celles où une diminution de l'abondance est manifeste. Pour les combinaisons 6 à 8, il convient de rester prudent quant à l'interprétation.

Tableau 1 : Les combinaisons possibles des 3 descripteurs utilisés pour analyser les variations de l'abondance (d'après Lobry et al. 2016).

Combinaison	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
CPUE	↑	↑	↑	↑	↑	→	→	→	↓	↓	↓	↓	↓
Captures totales	↑	↑	↑	→	↓	↑	→	↓	↑	→	↓	↓	↓
Effort total	↑	→	↓	↓	↓	↑	→	↓	↑	↑	↑	→	↓
Evolution de l'abondance	↑	↑	↑	↑	↑	?	?	?	↓	↓	↓	↓	↓

L'exercice de l'évaluation de l'évolution de l'abondance de la grande alose à travers les statistiques de pêche est périlleux, pour différentes raisons : 1) les CPUE ne reflètent que l'abondance pour la période dans laquelle elles ont été établies (périodes légales de pêche) d'une population qui ne fait majoritairement que traverser la zone de pêche, 2) l'activité de pêche n'a pas pour finalité d'évaluer un stock mais la commercialisation du poisson avec une certaine régulation des prises en fonction de l'offre et de la demande, 3) la prudence s'impose vu l'effectif réduit de pêcheurs coopératifs.

Les résultats obtenus pour la pêche au filet (Figure 15) semble montrer **une augmentation de l'abondance dans la période 1978-1991, puis une chute brutale en 1992 et 1993**. Ensuite la tendance est à **l'augmentation de l'abondance jusqu'au milieu des années 2000 où une chute brutale de l'abondance s'amorce en 2005 et se prolonge jusqu'en 2007** qui combine les plus faibles effectifs capturés et les plus faibles CPUE de la période. La pêche fût ensuite interdite.

Taux d'exploitation du stock par la pêcherie

Le croisement entre les captures des pêcheries amatrice et professionnelle et les effectifs estimés de grande alose sur les frayères et comptabilisés au niveau des stations de comptage du bassin G/G/D permet de déterminer le taux d'exploitation du stock de grande alose par la pêcherie (Figure 16).

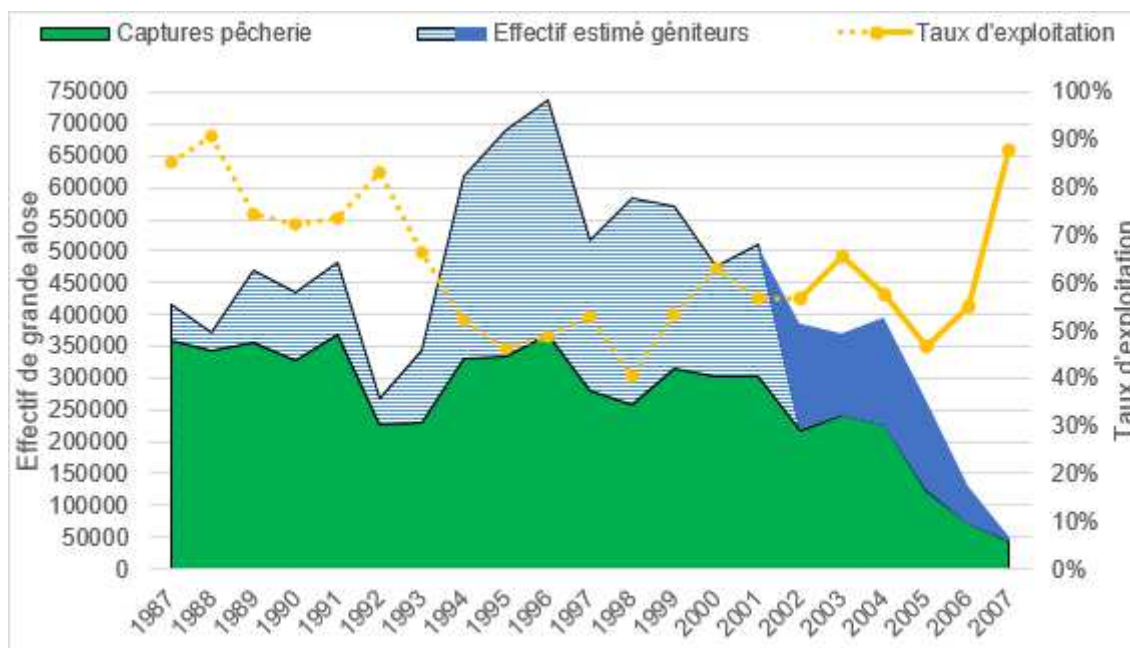


Figure 16 : Evolution des captures de grande alose par la pêche, des effectifs estimés de géniteurs au niveau des frayères et des stations de comptage et taux d'exploitation du stock total par la pêche.

Il faut prendre des précautions avec les taux d'exploitation calculés. En effet, les estimations de géniteurs au niveau des frayères et des stations de contrôle ne peuvent être considérées comme exhaustifs qu'à partir de 2002 (comptages exhaustifs au niveau des stations de contrôle et suivi de l'ensemble des frayères du bassin à leur aval). Le taux d'exploitation est de fait **surestimé** avant cette année (courbe en pointillés).

Le taux d'exploitation a varié entre 46.5 et 65.5% (moyenne = 56.2%) du stock total entre 2002 et 2006, avant de grimper à 87.7% en 2007, année où le stock d'alose s'est retrouvé au plus bas de la chronique.

Migration anadrome estuarienne des géniteurs de grande alose

En se basant sur les données issues du suivi statistique des captures de l'IRSTEA, Rochard (2001) a étudié les rythmes de migration des géniteurs au niveau de deux secteurs de la partie aval du système G/G/D au cours des saisons 1985 à 1988 (Figure 17).

La migration des aloses dans l'estuaire de la Gironde débute au moment de l'année où la température de l'eau fluviale passe progressivement au-dessus de celle des eaux côtières (C.N.EXO, 1977 in Rochard, 2001). Au cours des quatre années d'observations, les migrations se sont déroulées entre 7,5 et 24 °C avec 90 % des migrants qui ont transité, selon les années, à des températures inférieures à 17,5-20°C. Les dates de début et de fin de migration sont quasiment identiques (1^{er} avril-20 juin).

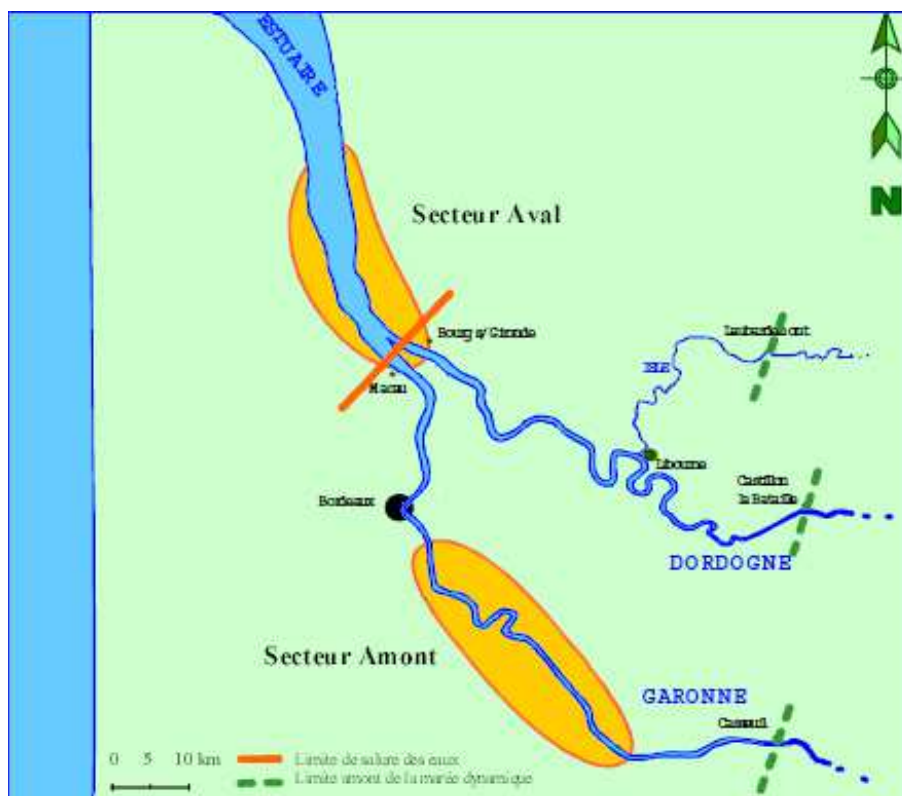


Figure 17 : Localisation des deux secteurs d'étude de Rochard (2001).

Les tendances migratoires sont identiques dans les deux secteurs où seuls le positionnement temporel et l'intensité de la migration varient. Le phénomène migratoire de l'aloise dans la partie estuarienne du bassin G/G est fondamentalement unimodal, c'est-à-dire qu'il n'y a qu'une seule vague de migration (Figure 18).

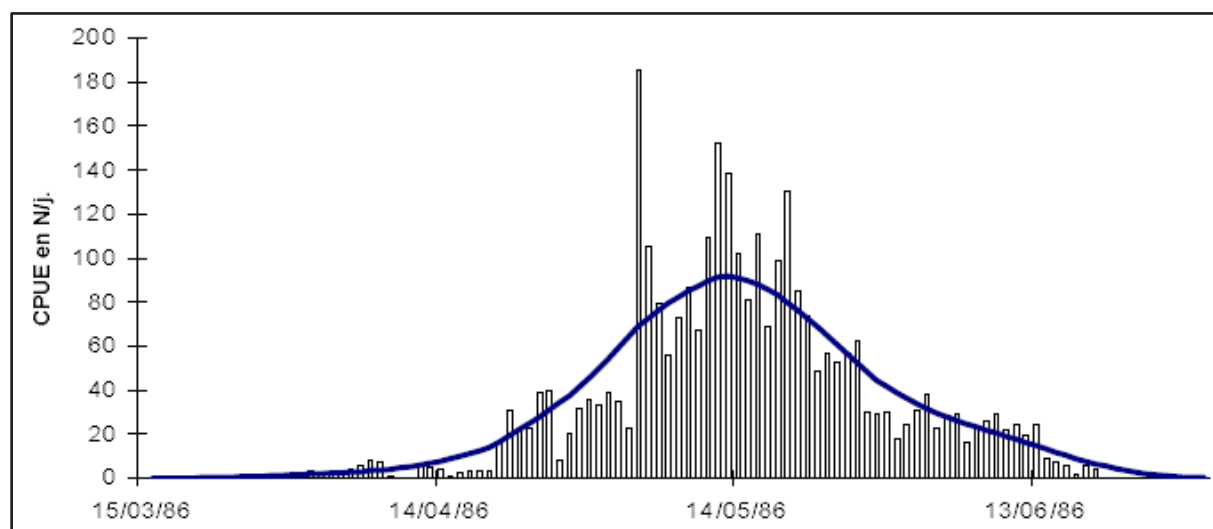


Figure 18 : Séries brutes des CPUE (histogrammes) et tendances de migration (courbe) dans le secteur amont en 1986 (Rochard, 2001).

Par contre, en cas de baisse de la température et de manière prolongée (lors d'une crue par exemple), la migration des aloses peut être retardée et devenir bi-modale, donc avec deux vagues de migration, comme pour l'année 1985 avec une crue de la Garonne qui est survenue autour du 10 mai (Figure 19).

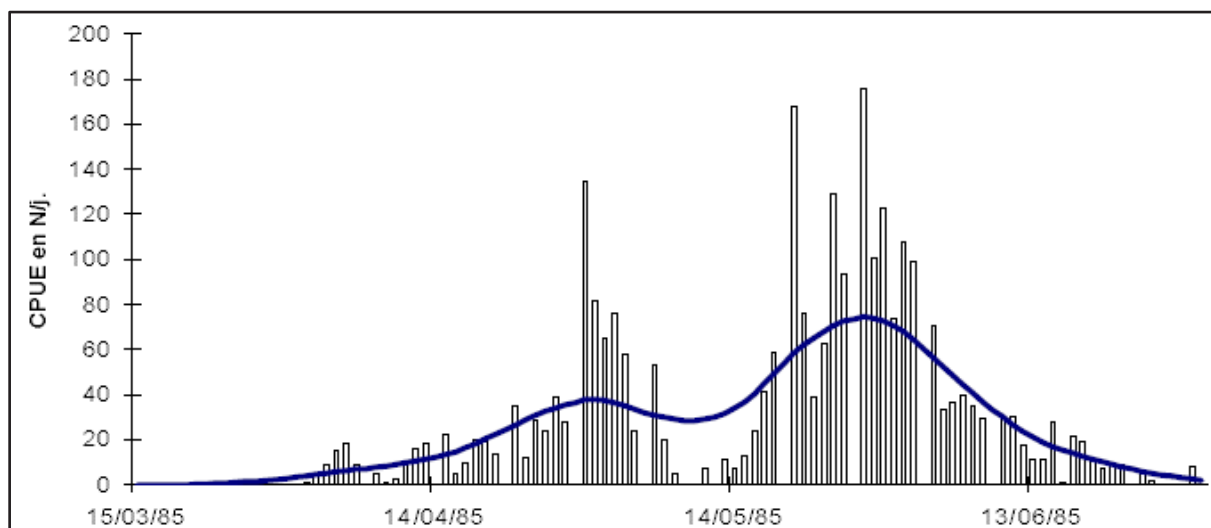


Figure 19 : Séries brutes des CPUE (histogrammes) et tendances de migration (courbe) dans le secteur amont en 1985 (Rochard, 2001).

L'identité de l'allure générale dans les deux secteurs permet de considérer que le laps de temps séparant les pics dans le secteur aval et dans le secteur amont (3-4 j) correspond au temps mis par les aloses pour couvrir la distance entre les centres de gravité des deux secteurs (60-70 km) ce qui correspond à une vitesse moyenne de 17- 23 km.j⁻¹.

Principales caractéristiques des géniteurs de la Garonne lors de leur migration génésique

Différents auteurs (Cassou-Leins, 1981 ; Taverny, 1991 ; Clavé, 2008 à 2017 ; Martin-Vandembulcke, 1999) se sont intéressés aux caractéristiques morphologiques et biologiques des grandes aloses capturées par la pêche (Tableau 2).

Tableau 2 : Principales caractéristiques biologiques des géniteurs d'aloses de Garonne

Fécondité	Itéroparité	Taille / poids moyen		Sexe ratio
Cassou-Leins (1981) Taverny (1991) Clavé, Life Alose (2008-2017)	Martin-Vandembulcke (1999)	Martin-Vandembulcke (1999) Cassou-Leins (1981)		Martin-Vandembulcke (1999)
230 000 œufs/kg 104 000 œufs/kg 150 000 œufs/kg	3%	<u>mâles</u> 34-49 cm 1,3-1,7 kg	<u>femelles</u> 43-57 cm 1,5-2,8 kg	0,8 - 1,32 43%-55% de femelles

Un dimorphisme sexuel est observé chez la grande alose avec des femelles plus grandes et pouvant atteindre plus de 2 kg quand les mâles ont un poids plus proche des 1,5 kg. Le sexe ratio est en faveur des femelles, qui représentent 55% de l'effectif étudié.

La fécondité est très élevée, environ 150 000- 230 000 par kg, mais les géniteurs ne se reproduisent en général qu'une seule année (poisson semelpare). En effet, le taux de reproduction multiple chez la grande alose de Garonne est estimé à 3% (Martin-Vandembulcke, 1999).

La structure en classes d'âge des aloses de la Garonne a été étudiée sur différentes cohortes par scalimétrie (Tableau 3).

Cassou-Leins et Cassou-Leins se sont intéressés aux cohortes 1979 et 1980 dans la région agenaise. La technique de pêche privilégiée dans cette région est généralement le coul (épuisette), méthode peu sélective quant à la taille des individus échantillonnés. Au total, 191 individus ont été analysés.

Martin-Vandembulcke a étudié la population d'alose beaucoup plus en aval, en milieu fluvio-estuarien. Les techniques d'échantillonnages sont bien différentes avec principalement des filets dérivants beaucoup plus sélectifs sur les individus de plus grande taille (maillage étiré de la nappe centrale est de 110 mm). Au total, 1267 individus des cohortes 1994 à 1996 ont été étudiés.

Lambert *et al.*, 2001, ont utilisé le même échantillonnage que celui de Martin-Vandembulcke (cohorte 1994 à 1996), mais l'origine a été spécifiée (estuaire ou Garonne aval) et les données ont été complétées par celles non publiées de Bellariva au niveau du site hydroélectrique de Golfech (cohorte 1995-1996). L'âge de 1684 aloses a pu être déterminé.

Tableau 3 : Structure en âge des aloses de la Garonne et proportion des mâles pour chacune des classes d'âge (données Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981, Martin-Vandembulcke, 1999 et Lambert et al, 2001).

	Cassou-Leins et Cassou-Leins (1981)	Martin-Vandembulcke (1999)	Lambert (2001)		
	Garonne agenaïse n=191	Garonne fluvio-estuarienne n=1267	Estuaire n=640	Garonne aval n=533	Golfech n=511
3 ans	1,6% avec 100% ♂	0%	0%	0%	4.7% avec 88% ♂
4 ans	45,5% avec 56% ♂	9,6% avec 80% ♂	11.6% avec 84% ♂	9.1% avec 86% ♂	43.6% avec 77% ♂
5 ans	48% avec 45% ♂	68,9% avec 56% ♂	74.4% avec 55% ♂	71,1% avec 59% ♂	42.7% avec 42% ♂
6 ans	4,7% avec 0% ♂	20,8% avec 37% ♂	13.1% avec 36% ♂	19,7% avec 44% ♂	9% avec 11% ♂
7 ans	0%	0,7% avec 11% ♂	0.9% avec 17% ♂	0,2% avec 0% ♂	0%

La structure en âge des aloses de la Garonne issue de ces différentes études montre que :

- l'essentiel de la population est âgée de 4 à 6 ans,
- les individus les plus jeunes sont majoritairement des mâles et inversement, les individus les plus âgés sont des femelles,
- suivant la position sur le bassin, la sélectivité des méthodes de pêche est certainement responsable d'une modification de la répartition des classes d'âge. A l'aval (en zone fluvio-estuarienne), on trouve plutôt des individus âgés de 5-6 ans. Plus en amont (Golfech, en amont des pêcheries), la population est centrée sur les classes d'âge 4-5 ans avec quelques individus de 3 ans mais plus aucun individu de 7 ans.
- la population de la Garonne est centrée sur 4-5 ans selon Cassou-Leins et Cassou-Leins (1981) et sur 5 ans plus récemment selon Martin-Vandembulcke (1999) et Lambert et al. (2001).

2.1.5.2. Données des carnets de capture de l'AAPPED Gironde

La pêche de la grande alose est interdite depuis la mise en place du moratoire en 2008. La capture des aloses par les pêcheurs professionnels fluviaux de la Gironde était réalisée uniquement en utilisant des filets dérivants de maille 60 mm entre mars et juin.

Les données reprises ici nous ont été fournies par l'AAPPEDG. Elles concernent les statistiques de capture sur le département de la Gironde (axes Garonne et Dordogne/Isle) sur la période 2000-2007.

Evolution du nombre de pêcheurs et effort de pêche

Dans la période considérée, le nombre de pêcheurs ciblant la grande alose est resté stable sur les deux axes (Figure 20).

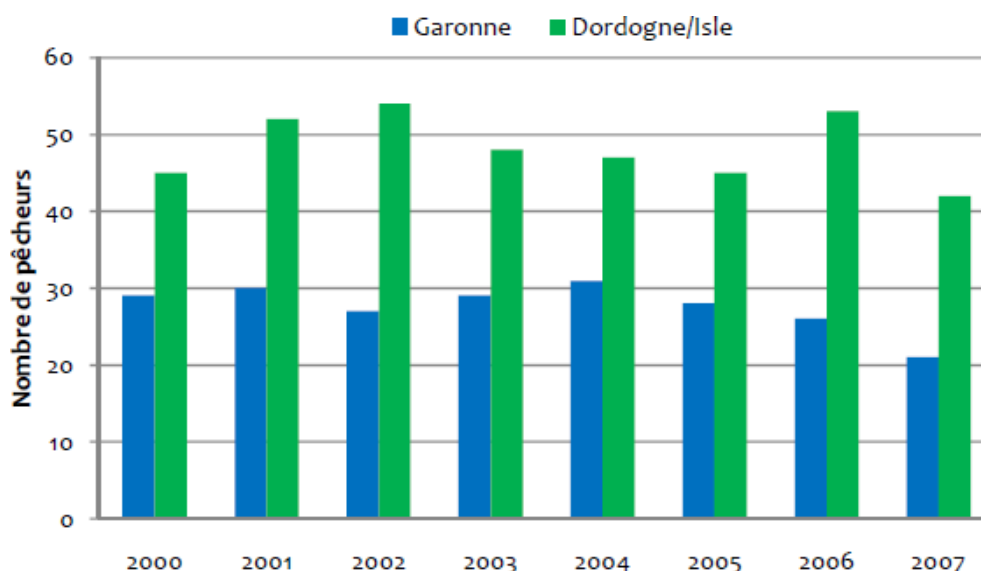


Figure 20 : Evolution du nombre de pêcheurs professionnels fluviaux ciblant la grande alose entre 2000 et 2007 (source : AAPPEDG).

Il y avait plus de pratiquants sur l'axe Dordogne/Isle (41 à 53 pêcheurs) que sur l'axe Garonne (21 à 31 pêcheurs).

Par contre, dans la même période, le nombre de sorties effectuées par les pêcheurs professionnels fluviaux est plus important sur l'axe Garonne (Figure 21).

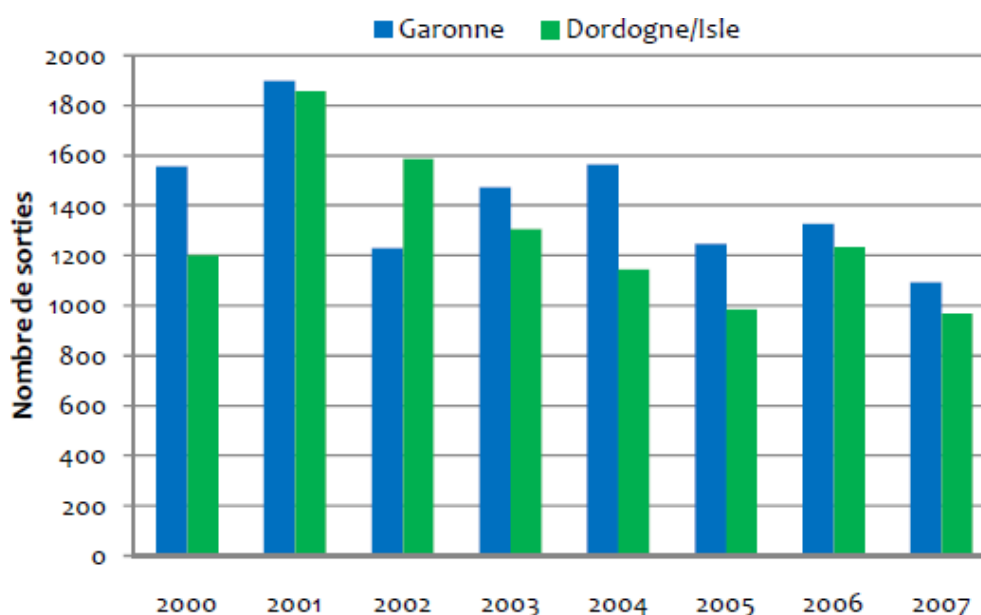


Figure 21 : Evolution du nombre de sorties réalisées par les pêcheurs professionnels fluviaux ciblant la grande alose entre 2000 et 2007 (source : AAPPEDG).

Globalement une tendance à la diminution du nombre de sorties se dessine entre 2001 et 2007, avec un passage de plus de 1800 sorties par axes en 2001 à environ 1000 sorties en 2007.

Evolution des captures

Les captures de grande alose sont plus importantes sur la Garonne mais sont également plus variables (Figure 22). Jusqu'à 170 tonnes ont été capturées sur la Garonne en 2001 (soit environ 115 000 individus). Les captures sur cet axe n'étaient plus que de 35 tonnes en 2007 (soit environ 24 000 individus).

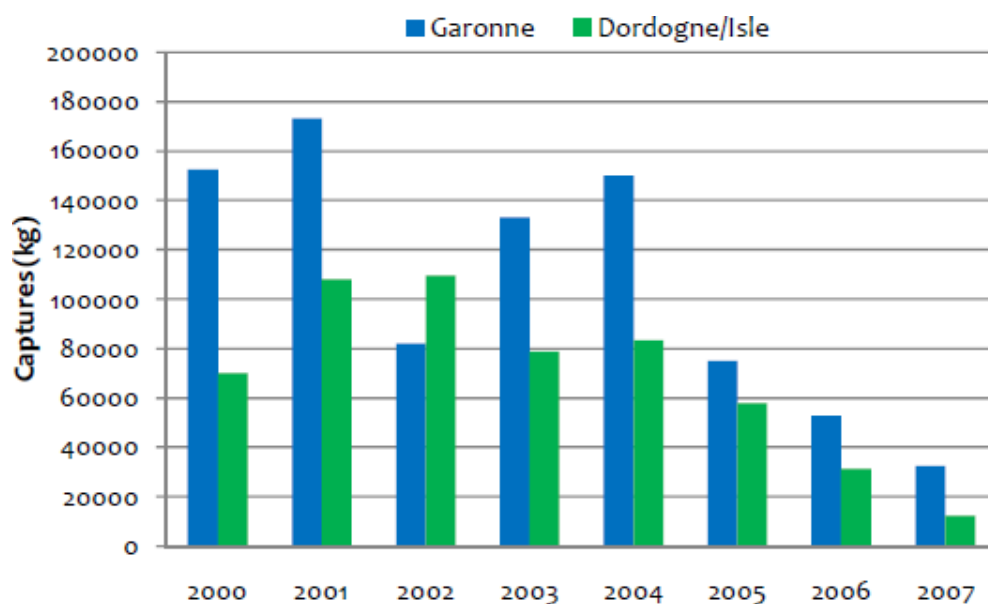


Figure 22 : Evolution des captures (kg) réalisées par les pêcheurs professionnels fluviaux ciblant la grande alose entre 2000 et 2007 (source : AAPPEDG).

Sur les deux axes les captures ont chuté à partir de 2005.

Les captures par pêcheur par unité d'effort (ici l'unité d'effort est la sortie de pêche au filet dérivant) sur l'axe Garonne varient entre 30 et 98 kg/pêcheur/sortie, soit de l'ordre de 20 à 65 aloses par pêcheur par sortie (Figure 23).

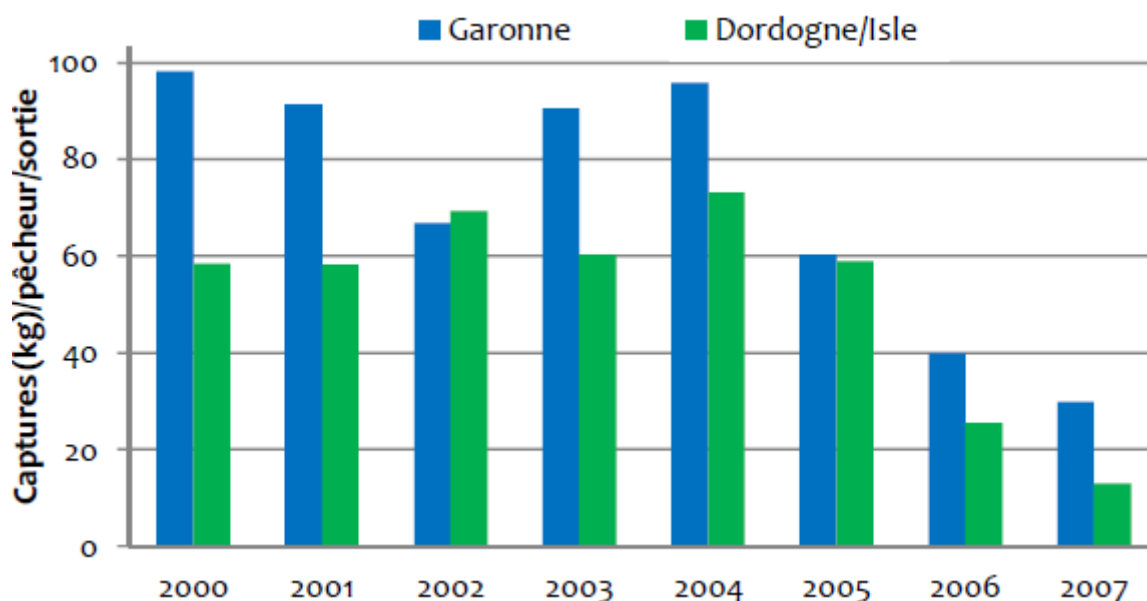


Figure 23 : Evolution des captures (kg) par pêcheur et par sortie de pêche entre 2000 et 2007 (source : AAPPEDG).

Pour les deux axes, les CPUE diminuent à partir de 2005, et sont au plus bas en 2007, juste avant la mise en place du moratoire.

Le croisement des indicateurs d'effort de pêche (en baisse à partir de 2001), de capture totale (en baisse depuis 2003-2005) et des CPUE (en baisse à partir de 2005) montrent une baisse de l'abondance de la grande alose dans cette partie du bassin durant la période considérée.

2.1.5.3. Evaluation de l'abondance des géniteurs se reproduisant sur les frayères en aval des stations de contrôle

Les comptages de bulls nocturnes (par ¼ d'heure d'écoute et par enregistrements numériques) servent à évaluer l'activité de reproduction sur une nuit, puis sur l'ensemble de la saison grâce notamment au modèle statistique de Cassou-Leins (1985) sur la répartition des pontes au cours de la nuit (cf. chapitre 2.2.1).

Pour déterminer le nombre de géniteurs, à partir du nombre de bulls, on fait l'hypothèse que les géniteurs ne se reproduisent que sur une seule frayère, que seul un mâle et une femelle sont impliqués dans un bull et qu'une femelle pond en moyenne 10 fois. Cela revient donc à diviser par 5 le nombre de bulls estimés sur l'ensemble des sites sur toute la période de reproduction.

De 1987 à 1997, les effectifs estimés de grande alose se reproduisant sur l'aval de l'axe Garonne sont compris entre 10 000 et plus de 85 000 individus, effectifs estimés par des suivis réalisés uniquement au niveau de 2 frayères (Figure 24).

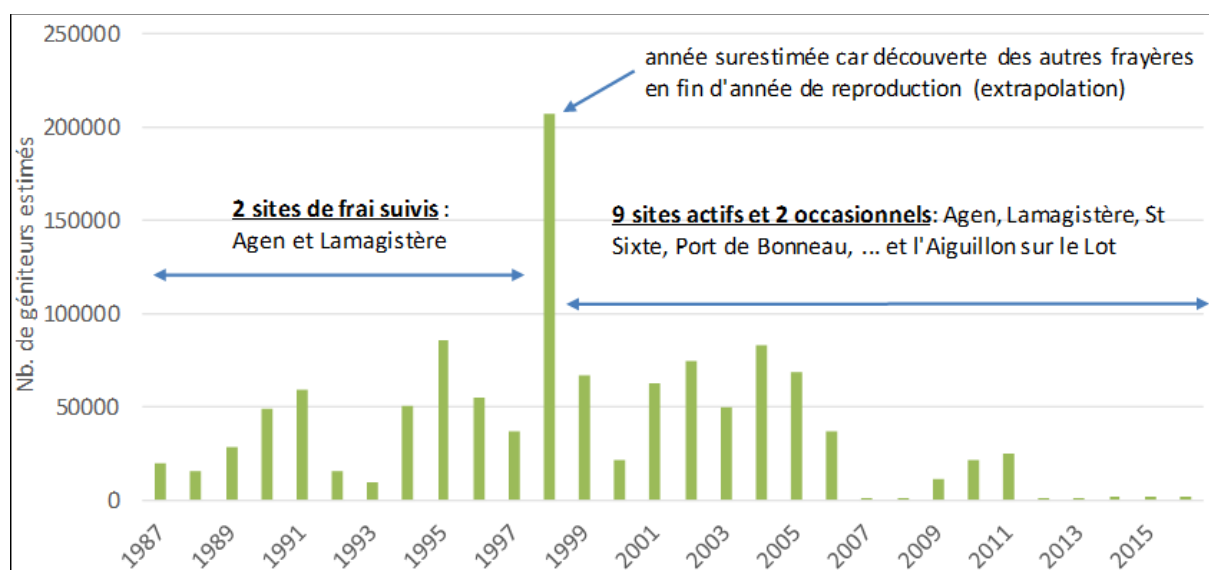


Figure 24 : Estimation du nombre de géniteurs d'aloise à l'aval de Golfech sur la période 1987-2016 (MIGADO).

En 1998, avec la découverte de nouvelles frayères importantes, les effectifs sont estimés à plus de 200 000 individus. Ce chiffre est une extrapolation de l'estimation de géniteurs des deux frayères suivies à l'ensemble des nouvelles frayères découvertes et **est probablement très surestimé**. Entre 1999 et 2006, les suivis des frayères à l'aval de Golfech permettent d'estimer le nombre de géniteurs entre 22 000 et 74 000 individus sur l'ensemble des frayères connues. A partir de 2007, les effectifs chutent considérablement autour du millier d'individus même si on observe, entre 2009 et 2011, un rebond des effectifs, avec entre 10 000 et 20 000 aloses sur cette partie aval de la Garonne.

2.1.5.4. Les géniteurs franchissant Golfech et Tuilières

Les stations de contrôle de Golfech (PK=212) et Tuilières (PK=150) sont implantées dans la partie amont de l'ascenseur à poissons, lui-même situé au niveau des centrales hydroélectriques.

Tous les ans, les ascenseurs sont arrêtés pour maintenance pendant 2 à 3 semaines. En général, ils sont remis en service au plus tard début février. Lors des crues, les ascenseurs sont arrêtés. C'est le cas pour la Garonne lorsque le débit dépasse 800-900 m³/s (2-2.3 fois le module), et 450-500 m³/s pour Tuilières (1.7-1.9 fois le module).

Ces deux stations, Golfech et Tuilières, ne contrôlent qu'un effectif partiel de grande alose, une partie des géniteurs pouvant s'arrêter et se reproduire à leur aval ou bien être capturés par les pêcheurs professionnels ou amateurs aux engins (avant 2008). De plus, avant d'arriver à Tuilières, les aloses ont déjà dû franchir l'ouvrage de Bergerac. Des possibilités de reproduction, importantes, existent pour la grande alose, en aval de l'ouvrage de Tuilières.

Effectifs

Les dispositifs de contrôle des migrateurs fonctionnent de manière exhaustive depuis 1993. Sur la période 1993-2018, **les effectifs cumulés de grande alose pour les deux stations de contrôle varient de 994 en 2012 à près de 194 000 en 1996** (effectif médian = 23 219) (Figure 25).

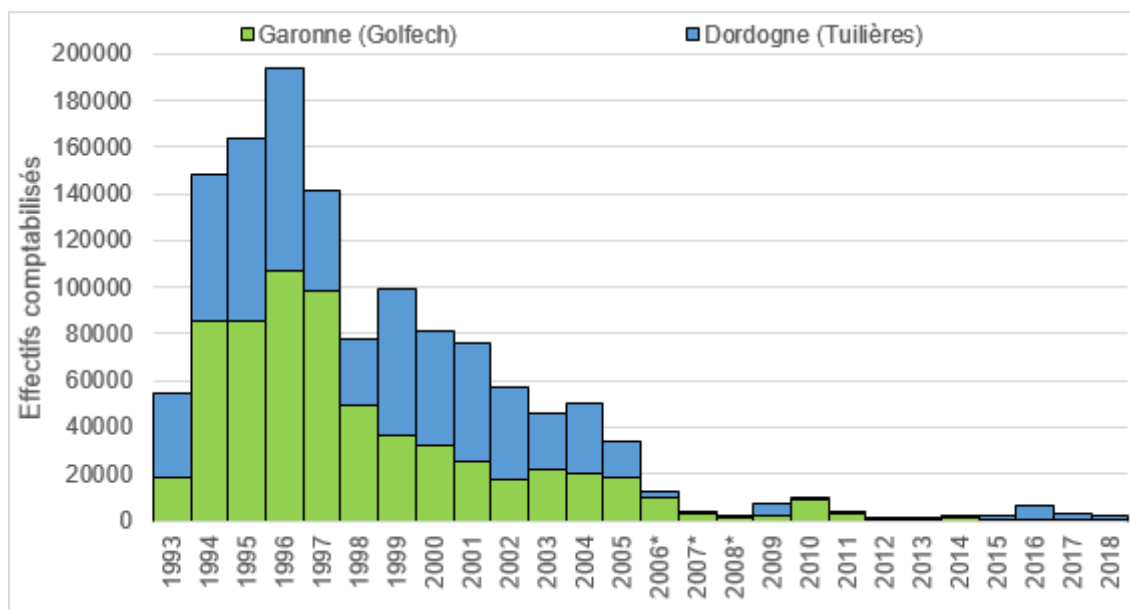


Figure 25 : Effectifs de grande alose contrôlés à Golfech et à Tuilières entre 1993 et 2017 (données MIGADO). *comptage à Mauzac sur la Dordogne.

Les effectifs contrôlés à Golfech représentent, en valeur médiane, 58% de l'effectif total des deux sous-bassins. Ils sont compris entre 895 individus (1^{er} quartile) et 18 728 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 13 566 aloses**. Sur l'ensemble de la chronique, les variations interannuelles sont extrêmement importantes. 3 périodes se démarquent à Golfech :

- **1994-1997 :** Cette période est caractérisée par une brèche dans le seuil de Beauregard, suite à une crue, rendant ainsi totalement libre la Garonne aval jusqu'à l'aménagement de Golfech. On note ainsi une forte augmentation des effectifs contrôlés. Sur ces 4 années, 44 % des effectifs totaux de la période sont contrôlés ce qui représente entre plus de 85 000 (1^{er} quartile) et près de 101 000 individus (3^{ème} quartile) par an. L'effectif médian sur cette période est de 92 000 individus.
- **1998-2006 :** Cette période correspond à **près d'une décennie de baisse des effectifs**. Les effectifs sont compris entre 18 000 (1^{er} quartile) et 32 000 (3^{ème} quartile) individus pour un effectif médian de 22 000 individus.
- **2007-2018 :** La dernière période de la chronique (12 années de suivi) représente moins de 3 % des effectifs comptabilisés à Golfech. Les effectifs sont compris entre 775 (1^{er} quartile) et 2 560 (3^{ème} quartile) individus pour un effectif médian de 1 281 individus. C'est sur cette période que les effectifs contrôlés sont les plus variables d'une année sur l'autre avec un coefficient de variation de 120 %.

Pour Tuilières les effectifs sont compris entre 594 individus (1^{er} quartile) et 25 403 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 10 845 aloses**. Il y a une période avec des effectifs plus élevés de 2002 à 2006, avec plus de 15 000 individus contrôlés ainsi que l'année 2009 avec plus de 48000 individus. Depuis 2013 les effectifs sont très faibles (sauf en 2015 avec 2 323 individus). Sur l'ensemble de la chronique, les variations interannuelles sont également extrêmement importantes. 3 périodes se démarquent comme à Golfech.

Sur la chronique disponible, les aloses ne semblent pas privilégier d'axe (Figure 26). Depuis le début des opérations de comptages l'axe Garonne cumule 50.8% des effectifs contre 49.2% pour la Dordogne. Il faut cependant moduler ce constat par le fait que la station de comptage de Tuilières se trouve 62 km plus proche du Bec d'Ambès que celle de Golfech mais que les aloses doivent franchir un ouvrage (Bergerac).

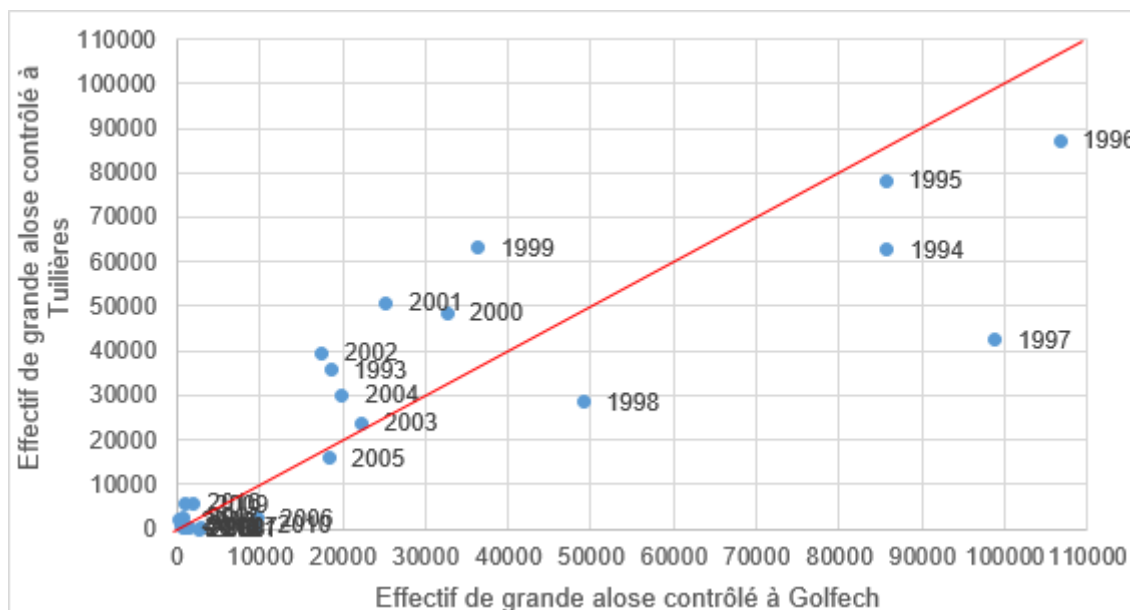


Figure 26 : Comparaison des effectifs annuels de grande alose contrôlés aux deux stations. La droite rouge représente une équi-proportion entre les deux axes (données MIGADO).

Concernant la répartition entre la Garonne et la Dordogne des effectifs d'aloise à ces stations, les analyses réalisées par Chanseau *et al.* (2000) sur la période 1987-1999 mettent en évidence que le pourcentage des effectifs totaux contrôlés à Tuilières a tendance à être plus élevés lorsque les débits de la Garonne sont très importants, généralement supérieurs à 800 m³/s en moyenne durant le mois de mai.

Cinétique

Depuis le début des suivis effectués par MIGADO au niveau de la passe à poissons de Golfech en 1993, la première alose s'est présentée le 27 février et la dernière le 29 août avec un pic lors des mois de **mai et de juin** (Figure 27).

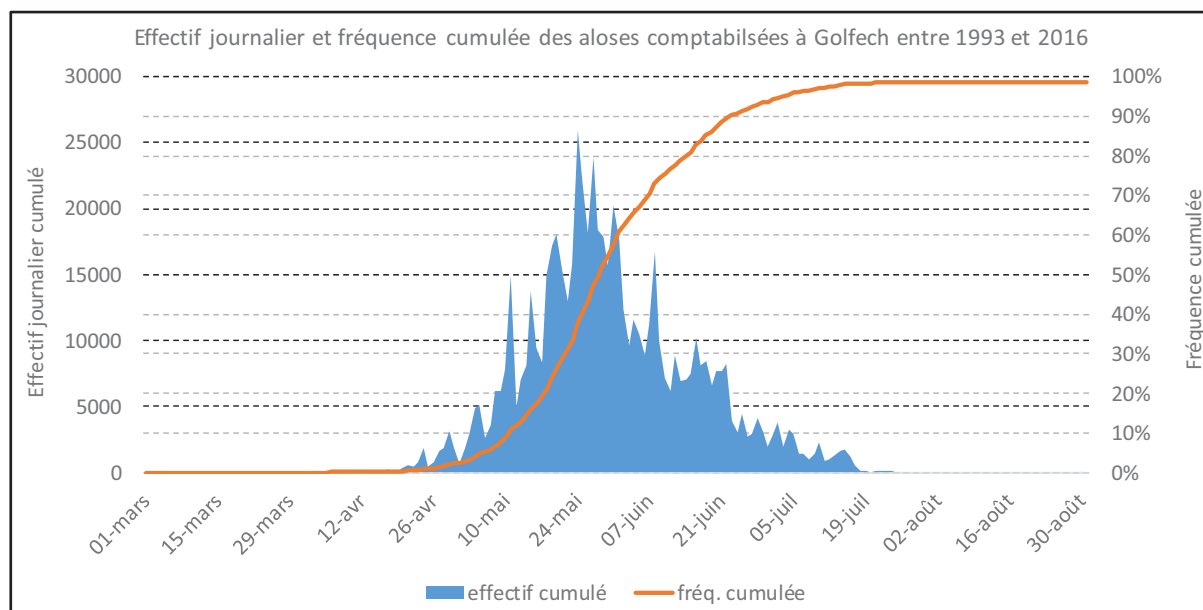


Figure 27 : Effectifs journaliers cumulés et fréquence cumulée des passages d'aloses à la station de comptage de Golfech entre 1993 et 2016 (Données MIGADO).

La chronique de 24 saisons de migration de l'alse au niveau de Golfech montre que celle-ci peut s'étendre au maximum sur 6 mois de l'année (fin février-fin août). **Cependant, on notera que seulement 10 % de la migration de la grande alse a lieu avant le 10 mai, 80 % entre le 10 mai et le 20 juin et enfin 10 % après le 20 juin.**

Sur le bassin de la Garonne, à 212 km de l'estuaire, le pic de migration de la grande alse se situe donc entre la mi-mai et la mi-juin.

Influence de la température

Pour étudier l'effet de la température sur les passages de la grande alse au niveau de la station de contrôle de Golfech, les températures de l'eau et les débits estimés ont été utilisés pour la fenêtre de migration principale, à savoir du 5 mai au 3 juillet, qui cumule plus de 90% des observations.

Les températures observées dans cette fenêtre sont comparées aux températures utilisées par les alses en utilisant l'indice de Jacob (1974). Cet indice permet de quantifier la préférence (sélection, indifférence, évitement) pour un paramètre en fonction de sa disponibilité. Dans notre cas l'indice de sélection D_i peut être calculé par la formule :

$$D_i = \frac{u_i - d_i}{u_i + d_i - (2 \cdot u_i \cdot d_i)}$$

Avec : u_i = proportion de grande alse contrôlée à la station de comptage dans la gamme considérée (température ou débit),

d_i = proportion du temps où la gamme considérée (T ou Q) est rencontrée durant la période de passage des alses.

Il varie entre -1 (évitement maximum) à +1 (sélection maximum) et indique des comportements plus ou moins importants de choix de gamme de température : de -1 à -0.5 évitement important, de -0.5 à -0.25 évitement modéré, de -0.25 à +0.25 indifférence, de +0.25 à +0.5 sélection modérée, de +0.5 à +1 sélection importante.

A Golfech, les passages de grande alse sont préférentiellement observés dans une plage de température allant de 17 à 19°C (Figure 25). A l'inverse, la grande alse semble éviter les températures de l'eau inférieure à 15°C et supérieure à 25°C.

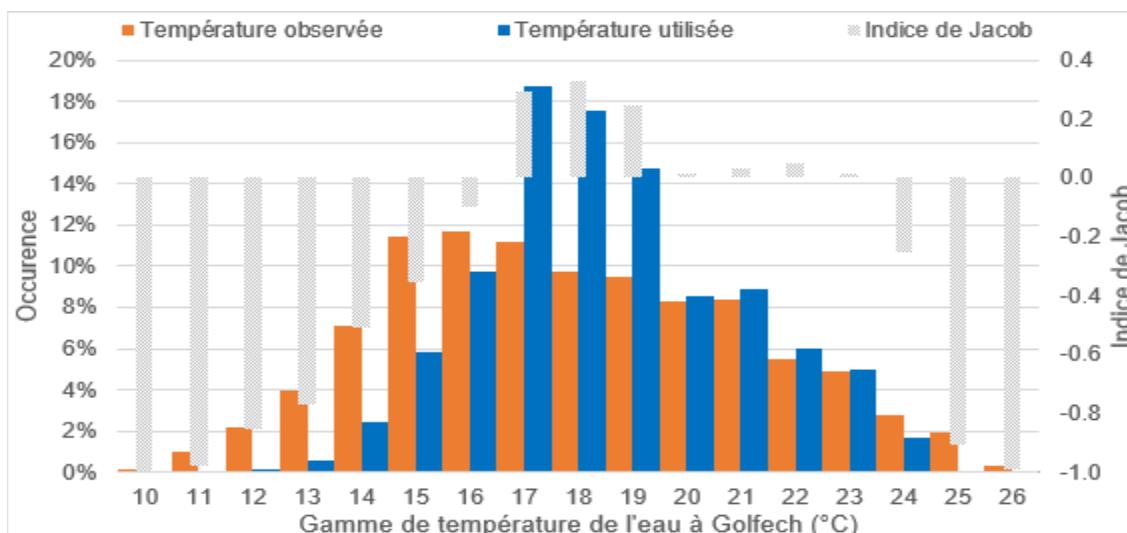


Figure 28 : Occurrence des passages de grande alose en fonction des gammes de température et préférences (Indice de Jacob) à la station de Golfech (données : MIGADO).

Influence du débit

Pour cette approche il faut garder en tête que la méthode renseigne sur les plages de débits utilisées par les aloses pour franchir les aménagements, et que ces plages peuvent être très dépendantes des caractéristiques des dispositifs de franchissement (conception, position, attrait...).

Les aloses semblent éviter les plages extrêmes de débit, $<100 \text{ m}^3/\text{s}$ (un quart du module) et $>700 \text{ m}^3/\text{s}$ (1.8 fois le module ; Figure 29).

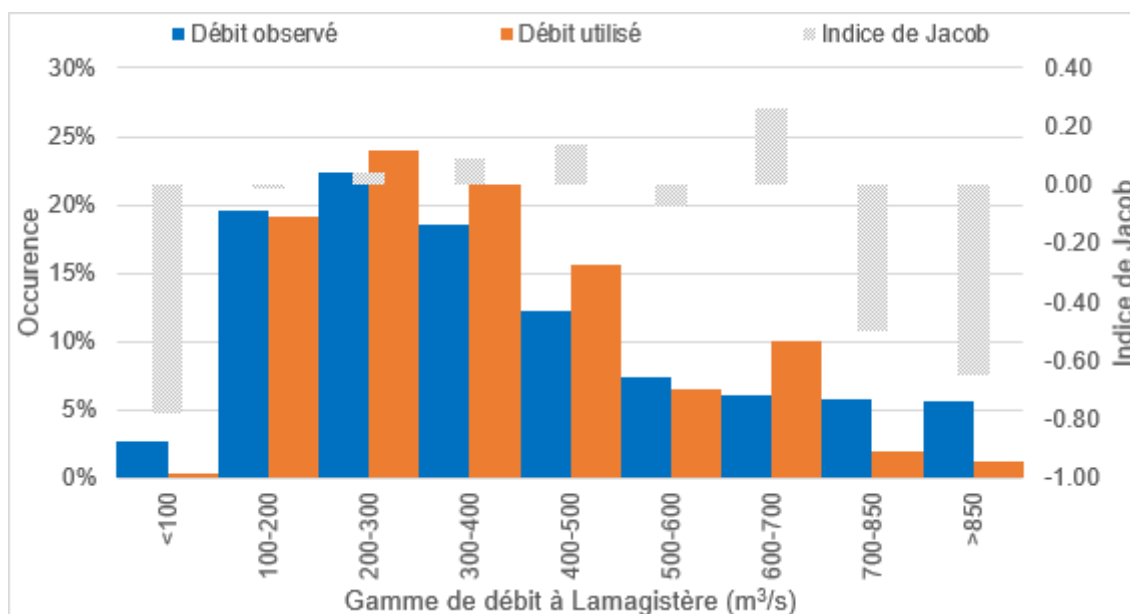


Figure 29 : Occurrence des passages de grande alose en fonction des gammes de débit et préférences (Indice de Jacob) à la station de Golfech (données : MIGADO et Banque Hydro).

Seule la plage de débit 600-700 m^3/s (1.5-1.8 fois le module) semble préférentiellement utilisée par la grande alose au niveau de l'aménagement de Golfech.

2.1.5.5. Les géniteurs franchissant l'aménagement du Bazacle

En 1868, une première passe à poissons (« échelle » à poissons) est construite sur la chaussée du Bazacle, soit près d'un siècle et demi après son rehaussement. Bien qu'améliorée en 1960, ce dispositif restera inefficace. Ce n'est qu'en 1989 que la circulation des poissons est rétablie avec la construction d'une passe à bassins. Depuis, un comptage des poissons franchissant ce barrage est effectué chaque année, et de manière exhaustive depuis 1993.

Effectifs

Sur la période 1993-2018, les effectifs de grande alose varient de 0 en 2013 et 2014 à 20 546 en 1995 pour un effectif moyen de 3 139 individus (Figure 30).

Les effectifs sont compris entre 4 individus (1^{er} quartile) et 1 245 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 260 grandes aloses**. Il y a trois années avec des effectifs de géniteurs nettement plus élevés, de 1995 à 1997, avec respectivement 20 546, 20 279 et 16 389 individus. Depuis 2007, les effectifs ne sont plus significatifs (<25 individus).

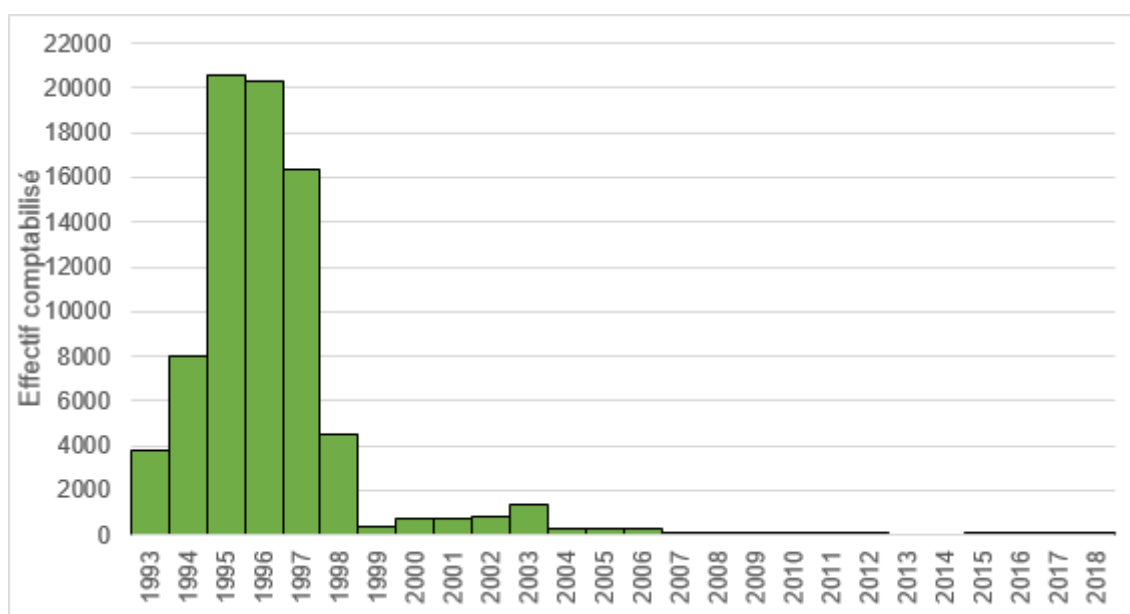


Figure 30 : Effectifs d'aloses contrôlées au Bazacle entre 1993 et 2018 (données MIGADO).

Les effectifs de grande alose contrôlés au Bazacle représentent entre 0% et 24% de l'effectif contrôlé à Golfech (médiane = 1.2%). Cette valeur peut paraître faible mais il faut garder en tête que les aloses sont susceptibles de s'engager dans le Tarn et l'Aveyron (pas de phénomène de « homing » de rivière) et de se reproduire dans le tronçon situé entre la queue de retenue de Malaucène et le barrage du Bazacle.

Cinétique

Depuis le début des suivis effectués au niveau de la passe à poissons du Bazacle (un peu moins de 100 km en amont de Golfech) en 1993, la première alose s'est présentée le 21 avril et la dernière le 12 août avec un **pic lors du mois de juin** (Figure 27).

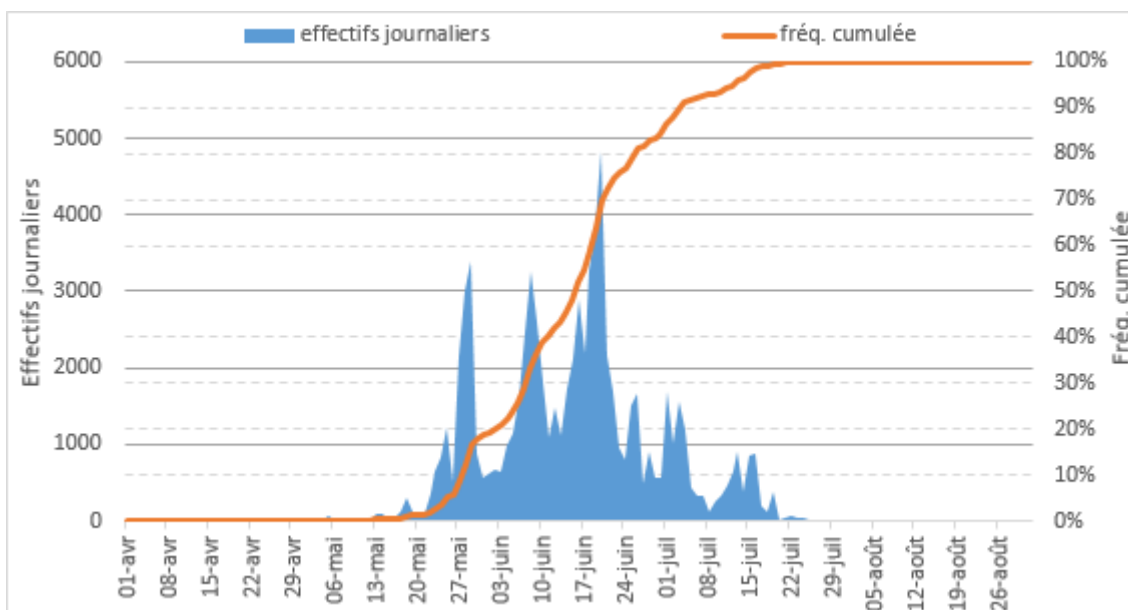


Figure 31 : Effectifs journaliers cumulés et fréquence cumulée des passages d'aloise à la station de comptage du Bazacle entre 1993 et 2015 (Données MIGADO).

La chronique de 23 saisons de migration de l'aloise au niveau du Bazacle montre que celle-ci peut s'étendre au maximum sur 4 mois de l'année (mi-avril à mi-août). Cependant, on notera qu'à ce niveau, seulement 5% de la migration de la grande alose a lieu avant le 25 mai, et que **90% de l'effectif est contrôlé entre le 25 mai et le 13 juillet.**

En comparant les passages cumulés à Golfech et au Bazacle pour les 3 années avec les effectifs les plus importants à la station du Bazacle (1995 à 1997), l'écart moyen est de (Figure 32) :

- 15 jours pour le passage du premier quartile,
- 16 jours pour l'effectif médian,
- 10 jours pour le contrôle du troisième quartile.

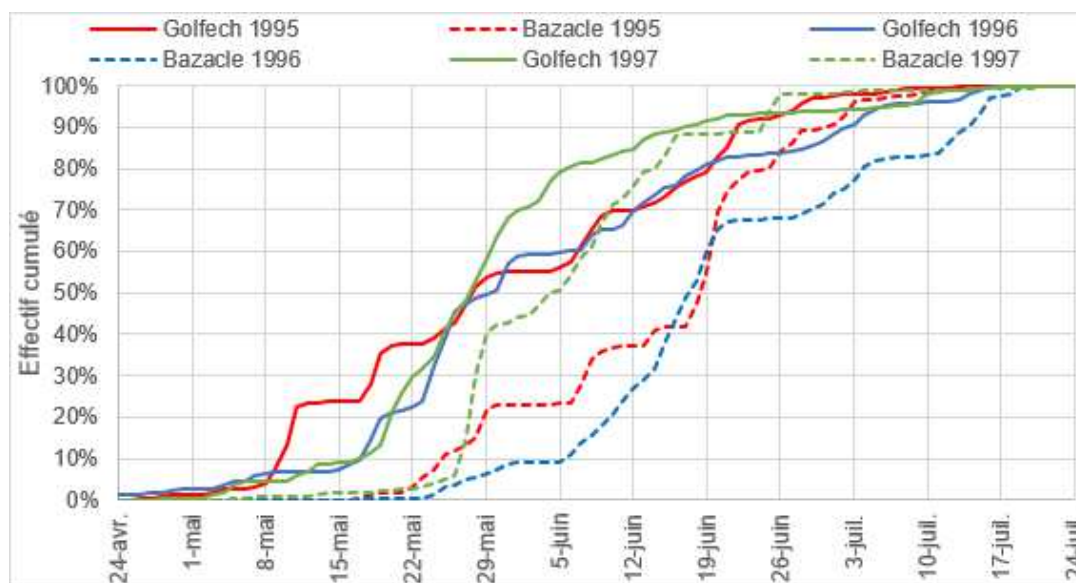


Figure 32 : Comparaison des passages cumulés de grande alose entre la station de contrôle de Golfech et celle du Bazacle pour les années 1993 et 1995 à 2004 (données MIGADO).

L'écart est à peu près constant en début de migration et semble s'estomper légèrement en fin de période migratoire. L'écart constaté de 15-16 jours entre les passages aux deux stations en début de saison donne des vitesses moyennes de déplacement entre Golfech et le Bazacle (distance = 98.9 km) de 6.2-6.6 km/jour, soit une vitesse moyenne nettement plus faible que les valeurs issues de la littérature pour la migration (à savoir : 20 km/j). Cette différence pourrait être liée à des difficultés de progression, et notamment au franchissement de la retenue de Malause, où les aloses passent d'un milieu hydrauliquement stimulant (rivière courante) à un milieu lentique (retenue), et/ou à la chenalisation du fleuve et à la présence de seuils géologiques entre Toulouse et Golfech. Cet écart peut aussi tout à fait être lié à des arrêts des aloses lorsqu'elles rencontrent un site favorable pour pondre et ne cherchent plus forcément à aller vers l'amont.

Influence de la température

Pour étudier l'effet de la température sur les passages de la grande alose à la station de contrôle du Bazacle, les températures de l'eau (et les débits estimés) ont été utilisés pour la fenêtre de migration principale, à savoir du 25 mai au 13 juillet, qui cumule plus de 90% des observations. Seules les années avec des effectifs significatifs et de la donnée thermique ont été utilisées, soit de 1994 à 2006.

Les passages de grande alose sont préférentiellement observés dans une gamme de température allant de 19 à 20°C (Figure 33).

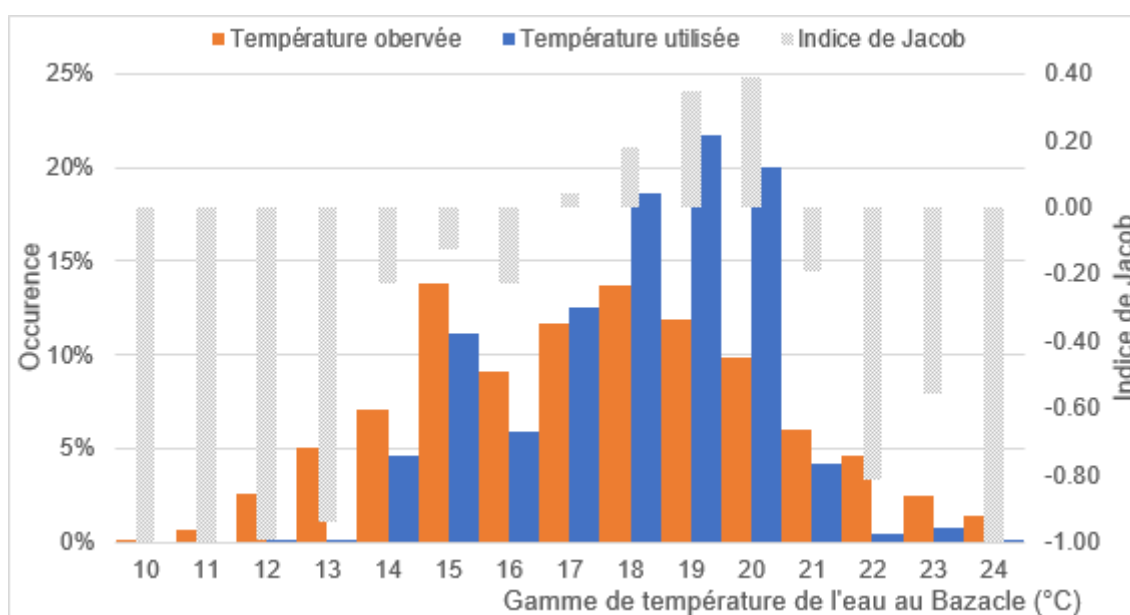


Figure 33 : Occurrence des passages de grande alose en fonction des gammes de température et préférences (Indice de Jacob) à la station du Bazacle pour les années aux effectifs de grande alose significatifs (1994-2006).

A l'inverse, la grande alose semble éviter les températures de l'eau inférieures à 13°C et supérieures à 22°C.

Influence du débit

Comme pour les stations de contrôle situées plus en aval, les aloses semblent éviter les plages extrêmes de débit (Figure 34).

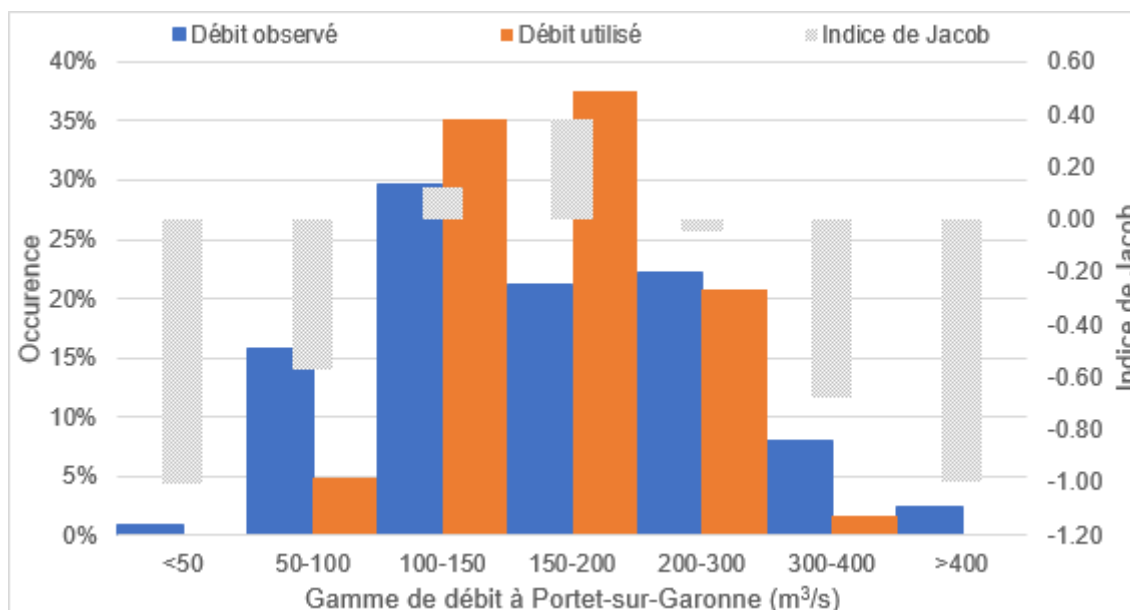


Figure 34 : Occurrence des passages de grande alose en fonction des gammes de débits observés et préférés (Indice de Jacob) à la station du Bazacle pour les années aux effectifs de grande alose significatifs (1993-2006).

Pour les débits faibles, la gamme des débits inférieurs à 100 m³/s (0.5 fois le module) est évitée, et, pour les débits forts, la gamme des débits supérieurs à 300 m³/s (1.6 fois le module) est également évitée.

La gamme 150-200 m³/s (0.8-1.1 fois le module) est préférentiellement utilisée au niveau de cette station.

2.1.5.6. Les géniteurs franchissant l'aménagement de Carbone

Quelques grandes aloses ont été comptabilisées mais seulement pendant 7 années depuis la mise en service de la station de contrôle de Carbone en 1999 (Figure 35).

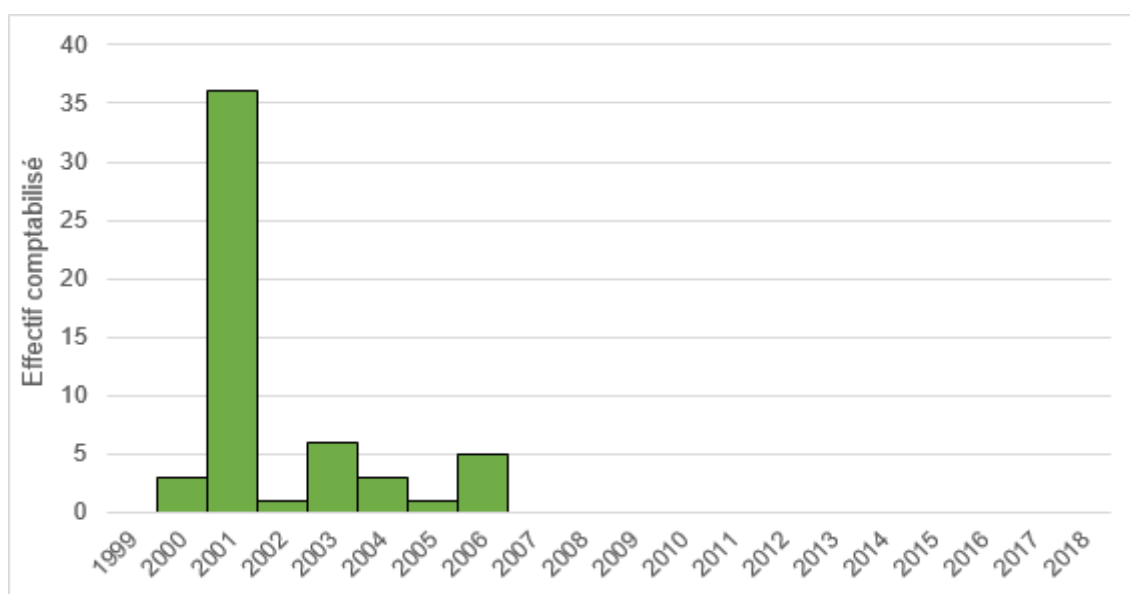


Figure 35 : Effectifs de grande alose contrôlés à Carbone entre 2000 et 2017 (données MIGADO).

Pour ces 7 années, les effectifs ont varié entre 1 individu en 2002 et 2005 à 36 individus en 2001. Les effectifs de grande alose contrôlés à Carbone représentent entre 0% et 5% de l'effectif contrôlé au Bazacle.

Une fois capturées par le dispositif de piégeage, les aloses étaient relâchées en aval de l'ouvrage de Carbone.

Les faibles effectifs contrôlés ne permettent pas d'explorer l'influence de la température et du débit sur les passages.

2.2. LA REPRODUCTION

2.2.1. Généralités sur la reproduction de la Grande Alose de la Garonne

Une description des frayères utilisées par les aloses de la Garonne ainsi qu'un inventaire ont été réalisés par Cassou-Leins et Cassou-Leins (1981).

Les frayères de grande alose correspondent à une accélération qui se produit lors du passage d'une zone profonde à une zone peu profonde à courant rapide, pour des hauteurs d'eau allant de 3 m à 0.5 m et au-dessus d'une granulométrie grossière (Tableau 4).

Tableau 4 : Principales caractéristiques d'une frayère de grande alose (selon Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981 ; ENSAT, 1991).

Faciès	Profondeur	Vitesse	Granulométrie
Séquence pool-radier	Jusqu'à 3 m dans le pool. Environ 50 cm dans le radier.	De 0,5 à 1 m/s en queue de pool. 1,5 à 2 m/s dans le radier.	Diamètre médian. de 6 à 8 cm en queue de pool

La ponte se déroule en surface, au niveau de la zone d'accélération située entre les deux faciès, et, après une légère dérive, les œufs se déposent dans la zone moins profonde où le courant est plus fort (Figure 36).

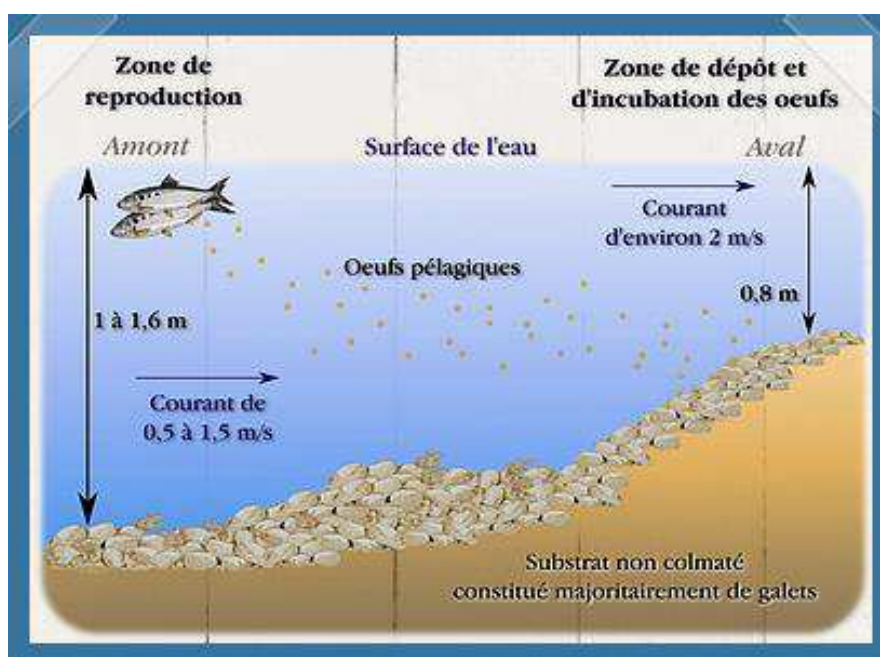


Figure 36 : Schéma d'une frayère type de grande alose (source : Réserve Naturelle de la frayère d'alose).

La granulométrie du substrat (6 à 8 cm), a priori propice à l'accueil des œufs, pourrait jouer un rôle secondaire dans le choix du site de reproduction (Bellariva, 1998). Des frayères forcées situées au niveau des zones de dalle ont été mises en évidence sur plusieurs cours d'eau (comme par exemple à Mauzac sur la Dordogne ou à Châtellerauld sur la Vienne).

La reproduction de la grande alose se déroule principalement à la fin du printemps-début d'été. L'activité de ponte est initiée et modulée à la fois par des facteurs d'ordre physiques et par des facteurs d'ordre physiologiques.

L'activité de ponte est principalement influencée par la température et le débit. La gamme d'activité de ponte se situe entre 14-18 et 20-23°C. La ponte est inhibée en dessous de 14°C (Bruslé et Quignard, 2013).

Les conditions hydrologiques jouent également un rôle, mais il est variable en fonction de la configuration de la frayère. De manière générale l'activité de ponte est inhibée par les crues (arrêt lorsque les vitesses de courant dépassent 2.5 m/s selon Cassou-Leins et Carette (1992)).

D'un point de vue physiologique, l'activité de ponte serait aussi modulée par un phénomène de maturation fractionnée des ovaires. Les ovocytes ne seraient pas « mûrs » en même temps mais évoluent au fil de la saison de reproduction. La ponte est donc fractionnée et d'après Cassou-Leins et al. (1990), les aloses de la Garonne expulseraient tous leurs œufs en 5 à 7 fois. Sur la Dordogne, l'étude de la reproduction entre deux ouvrages, où les effectifs d'aloses sont connus (stations de contrôle de Tuilières et de Mauzac), a permis à Fatin et Dartiguelongue (1995) d'estimer le fractionnement de l'ensemble de la ponte de la grande alose à 10 à 12 fois. Sur la rivière Aulne, le fractionnement de la ponte serait compris entre 5 et 10 fois (Acolas et al., 2006).

En journée, les géniteurs en attente de reproduction restent la plupart du temps au repos à l'abri de refuges hydrauliques comme des blocs ou le long de la berge. Au crépuscule, il y a tout d'abord une phase de regroupement d'individus matures et immatures. Ils remontent ensuite, près du bord, jusqu'à la frayère, ce qui permet la formation des couples. Les couples viennent sur les frayères et remontent en surface. A ce moment-là, ils tournent sur eux-mêmes en frappant bruyamment la surface de l'eau avec leur nageoire caudale. C'est ce que l'on nomme un « bull » (Figure 37).



Figure 37 : Bull d'aloses (photo EIMA/ECOGEA, 2004).

C'est au cours de cette phase que les produits génitaux sont libérés et que la fécondation a lieu dans le tourbillon provoqué. Elle est particulièrement bruyante en raison des gerbes d'eau projetées et produit un son typique. Chaque acte de ponte dure environ 6 secondes.

L'activité de ponte s'étend globalement de 0h à 6h du matin, elle augmente progressivement au cours de la nuit, pour atteindre un maximum entre 2 et 4 h, puis l'activité décroît et s'arrête au petit matin (Figure 38).

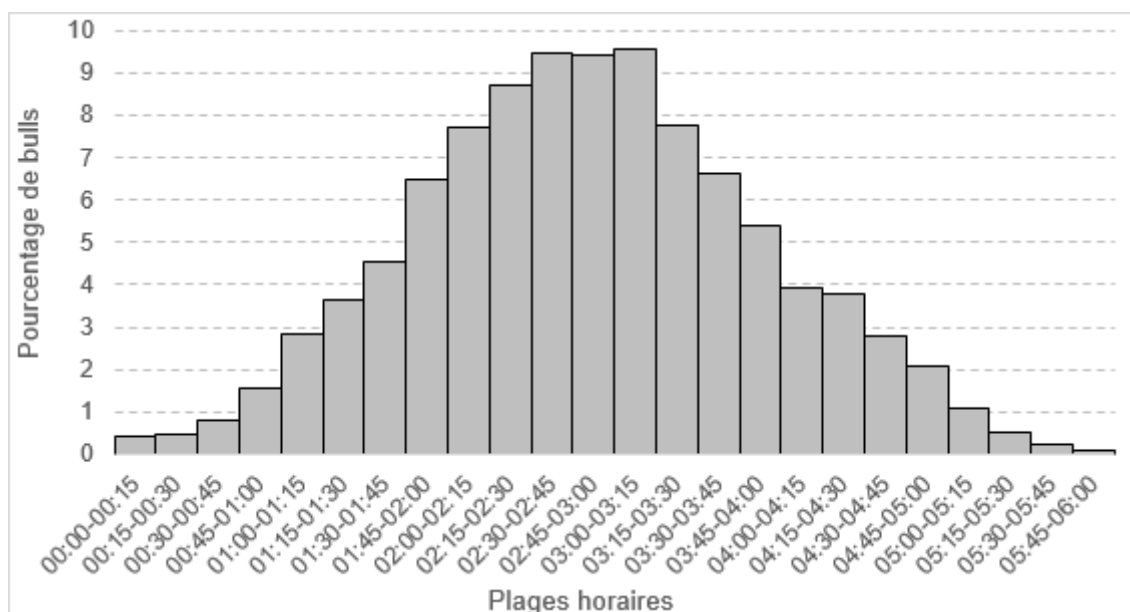


Figure 38 : Modèle statistique de répartition des pontes de grande alose au cours d'une nuit (Cassou-Leins, 1985).

La fécondité des femelles est estimée à 100 000-240 000 ovocytes/kg. Ainsi une femelle de 62 cm de longueur peut pondre jusqu'à 636 000 œufs (Bruslé et Quignard, 2013). Les œufs, d'un diamètre de 1.5-2 mm dérivent en descendant vers le fond où ils s'immobilisent dans les interstices entre les galets.

2.2.2. Les zones de frayère actuellement identifiées sur le bassin Garonne

Les premières études sur la biologie et l'écologie de la grande alose de la Garonne ont débuté à la fin de années 70 et au début des années 80 sur la partie aval de la Garonne. Elles faisaient suite au manque de connaissances générales sur l'espèce pourtant d'importance non négligeable dans la pêche locale traditionnelle.

Dans ce cadre, un inventaire des principales zones de fraie historiques (provenant de la connaissance des pêcheurs locaux) et potentielles (sur la base des préférences hydro-morphologique de l'espèce) a été réalisé (Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981). A partir de la fin des années 80, avec la réouverture du bassin amont (passé à poissons de Golfech construite en 1987) et d'un stock d'aloses encore conséquent, un suivi de la reproduction par comptage de « bulls » sur les axes Tarn-Aveyron et Garonne amont jusqu'au barrage de Carbone a été réalisé par l'ENSAT, le CSP et MIGADO. Compte tenu des effectifs réduits franchissant l'aménagement de Golfech à partir des années 2000, le suivi des frayères de l'alose se concentre maintenant uniquement entre la confluence du Lot et l'aménagement de Golfech. Il est réalisé par MIGADO et la Réserve Naturelle de la frayère d'alose à Agen.

Ces différents suivis au cours du temps ont permis de cartographier les principales frayères connues de grande alose sur le bassin de la Garonne (Figure 39).

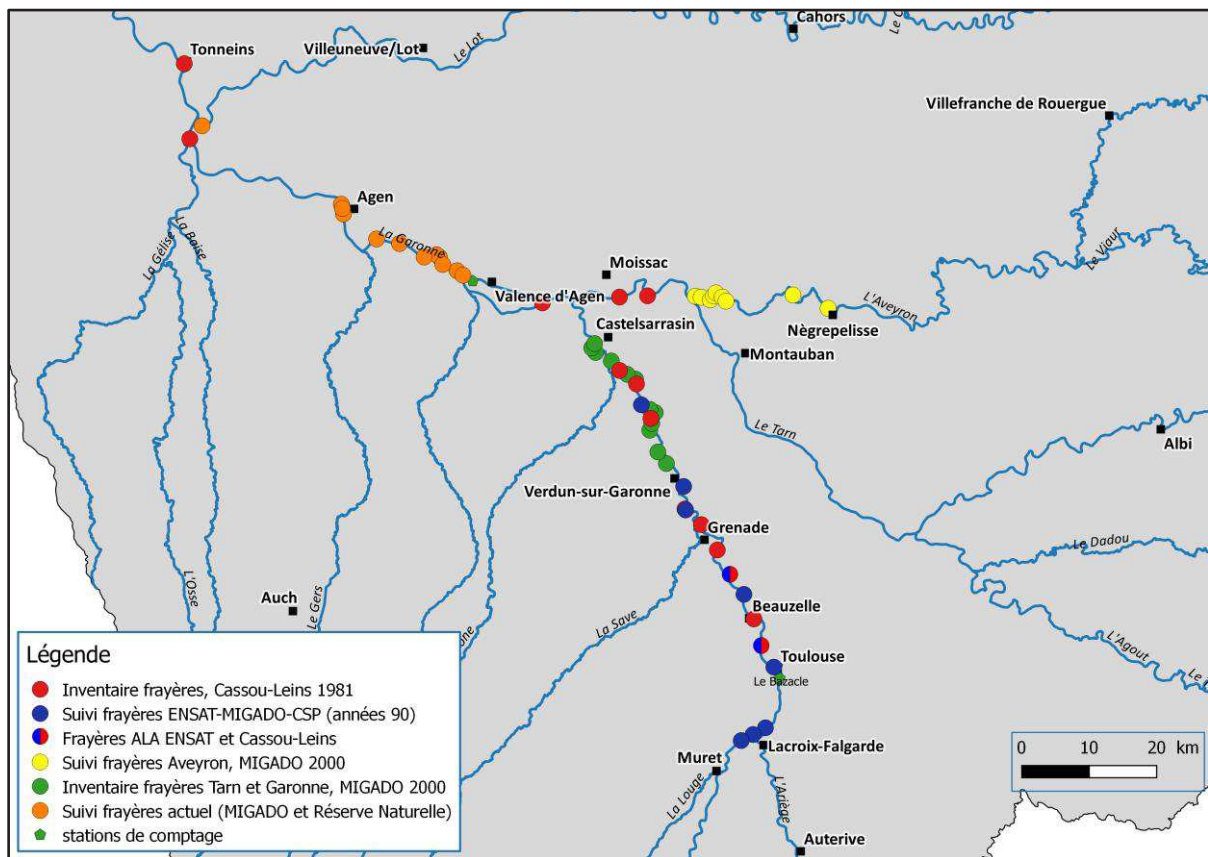


Figure 39 : Carte des frayères de grande alose du bassin de la Garonne (Sources : Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981, ENSAT, 1991 et MIGADO).

Si le choix de la frayère fait très certainement appel à un préférendum de conditions hydrauliques bien particulières (couple vitesse/profondeur bien déterminé), il reste néanmoins fonction de deux éléments importants.

Le premier étant un facteur biologique et la nécessité pour la grande alose de migrer afin de se reproduire dans les parties plus amont des cours d'eau (au-delà des zones d'influence de la marée).

Le second est lié à l'influence des activités humaines. En effet, le choix des sites de fraie est fonction de la libre circulation et des possibilités d'accéder aux frayères en raison d'obstacles, plus ou moins franchissables, en travers des cours d'eau.

Ainsi, sur la majorité des bassins hydrographiques et sur la Garonne en particulier, les géniteurs ne choisissent pas toujours leurs sites de fraie mais colonisent ceux qui leur sont imposés par la présence de ces obstacles. Ces sites de fraie particuliers se situent, selon le contexte géographique et les caractéristiques physiques recherchées par les géniteurs, soit au pied de l'obstacle, soit jusqu'à 3 km à l'aval (Cassou-Leins *et al.*, 2000). Dans le cas de la Garonne aval, on peut considérer les frayères d'Agen, de Lamagistère et du canal de fuite de l'usine hydroélectrique de Golfech comme des frayères forcées.

2.2.3. Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin

Le suivi de la reproduction de la grande alose sur l'ensemble du bassin Gironde-Garonne-Dordogne est avant tout un indicateur d'abondance du stock après prélèvements par la pêche. Il a tout d'abord été initié par les travaux de Cassou-Leins et Cassou-Leins (1981) puis par la Réserve Naturelle de la frayère d'alse.

Le suivi de la reproduction de l'aloise a réellement débuté en 1985 par les travaux de l'ENSA de Toulouse et de la Réserve Naturelle qui ont développé des techniques et établi un protocole de suivi à partir des travaux précédents.

Depuis 2003, le suivi est réalisé par MIGADO en collaboration avec la Réserve Naturelle de la Frayère d'Agen et l'ENSAT en conservant le protocole antérieur.

L'ensemble de ces données contribue à alimenter le tableau de bord grande alose mis en place sur le bassin en 2013 (Collin et Rochard, 2012).

2.2.3.1. Suivi des zones de frayères

Actuellement, le suivi de la reproduction de l'aloise sur la Garonne se situe entre l'usine de Golfech et Agen, soit une trentaine de kilomètres, et sur le Lot au niveau de l'Aiguillon. Cela représente 12 sites fréquentés par les aloses dont deux, St Pierre de Gaubert et Sauveterre St-Denis, qui sont plutôt des frayères fréquentées occasionnellement (Figure 40).

A partir de 1979 les premiers suivis de la reproduction de l'aloise ont eu lieu au niveau de la frayère d'Agen et de Lamagistère, réalisés par J.J.Cassou-Leins. Ils faisaient suite aux menaces qui pesaient sur cette espèce du fait de la construction de l'aménagement hydroélectrique de Golfech. A partir de 1985, d'autres suivis ont été mis en place par l'ENSAT et l'Association pour la gestion de la Réserve Naturelle de la frayère d'aloise d'Agen. Ils avaient pour but d'essayer de quantifier l'activité de reproduction ainsi que le nombre de géniteurs présents sur le bassin mais aussi d'évaluer les efforts de restauration entrepris avec la réouverture de l'axe Garonne (passes à poissons de Golfech et du Bazacle).

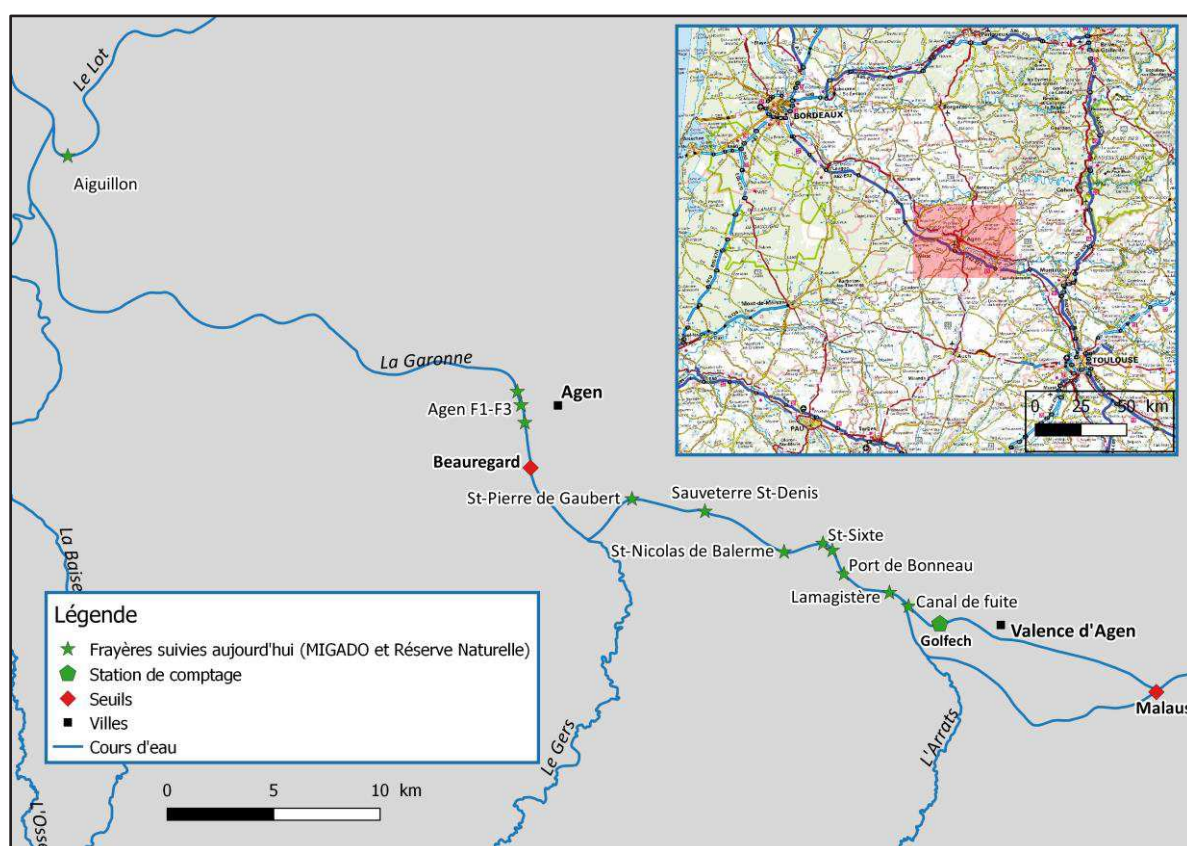


Figure 40 : Frayères suivies par MIGADO et la Réserve Naturelle de la frayère d'aloise depuis 2003.

Le suivi de la reproduction des aloses à l'aval de Golfech a fortement évolué depuis 1985. Au début, il se concentrait sur deux frayères principales : les frayères d'Agen (devenues Réserve Naturelle) et la frayère de Lamagistère. Entre ces deux zones de frai, le seuil de Beauregard rendait l'accessibilité des frayères plus amont aléatoire et dépendante des conditions

hydrologiques. Une crue en 1994 créa une brèche sur ce seuil le rendant franchissable pour les aloses redonnant ainsi l'accès de manière régulière à la frayère de Lamagistère ainsi qu'à l'amont du bassin via la passe à poissons de Golfech. A partir de 1997-1998, de nouvelles zones de fraie importantes ont été découvertes et suivies (Barrois, 1997 dans Belaud et Carette, 2004) et notamment celles de St-Nicolas, St Sixte et dans le canal de restitution de l'usine de Golfech en 2000.

Evolution interannuelle

Le suivi intégral des frayères de grande alose sur la Garonne en aval de Golfech est réalisé depuis 1999 avec la découverte des nouvelles frayères en 1998. Entre 237 et 372800 bulls par an sont comptabilisés sur la période 1999-2016 (Figure 41).

Deux périodes se distinguent :

- 1999 à 2006 : l'activité de reproduction est importante avec toutefois des fluctuations, le nombre médian de bull estimé est de 323500,
- 2007 à 2016 : à partir de 2007, l'activité de reproduction s'effondre, avec un petit sursaut de 2009 à 2011. Le nombre médian de bull de cette période est de 6790.

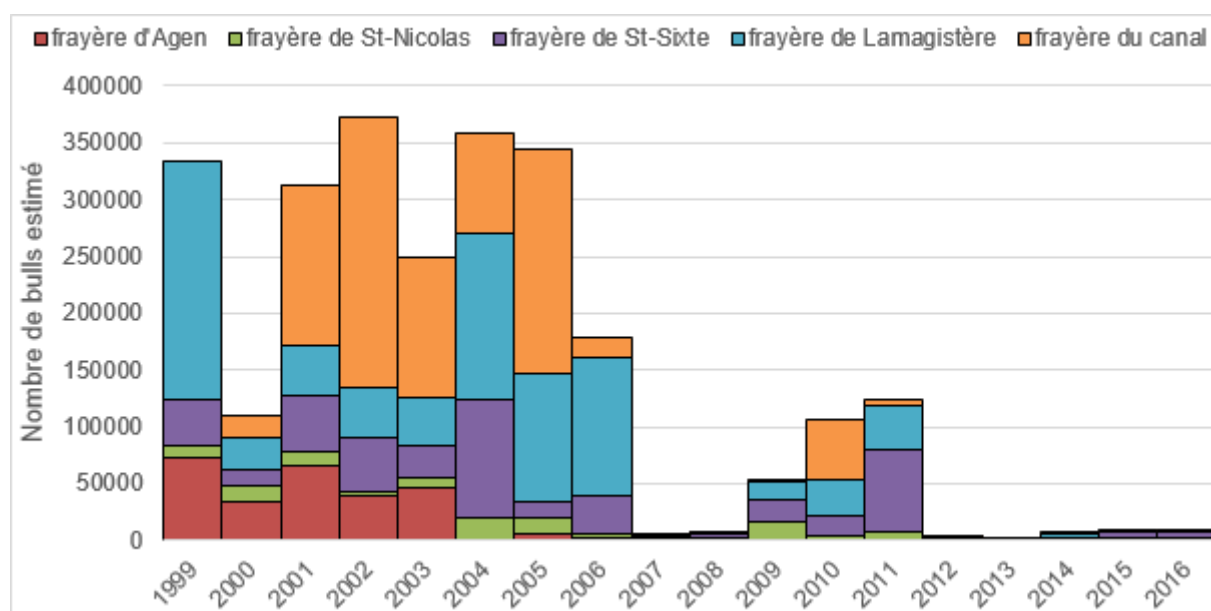


Figure 41 : Nombre de bulls estimés sur les principales frayères suivies à l'aval de Golfech pour la période 1999-2016 (données : Belaud et Carette, 2004 ; Réserve Naturelle de la frayère d'alse et MIGADO).

Cinétique

Les suivis réalisés entre 2003 et 2016 au niveau des 5 principales frayères de la Garonne à l'aval de Golfech mettent en évidence que la plage d'activité de reproduction des aloses s'étale du 11 avril au 15 juillet (Figure 42).

Cependant, l'essentiel de l'activité de reproduction s'effectue en 52 jours, entre le 3 mai et le 23 juin (90% de l'activité). Le principal pic de reproduction semble se produire durant les premiers jours de juin, avec des pics secondaires mi-mai et mi-juin.

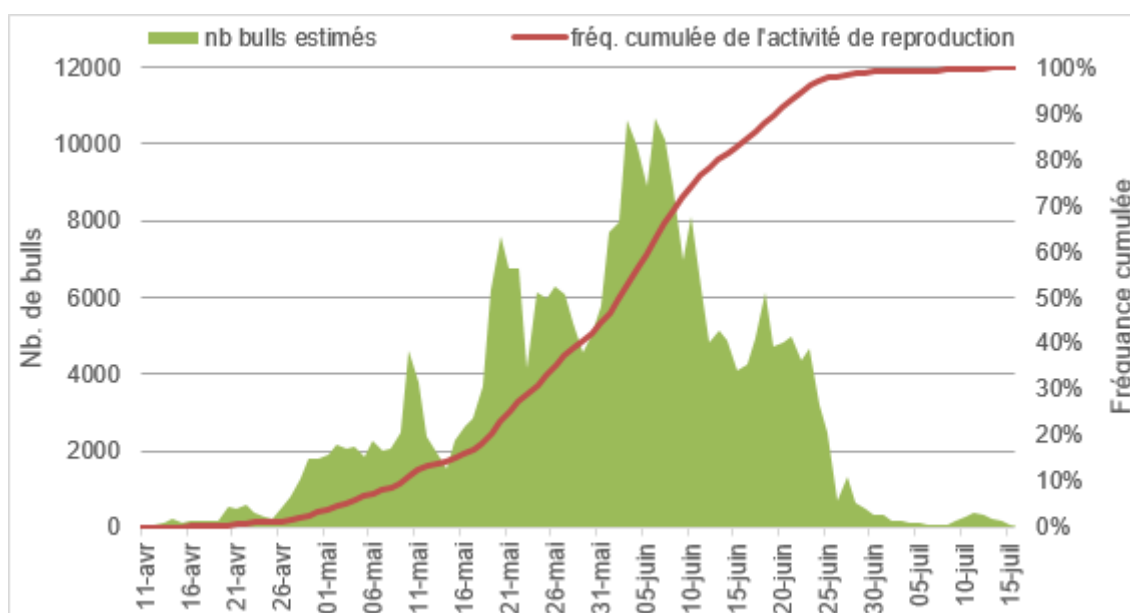


Figure 42 : Activité de reproduction de la grande alose sur les frayères à l'aval de Golfech (données MIGADO sur la période 2003-2016).

Les suivis effectués depuis 1985 au niveau de la Réserve Naturelle de la frayère d'aloise couplé à ceux de MIGADO sur les frayères en aval de Golfech, permettent d'étudier l'évolution de la dynamique de la reproduction de la grande alose sur une période de 32 ans (Figure 43).

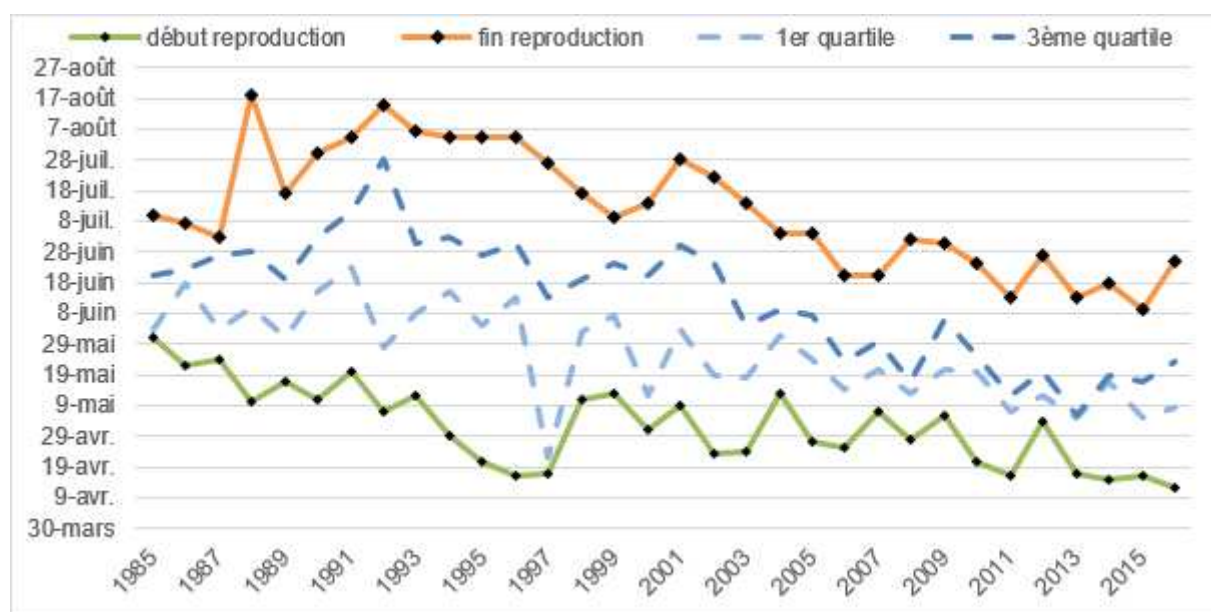


Figure 43 : Période de reproduction de la grande alose sur les frayères d'Agen et de Lamagistère (données Réserve Naturelle de la frayère d'aloise pour la période 1985-2002 et MIGADO pour la période 2003-2016).

Durant ces 32 années, la période de reproduction de l'aloise s'étale entre le 08 mai et le 19 août. L'évolution des dates de début, du 1^{er} quartile, du 3^{ème} quartile et de la fin de la période de reproduction semble s'être décalée dans le temps, avec une tendance à la précocité : l'activité de reproduction commence plus tôt (16 jours d'écart entre la date médiane de la période 1985-2000 et 2001-2016), fini plus tôt (32 jours d'écart entre la date médiane de la période 1985-2000 et 2001-2016) et dure moins longtemps (16 jours d'écart entre la durée médiane de la période 1985-2000 et 2001-2016).

La baisse de la durée de la période de reproduction pourrait être expliquée par la baisse de l'effectif de géniteurs présents sur le bassin pour se reproduire.

Pour déterminer le nombre de géniteurs, à partir du nombre de bulls, on fait l'hypothèse que les géniteurs ne se reproduisent que sur une seule frayère, que seul un mâle et une femelle sont impliqués dans un bull et qu'une femelle pond en moyenne 10 fois. Cela revient donc à diviser par 5 le nombre de bulls estimés sur l'ensemble des sites sur toute la période de reproduction.

2.3. ALEVINS ET JUVENILES

2.3.1. Incubation et stade larvaire

L'incubation des œufs dure entre 67 et 125 degrés-jour (4 jours à 21.5°C selon Lochet *et al.*, 2008). Elle n'est possible qu'à une température supérieure à 18°C (Bruslé et Quignard, 2013).

Les larves mesurent entre 7 et 12 mm, elles sont translucides (Figure 44) et évitent la lumière en restant dissimulées sous les galets de la frayère.

En milieu expérimental, les larves ont une activité presque exclusivement pélagique avec une première phase où on les retrouve principalement en surface et une seconde dans la tranche intermédiaire de la colonne d'eau (Jatteau *et al.*, 2004).

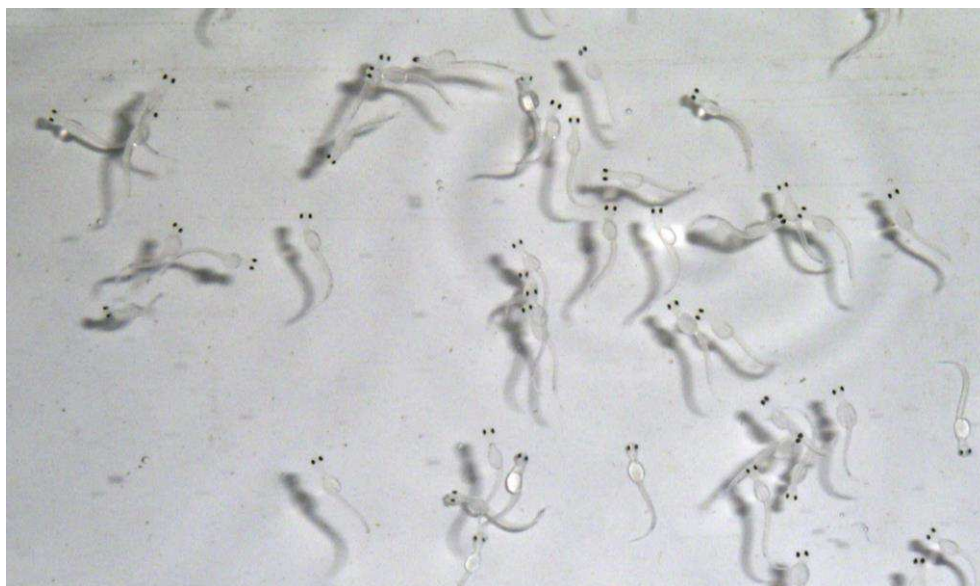


Figure 44 : Larves d'aloise, pisciculture de Bruch (photos : MIGADO)

Ce comportement montre une dérive passive des larves dès l'éclosion, favorisée par leur position dans la tranche d'eau supérieure. Ainsi, les larves gagneraient passivement les zones calmes proches des rives où elles rechercheraient des zones d'abris ainsi que des zones de transition courant faible/courant fort, favorables à leur alimentation (Jatteau *et al.*, 2004). Elles se nourrissent alors de zooplancton dérivant.

La métamorphose des larves se produit vers l'âge de 20 jours après éclosion (Cassou-Leins *et al.*, 1988). Le vitellus est résorbé et les individus acquièrent rapidement la morphologie de l'adulte : ils sont alors appelés alosons (Figure 45).



Figure 45 : Alosons capturés lors des pêches d'échantillonnage sur les parties aval des fleuves (Copyright © Didier Taillefer/Sméag).

2.3.2. Comportement, habitats et alimentation des alosons

2.3.2.1. En milieu fluvial

Après leur métamorphose, les jeunes alosons quittent la zone de frayère en effectuant des déplacements actifs transversaux.

Ces déplacements se feraient essentiellement de jour depuis la zone de fraie vers les rives, entre la mi-mai et la mi-septembre suivant la période de reproduction (Cassou-Leins, 1981). Ils seraient d'origine trophique (Cassou-Leins et al, 1988). Les alosons se déplacent alors près du fond ou en pleine eau, très souvent accompagnés de juvéniles d'ablette. Ils peuvent alors se retrouver aussi bien dans des zones à vitesse de courant élevée (1-2 m/s) que dans des zones à faible vitesse de courant (0,2-0,3 m/s) (Cassou-Leins, 1990).

La composition du régime alimentaire des juvéniles en rivière dépend d'abord de la faune disponible dans le cours d'eau. Sur la Garonne, les juvéniles de grande alose ingèrent surtout des larves de diptères ainsi que des petits crustacés comme les cladocères et les copépodes (Cassou-Leins *et al*, 1988, Jatteau et al, 2004). L'étude de l'activité de recherche de nourriture des alosons (Cassou-Leins et al, 1988) a montré deux pics au lever et au coucher du soleil, ce qui correspond bien aux périodes d'affairement maximal de ces invertébrés.

2.3.2.2. La migration de dévalaison

Après une phase de grossissement en milieu fluvial qui dure en général entre 3 et 6 mois, un comportement migratoire qui est influencé à la fois par des paramètres physiques (état du milieu) et biologiques (état du poisson) est observé chez les alosons.

Il est généralement admis dans la littérature scientifique que la dévalaison des alosons s'effectue en relation avec une diminution de la température jointe à l'augmentation des débits du fait des précipitations d'automne. Cependant, sur la Garonne, la dévalaison commence en période de basses eaux estivales (Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981 et Dautrey et Lartigue, 1983 dans Bellariva 1998), dès la fin du mois de juillet, sans chute de la température, ni augmentation du débit (Bernard et Larinier, 1988, Bellariva, 1998).

Les travaux de Cassou-Leins et Cassou-Leins en 1981 ainsi que ceux de Bellariva en 1998 suggèrent un glissement progressif vers l'aval des plus gros individus en lien avec les ressources trophiques disponibles dans le milieu.

2.3.2.3. En milieu estuarien

La dévalaison des alosons de la Garonne les amène dans l'estuaire de la Gironde. Si différents échantillonnages permettent de confirmer la présence des alosons dans le milieu estuarien durant une grande partie de l'année, avec des périodes de plus forte abondance, il reste difficile de déterminer comment ils utilisent ce milieu et combien de temps ils y séjournent.

Certains auteurs considèrent que les alosons ne feraient que traverser l'estuaire sans y stabuler. Ils pourraient traverser ce milieu en une quinzaine de jours (Martin-Vandembulcke 1999 ; Lochet 2006). D'autres auteurs considèrent que les alosons séjournent dans l'estuaire jusqu'à ce que les conditions abiotiques (température et salinité) deviennent défavorables, ce qui déclencherait leur fuite vers l'océan (Taverny, 1991).

Dans l'estuaire, les alosons se nourrissent essentiellement d'insectes, de végétaux, de zooplancton et de crustacés (Taverny, 1991). Leur période d'arrivée dans l'estuaire correspondrait au moment où la richesse spécifique en copépodes augmente (David *et al.*, 2005), copépodes qui constituent une des principales ressources trophiques des alosons.

2.3.3. Production et déversements de larves

Un programme s'est développé à partir de 2007 pour réimplanter la grande alose sur le Rhin à partir d'alevins issus de la population Garonne-Dordogne. Ce programme est mené par l'Office nationale pour la nature, l'environnement et la protection des consommateurs de Rhénanie-Westphalie (LANUV) dans le cadre des projets européens « Life ».

Avec la chute des effectifs de géniteurs constatée depuis 2007, et dans la continuité du programme « Life+ alose », le groupe technique de travail « grande alose », a considéré comme pertinent de réaliser une étude sur la survie des jeunes stades de la grande alose. Ainsi, en 2016 et 2017 des larves marquées (d'oxytétracycline⁹) ont été déversées sur la Dordogne et la Garonne (suivi d'une campagne d'échantillonnages 3 mois plus tard pour évaluer les fréquences d'apparition de larves marquées).

2.3.3.1. Filière de production

Pour mener à bien la phase de production, MIGADO (en tant que maître d'ouvrage de la partie production) a choisi de collaborer avec deux structures : la ferme du Ciron et la FDAAPPMA 47.

Le choix du site de production s'est arrêté sur la pisciculture de Bruch, d'une part pour sa proximité avec le piège de Golfech, d'autre part à cause des multiples sources d'approvisionnement en eau (canal du midi, nappe alluviale de Garonne, source locale) et des infrastructures disponibles sur site.

Début 2008, le site a été aménagé afin de créer une zone dédiée à la reproduction et à l'élevage de Grandes aloses. Cette éclosérie est unique en Europe. En effet, les infrastructures de production et les protocoles d'élevage à grande échelle ont été développés, à partir de 2008 par MIGADO et sont régulièrement améliorés depuis. La capacité de production annuelle est de 3 000 000 de larves si toutes les conditions sont réunies.

Les géniteurs sont piégés à Golfech sur la Garonne et Tuilières sur la Dordogne. Ils sont stockés sur site puis transférés vers la pisciculture de Bruch quand les effectifs sont suffisants pour lancer un cycle de reproduction.

Afin de synchroniser l'activité reproductrice des géniteurs réunis dans le bac de ponte (Figure 46) et d'optimiser la viabilité de leurs produits, les poissons subissent une stimulation par injection intramusculaire d'hormones. Les pontes ont généralement lieu 15-30 h après la

⁹ L'oxytétracycline (OTC) permet de marquer les parties osseuses et les otolithes des poissons à partir des stades larvaires. Après sacrifice, le marquage par l'OTC se révèle par passage de l'otolithe sous une lampe UV.

stimulation. Les œufs sont récoltés par filtration et mis à incuber dans des dispositifs spécifiques. Après éclosion, les larves sont entraînées vers les bacs d'élevage (Figure 46).



Figure 46 : A gauche, géniteurs en stabulation dans un bac de ponte et, à droite, dispositif d'éclosion et de transfert dans les bacs d'élevage (MIGADO).

L'élevage des larves dure de 4 à 10 jours selon la production et les contraintes liées au transport. Elles sont nourries régulièrement durant la phase diurne, avec des artémias et de l'aliment artificiel dès les premiers jours suivant l'éclosion.

2.3.3.2. Bilan de la production et déversements

La production moyenne de larve sur la période 2008-2017 est de 1.5 millions d'individus (Figure 47).

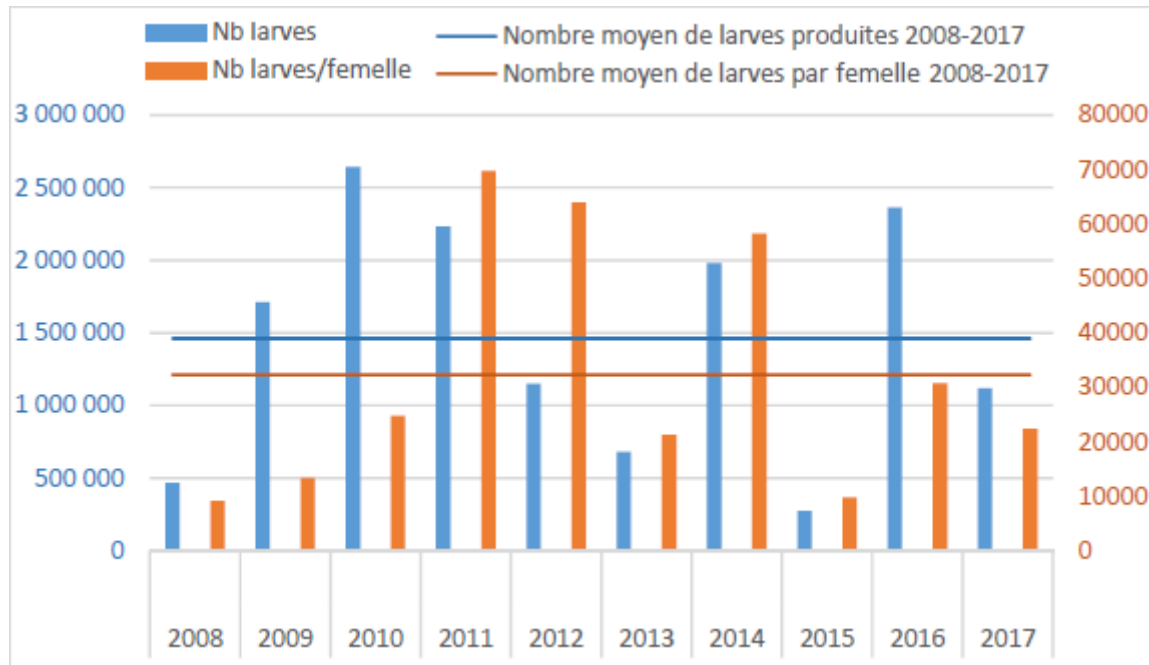


Figure 47 : Synthèse des productions totales de larves par année et production de larves par femelle sur la période 2008-2017 (MIGADO).

La production est très variable selon les années. Elle dépend des effectifs de géniteurs piégés, de leur qualité et des conditions d'incubation et d'élevage.

Dans le cadre de l'étude de la survie des larves d'aloise, des lâchés de larves marquées (marquage par baignade d'oxytétracycline 3 à 6 jours après éclosion), ont eu lieu sur la Garonne et la Dordogne depuis 2016.

La saison 2016 a permis de lâcher 1 650 000 larves marquées de grande alose, 938 800 sur la Dordogne et 711 200 sur la Garonne. La saison 2017 a permis de lâcher 906 000 larves, 278 000 sur la Dordogne et 628 000 sur la Garonne.

2.3.4. Les différents suivis alosons réalisés sur le bassin de la Garonne

Depuis le début des études sur l'aloise en Garonne (Figure 48), des captures d'alosons ont eu lieu lors d'études des impacts des aménagements de Golfech (Cassou-Leins, 1981 et 1988 ; Boyer-Bernard, 1991 et Bellariva, 1998) ou du CNPE du Blayais (Taverny, 1991). Ces études ont permis la capture de plusieurs milliers d'individus permettant ainsi de définir un patron de migration ainsi que la taille des alosons en migration sur la partie plus amont du bassin.

D'autres suivis, plus récents, reposent sur des captures par différentes méthodes de pêche en milieu naturel, ont permis d'acquérir des informations complémentaires sur la présence des alosons et les taux de survie des larves déversées sur la Garonne marmandaise (SMEAG, 2011-2014 et MIGADO 2016-2018) mais plus en aval sur le bassin, à proximité de l'estuaire (IRSTEA, 2013-2017). Ces études ont mis en évidence la difficulté d'échantillonner des individus en milieux fluvial (faibles effectifs).

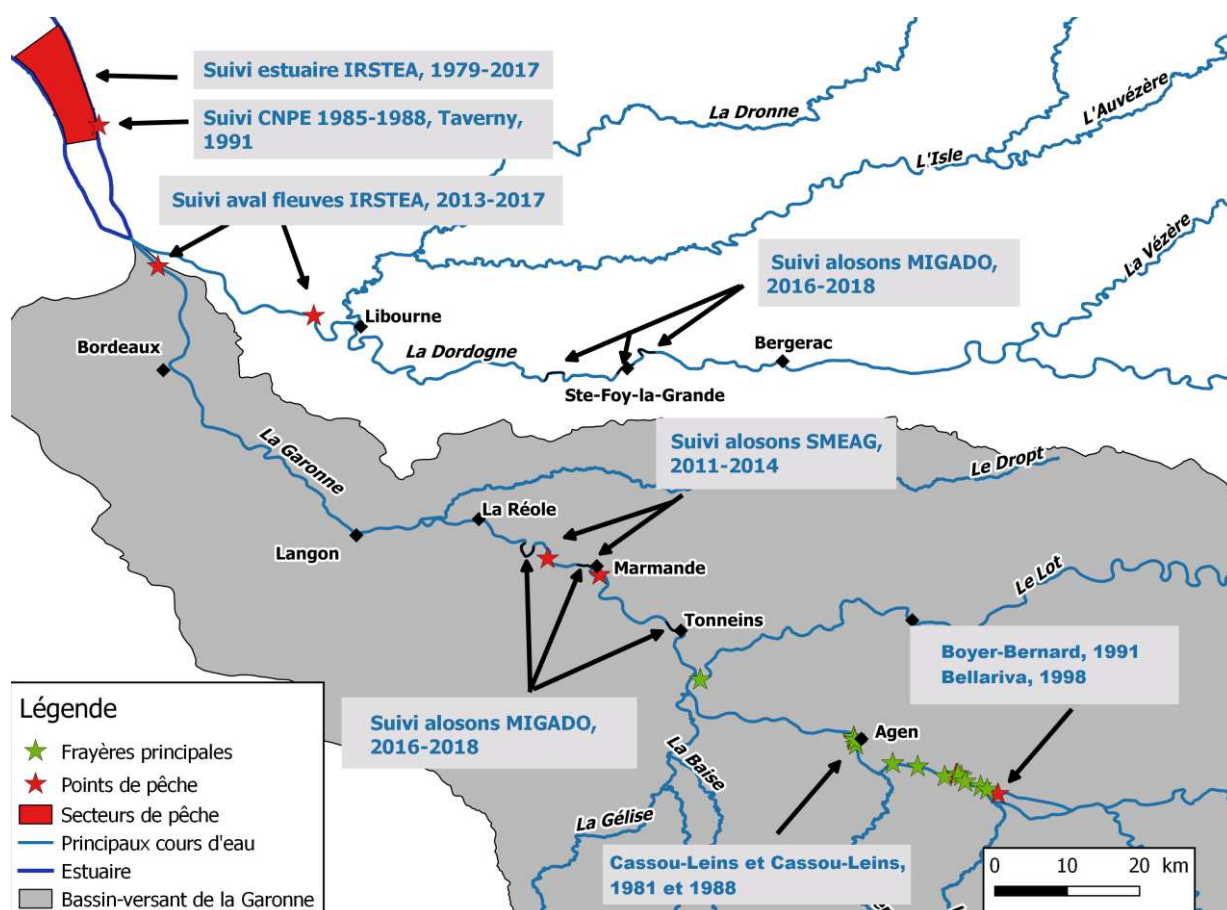


Figure 48 : Carte des principaux sites d'échantillonnages d'alosons du bassin G/G/D.

Enfin, Tomàs *et al.* (2005) ont cherché à déterminer l'origine des juvéniles d'aloise sur le bassin Garonne-Dordogne en utilisant la microchimie des otolithes. En récupérant des alosons au niveau des barrages de Tuilières sur la Dordogne, de Golfech sur la Garonne ainsi que sur la

frayère de Piquecos sur l'Aveyron. Le but de cette étude était d'évaluer la possibilité de déterminer la rivière de naissance d'alosons récupérés dans l'estuaire ou en mer.

2.3.4.1. Comportement et rythme migratoires

Dans la partie fluviale

Les principales informations permettant de caractériser les alosons et de définir leur patron de migration en milieu fluvial sont récapitulées dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Principaux résultats concernant la migration des alosons sur la zone fluviale de la Garonne.

Auteurs	Période d'échantillonnage	Période de capture	Lieu		Taille
Thomàs, 2005	03/08 au 30/08	03/08 au 30/08	Aveyron	sur zone de frai	40-60 mm
Boyer-Bernard, 1991	28/08 au 04/12	28/08 au 18/11	Golfech	en dévalaison	40-140 mm
Bellariva, 1998	25/07 au 16/12	25/07 au 03/12	Golfech	en dévalaison	35-120 mm
Thomàs, 2005	22/08	22/08	Golfech	en dévalaison	40-50 mm
SMEAG, 2012-2014	01/07 au 03/09	07/08 au 14/08	St-Sixte, St Nicolas de la Balerne	sur zone de frai	64-87 mm
Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1981	20/08 au 03/09	20/08 au 03/09	Agen	sur zone de frai	32-67 mm
Cassou-Leins et Cassou-Leins, 1988	21/07 au 23/09	21/07 au 23/09	Agen	sur zone de frai	15-66 mm
MIGADO, 2016-2017	14/08 au 31/10	15/08 au 24/10	Tonneins, Marmande et Meilhan/Garonne	en dévalaison	75-95 mm
SMEAG, 2012-2014	21/05 au 28/08	21/05 au 28/08	Marmande et Couthure/Garonne*	en dévalaison	60-150*mm
IRSTEA, 2013-2016	juin à octobre	juillet à octobre	Proche estuaire	en dévalaison	25-100 mm

* pas de détermination des individus capturés, possibilité de présence d'alse feinte

Les plus petits individus (25-35 mm) sont bien trouvés au niveau des zones de frayères, excepté lors des suivis de l'IRSTEA, à proximité de l'estuaire, avec deux individus capturés début juillet.

En dehors des zones de frayères, les alosons capturés mesurent entre 40 et 140 mm.

Certains auteurs notent une augmentation de la taille des alosons capturés tout au long de la de la saison d'échantillonnage au niveau d'un site donné, pour d'autre non. Ces observations peuvent être expliquées par deux hypothèses, i) capture de groupe d'alosons très hétérogènes issus de zones de reproduction amont différentes plus ou moins éloignées du site d'échantillonnage, ii) différences de croissance liées aux ressources trophique de la zone de développement (Bellariva, 1998).

Dans cette partie du bassin les alosons sont globalement détectés de **mi-juillet à mi-novembre**.

En estuaire

Taverny (1991) s'est intéressée à l'impact des prises d'eau du CNPE du Blayais sur les alosons. Des pêches quotidiennes ont été réalisées dans les canaux entre 1985 et 1988 à l'aide d'un filet poche, à raison de 30 secondes de pêche toutes les demi-heures. Durant ces années, la présence des alosons dans l'estuaire est rapportée de **la fin de l'été (août) jusqu'au début du printemps (mars)** avec un **pic situé en fin d'année (décembre voire début janvier pour**

la cohorte 1987). Les alosons capturés (2 601 individus) mesuraient entre 27 et 117 mm pour une **taille moyenne de 65 mm**. Par extrapolation, à cette époque, des pics jusqu'à près de **40 000 alosons en 24 h** ont été estimés, dans les eaux de lavage des tambours filtrants de la prise d'eau du CNPE du Blayais.

Un suivi de la faune estuarienne est également réalisé depuis 1979 par l'IRSTEA de part et d'autre du CNPE du Blayais. Ce suivi consiste à réaliser des échantillonnages à l'aide d'une embarcation équipée de deux cadres type « pibalour » pour échantillonner en surface et d'un « traîneau supra benthique » pour échantillonner le fond, au niveau de 4 transects situés de part et d'autre du CNPE du Blayais. Chaque transect comprend 3 stations de pêche : une près de la rive droite de l'estuaire, une sur l'axe médian et la dernière près de la rive gauche.

Les échantillonnages sont réalisés tous les mois. Chaque station est pêchée 5 minutes (jusqu'en 2000) à 7 minutes (à partir de 2001), de jour, entre la moitié du flot et l'étape de pleine mer.

Pour les suivis réalisés sur la période 1991-1999, la **présence des alosons dans l'estuaire** se situe à une période comparable aux suivis de Taverny (1991), c'est-à-dire **du mois d'août au mois de mars** avec, **certaines années**, une **arrivée des alosons à partir de juin ou juillet**. Par contre, **les pics d'abondance** des alosons semblent être différents et **se situeraient plutôt entre août et septembre**.

Les différents suivis mettent donc en évidence la présence des alosons dans l'estuaire durant une bonne partie de l'année, de juin à mars (Figure 49).

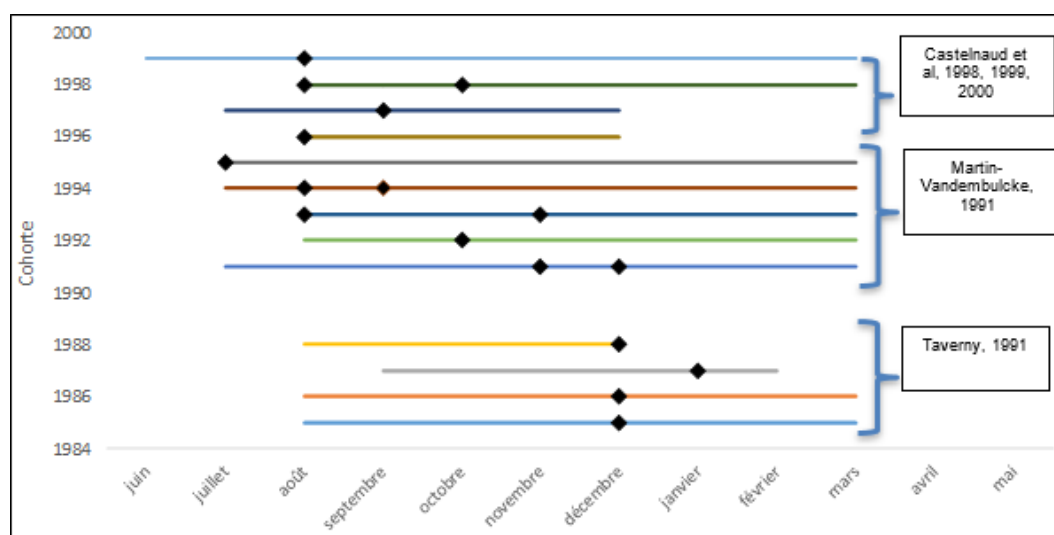


Figure 49 : Périodes (traits colorés) et pics de présence (losange noir) des alosons dans l'estuaire pour les cohortes de 1985 à 1999 (d'après Lochet, 2006).

Mais un décalage des pics d'abondance est observé entre les premiers suivis, réalisés à la fin des années 1980 (pics d'abondance au mois de décembre), et les derniers suivis, réalisés à la fin des années 1990 (pics d'abondance plutôt au mois d'août).

2.3.5. Indicateur d'abondance en juvéniles et évaluation du recrutement de grande alose

Il n'y a qu'un seul indicateur d'abondance des juvéniles de grande alose sur le bassin avec une chronique longue. Il est issu des suivis de la faune circulante réalisés par l'IRSTEA autour du CNPE du Blayais.

Ce suivi n'est pas spécifique à la grande alose, le protocole n'est donc pas parfaitement calibré pour cette espèce. Toutefois, les résultats obtenus montrent que cet échantillonnage est

efficace et il a l'avantage d'être standardisé et inchangé depuis trente ans, ce qui permet des comparaisons temporelles (Collin et Rochard, 2012).

Les données d'abondance des alosons issus des suivis de l'ISTEA sont exprimées par un effectif pour un volume d'eau filtré durant la période 1981-2015 (Figure 50).

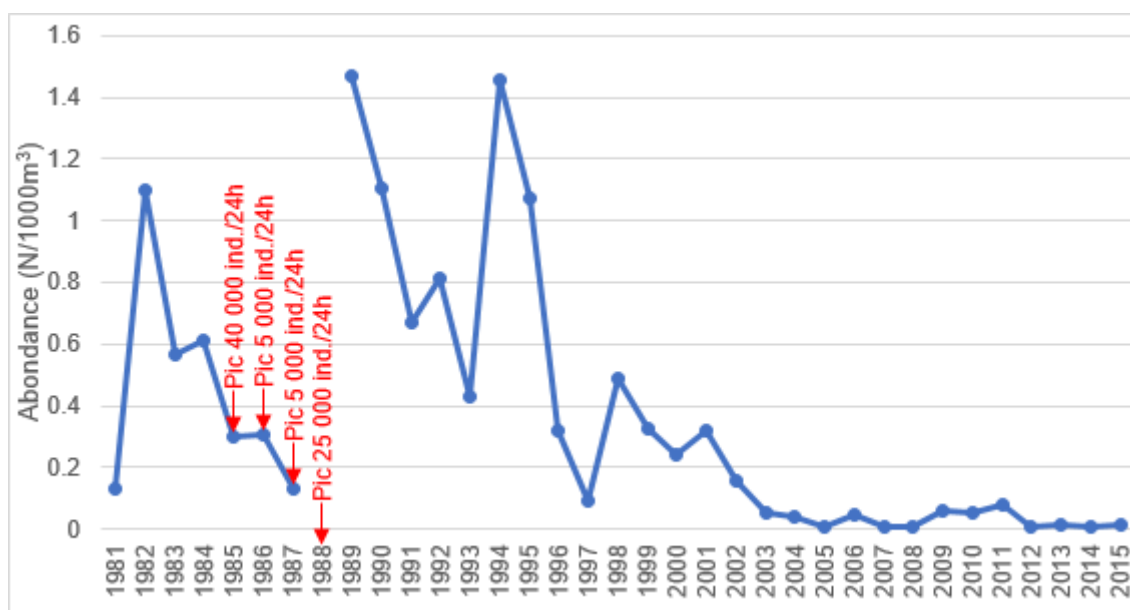


Figure 50 : Evolution de l'abondance globale de juvénile de grande alose de 1981 à 2015 au niveau de l'estuaire (seul le transect T4 était suivi de 1981 à 1989 par l'IRSTEA). En rouge, les pics d'alosons dévalants estimés par C. Taverny au niveau du CNPE du Blayais entre 1985 et 1988. Données issues du rapport de Lobry et Castelnaud (2016) et de Taverny (1991).

Sur la période considérée, l'abondance en grande alose est très variable, il varie entre 1.46 individus pour 1000 m³ en 1989 et 0.01 ind./1000 m³ en 2012 et 2014.

Jusqu'au début des années 2000, l'abondance en alosons était très variable, alternant des années de faibles et de fortes abondances (de 0.09 à 1.46 ind./1000 m³), mais restait en moyenne assez élevée (0.58 ind./1000 m³). A partir de 2003, la forte variabilité disparaît (0.01 à 0.06 ind./1000 m³) et l'abondance en alosons atteint des niveaux de faiblesse jamais rencontrés auparavant (moyenne = 0.03 ind./1000 m³).

3. CONCLUSION

Le bassin G/G/D abritait la plus grosse population de grande alose connue d'Europe.

Les effectifs de géniteurs passant au niveau des stations de contrôle ont commencé à baisser, régulièrement, dès 1997 (Figure 51), faisant penser à l'affaiblissement du stock (moins de géniteurs, moins de dispersion sur le bassin ?).

Sur les frayères en aval des stations de contrôle, l'abondance des géniteurs ne chute véritablement qu'à partir de 2006.

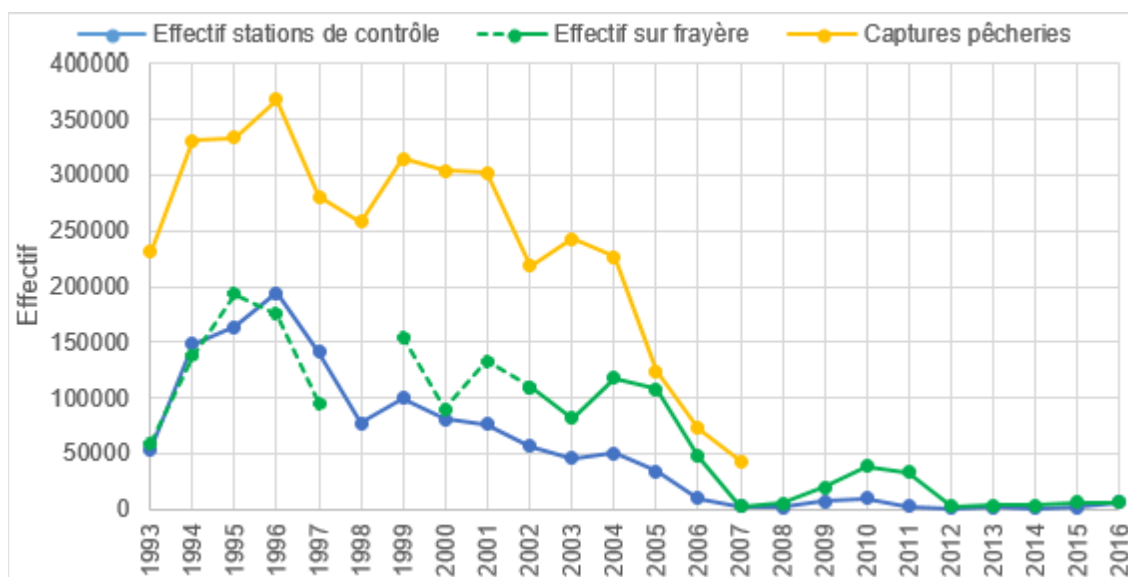


Figure 51 : Evolution des 3 indicateurs d'abondance des géniteurs de grande alose sur le bassin G/G/D pour la période 1993-2007 (les effectifs estimés sur les frayères sont partiels avant 2002 – en pointillés, une surestimation de l'effectif est suspectée en 1998, cette année n'a pas été représentée sur la figure).

En revanche, les indices de recrutement d'alosons dans l'estuaire sont très bas dès 2003 (puis en 2004 et 2005), alors même que les aloses étaient encore nombreuses sur les frayères en aval des stations de comptage (nombre du même ordre que les 13 années précédentes) (Figure 50 et 52). 5 ans après, on retrouve les conséquences de ces très faibles recrutements sur les géniteurs de retour sur les frayères en 2007 (exploitation par la pêche encore en vigueur), puis en 2008 et 2009 (moratoire en vigueur, pas de prélèvements par la pêche).

Ensuite, les niveaux de recrutement dans l'estuaire restent très faibles, malgré un petit rebond, et très en dessous des niveaux constatés avant 2003 (revoir Figure 50). Le petit rebond correspond à 35 000-50 000 géniteurs sur les frayères (6 à 7 milliards d'œufs pondus) ... mais qui ne se concrétise pas à N + 5 ans.

La baisse de l'abondance des aloses est perçue par la pêche à partir de 2002, mais la chute est brutale en 2005. Le moratoire n'intervient qu'en 2008.

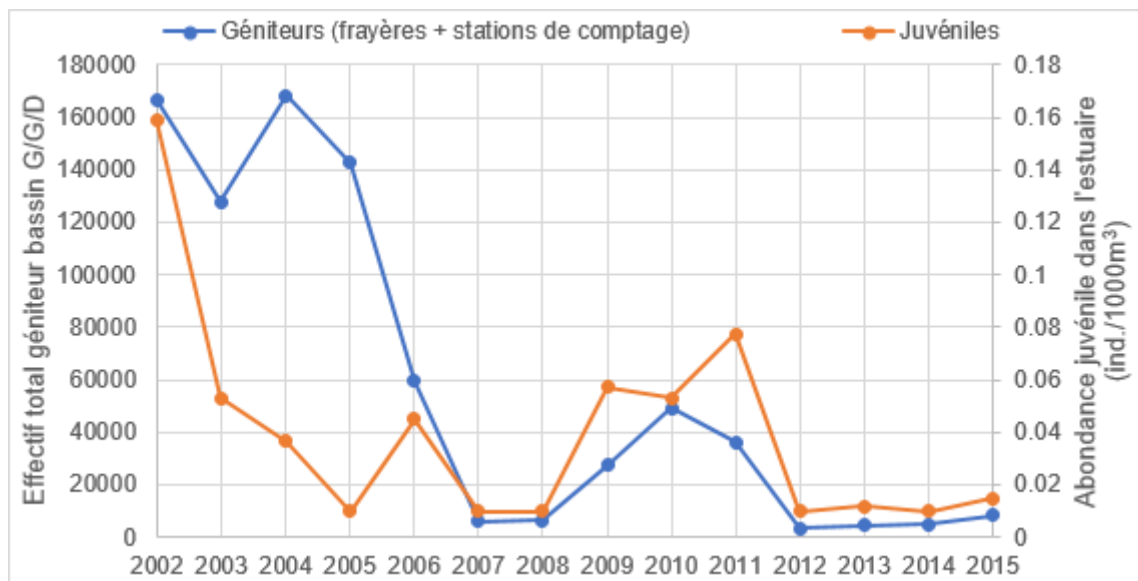


Figure 52 : Evolution du nombre de géniteur participant potentiellement à la reproduction (suivis frayères + stations de contrôle) et de l'abondance en juvéniles dans l'estuaire (données MIGADO et IRSTEA).

Ces constats conduisent à penser qu'il y a eu, en premier lieu, un effondrement de la survie entre reproduction et arrivée dans l'estuaire à partir de 2003 (il est également possible que cette survie ait déjà baissée avant 2003 par rapport aux années fastes).

Le léger rebond en nombre de géniteurs sur frayères et en recrutement (donc amélioration de la survie entre reproduction et arrivée en estuaire) de 2009 à 2011, qui ne se traduit pas en remontées 5 ans plus tard, laisse présager que d'autres problèmes sont aussi possibles (survie, changements en mer ?).

Ces constats nous amènent à poser de nombreuses questions :

- Y'a-t-il vraiment eu une évolution dans la survie des larves et alosons entre l'acte de reproduction et l'arrivée dans l'estuaire ? et pourquoi ?
- L'aloise est une espèce à forte fécondité, il y a un moratoire en vigueur sur sa pêche et pourtant lorsqu'une amélioration est détectée sur le nombre de géniteurs sur frayères et concomitamment une amélioration du recrutement des alosons dans l'estuaire, la population ne se redynamise pas. Quel est le seuil à atteindre ? y a-t-il d'autres facteurs pénalisants ?
- Pourra t'on réamorcer le système par le repeuplement ?
- ...

4. BIBLIOGRAPHIE

- Acolas M.L., Bégout Anras M.L., Véron V., Jourdan H., Sabatié M.R. et Baglinière J.J., 2004. An assessment of the upstream migration and reproductive behaviour of allis shad (*Alosa alosa* L.) using acoustic tracking. ICES Journal of Marine Science 61 : 1291-1304
- Acolas, M.L., Veron, V., Jourdan, H., Begout, M.L., Sabatié, M., Baglinière, J.L., 2006. Upstream migration and reproductive patterns of a population of allis shad in a small river (L'Aulne, Brittany, France). ICES Journal of Marine Science 63, 476–484. doi:10.1016/j.icesjms.2005.05.022
- Baglinière, J.L., 2000. Le genre *Alosa* sp. In Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.): Ecobiologie et variabilité des populations., CEMAGREF / INRA. ed. J.L. Baglinière et P. Elie.
- Belaud, A., Carette, A., 2004. Recherches à la réserve naturelle de la frayère d'Alose d'Agén (Lot-et-Garonne), in: Colloque «Importance de La Recherche Dans Les Aires Protégées: Des Fondements À La Gestion», Organisé En Guadeloupe Par La SNPN, 5-7 Juin 2002. Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France, Paris (FRA).
- Bellariva, J.L., 1998. Contribution à l'étude du déroulement de la migration et de la reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) en Garonne. Etude prospective de la dévalaison des juvéniles.
- Bernard, S., Larinier, M., 1988. Echantillonnage d'alosons dans les chambres anti-vortex de l'usine hydroélectrique de Golfech.
- Boisneau P., Mennesson C. et Baglinière J.L., 1985. Observation sur l'activité de migration de la grande alose *Alosa alosa* L. en Loire (France). Hydrobiologia 128 : 277-284
- Boyer-Bernard, S., 1991. Contribution à la définition de dispositifs d'évitement des centrales hydroélectriques pour les juvéniles de poissons migrateurs.
- Bruslé, J., Quignard, J.-P., 2013. Biologie des poissons d'eau douce européens. 2e édition, TEC & DOC. Lavoisier, Paris.
- Cassou-Leins, F., Cassou-Leins, J.J., 1985. Suivi de la Réserve Naturelle de la frayère d'Agén. Campagne 1985.
- Cassou-Leins, F., Cassou-Leins, J.J., Dauba, F., Lejolivet, C., 1988. Réserve Naturelle de la frayère d'alose. Campagne 1988. Etude de l'alevin de l'alose : répartition, croissance et régime alimentaire.
- Cassou-Leins, F., Cassou-Leins, J.J., 1981. Recherches sur la biologie et l'halieutique des migrateurs de la Garonne et principalement de l'alose : *Alosa alosa* L. INPT.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1995. Suivi de la Réserve Naturelle de la frayère d'Agén. Campagne 1995.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1992. Suivi de la Réserve Naturelle de la frayère d'Agén. Campagne 1992.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., Dulau, S., 1990. Suivi de la Réserve Naturelle de la frayère d'Agén. Campagne 1990.
- Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., 1990. Etude de la dévalaison des juvéniles d'*Alosa alosa* au cours de la campagne 1990. Réserve Naturelle de la frayère d'alose.
- Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., Boisneau, P., Baglinière, J.L., 2000. La reproduction. In Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.): Ecobiologie et variabilité des populations., CEMAGREF / INRA. ed. J.L. Baglinière et P. Elie.
- Chanseau, M., Dartiguelongue, J., Larinier, M., 2000. Analyse des données sur les passages enregistrés aux stations de contrôle des poissons migrateurs de Golfech et du Bazacle sur la Garonne et de Tuilières sur la Dordogne (No. RA00.02). GHAPPE-MIGADO.

Clavé, D., Lemaréchal, A., 2016. Etude suivie grande alose : compte rendu d'activité de la production de larves en 2016 et du suivi des alosons - année test. 2016. Rapport MIGADO, 46p. + annexes.

Collin, S., Rochard, E., 2012. Projet de Tableau de bord de la Grande Alose du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne. Méthodes, résultats et perspectives de la démarche.

David, V., Sautour, B., Chardy, P., Leconte, M., 2005. Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 171–184. doi:10.1016/j.ecss.2005.01.014

Douchement C., 1981. Les aloses des fleuves français *Alosa fallax* et *Alosa alosa*. Biométrie, écobiologie, autonomie des populations. Thèse de doctorat d'Ecologie aquatique, université de Montpellier, 377 p.

Elie, P., Taverny, C., Mennesson-Boisneau, C., Sabatié, M., 2000. Les aloses et les activités humaines. Chap 9 dans "Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.), Cemagref/INRA. ed.

Fatin, D., Dartiguelongue, J., 1995. Etude préliminaire de la reproduction des aloses en 1995 entre Tuilières et Mauzac sur la Dordogne.

Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, Institut national de la recherche agronomique (France), Ecole nationale supérieure d'agronomie (Toulouse. France) (Eds.), 1994. Les pêches professionnelles dans les estuaires de la Loire et de l'Adour, Repères océan. IFREMER, Plouzané, France.

Jatteau, P., Bardonnnet, A., Belaud, A., Dauba, F., Sabatié, R., Veron, V., 2004. Ecologie des jeunes stades d'*Alosa alosa* - contribution à la connaissance des habitats colonisés avant la dévalaison. (No. Etude n°92). CEMAGREF/INRA.

Jatteau, Philippe, Drouineau, H., Charles, K., Carry, L., Lange, F., Lambert, P., 2017. Thermal tolerance of allis shad (*Alosa alosa*) embryos and larvae: Modeling and potential applications. *Aquatic Living Resources* 30, 2. doi:10.1051/alr/2016033

Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2017. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2016.

Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2015a. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2015 (rapport d'étude). IRSTEA.

Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2015b. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2014 (rapport d'étude). IRSTEA.

Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2013. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2013.

Lambert, P., Martin Vandembulcke, D., Rochard, E., Bellariva, J.L., Castelnaud, G., 2001. Age à la migration de reproduction des géniteurs de trois cohortes de grandes aloses (*Alosa alosa*) dans le bassin-versant de la Garonne (France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 973–987. doi:10.1051/kmae:2001031

Langkau, M.C., Clavé, D., Schmidt, M.B., Borchering, J., 2016. Spawning behaviour of Allis shad *Alosa alosa* : new insights based on imaging sonar data: spawning behaviour of *alosa alosa*. *Journal of Fish Biology* 88, 2263–2274. doi:10.1111/jfb.12978

Limburg, K.E., 2001. Through the gauntlet again: demographic restructuring of American shad by migration. *Ecology* 82, 1584–1596.

Lobry, J., Castelnaud, G., 2015. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2014. Etude de la faune circulante 2014.

Lochet, A., 2006. Dévalaison des juvéniles et tactiques gagnantes chez la grande alose (*Alosa alosa*) et l'aloise feinte (*Alosa fallax*) : apport de la microchimie et de la microstructure des otolithes. Université Bordeaux I.

Lochet, A., Jatteau, P., Tomás, J., Rochard, E., 2008. Retrospective approach to investigating the early life history of a diadromous fish: allis shad *Alosa alosa* (L.) in the Gironde–Garonne–Dordogne watershed. *Journal of Fish Biology* 72, 946–960. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01776.x

Martin, J., Rougemont, Q., Drouineau, H., Launey, S., Jatteau, P., Bareille, G., Berail, S., Pécheyran, C., Feunteun, E., Roques, S., Clavé, D., Nachón, D.J., Antunes, C., Mota, M., Réveillac, E., Daverat, F., Morán, P., 2015. Dispersal capacities of anadromous Allis shad population inferred from a coupled genetic and otolith approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72, 991–1003. doi:10.1139/cjfas-2014-0510

Martin Vandembulcke, D., 1999. Dynamique de la population de la grande alose (*Alosa alosa*, L. 1758) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (France) : analyse et prévision par modélisation.

Martinez, G., Seube, B., Carry, L., 1999. Suivi des migrations et de la reproduction de la grande alose sur le Tarn et l'Aveyron avec suivi de la qualité du milieu. 1999.

McCormick, S.D., Hansen, L.P., Quinn, T.P., Saunders, R.L., 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 77–92.

Mennesson-Boisneau C., 1990. Migration, répartition, reproduction et caractéristiques biologiques des aloses *Alosa* sp. Dans le bassin de la Loire. Thèse de doctorat de l'université de Rennes A, 106 p.

Mennesson-Boisneau, C., Aprahamian, M., Sabatié, M., Cassou-Leins, J.J., 2000. Remontée migratoire des adultes. In *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.) : Activité de migration et facteurs physico-chimiques*, CEMAGREF / INRA. ed. J.L. Baglinière et P. Elie.

Mota, M., 2014. Biology and ecology of the allis shad, *Alosa alosa*, in the Minho river.

Rochard, E., 2001. Migration anadrome estuarienne des géniteurs de grande alose (*Alosa alosa*), allure du phénomène et influence du rythme des marées. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 853–867. doi:10.1051/kmae:2001023

SMEAG, 2015. Synthèse de l'étude de suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2014. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2014. (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2013. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2013. Perspectives pour la campagne 2014. (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2012. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2012. Perspectives pour la campagne 2013 (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2011. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2011. Perspectives pour la campagne 2012. (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2008. Devenir du seuil de Beauregard. Phase 1-diagnostic.

Steinbach P., Gueneau P., Autuoro A. et Broussard D., 1986. Radio-pistage de grandes aloses adultes en Loire. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 302 : 106-117

Taverny, C., 1991. Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne. Bordeaux I, CEMAGREF.

Taverny, C., BELAUD, A., Elie, P., Sabatié, M., 2000. Les aloses et les activités humaines. Chap 10 dans "Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.), CEMAGREF/INRA. ed.

Taverny, C., Elie, P., 2001a. Régime alimentaire de la grande alose (*Alosa alosa*, Linné, 1766) et de l'alse feinte (*Alosa fallax*, Lacépède, 1803) dans le golfe de Gascogne. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 837–852.

Taverny, C., Elie, P., 2001b. Répartition spatio-temporelle de la grande alose (*Alosa alosa* Linné, 1766) et de l'alse feinte (*Alosa fallax* Lacépède, 1803) dans le golfe de Gascogne. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 803–821.

Tomas, J., Augagneur, S., Rochard, E., 2005. Discrimination of the natal origin of young-of-the-year Allis shad (*Alosa alosa*) in the Garonne-Dordogne basin (south-west France) using otolith chemistry. Ecology of Freshwater Fish 14, 185–190. doi:10.1111/j.1600-0633.2005.00090.x

Trancart, T., Rochette, S., Acou, A., Lasne, E., Feunteun, E., 2014. Modeling marine shad distribution using data from French bycatch fishery surveys. Marine Ecology Progress Series 511, 181–192. doi:10.3354/meps10907

Trump C.L. et Leggett W.C., 1980. Optimum swimming speeds in fish : the problem of currents. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37 : 1086-1092



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse de risques « grande alose » sur le bassin de la Garonne Note explicative



Auteur(s) : Jean-Marie Mennessier et Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GéoDiag)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Mennessier J-M, Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse de risques « grande alose » sur le bassin de la Garonne. Note explicative. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE	6
2. LES ENJEUX.....	7
2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LA GRANDE ALOSE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE	7
2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A LA GRANDE ALOSE	7
2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON.....	9
3. LES ALEAS	11
3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE	11
3.1.1. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles.....</i>	<i>12</i>
3.1.2. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues</i>	<i>12</i>
3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	13
3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	13
3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS.....	15
3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PREDATION	15
3.6. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES ACCIDENTELLES	15
3.7. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS	15
4. LA VULNERABILITE	17
4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE	17
4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	19
4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	19
4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT	20
4.5. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PREDATION.....	20
4.6. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS « CAPTURES ACCIDENTELLES »	21
5. LE RISQUE.....	21
5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL	21
5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS	22
5.2.1. <i>Cas de la micropollution</i>	<i>22</i>
5.2.2. <i>Cas des passages des alosons dans les turbines des centrales hydroélectriques</i>	<i>28</i>
5.2.3. <i>Cas des captures accidentelles d'alosons par les pêcheries crevettières et civellières</i>	<i>29</i>

6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE	30
7. BIBLIOGRAPHIE.....	31
7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT	31
7.2. CONSULTEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA	33

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE

Le groupement ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag a proposé de mener une analyse de type Aléa/Vulnérabilité/Risque (AVR) pour la grande alose sur l'ensemble des secteurs du bassin de la Garonne où cette espèce est susceptible de réaliser une partie de son cycle biologique.

Cette analyse a pour but de :

- présenter de manière synthétique l'influence des pressions et des impacts sur le cycle de vie de la grande alose,
- identifier et localiser les secteurs de l'axe Garonne correspondant à une altération avérée ou pressentie du cycle de vie de la grande alose.

Il est nécessaire d'ores et déjà d'apporter ici quelques précisions sur les termes qui vont être utilisés dans la suite de cette note et de l'analyse de risques.

Le cycle de la grande alose est un enchaînement de plusieurs stades de développement qui conduit au renouvellement de l'espèce. **Un enjeu** va être constitué par le déroulement d'une partie de ce cycle (reproduction, développement des œufs et des alevins, dévalaison des alosons, montaison des géniteurs, etc...). Un enjeu se déroule sur une partie du bassin (**un tronçon**) à une certaine **période**.

L'**aléa** correspond à un **paramètre** qui peut constituer une gêne, une entrave (impact faible à modéré) ou un danger (impact fort ou très fort) vis-à-vis d'un **enjeu**. Un aléa est « quantifié » par un **indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des jeux de **données** disponibles (ex : nombre de jours par période au-dessus ou en-dessous de certains seuils, % de la surface des affleurements de roche-mère par rapport à la surface totale d'un tronçon ...).

Les aléas entraînent des pressions et /ou des impacts plus ou moins intenses sur les différents enjeux que nous avons codés, à chaque fois, sur **une échelle de 0 à 3**.

La **vulnérabilité** est la fragilité, la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité. Cette vulnérabilité est codée **sur 3 niveaux** : niveau 1, perturbation de la réalisation de l'enjeu, niveau 2, dégradation de la réalisation de l'enjeu, niveau 3, non réalisation de l'enjeu.

Enfin le risque est défini par le croisement (multiplication) entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu face à cet aléa (donc risque égal à 0, 1, 2, 3, 4, 6 et 9).

Ainsi, sur la période de développement des œufs et des larves (15 avril au 31 juillet), qui constitue donc ici l'enjeu, une température de la Garonne entre Toulouse et Golfech comprise entre 11 et 14°C, gamme d'aléa température qui génère des mortalités importantes, donc une vulnérabilité de niveau 3 pour l'enjeu, pendant 28 % du temps et 100 % des années (intensité de l'aléa de niveau 2), va générer un risque 6, donc un risque important de non réussite de cette phase biologique du cycle de la grande alose.

Nous détaillons ci-dessous la totalité de la méthodologie et des décisions adoptées pour cette analyse de risques (définitions des enjeux, des tronçons et des périodes de déroulement des enjeux, définitions des indicateurs d'aléas, des échelles qualitatives adoptées...).

2. LES ENJEUX

2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LA GRANDE ALOSE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE

Le cycle biologique de la grande alose est un enchaînement de stades de développement, depuis l'union des cellules sexuelles jusqu'à la mort, qui conduit au renouvellement de l'espèce (Figure 1).

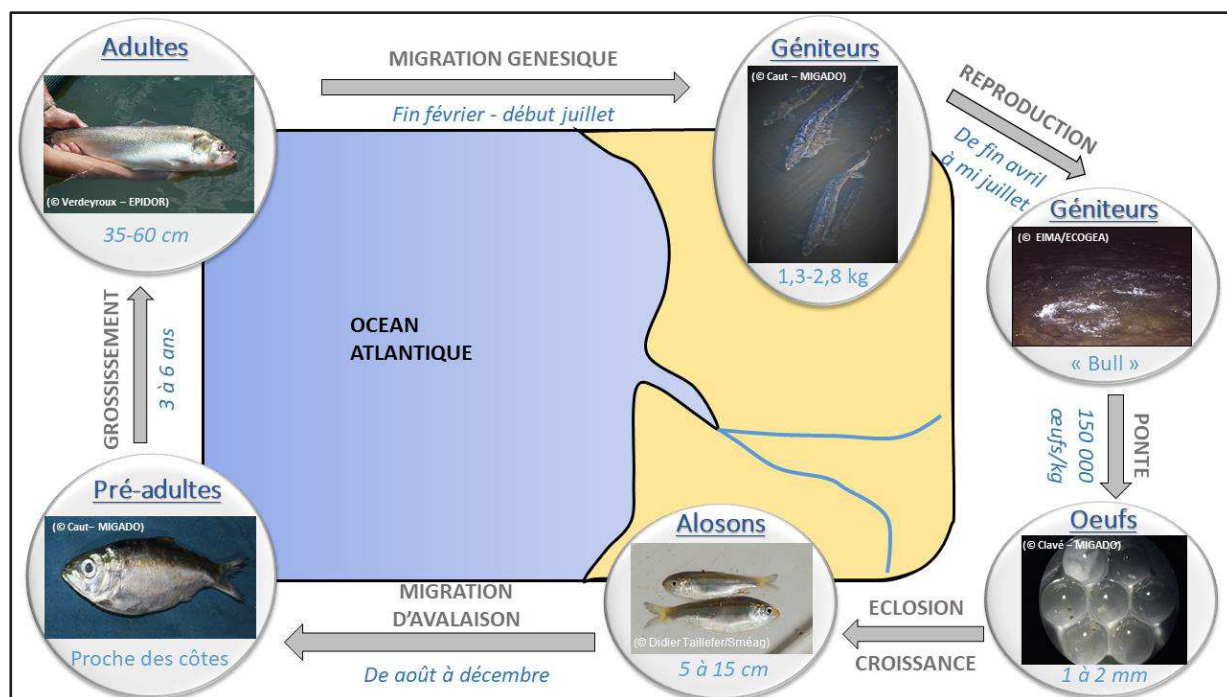


Figure 1 : Cycle biologique de la grande alose sur le bassin de la Garonne

Il a été choisi de distinguer **5 enjeux** qui se déroulent sur le bassin de la Garonne sur différents tronçons et à différentes périodes de l'année :

1. **La vie dans la frayère** : elle concerne les œufs fécondés et leur période d'incubation puis le développement des larves jusqu'à la résorption de leur vésicule vitelline ;
2. **Le stade juvénile** : cela correspond à la sortie des alevins de la frayère, à la période d'apprentissage de la nage et de la prise de nourriture ;
3. **Le stade aloson** : cela correspond à la phase de dévalaison des juvéniles jusqu'à l'océan ;
4. **La migration génésique des adultes jusqu'aux zones de frayère** ;
5. **La reproduction des adultes**.

Chacun de ces enjeux peut se dérouler seulement sur une petite partie du bassin (1 ou plusieurs tronçons) ou bien sur la totalité du bassin concerné par l'espèce, et à une période de l'année qui peut être plus ou moins large.

2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A LA GRANDE ALOSE

Un découpage du bassin de la Garonne a été effectué en prenant en compte les cours d'eau classés en liste 2 pour la grande alose.

Dans un premier temps, à partir de ce premier découpage, une sectorisation hydro-morphologique « en grand » a été réalisée en considérant les principales confluences entre la Garonne et ses affluents, d'une part, et le découpage des masses d'eau de transition ou littorale d'autre part.

Ensuite, au sein de ces tronçons hydro-morphologiques homogènes, des sous-tronçons ont été définis pour prendre en compte les principaux obstacles à la continuité piscicole, les portions de Garonne les plus artificialisées (traversée de Toulouse, retenue de Malause).

Au final, la Garonne montre le même découpage que pour les autres espèces mais avec des fréquentations différentes adaptées à la grande alose. A cela, il faut rajouter les affluents principaux de la Garonne fréquentés par la grande alose (Le Lot, le Tarn et l'Aveyron) (Figure 2, Tableau 1).

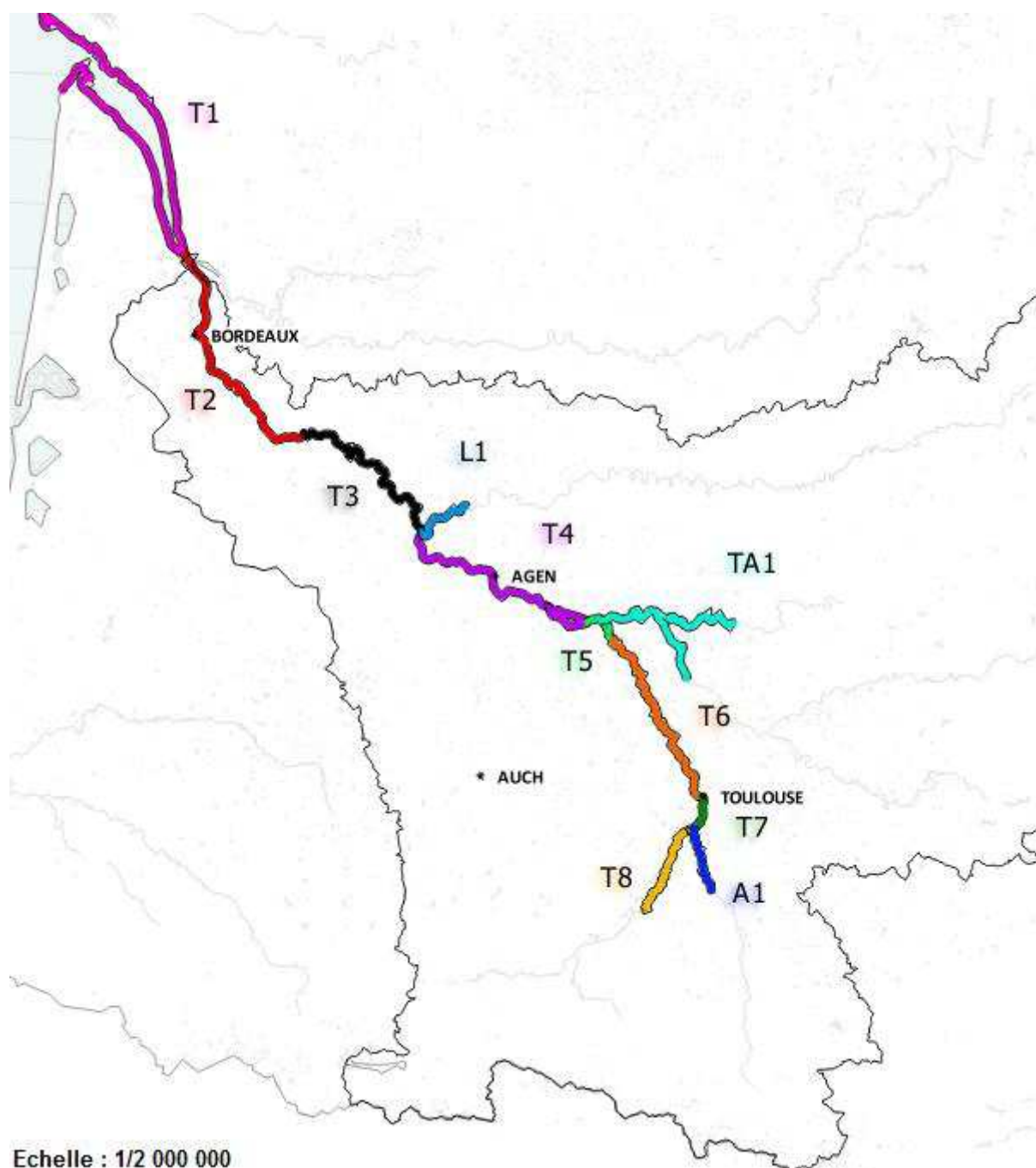


Figure 2 : Les 11 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risques grande alose.

Tableau 1 : Les 11 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risques grande alose.

Code	Intitulé	Longueur (km)
T1	Estuaire de la Gironde	75
T2	La Garonne de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne	84.9
T3	La Garonne de la confluence du Lot à la confluence du Dropt	68.9
L1	Le Lot jusqu'à l'aval du Temple	21.7
T4	La Garonne du barrage de Malause (incluant TCC) à la confluence du Lot	73.8
T5	La Garonne dans la retenue de Malause	24.7
TA1	Le Tarn à l'aval de Labastide et l'Aveyron à l'aval de Bioule	47.8 + 34.5
T6	La Garonne du barrage du Bazacle à la retenue de Malause	74.2
T7	La Garonne de la confluence de l'Ariège au barrage du Bazacle	11
T8	La Garonne du barrage de Carbonne (incluant TCC) à la Confluence de l'Ariège	38.6
A1	L'Ariège de Auterive à la confluence avec la Garonne	24.5

En fonction des tronçons, une ou plusieurs phases du cycle biologique de la grande alose, plusieurs enjeux donc, peuvent se dérouler (Tableau 2). Par exemple, l'ensemble des enjeux précédemment identifiés vont se dérouler sur le tronçon 3' (la partie aval du Lot) et en remontant jusqu'au barrage de Carbonne et le tronçon de l'Ariège (jusqu'à Auterive) à l'exception du tronçon 5 qui correspond à la retenue de Malause. Ce tronçon, comme le tronçon 1 (estuaire) et le 2 (du Dropt au Bec d'Ambès) ne sont concernés que par les phases migratrices (alosos et géniteurs). Enfin, le tronçon 3 est concerné par l'enjeu croissance des juvéniles car il récupère les alevins provenant du Lot où très peu de zones de croissance ont été répertoriées par Cassou-Leins (1981) sur ces quelques kilomètres jusqu'au barrage de l'Aiguillon.

Tableau 2 : Liste des enjeux pris en compte sur les différents tronçons pour l'analyse de risques grande alose.

	Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	Enjeu 3 : Dévalaison des alosos	Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	Enjeu 5 : Adultes en reproduction
T1					
T2					
T3					
L1					
T4					
T5					
TA1					
T6					
T7					
T8					
A1					

2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DEROULE UN ENJEU SUR UN TRONÇON

Chaque enjeu se déroule sur un ou plusieurs tronçons à une période donnée. En fonction des tronçons, les périodes de déroulement d'un même enjeu vont différer. Par exemple, il y a un décalage temporel entre l'arrivée des géniteurs en estuaire et leur arrivée sur les tronçons où se situent les frayères.

Les périodes de présence ont été définies par enjeu et par tronçon en utilisant différents jeux de données et en faisant des extrapolations (Tableau 3) :

- Enjeu 1 (premier stade de vie) : à partir des observations réalisées lors des suivis de la reproduction effectués sur l'ensemble du bassin depuis le début des années 1980 par la RNFA, l'ENSAT et MIGADO, il a été considéré que le développement des œufs et des larves peut commencer **à partir du 15 avril et peut se terminer au 31 juillet** en fonction des tronçons considérés.
- Enjeu 2 (croissance des juvéniles) : la transformation de la larve (vésiculée) en alevin est en général très rapide chez l'aloise (entre 15 et 20 jours). Cet enjeu débute donc avec la métamorphose de la larve en alevin et dure jusqu'à la dévalaison des alosons soit, en fonction des tronçons considérés, **du 01 mai au 15 septembre**.
- Enjeu 3 (dévalaison des alosons) : ces périodes ont été définies grâce aux captures effectuées lors de diverses études réalisées sur la Garonne entre l'usine de Golfech et l'estuaire (Cassou-Leins, 1981, Boyer-Bernard, 1991, Bellariva, 1998, Taverny, 1991, Jatteau et al, 2013 à 2016, SMEAG, 2011-2015, Lobry et Castelnaud, 2014 et 2015, Clavé et Lemaréchal, 2016, Bouyssonnie et al, 2017). Une **période globale de présence** des alosons par tronçon a donc été définie **Sur la Garonne**, la période de présence des alosons se situe généralement entre le **15 juillet et le 15 novembre**. En estuaire, on retrouve des alosons **toute l'année mais préférentiellement entre le mois d'août et le mois de décembre**.
- Enjeu 4 (migration des géniteurs) : cette période a été définie grâce aux données de captures par les pêcheries professionnelles sur les parties estuariennes (T1) et fluviales aval (T2 et T3). La migration **débute en février et se termine en juin** sur cette partie de la Garonne avec un **pic entre le 15 avril et le 31 mai**. Plus en amont, les stations de contrôle de Golfech et du Bazacle ainsi que les piégeages sur le Tarn et l'Aveyron ont permis de définir une période allant de **mars à juillet** suivant les tronçons considérés. Le **pic de migration des géniteurs** sur la Garonne se concentre entre le **01 mai et le 30 juin**.
- Enjeu 8 (reproduction) : à partir des observations réalisées lors des suivis de la reproduction effectués sur le bassin depuis le début des années 1980 par la RNFA puis repris par l'ENSAT et MIGADO, il a été considéré que la reproduction se déroule de manière différée suivant les tronçons, entre le **15 avril et le 31 juillet avec un pic du 20 mai au 20 juin à l'aval de Toulouse et durant le mois de juillet en amont**.

Tableau 3 : Périodes retenues pour les 5 enjeux grande alose et les 11 tronçons de la Garonne de l'analyse de risques alose.

	Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	Enjeu 3 : Dévalaison des alosons	Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	Enjeu 5 : Adultes en reproduction
T1			01/08 au 31/12	01/02 au 30/06	
T2			15/07 au 15/11	01/02 au 30/06	
T3		01/05 au 15/09	15/07 au 15/11	15/02 au 30/06	
L1	15/04 au 31/07	01/05 au 15/09	15/07 au 15/11	01/03 au 31/07	15/04 au 31/07
T4	15/04 au 31/07	01/05 au 15/09	15/07 au 15/11	01/03 au 31/07	15/04 au 31/07
T5			15/07 au 15/11	20/03 au 31/07	
TA1	15/04 au 31/07	01/05 au 15/09	15/07 au 15/11	01/04 au 31/07	15/04 au 31/07
T6	01/05 au 31/07	15/05 au 15/09	15/07 au 15/11	01/04 au 31/07	15/04 au 31/07
T7	01/05 au 31/07	15/05 au 15/09	15/07 au 15/11	01/05 au 31/07	01/05 au 31/07
T8	01/05 au 31/07	15/05 au 15/09	15/07 au 15/11	01/05 au 31/07	01/05 au 31/07
A1	15/04 au 31/07	15/05 au 15/09	15/07 au 15/11	01/05 au 31/07	01/05 au 31/07

3. LES ALEAS

Définition : Un aléa correspond donc à un paramètre qui peut constituer **une gêne, une entrave ou un danger vis-à-vis du déroulement d'un enjeu.**

Un aléa est « quantifié », chaque fois que c'est possible, par **un indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des **données disponibles**.

Avec les jeux de données récoltés depuis le début de l'étude, plusieurs types d'aléas ont pu être considérés :

- Physico-chimie : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de physicochimie sur la période 2005-2014, 35 stations), de l'AFB (données continues de température sur la période 2005-2016, 6 stations), de MIGADO (données journalières de température sur la période 1993-2016, 3 stations de contrôle), du réseau MAGEST (données continues température-oxygène-MES sur la période 2005-2015, 4 stations) ;
- Micropollution : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de micropollution sur la période 2006-2014), et études spécifiques (IRSTEA) ;
- Hydromorphologie : Les données utilisées ici sont issues d'une analyse diachronique par photo interprétation entre une situation de référence (BD ORTHO® Historique des années 50 fournie par l'IGN) et la situation actuelle. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir être menée sur l'ensemble du linéaire étudié de manière homogène. Elle fournit à la fois des données **sur l'état morphologique actuel** de la Garonne et des **grandes tendances d'évolution depuis 1950**. Cette approche est complétée par l'intégration de données issues d'études existantes.
- Hydrologie : à partir des données de la banque HYDRO dont les chroniques dépendent des dates de mise en service des différentes stations (9 stations et également des tendances possibles depuis 1950) ;
- Obstacles et aménagements (hydroélectriques ou autres) : à partir des données du Réseaux d'Obstacle à l'Ecoulement (ROE) de l'AFB (version 2017) et d'études plus précises auxquelles nous avons eu accès (sources : AFB, EDF, FDAAPPMA, MIGADO, ECOGEA...) ;
- Prédations : aléa essentiellement lié à la prédation potentielle par le silure, à partir des études et suivis menés par MIGADO, de rapports d'études et de consultations d'experts ;
- Captures accidentelles : aléas essentiellement liés à la pratique de la pêche de loisir, la pêche des amateurs aux engins et la pêche professionnelle. Ces aléas ont été qualifiés à partir des textes réglementaires encadrant les différentes pratiques, les caractéristiques techniques des engins utilisables, et des effectifs de pratiquants par catégories.

La période prise en compte pour l'analyse de risques « grande alose » a été déterminée dans le but de maximiser le nombre d'indicateurs disponibles, tout en considérant une période assez longue pour intégrer des variations interannuelles. Le jeu de données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne s'est beaucoup étoffé à partir de 2005. **La période choisie concerne donc 13 années, de 2005 à 2017 lorsque c'était possible.**

3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE

Les principaux paramètres de la **physico-chimie « classique »** pris en compte pour l'analyse sont :

- La température en °C,
- L'oxygène dissous en mg/l,
- Le pH,
- Les nitrites en mg/l,
- L'ammoniac non ionisé en µg/l,
- Les Matières En Suspension (MES) en mg/l.

Les aléas de « micropollution » (pesticides, métaux ...) ne peuvent pas, en l'état des connaissances, faire l'objet du même traitement : niveau d'aléa X vulnérabilité = Risque. Ils sont quand même inclus dans cette analyse, mais sont traités différemment selon une méthode présentée dans un chapitre dédié (voir § 7).

3.1.1. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles

Pour les indicateurs d'aléas issus des données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, les données récoltées **sur l'ensemble des stations comprises dans un tronçon dans la période 2005-2014 ont été compilées**. L'indicateur d'aléa prend la forme d'un nombre de mesures parmi toutes celles réalisées, donc un pourcentage de mesures, dans des plages de valeurs pouvant être problématiques, plages de valeurs que l'on définit ci-après.

Exemple d'indicateurs d'aléa : Pour les nitrites, % du nombre de mesures comprises entre 0,1 et 0,25 mg/l (effets sub-létaux) dans la période de présence du stade ; % de mesures supérieures à 0,25 mg/l (effets létaux) dans la période de présence du stade.

3.1.2. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues

Pour les indicateurs issus des autres sources de données (concernant principalement le suivi thermique ou l'oxygène et MES du réseau MAGEST), **une station est sélectionnée par tronçon**, la station ayant le plus de données ou la station étant située la plus en aval lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon (Figure 3).

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas à partir de ces données continues sont propres à chaque station, toutes les stations n'ayant pas été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ». La quantification de l'indicateur d'aléa prend une **forme combinée** 1) d'un % de temps durant lequel la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles la variable a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

Exemple : % du temps, nombre moyen de jours par année et % des années pour lesquelles la température va poser des problèmes vis-à-vis de la migration génésique des adultes.

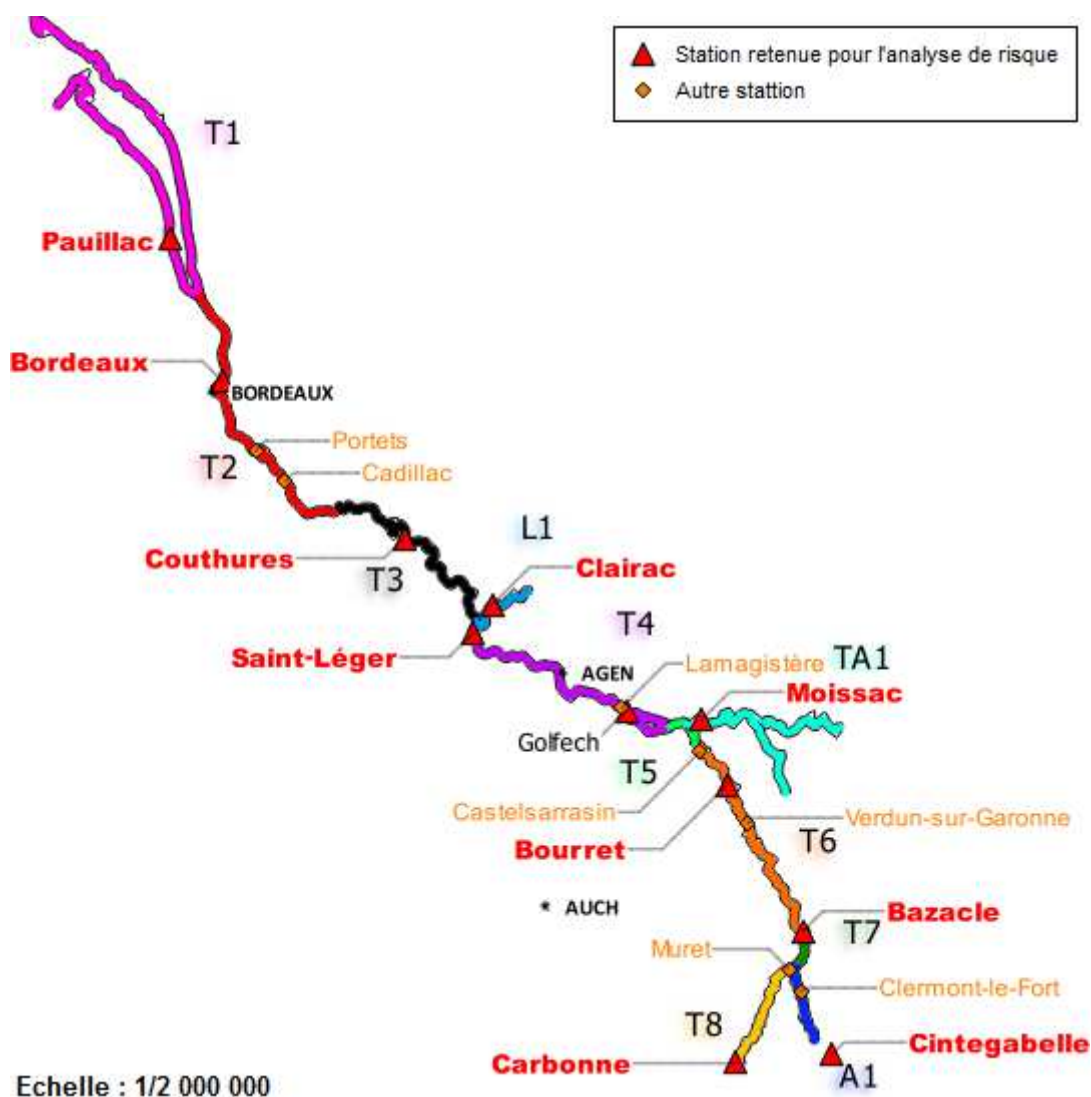


Figure 3 : Les 11 stations de suivi thermique continu retenues pour l'analyse.

3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Les descripteurs de la dynamique fluviale obtenus par photo interprétation sont limités à des mutations marquées des cours d'eau. Les paramètres hydromorphologiques pris en compte sont quantifiés par tronçon en valeurs relatives pour une situation actuelle.

Exemple : % de surface de substratum affleurant dans le lit mineur, linéaire cumulé de retenues créées par des ouvrages, % du linéaire court-circuité, nombre de seuils géologiques par km.

Ils peuvent aussi être quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires). Ils constituent alors **des « tendances »** et des éléments à considérer dans la réalisation actuelle du cycle biologique de la grande alose.

Un indicateur d'aléas peut être utilisé pour différents stades avec une interprétation différente des perturbations potentielles (le pourcentage d'affleurement de roche mère induit une perte d'habitats et de ressource trophique pour les jeunes stades mais aussi une augmentation des vitesses pouvant gêner ou ralentir la migration des géniteurs).

3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Pour les indicateurs d'aléas en lien avec l'hydrologie, la variable ordinairement prise en compte est le débit moyen journalier.

Lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon, la station ayant le plus de données ou la station située la plus en aval est retenue (Figure 4).

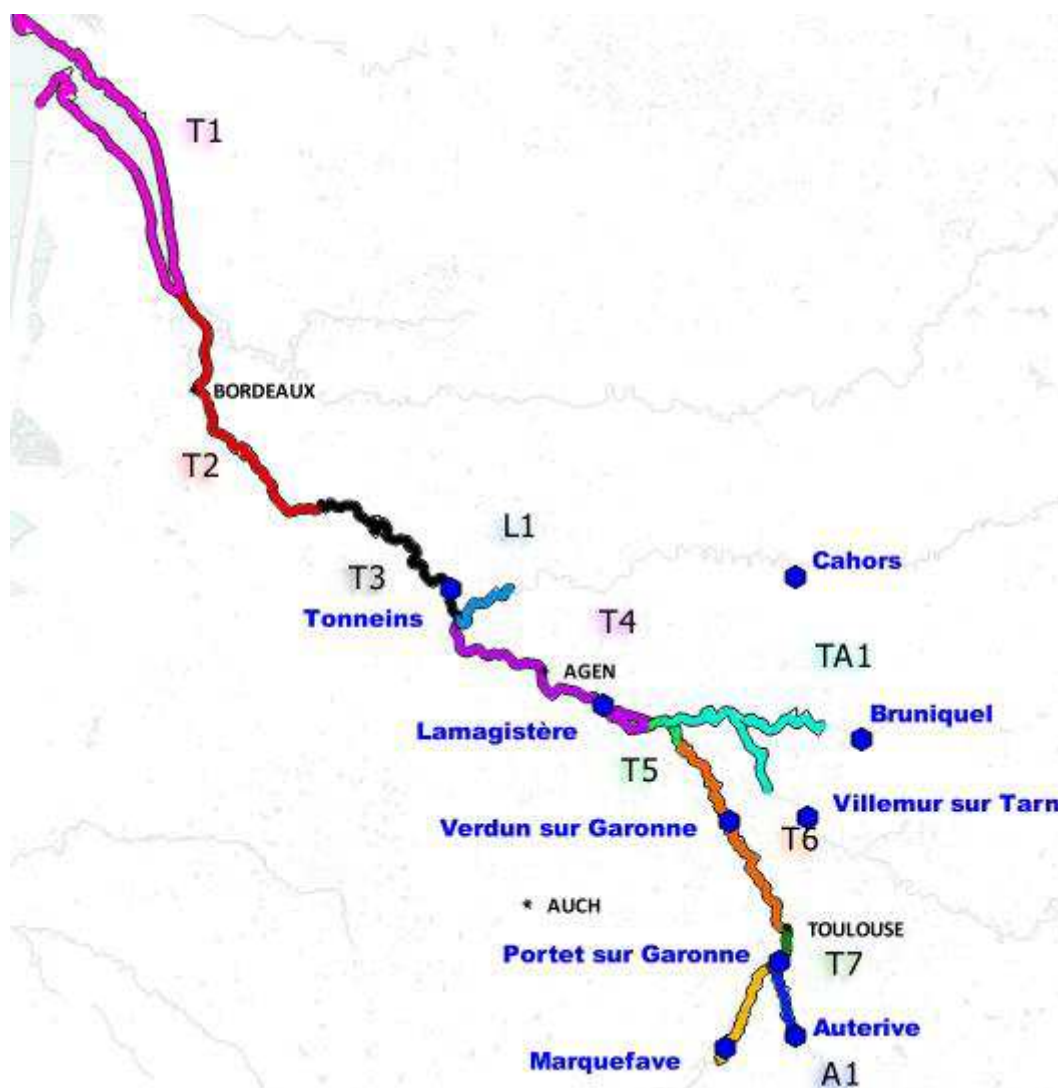


Figure 4 : Les stations de la banque HYDRO utilisées.

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas sont propres à chaque station, les stations n'ayant pas toutes été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ».

Ici aussi, la quantification de l'indicateur d'aléa peut prendre la forme combinée 1) d'un % de temps durant lequel le débit moyen journalier atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels le débit moyen journalier atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles le débit moyen journalier a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

Exemple : temps passé à des débits supérieurs à la crue biennale pour des juvéniles.

La quantification de l'indicateur d'aléa peut aussi prendre la forme simple d'un % d'années sur la chronique pour lesquelles l'évènement arrive sur la période ciblée.

Exemple : survenue d'une crue quinquennale en période d'incubation des œufs et de développement larvaire.

La plupart des risques liés à l'hydrologie sont des risques « naturels¹ ». Chaque fois que possible nous avons donc également calculé **une tendance « long terme »** afin de voir si ce risque « naturel » s'aggravait au fil du temps sous l'effet de probables causes anthropiques. Ce sera particulièrement le cas avec l'allongement des étiages.

3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS

Les effets des ouvrages et des centrales hydroélectriques concernent de nombreux aspects du fonctionnement des hydrosystèmes (rupture totale ou partielle de la continuité écologique, modification de la morphologie, des écoulements, artificialisation des débits...). Les principaux indicateurs d'aléas utilisés dans l'analyse de risques sont :

- Le nombre cumulé d'ouvrages par tronçons ;
- Le linéaire ennoyé par les retenues ainsi que leur surface ;
- La présence ou l'absence d'ouvrages de franchissement et l'estimation de l'efficacité de franchissement de l'ouvrage (par expertise et/ou issue des résultats d'expérimentation) ;
- Les plages de fonctionnement des dispositifs de franchissement, en utilisant les données des stations de comptage, du radiopistage ou en utilisant les plages de débits pour lesquelles ils ont été dimensionnés ;

3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PREDATION

Un indicateur lié à la prédation des silures a pu être pris en compte dans l'analyse de risques. Il se base les observations réalisées par MIGADO lors de différents suivis. A partir du suivi 2017, les attaques de silure sont systématiquement comptabilisées au moment des bulls sans toutefois pouvoir déterminer s'il y a eu prédation ou non. Ces observations ne concernent qu'un tronçon (T4), c'est le seul où l'évaluation a pu être menée.

D'autres aléas concernant la prédation ont été envisagés mais il a été impossible de les intégrer dans l'analyse, pour l'instant, par manque de données quantitatives (prédation par les oiseaux, les carnassiers (maigre dans l'estuaire), ...). Ils pourront être envisagés dans la discussion de l'analyse de risques.

3.6. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES ACCIDENTELLES

Ils concernent l'activité de pêche (pêcheurs de loisir, amateurs aux engins, professionnels fluviaux et marins). Ils se basent sur les informations récoltées auprès des différentes associations de pêcheurs (effectifs par catégories et par tronçons), sur les textes réglementaires encadrant les pratiques dans les différents départements concernés (périodes d'ouvertures et caractéristiques techniques des engins utilisés), et sur les espèces recherchées et les périodes de pêche.

3.7. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS

Pour la présente analyse de risques, il est considéré que les aléas présentent 4 niveaux d'intensité de pression sur les enjeux :

¹ Lié à des phénomènes naturels tels que l'hydrologie ou la température. Nous avons conscience qu'hydrologie comme température ne sont plus vraiment « naturelles » car de nombreuses activités humaines les influencent mais de manière indirectes (modifications sur le bassin versant pour l'hydrologie par exemple, suppression du substrat alluvial, changement climatique pour la température...).

- Niveau 0 : non détecté ;
- Niveau 1 : intensité faible ;
- Niveau 2 : intensité moyenne ;
- Niveau 3 : intensité forte.

Une des difficultés de l'exercice est de déterminer ce niveau d'intensité d'un aléa en fonction de la valeur des indicateurs d'aléas qui ont été calculés.

Dans la plupart des cas, le niveau d'intensité des indicateurs d'aléas est directement lié à des dépassements d'un ou plusieurs seuils (en % du temps, % des années, % des données, % du tronçon ...). Le Tableau 4 énumère les principales règles suivies.

Tableau 4 : Principales règles appliquées pour la détermination des niveaux d'intensité des aléas.

	Précisions sur les paramètres	Niveaux d'intensité	Règles appliquées
Physico-chimie classique	Effets létaux	1	<5% des données
		2	Entre 5 et 10 % des données
		3	>10% des données
	Effets sub-létaux	1	<25% des données
		2	Entre 25 et 50 % des données
		3	>50% des données
	Stress	1	<33% des données
		2	Entre 33 et 66 % des données
		3	>66% des données
Température continue et certains paramètres hydrologiques (Nb de jours sous le QMNA2, le QMNA5, débits favorables à l'apparition du bouchon vaseux...)		1	Moins de 10% du temps ou de 80% des années
		2	10 à 40% du temps et 80% à 100% des années
		3	>40% du temps et 80% à 100% des années
Autres paramètres hydrologiques (Crues...)		1	<33% des années
		2	Entre 33 et 66 % des années
		3	>66% des années
Hydromorphologie (surface de roche mère, linéaire de retenue, linéaire de TCC)	Habitats	1	<15% du tronçon
		2	Entre 15 et 30 % du tronçon
		3	>30% du tronçon
Hydromorphologie (surface de roche mère)	Migration génésique	1	<25%
		2	Entre 25 et 50 %
		3	>50%
Hydromorphologie (nombre de seuils géologiques)	Migration génésique	1	<0.5 par km
		2	Entre 0.5 et 1 par km
		3	>1 par km

4. LA VULNERABILITE

La vulnérabilité est **la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité**.

Trois niveaux de vulnérabilité ont été définis pour l'analyse de risques grande alose :

- Niveau 1 : perturbation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 2 : dégradation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 3 : non réalisation de l'enjeu.

Il est important de noter ici que la vulnérabilité se définit à l'échelle de la population de grande alose et non à l'échelle individuelle.

Pour un aléa donné, il peut y avoir plusieurs niveaux de vulnérabilité. Par exemple la température va avoir des effets différents en fonction de son intensité et de l'enjeu considéré : stress, perturbation ou arrêt de l'alimentation, des déplacements, apparition d'effets sub-létaux, mortalité...

Une étude de la bibliographie internationale, reprenant des monographies, des articles scientifiques, des rapports d'études, des synthèses bibliographiques, des actes de colloques, des guides méthodologiques (voir chapitre bibliographie) a permis de déterminer des plages de vulnérabilité pour un certain nombre d'aléas, principalement ceux liés à la physicochimie. Malheureusement, les études menées sur la grande alose sont beaucoup moins nombreuses que sur le saumon atlantique. En conséquence, il a été choisi d'utiliser les plages de vulnérabilités définies pour le saumon atlantique pour quelques aléas pris en compte dans cette analyse de risques (nitrites et aux matières en suspension notamment).

4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE

Parmi les aléas liés à la physico-chimie, le facteur température et son impact sur les différents stades du cycle biologique de l'alose de Garonne est le mieux renseigné : soit par l'étude en laboratoire (travaux de l'IRSTEA sur les plus jeunes stades notamment), soit lors des différents suivis réalisés (suivis de la migration aux stations de contrôle et de la reproduction effectués par MIGADO). Grâce à ces données, des gammes de température avec différents niveaux de vulnérabilité ont pu être définies par enjeu (Tableau 5).

Pour les autres paramètres physicochimiques, les rares informations qui ont pu être trouvées dans la bibliographie concernent, dans le meilleur des cas, la grande alose en général (sans distinction des différents stades-enjeux) ou à défaut, l'alose américaine, *Alosa sapidissima*, espèce proche de la grande alose (Tableau 6).

Par contre, pour les aléas liés à l'ammoniac, aux nitrites et aux matières en suspension, aucune donnée n'a été trouvée concernant directement la grande alose ou même l'alose américaine. Les différents niveaux de vulnérabilité pour ces aléas ont été repris dans l'analyse de risques « saumon ». Les résultats seront ensuite discutés et pondérés par le fait qu'aucun seuil spécifique à la grande alose n'a pu être trouvé dans la bibliographie.

Pour rappel, la détermination des seuils retenus chez le saumon pour l'aléa MES est détaillé dans la note explicative de l'analyse de risques « saumon ». Pour les **4 indicateurs** développés sur **les micropolluants** présents dans l'eau, la méthode qui a été développée conduit à déterminer **directement le niveau de risques** sans passer par l'intermédiaire de la vulnérabilité (voir chapitre 5.2.1).

Tableau 5 : Gammes de températures retenues et vulnérabilités associées pour l'aléa température appliqué aux 5 enjeux grande alose.

	Gamme en °C	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	<11	Mortalité presque totale	3
	[11-14[	Fortes mortalités	3
	[14;17[	Début des mortalités	2
	]25-27]	Début des mortalités	2
	]27-30]	Fortes mortalités	3
	>30	Mortalité presque totale	3
Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	<3	Fortes mortalités	3
	[3;10[	Faibles mortalités	2
	]25;30]	Faibles mortalités	2
	>30	Fortes mortalités	3
Enjeux 3 : Dévalaison des alosons	<3	Fortes mortalités	3
	[3;10[	Faibles mortalités	2
	]25;30]	Faibles mortalités	2
	>30	Fortes mortalités	3
Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	<7.5	Pas d'activité migratoire	1
	[7.5;10[	Stress, migration limitée	1
	]20;25]	Stress, migration limitée	1
	>25	Arrêt, début mortalité	2
Enjeux 5 : Adulte en reproduction	<10	Pas d'activité de reproduction	1
	[10;14[	Stress, reproduction limitée	1
	]23;26]	Stress, reproduction limitée	1
	>26	Arrêt reproduction, début mortalité	2

Tableau 6 : Gammes retenues et vulnérabilités associées pour les principaux aléas relatifs à la physicochimie appliqués à la grande alose.

Aléa	Enjeux	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Oxygène (mg/l)	tous les stades	< 3.3	Fortes mortalités	3
		[3.3-4.3[	Stress important	2
		[4.3-5.8[	Stress modéré	1
pH	œufs/larves	< 5.5	Fortes mortalités	3
		[5.5-6[	Mortalités importantes	2
		> 8.5	Mortalités importantes	2
	Juvéniles, alosons et adultes	< 5.5	Fortes mortalités	3
		[5.5-6[	Mortalités importantes	2
		> 9.9	Mortalités importantes	2
Nitrites (mg/l)	tous les stades	]0.01-0.1]	Stress	1
		]0.1-0.25]	Effets sub-létaux	2
		> 0.25	Fortes mortalités	3
Ammoniac NH3 (µg/l)	tous les stades	]5-25]	Stress	3
		]25-150]	Mortalités importantes	
		> 150	Fortes mortalités	2
MES (g/l)	tous les stades	]0.25;2]	Stress physiologique	1
		]2;70]	Début des mortalités	2
		> 70	Fortes mortalités	3

4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Pour les paramètres hydromorphologiques quantifiés par tronçon pour la situation actuelle, les niveaux de vulnérabilité retenus sont donnés dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Vulnérabilités associées pour les principaux aléas « hydromorphologie ».

	Enjeux	Effet	Niveau de vulnérabilité
Linéaire de retenue, surface de roche mère	Oufs/larves et reproduction	Pertes de fonctionnalité des habitats	2
Surface de roche mère, linéaire de TCC, linéaire de retenue	Juveniles	Baisse de la qualité des habitats	1
Surface de roche mère, nombre de seuils géologiques	Adultes en montaison	Perturbation ² des conditions de montaison	1

4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

A partir des chroniques de données des suivis de la migration des aloses (stations de comptage de Golfech et du Bazacle) et de la reproduction, il a été déterminé des gammes ou seuils de débits pour certains enjeux et fait un lien avec une vulnérabilité (Tableau 8).

Tableau 8 : Gammes et seuils de débits retenus et vulnérabilités associées pour l'aléa hydrologie appliqué aux enjeux grande alose.

	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie proche de la frayère	1.3M < Q < 3.4M	Faibles mortalités	1
	3.4 < Q < biennale	Mortalités moyennes	2
	Q > biennale	Fortes mortalités	3
Enjeu 2 : Croissance des juvéniles	QMNA5	Perte d'habitats	1
	Crue biennale	Début des mortalités	2
	Crue quinquennale	Fortes mortalités	3
Enjeux 3 : Dévalaison des alosons	<i>aucune information trouvée dans la bibliographie sur les conditions de dévalaison des alosons</i>		
Enjeu 4 : Adultes en migration génésique	QMNA2	Migration limitée	1
	4 M < Q < biennale	Migration limitée	1
	Crue biennale	Migration stoppée	2
Enjeux 5 : Adulte en reproduction	< QMNA5	Perte importante d'habitats	2
	QMNA5 < Q < 0.34M	Perte significative d'habitats	1
	1.3M < Q < 3.4M	Perte significative d'habitats	1
	Q > 3.4M	Perte importante d'habitats	2

² Jusqu'à preuve du contraire, c'est-à-dire vérification de problème important au franchissement de certains seuils géologiques ou « canyon » dans la roche-mère

Seul l'enjeu 3 concernant la dévalaison des alosons n'a pu être renseigné faute d'informations à ce sujet. Contrairement aux smolts pour lesquels il existe une fenêtre physiologique de dévalaison et la nécessité pour eux d'atteindre l'estuaire pendant une certaine période, la dévalaison des alosons semble se faire sans contraintes particulières liées à une adaptation à un changement de milieu (passage du milieu dulçaquicole au milieu marin) ni sur une période précise (dévalaison pouvant aller de juillet à novembre-décembre, présence dans l'estuaire toute l'année). Compte tenu de ce comportement migratoire, les conditions hydrologiques durant la dévalaison semblent moins prépondérantes dans la réussite de cet enjeu que chez les smolts.

4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT

Dans le cas des barrages et centrales hydroélectriques, la vulnérabilité est principalement liée à l'effet produit sur le stade considéré (Tableau 9).

Tableau 9 : Paramètres, seuils retenus et vulnérabilités associées pour l'aléa ouvrage appliqués aux enjeux grande alose.

	Paramètre / Gamme / Seuil	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeux 3 et 4 : Croissance des juvéniles	Retenue	Perte d'habitats lotiques	2
	TCC	Perte d'habitats	1
Enjeu 5 : Dévalaison	Présence de retenues de grande dimension	Retard, égarement, arrêt	2
	Présence de centrales hydroélectriques	Mortalité par passage dans les turbines	3
Enjeux 6 et 7 : Montaison des adultes	Dimensionnement du dispositif de franchissement	Perte d'efficacité des passes à poissons	1 ou 2**
	Nombre et franchissabilité des ouvrages	Retard, arrêt de migration	1, 2 ou 3**
	Présence de retenues de grande dimension	Retard, égarement, arrêt	3
Enjeu 8 : Reproduction	Retenue	Perte d'habitats lotiques	3

** : vulnérabilité variable en fonction de la possibilité ou non de se reproduire à l'aval sur le tronçon.

4.5. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PREDATION

Pour l'aléa prédation, la vulnérabilité a été évaluée sur l'enjeu 5 (adultes en reproduction) et sur le tronçon 4 (les frayères agenaises qui sont suivies actuellement de manière continue). Lors des suivis de l'activité de reproduction des aloses sur la Garonne à l'aval de Golfech, seules les attaques des aloses au moment du bulls peuvent être comptabilisées. Il n'y a pas pour le moment de connaissance sur le taux de réussite de ces attaques ni les conséquences de ces attaques sur le comportement des aloses en phase de reproduction. Le niveau de vulnérabilité

retenu est donc de 2 (stress important en cas d'attaque qui échoue et mortalité en cas de réussite).

La vulnérabilité a également été évaluée sur l'enjeu 4 (migration des géniteurs) sur le tronçon 5 (qui comprend l'ascenseur de Golfech – 80% des aloses attaquées dans le canal de transfert et peu de possibilités d'évitement), la prédation conduisant à la mort de l'individu le niveau de vulnérabilité retenu est donc de 3.

4.6. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS « CAPTURES ACCIDENTELLES »

La détermination de la vulnérabilité liée à l'aléa « captures accidentelles » n'est appliquée qu'à l'enjeu 4 (adultes en montaison). Pour l'enjeu 3 (aloses en dévalaison) nous disposons d'une estimation des mortalités générées par les activités de pêche de la crevette et de la civelle dans l'estuaire. Ces données nous permettent de déterminer directement un niveau de risques (voir chapitre 5.2.3).

La pêche de la grande alose est interdite sur le bassin de la Garonne depuis le moratoire de 2008. Les poissons capturés accidentellement doivent être remis à l'eau rapidement dans le meilleur état de forme possible.

Pour les pêcheurs amateurs aux lignes, la pratique de la pêche peut amener à la capture accidentelle d'individus par les pêcheurs d'alose feinte. Dans ce cas, même si l'individu est remis rapidement à l'eau dans les meilleures conditions, compte tenu de la fragilité de ce poisson, la mortalité n'est pas à exclure mais n'est certainement pas totale. La vulnérabilité retenue est donc de niveau 2.

Pour les pêches aux engins, nous considérons que les filets « emmêlants » « pochants » (tramail) génèrent une vulnérabilité moindre (de niveau 2) que les filets maillants plus traumatisants (niveau de vulnérabilité 3, plus de pertes même après une intervention rapide pour démailler le poisson).

Nous ne traitons pas ici du braconnage, par nature inconnu.

5. LE RISQUE

5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL

Le risque est défini par le croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu à cet aléa (Tableau 10) :

		Niveau de Vulnérabilité		
		1	2	3
Intensité de l'Aléa	0	0	0	0
	1	1	2	3
	2	2	4	6
	3	3	6	9

Tableau 10 : Définition des niveaux de risque.

Ainsi différents scores de risque sont obtenus, ils sont regroupés en 5 niveaux de risque :

- Pas de risque : score de 0
- Risque faible : score de 1 et 2,
- Risque moyen : score de 3 et 4,
- Risque fort : score de 6,
- Risque très fort : score de 9.

Dans certains cas le risque envisagé n'a pu être évalué par manque d'informations ou de données. Il pourra néanmoins être discuté.

5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS

Dans certains cas le niveau de risque n'est pas déterminé par croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité. Ces cas particuliers sont détaillés ci-dessous.

5.2.1. Cas de la micropollution

5.2.1.1. Construction des indicateurs de micropollution

L'indicateur utilisé ici quantifie **un niveau relatif de contamination (et non une toxicité avérée)** afin de mettre en évidence des stations, des secteurs et des périodes à problème.

Cet indicateur est calculé pour faire la synthèse de **nombreux résultats de concentrations de nombreuses substances polluantes**.

L'indicateur de micropollution est constitué de 9 métriques regroupées en 3 catégories (Figure 5). Pour chaque période de temps à une station donnée on calculera :

- 3 métriques qualifiant la présence des substances (en nombre, fréquence et cumul de concentrations) ;
- 3 métriques qualifiant la toxicité des substances (en nombre, fréquence et cumul de l'intensité des dépassements des seuils de toxicité) ;
- 3 métriques qualifiant la qualité des données d'entrée (en nombre, fréquence et limite de quantification).

Développement d'un indicateur – Structure de l'indicateur

Un indicateur basé sur des métriques / Choix des métriques

Les métriques sont calculées pour une station et sur une période de temps
⇒ nombreuses concentrations concernant de nombreuses substances.

Catégorie	Processus ou paramètres recherchés	Métriques correspondantes
Présence	Perturbations endocriniennes potentielles	<i>P1. Nombre de substances quantifiées</i>
	Durée d'exposition (présence)	<i>P2. Fréquence moyenne de quantification</i>
	Concentration totale en polluant	<i>P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées</i>
Toxicité (> seuil)	Effets cocktails des toxiques	<i>T1. Nombre de substances en dépassement</i>
	Durée d'exposition (toxicité)	<i>T2. Fréquence moyenne de dépassement</i>
	Effets additifs des toxicités	<i>T3. Cumul des taux de dépassement maximaux</i>
Qualité des données	Quantité des données	<i>Q1. Nombre de substances recherchées</i>
	Fréquence de prélèvement	<i>Q2. Fréquence moyenne de recherche par substances</i>
	Qualité des analyses en terme de limite de quantification	<i>Q3. Pourcentage de substance sans difficulté de quantification</i>

Figure 5 : Structure de l'indicateur.

Si une indication sur la "présence" de substance ne requiert que le résultat des analyses d'eau (quantification ou non), une indication sur la "toxicité" des substances fait référence au dépassement d'un seuil de "toxicité".

5.2.1.1.1. Seuils de toxicité

La "toxicité" des eaux est évaluée à partir de seuils de toxicité/écotoxicité issus de bases de données institutionnelles.

Deux types de seuils sont utilisés :

1. **Des seuils généraux d'écotoxicité** issus des bases de données institutionnelles françaises :

- a. NQE : normes de qualité environnementales (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) ;
- b. VGE : valeurs guides environnementales (INERIS – DCE) ;
- c. PNEC : predicted non effect concentration (ANSES - Agritox : <http://www.agritox.anses.fr/>).

NQE et VGE définissent des seuils à ne pas dépasser sous forme de MA (moyenne annuelle, représentant plutôt une toxicité chronique) et CMA (Concentration Maximale Admissible, représentant plutôt une toxicité aiguë). Ces valeurs seuils sont définies pour différentes catégories d'organismes et d'usages de l'eau.

Pour cette étude, nous avons retenu les seuils les plus bas, parmi les 3 types référencés (MA, CMA, PNEC) concernant les organismes aquatiques d'eau douce (contrairement à la DCE qui tient compte d'un autre arbitrage). Comparer les concentrations mesurées aux seuils minimaux permet ainsi d'optimiser la discrimination des zones entre elles et d'identifier des risques potentiels (**maximisation du risque**).

2. **Des seuils de toxicité spécifiques des différentes espèces d'aloses** issus de la base de données ECOTOXicologyKnowledgebase de l'Environmental Protection Agency (EPA, USA : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>).

Deux types de seuils sont recherchés :

- a. Des seuils de toxicité aiguë (de type LC50³) ;
- b. Des seuils apparentés à une toxicité chronique (de type LOEC⁴).

La consultation de la base EPA n'a pas permis la réalisation d'un indicateur spécifique pertinent pour les aloses, contrairement à ce qui avait pu être réalisé pour le saumon.

5.2.1.1.2. Choix des substances pour l'indicateur

Seules les substances analysées faisant l'objet d'un seuil de toxicité (substances dont la nocivité est avérée) sont retenues dans l'indicateur.

Des seuils sont ainsi définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

Les substances sont regroupées en 3 classes :

- Les "métaux et ETM" (éléments traces métalliques) et métalloïdes (23 substances) ;
- Les "pesticides" (96 substances) ;
- Les "micropolluants organiques hors pesticide", regroupant les 41 substances non incluses dans les 2 catégories précédentes.

L'indicateur micropollution est appliqué aux différents types de substances, comme détaillé dans le chapitre ci-après.

5.2.1.1.3. Choix des stations sur la Garonne et ses affluents

Le calcul de l'indicateur est réalisé pour l'ensemble des stations sélectionnées sur la Garonne et l'aval de ses affluents. La rivière Ariège fait également l'objet d'un examen (5 stations). **Il n'y a pas de station de mesures permettant d'effectuer le calcul des indicateurs sur le**

³ Concentration létale pour 50% des individus

⁴ Plus petite concentration conduisant à un effet observable

tronçon T1 (partie aval de l'estuaire de la Gironde). Une seule station est disponible en T2 (de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne) ; la station est située en amont de Bordeaux, elle n'intègre donc pas l'impact de l'agglomération.

Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur permet de caractériser 24 points sur le fleuve et 45 affluents.

5.2.1.1.4. Choix de la période d'étude et de la période de temps

La période d'étude choisie couvre les années 2009 à 2014.

Ces 6 années de suivi incluent 2 années (2009 et 2012) particulièrement bien documentées en matière d'analyses pour un grand nombre de substances.

La plupart des substances ne faisant l'objet que d'un faible nombre d'analyses par station et par an, les résultats d'analyses de chaque station sont regroupés par mois pour l'ensemble de la période étudiée : le mois de janvier (par exemple) englobe donc les résultats des 6 mois de janvier des années 2009-2014.

Pour certaines substances, des mois sont plus représentés que d'autres en résultats d'analyses. Afin d'optimiser la qualité des résultats de l'indicateur (score de la métrique de qualité le plus homogène possible), nous avons fait le choix de regrouper certains mois quand c'était pertinent.

5.2.1.1.5. Normalisation et pondération des données

Une fois les métriques calculées, ces dernières sont normalisées sur 100 points et pondérées entre elles (Figure 6).

Catégorie	Métrique (normalisée entre 0 et 100)	Critère de normalisation	Pondération métrique	Somme par catégorie	« Indicateur »	
PRÉSENCE	P1. Nombre de substances quantifiées	100 ⇨ Max	1	/300	/600	
	P2. Fréquence moyenne de quantification des substances quantifiées	100 ⇨ 100%	1			
	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées	100 ⇨ centile 95	1			
TOXICITÉ	T1. Nombre de substances en dépassement	100 ⇨ Max	1	/300		
	T2. Fréquence moyenne de dépassement des substances en dépassement	100 ⇨ 100%	1			
	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux	100 ⇨ centile 95	1			
« Qualité des données »						
QUALITÉ DES DONNÉES	Q1. Nombre de substances recherchées	100 ⇨ Max	1,50	/300	/300	
	Q2. Nombre moyen de recherches par substance	100 ⇨ Max	1			
	Q3. Pourcentage de substances sans difficulté de quantification	100 ⇨ Max	0,50			

Figure 6 : Normalisation, pondération et agrégation des métriques de l'indicateur.

Une fois les métriques normalisées et pondérées, elles sont agrégées pour former 2 scores : un score "Présence + Toxicité" sur 600 points agrégeant les métriques de présence et de toxicité et un score "Qualité" sur 300 points associant les métriques de qualité des données.

L'indicateur calculé est un indicateur multimétrique, un même résultat peut donc être obtenu par différentes combinaisons de métriques. Une situation dégradée (= score important) peut ainsi être due (i) à un faible nombre de substances excédant fortement leur seuil respectif de toxicité ou (ii) à un grand nombre de substances en faible dépassement.

Un score de 600 correspond à une situation [station x période] ayant obtenu le plus haut score simultanément pour chacune des 6 métriques de présence et de toxicité.

Appliqué aux pesticides un score de 400 points a ainsi une toute autre signification que le même score (400 points) obtenu pour un indicateur calculé sur un autre groupe de substances.

Le score de chaque indicateur doit donc être interprété indépendamment et relativement à la signification objective des plus hauts scores.

Un exemple de résultat est donné par la Figure 7 :

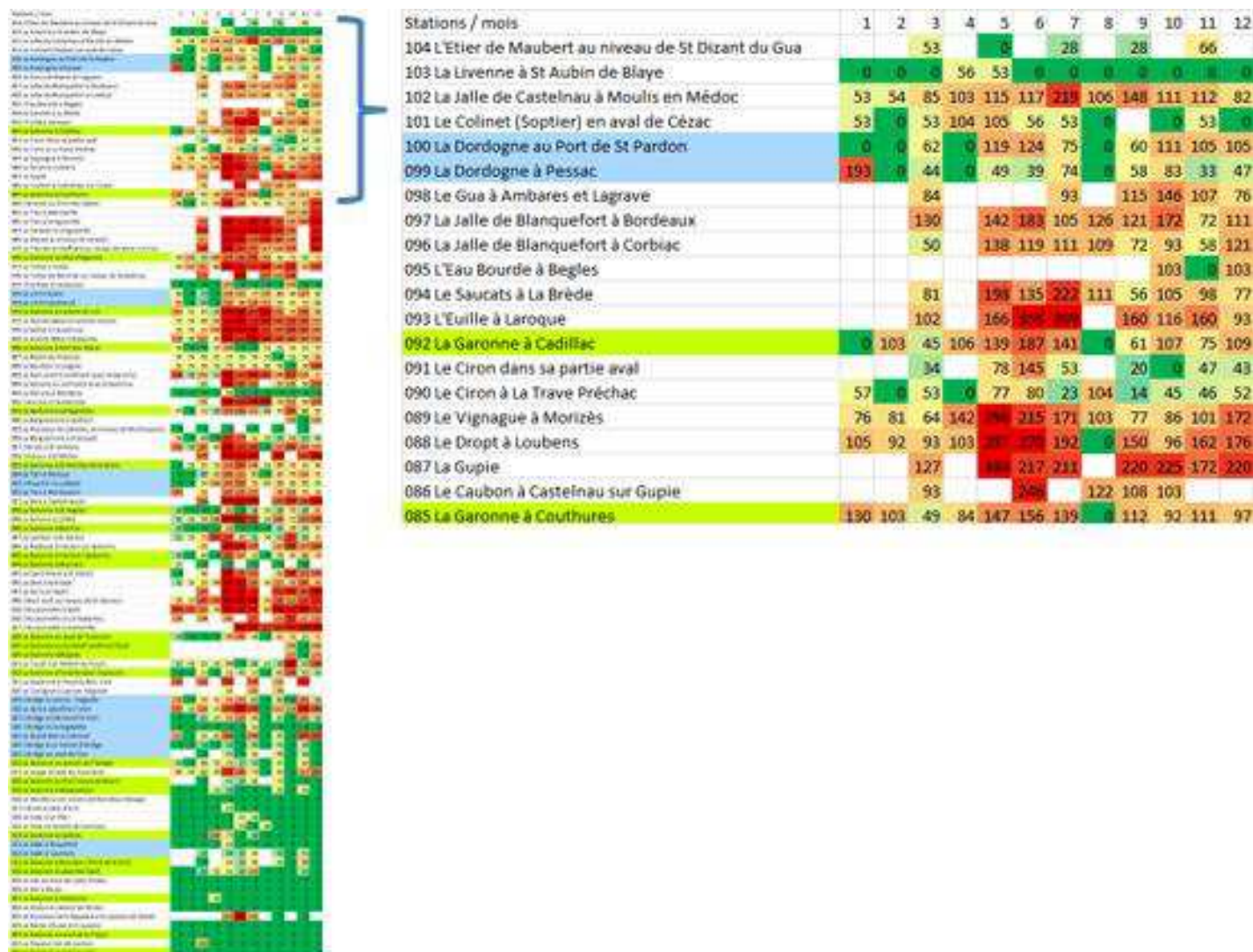


Figure 7 : Grille de résultats pour l'indicateur micropollution pesticides (score présence et toxicité). 97 stations du linéaire de Garonne et de ses affluents et 7 stations sur l'Ariège pour 96 substances. Les noms des stations de Garonne sont sur fond vert, les principaux affluents et les stations Ariège sur fond bleu et les affluents secondaires sur fond blanc. Un gradient de couleur basé sur la distribution des données facilite la lecture (rouge : valeurs les plus élevées correspondant aux situations les plus dégradées, jaune : valeurs médianes, vert : valeurs les plus faibles correspondant aux situations les moins dégradées).

Pour cet exemple, sur la grille de résultats ci-dessus (Figure 7), les 10 situations les plus dégradées (parmi celles en rouge) se situent sur les petits affluents au mois de mai, avec un score moyen de 431 correspondant en moyenne (la valeur médiane est indiquée entre parenthèse) à :

- 28 (29) substances détectées ;
- 8 (7) substances en dépassement ;
- Un cumul des concentrations maximales des substances quantifiées de 23 (24) $\mu\text{g/L}$;
- Un cumul des taux de dépassements maximums de 345 (309) fois les seuils.

Un score de zéro indique quant à lui, qu'aucune substance n'est quantifiée pour la station et le mois correspondant dans la période 2009-2014.

5.2.1.1.6. Application de l'indicateur pour plusieurs types de micropollution

En plus de l'indicateur micropollution pesticides présenté en exemple, la même démarche est appliquée pour évaluer plusieurs types de micropollutions.

Au final 3 indicateurs caractérisant diverses micropollutions sont calculés (Tableau 11) :

Tableau 11 : Les 3 indicateurs de micropollution calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité).

Indicateurs retenus	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution métaux et ETM (Toxicité seule)	2 mois	23
Micropollution pesticides (P+T)	1 mois	96
Micropollution organique hors pesticide (P+T)	2 mois	41

On notera que, pour la "Micropollution métaux et ETM", seule la métrique de toxicité est utilisée dans le calcul de l'indicateur. Les métaux et métalloïdes sont souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux ; la métrique de présence des substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.2. Calcul du risque dans le Cas des indicateurs de « micropollution »

Dans le cadre de l'analyse de risques, l'objectif est d'obtenir une caractérisation de la "qualité" des eaux vis-à-vis des différents stades de vie de la grande alose pour leurs périodes de présence respectives et sur les différents secteurs de Garonne associés.

Pour les 3 indicateurs retenus, le score de l'indicateur de micropollution pour l'enjeu, le tronçon et la période est tout d'abord calculé sur chaque station à partir des grilles mensuelles. Le score de l'indicateur est ainsi moyenné sur la période de présence du stade (moyenne pondérée par le nombre de jour de présence du stade dans le tronçon considéré). Le passage de la station au tronçon est réalisé en prenant le score maximum des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Ne pouvant évaluer un aléa et une vulnérabilité à chaque situation, c'est directement le risque sur une échelle de 1 à 9 qui est évalué à partir du résultat de l'indicateur de micropollution.

En absence d'étude dédiée sur les aloses permettant une association la plus directe possible entre un impact sur le poisson et la présence de contaminants, **nous avons fait le choix de transposer pour les aloses la définition des niveaux de risques obtenus pour le saumon atlantique** (une fois encore nous avons fait le **choix de maximiser ce risque**).

Sur la base des niveaux de risque ainsi déterminés, le calcul du risque micropolluant est réalisé pour l'ensemble des tronçons et des périodes de présence des différents stades de la grande alose.

La méthodologie concernant la détermination des niveaux de risque pour le saumon atlantique est mentionnée pour rappel dans les 3 sections suivantes.

5.2.1.2.1. Choix d'une approche directe de détermination du risque (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique)

Plutôt que de caractériser un aléa, une vulnérabilité et d'en déduire un risque pour chaque substance liée à la micropollution des eaux, le choix a été fait de caractériser directement un risque associé aux valeurs de chaque indicateur de micropollution. En effet :

- Dans la bibliographie il existe peu de seuils de toxicité identifiés sur les différents stades biologiques du saumon au regard de plusieurs centaines de substances dosées et détectées dans l'eau ;
- Malgré l'utilisation de plusieurs années de données, les données par substance sont généralement assez lacunaires une fois distribuées par stade de développement et par tronçon. En conséquence l'estimation de l'aléa pour une substance serait peu représentative d'une période de présence ;
- La détermination d'une vulnérabilité substance par substance ou notamment d'un effet « cocktail » (mélange de plusieurs substances) est problématique. L'effet cocktail n'étant pas pris en considération dans les tests de toxicité molécule par molécule.

L'objectif est donc d'évaluer un risque des effets globaux de la présence de molécules en mélange plutôt que substance par substance.

Ce calcul sera appliqué aux 3 risques : métaux, pesticides et micropolluants organiques. Ces substances correspondent à des origines différentes (agricole, industrielle, domestique), et à des effets différenciés sur l'écosystème.

La difficulté de cette approche est de définir un niveau de risque : il est donc nécessaire de s'appuyer sur des études dédiées permettant une association entre un impact sur le saumon et la présence de contaminants.

5.2.1.2.2. La stratégie retenue pour définir le niveau de risque lié à l'indicateur pesticides (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique)

Le niveau de risque (entre 0 et 9) est codé selon le score de l'indicateur considéré. Le risque 0 est jugé négligeable, le risque 9 maximal. Il s'agit donc pour nous d'associer une échelle de valeur des scores de l'indicateur à une échelle de valeur de niveau de risque.

La stratégie d'attribution du niveau de risque est basée sur les travaux de Croze et al. (2006) dans le secteur Malausse - Belleperche (20 km). Nous disposons de 3 stations documentées sur ce secteur (La Garonne à Lamagistère, La Garonne à St-Nicolas de la Grave, La Garonne à St-Aignan).

Il s'agit d'une étude de radiopistage des géniteurs du saumon en lien avec la contamination par les pesticides sur la période 2004-2005. Dans cette étude, Croze et al. (2006) indiquent que si les concentrations en pesticides ne permettent pas, à elles seules, d'expliquer les renoncements des géniteurs radiopistés en montaison, en situation de contamination, les renoncements sont plus nombreux et la mortalité est aggravée.

Le niveau de contamination dans le secteur Malausse - Belleperche en période de montaison sur la période 2004-2005 peut donc être considéré comme **un risque avéré** pour le saumon. Par analogie, les scores calculés pour l'indicateur de micropollution pesticides sur chacune des 3 stations disponibles (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM sur le secteur sont moyennés et **associé à un niveau de risque de 3.**

Les autres bornes de l'échelle se basent sur la distribution des résultats de l'indicateur (Tableau 12) :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;

- Les niveaux de risque de 3 à 9 divisent en 7 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 regroupent les 3 suivantes,
 - Le niveau de risque 9 correspond à la dernière classe de distribution.

Tableau 12 : Niveaux de risque et résultats de l'indicateur Micropollution pesticide. Le niveau de risque entre 2 et 3 (barre épaisse) est déterminé par la moyenne des scores pour l'indicateur de micropollution pesticides des 3 stations : la Garonne à Lamagistère, la Garonne à St-Nicolas de la Grave, la Garonne à St-Aignan (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM. Les autres bornes s'ajustent en fonction la distribution des résultats de l'indicateur de micropollution pesticides de part et d'autre de la limite 2-3.

Niveau de risque	1	2	3	4	6	9
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 en deçà du seuil 2 à 3	50 - 100 en deçà du seuil 2 à 3	0 - 14 au-delà du seuil 2 à 3	14 - 43 au-delà du seuil 2 à 3	43 - 86 au-delà du seuil 2 à 3	86 - 100 au-delà du seuil 2 à 3
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution pesticides	1 à 53	54 à 79	80 à 97	98 à 134	135 à 258	>258

5.2.1.2.3. Stratégie pour les autres indicateurs de micropollution (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique)

Les niveaux de risque sont obtenus pour les autres indicateurs de micropollution (Micropollution métaux et ETM, Micropollution organique hors pesticide) en suivant la même méthodologie, faisant l'hypothèse que le niveau de contamination pour la période 2009-2014 sur le secteur St Aignan - Lamagistère lors du pic de migration correspondait à niveau de risque de 3 (même niveau que précédemment) pour l'ensemble des indicateurs de micropollution (et non uniquement pour l'indicateur micropollution pesticides).

Compte tenu du moindre niveau de toxicité rencontré pour ces substances (en nombre de substances détectées, substances en dépassement, cumul des concentrations maximales des substances quantifiées, cumul des taux de dépassements maximums) et de l'absence de travaux dédiés directement à l'étude de la toxicité de ces substances sur le saumon, **le niveau maximum de niveau de risque est fixé à 6 (et non 9 comme pour les pesticides).**

Les bornes des niveaux de risques se basent ainsi sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

5.2.2. Cas des passages des alosons dans les turbines des centrales hydroélectriques

Lorsque qu'un aloson transite par une turbine, il est soumis à diverses contraintes susceptibles d'entraîner des mortalités notables : risques de chocs contre les parties fixes ou mobiles de la

turbine, accélérations et décélérations brutales, variation de pression. Les mortalités sont très variables en fonction des caractéristiques de la turbine, de son régime de fonctionnement, de la hauteur de chute ainsi que de la taille du poisson.

De nombreuses expérimentations ont été menées dans divers pays (USA, Canada, Suède, France, ...) pour déterminer les mortalités résultant du transit dans les principaux types de turbines (Epri, 1987, Larinier et Dartiguelongue, 1989) mais portant essentiellement sur les juvéniles de salmonidés et beaucoup plus rarement sur les Clupéidés.

Selon Travade et Larinier (1992b), les mortalités constatées chez l'aloson dévalant seraient du même ordre de grandeur que chez le smolt. Elles varient en fonction du type de turbines (5 à 90 % pour les turbines Francis, 5 à 20 % pour les turbines Kaplan), de la taille et de la vitesse de rotation de la roue ainsi que de la hauteur de chute. Les roues de grand diamètre et donc ayant des vitesses de rotation modérées sont généralement installées sur des usines de basses chutes que l'on retrouve plutôt sur les parties aval des rivières (comme à Golfech sur la Garonne ou sur le Tarn). Les mortalités pour les alosons sur ces types d'usines sont estimées à 5-10 %.

Un niveau de risque a été attribué directement sur la base des mortalités moyennes des différents ouvrages par tronçon tout en tenant compte de leur positionnement sur le linéaire colonisable par l'alose. Par exemple, l'aménagement de Grépiac sur l'Ariège a des caractéristiques qui engendreraient une mortalité non négligeable mais qui sera pondérée par le fait qu'il se situe à l'extrême amont de l'aire de colonisation de l'alose où, historiquement et encore plus aujourd'hui, quasiment aucun individu ne remonte (1 alose comptabilisée en 2016 et 2018 au Bazacle, 4 en 2017). Sur la base des suivis aloses réalisées depuis le début des années 80, seuls les aménagements de Golfech sur la Garonne et ceux situés sur l'axe Tarn-Aveyron semblent avoir un réel impact sur la dévalaison des alosons.

Une grille de détermination directe du niveau de risque (Tableau 13) a été appliquée pour le transit des alosons dans les turbines **par tronçon de Garonne (et gros affluents)**.

Tableau 13 : Grille de détermination du niveau de risque dans le cas des passages des alosons dans les turbines.

Niveau de risque	Mortalité moyenne estimée sur le tronçon
0	0%
1	NR
2	NR
3	<5%
4	5 à 10 %
6	10 à 20 %
9	> 20 %

5.2.3. Cas des captures accidentelles d'alosons par les pêcheries crevettières et civellières

Comme pour les passages d'aloson à travers les turbines des centrales hydroélectriques, les captures générées par les activités de pêche de la crevette et de la civelle génèrent des mortalités directes du stock estuarien d'alosons.

La même grille de détermination du risque que pour les mortalités générées par le transit des alosons à travers les turbines a été utilisée (Tableau 13).

6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE

Au final, l'analyse de risque Grande Alose sur le bassin de la Garonne revient à considérer **5 enjeux** (phases du cycle biologique) **sur 11 tronçons** de la Garonne et de ses affluents (Lot, Tarn, Aveyron et Ariège). La détermination de deux **périodes par enjeu** (pic de migration et période hors pic) a été effectuée même si nous n'avons conservé au final dans l'analyse que la période de pic de migration.

Près de 2000 risques ont pu être calculés lors de ce travail en utilisant des bases **de données** pouvant dépasser plusieurs centaines de milliers de lignes.

Les résultats de l'analyse de risques seront restitués de **manière cartographique, par enjeu**, en faisant ressortir **pour chaque tronçon** les aléas présentant **les niveaux de risques les plus élevés (4 à 9) ainsi que les tendances significatives**.

7. BIBLIOGRAPHIE

7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT

- Belaud, A., Carette, A., 2002. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 2002.
- Belaud, A., Carette, A., 1999. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1999.
- Belaud, A., Carette, A., 1998. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1998.
- Bellariva, J.L., 1998. Contribution a l'étude du déroulement de la migration et de la reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) en Garonne. Etude prospective de la dévalaison des juvéniles.
- Bouyssonnie, W., Matheron, C., Clavé, D., 2017. Etude survie grande alose : compte rendu d'activité de la production de larves en 2017 et du suivi des alosons. MIGADO.
- Boyer-Bernard, S., 1991. Contribution à la définition de dispositifs d'évitement des centrales hydroélectriques pour les juvéniles de poissons migrateurs.
- Carry, L., 2006a. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2005. MIGADO.
- Carry, L., 2006b. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2006. MIGADO.
- Carry, L., 2005. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2004. MIGADO.
- Carry, L., Borie, G., 2011. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2012. MIGADO.
- Carry, L., Chong, S., 2009. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2008. MIGADO.
- Carry, L., Gaillagot, A., 2016. Suivi de la reproduction de la Grande Alose sur la Garonne en 2015. MIGADO.
- Carry, L., Gaillagot, A., 2014. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2014. MIGADO.
- Carry, L., Goudard, A., 2010. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2009. Suivi du silure au droit de l'usine hydroélectrique EDF de Golfech. Synthèse 2006-2009. MIGADO.
- Carry, L., Jo, R., 2011. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2011. MIGADO.
- Carry, L., Kordeck, J., 2014. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2013. MIGADO.
- Carry, L., Tardieu, P., Karasinski, C., Delpeyroux, J., 2017. Suivi de la reproduction naturelle de la Grande Alose sur la Garonne-2017. MIGADO.
- Carry, L., Tauzin, M., 2011. Suivi de la reproduction de la Grande Alose sur la Garonne en 2010. MIGADO.
- Cassou-Leins, F., Cassou-Leinss, J.J., 1981. Recherches sur la biologie et l'halieutique des migrateurs de la Garonne et principalement de l'alose : *Alosa alosa* L. INPT.
- Cassou-Leins, J.J., 1988. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1988.
- Cassou-Leins, J.J., 1987. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1987.

- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1995. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1995.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1994. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1994.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1993. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1993.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1992. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1992.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1991. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1991.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1989. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1989.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., Barois, J.-P., Peguin, F., 1997. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1997.
- Cassou-Leins, J.J., Carette, A., Dulau, S., 1990. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1990.
- Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., 1986. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1986.
- Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., 1985. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1985.
- Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., Carette, A., 1996. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1996.
- Clavé, D., Lemaréchal, A., 2016. Etude survie grande alose : compte rendu d'activité de la production de larves en 2016 et du suivi des alosons - année test. 2016. MIGADO.
- Croze, O., BLOT, E., DELMAS, F., ALESINA, R., JOURDAN, H., BAU, F., BREINIG, T., 2006. Suivi de la qualité de l'eau de la Garonne lors de la migration anadrome du saumon en amont de Golfech. (No. GHAAPE RA-.04).
- Epri, 1994. Research update on fish protection technologies for water intakes. Report TR-104122, 208 p.
- Gleyzes, F., Larrouture, C., Carry, L., 2000. Suivi de la migration et de la reproduction de la grande alose sur le Tarn et l'Aveyron en 2000. (No. Rapport MIGADO G18-00-RT).
- Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2017. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2016.
- Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2015a. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2015 (rapport d'étude). IRSTEA.
- Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2015b. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2014 (rapport d'étude). IRSTEA.
- Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2013. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2013.
- Larinier, M., Dartiguelongue, J., 1989. La circulation des poissons migrateurs : la transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. Bull. Fr. Pêche Piscic., 312-313, 90 p.
- Lobry, J., Castelnaud, G., 2015. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2014. Etude de la faune circulante 2014.
- Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. IRSTEA.

Martinez, G., Seube, B., Carry, L., 1999. Suivi des migrations et de la reproduction de la grande alose sur le Tarn et l'Aveyron avec suivi de la qualité du milieu. 1999.

Rodier, G., 2007. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne garonne en 2007. MIGADO.

SMEAG, 2015. Synthèse de l'étude de suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2014. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2014. (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2013. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2013. Perspectives pour la campagne 2014. (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2012. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2012. Perspectives pour la campagne 2013 (rapport d'étude). SMEAG.

SMEAG, 2011. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2011. Perspectives pour la campagne 2012. (rapport d'étude). SMEAG.

Taverny, C., 1991. Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne. Université de Bordeaux I, CEMAGREF.

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

7.2. CONSULTÉE POUR DÉFINIR LES GAMMES DE VULNÉRABILITÉ PAR ALEA

Alabaster, J.S., Lloyd, R., Food and Agriculture Organization of the United Nations (Eds.), 1982. Water quality criteria for freshwater fish, 2d ed. ed. Published by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations by Butterworths, London ; Boston.

Bardonnet, A., Jatteau, P., 2008. Salinity tolerance in young Allis shad larvae (*Alosa alosa* L.). Ecology of Freshwater Fish 17, 193–197. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00259.x>

Belaud, A., Carette, A., 2002. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 2002.

Belaud, A., Carette, A., 1999. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1999.

Belaud, A., Carette, A., 1998. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1998.

Carry, L., 2006a. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2005. MIGADO.

Carry, L., 2006b. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2006. MIGADO.

Carry, L., 2005. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2004. MIGADO.

Carry, L., Borie, G., 2011. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2012. MIGADO.

Carry, L., Chong, S., 2009. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2008. MIGADO.

Carry, L., Gaillagot, A., 2016. Suivi de la reproduction de la Grande Alose sur la Garonne en 2015. MIGADO.

Carry, L., Gaillagot, A., 2014. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2014. MIGADO.

Carry, L., Goudard, A., 2010. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2009. Suivi du silure au droit de l'usine hydroélectrique EDF de Golfech. Synthèse 2006-2009. MIGADO.

Carry, L., Jo, R., 2011. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2011. MIGADO.

Carry, L., Kordeck, J., 2014. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la Garonne en 2013. MIGADO.

Carry, L., Tardieu, P., Karasinski, C., Delpeyroux, J., 2017. Suivi de la reproduction naturelle de la Grande Alose sur la Garonne-2017. MIGADO.

Carry, L., Tauzin, M., 2011. Suivi de la reproduction de la Grande Alose sur la Garonne en 2010. MIGADO.

Cassou-Leins, J.J., 1988. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1988.

Cassou-Leins, J.J., 1987. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1987.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1995. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1995.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1994. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1994.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1993. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1993.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1992. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1992.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1991. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1991.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., 1989. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1989.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., Barois, J.-P., Peguin, F., 1997. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1997.

Cassou-Leins, J.J., Carette, A., Dulau, S., 1990. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1990.

Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., 1986. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1986.

Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., 1985. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1985.

Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, F., Carette, A., 1996. Suivi de la Réserve Naturelle de la Frayère d'Alose. Année 1996.

Charles, K., Jatteau, P., 2010. Analyse de la sensibilité des jeunes stades de grande alose *Alosa alosa* aux facteurs de l'environnement. Isrtea-Onema.

Chittenden, M.E., 1972. Responses of Young American Shad, *Alosa sapidissima*, to Low Temperatures. Transactions of the American Fisheries Society 101, 680–685. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1972\)101<680:ROYASA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1972)101<680:ROYASA>2.0.CO;2)

Collin, S., Rochard, E., 2012. Projet de Tableau de bord de la Grande Alose du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne. Méthodes, résultats et perspectives de la démarche.

Crecco, V., Savoy, T., Gunn, L., 1983. Daily mortality rates of larval and juvenile American shad (*Alosa sapidissima*) in the Connecticut River with changes in year-class strength. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40, 1719–1728.

Crecco, V.A., Savoy, T.F., 1985. Effects of biotic and abiotic factors on growth and relative survival of young American shad, *Alosa sapidissima*, in the Connecticut River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42, 1640–1648.

Gleyzes, F., Larrouture, C., Carry, L., 2000. Suivi de la migration et de la reproduction de la grande alose sur le Tarn et l'Aveyron en 2000. (No. Rapport MIGADO G18-00-RT).

Greene, K.E., Zimmerman, J.L., Laney, R.W., Thomas-Blate, J.C., 2009. Atlantic coast diadromous fish habitat: A review of utilization, threats, recommendations for conservation, and research needs. *Atlantic States Marine Fisheries Commission Habitat Management Series* 464.

Gruau, E., 2014. Synthèse des tolérances à la température, au pH, à la concentration en oxygène dissous, à l'ammoniac et aux nitrites des aloses et de la lamproie marine (Projet individuel de Master).

Hundt, M., Schiffer, M., Weiss, M., Schreiber, B., Kreiss, C.M., Schulz, R., Gergs, R., 2015. Effect of temperature on growth, survival and respiratory rate of larval allis shad *Alosa alosa*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 27. <https://doi.org/10.1051/kmae/2015023>

Jatteau, P., Drouineau, H., Charles, K., Carry, L., Lange, F., Lambert, P., 2017. Thermal tolerance of allis shad (*Alosa alosa*) embryos and larvae: Modeling and potential applications. *Aquatic Living Resources* 30, 2. <https://doi.org/10.1051/alr/2016033>

Jatteau, P., Fraty, R., 2012. Etude de la tolérance à l'hypoxie des juvéniles de grande alose.

Leach, S.D., Houde, E.D., 1999. Effects of environmental factors on survival, growth, and production of American shad larvae. *Journal of Fish Biology* 54, 767–786.

Marcy, B.C., Jacobson, P.M., Nankee, R.L., 1972. Observations on the Reactions of Young American Shad to a Heated Effluent. *Transactions of the American Fisheries Society* 101, 740–743. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1972\)101<740:OOTROY>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1972)101<740:OOTROY>2.0.CO;2)

Martinez, G., Seube, B., Carry, L., 1999. Suivi des migrations et de la reproduction de la grande alose sur le Tarn et l'Aveyron avec suivi de la qualité du milieu. 1999.

Moss, S.A., 1970. The Responses of Young American Shad to Rapid Temperature Changes. *Transactions of the American Fisheries Society* 99, 381–384. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1970\)99<381:TROYAS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1970)99<381:TROYAS>2.0.CO;2)

Navarro, T., Carrapato, C., Ribeiro, F., 2014. Effects of temperature, salinity and feeding frequency on growth and mortality of twaite shad (*Alosa fallax*) larvae. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 07. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013089>

Rodier, G., 2007. Suivi de la reproduction de la grande alose sur la moyenne Garonne en 2007. MIGADO.

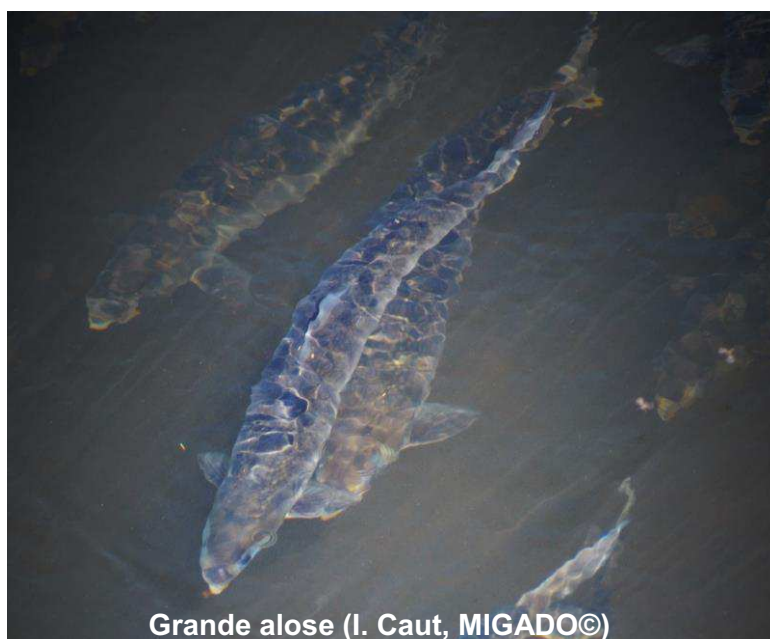
Se référer aussi à la bibliographie « saumon » pour la définition des gammes de vulnérabilité par aléa pour certains paramètres (ammoniac, nitrites et matières en suspension).



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

-

Analyse des risques « grande alose » sur le bassin de la Garonne Résultats, synthèse et discussion



Grande alose (I. Caut, MIGADO©)

Auteur(s) : Jean-Marie Mennessier (ECOGEA), Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Mennessier J-M, Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse des risques « grande alose » sur le bassin de la Garonne. Résultats, synthèse et discussion. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. RESULTATS PAR ENJEUX	5
1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES	5
1.2. ENJEU 1 : VIE PROCHE DE LA FRAYERE (ŒUFS ET LARVES)	5
1.3. ENJEU 2 : LES JUVENILES	7
1.4. ENJEU 3 : LES ALOSONS EN DEVALAISON	8
1.5. ENJEU 4 : LES GENITEURS EN MIGRATION GENESIQUE	10
1.6. ENJEU 5 : LES GENITEURS PENDANT LA REPRODUCTION	12
2. DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES	14
2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS	14
2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES	16
2.2.1. <i>La micropollution</i>	16
2.2.2. <i>L'hydromorphologie</i>	17
2.2.3. <i>Les ouvrages</i>	18
2.2.4. <i>La thermie</i>	18
2.2.5. <i>La physico-chimie</i>	21
2.2.6. <i>L'hydrologie</i>	21
2.2.7. <i>Les autres risques</i>	22
3. SYNTHESE ET CONCLUSION	23
4. BIBLIOGRAPHIE	27

1. RESULTATS PAR ENJEUX

1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES

Ce document présente de manière synthétique les résultats de l'analyse de risques pour la grande alose sur le bassin de la Garonne. Il a été choisi de ne détailler que **les risques de niveaux 4 et plus**, ce qui correspond au croisement :

- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de la grande alose vis-à-vis de cet aléa de 2 donc un niveau de risque 4 ou 6 ;
- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de la grande alose vis-à-vis de cet aléa de 3 donc un niveau de risque 6 ou 9.

Les résultats sont présentés pour les 5 enjeux, et détaillés par tronçons. Le nombre total de risques et la distribution des niveaux de risques sont donnés sous la forme d'un diagramme en secteur pour chaque tronçon (Figure 1).

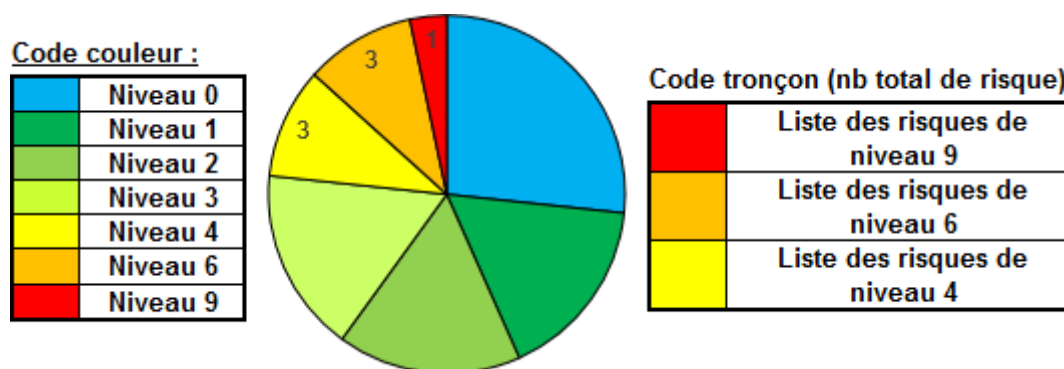


Figure 1 : Représentation de l'ensemble des niveaux de risque calculés par tronçon et par enjeu. A gauche le code couleur, au centre le diagramme en secteur représentant la distribution de tous les niveaux de risque calculés, et, à droite, le détail des risques ≥ 4 par thème.

A côté de chaque diagramme les risques de niveaux supérieurs ou égaux à 4 sont détaillés par thèmes. Lorsque des chroniques permettant d'étudier **la tendance évolutive** du paramètre ont pu être récupérées, la tendance est indiquée entre parenthèses (= stable, $\uparrow$ augmentation de l'intensité de l'aléa, $\downarrow$ diminution de l'intensité de l'aléa).

La proportion de risque de niveau ≥ 4 et plus est reportée sur les différents tronçons à l'aide d'une échelle de couleur et de règles d'épaisseur (Figure 2). Plus la proportion de risque ≥ 4 est élevée et plus la couleur du tronçon est foncée, et plus son trait est épais. Ainsi il est possible de distinguer rapidement les tronçons les plus « risqués » pour un enjeu donné.

- Effectif de risques ≥ 4 inférieur à 10% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 10 et 15% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 15 et 20% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 supérieur à 20% des risques calculés

Figure 2 : Représentation graphique des proportions de risques ≥ 4 .

1.2. ENJEU 1 : VIE PROCHE DE LA FRAYERE (ŒUFS ET LARVES)

Cet enjeu se déroule sur la Garonne à partir du tronçon T4 (amont confluence du Lot) jusqu'au tronçon T8 (barrage de Carbonne) à l'exception du tronçon T5 qui correspond à la retenue du barrage de Malaussade et qui ne comprend aucun habitat favorable à la reproduction de la grande

alose. Cet enjeu se localise aussi sur les affluents de la Garonne à savoir, le Lot (L1), l'axe Tarn/Aveyron (TA1) et l'Ariège (A1). Il se déroule principalement du **20 mai au 31 juillet** (de la dépose des œufs à la métamorphose des larves) en fonction des tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçon, où cet enjeu est présent, est de 25-26.

Pour cet enjeu, l'analyse fait ressortir des risques moyens (niveau 4) à très forts (niveau 9). Un risque minimum de niveau 4 est pointé sur tous les tronçons où l'enjeu peut se dérouler.

Pour la « vie proche de la frayère », l'analyse de risques fait ressortir trois tronçons de Garonne particulièrement risqués. En effet les tronçons T7 (La Garonne dans Toulouse, T6 (la Garonne de Toulouse à la retenue de Malausse) et T4 (la Garonne de Golfech à la confluence du Lot) ont les proportions de risques de niveau ≥ 4 les plus élevées : entre 15 et 19% des risques calculés y sont de niveau ≥ 4 (Figure 3).

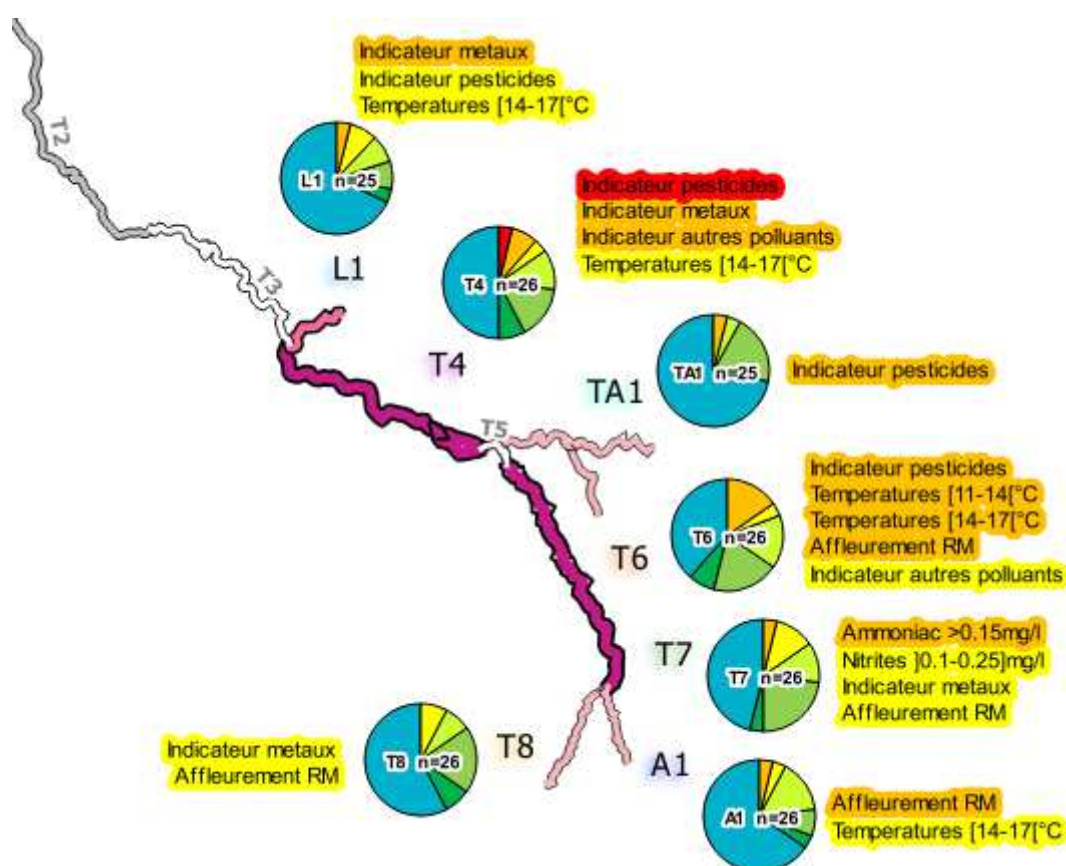


Figure 3 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 1 : la vie proche de la frayère.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, la thermie, l'hydromorphologie et les matières azotées.

La famille de risques la plus prégnante est la micropollution à travers les 3 indicateurs calculés. Les indicateurs « pesticides » et « métaux » ressortent le plus à l'échelle du bassin (4 apparitions chacun). Le risque micropollution est présent sur la Garonne dès Carbone (T8), à un niveau 4, via l'indicateur « métaux ». Il s'intensifie vers l'aval, passé Toulouse (T6), et change de nature avec les indicateurs « autres polluants » à un niveau 4 (qui regroupent entre autres les hydrocarbures aromatiques polycycliques, des polychlorobiphényles, des organochlorés, des solvants, des détergents et plastifiants, et divers autres composés organiques synthétiques) et l'indicateur « pesticides » à un niveau 6. Enfin le risque micropollution devient maximal sur le tronçon le plus aval (T4 : la Garonne de Golfech à la confluence du Lot) où les indicateurs « métaux » et « autres polluants » passent à un niveau 6 et l'indicateur « pesticide » atteint le niveau de risque maximal (niveau 9). Concernant les affluents, un risque de niveau 4

ressort sur le Lot (« pesticides ») et des risques de niveau 6 sont pointés également sur le Lot (« métaux ») et le Tarn (« pesticides »).

Des risques de niveau 4 et 6, liés à la température de l'eau ressortent également de l'analyse. Durant la phase d'incubation des œufs et de développement des larves, des températures fraîches (gamme [14-17 °C : premières mortalités), générant des risques de niveau 4, sont atteintes sur l'Ariège, le Lot, ainsi que sur la Garonne en aval de Golfech (T4), des risques de niveau 6 sont pointés sur la Garonne en aval de Toulouse (T6). Sur ce même tronçon, le risque est renforcé puisqu'une gamme de température encore plus critique (gamme [11-14°C : mortalités importantes) apparaît assez fréquemment. Sur la chronique de données disponibles, des températures inférieures à 14°C sont atteintes tous les ans, pendant plus de 60 % du temps de la période concernant le déroulement de cette phase biologique dans ce tronçon.

Les risques identifiés sur la thématique de l'hydromorphologie concernent l'apparition de surfaces significatives d'affleurement de roche mère sur certains tronçons. L'apparition de roche mère n'empêche pas la reproduction de se dérouler, mais est susceptible de compromettre l'incubation de tout ou partie des œufs, ces derniers n'étant pas protégés durant l'incubation dans les interstices des galets comme c'est normalement le cas. Le risque est de niveau 6 pour le tronçon de l'Ariège (A1, 47% de la surface du tronçon est représenté par de la roche mère), la Garonne en aval de Toulouse (T6 avec 30% de roche mère), tandis que le risque est de niveau 4 pour la Garonne de Carbone (T8, 16% de roche mère) à l'aval immédiat de Toulouse (T7, 19% de roche mère).

Enfin, les risques liés aux matières azotées (ammoniac et nitrites) apparaissent au niveau de l'agglomération toulousaine (T7). Les risques concernant l'ammoniac sont de niveau 6. Dans ce tronçon, 5,4% des données récoltées dépassent une concentration de 150 µg/l. Pour les nitrites, le risque calculé est d'un niveau inférieur (niveau 4), les concentrations mesurées sur ce tronçon, durant le déroulement de cet enjeu, sont comprises entre 0.1 et 0.25 mg/l (effets sub-létaux) pour 32% des données.

1.3. ENJEU 2 : LES JUVENILES

Cet enjeu se déroule principalement, en fonction des tronçons considérés, **de fin mai à mi-septembre**.

Le nombre total de risques calculés par tronçon est compris entre 23 et 27 (Figure 4).

Pour le stade juvénile, l'analyse fait ressortir des tronçons de la Garonne particulièrement risqués : T3 et T4 où 17% du nombre total de risques calculés sont de niveau ≥4. **Ces deux tronçons de la Garonne correspondent pourtant à l'essentiel des zones actuellement utilisées par les juvéniles.**

Pour cet enjeu, l'analyse fait ressortir des risques minimaux de niveau 4 sur la plupart des tronçons **avec de nombreux risques de niveau 6** (Figure 4). Aucun risque ≥4 n'est mis en évidence sur la Garonne en aval de Carbone (T8).

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, la pollution azotée et la thermie.

La famille de risques la plus prégnante pour cet enjeu est encore la micropollution avec 6 risques de niveau 6 et autant de risques de niveau 4. C'est l'indicateur « métaux » qui ressort le plus à l'échelle du bassin (n=5), puis l'indicateur « autres polluants » (n=4) et enfin l'indicateur « pesticides » (n=3). **Les tronçons de Garonne T3 et T4 sont particulièrement affectés avec les 3 indicateurs liés à la micropollution qui émergent à des niveaux 4 et 6.** Pour le Lot, ce sont les indicateurs « pesticides » (risque 4) et « métaux » (risque 6) qui sont pointés, et pour le Tarn, uniquement l'indicateur « métaux » (risque 4). Enfin l'indicateur « autres polluants » est à un niveau moyen (risque 4) sur l'Ariège aval (T11).

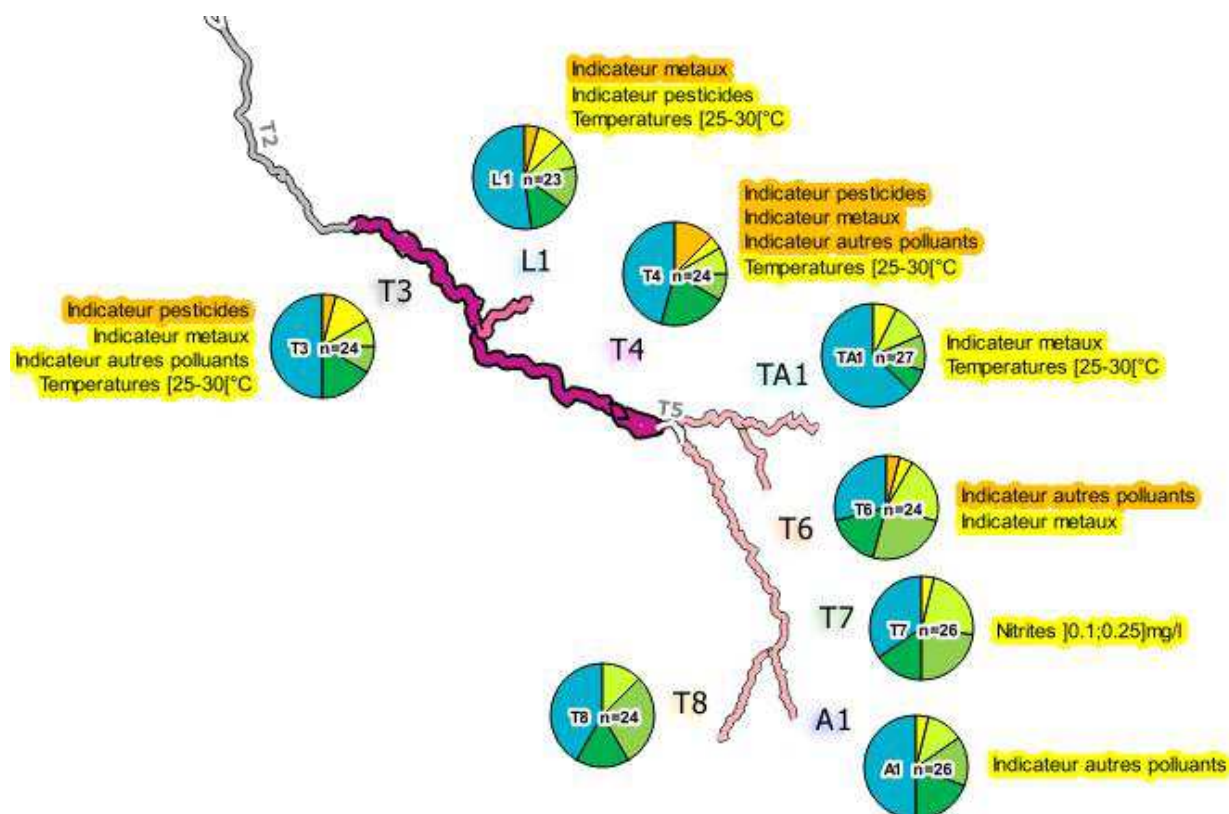


Figure 4 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 2 : les juvéniles.

Les risques liés à la température concernent des températures élevées pour les tronçons de la Garonne en aval de Golfech (T3 et T4), ainsi que ses principaux affluents (Lot et Tarn). En moyenne sur ces tronçons, la gamme de température [25 -30]°C est atteinte pratiquement tous les ans (82 à 100% des années en fonction des tronçons) et durant 12 à 26 % du temps de la période, ce qui génère des risques moyens (niveau 4).

Comme pour l'enjeu précédent, le risque lié à la présence de nitrites dans l'eau autour de Toulouse (T7) apparaît, des concentrations appartenant à la gamme [0.1-0.25] mg/l (effets sub-létaux) étant détectées pour 25.7% des données, ce qui génère un risque de niveau 4.

1.4. ENJEU 3 : LES ALOSONS EN DEVALAISON

Pour tous les tronçons, il a été considéré que la dévalaison des alosons se déroule principalement au cours de la **mi-juillet à la mi-novembre**, à l'exception de l'estuaire (T1) où le pic d'abondance se situe entre les mois **d'août à décembre**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est compris entre 11 (en T1) et 20 à 22 sur les autres tronçons.

L'analyse fait ressortir **des risques minimaux de niveau 4** sur la plupart des tronçons où cet enjeu peut se dérouler **et des risques maximaux de niveau 6 au sein de presque tous les tronçons** (Figure 5). Aucun risque supérieur ou égal à 4 n'a été mis en évidence sur le tronçon A1 (l'Ariège aval).

Les tronçons faisant apparaître les plus grandes proportions de risques de niveau 4 et plus sont la Garonne en aval de Golfech (T4), la Garonne en aval du Dropt (T2) avec 20 et 18% des risques calculés de niveau ≥ 4 et l'estuaire de la Gironde (T1) où 18 % des risques calculés sont de niveau ≥ 4 . Toutefois ce dernier tronçon correspond aussi à celui où le nombre total de risques calculés est le plus faible (n=11, peu de données pour le qualifier).

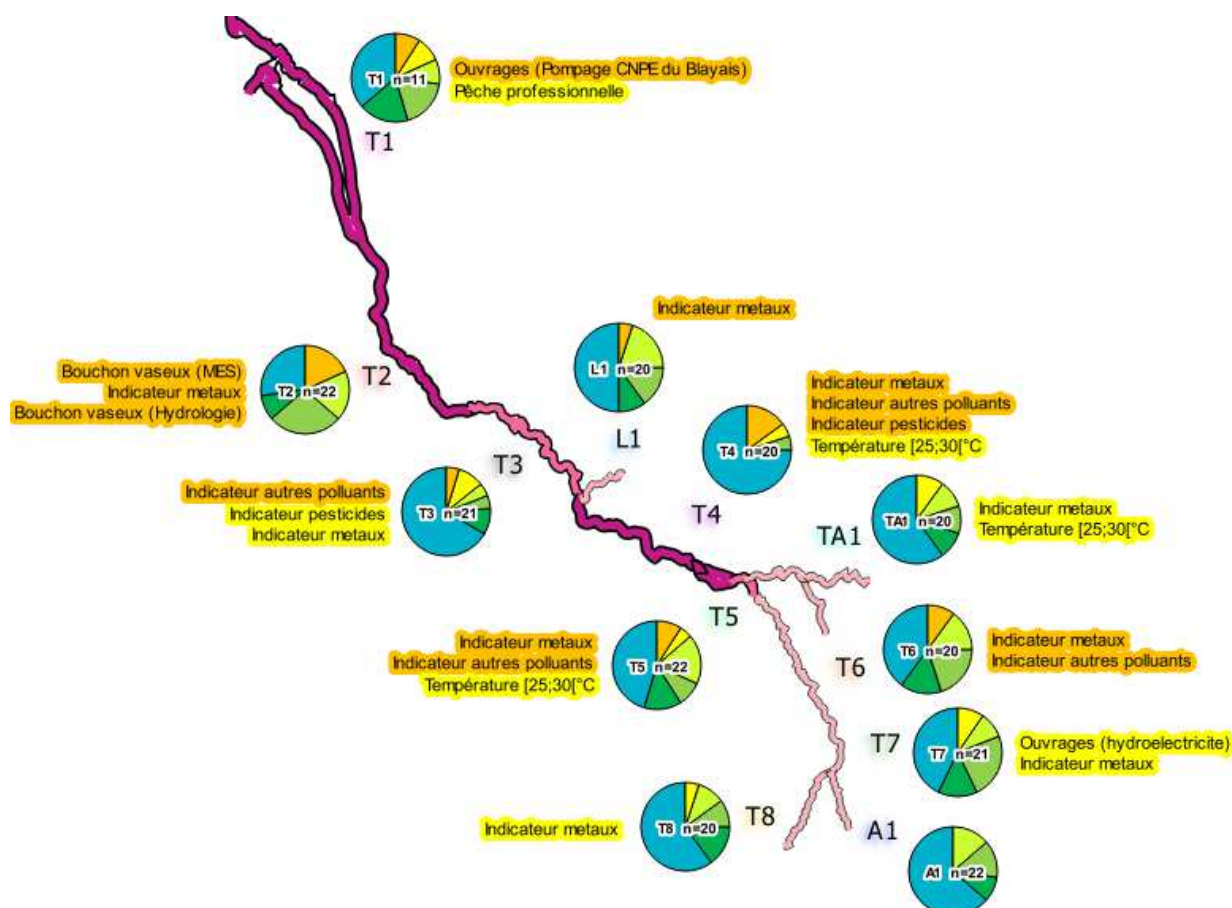


Figure 5 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 3 : les alosons en dévalaison.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, la thermie, le bouchon vaseux (à travers l'hydrologie et les MES), les aménagements de production d'électricité et la pêche professionnelle.

Des risques ≥ 4 liés à la micropollution apparaissent sur tous les tronçons de la Garonne et de ses affluents où les indicateurs ont pu être déterminés (les indicateurs n'ont pu être calculés dans l'estuaire, T1). Les risques liés à l'indicateur « métaux » sont présents sur 9 des 10 tronçons concernés par cet enjeu, ils s'intensifient vers l'aval avec des risques de niveau 4 sur la Garonne à l'aval de Carbonne (T8) et dans Toulouse (T7) et le Tarn puis des risques de niveau 6 sur la Garonne à partir de l'aval de Toulouse jusqu'à l'estuaire (T6, T5, T4 et T2), ainsi que sur le Lot. L'indicateur « autres polluants » est pointé par l'analyse sur 4 des 10 tronçons considérés avec des niveaux de risque 6 sur la Garonne de Toulouse (T7) à la confluence du Dropt (T3), et des risques 4 sur le Lot. Enfin, l'indicateur « pesticides » ressort essentiellement sur 2 tronçons de la Garonne, de Golfech à la confluence du Dropt (T4 et T3) avec des risques associés de niveau 6 et 4.

Les risques liés à la température concernent des températures élevées pour les tronçons de la Garonne en aval de la confluence du Tarn et jusqu'à la confluence du Lot (T5 et T4) ainsi que sur le Tarn. En moyenne sur ces tronçons, la gamme de température $[25-30]^{\circ}\text{C}$ est atteinte pratiquement tous les ans (92 à 100% des années en fonction des tronçons) et durant 17 à 26 % du temps de la période, ce qui génère des risques moyens (niveau 4).

Sur la partie aval de la Garonne (T2), secteur soumis à la marée dynamique, l'analyse fait ressortir des risques liés au bouchon vaseux. Un risque de niveau 6 est pointé sur les MES qui peuvent dépasser 2 g/l pour près de 72% des données. Ces risques sont associés à l'hydrologie de la Garonne, qui favorise l'apparition du bouchon vaseux en T2 lorsque le débit de la Garonne passe en dessous de $200 \text{ m}^3/\text{s}$ à Tonneins, et de manière plus prégnante lorsque ce dernier

passer sous 110 m³/s. Des débits inférieurs à 200 m³/s sont observés durant la période de dévalaison des alosons tous les ans pendant près de 56 % du temps de la période, ils sont inférieurs à 110 m³/s pour 83% des années et 23% du temps, ce qui génère des risques de niveau 6.

Sur le parcours des alosons qui cherchent à gagner l'océan, il y a un certain nombre d'aménagements susceptibles de provoquer des mortalités, par passage dans les turbines pour les centrales hydroélectriques, ou par le passage dans les dispositifs de pompage pour refroidir les centrales nucléaires. Concernant les pompes alimentant les centrales nucléaires, nous disposons d'informations uniquement sur le CNPE du Blayais dans l'estuaire (T1). L'analyse y fait ressortir un risque fort (niveau 6). Le CNPE du Blayais (prélèvement de 168 m³/s lorsque les 4 tranches nucléaires sont en service) pouvant engendrer des mortalités de l'ordre de 10 % du recrutement estuarien chez les alosons (Taverny, 1991). Au sujet du dispositif de pompage du CNPE de Golfech, il prélève un volume bien moindre (jusqu'à 4 m³/s, soit 1% du module si les deux réacteurs sont en fonctionnement). Il n'y a pas, à notre connaissance, d'étude de l'impact de ce pompage sur les organismes aquatiques. Pour les aménagements hydroélectriques, l'analyse pointe des risques moyens (niveau 4) au niveau de la Garonne dans Toulouse (T7) où deux centrales sont implantées (le Ramier et le Bazacle). D'après Travade et Larinier (1992), les mortalités chez les alosons, par passage au travers des turbines, sont du même ordre de grandeur que celles observées sur les salmonidés. Au Bazacle, les mortalités estimées pendant la période de dévalaison sont de 2,7 %, au Ramier, elles sont de 6 %, soit un total pour ce tronçon de 8,7% de mortalité.

Enfin, un risque moyen (4), lié à la pêche professionnelle, a été identifié dans l'estuaire (T1). En effet, des captures accidentelles d'alosons ont pu être estimées à 5-10% du recrutement estuarien (Taverny, 1991) lors de la pêche de la civelle et de la crevette blanche par les marins pêcheurs. Il faut toutefois garder à l'esprit que les pratiques ont évolué depuis cette estimation (particulièrement pour la pêche de la civelle).

1.5. ENJEU 4 : LES GENITEURS EN MIGRATION GENESIQUE

Cet enjeu se déroule globalement **de mi-avril à fin juin** en fonction des tronçons considérés. **Le nombre de risques calculés par tronçon est compris entre 10** (en T1 où le jeu de données est plus réduit) **et 30**.

On retrouve cet enjeu sur tous les tronçons de la Garonne et de ses principaux affluents. Aucun risque ≥ 4 n'a été identifié sur le tronçon T8 (la Garonne en aval de Carbonne). Pour les autres tronçons, l'analyse met en évidence des risques moyens à très fort.

L'analyse ne pointe pas de tronçons particulièrement risqués. En effet, pour l'ensemble des tronçons concernés la proportion de risques de niveau 4 et plus ne dépasse pas 11 % du nombre total de risques calculés (Figure 6).

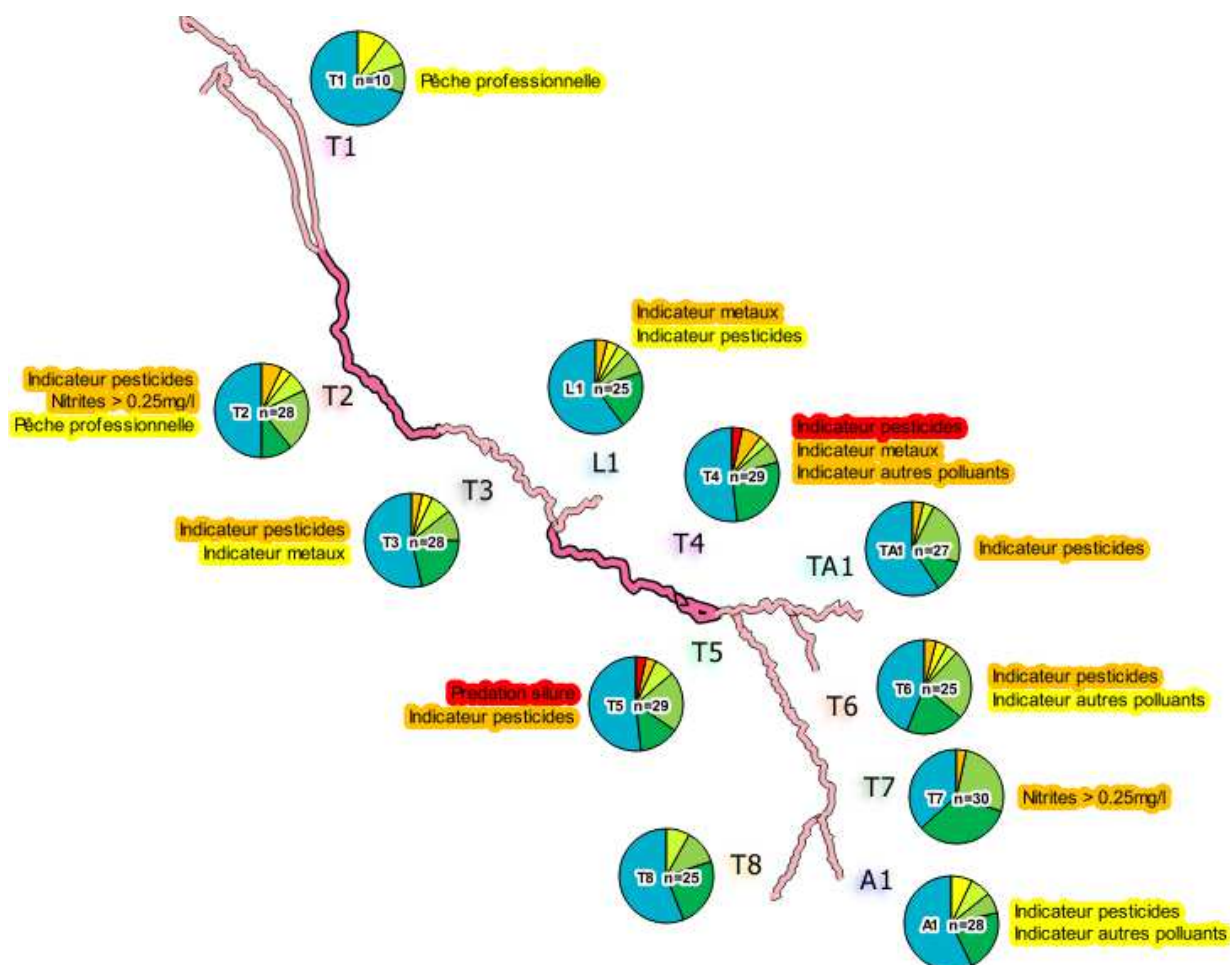


Figure 6 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 4 : les géniteurs en migration génésique

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : la micropollution, la pollution azotée, la pêche professionnelle et le silure.

Les risques liés à la micropollution sont globalement présents sur toute la Garonne à partir de l'aval de Toulouse (T7) jusqu'au Bec d'Ambès (T2), ainsi que sur ses principaux affluents (Lot, Tarn et Ariège). Les risques mis en évidence par l'indicateur « pesticides » sont particulièrement prégnants durant la période de migration des géniteurs sur tout le bassin avec un niveau de risque 6 (excepté sur l'Ariège où le risque est de niveau 4 et en T6 et T8 où il est absent) **et particulièrement en T4 où le niveau de risque est très fort (niveau 9)**. L'indicateur « autres polluants » émerge sur l'Ariège et la Garonne en aval de Toulouse (T6) à un niveau 4 et est pointé en tant que risque fort (6) dans la Garonne à l'aval de Golfech (T4). L'indicateur « métaux » fait ressortir un risque fort (6) sur la Garonne en T4 et sur le Lot puis le risque diminue en aval (passage à un niveau 4 en T3 puis devient inférieur à 4 en T2).

Des risques forts (niveau 6), liés à des concentrations élevées en nitrites (>0.25 mg/l) sont mis en évidence à proximité des agglomérations toulousaine (T7) et bordelaise (T2). Au niveau du tronçon T2, 8% des données dépassent 0.25 mg/l (fortes mortalités) pendant la période de pic migratoire et 6.3% des données au niveau du tronçon T7.

Des risques de niveau 4, lié à la pêche professionnelle, ressortent de l'analyse de l'estuaire (T1) à la confluence du Dropt (T2). En effet, même si la pêche de la grande alose est interdite depuis le moratoire de 2008, les pêches d'autres espèces, peuvent engendrer des captures accidentelles, et générer des mortalités compte tenu de la fragilité de la grande alose qui supporte très mal les manipulations. Pour l'estuaire (T1), les derniers recensements auxquels nous avons eu accès (2013) font état de 63 acquisitions de licence CMEA autorisant la pratique

de la pêche au filet dérivant dans l'estuaire moyennant le paiement d'une cotisation spécifique. Les filets dérivants utilisés sont de longueur variant de 300 à 800 m, de hauteur comprise entre 3 et 8 mètres avec des mailles allant de 70 à 200 mm (longueur de maille étirée). Ils peuvent être pochant (trémail) mais aussi maillant. Parmi les espèces recherchées par les pêcheurs figure le maigre (*Argyrosomus regius* A.), la lamproie marine et le mulot. Certains engins utilisés sont aussi « capables » de captures accidentelles de grande alose. Pour le tronçon T2, où la pêche aux engins s'exerce (pêche professionnelle fluviale et amateurs aux engins), le risque de capture accidentelle est évalué au niveau 4, des captures accidentelles pouvant avoir lieu lors de la recherche de l'alose feinte au filet, principalement pour la pêche professionnelle fluviale car la pêche au filet dérivant n'est plus autorisée aux amateurs aux engins à partir de mi-avril.

Enfin, un risque très fort (niveau 9) ressort de l'analyse au niveau de l'aménagement de Golfech (T5) avec la prédation des silures dans le dispositif de franchissement. A ce niveau, le seul passage possible pour les aloses qui cherchent à remonter le fleuve pour atteindre les frayères amont est l'ascenseur de la centrale hydroélectrique. MIGADO a démontré que les silures étaient capables de prédater des aloses en bonne santé dans le milieu confiné du canal de transfert de Golfech (en amont de l'ascenseur). Les chiffres de MIGADO attestent d'attaques représentant 80 à 100 % des aloses en transit. En 2017, des dispositions ont permis d'annihiler cet impact (procédure de vidange régulière du canal et de retrait des silures, mise en place d'un dispositif anti-retour pour les silures à la sortie du canal). L'impact sur les géniteurs a, de fait, diminué depuis, mais la question de la pérennité de ces actions doit se poser (le canal de transfert notamment n'a pas été prévu pour être vidangé si régulièrement).

1.6. ENJEU 5 : LES GENITEURS PENDANT LA REPRODUCTION

Cet enjeu se déroule globalement sur une période allant **du 20 mai au 31 juillet** en fonction des tronçons considérés.

Le nombre total de risques calculés varie entre 24 et 26 en fonction des tronçons. Cet enjeu n'a lieu qu'à partir du Lot et jusqu'aux limites amont de l'aire de répartition de l'espèce sur les différents axes.

L'analyse fait ressortir **des risques minimaux de niveau 4** pour la plupart des tronçons où cet enjeu peut se dérouler **et jusqu'à des risques maximaux (niveau 9) au niveau du tronçon T4**. Aucun risque de niveau ≥ 4 n'est pointé dans l'Ariège (A1).

Le tronçon le plus risqué est le tronçon T7 où la proportion de risques ≥ 4 est de 16 % du nombre total de risques (Figure 7).

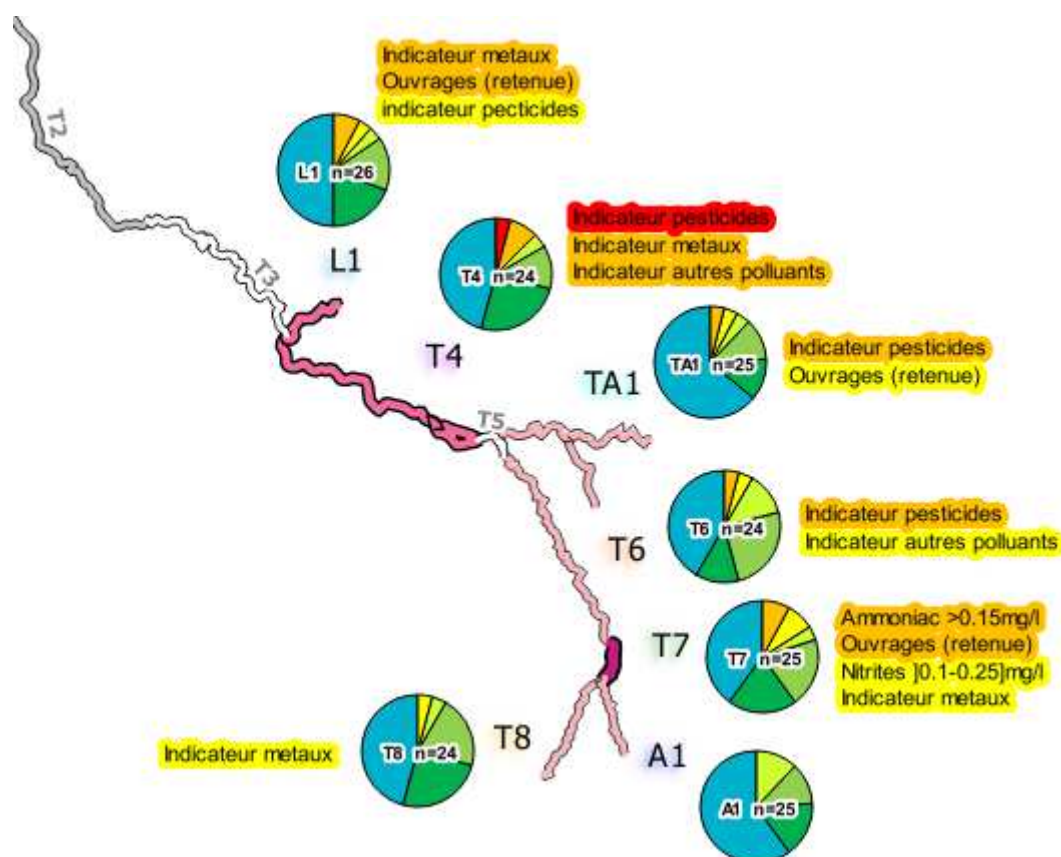


Figure 7 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 5 : les géniteurs pendant la période de reproduction.

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : ceux liés à la micropollution, aux matières azotées et aux ouvrages.

Comme pour tous les enjeux précédents, les risques liés à la micropollution sont ici aussi très présents avec principalement les indicateurs « métaux » et « pesticides » ressortant 4 fois et l'indicateur « autres polluants » émergeant 2 fois. Notons que l'indicateur « pesticides » atteint, sur le tronçon T4 de la Garonne, tronçon où sont situées les principales zones frayères actuellement utilisées par les géniteurs, un niveau d'intensité maximal (9) et un niveau 6 sur le Tarn et la Garonne en aval de Toulouse (T6). Le tronçon T4 est plus particulièrement risqué vis-à-vis de la micropollution puisqu'en plus de l'indicateur « pesticides » à un niveau 9, les indicateurs « métaux » et « autres polluants » génèrent des risques forts (niveau 6).

Des risques moyens à forts pointent à nouveau de l'analyse au niveau de l'agglomération toulousaine (T7) pour les matières azotées. Concernant l'ammoniac, les concentrations dépassent 0.15 mg/l pour 5% des données ce qui génère un risque de niveau 6. Un risque de niveau 4 est également pointé pour les nitrites dont les concentrations sont comprises dans la gamme]0.1-0.25] mg/l pour 32% des données.

Les risques liés aux ouvrages concernent l'ennoiment de linéaires importants des différents tronçons par les ouvrages. Ils sont de niveau 6 sur le Lot (L1) et sur la Garonne au niveau de Toulouse (T7) et de niveau 4 Sur l'axe Tarn/Aveyron (TA1). En effet, les aménagements et les retenues qui y sont associées, réduisent les habitats disponibles pour la reproduction de la grande alose, qui a besoin de zones d'accélération pour se reproduire.

2. DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES

2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de mettre en évidence les enjeux et tronçons potentiellement les plus problématiques (Tableau 1 et Figure 8).

Tableau 1 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus par enjeu et par tronçon. Les cases colorées avec plusieurs nuances de violet représentent les croisements tronçon/enjeu avec plus de 10% des risques calculés de niveau 4 et plus.

	T1	T2	T3	L1	T4	T5	TA1	T6	T7	T8	A1
Enjeu 1 : Vie proche de la frayère				12%	15%		4%	19%	15%	8%	8%
Enjeu 2 : Croissance juvéniles			17%	13%	17%		7%	8%	4%	0%	4%
Enjeu 3 : Dévalaison alosos	18%	18%	14%	5%	20%	14%	10%	10%	10%	5%	0%
Enjeu 4 : Migration géniteurs	10%	11%	7%	8%	10%	7%	4%	8%	3%	0%	7%
Enjeu 5 : Reproduction				12%	13%		8%	8%	16%	4%	0%

Cette analyse montre trois résultats principaux :

- 1) Les tronçons de la Garonne à l'aval de Golfech (T4) jusqu'à l'estuaire (T1) sont ceux où les risques de niveau 4 et plus **sont les plus prégnants**,
- 2) Pratiquement **tous les enjeux et tronçons sont concernés par des risques** de niveau 4 et plus, à l'exception de certains enjeux sur les tronçons les plus amont,
- 3) Les enjeux œufs et larves ainsi que les alosos en dévalaison sont les phases biologiques qui présentent le plus de risques.

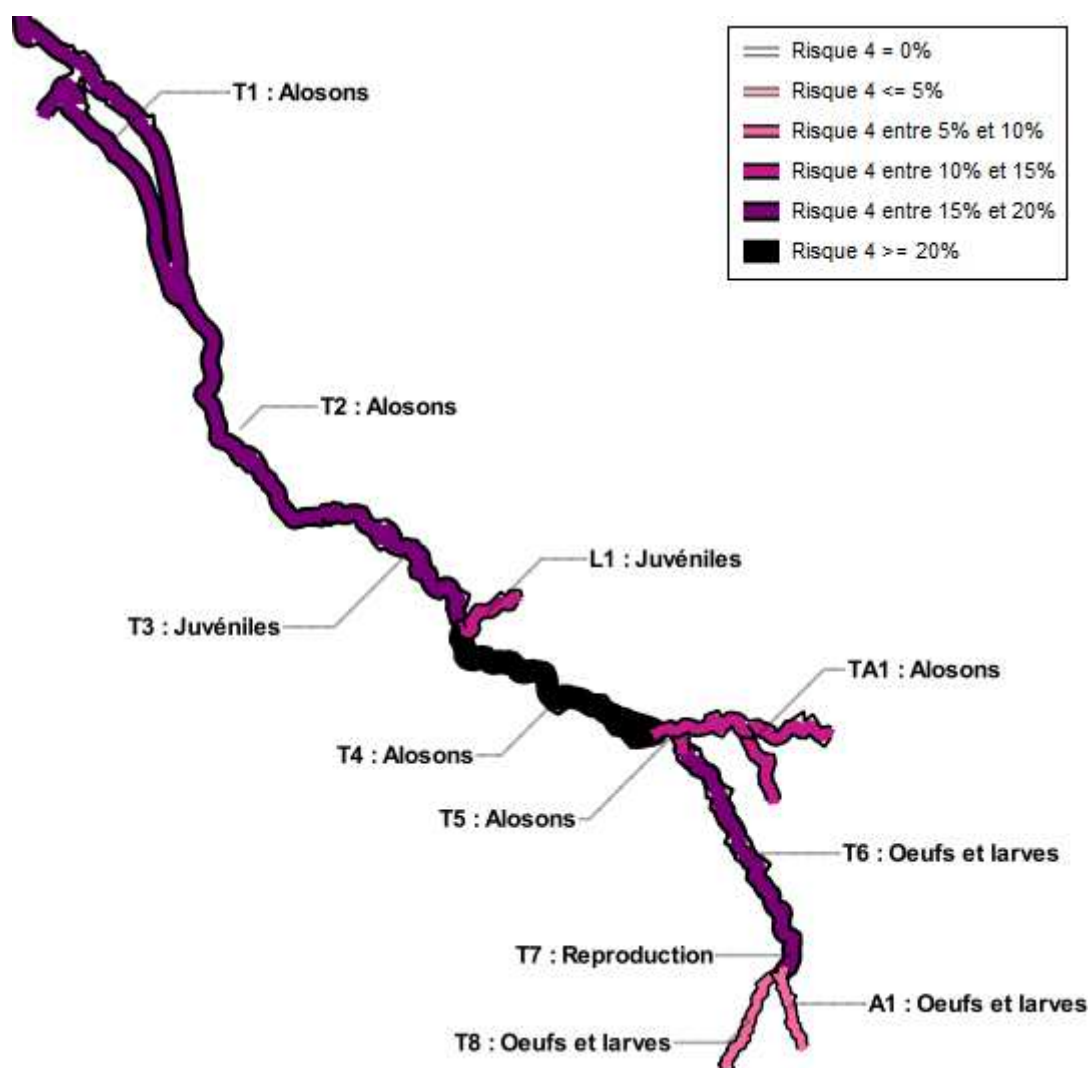


Figure 8 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus pour les enjeux les plus risqués par tronçon.

C'est le tronçon de la Garonne de Golfech à la confluence du Lot (T4) qui cumule le plus de risques de niveau 4 et plus pour l'ensemble du cycle biologique de la grande alose, avec notamment plus de 20% des risques calculés pour les alosons qui sont de niveau ≥ 4 . Viennent ensuite les tronçons de la Garonne à l'amont de Toulouse (T7) jusqu'à la l'océan (T1) avec des proportions de risques ≥ 4 entre 15 et 20 % du nombre total de risques pour les enjeux les plus risqués, à l'exception de la retenue de Malause (T5).

Les tronçons de l'Ariège (T11) et de la Garonne amont (T8) sont ceux où les risques de niveau 4 et plus sont les moins prégnants. Ils ne dépassent pas 10 % du nombre total de risques calculés. Sur les affluents, le Lot et l'axe Tarn/Aveyron, les proportions de risques de niveau 4 et plus sont respectivement de 12 et 11 %. De la même façon, l'enjeu 4 « les géniteurs en migration » semblent être le stade le moins impacté avec moins de 10 % de risques de niveau 4 et plus sur l'ensemble des tronçons.

Il faut garder à l'esprit que la partie du bassin actuellement colonisée par la grande alose se limite essentiellement à la Garonne en aval de l'aménagement de Golfech (T4 et aval) et au Lot aval (L1).

2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES

Les risques de niveau 4 et plus les plus représentés à l'échelle du bassin sont ceux liés à la micropollution (n=61) puis à la thermie (n=12), aux macro-polluants (n=8), aux ouvrages (n=5), à l'hydromorphologie et aux autres risques (qui correspondent à la pêche professionnelle et au silure ; n=4) et enfin à l'hydrologie (n=2 ; Tableau 2).

Tableau 2 : Somme des risques de niveau 4 et plus par grande famille de risque et par tronçon.

	Thermie	Physico-chimie (macropolluants)	Micropollution	Hydrologie	Hydromorphologie	Ouvrages	Autres
T1						1	2
T2		2	2	2			1
T3	1		8				
L1	2		9			1	
T4	3		15				
T5	1		3				1
TA1	2		5			1	
T6	2		10		1		
T7		6	3		1	2	
T8			3		1		
A1	1		3		1		
BV Garonne	12	8	61	2	4	5	4
Nb. total de risques calculés	190	566	126	100	23	35	14
Proportion de risques ≥4 par rapport au nombre total de risques calculés pour la famille	6.3%	1.4%	48.4%	2.0%	17.4%	14.3%	28.6%

Par contre, si l'on pondère, pour chaque grande famille de risques, le nombre de risques égaux ou supérieurs à 4 par l'effectif total de risques calculés, ce sont les risques liés aux micropolluants qui ressortent en premier (48.4% des risques calculés pour ces familles sont des risques de niveau 4 et plus). Viennent ensuite « les autres » risques (28.6%), ceux liés à l'hydromorphologie (17.4 %) aux ouvrages (14.3 %) et à la thermie (6.3%). L'hydrologie et la physico-chimie « classique » (les macro-polluants), génèrent au contraire le moins de risques dans la réalisation du cycle biologique de la grande alose (1.4 à 2 % de risque de niveau 4 et plus).

2.2.1. La micropollution

La micropollution est le premier groupe de paramètres qui ressort en proportion de nombre de risques de niveau 4 et plus (48.4 %), avec un nombre total de risques calculés assez importants (n=126). A l'exception de l'estuaire où les indicateurs n'ont pu être déterminés, tous les tronçons sont concernés, pour au moins un enjeu, et tout particulièrement le tronçon T4 (la Garonne en aval de Golfech) où ces risques sont les plus forts (avec notamment **des risques de niveau 9 pointés par l'indicateur « pesticides » durant la période de migration, de reproduction, d'incubation des œufs et de développement des larves**). Parmi ces indicateurs, **ceux qui ressortent le plus fréquemment sont les indicateurs « métaux » (n=25) et « pesticides » (n=21)**.

Cette analyse de la micropollution est calquée sur ce qui a été fait pour l'analyse de risques « saumon » (seuils pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau de l'Agence de l'Eau) car il n'existe aujourd'hui aucun seuil de toxicité disponible chez l'aloise.

Il convient de rester prudent quant aux résultats bruts de ces indicateurs. Il n'y a pas de données en Garonne indiquant **un impact direct** sur les aloses, mais **la présence d'un cocktail de molécules, dont on ignore encore complètement les effets, est inquiétante**¹.

Les indicateurs offrent l'avantage de pouvoir pointer les tronçons et les enjeux pour lesquels la présence d'un cocktail de molécules est effective à des concentrations connues pour avoir des effets sur l'écosystème aquatique. La littérature scientifique, sur les effets de la micropollution sur les poissons, mentionne notamment : des troubles du comportement, des altérations de l'osmorégulation, de la sensibilité olfactive, des perturbations endocriniennes, des perturbations de la maturité sexuelle, un affaiblissement des capacités respiratoires et des perturbations des fonctions cardiaques, donc des réductions des capacités de migration ; une dépression immunitaire, et donc une sensibilité renforcée aux parasites et maladies.

2.2.2. L'hydromorphologie

Les risques supérieurs ou égaux à 4 identifiés au sujet de l'hydromorphologie concernent essentiellement la disparition du substrat alluvial. Cela génère **la dégradation des habitats de reproduction** (l'absence de galets et d'interstices pour accueillir les œufs en aval de la zone de reproduction entraîne une dérive importante des œufs et une importante perte). Cette problématique se retrouve sur les tronçons de la Garonne en amont de la retenue de Malause (T6) jusqu'au barrage de Carbonne (T8) ainsi que sur l'Ariège (T11).

Les effets de la dégradation de la morphologie de la Garonne (incision, apparition de surface de roche-mère et de seuils géologiques, ...) sont déjà très peu documentés sur la migration des saumons. A notre connaissance, il n'existe aucune étude sur le sujet concernant la migration de la grande alose. Les affleurements de roche-mère dont les surfaces peuvent être importantes sur les tronçons les plus amont du bassin créent **un nombre important de seuils géologiques**. Depuis 1950, **ce sont près de 140 seuils géologiques** qui sont apparus sur le bassin (ce qui fait plus de 1,3 seuils par kilomètre) et dont les caractéristiques sont à ce jour méconnues² tout comme leurs éventuels impacts sur la migration anadrome des aloses de la Garonne.

Les problèmes principaux liés à l'évolution de la morphologie de la Garonne (voir document de Géodiag produit pour cette étude dédié à ce sujet) sont situés, **pour le moment**, sur la partie amont de l'aire de colonisation de la grande alose (amont de Golfech).

Cependant, en synthétisant le cycle biologique de la grande alose sur le bassin et l'historique des indicateurs d'abondance disponibles (voir document « cycle biologique de la grande alose sur le bassin de la Garonne » produit pour cette étude), nous avons pu voir que cette espèce a été cantonnée à une portion de Garonne allant jusqu'à Golfech entre 1973 et 1987, avec la construction de la centrale de Golfech³. Durant cette période (14 ans), les stocks d'aloises de la Garonne étaient pourtant de plusieurs centaines de milliers d'individus (indicateur d'abondance issu de la pêche), ce qui tend à prouver que le cycle biologique de cette espèce pouvait se boucler sur cette seule partie de la Garonne (aval Golfech), même si l'on peut penser que cela pénalisait les capacités de résilience de l'espèce. Avec l'ouverture de la Garonne amont à partir

¹La construction de nos indicateurs de micropollution met l'accent sur de possibles effets « cocktail ».

²Jantzi *et al*, 2018, signalent un seuil géologique de 3 m de dénivelé sur la commune de Beauzelle, 10 km en aval de Toulouse.

³En 1986, une fraction de géniteurs d'aloises a été transportée à l'amont de Golfech pour pouvoir appréhender l'impact des turbines sur la dévalaison des aloses (travaux de Sylvie Boyer-Bernard).

de 1987 (mise en service de l'ascenseur de Golfech), les stocks se sont maintenus à ces niveaux jusqu'au début des années 2000.

2.2.3. Les ouvrages

Les problèmes identifiés concernent les stades migratoires (aloses et géniteurs, générant des retards, des blocages et même des mortalités directes en cas des passages des aloses dans les turbines ou dans le système de pompage pour le refroidissement du CNPE du Blayais), ainsi que l'enjeu reproduction.

L'ouvrage le plus problématique pour les aloses serait le Centre de Production Nucléaire d'Electricité du Blayais et son système de pompage (qui prélève jusqu'à 168 m³/s en Gironde) pour alimenter le circuit de refroidissement de la centrale. Les seules informations auxquelles nous avons eu accès correspondent aux travaux de C. Taverny (1991). A cette époque les estimations des quantités d'aloses entraînés par le système de refroidissement vont jusqu'à 40 000 individus par 24 heures et les mortalités estimées sont de 10 % du stock total d'aloses transitant dans l'estuaire.

L'alose migrant bien moins en amont sur le bassin que le saumon, elle est de fait moins exposée aux risques liés à l'hydroélectricité. Même si la période de dévalaison est une période de bas débits, quand les déversements au niveau des aménagements sont réduits, les caractéristiques des ouvrages concernés (Le Ramier, Le Bazacle et Golfech) font que les mortalités cumulées paraissent acceptables quand cette problématique est abordée à l'échelle du bassin (du fait des caractéristiques des turbines et du nombre d'aménagements à franchir pour les aloses) et ce d'autant qu'avec le niveau de colonisation actuel, il y a peu d'aloses en amont de Golfech. **Cette problématique sera à revoir dans le cas où les aloses recommenceraient à coloniser massivement les parties amont de l'aire de distribution de l'espèce sur le bassin.**

Un autre risque lié aux ouvrages a été identifié sur les tronçons T7 (Garonne toulousaine), L1 (Lot) et dans une moindre mesure sur l'axe Tarn/Aveyron (TA1), pour la reproduction. En effet, ces tronçons comportent des aménagements dont les retenues associées peuvent recouvrir des surfaces importantes (jusqu'à 65% de la surface du tronçon T7 par exemple). Cela conduit à des pertes nettes d'habitat de reproduction. Ce risque a été considéré comme fort (niveau 6) par l'analyse à l'échelle des tronçons T7 et L1. Ces tronçons n'étant actuellement plus fréquentés par l'alose et ne représentant qu'une petite partie colonisable du bassin, cette thématique apparaît secondaire.

Concernant la montaison des géniteurs, même si de nombreux problèmes persistent quant à la fonctionnalité et à l'efficacité des équipements, les risques évalués sont au maximum de 3 du fait de **la présence de frayères fonctionnelles en quantité à l'aval des premiers aménagements et des premières difficultés.**

2.2.4. La thermie

Les risques de niveau 4 et plus liés à la thermie sont présents à 12 reprises et représentent 6.3 % de l'ensemble des risques calculés pour cette famille. Ces risques concernent les enjeux i/œufs/larves pour des températures fraîches (deux gammes concernées : [11-14[°C et [14-17[°C) et ii/ les juvéniles et aloses pour les températures chaudes ([25-30]°C).

Les effets de la température sur les œufs et larves de grande alose commencent juste à être documentés (Jatteau, 2017). **La température influence directement la survie des œufs mais aussi des larves et peut générer des mortalités importantes. Le risque calculé est moyen (de niveau 4) sur le tronçon 4 (aval Golfech) et sur le Lot, mais il est fort (niveau 6) sur le tronçon 6 (Toulouse-Malause) où les deux classes de température apparaissent.**

Aucune tendance significative long terme n'a été mise en évidence sur les chroniques récupérées et sur les périodes de déroulement de cette phase biologiques de l'alose mais les

séries chronologiques sont relativement courtes (chronique 2009-2015 de l'AFB pour T3, et chroniques MIGADO 1994-2016 pour T6 et T4).

En utilisant les données thermiques de MIGADO, acquises par une sonde située dans la passe à poissons de Golfech en T5 sur la période 1994-2016, à l'amont immédiat du tronçon le plus utilisé actuellement par la grande alose (T4), on peut voir comment ont évolué les conditions thermiques de la Garonne pour les plus jeunes stades (Figure 9).

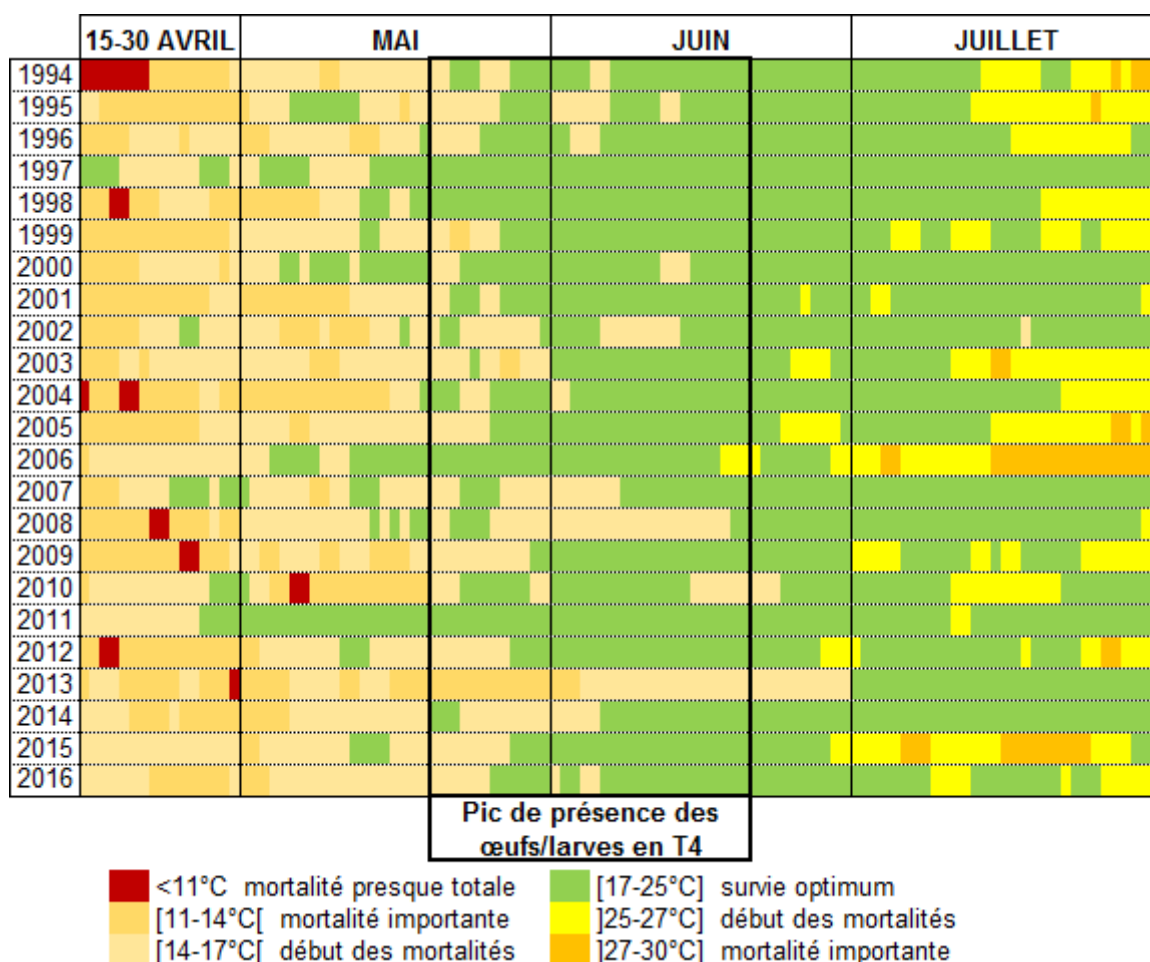


Figure 9 : Températures journalières de la Garonne (codées en couleur par classes) et les différents seuils thermiques pour le stade œufs/larves de la grande alose (Jatteau, 2017)

Durant le pic de présence des œufs et des larves sur le tronçon T4 (du 20 mai au 20 juin), on observe à partir de 2007 une fréquence des températures inférieures à 17°C qui semble plus importante (moins de 6.6 jours en moyenne (médiane = 6 jours) entre 1994 et 2006 contre plus de 13.3 jours (médiane = 10.5 jours) entre 2007 et 2016). Par contre durant le pic de présence des œufs, sur la chronique 1994-2016, l'augmentation de nombre de jour où la température est inférieure à 17°C n'est pas statistiquement significative (régression linéaire, $p > 0.05$). Pour les années durant lesquelles la fraîcheur se prolonge dans la saison, on peut penser que les aloses « reculent » leur période de reproduction en conséquence tant que le décalage n'est pas trop important. En 2013, année où les faibles températures se sont prolongées durant l'intégralité de la période de reproduction, l'activité a été très faible durant toute la saison et elle ne s'est pas décalée sur début juillet : une prolongation trop importante de la fraîcheur lors de la période de reproduction peut de fait poser problème. L'occurrence de températures froides peut être plus problématique pour la survie lorsque la fraîcheur suit une période qui était thermiquement favorable à la reproduction. (Cela aura un effet sur les œufs déjà déposés, plus de possibilité de décalage).

Aucune référence concernant l'effet de la température n'a pu être trouvée dans la littérature pour **les juvéniles de grande alose** durant leur phase de croissance et de dévalaison. Les seules références bibliographiques disponibles concernent les aloses américaines et particulièrement *Alosa sapidissima*, espèce voisine de la grande alose. En se basant sur les seuils de tolérance des juvéniles de cette espèce, **des risques moyens (de niveau 4)** apparaissent sur les tronçons aval de la Garonne (T3 et T4) ainsi que sur le Lot et le Tarn avec l'apparition d'une gamme de température élevée ([25-30]°C). Rapporté au contexte thermique de la Garonne de ces 25 dernières années (Figure 10), on n'observe pas d'évolution significative durant la période où se déroule cet enjeu. Par contre, nous pouvons noter en 2003, 3 jours consécutifs où la température moyenne journalière de la Garonne est supérieure à 30°C. Ces températures provoqueraient une mortalité presque totale chez *A. sapidissima* (Greene *et al.*, 2009). Sur la Garonne, cette année correspond à un recrutement en alosons quasi nul dans l'estuaire d'après les échantillonnages effectués par l'IRSTEA.

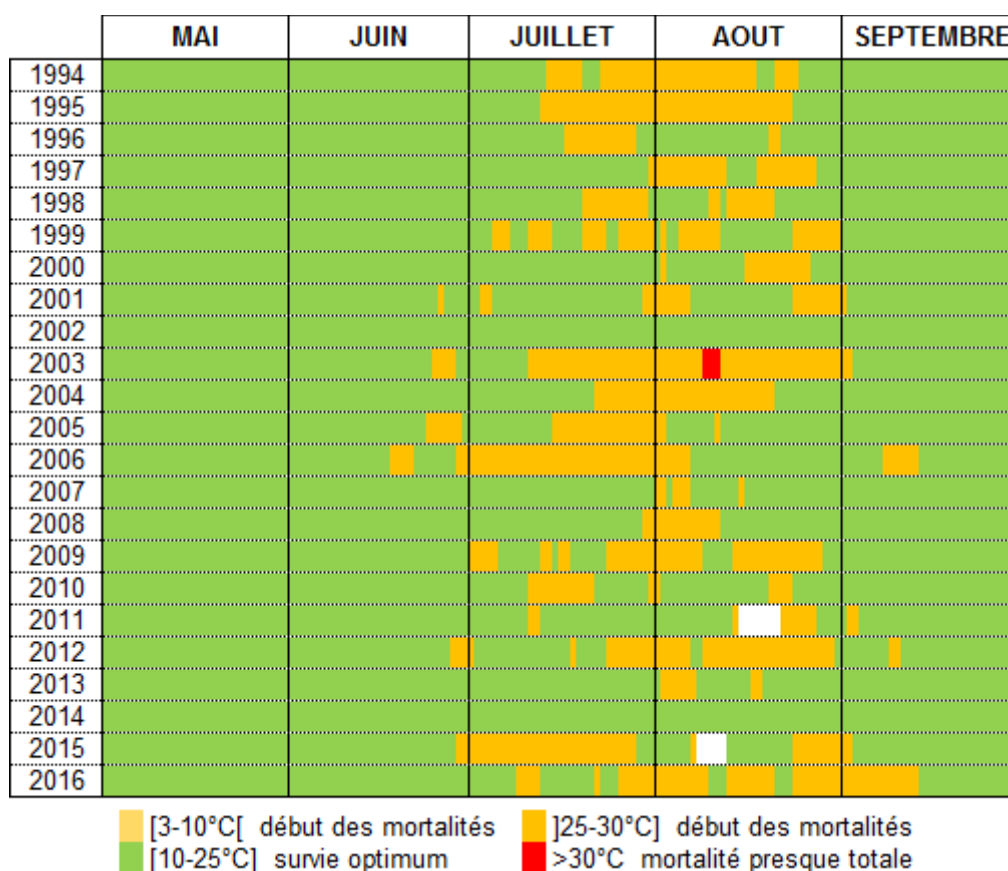


Figure 10 : Températures journalières de la Garonne (codées en couleur par classes) et différents seuils thermiques pour les juvéniles de la grande alose

Aucune tendance évolutive à l'augmentation de cette classe de température n'a été mise en évidence à l'aide des chroniques disponibles (1994-2016) sur les tronçons T3 et T4. Par contre l'analyse des données thermiques de la Garonne à Toulouse (T7) et Golfech (T5) entre 1977 et 2005 par Croze *et al.* (2007) montre un réchauffement de l'eau pour ces deux stations, réchauffement exacerbé en été.

Si les risques liés à la température ne sont pas les plus nombreux, ils sont concentrés sur tous les tronçons où l'alose se reproduit et où les juvéniles se développent actuellement. Aucun indicateur d'abondance des juvéniles n'existe pour le moment sur les tronçons concernés par cet enjeu. L'impact réel de la thermie en milieu naturel est de fait difficile à appréhender. Depuis 3 ans, MIGADO mène une étude sur la survie des alosons en milieu naturel en effectuant des lâchers d'alosons marqués et des recaptures 3 mois plus tard. Cette

étude pourrait à terme devenir un indicateur d'abondance des alosons et les résultats pourraient être confrontés aux conditions du milieu et en particulier à la thermie.

2.2.5. La physico-chimie

9 risques de niveau 4 et plus concernent la physico-chimie. Ces risques apparaissent au niveau des tronçons soumis à l'influence des marées (T1 et T2) avec des quantités importantes de matières en suspension liées à l'apparition du bouchon vaseux et à proximité des deux plus grandes agglomérations du bassin, Bordeaux (T2) et Toulouse (T7), avec des marqueurs de la perturbation du cycle de l'azote (nitrite et ammoniac).

Les effets du bouchon vaseux sur les individus en migration sont encore largement méconnus. Aucune étude n'a pour le moment montré un impact direct du bouchon vaseux sur les espèces amphihalines. **A l'intérieur de celui-ci, les concentrations en MES et l'apparition d'épisodes d'hypoxie sont susceptibles de perturber la progression des individus (à la montaison comme à la dévalaison), voire de provoquer des mortalités en cas d'exposition prolongée.** La migration des géniteurs de grande alose, assez bien connue du fait d'une pêcherie importante, se déroule dès le début du printemps, soit avant l'apparition des effets les plus néfastes du bouchon vaseux. Par contre, les alosons semblent arriver sur la partie aval du fleuve (T2) dès le début de l'été avec un pic en fin d'été, au moment où le bouchon vaseux est bien installé (forte quantité de MES, épisodes d'hypoxie). Des alosons sont capturés toute l'année dans l'estuaire et ont donc traversé ce bouchon vaseux sans que l'on connaisse les conditions d'échec ou de réussite de cette traversée.

Les effets des composés azotés sur les organismes aquatiques sont connus, mais les seuils chez la grande alose n'ont pas été étudiés. Par contre, on sait que les salmonidés y sont particulièrement vulnérables. **L'effet toxique des nitrites est lié à la destruction de l'hémoglobine contenue dans le sang, conduisant à l'impossibilité de fixer l'oxygène et de la transporter dans les organes. L'ammoniac quant à lui provoque des irritations et le durcissement des branchies conduisant à l'asphyxie.** Ces molécules apparaissent dans des concentrations engendrant des effets sub-létaux chez les salmonidés (détresse respiratoire, apathie) et même létaux pour quasiment tous les stades du cycle biologique au niveau des tronçons comprenant les agglomérations de Toulouse (T7) et de Bordeaux (T2). **Les effets potentiels sur les capacités respiratoires des aloses viennent s'ajouter à la chute de la quantité d'oxygène disponible due à l'apparition du bouchon vaseux (stade alosons principalement).**

2.2.6. L'hydrologie

Seuls deux risques de niveau 6 en lien avec l'hydrologie apparaissent dans l'analyse. Ils concernent le **stade alosons avec l'occurrence des faibles débits favorisant la présence du bouchon vaseux dans le tronçon 2.** Il s'agit d'un phénomène « naturel » exacerbé par diverses pressions anthropiques sur le bassin.

Sur la chronique « long terme » de données disponibles, une tendance statistiquement significative à l'augmentation du nombre de jour avec un débit de la Garonne inférieur à 200 m³/s se dégage sur la période 1913-2017 et sur la période de dévalaison des alosons (Figure 11). Il y a donc tendance à une dégradation de la situation pour les alosons.

Pour les 30 dernières années, il existe, en période de dévalaison (juillet-novembre), une différence de 40 jours de débits favorables à l'établissement du bouchon vaseux dans le tronçon T2 entre la médiane 1988-2002 (73.5 j) et la médiane 2003-2017 (112 j)

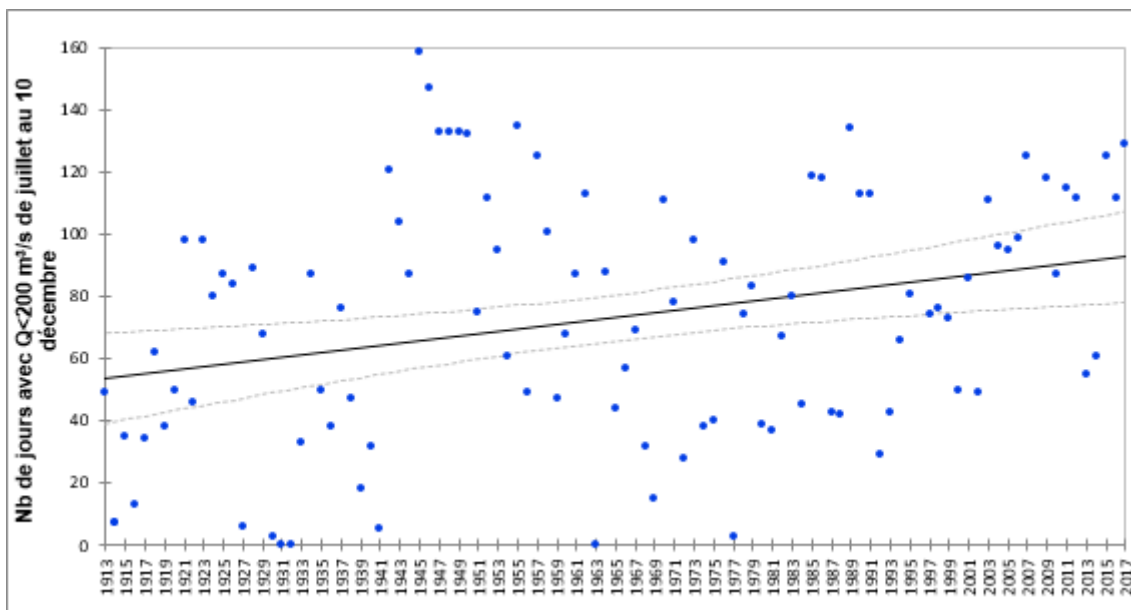


Figure 11 : Evolution du nombre de jour de débit favorable à l'installation du bouchon vaseux dans le tronçon 2 pendant la période de dévalaison des alosons sur la période 1913-2017. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à l'augmentation statistiquement significative ($R^2=0.08$; $p<0.01$).

Pour ce qui est de l'impact direct de l'hydrologie sur les plus jeunes stades notamment (crues mais aussi étiages), aucun niveau d'impact particulier sur la grande alose n'est documenté. Les seuils retenus dans l'analyse de risque sont ceux connus pour avoir un impact sur la vie aquatique en général (et très certainement sur la grande alose), à savoir les crues biennales et quinquennales mais aussi les étiages inférieurs ou égal au Q_{MNA5} . Aucun n'est ressorti de l'analyse.

2.2.7. Les autres risques

Il s'agit essentiellement des risques liés à la pêche ainsi qu'à la présence du silure (28.6% de risques de niveau 4 et plus).

Les risques liés à l'activité de pêche concernent l'estuaire à la fois pour **l'enjeu alosons** et pour **les adultes en migration**. Les risques sont générés par des captures accidentelles lorsque la pêche cible d'autres espèces (crevettes et civelles pour les alosons, lamproies marines, aloses feintes, mulets, maigres pour les géniteurs). Pour le tronçon T2, le risque concerne les géniteurs en migration, avec des risques de captures accidentelles lors de la pratique de la pêche au filet dérivant ciblant l'aloise feinte ou la lamproie marine.

Pour les alosons, le risque évalué est de niveau 4. Le calcul de ce risque se base sur des données anciennes. Taverny (1991) a évalué que les quantités d'alosons capturés de manière accidentelle lors de la pêche aux civelles et aux crevettes dans l'estuaire était de 5 à 10 % du stock estuarien. Il conviendrait de vérifier si les techniques et la pression de pêche a évolué depuis 1991 pour ajuster ce risque.

Pour ce qui est des géniteurs, la pêche spécifique de la grande alose fait l'objet depuis 2008 d'un moratoire et il est très difficile aujourd'hui de recenser les captures accidentelles. De fait l'analyse de risque se base sur les informations réglementaires (effectifs de pêcheurs par catégorie et par tronçon, caractéristiques des engins utilisés, périodes d'ouvertures) et non sur des chiffres de capture.

Le risque « silure » évalué dans l'analyse concerne le stade « géniteurs » au moment de la migration génésique. A cette période, l'aloise est particulièrement vulnérable lorsqu'elle emprunte le canal de transfert de Golfech, qui est un milieu particulier, très contraint. Les observations effectuées par MIGADO avec une caméra acoustique montrent **un taux**

d'attaques par des silures d'au moins 80 % dans ce canal, même s'il n'a pas été possible de déterminer exactement le taux de prédation (toutes les attaques ne sont pas couronnées de succès). Pour les autres tronçons, nous ne disposons de très peu d'informations concernant la prédation des aloses en « pleine eau » par le silure, même si de nombreuses chasses ont pu être observées sur des sites particuliers (par exemple sur les aloses qui sont bloquées au pied de la centrale de Bergerac sur la Dordogne et de Golfech sur la Garonne).

Le silure est également susceptible d'interférer avec les géniteurs d'aloses au moment de l'acte de reproduction. En effet, les géniteurs effectuent alors des tours sur eux-mêmes en frappant bruyamment la surface de l'eau, ce qui attire inmanquablement l'attention des silures et rend vulnérables les géniteurs. Lors des suivis de la reproduction de l'année 2017, une attention particulière a été apportée par MIGADO aux attaques de silures sur les bulls d'aloses sur la frayère de St-Sixte. Entre le 16 mai et le 21 juin, une centaine d'attaques ont été recensées sur près de 1 200 bulls comptabilisés, **soit 8 % d'attaques. Cela ne correspond uniquement qu'aux manifestations visibles en surface et là encore, rien ne permet d'évaluer la réussite de ces attaques et donc un taux de prédation.** Mais, ces attaques peuvent provoquer a minima un stress susceptible d'influencer le succès de la reproduction. Un approfondissement des connaissances est urgent à ce sujet, d'autant que le silure est présent sur toutes les frayères de grande alose.

3. SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Nous commencerons par un rappel de l'évolution des indicateurs d'abondance du stock de grande alose dont on dispose sur le bassin (Figure 12 et voir rapport « Cycle biologique de la grande alose sur le bassin » dans le cadre de ce travail).

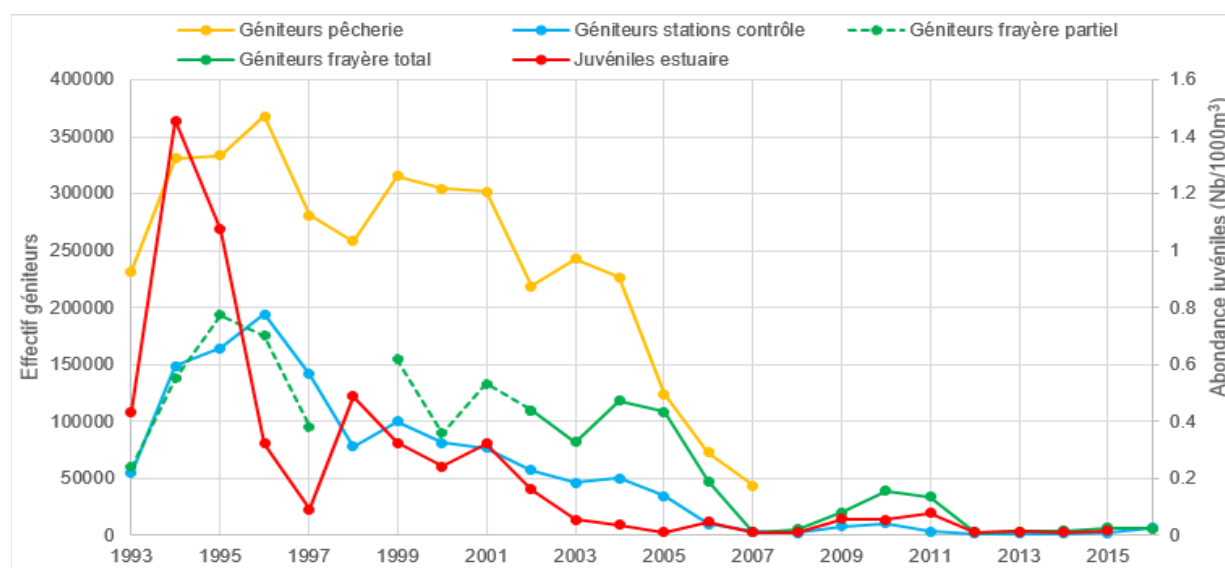


Figure 12 : Evolution des indicateurs d'abondance disponibles pour la grande alose sur le bassin Girond/Garonne/Dordogne entre 1993 et 2016

Après plus de 25 années d'abondance dans le bassin, en supportant une pêcheurie alimentant une tradition culinaire très prisée dans le Sud-Ouest, le stock de grande alose s'effondre en 2006.

Si l'on regarde l'ensemble des indicateurs d'abondance dont on dispose, on constate :

- Une érosion constante des passages aux stations de contrôle de Golfech et Tuilières depuis 1996,
- Une érosion des captures par la pêcheurie de 1996 à 2004, puis une chute brutale,

- Une relative stabilité des géniteurs sur frayères de 1999 à 2005, puis une chute en 2006 et 2007,
- **Mais le premier indicateur qui décroche, c'est l'indice de recrutement en alosons dans l'estuaire, qui ne se relève pas depuis 2003** (on peut aussi considérer, avec l'ensemble de la chronique disponible pour cet indicateur, qu'il s'érode depuis la fin des années 90). Cet indicateur chute alors même **qu'il y a encore de nombreux géniteurs sur les frayères en aval et en amont** des stations de contrôle (nombre de géniteurs au-dessus du seuil critique de conservation défini dans le Tableau de Bord par Collin et Rochard, 2012).

Il semble donc qu'un problème de survie apparaît à cette époque après l'acte de reproduction (stade œufs, larves, juvéniles, alosons ?).

En 2003, on peut évoquer un impact des fortes températures sur la survie des alosons, puisque, comme nous l'avons vu dans cette analyse de risques, l'eau de la Garonne atteint et dépasse des moyennes journalières supérieures à 30 °C pendant 3 jours consécutifs au mois d'août (période de canicule).

Mais les années suivantes, la température de l'eau n'atteint plus ces extrêmes et le recrutement dans l'estuaire n'est pas meilleur alors que les géniteurs sont toujours « nombreux » sur les frayères. Il y a donc d'autres facteurs qui affectent la survie après l'acte de reproduction.

Pour tenter d'y voir plus clair, nous allons nous focaliser, dans un premier temps, sur la Garonne en aval de Golfech, secteur du fleuve qui abrite les frayères « historiques » de grande alose, **frayères qui ont permis à elles seules** (plus celles de la Dordogne en aval de Tuilières et Bergerac) de **maintenir le stock d'alose et sa pêcherie de 1973 à 1987** (entre le blocage de l'axe Garonne par l'édification du barrage de Malaussène et sa réouverture avec la construction de l'ascenseur de Golfech).

La perte du substrat alluvial, des galets et graviers des frayères pourrait être un facteur explicatif de ce problème apparent de survie. Mais si l'analyse de risques pointe clairement ce paramètre pour la Garonne entre Toulouse et Malaussène, **elle ne le fait pas apparaître en aval de Golfech**. Ici et pour le moment, le substrat alluvial est toujours présent. MIGADO⁴ confirme du reste, après avoir réalisé une étude bathymétrique des frayères de grande alose avec la Réserve Naturelle de la Frayère d'Agen en 2018, que seule la frayère de Saint Pierre de Gaubert montre des affleurements de roche-mère sur une moitié du lit. Pour les autres frayères, le substrat alluvial est encore présent pour accueillir les œufs des aloses.

Mais la présence des graviers et galets sur les zones de fraie ne présage pas de la qualité de ce substrat. Il peut, en effet, être colmaté, cimenté, par des sédiments fins, et plus ou moins contaminés (voir le travail de N. Delage, 2015, sur le substrat des frayères d'esturgeons), et être impropre au développement des œufs. Ce risque n'a pas été évalué faute de données.

La qualité de l'eau par contre a fait l'objet de nombreuses évaluations et **la micropollution** du Fleuve est un sujet d'inquiétudes. Sur cette Garonne en aval de Golfech, **le risque « pesticides »** est fortement pointé dans l'analyse (« métaux » et « autres polluants » également mais un cran en dessous - notamment en période **de reproduction, d'incubation des œufs et de développement des larves**). Même si aucune relation de cause à effet n'est encore démontrée, la crainte est importante face au nombre de molécules présentes et aux possibles effets « cocktails ». Ces molécules, conçues pour être des biocides, pourraient avoir des **effets directs** sur les œufs ou les jeunes stades de développement de grande alose, mais aussi des **effets indirects sur les ressources trophiques** des alosons par exemple (larves d'insectes, copépodes, cladocères), conduisant à des « manques » à des moments charnières du développement des jeunes aloses.

⁴ L. Carry, communication personnelle.

Notons ici que, depuis septembre 2018, une thèse est en cours à l'IRSTEA de Bordeaux sur « l'adaptabilité et les réponses des jeunes stades de poissons migrateurs aux conditions environnementales : le cas des aloses européennes face à la contamination chimique » (thèse de Marion Blaya).

Le bouchon vaseux est également une problématique prégnante qui ressort de l'analyse sur cette partie du fleuve. Hydrologiquement, nous avons vu que sur la période de dévalaison des alosons, il y avait 40 jours de plus, favorables à l'établissement du bouchon vaseux, sur les quinze dernières années (2003-2017) par rapport aux quinze années précédentes (1988-2002). Aujourd'hui, **pendant 75% de la période de dévalaison des alosons**, les conditions hydrologiques sont favorables au maintien du bouchon vaseux entre le bec d'Ambès et la confluence avec le Dropt. Or, ce bouchon vaseux, renforcé par les rejets de l'agglomération Bordelaise, montre de fortes concentrations en MES, des épisodes d'hypoxie, des concentrations en nitrite et ammoniac parfois sub-létales et létales. **On ne sait pas, actuellement, si les alosons sont capables ou pas de franchir ce bouchon vaseux.**

Dans l'estuaire, le risque micropollution n'est pas suffisamment documenté pour un traitement par l'analyse de risques. Mais les données sur les malformations de l'exosquelette de la crevette blanche et l'évolution depuis les années 90 renforcent les présomptions. En effet, lors des suivis de suivi de la faune circulante de l'estuaire réalisés par l'IRSTEA (Lobry et al., 2016), il est constaté depuis 2001 qu'un pourcentage élevé (50 à 100% des échantillons) des individus de crevette blanche (*Palaemon longirostris*, M.E. 1837) présente des déformations très marquées sur plusieurs parties de l'exosquelette. Ces déformations avaient déjà été observées dans les zones estuariennes fortement polluées d'Allemagne, mais elles n'existaient pas en Gironde avant 1992. Depuis le phénomène s'intensifie et se diversifie. Ces malformations entraînent un taux de mortalité accru (d'environ 50%) lors des mues successives des crevettes. L'origine de ces déformations n'est pas encore tranchée. Elles pourraient être d'origine biologique (virus, parasitisme, bactéries), mais peuvent aussi résulter de pollutions (métaux lourds, pesticides, PCB, ...).

Sur cette partie du bassin (estuaire), ce sont les risques d'entraînement des alosons dans le système de pompage du Blayais, ainsi que les risques de captures accidentelles par la pêche de crevettes ou des civelles qui sont pointés par l'analyse de risques. Les données permettant l'évaluation sont anciennes (Taverny, 1991) et mériteraient une actualisation. Des données plus récentes existent pour le pompage du Blayais, mais nous n'avons pu avoir accès à ces données.

L'aloise appartient à la famille des clupéidés, c'est un poisson doté d'une grande fécondité (150 000 œufs/kg). Peu de géniteurs sont donc capables de pondre un grand nombre d'œufs, qui, si les conditions de survie sont bonnes doivent conduire à un bon recrutement. Ce n'est, semble-t-il, pas le cas aujourd'hui. Les géniteurs sont présents sur les frayères en aval de Golfech, même si les effectifs sont faibles, mais nous n'enregistrons pas ensuite de signes positifs sur le recrutement. Soit le recrutement est trop faible pour les techniques d'investigations actuelles et passe sous le « radar », **soit l'hypothèse d'un problème de survie est bien la bonne et il faut vraiment savoir quel(s) stade(s) cela touche** (stade œufs, larves, juvéniles, alosons ?). Des études et recherches en ce sens sont en cours aussi bien à l'IRSTEA à Bordeaux (thèses de Loïc Baumann⁵ et d'Alexis Paumier⁶ depuis 2017 et donc de Marion Blaya depuis 2018) qu'au sein de l'association MIGADO (depuis 2017 également, programme de marquage à l'oxytétracycline, alevinage puis recapture de larves d'aloise vraie sur la Dordogne et la Garonne depuis l'écloserie de Bruch).

⁵ Analyses comparatives de l'écologie des jeunes stades d'alosons (aloise vraie et aloise feinte), préférence et sensibilité aux pressions environnementales.

⁶ Adaptation au changement climatique au travers de la plasticité comportementale, cas de la tactique de ponte de la grande aloise pour la population menacée du bassin Garonne Dordogne.

Mais dans la situation actuelle (faible nombre de géniteurs de retour sur les frayères), **la forte présence de grands silures sur le bassin pose aussi question**. Syväranta *et al.*, 2009, ont montré, par analyse isotopique, une contribution considérable (53 à 65%) des migrateurs anadromes à l'alimentation des silures de la Garonne aval (cela suppose : les 2 aloses, les lamproies, vivantes ou mortes après la reproduction, le saumon, les mulets). Guillerault *et al.*, 2015, par le même type d'analyse, entre la confluence du Lot et Golfech cette fois (T4), arrivent à une contribution estimée de 51% en moyenne, avec une augmentation de celle-ci avec la taille des silures, mais pas avec la proximité de l'aménagement Golfech. Les contenus stomacaux réalisés par différents auteurs sur la Dordogne (Verdeyroux et Guerri, 2016), la Garonne et la Dordogne (Rapet, 2015) ou la Loire (Boisneau et Belhamiti, 2014), montrent que certains silures peuvent consommer des quantités importantes de poissons migrateurs amphihalins (saumon atlantique, lamproie marine et fluviatile, grande alose et alose feinte), pendant les périodes de migrations, et même en dehors de tout effet de concentration à proximité des obstacles. Dans ce contexte, **MIGADO, en 2017, estime à 8% (du nombre total des bulls) les attaques détectables en surface de silures sur les bulls d'aloses. Des suivis par caméra acoustique sont donc prévus sur les frayères** pour faire le point sur cette problématique (Equipe de Frédéric Santoul de l'Université Paul Sabatier de Toulouse).

La population de grande alose du bassin Garonne/Gironde/Dordogne a longtemps fonctionné avec les seules frayères situées en aval de Golfech sur la Garonne et de Tuilières sur la Dordogne. Mais en 1987, lorsque l'ascenseur de Golfech est mis en service, elles peuvent franchir le complexe Malausse-Golfech et gagner des zones de reproduction plus en amont sur le Fleuve. Elles seront ainsi plus de 100 000 à emprunter le dispositif en 1996 (et plus de 20 000 arriveront même jusqu'à Toulouse). En 2018, seulement 115 aloses ont été comptabilisées à Golfech, 875 en 2017. Certes, le stock s'est écroulé et on peut penser que les géniteurs ne sont **pas assez nombreux sur les frayères aval pour avoir besoin de se disperser** plus en amont. Mais là aussi, **l'omniprésence du silure, depuis les années 2000, interroge**. Plus de 80% des aloses qui empruntent aujourd'hui le canal de transfert de l'aménagement se font attaquer par les silures. Des solutions ont été trouvées (dispositif anti-retour et vidange régulière du canal pour écarter les silures) mais elles restent à pérenniser. A l'entrée de l'ascenseur, la concentration des silures effarouche aussi probablement les poissons et les dissuade d'emprunter le dispositif. Il n'y a pour l'heure pas de solution satisfaisante à cette problématique.

Si la situation de la population de grande alose du bassin venait à se rétablir et le stock atteindre à nouveau le niveau des années 90, le franchissement de Golfech pourrait redevenir prégnant pour cette espèce. **Arrivées entre Toulouse et Malausse**, les aloses rencontreraient alors d'autres problèmes sur le fleuve. **La micropollution** est à nouveau pointée par l'analyse de risques, ici un cran en dessous de la Garonne aval. Mais c'est surtout **la dégradation des habitats qui est patente** sur cette partie de la Garonne. L'altération hydromorphologique du fleuve se traduit par l'incision, la chenalisation, l'apparition de seuils géologiques et la disparition du substrat alluvial sur des surfaces très importantes (30.1% de la surface de ce tronçon est constituée d'affleurements de roche mère, rapport **Géodiag** dans le cadre de cette étude), ce qui, en plus d'augmenter des difficultés de migration des géniteurs, sera particulièrement handicapant pour le développement des œufs et larves (absence de galets et d'interstices pour accueillir les œufs en aval des zones de reproduction).

Au final, la chute du recrutement qui entraîne l'effondrement du stock de grande alose semble être un constat partagé par les acteurs du bassin. De nombreuses recherches sont en cours sur les pistes explicatives : taux de survie des jeunes stades in situ en Garonne et Dordogne, effets des contaminations chimiques, ressources trophiques disponibles, effets de l'évolution des conditions environnementales, toujours sur les jeunes stades, prédation des silures sur les géniteurs Parmi les interrogations principales soulevées, c'est celle sur le comportement des aloses face au bouchon vaseux, sur l'impact de celui-ci sur les migrations, probablement la plus complexe, qui semble pour l'instant faire l'objet de moins d'attention.

4. BIBLIOGRAPHIE

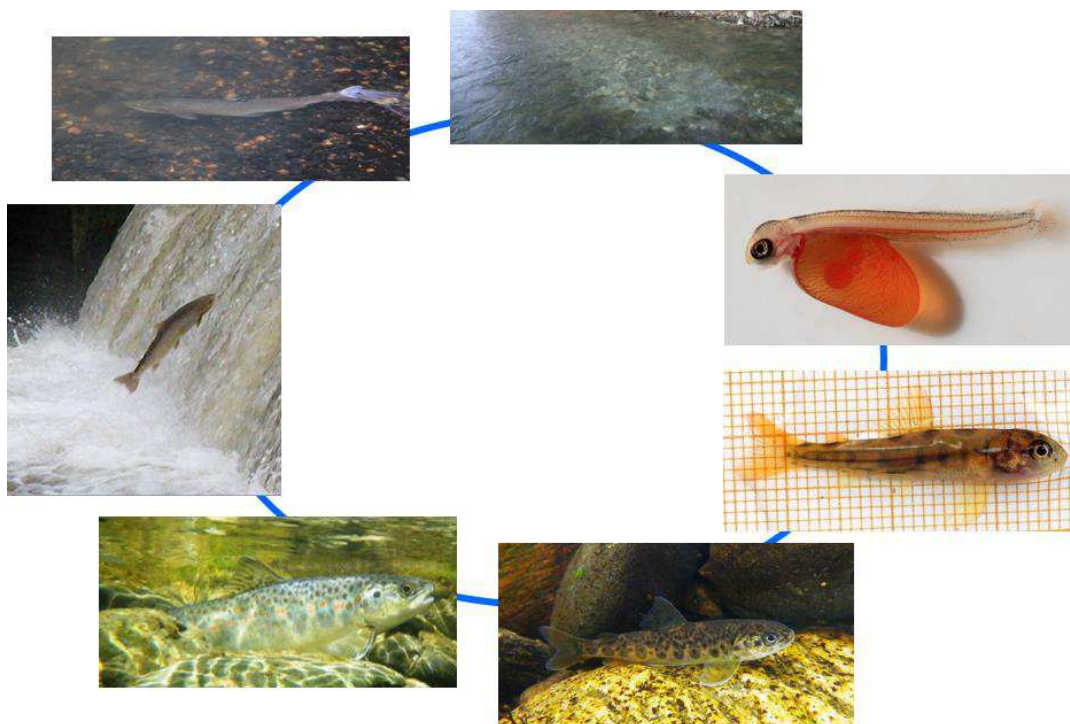
- Bellariva, J.L., 1998. Contribution à l'étude du déroulement de la migration et de la reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) en Garonne. Etude prospective de la dévalaison des juvéniles. Thèse INP Toulouse.
- Boisneau, C., Belhamiti, N., 2014. Prédation des poissons migrateurs par le silure en Loire. AADPPMFEDLA - CITERES Université de Tours.
- Bouyssonnie, W., Matheron, C., Clavé, D., 2017. Etude survie grande alose : compte rendu d'activité de la production de larves en 2017 et du suivi des alosons. Rapport MIGADO.
- Boyer-Bernard, S., 1991. Contribution à la définition de dispositifs d'évitement des centrales hydroélectriques pour les juvéniles de poissons migrateurs. Thèse INP Toulouse.
- Carry, L., Delpeyroux, J.-M., 2013. Etude des rythmes de migration des espèces amphibiotiques et holobiotiques de la Garonne au niveau de la station de contrôle de Golfech au cours de l'année 2012. (Rapport No. MI.GA.DO 24G-13-RT).
- Carry, L., Tardieu, P., Karasinski, C., Delpeyroux, J., 2017. Suivi de la reproduction naturelle de la Grande Alose sur la Garonne-2017. Rapport MIGADO.
- Cassou-Leins, F., Cassou-Leinss, J.J., 1981. Recherches sur la biologie et l'halieutique des migrateurs de la Garonne et principalement de l'aloise : *Alosa alosa* L. Thèse INP Toulouse.
- Cassou-Leins, F., Cassou-Leins, J.J., Cassou-Leins, C., Dauba, F., Lejolivet, C., 1986. Etude des oeufs de la grande alose. Répartition et dérive - Taux de mortalité - Influence des pollutions. Rapport RNFA.
- Cassou-Leins, F., Cassou-Leins, J.J., 1988. Etude de l'alevin d'*Alosa alosa*. Répartition - Croissance - Régime alimentaire. Rapport RNFA.
- Clavé, D., Lemaréchal, A., 2016. Etude survie grande alose : compte rendu d'activité de la production de larves en 2016 et du suivi des alosons - année test. 2016. Rapport MIGADO.
- Collin, S. et Rochard, E. 2012. Projet de tableau de bord de la grande alose du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne. Etude Irstea/Cemagref Groupement de Bordeaux N°145
- Croze, O., Blot, E., Delmouly, L., 2007. Evolution de la température de la Garonne au cours des 3 dernières décennies (1977-2005) (No. RA07.04). Rapport GHAAPE.
- Delage N., 2015. Etude expérimentale des effets des conditions environnementales (température, oxygène, polluants) sur la survie, le développement et le comportement des stades embryon-larvaires d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*. Ecotoxicologie. Thèse Université de Bordeaux.
- Greene, K.E., Zimmerman, J.L., Laney, R.W., Thomas-Blate, J.C., 2009. Atlantic coast diadromous fish habitat: A review of utilization, threats, recommendations for conservation, and research needs. Atlantic States Marine Fisheries Commission Habitat Management Series 464.
- Guillerault, N., Delmotte, S., Poulet, N., Santoul, F., 2015. Etudes des interactions du Silure glane (*Silurus glanis*) avec l'ichtyofaune métropolitaine. Rapport ONEMA-EcoLab.
- Jantzi H., Carozza J.M., Probst J.L. et Valette P., 2018. Ajustements géomorphologiques de la moyenne Garonne en aval de Toulouse (Sud-Ouest France) depuis les années 1950 sous l'effet des extractions de granulats. Poster IS RIVERS 2018, LYON.
- Jatteau, P., Drouineau, H., Charles, K., Carry, L., Lange, F., Lambert, P., 2017. Thermal tolerance of allis shad (*Alosa alosa*) embryos and larvae: Modeling and potential applications. Aquatic Living Resources 30, 2. <https://doi.org/10.1051/alr/2016033>.
- Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2017. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2016. Rapport IRSTEA.

- Jatteau, P., Heroin, D., Bons, S., Le Barh, R., Lambert, P., 2015a. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2015 (rapport d'étude). Rapport IRSTEA.
- Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2015b. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2014 (rapport d'étude). Rapport IRSTEA.
- Jatteau, P., Rimond, F., Bons, S., Le Barh, R., 2013. Suivi des alosons dans les parties aval de la Garonne et de la Dordogne. Année 2013. Rapport IRSTEA.
- Larnier, K., 2010. Modelisation thermohydraulique d'un tronçon de Garonne en lien avec l'habitat piscicole : approches statistiques et déterministe. Thèse Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.
- Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. Rapport IRSTEA pour EDF.
- Rapet E., 2015. Etude de la population de silure glane (*Silurus glanis*) de l'estuaire de la Gironde : Caractérisation, régime alimentaire, déplacements. Rapport AADPPED Gironde/IMA
- SMEAG, 2015. Synthèse de l'étude de suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne (rapport d'étude). Rapport SMEAG.
- SMEAG, 2014. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2014. (rapport d'étude). Rapport SMEAG.
- SMEAG, 2013. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2013. Perspectives pour la campagne 2014. (rapport d'étude). Rapport SMEAG.
- SMEAG, 2012. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2012. Perspectives pour la campagne 2013 (rapport d'étude). Rapport SMEAG.
- SMEAG, 2011. Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2011. Perspectives pour la campagne 2012. (rapport d'étude). Rapport SMEAG.
- Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Martino, A., Céréghino, R., et Santoul, F. (2009). Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften*, 96(5), 631-635.
- Taverny, C., 1991. Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne. Thèse Université de Bordeaux I, CEMAGREF.
- Travade, F., Larinier, M., 1992b. La migration de dévalaison : problèmes et dispositifs. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 326-327 : 165-176.
- Verdeyroux, P., Guerri, O., 2016. Etude du Silure sur la Dordogne. Synthèse des résultats des 4 premières années (avril 2012 - juillet 2016). Rapport EPIDOR.

Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

-

Cycle biologique du saumon atlantique dans le bassin de la Garonne



Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

Philippe Baran (philippe.baran@ecogea.fr)

Stéphane Bosc (stephane.bosc@migado.fr)

VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) :

- Philippe Baran, ECOGEA, philippe.baran@ecogea.fr,
- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- Stéphane Bosc, MIGADO, stephane.bosc@migado.fr

Pour citation :

Cornu V., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Cycle biologique du saumon atlantique dans le bassin de la Garonne. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. GENERALITES	4
1.1. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE	4
1.2. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE SAUMON DANS LE MONDE	5
1.2.1. <i>Distribution</i>	5
1.2.2. <i>Evolution des stocks</i>	6
1.3. GENERALITES SUR LE SAUMON DE LA GARONNE	9
1.3.1. <i>Quelques données historiques</i>	9
1.3.2. <i>Contexte réglementaire</i>	Erreur ! Signet non défini.
2. CYCLE BIOLOGIQUE DU SAUMON ATLANTIQUE DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES	10
2.1. LES GENITEURS	10
2.1.1. <i>Zones de grossissement marines</i>	10
2.1.2. <i>Instinct de retour : « homing »</i>	10
2.1.3. <i>Les frayères accessibles</i>	10
2.1.4. <i>Obstacles à la libre circulation</i>	11
2.1.5. <i>Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin</i>	12
2.1.5.1. Les géniteurs franchissant Golfech (N1)	13
2.1.5.2. Les géniteurs contrôlés sur l'axe Tarn (N2)	18
2.1.5.3. Les géniteurs franchissant le Bazacle (N3)	19
2.1.5.4. Les géniteurs franchissant le Ramier (N4)	22
2.1.5.5. Les géniteurs franchissant Carbonne (N5)	23
2.1.6. <i>Principales interrogations portant sur les géniteurs</i>	28
2.2. LA REPRODUCTION	29
2.2.1. <i>Suivi de la reproduction sur le bassin de la Garonne</i>	30
2.2.1.1. Zones de frayères actuellement accessibles	30
2.2.1.2. Stratégie de prospection	30
2.2.1.3. Principales difficultés rencontrées lors du suivi	30
2.2.1.4. Résultats Garonne aval/Ariège	31
2.2.1.5. Résultats Pique	33
2.2.2. <i>Principales interrogations portant sur la reproduction</i>	34
2.3. ALEVINS ET JUVENILES	35
2.3.1. <i>Potentiel d'accueil du bassin de la Garonne</i>	35
2.3.2. <i>Les déversements de juvéniles</i>	38
2.3.2.1. Axes utilisés pour le repeuplement	38
2.3.2.2. La filière de production de juvéniles	38
2.3.2.3. Les stades déversés	39
2.3.2.4. Bilan des déversements	40
2.3.3. <i>Suivi de la survie des juvéniles sur les habitats de croissance du bassin de la Garonne</i>	41
2.3.3.1. Méthodologie	41
2.3.3.2. Plan d'échantillonnage	41
2.3.3.3. Stations repeuplées l'année n : efficacité du repeuplement	43
2.3.3.4. Stations non repeuplées l'année n : efficacité de la reproduction	45
2.3.4. <i>Principales interrogations portant sur les juvéniles</i>	45
2.4. LES SMOLTS	45
2.4.1. <i>Indicateurs d'abondance</i>	46
2.4.1.1. Principe des stations de piégeage des smolts	46
2.4.1.2. Le contrôle de la dévalaison des smolts à Camon/Pointis	47
2.4.1.3. Le contrôle de la dévalaison des smolts au Ramier	52
2.4.2. <i>Principales interrogations sur les smolts</i>	53

3. BIBLIOGRAPHIE :	54

1. GENERALITES

1.1. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE

Le cycle biologique du saumon atlantique comprend trois phases distinctes (Figure 1). La première concerne les juvéniles et se situe en eau douce. Après éclosion et émergence des alevins, les juvéniles, appelés tacons, colonisent la rivière et s'y développent pendant une à plusieurs années avant de partir en mer. Cette dévalaison nécessitera un ensemble de transformations pour s'adapter au milieu marin : la smoltification. Les tacons deviennent alors des smolts et descendent vers la mer. La deuxième phase se déroule en mer, elle concerne les post-smolts qui gagnent les zones de grossissement marines situées dans l'atlantique nord. Ils y séjournent une à plusieurs années avant de, devenus adultes, retourner eau douce pour s'y reproduire, c'est la troisième phase (Keith et al., 2011).

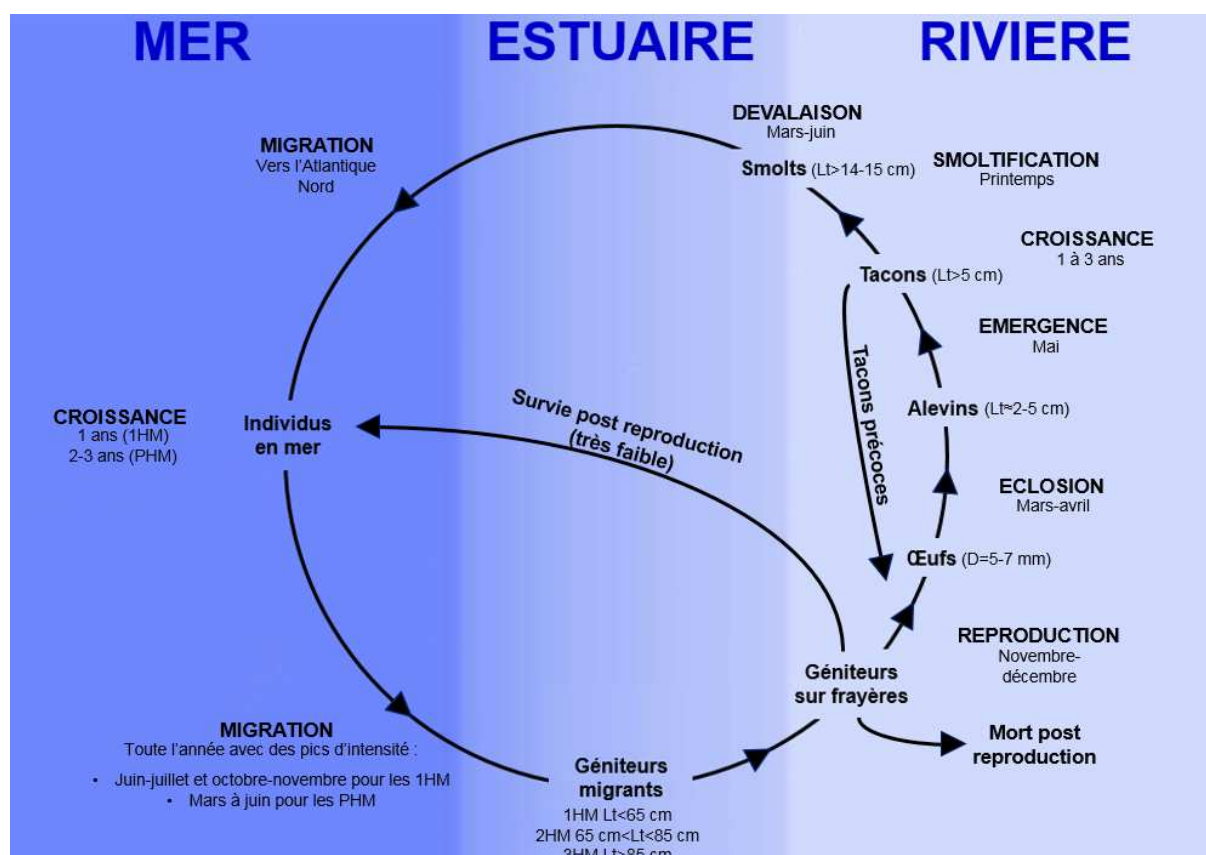


Figure 1 : Cycle biologique du saumon atlantique dans la Garonne.

Le cycle de vie du saumon est caractérisé par une grande variabilité inter et intra-populationnelle du temps de séjour en eau douce avant la migration vers la mer au stade smolt et également par une grande variabilité du temps passé en mer avant la migration génésique (Klemetsen et al., 2003). Ainsi, dans la Garonne, le cycle complet peut durer dans les cas les plus courts 2 années (dévalaison à 1 an et croissance en mer d'un hiver) et jusqu'à 6 ans dans les cas les plus longs (dévalaison à 3 ans et croissance en mer de 3 hiver).

La croissance des individus est un trait d'histoire de vie central, présent tout au long du cycle de vie du saumon atlantique, aussi bien lors de la phase dulçaquicole que marine (Bal, 2011). La variabilité de l'âge à la smoltification est attribuée à une stratégie de migration dépendante de l'atteinte d'un seuil de taille (Metcalf, 1998). Lorsque la croissance de l'individu durant la première année de vie est forte, il dévalera à un an, sinon il résidera au moins une année de plus en rivière. A l'extrême, si la croissance des juvéniles est exceptionnelle, une fraction des

mâles peut connaître une maturation sexuelle précoce, et donc participer à la reproduction sans aller en mer (Klemetsen et al., 2003). La survie en mer des post-smolts semble de même intimement liée à leur croissance lors des tout premiers mois passés sur les zones de nurseries (Peyronnet et al., 2007, McCarthy et al., 2008, Friedland et al., 2009). Et de même, l'âge de maturation pourrait suivre une norme de réaction taille dépendante, liée, comme pour le smolt, à l'atteinte d'un seuil de taille à une date donnée déclenchant le retour en rivière ou non (Jonsson & Jonsson 2004 in Bal, 2011).

1.2. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE SAUMON DANS LE MONDE

1.2.1. Distribution

Le saumon atlantique est un des rares poissons diadromes¹ présents à la fois sur le continent européen et nord-américain. Il fréquente la majorité des cours d'eau de la région tempérée de l'Atlantique Nord. Les stocks mondiaux sont rassemblés en trois grands groupes : Nord-américain (Canada et Etats-Unis), Nord-européen (Russie, Norvège, Finlande, Islande Nord et Est) et le Sud-européen (Islande Sud et Ouest, Iles britanniques, France, Espagne et Portugal). Il y a une réelle différence génétique entre les saumons atlantique d'Europe et ceux d'Amérique du nord (Nikolic, 2009).

Les bassins versants fréquentés par le saumon du côté européen se situent entre la rivière Minho au Portugal et la péninsule de Kola en Russie. Les populations françaises sont donc situées dans la partie de l'extrême sud de l'aire de répartition de l'espèce.

L'aire de répartition du saumon a fortement diminué au cours du siècle passé. Présent originellement dans 2615 rivières et dans 19 pays, il aurait totalement disparu de 294 rivières et de 6 pays : l'Allemagne, la Suisse, les Pays-Bas, la République tchèque, la Slovaquie et la Belgique (WWF, 2001). Il serait sur le point de disparaître en Estonie, au Portugal, en Pologne, aux Etats-Unis et dans certaines parties du Canada (NASCO, 2001 in Nikolic, 2009).

En France, l'aire de répartition du saumon s'est fortement réduite avec sa disparition des plus grands hydrosystèmes tels que le Rhin, la Seine et la Garonne entre le 18^{ème} et le 20^{ème} siècle (Figure 2). Actuellement, avec les différents programmes de protection et de restauration de l'espèce, il y a un plus d'une trentaine de rivières fréquentées sur le territoire (WWF, 2001).



Figure 2 : Les rivières françaises fréquentées par le saumon atlantique. A : au milieu du 18^{ème} siècle ; B : à la fin du 19^{ème} siècle ; C : à la fin du 20^{ème} siècle (Gueguen and Prouzet, 1994).

La structuration génétique des populations françaises de saumon atlantique a été récemment étudiée par Perrier (2010). Les analyses, portant sur 1739 individus issus de 34 rivières,

¹ Un poisson diadrome est un poisson vivant alternativement en eau de mer et en eau douce.

montrent l'existence de 5 groupes de populations génétiquement et géographiquement distinctes : Haute Normandie, Basse Normandie, Bretagne, Adour et Allier (Figure 3).

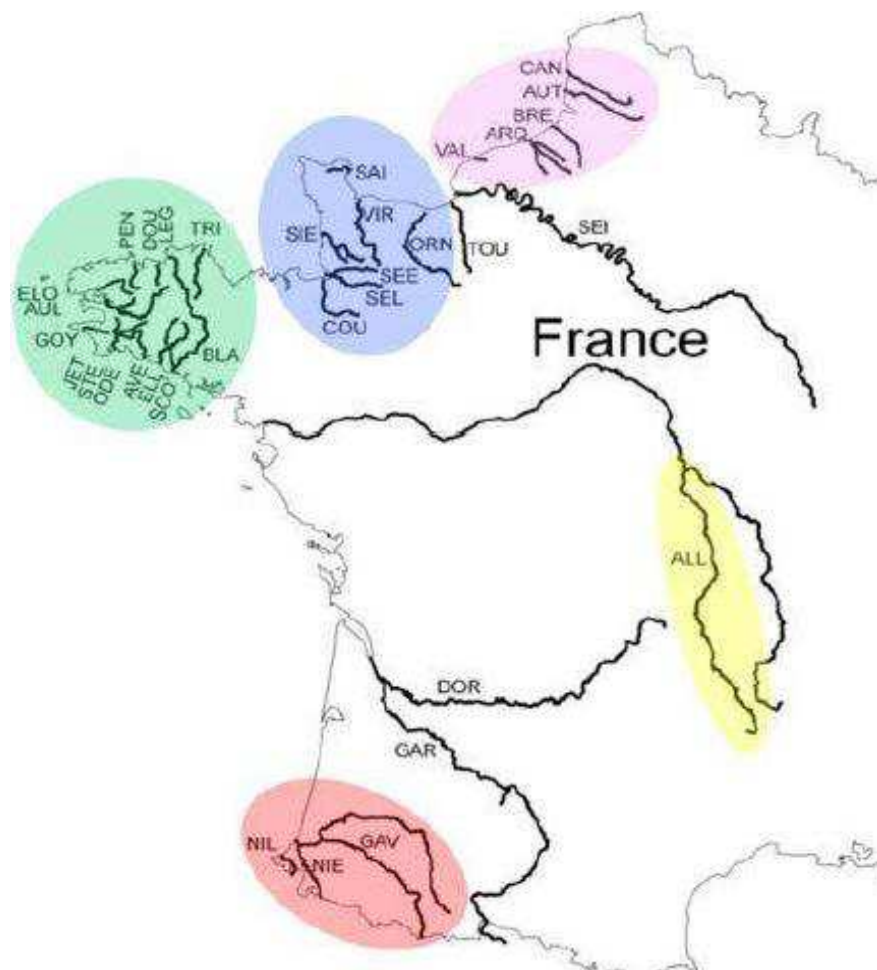


Figure 3 : Principaux groupes génétiques parmi les populations françaises de saumon atlantique (Perrier, 2010).

Les populations inféodées à la Garonne et à la Dordogne possèdent des caractéristiques intermédiaires aux groupes Allier et Adour et ne semblent pas pouvoir être identifiées comme un groupe à parti entière.

1.2.2. Evolution des stocks

En plus de la réduction de l'aire de répartition, l'abondance des stocks a fortement diminué depuis plusieurs siècles (Lenders et al., 2016) et plus particulièrement pour ceux situés en limite sud de l'aire de répartition de l'espèce (Klemetsen et al., 2003 ; NASCO, 2016), et donc de la France. L'analyse récente des données historiques sur les pêcheries et les ventes de saumon en Europe montre des phases successives de réduction des stocks dont les plus importantes ont eu lieu entre le 13^{ème} et le 15^{ème} siècle puis entre le 17^{ème} et le 19^{ème} siècle (Figure 4).

La principale cause de ce déclin semble être historiquement le développement des seuils de moulin jusqu'au 19^{ème} siècle (Figure 4 ; Lenders et al., 2016) puis, à partir du 20^{ème} siècle, les grands barrages, la dégradation de la qualité de l'eau et des habitats, des conditions d'exploitation inadaptées (Dumas et al., 1979 ; Gueguen and Prouzet, 1994 ; WWF, 2001) ainsi que le changement climatique (Bal, 2011).

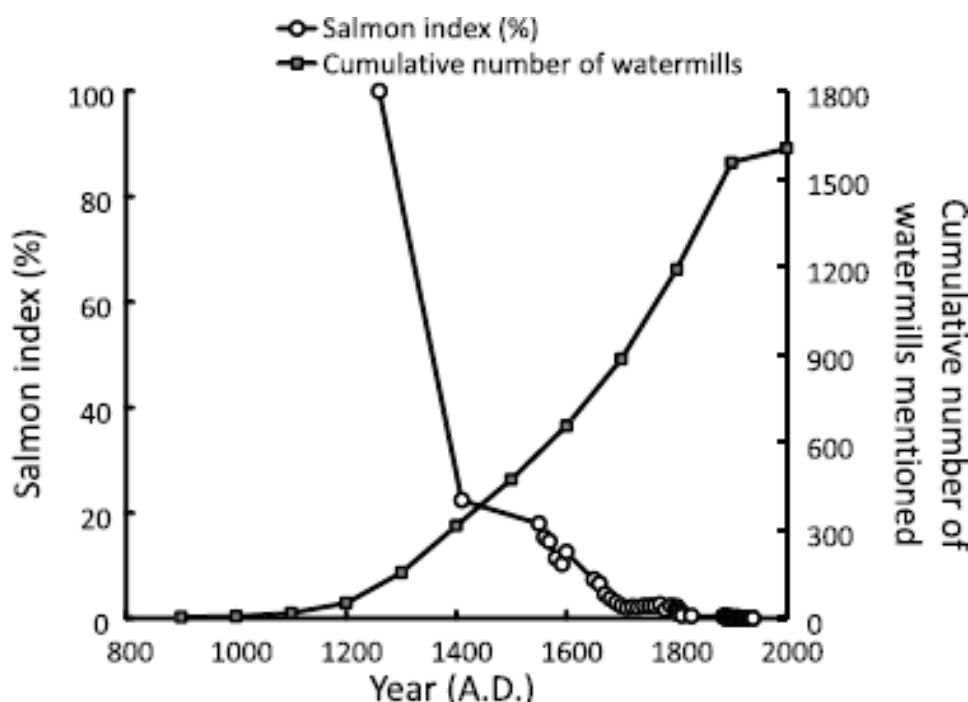


Figure 4 : Agrégation des différents index² de déclin des stocks de saumon comparé au nombre cumulé de seuils sur la période 800-2000 en Europe (Lenders et al., 2016).

L'évolution récente des stocks est particulièrement visible au travers de l'évolution des captures en mer au niveau mondial depuis les années 1960 (Figure 5). Les captures augmentent à partir des années 1960 avec la découverte des zones d'engraissement marines à l'ouest du Groenland suite à la capture d'un smolt marqué en Ecosse en 1956 par les pêcheurs de morue groenlandais (Gueguen and Prouzet, 1994). Un pic d'exploitation est atteint dans les années 1970 avec plus de 12 000 tonnes de saumon capturées (soit environ 2.4 millions d'individus si on considère un poids moyen de 5 kg). Puis, des quotas annuels de capture ont été progressivement mis en place dans les différentes zones de pêche à partir de la fin des années 1970 afin de préserver les stocks. Aujourd'hui, les plus grosses pêcheries commerciales sur les aires d'engraissement marines ainsi que dans les estuaires sont fermées, et la pêche représente moins de 1 500 tonnes (environ 300 000 saumons), soit une diminution de plus de 75% des captures, principalement dans les zones de pêche d'Europe du nord.

² Evolution du prix du saumon, des taxes sur les pêcheries, des quantités de saumon exportées et débarquées dans les ports.

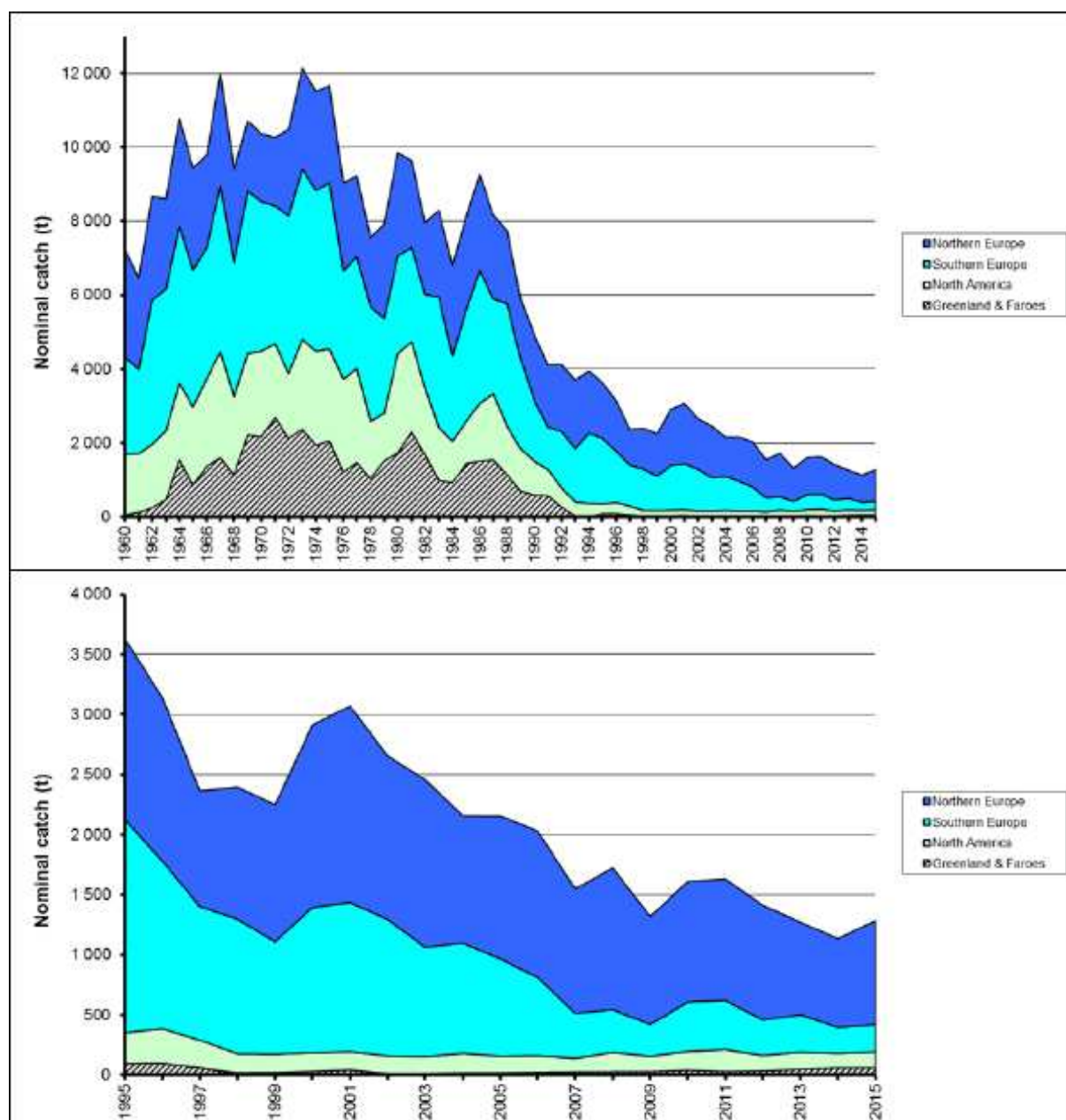


Figure 5 : Evolution des pêcheries de saumon atlantique exprimée en tonnes de poissons frais entre 1960 et 2015 (en haut) et entre 1995 et 2015 (en bas) (ICES, 2016).

Actuellement dans le monde, 43% des populations originelles de saumon atlantique sont considérées comme en bonne santé, 10% sont vulnérables, 20% sont considérées comme en danger, 12% sont en état critique d'extinction et 15% sont complètement éteintes (WWF, 2001).

En France, 47 cours d'eau étaient historiquement colonisés par le saumon, 30% des populations se sont éteintes (dont celles de la Garonne et de la Dordogne), toutes les autres sont au moins considérées comme vulnérables (32% étant considérées en danger critique d'extinction) (WWF, 2001).

La pêche professionnelle n'est plus pratiquée sur le territoire français que sur les côtes, dans l'estuaire et la partie basse de l'Adour. Les captures en estuaire sont passées de 81 tonnes (environ 16 000 individus) en moyenne sur la période 1891-1944 à moins de 10 tonnes (environ 2 000 individus) entre 1945-1990 (Gueguen and Prouzet, 1994) et inférieure à 5 tonnes (environ 1 000 individus) entre 1996 et aujourd'hui (ICES, 2016). La pêche récréative

est essentiellement pratiquée sur les stocks de Bretagne, Normandie et de l'Adour avec mise en place de quotas de capture (TACs), elle a été interdite sur la Loire (stock Allier) en 1994 (tout comme la pêche professionnelle sur cet axe). Elle représente environ la moitié des captures sur la période 1996-2015, soit 6 tonnes en moyenne (environ 1 200 individus) (Figure 6).

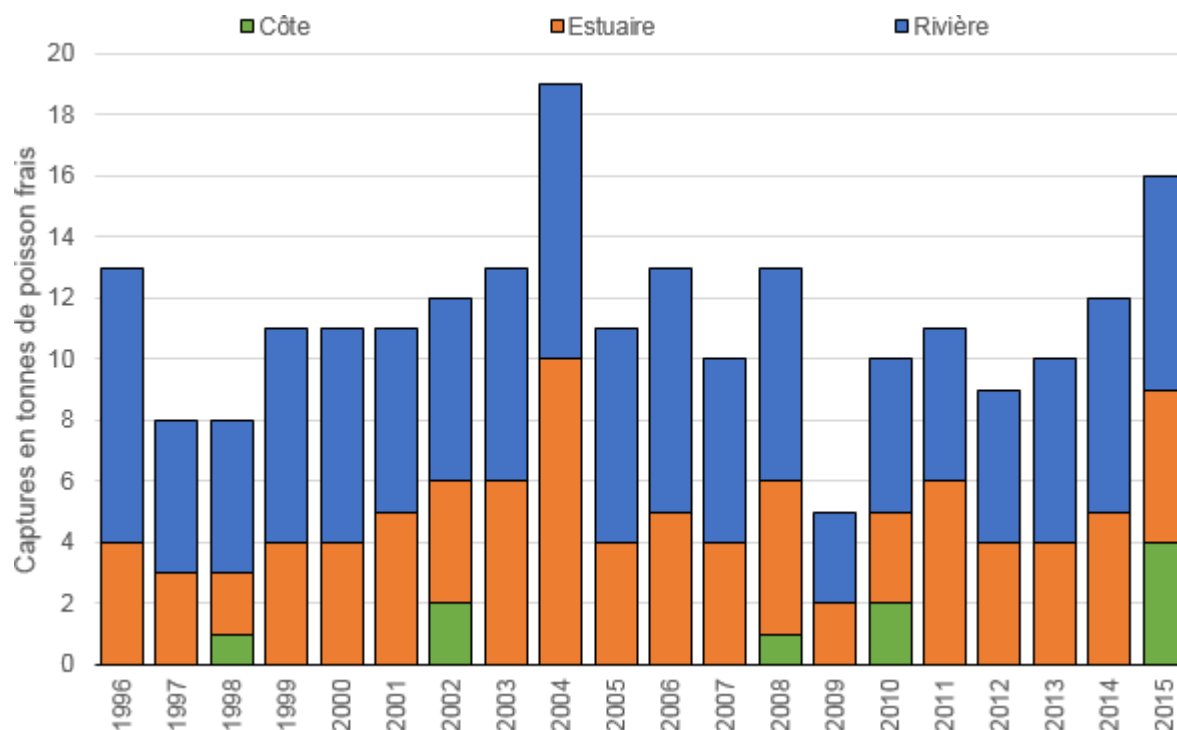


Figure 6 : Evolution des pêcheries de saumon atlantique en France entre 1996 et 2015 (d'après ICES, 2016).

1.3. GENERALITES SUR LE SAUMON DE LA GARONNE

1.3.1. Quelques données historiques

Les indices les plus reculés de la présence du saumon datent du paléolithique dans le bassin de la Garonne, il y a environ 14 000 ans. De nombreux vestiges (vertèbres) sont retrouvés dans la vallée de l'Ourse (grottes de Troubat), du Volp (grotte du Buholoup) et de l'Ariège (grotte des Eglises), des figurations de saumon sont présentes dans les vallées des Nestes (grottes de Lortet et de Labastide), de la Garonne amont (grotte de Gourdan), du Volp (grottes d'Enlène et du Tuc d'Audoubert), de l'Arize (grotte du Mas d'Azil) et du Vicdessos (grottes du Portel et de la Vache) (SAGA, 2000).

Au moyen âge, on retrouve des traces de l'exploitation du saumon dans les archives médiévales essentiellement à l'aval de Toulouse. L'édification au 12^{ème} siècle de la chaussée du Bazacle à Toulouse semble avoir perturbé la migration vers l'amont du bassin si bien qu'aucune trace d'exploitation notable de l'espèce ne figure à son amont (SAGA, 2000).

Au 18^{ème} siècle, la rehausse de la chaussée du Bazacle semble avoir provoqué un blocage radical de la voie de migration vers le haut bassin. Par la suite, la dérèglementation de la pêche à l'époque révolutionnaire et les impacts anthropiques de l'ère industrielle conduiront à une raréfaction critique du saumon sur le bassin (SAGA, 2000).

A la vue de la diminution des stocks, la première mesure prise pour tenter d'enrayer cette baisse, a été la construction d'une passe à poisson au Bazacle en 1868. Des tentatives de repeuplement, effectuées au cours de la première partie du 20^{ème} siècle, permettent le retour

des géniteurs sur Toulouse et leur reproduction au niveau du pont des Catalans. Le saumon se raréfie à nouveau par la suite avec l'arrêt des repeuplements (SAGA, 2000). La construction du barrage de Malause en 1971 bloque définitivement tout accès des saumons aux habitats de reproduction et de grossissement présents sur le bassin.

En 1975 le lancement du plan saumon au niveau national active des objectifs de restauration des populations. La construction d'un ascenseur au niveau de l'usine de Golfech (associée au barrage de Malause) en 1986 ouvre partiellement la voie pour les populations en migration vers l'amont de la Garonne, des actions de réintroduction du saumon vont alors débiter (voir document dédié : « Historique du plan de restauration du saumon atlantique dans la Garonne »).

2. CYCLE BIOLOGIQUE DU SAUMON ATLANTIQUE DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES

2.1. LES GENITEURS

2.1.1. Zones de grossissement marines

Concernant le stock issu du bassin de la Garonne, il y a peu d'informations sur **les aires de grossissement de la partie marine**. Des opérations de marquage par micro-marque magnétique ont été réalisées à la fin des années 80. Plusieurs lots de smolts d'origine écossaise ou de l'Adour ont été déversés à plusieurs endroits du bassin. Sur les 22380 individus déversés, 75 ont été capturés et déclarés par des pêcheurs en mer, 74 **au large de l'Irlande** et 1 **au niveau des îles Féroës** (SAGA, 2000). Outre ces observations, les aires de grossissement connues des stocks français ont été identifiées à l'ouest du Groenland et au voisinage des îles Féroës (Gueguen and Prouzet, 1994).

2.1.2. Instinct de retour : « homing »

Lorsqu'ils arrivent à maturité, les saumons quittent ces zones de grossissement et regagnent les côtes, puis l'estuaire et remontent la rivière afin d'accéder aux zones de fraie et se reproduire. Il y a un phénomène d'instinct de retour, ou « homing », qui fait **que le saumon cherche à se reproduire dans le cours d'eau où il est né**. Le « homing » est précis au niveau du bassin. L'analyse des otolithes³ de 94 saumons capturés dans le bassin de l'Adour ont montré que près de 90% des individus échantillonnés étaient originaire de ce bassin (Bareille, 2013). Toutefois un taux de divagation non négligeable peut apparaître au niveau du sous bassin ou du cours d'eau d'origine (Keith *et al.*, 2011). Par exemple le taux de divagation des saumons entre la Sée et la Sélune (ayant un estuaire commun dans la Baie du Mont Saint Michel) peut être estimé à 30% (Rivot, 2003).

2.1.3. Les frayères accessibles

Les zones de frayères actuellement accessibles, sans intervention de l'homme, sur le bassin versant de la Garonne se situent à l'aval du barrage de Carbonne sur la Garonne et à l'aval du barrage de Labarre sur l'Ariège. L'accès aux zones de frayères de la Garonne amont n'est possible que grâce au dispositif de piégeage-transport avec des déversements ciblés sur la Pique (Figure 7).

³ L'otolithe est une concrétion minérale située dans le système vestibulaire de l'oreille interne des vertébrés. L'analyse des concentrations des éléments trace dans les otolithes est considérée comme une technique efficace pour discriminer des stocks de poissons d'une même espèce, par l'influence des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau dans laquelle le poisson séjourne durant ses périodes de résidences ou le long de ses routes de migration

Les zones de fraie les plus aval se situent donc à 325 km en amont de la confluence Garonne/Dordogne, au-dessus de la confluence entre la Garonne et l'Ariège.

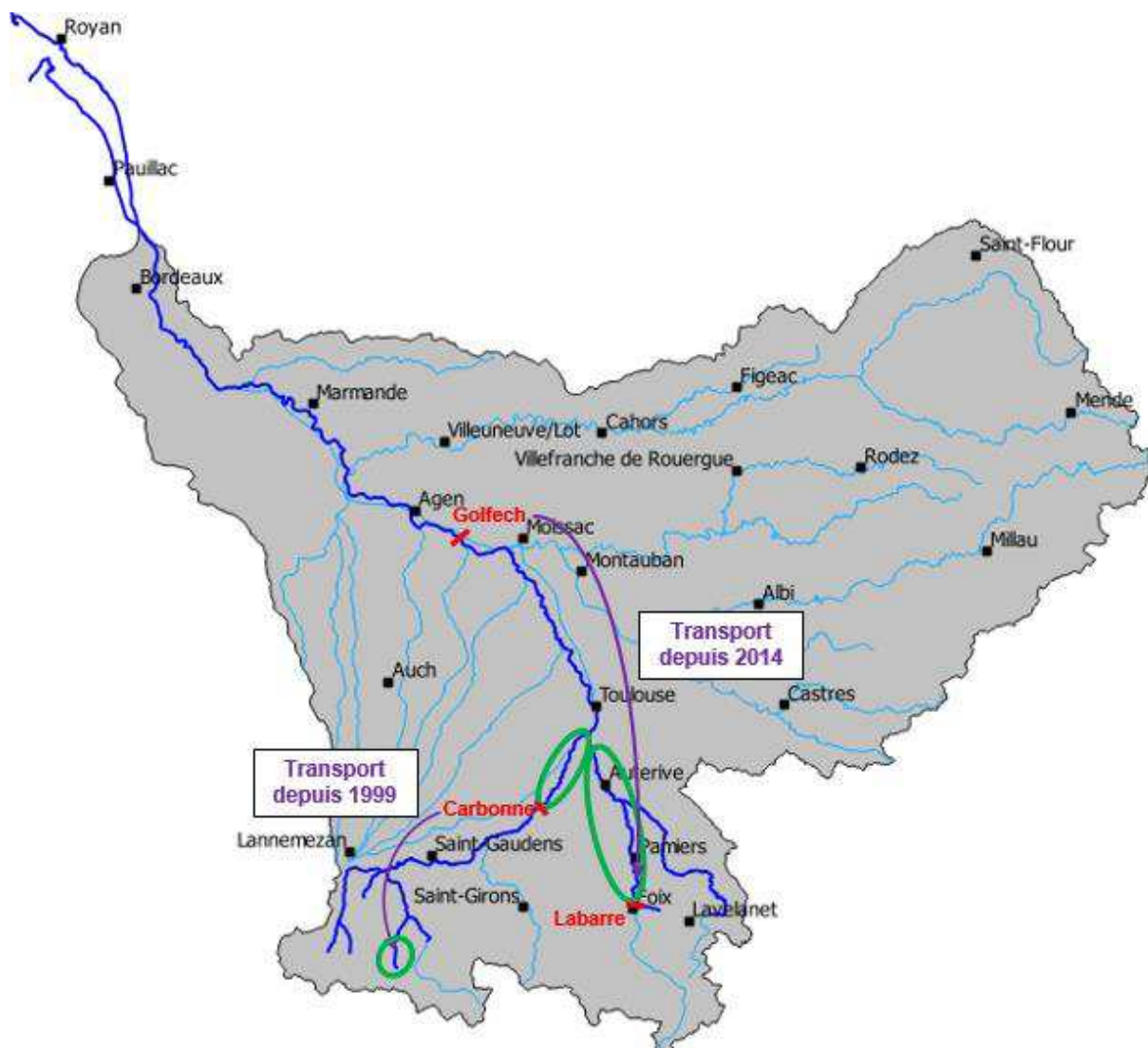


Figure 7 : Localisation des zones de frayères actuellement accessibles naturellement et par transport sur le bassin de la Garonne (cercles verts). Le piégeage-transport est matérialisé par les flèches violettes, entre l'ouvrage de Carbonne et la Garonne amont depuis 1999 et entre Golfech et la partie amont de l'Ariège (en aval de l'ouvrage de Labarre) depuis 2014.

2.1.4. Obstacles à la libre circulation

Pour atteindre les premières zones de frayères de la Garonne, les saumons doivent franchir 3 aménagements de production hydroélectriques : Golfech, le Bazacle et le Ramier (un 4^{ème} ouvrage, Beauregard à Agen (navigation), est présent sur l'axe mais partiellement détruit) (Figure 8).

Pour atteindre celles de la Pique, un système de piégeage a été installé en 1999 au niveau de l'usine de Carbonne en vue du transport des individus capturés, à l'amont de la chaîne de barrages de la Garonne hydroélectrique (shunt d'une vingtaine d'ouvrages transversaux).

Pour atteindre les premières zones de frayères de l'Ariège, ils doivent franchir les 3 ou 4 aménagements de la Garonne à l'aval de la confluence Ariège puis une dizaine supplémentaire sur l'axe Ariège. Depuis 2014, certains individus piégés sont transportés

directement par route et déversés sur les frayères les plus amont de l'Ariège (au niveau de Varilhès).

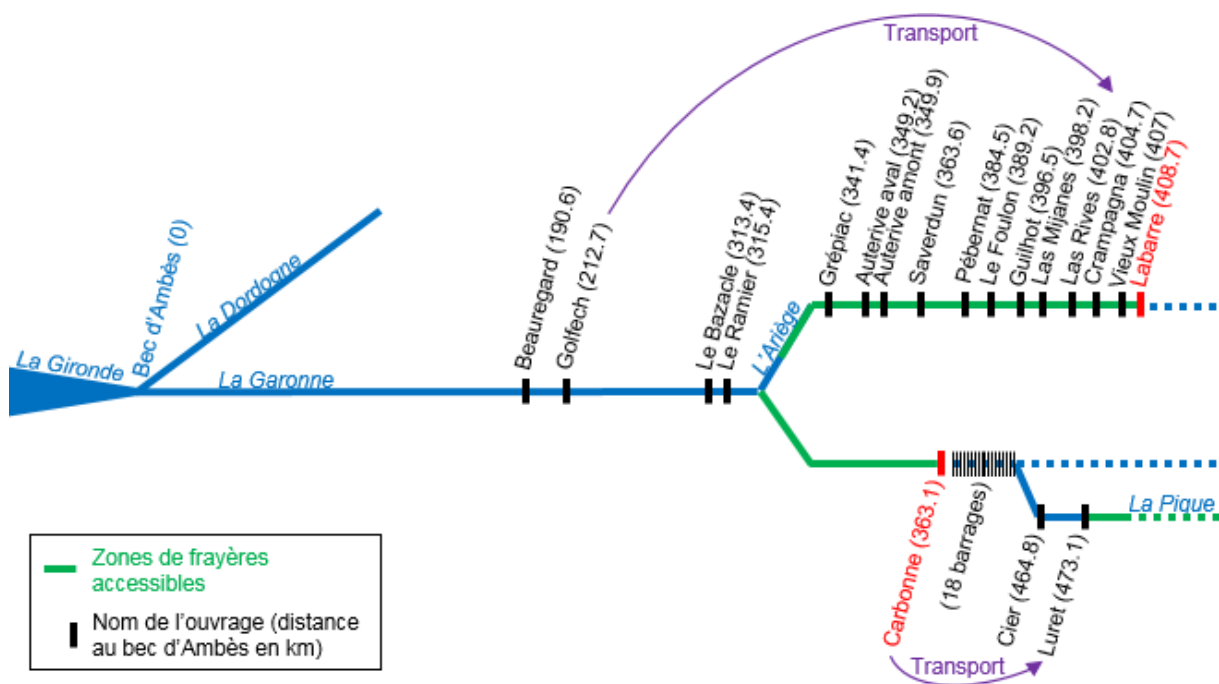


Figure 8 : Schéma de l'accessibilité des zones de frayères pour le bassin versant de la Garonne.

2.1.5. Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin

Au niveau du bassin de la Garonne, on dispose de plusieurs estimateurs de l'abondance des géniteurs en transit vers l'amont (Figure 9). Ce sont 1) les stations de comptage permanentes situées sur la Garonne au niveau de 3 ouvrages EDF (Golfech, le Bazacle et Carbonne), et 2), les résultats des campagnes de piégeage au niveau de 3 sites, entre 1995-2001 sur le Tarn à Lagarde et l'Aveyron à Arduis (mises en place pour évaluer l'égaré vers ce bassin mais abandonnés car inefficaces en période de crue) et entre 1990 et 2007 sur la Garonne au Ramier (abandonné car le système de piégeage induisait des perturbations de la migration).



Figure 9 : Localisation des différents points de contrôle de l'abondance en géniteurs effectuant leur migration génésique dans le bassin de la Garonne.

Le principal indicateur de l'abondance en saumon adulte du bassin de la Garonne est la station de contrôle de Golfech (Figure 9, N1). C'est le point de contrôle le plus aval de l'axe, il est situé à 212 km de l'estuaire. Il permet de caractériser les effectifs de saumon de retour (uniquement ceux réussissant à emprunter le dispositif) et les rythmes de migration. Les autres points de contrôle permettent d'approcher les pertes le long du linéaire (dus aux égarements, aux échecs de franchissement, et aux mortalités, voire aux captures illicites...).

2.1.5.1. Les géniteurs franchissant Golfech (N1)

La station de contrôle de Golfech est implantée dans la partie amont de l'ascenseur à poisson, lui-même situé au niveau de la centrale hydroélectrique de Golfech.

Tous les ans l'ascenseur est arrêté pour maintenance pendant 2 à 3 semaines, en général il est remis en service au plus tard début février.

Lors des crues de la Garonne supérieures à 800-900 m³/s, l'ascenseur est arrêté.

2.1.5.1.1. Effectifs et structure en âge

Au niveau de la station de Golfech, un opérateur, à partir d'enregistrement basés sur la reconnaissance automatique de forme, valide et définit la date et l'horaire de passage, identifie l'espèce et mesure le poisson (certains individus classés en salmonidés indéterminés n'ont pas été inclus à l'analyse). L'estimation de l'âge de mer des poissons est fondée sur leur taille. Pour la Garonne, l'âge des saumons est déterminé en se basant sur une étude scalimétrique des saumons de l'Adour (L. Carry, communication personnelle) :

- 1 hiver de mer (1HM, castillon ou unibermarin) : deux périodes, saumon de moins de 65 cm entre le 1^{er} février et le 31 mai et, saumon de moins de 73 cm de juin à janvier ;
- 2 hivers de mer (2HM ou dibermarin) : deux périodes : saumon de plus de 73 cm du 1^{er} juin au 31 janvier et, saumon de plus de 65 cm entre le 1^{er} février et le 31 mai ;
- 3 hivers de mer (3HM ou tribermarin) : saumon de taille supérieure à 85 cm.

Le dispositif de contrôle des migrateurs est en fonctionnement depuis 1993. Sur la période 1993-2015, **les effectifs de saumon varient de 45 en 2005 à 599 en 2001** (Figure 10).

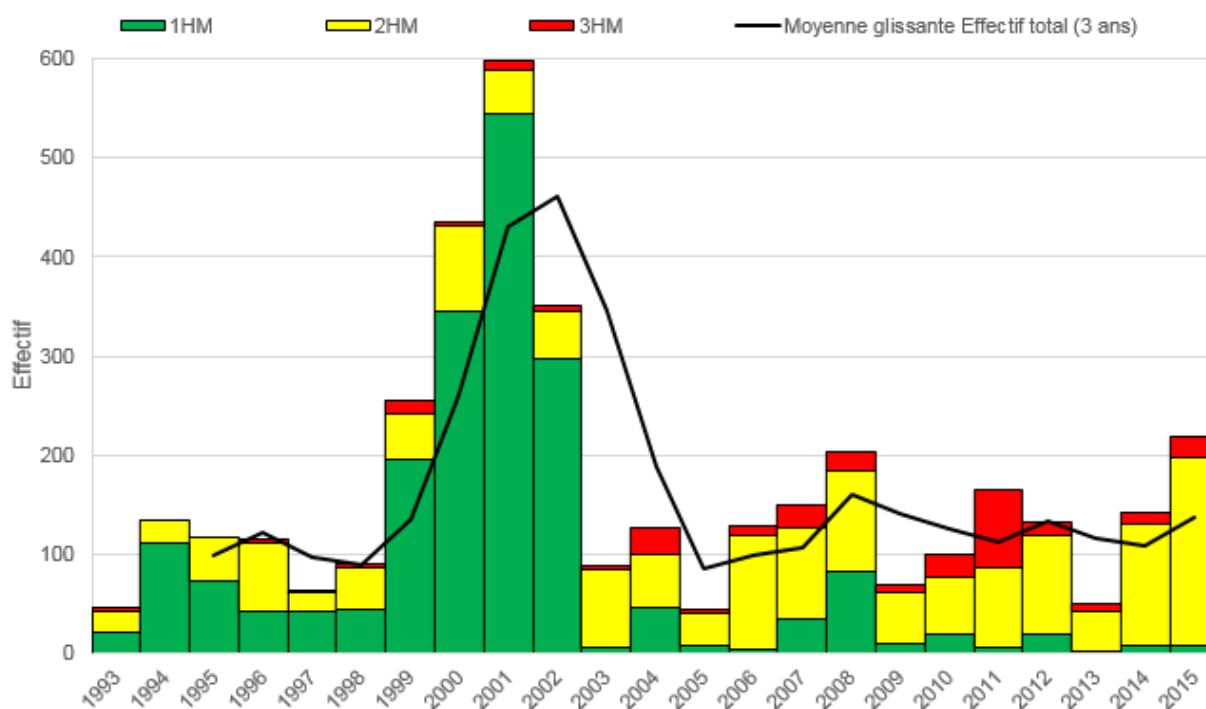


Figure 10 : Effectif de saumons contrôlés à Golfech par classe d'âge entre 1993 et 2015 (données MIGADO).

Si on considère les effectifs totaux, la moitié des effectifs de géniteurs de la chronique sont compris entre 89 individus (1^{er} quartile) et 185 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 128 saumons**. Il y a trois années avec des effectifs de géniteurs nettement plus élevés, en 2000, 2001 et 2002, avec des effectifs supérieurs à 300 individus.

La moyenne glissante de période 3 ans nous renseigne sur les tendances d'évolution des effectifs à moyen terme. Hormis le pic de géniteurs observés au début des années 2000, la tendance est plutôt à la stabilité d'effectifs compris entre 50 et 200 individus.

Trois périodes se distinguent dans cette chronique en fonction des effectifs et de la composition en âge de mer de la population contrôlée (Tableau 1 ; Figure 11).

Tableau 1 : Principales grandeurs statistiques des effectifs de saumon contrôlés à Golfech par période (d'après les données MIGADO).

	1993-1998				1999-2002				2003-2015				1993-2015			
	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT
1er quartile	42	22	0	69	272	47	5	327	7	53	9	88	8	43	4	89
Médiane	44	32	2	103	322	48	8	394	8	81	13	128	34	53	9	128
3ème quartile	66	43	3	117	396	58	11	477	20	103	23	150	78	89	16	185
Coef. variation	53%	49%	86%	33%	37%	30%	46%	31%	112%	48%	95%	41%	159%	59%	127%	81%

1993-1998 :

Cette période cumule 15% des effectifs totaux. Les effectifs de cette période sont compris entre 69 individus (1^{er} quartile) et 117 individus (3^{ème} quartile) pour un effectif médian de 103 individus. La population moyenne est composée d'un peu plus de 60% de saumons 1HM (médiane = 44 individus), et d'un peu moins de 40% de 2 HM (médiane = 32 individus). Les 3HM sont très rares et représentent 2% de la population moyenne (médiane = 2 individus).

1999-2002 :

Cette période cumule 43% des effectifs totaux. Les effectifs de cette période sont compris entre 327 individus (1^{er} quartile) et 477 individus (3^{ème} quartile) pour un effectif médian de 394 individus. La population moyenne est composée de 84% d'individus 1HM (médiane = 322 individus), et de 14% de 2 HM (médiane = 48 individus). Les 3HM sont aussi très rares et représentent 2% de la population moyenne (médiane = 8 individus).

2003-2015 :

Cette période cumule 42% des effectifs totaux. Les effectifs de cette période sont compris entre 88 individus (1^{er} quartile) et 150 individus (3^{ème} quartile) pour un effectif médian de 128 individus. La population moyenne est composée de 60% d'individus 2HM (médiane = 53 individus), et à proportion très proche, environ 15%, de 1HM (médiane = 8 individus) et 3HM (médiane = 13 individus) dont les effectifs sont très variables en fonction des années (coefficient de variation de 159% et 127% respectivement).

Au sein de ces trois périodes, les effectifs de saumon sont plutôt stables, avec des coefficients de variation des effectifs totaux inférieurs à 41%. **La principale différence entre ces 3 périodes est la structuration en âge de la population, avec pour la période 1999-2002 des effectifs de castillons (1HM) nettement plus élevés que pour les deux autres périodes.**



Figure 11 : Comparaison des effectifs totaux (en haut), des effectifs médians (au milieu) et composition en classes d'âges des géniteurs contrôlés à Golfech pour les périodes 1993-1998, 1999-2002 et 2003-2015 (d'après les données MIGADO).

2.1.5.1.2. Cinétique de passage

A ce niveau de l'axe, les saumons sont susceptibles de se présenter toute l'année avec différentes périodes de pics d'activité migratoire qui diffèrent en fonction de l'âge de mer de l'individu (Figure 12).

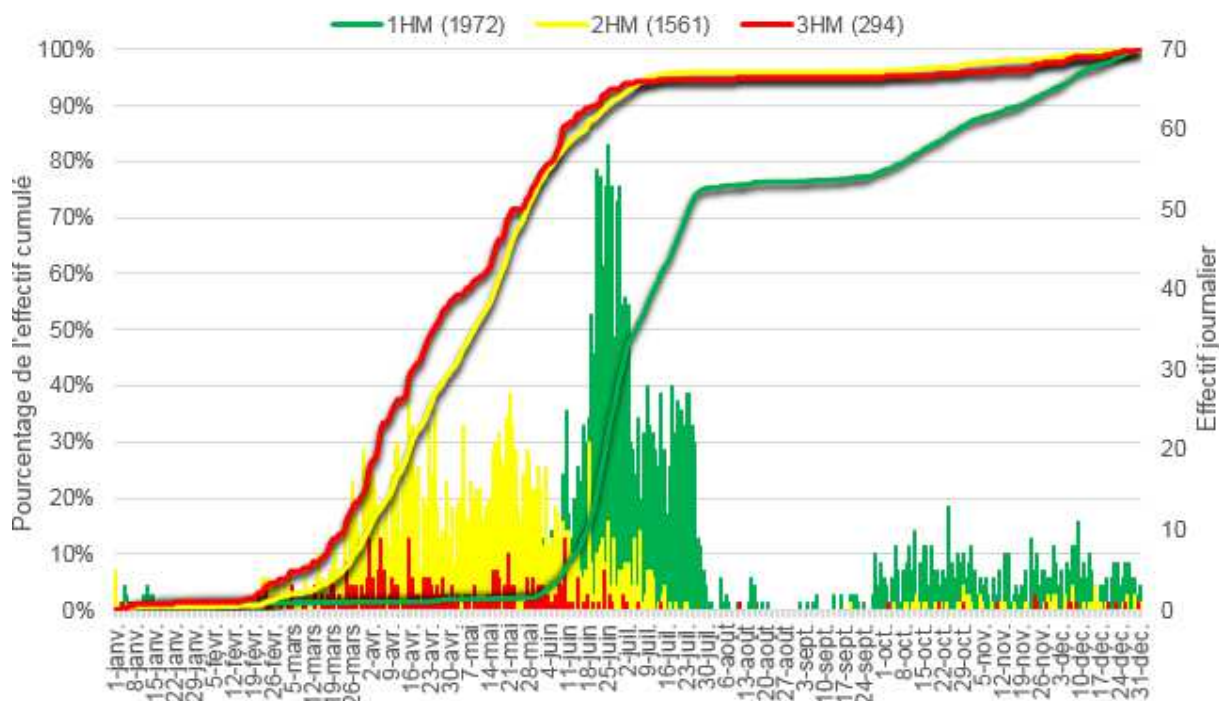


Figure 12 : Effectifs journaliers et cumulés des saumons de 1HM, 2HM et 3HM au niveau de la station de comptage de Golfech pour la période 1993-2015 (données MIGADO).

La migration des 1HM se distingue nettement de celle des 2/3HM (PHM⁴).

Il y a deux périodes d'activité pour les castillons. La période d'activité principale se déroule de début juin à fin juillet avec un peu plus de 72% des passages. La seconde période d'activité se déroule de début octobre à fin décembre avec près de 22% des passages.

Pour les PHM, il y a une période d'activité principale s'étalant du 15 février à fin juin, représentant plus de 91% des passages totaux. Le reste des passages se déroulent d'octobre à début janvier (Figure 12).

L'effectif médian de saumon contrôlé à Golfech est de 128 individus. Trois périodes se distinguent de par 1) la structuration en âge des géniteurs et 2), les effectifs de saumons d'un hiver de mer. Depuis 2003, la population contrôlée à Golfech est constituée à près de 75% de saumons de plusieurs hivers de mer, près de 92% des passages sont enregistrés entre le 1^{er} mars et le 15 juillet.

2.1.5.1.3. Devenir des individus piégés

Le piège installé à Golfech est en fonction depuis 2004 (Tableau 2). Ce piège sert à capturer des géniteurs pour alimenter le centre de reconditionnement de Bergerac (2.3.2.2), et depuis 2014 à capturer une partie des individus pour les transporter directement sur les zones de frayères de l'Ariège, en amont du barrage de Las Rives.

⁴ Individus de plusieurs hivers de mer, qui correspond à l'addition des individus de 2 et 3 hivers de mer.

Le nombre d'individus transportés à Bergerac varie de 8 à 21 individus (médiane = 9), cela représente entre 4 et 18% des effectifs annuels.

L'effectif de saumon transporté vers l'Ariège a été de 42 individus en 2014 et 75 en 2015, soit respectivement 30% et 34% des effectifs de ces deux années. 2 individus sont morts durant le transport en 2015 (les mortalités différées sont inconnues).

Durant ces 12 années de piégeage seul un individu est mort dans le système de piégeage.

Tableau 2 : Bilan des piégeages effectués à Golfech entre 2004 et 2015 (données MIGADO).

Année	Bergerac				Ariège				Mort		Total	% effectif
	1HM	2HM	3HM	% effectif	1HM	2HM	3HM	% effectif	2HM	% effectif		
2004	1	2	5	6%							8	6%
2005	1	4	3	18%							8	18%
2006	1	8	0	7%							9	7%
2007	2	6	5	9%							13	9%
2008	7	11	3	10%							21	10%
2009	0	9	2	16%							11	16%
2010	1	4	4	9%							9	9%
2011	0	8	5	8%							13	8%
2012	0	13	4	13%							17	13%
2013	0	5	3	16%							8	16%
2014	0	7	2	6%	0	41	1	30%	1	0.7%	52	37%
2015	2	6	0	4%	3	59	13	34%			83	38%

2.1.5.2. Les géniteurs contrôlés sur l'axe Tarn (N2)

Des contrôles ont été effectués sur l'axe Tarn entre 1995 et 2000, au niveau de 3 ouvrages équipés de passes à poissons à l'intérieur desquelles un piège a été mis en place (Tableau 3). Ces stations ont par la suite été abandonnées car des échappements aux dispositifs de piégeage étaient possibles lors de périodes de crue.

Tableau 3 : Bilan des piégeages effectués sur le Tarn entre 1995 et 2000.

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Lagarde (Tarn)	0	0	4	4	3	0
Ardus (Aveyron)	0	0	0	1	2	0
Albias (Aveyron)	-	-	-	-	0	0

Le nombre de saumon piégé est faible, il varie de 0 à 5 en 1998. 8 des 9 individus ont été capturés sur une période de 33 jours, entre le 7 novembre et le 9 décembre.

En 1997, 62 saumons avaient franchi l'usine de Golfech, au moins 4 se sont engagés dans l'axe Tarn, soit 6.5% de l'effectif. En 1998, 90 saumons avaient franchi l'usine de Golfech, au moins 5 se sont engagés dans l'axe Tarn, soit 5.6% de l'effectif. Enfin en 1999, 255 saumons avaient franchi l'usine de Golfech, au moins 5 se sont engagés dans l'axe Tarn, soit 2.0% de l'effectif. Ces résultats montrent que les égarements sur l'axe Tarn sont effectifs et seraient de l'ordre de quelques pourcents.

2.1.5.3. Les géniteurs franchissant le Bazacle (N3)

2.1.5.3.1. Effectifs et structure d'âge

Sur la période 1993-2015, les effectifs de saumon au niveau de la station de contrôle du Bazacle varient de 0 en 1993 à 123 en 2001 (Figure 13). A noter qu'à partir de 2014, une partie des individus est transportée directement depuis Golfech vers les zones de fraie de la partie amont de l'Ariège concernée par le classement saumon.

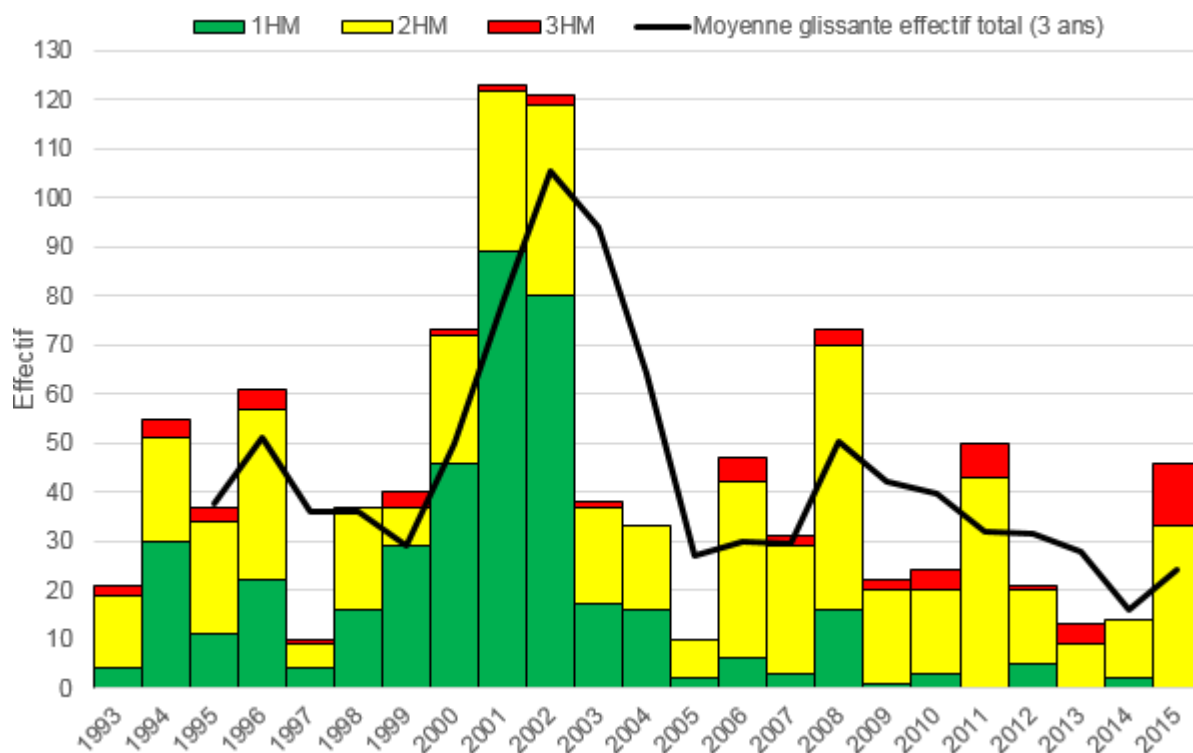


Figure 13 : Effectifs de saumons contrôlés au Bazacle par classe d'âge entre 1993 et 2015 (données MIGADO).

La moitié des effectifs de géniteurs de la chronique sont compris entre 22 individus (1^{er} quartile) et 53 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 37 saumons**. Il y a deux années avec des effectifs de géniteurs plus forts, en 2001 et 2002, avec un nombre d'individus contrôlés supérieur à 120 individus.

Hormis le pic de saumons de retour observés en 2001 et 2002, la tendance est plutôt à la stabilité des effectifs faibles, compris entre 20 et 50 individus.

En se référant aux 3 périodes définies pour les passages de saumon à Golfech sur les passages de saumon du Bazacle, on obtient (Figure 14 ; Tableau 4) :

Tableau 4 : Principales grandeurs statistiques des effectifs de saumon contrôlés au Bazacle par période (d'après les données MIGADO).

	1993-1998				1999-2002				2003-2015				1993-2015			
	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT
1er quartile	6	17	1	25	42	22	1	65	1	15	1	21	3	15	1	22
Médiane	14	21	3	37	63	30	2	97	3	19	2	31	6	21	2	37
3ème quartile	21	23	4	51	82	35	2	122	6	33	4	46	20	33	4	53
Coef. variation	71%	49%	70%	53%	46%	73%	55%	45%	118%	59%	112%	56%	139%	54%	105%	71%

- 1993-1998 : 22% des effectifs totaux. Les effectifs de cette période sont compris entre 25 individus (1^{er} quartile) et 51 individus (3^{ème} quartile) pour un effectif médian de 37

individus. La population moyenne est composée à 39% de saumons 1HM (médiane = 14 individus), et à 54% de 2 HM (médiane = 21 individus). Les 3HM sont rares, et représentent 6% des saumons contrôlés (médiane = 3 individus).

- 1999-2002 : 36% des effectifs totaux. Les effectifs de cette période sont compris entre 65 individus (1^{er} quartile) et 122 individus (3^{ème} quartile) pour un effectif médian de 97 individus. La population moyenne est composée à 68% de saumons 1HM (médiane = 63 individus), et à 30% de 2 HM (médiane = 30 individus). Les 3HM sont très rares, et représentent 2% des saumons contrôlés (médiane = 2 individu).
- 2003-2015 : 42% des effectifs totaux. Les effectifs de cette période sont compris entre 21 individus (1^{er} quartile) et 46 individus (3^{ème} quartile) pour un effectif médian de 31 individus. La population moyenne est composée à 17% de saumons 1HM (médiane = 3 individus), et à 73% de 2 HM (médiane = 19 individus). Les 3HM représentent 10% des saumons contrôlés (médiane = 2 individus).

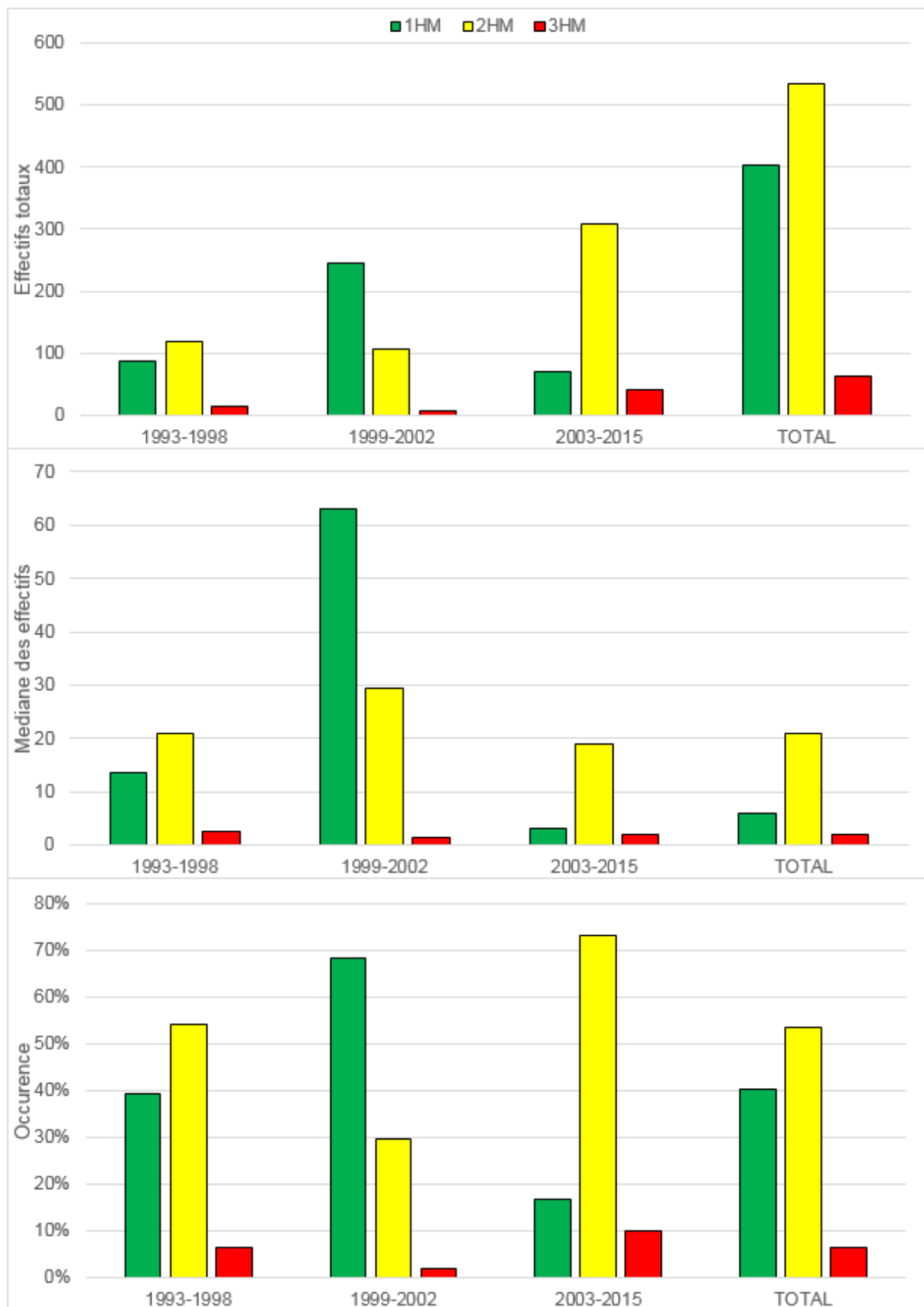


Figure 14 : Comparaison des effectifs totaux (en haut), des effectifs médians (au milieu) et composition en classes d'âges des géniteurs contrôlés au Bazacle pour les périodes 1993-1998, 1999-2003 et 2004-2015 (d'après les données MIGADO).

2.1.5.3.2. Cinétique de passage

A ce niveau de l'axe, les saumons sont susceptibles de se présenter toute l'année avec différentes périodes de pics d'activité migratoire qui diffèrent en fonction de l'âge de mer de l'individu (Figure 15).

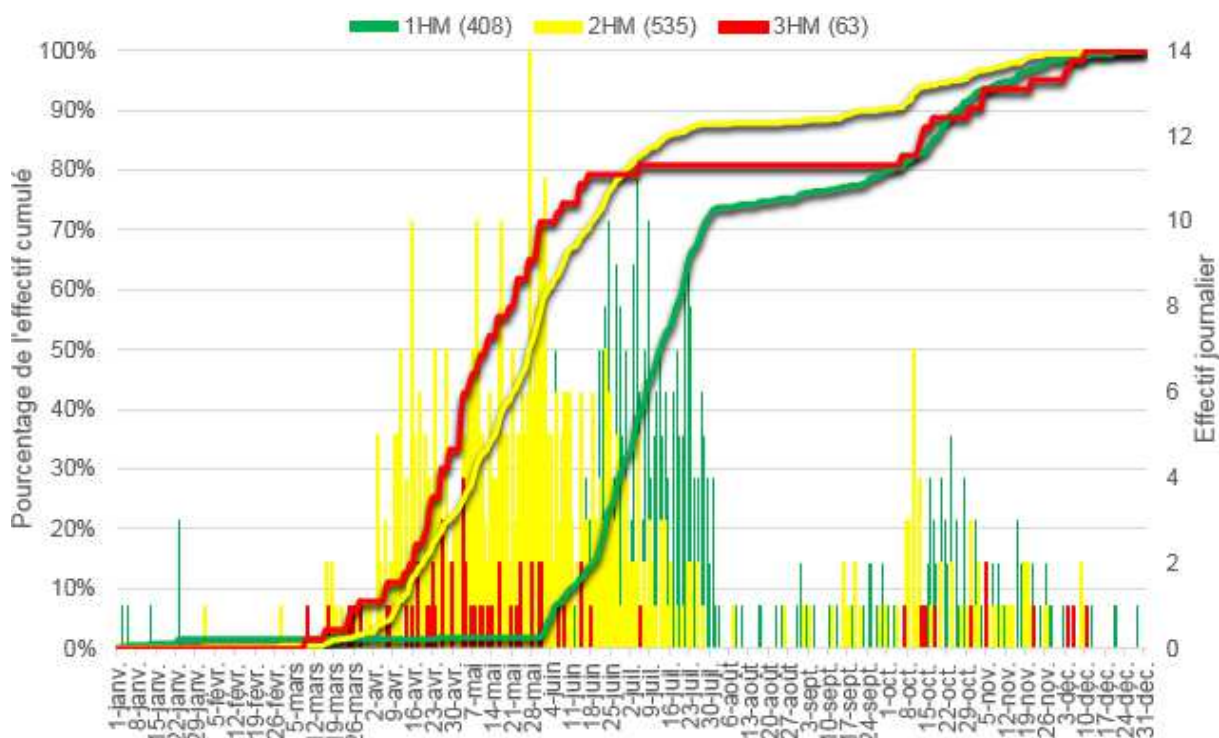


Figure 15 : Effectifs journaliers et cumulés des saumons de 1HM, 2HM et 3HM au niveau de la station de comptage du Bazacle pour la période 1993-2015 (données MIGADO).

La migration des 1HM se distingue nettement de celle des 2/3HM (PHM).

Il y a deux périodes d'activité pour les castillons. La période d'activité principale se déroule de début juin à fin juillet avec un peu plus de 71% des passages. La seconde période d'activité se déroule du 15 septembre au 30 novembre avec plus de 21% des passages.

Pour les PHM, il y a une période d'activité principale s'étalant du 15 mars au 15 juillet, représentant près de 85% des passages totaux. Le reste des passages se déroulent d'octobre à fin novembre avec environ 10% des effectifs totaux (Figure 12).

L'effectif médian de saumon atlantique contrôlé au Bazacle est de 37 individus. Depuis 2004, la population contrôlée au Bazacle est constituée à plus de 80% de saumon de plusieurs hivers de mer, plus de 90% des passages sont enregistrés entre le 15 mars et le 31 juillet.

2.1.5.4. Les géniteurs franchissant le Ramier (N4)

Les opérations de piégeage à la montaison du Ramier n'ont été réalisées que pendant l'étude de la dévalaison des salmonidés au niveau de ce site et donc liées à son calendrier. Les données récoltées ne valent que pour ces périodes et sont donc moins exhaustives que ce qui est observé au comptage vidéo permanent du Bazacle.

De plus, de par son sous-dimensionnement, sa situation, et l'attractivité de la passe dans lequel le piège est installé étant très dépendante du fonctionnement des différents groupes de l'usine, le piège à la montaison est jugé peu efficace lorsqu'il est en fonctionnement.

Seulement 29 saumons ont été capturés au Ramier entre 1988 et 2007. Les informations biométriques récoltées ne concernent qu'une partie des individus (n=10). Il est difficile de tirer des informations pertinentes avec des effectifs aussi faibles.

2.1.5.5. Les géniteurs franchissant Carbone (N5)

2.1.5.5.1. Effectifs et structure d'âge

La station de piégeage de Carbone a été mise en service en septembre 1999. Durant la période 2000-2015, les effectifs de saumon ont fluctué entre 1 individu en 2013 et 53 individus en 2002 (Figure 16). A noter qu'à partir de 2014, une partie des individus qui aurait choisi de migrer sur l'axe Garonne en direction de Carbone est transporté directement depuis Golfech vers l'Ariège.

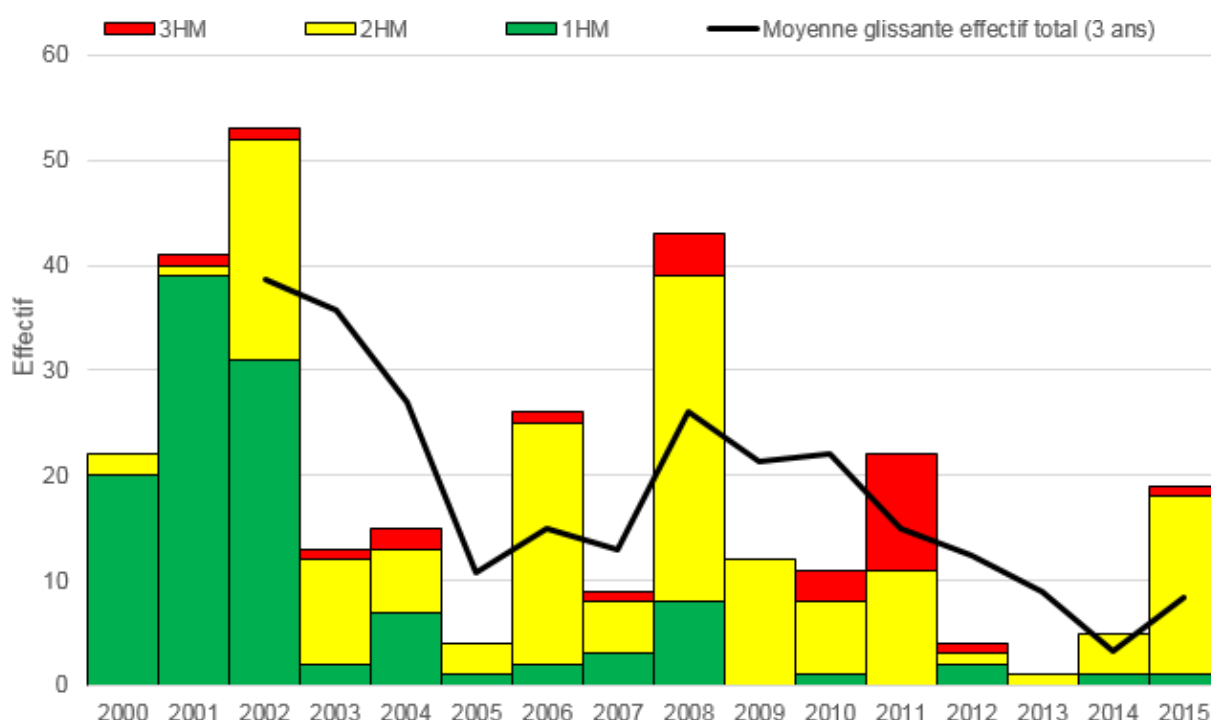


Figure 16 : Effectifs de saumons contrôlés à Carbone par classes d'âge entre 2000 et 2015 (données MIGADO).

La moitié des effectifs de géniteurs de la chronique sont compris entre 8 individus (1^{er} quartile) et 23 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 14 saumons**. Il y a trois années avec des effectifs supérieurs à 40 individus, en 2001, 2002 et 2008.

En appliquant les périodes définies pour les passages de saumon à Golfech sur les passages de saumon de Carbone on obtient (Figure 14 ;Tableau 5) :

- 2000-2002 : représente 39% des effectifs contrôlés. Les effectifs de cette période sont compris entre 22 individus et 53 individus pour un effectif moyen de 38 individus. La population moyenne est composée à 77% de saumons 1HM (médiane = 31 individus), et à 21% de 2HM (médiane = 2 individus). Les 3HM sont très rares, moins de 2% des individus (médiane = 1 individu).
- 2003-2015 : représente 61% des effectifs contrôlés. Les effectifs de cette période sont compris entre 5 individus (1^{er} quartile) et 19 individus (3^{ème} quartile) pour un effectif

médian de 12 individus. La population moyenne est composée à 71% de saumons 2HM (médiane = 7 individus), les 1HM et les 3HM représentent respectivement 15% et 14% des effectifs (médiane = 2 et 1 individus respectivement).

Tableau 5 : Principales grandeurs statistiques des effectifs de saumon contrôlé à Carbonne par périodes (d'après les données MIGADO).

	2000-2002				2003-2015				2000-2015			
	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT	1HM	2HM	3HM	TOUT
1er quartile	26	2	1	32	1	4	0	5	1	3	0	8
Médiane	31	2	1	41	1	7	1	12	2	7	1	14
3ème quartile	35	12	1	47	2	12	2	19	7	13	1	23
Coef. variation	32%	141%	87%	40%	118%	89%	155%	81%	162%	93%	162%	82%



Figure 17 : Comparaison des effectifs totaux (en haut), des effectifs médians (au milieu) et composition en classes d'âges des géniteurs contrôlés à Carbone pour les périodes 2000-2002 et 2003-2015 (d'après les données MIGADO).

2.1.5.5.2. Cinétique de passage

A ce niveau de l'axe, les saumons sont susceptibles de se présenter à partir du printemps avec différentes périodes de pics d'activité migratoire qui diffèrent en fonction de l'âge de mer de l'individu (Figure 18).

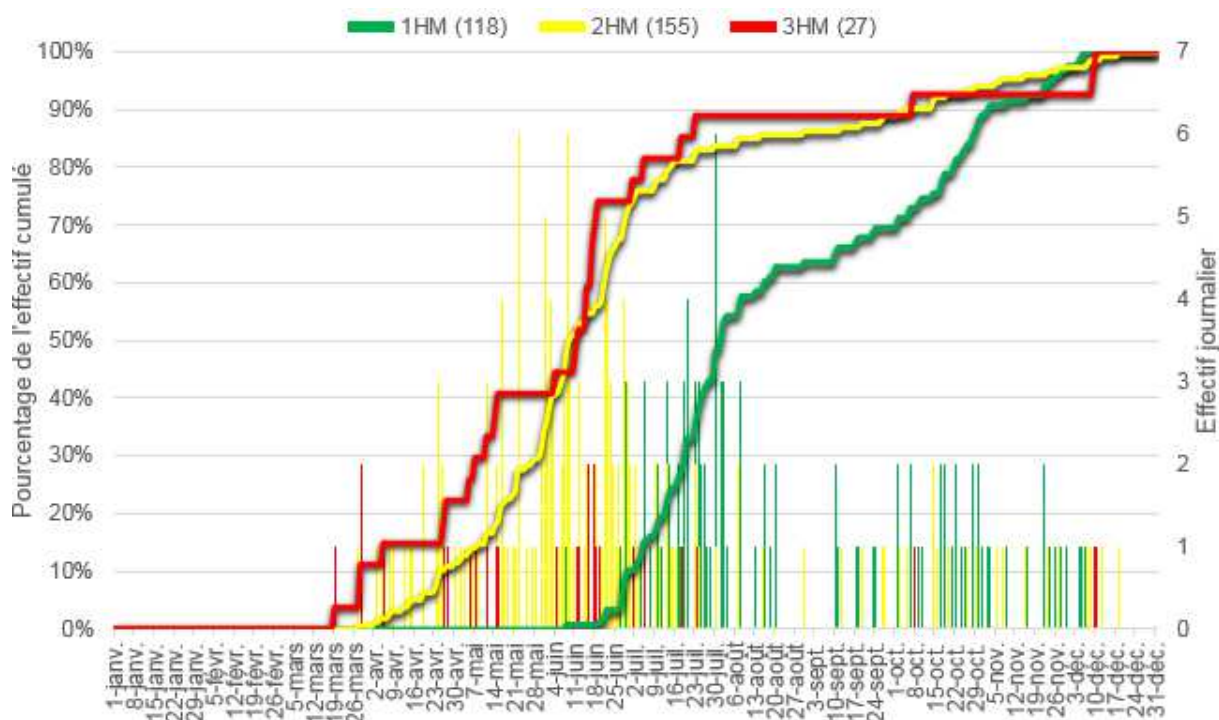


Figure 18 : Effectifs journaliers et cumulés des saumons de 1HM, 2HM et 3HM au niveau de la station de comptage du Bazacle pour la période 1993-2015 (données MIGADO).

La migration des 1HM se distingue nettement de celle des 2/3HM (PHM).

Les castillons sont rencontrés de juin à novembre. La période d'activité principale se déroule du 15 juin à mi-août avec un peu plus de 58% des passages. Après une courte période d'inactivité durant la dernière quinzaine d'août, les passages reprennent et se maintiennent jusqu'à fin novembre, avec un léger pic d'activité durant la dernière quinzaine d'octobre.

Les PHM sont rencontrés de mi-mars à décembre. La période d'activité principale s'étale d'avril à mi-juillet, avec près de 80% des passages totaux. Ensuite les passages restent réguliers mais sans pic d'activité marqué (Figure 18).

L'effectif médian de saumon contrôlé à Carbone est de 14 individus. Depuis 2003, la population contrôlée à Carbone est constituée à plus de 85% de saumon de plusieurs hivers de mer, plus de 84% des passages sont enregistrés entre le 1^{er} avril et le 31 juillet.

2.1.5.5.3. Caractéristiques biométriques et sex-ratio

La station de piégeage de Carbone permet de réaliser la biométrie de chaque individu et déterminer le sexe des individus à partir de critères morphologiques.

Les caractéristiques biométriques par classes d'âge des individus capturés sont données dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Principales caractéristiques biométriques des saumons capturés à Carbonne entre 2000 et 2015 par classe d'âge (données MIGADO).

	Taille (cm)			Poids (kg)		
	1HM (n=118)	2HM (n=155)	3HM (n=27)	1HM (n=117)	2HM (n=140)	3HM (n=27)
1er quartile	64.5	78.0	86.5	2.04	3.65	5.14
Médiane	66.6	79.8	87.5	2.25	4.10	5.36
3ème quartile	69.7	81.9	92.6	2.60	4.46	6.35

Les proportions de mâles et de femelles varient selon les années, le sex-ratio⁵ va de 0 en 2013 (une seule femelle contrôlée) à 3 en 2012 et 2014 pour une valeur médiane de 0.57, donc en faveur des femelles (Figure 19).

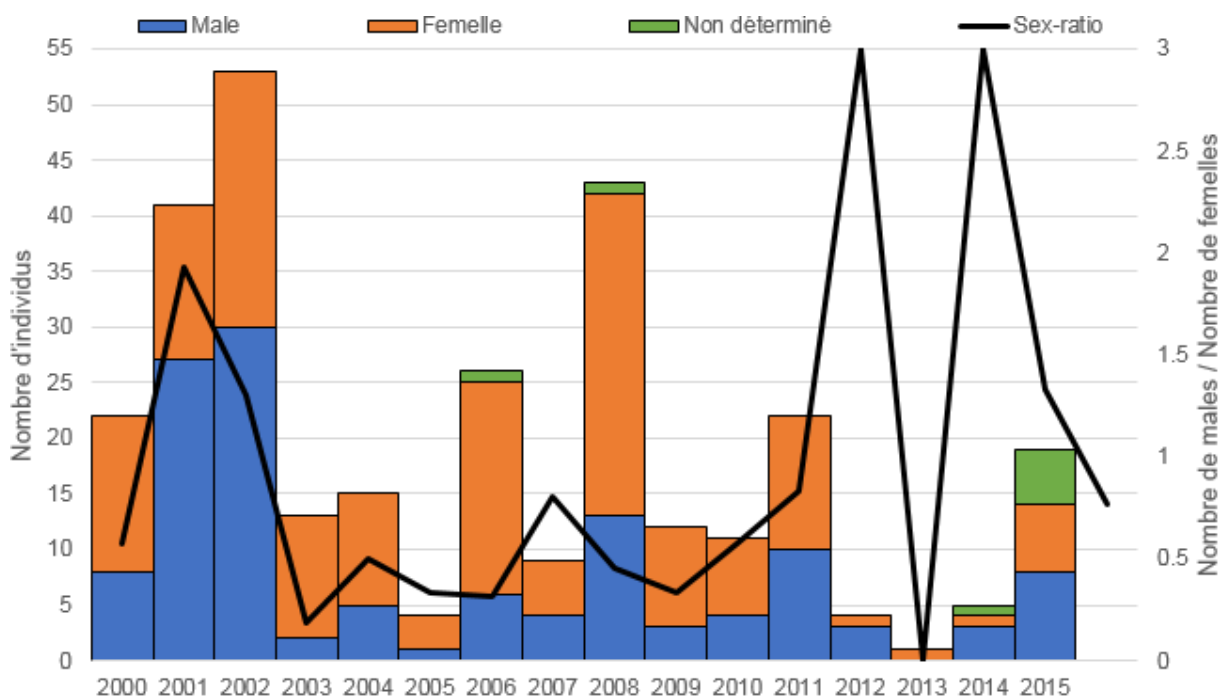


Figure 19 : Nombre de mâles et de femelles dénombrés par année à Carbonne entre 2000 et 2015 (données MIGADO).

Sur la totalité de l'échantillon (n=300 individus), **55% des individus sont des femelles, 42% des mâles et 3% n'ont pu être déterminés.**

2.1.5.5.4. Devenir des individus piégés

Le piège installé à Carbonne est en fonction depuis 1999 (Tableau 7). Ce piège a servi à capturer des géniteurs pour alimenter le centre de reconditionnement de Bergerac entre 2000 et 2010 (voir chapitre 2.3.2.2).

Le nombre d'individus transportés à Bergerac durant cette période varie entre aucun individu et 21 individus (médiane = 1), cela représente entre 0 et 62% des effectifs annuels (médiane = 9%).

Durant les 15 années de piégeage, seul un individu est mort dans le système de piégeage (panne d'une pompe), un individu est mort durant le transport vers les zones de frayères de l'amont et un individu n'a pas été transporté car il s'était déjà reproduit (ventre flasque). Il s'agit

⁵ Nombre de mâles divisé par le nombre de femelles.

ici de la mortalité immédiate mais on ne sait pas évaluer la mortalité potentielle différée (suite aux manipulations et au transport).

Tableau 7 : Bilan des piégeages effectués à Carbone entre 2000 et 2011 (données MIGADO).

Année	Bergerac				Mort		Déjà reproduit		Total	% effectif	Transporté vers les frayères
	1HM	2HM	3HM	% effectif	1HM	% effectif	1HM	% effectif			
2000	0	2	0	9.1%	0	0.0%	1	4.5%	3	13.6%	19
2001	0	0	1	2.4%	0	0.0%	0	0.0%	1	2.4%	40
2002	2	18	1	39.6%	0	0.0%	0	0.0%	21	39.6%	32
2003	0	7	1	61.5%	0	0.0%	0	0.0%	8	61.5%	5
2004	1	0	0	6.7%	0	0.0%	0	0.0%	1	6.7%	14
2005	0	1	0	25.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	25.0%	3
2006	2	14	1	65.4%	0	0.0%	0	0.0%	17	65.4%	9
2007	0	1	0	11.1%	1	11.1%	0	0.0%	2	22.2%	7
2008	0	1	0	2.3%	0	0.0%	0	0.0%	1	2.3%	42
2009	0	0	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	12
2010	0	1	0	9.1%	0	0.0%	0	0.0%	1	9.1%	10
2011	-	-	-	-	1	4.5%	0	0.0%	1	4.5%	21
2012	-	-	-	-	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	4
2013	-	-	-	-	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1
2014	-	-	-	-	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	5
2015	-	-	-	-	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	19

Depuis 2000, entre 1 et 42 saumons ont été transportés vers les zones de frayères amont de la Garonne, pour un effectif médian de 11 saumons. A partir de 2006, les saumons ont exclusivement été transportés en caisse (réfrigérée si $T > 18^{\circ}\text{C}$), sous anesthésie (Menchi and Carry, 2016).

2.1.6. Principales interrogations portant sur les géniteurs

- Quelle est l'origine (reproduction naturelle, déversement, égarement...) des géniteurs se présentant à Golfech ?
- Comment se situe la population de la Garonne et son évolution vis-à-vis des autres populations françaises ? Le changement de structuration en âge de mer à partir de 2003 est-il propre à la Garonne ? (Voir document dédié)
- Le nombre de géniteurs contrôlés à Golfech est-il en adéquation avec le potentiel du bassin actuellement accessible/exploité ?
- Pourquoi y a-t-il eu un changement dans la composition du stock de géniteurs se présentant à Golfech ?
- Quelle est la dynamique de la migration en fonction des paramètres du milieu (Q et T) ?
- Quel est le taux de transfert des géniteurs vers les zones amont ? Varie-t-il en fonction des classes d'âge ? Est-il stable ?
- Où se situent les aires de grossissement marines des saumons de la Garonne depuis que la souche Garonne-Dordogne est exclusivement utilisée ?

- Combien de géniteurs se présentent sur l'axe Garonne ? Quelle est l'efficacité de l'ascenseur de Golfech ?
- ... ?

2.2. LA REPRODUCTION

La ponte a lieu dans les parties moyennes et supérieures des cours d'eau, dans des zones courantes, sur un substrat grossier non colmaté (pour plus de détails voir la fiche frayère du saumon atlantique (ONEMA, 2010)).

La femelle creuse un nid en déplaçant le substrat à l'aide de sa nageoire caudale (Figure 20). Elle y dépose les œufs qui sont immédiatement fécondés par un ou plusieurs mâles se tenant à proximité. Puis elle les recouvre de substrat.

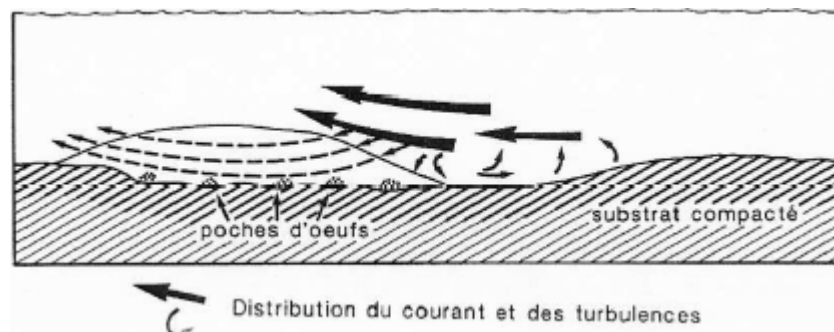


Figure 20 : En haut : coupe longitudinale d'une frayère de saumon (d'après Beall, 1994 in Gueguen and Prouzet, 1994) ; en bas : photographie d'une frayère de grand salmonidé sur la Pique (Menchi and Carry, 2009).

La femelle réalise plusieurs pontes successives (de 2 à 10), espacées les unes des autres d'une cinquantaine de centimètres et recouvertes sous un dôme au fur et à mesure de l'avancement de la ponte par le substrat évacué par la femelle pour creuser le nid suivant. Une frayère apparaît donc comme une tache ovale, de couleur plus claire que le substrat environnant, dont le grand axe est aligné dans le sens du courant. Elle comporte un creux en amont, correspondant à la chasse de matériel qui a servi à recouvrir la dernière ponte et un dôme en aval sous lequel sont enfouis les œufs (Beall, 1994 in Gueguen and Prouzet, 1994).

Dans certains cas une femelle peut construire plusieurs frayères, parfois à plusieurs centaines de mètres les unes des autres (Thioulouze, 1971 in Dartiguelongue, 2007).

Sur la Garonne en aval de Carbonne et l'Ariège, l'activité de fraie début dans la première décennie de novembre, dès que la température de l'eau s'installe durablement sous les 10-11°C. Elle se prolonge jusqu'à l'arrivée des hautes eaux ou de crues souvent couplées à une chute de la température sous les 5-6°C, événements qui se produisent généralement au début du mois de décembre (Dartiguelongue, 2016).

2.2.1. Suivi de la reproduction sur le bassin de la Garonne

2.2.1.1. Zones de frayères actuellement accessibles

Les zones de frayères actuellement accessibles aux grands salmonidés migrateurs remontant sur la Garonne, sans intervention de l'homme, correspondent au tronçon de la Garonne situé entre la confluence de l'Ariège et le barrage de la centrale hydroélectrique de Carbonne et au tronçon de l'Ariège à l'aval du barrage de Labarre (Figure 7). Cela représente un linéaire de cours d'eau d'environ 130 km.

L'accès aux zones de frayères de la Garonne amont n'est possible que grâce au dispositif de piégeage-transport mis en place en 1999, avec des déversements ciblés sur la Pique depuis 2004 (et sur la Garonne entre 1999 et 2003). Le devenir des géniteurs ainsi déversés a pu être appréhendé grâce aux opérations de radiopistage réalisées par le Cemagref (IRSTEA) entre 2002 et 2006 (Delmouly et al., 2007 ; Bau et al., 2005 ; Croze et al., 2004 ; Bau et al., 2006 ; Bau et al., 2007). 6 des 7 saumons radiomarqués relâchés sur la Garonne amont entre 2002 et 2003 sont restés dans le secteur de déversement et ont survécu jusqu'à la période de fraie. 8 des 13 saumons radiomarqués relâchés sur la Pique ont survécu jusqu'à la période de fraie, 4 sont restés sur la Pique et 4 ont dévalé dans la Garonne. Il faut rester prudent car l'effectif suivi est faible mais une partie non négligeable des géniteurs relâchés sur la Pique n'y reste pas et colonise les habitats de reproduction de la Garonne amont.

2.2.1.2. Stratégie de prospection

La stratégie de prospection pour localiser les frayères de grands salmonidés sur le bassin a varié en fonction de l'évolution de l'accessibilité des habitats de reproduction. Dans un premier temps, seules les zones de fraie situées en aval de Carbonne sur la Garonne et en aval de Labarre sur l'Ariège ont été suivies. Puis avec la mise en place du transport des individus piégés à Carbonne vers les zones de frayères de l'amont du bassin de la Garonne (1999), les prospections se sont concentrées sur l'Ariège et, en fonction du nombre de géniteurs transportés, sur la Garonne amont (avant 2003) ou sur la Pique (à partir de 2004).

La stratégie de prospection est dictée par une estimation du nombre de grands salmonidés potentiellement présents sur ces parties du bassin et par la probabilité qu'ils aient franchi certains ouvrages. L'intégralité des 130 km n'est pas, de fait, parcourue tous les ans.

Les prospections peuvent être uniquement réalisées à pied ou bien par survol en hélicoptère pour effectuer un pré-repérage puis une confirmation à pied (8 campagnes de survol entre 2003 et 2015).

2.2.1.3. Principales difficultés rencontrées lors du suivi

Trois difficultés sont rencontrées lors de ce type de suivi (Dartiguelongue, 2016) :

- la distinction des espèces,
- la distinction entre nid ancien et gratté, dans le doute l'observation est classée en gratté et non comptabilisée,

- la distinction entre multi-ponte d'une même femelle et pontes proches. Dans notre cas l'hypothèse est faite qu'il n'y a pas de compétition pour l'espace, les manifestations proches dans l'espace et le temps sont donc attribuées à une même femelle.

La principale difficulté est la distinction des frayères des différentes espèces. 3 types de salmonidés sont susceptibles de se reproduire à ce moment de l'année (truite de rivière, truite de mer et saumon atlantique). Ainsi, il n'est dans un premier temps possible que de distinguer les nids des petits et des grands salmonidés ($L_t > 55$ cm), ceci par leur taille. La distinction entre les nids de salmonidés migrateurs et les nids de grosses truites de rivière est effectué par croisement d'un ensemble de caractéristiques : la granulométrie (plus fine chez la truite de rivière), la courantologie (courants faibles ou moyens pour une hauteur d'eau de 20-35 cm pour la truite de rivière), la tendance chez la truite de rivière à rester proche de la berge et à bénéficier d'un couvert végétal (Dartiguelongue, 2007).

2.2.1.4. Résultats Garonne aval/Ariège⁶

L'estimation du nombre de grands salmonidés potentiellement présents sur les zones de suivi est fonction du nombre de saumon atlantique et de truite de mer ayant franchi le Bazacle, du nombre d'individus piégés à Carbonne (depuis 1999) et du nombre de sujets transportés sur l'Ariège depuis Golfech (à partir de 2014). Sur la période 1993-2015, cet effectif a varié entre 12 et 132 individus pour une médiane de 44 individus (Tableau 8).

Le suivi sur la Garonne en aval de Carbonne a été réalisé durant 14 années de 1993 à 2007 (pas de suivi en 1996). Il n'est réalisé depuis que de façon ponctuelle car les effectifs en grands migrateurs potentiellement présents sur ce secteur sont faibles et les accès pour réaliser le suivi des différentes zones de fraie sont compliqués. Sur l'Ariège le suivi a été réalisé en quasi continu de 1993 à 2015 (pas de suivi en 1996).

⁶ Les données présentées ici ont toutes été récupérées dans les rapports de MIGADO (Dartiguelongue, 2005 ; Dartiguelongue, 2007 ; Dartiguelongue, 2008b ; Dartiguelongue, 2009 ; Dartiguelongue, 2010 ; Dartiguelongue, 2011 ; Dartiguelongue, 2012 ; Dartiguelongue, 2013 ; Dartiguelongue, 2014 ; Dartiguelongue, 2015 ; Dartiguelongue, 2016).

Tableau 8 : Bilan du nombre de frayères observées sur la Garonne aval et sur 4 tronçons de l'Ariège entre 1993 et 2015 (données SCEA pour MIGADO).

Année	Nombre de Grands Salmonidés potentiellement présents	Suivi survol hélicoptère	Garonne aval Carbonne	Ariège aval Grépiac	Ariège Grépiac-Saverdun	Ariège Saverdun-Pébernat	Ariège Pébernat-Labarre	Total
1993	71	non	8			8		16
1994	117	non	33			7		40
1995	90	non	8			15		23
1996	110	non	*	*	*	*	*	*
1997	44	non	10	1 ou 2	2 ou 3	1	0	15
1998	62	non	9	1	4	1	0	15
1999	56	non	9			12		21
2000	92	non	24	6	4	0	0	34
2001	132	oui	47	8	12	6	0	73
2002	114	oui	10			6		16
2003	30	non	0	2	4	0	0	6
2004	28	oui	5	2	5	1	0	13
2005	18	non	4	0	0	2	*	6
2006	22	non	1	0	7	0	*	8
2007	25	oui	0	1	3	0	0	4
2008	39	non	**	16	1	4	*	21
2009	34	non	**	1	3	0	*	4
2010	18	non	**	1	2	0	0	3
2011	29	oui	**	0	0	0	3	3
2012	18	non	**	0	0	0	5	5
2013	12	oui	**	0	0	0	2	2
2014	51	oui	**	3	1	3	4	11
2015	105	oui	**	3	9	5	13	30 ***
TOTAL	1317	-	168	44	55	22	27	369

* Tronçon non prospecté ; ** suivi ponctuel MIGADO ; *** Incohérence avec rapport

Le nombre de nids comptabilisés a varié de 2 à 73 pour une valeur médiane de 14 nids. Si on retire les deux dernières années (2014-2015), durant lesquelles les saumons sont transportés depuis Golfech sur les zones de frayères de l'Ariège amont (secteur Pébernat-Labarre), on constate que le nombre de frayères observées est 2.5 plus important sur les parties basses de l'Ariège (aval Saverdun, n=42) que sur les parties hautes (amont Saverdun, n=17).

Pour les 14 années dont le suivi a été réalisé en commun (1993 à 2007), le ratio entre le nombre de frayères comptabilisées et le nombre de grands salmonidés potentiellement présents sur les tronçons suivi est de 0.34 (régression linéaire, $R^2=0.65$; Figure 21).

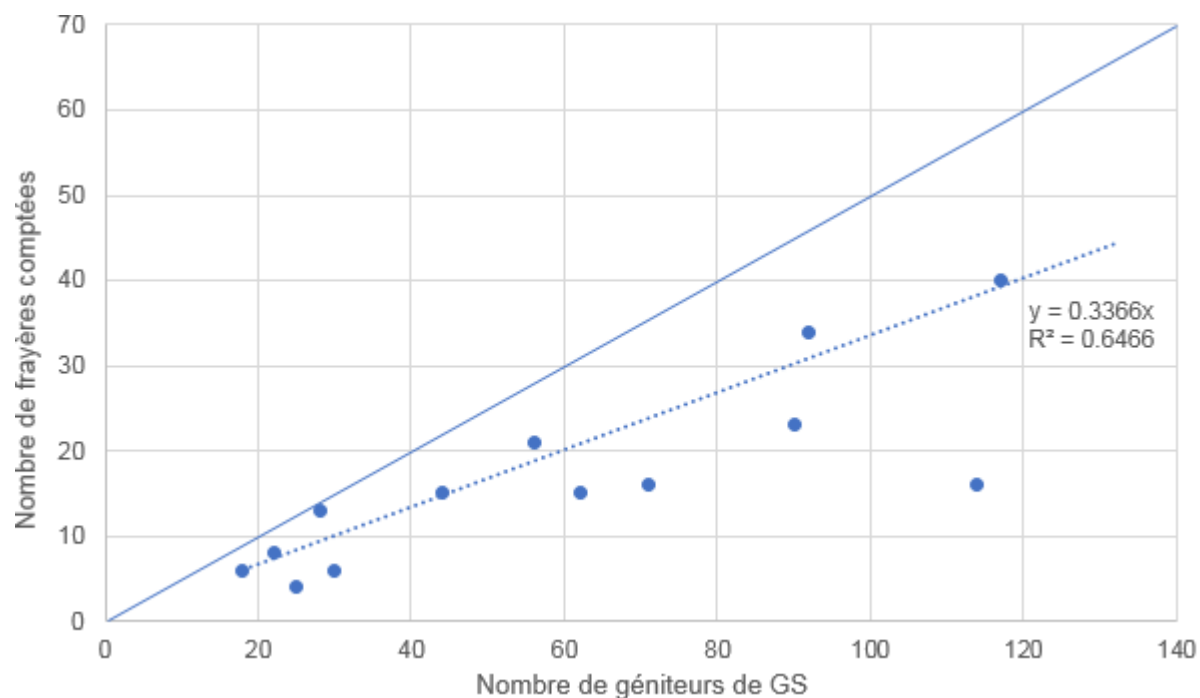


Figure 21 : Relation entre le nombre de frayères comptées et le nombre de géniteurs de Grands Salmonidés (GS) potentiellement présents sur les tronçons suivis pour la période 1993-2007.

Pour cette même période, l'effectif médian de frayère sur la Garonne est de 8.5 par an, il est de 7 par an sur l'Ariège. Sur le secteur de la Garonne en aval de Carbonne il est dénombré 55% des frayères (valeur médiane) recensées sur les deux axes.

2.2.1.5. Résultats Pique⁷

Pour les sites de reproduction de la Garonne amont le nombre de reproducteurs potentiellement présents durant la période de fraie est directement lié au nombre d'individus piégés à Carbonne et transportés vers l'amont. Sur la période 2000-2015 ce nombre a fluctué entre 1 et 42, pour une valeur médiane de 11 individus.

Le suivi des frayères sur la Pique est réalisé depuis 2008 (Figure 22). Les suivis sont difficiles sur ce cours d'eau car il y a peu de développement de périlithon, si bien que la localisation des nids n'est pas toujours aisée. Le comptage des nids n'est de fait pas exhaustif.

⁷ Les données présentées ici ont toutes été récupérées dans les rapports de MIGADO (Menchi and Carry, 2009 ; Menchi and Carry, 2010 ; Menchi and Carry, 2011 ; Menchi and Carry, 2012 ; Menchi and Carry, 2013 ; Menchi and Carry, 2014 ; Menchi and Carry, 2015 ; Menchi and Carry, 2016).

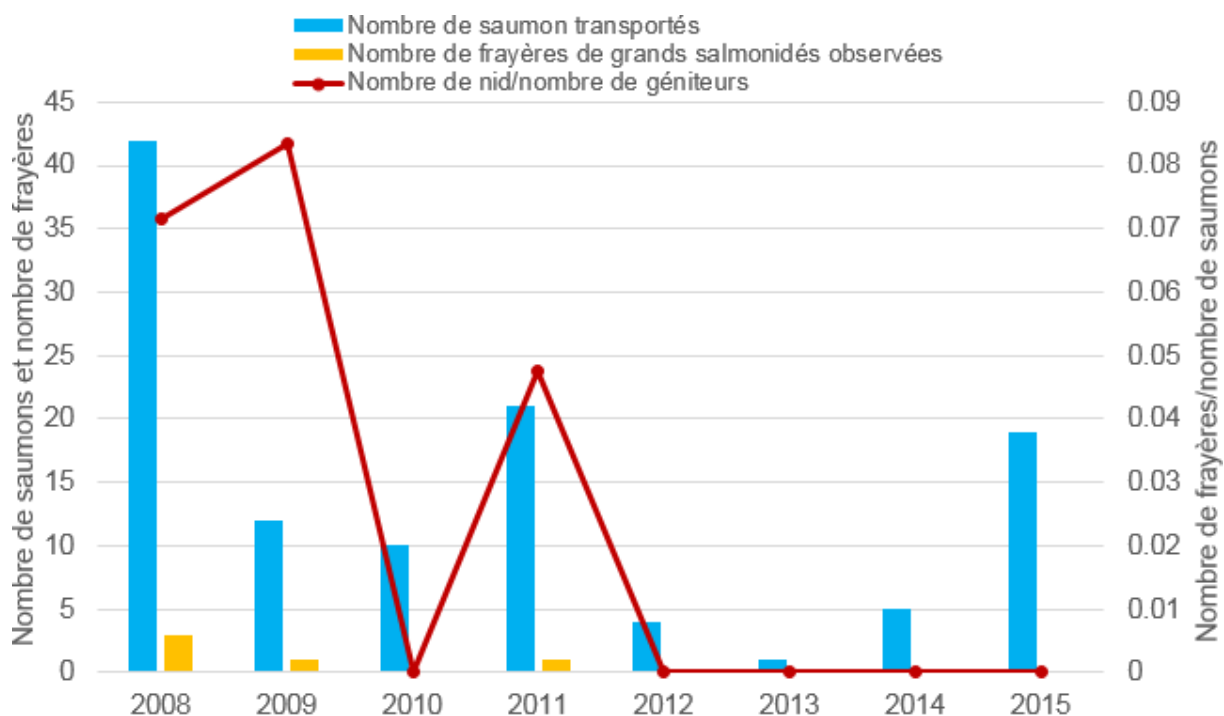


Figure 22 : Relation entre le nombre de nids de grands salmonidés et le nombre de géniteurs transportés sur la Pique pour la période 2008-2015 (données MIGADO).

Des frayères de grands salmonidés n'ont été observées que 3 années sur la Pique, en 2008 (n=3), 2009 (n=1) et 2011 (n=1). Lorsqu'il y a eu des nids observés, le nombre de nids observé par géniteur est faible, et toujours inférieur à 0.1.

La faible quantité de nids observés sur la Pique par rapport au nombre de géniteurs transportés peut être en partie expliquée par **le déplacement de géniteurs en dehors des tronçons prospectés** (plus en aval sur la Pique, voire sur la Garonne et la Neste). C'est le constat qui a été fait lors des opérations de radiopistages du Cemagref (IRSTEA) de 2002 à 2006 : la moitié des saumons radiomarqués transportés sur la Pique qui ont survécu jusqu'à la période de reproduction ont dévalé sur la Garonne ou la Neste avant ou pendant la période de reproduction.

Sur la période 1993-2015, le nombre de grands salmonidés parvenant jusqu'aux zones de frayères varie entre 13 et 172 individus, pour un effectif médian de 56.

Des frayères de grands salmonidés sont dénombrées tous les ans, entre 2 et 73 nids ont été recensés sur la même période pour un effectif médian de 14 nids. Toutefois ce nombre est probablement légèrement sous-estimé, le suivi de la Garonne aval n'étant plus réalisé que de façon ponctuelle depuis 2008 et le suivi de la reproduction des géniteurs transportés sur la Pique n'étant réalisé que sur ce cours d'eau alors qu'une partie des individus dévalent probablement sur la Garonne.

2.2.2. Principales interrogations portant sur la reproduction

- A-t-on une idée des surfaces de zones potentielles de frayères du bassin ? De l'évolution de ces surfaces dans le temps ?
- Les zones de frayères du bassin fonctionnent-elles correctement ? (Impact hydroélectricité-éclusées Garonne amont/Ariège, et aussi des colmatages potentiels (érosion des sols, propagation des sédiments fins suite aux opérations de chasse ou de transparence, ...))

- ?

2.3. ALEVINS ET JUVENILES

L'éclosion des œufs a lieu entre 405 et 480 degrés-jours après la fécondation, mais les alevins restent sous le substrat jusqu'à la résorption de leur vésicule vitelline. L'émergence a lieu entre 800 et 850 degrés-jours après la fécondation (Spillman, 1978, Edwards, 1978 ; Richard, 1998 ; Carmié et Jonard, 2001). Ils rejoignent ensuite les zones de radier à courant modéré (10-40 cm/s) et peu profonds (<40 cm) à proximité de la frayère puis des zones à courant assez vif (radier-rapides, 0-80 cm/s) et plus profonds (20-60 cm) (Heggenes et al. 1999, Hendry et Cragg-Hine, 2003), ils sont alors appelés « tacons » (à partir de l'été suivant l'éclosion). Ces zones constituent des aires d'abris et d'accès à la nourriture.

La croissance des juvéniles en France dure de 1 à 3 ans. Elle est dépendante de la température, de l'hydrologie, des disponibilités trophiques, des relations inter et intra spécifiques et de la qualité du milieu (Bal, 2011).

L'abondance des juvéniles sur les radiers en fin d'été, est liée au nombre de géniteurs et à leurs conditions de circulation (accès aux frayères), aux conditions hydrologiques et crues (conditions de fraie, d'incubation et de survie des jeunes stades), à la qualité de l'eau et du substrat des frayères (problématique colmatage et survie sous gravier), à la répartition des habitats dans le cours d'eau (variabilité spatiale au sein du bassin versant) et, dans le cas particulier de la population de la Garonne, aux déversements et à la survie de juvéniles issus des piscicultures de repeuplement gérées par MIGADO (voir chapitre 2.3.2).

2.3.1. Potentiel d'accueil du bassin de la Garonne

Pour les jeunes tacons, les préférences de vitesse de courant, de profondeur de l'eau et de granulométrie du substrat exprimées à l'échelle de l'individu se traduisent à l'échelle du cours d'eau par un taux d'occupation plus important des faciès de type radiers et rapides.

En outre, les résultats des suivis des populations de tacons par pêches électriques réalisées à l'échelle du faciès d'écoulement par MIGADO sur le bassin de la Dordogne (Chanseau et Gaudard, 2003, 2004 ; Chanseau et al., 2006), ainsi que par le CSP et LOGRAMI sur des sous affluents de la Loire (Baran, 2000) montrent que les faciès de type escalier, plat lotique et plat lentique sont également occupés par les jeunes saumons, mais dans une moindre mesure que les radiers et les rapides. Enfin, la majorité des études montrent que les faciès de type profond et cascade sont quasiment inoccupés (Figure 23).

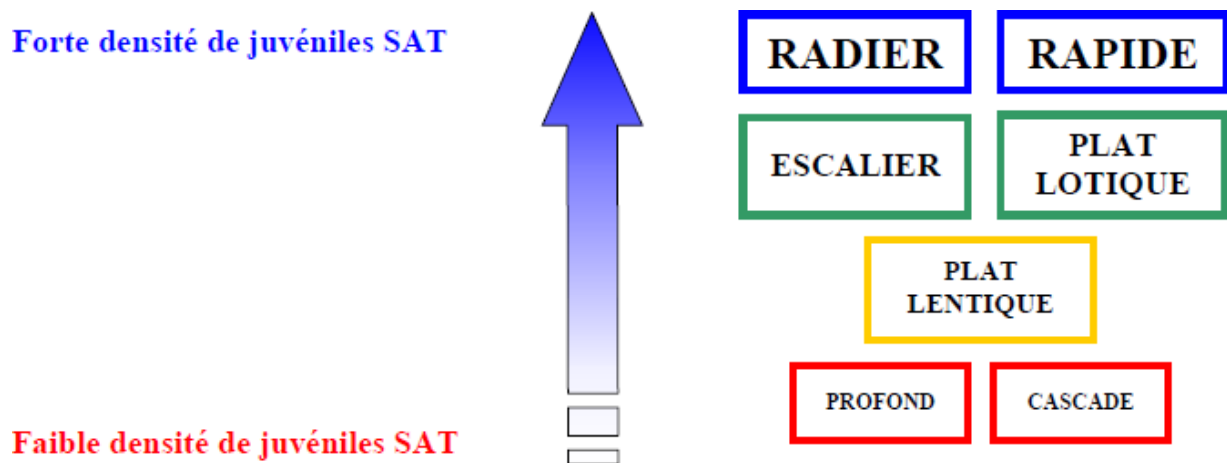


Figure 23 : Gradient de densité en juvéniles de saumon selon le faciès d'écoulement (d'après Baran, 2000)

Ainsi, il est possible de calculer les potentialités d'accueil d'un cours d'eau après avoir effectué une description (et des mesures) de l'enchaînement des faciès d'écoulement de celui-ci et pris en compte les différences d'occupation des faciès d'écoulement par les tacons (pondération par faciès). Le potentiel de production est exprimé en termes de surface d'Equivalents Radier-Rapide (ERR).

Des sectorisations ont été définies sur certains cours d'eau du bassin versant de la Garonne entre 1984 et 1993 afin de calculer les surfaces de production en tacons (surfaces d'ERR). Elles sont reprises dans SAGA 2000. A partir de ces travaux, des mises à jour ont été effectuées par MIGADO dans les années 2000 pour tenir compte de l'évolution des cours d'eau et des usages, et de nouveaux cours d'eau ont été sectorisés (Dartiguelongue, 2002).

En tout, en tenant compte des dernières mises à jour, un peu plus de 455 ha de surface de production en juvéniles ont été recensés⁸ lors des différentes opérations menées en amont de Toulouse (des sectorisations ont également été effectuées sur le bassin du Tarn, elles ne sont pas reprises ici) (Figure 24, Tableau 9).

Cette surface est réduite à environ 320 ha si on ne considère que les tronçons de cours d'eau actuellement classés en liste 2 au titre de l'article L.214-17 du Code de l'environnement avec pour espèce cible le saumon (sans prendre en compte les habitats de l'Alse, classé en liste 2 mais qui n'a pas fait l'objet de sectorisation « hydromorphologique » selon nos informations).

Actuellement, les habitats des cours d'eau du bassin de la Garonne utilisables⁹ par le saumon atlantique se distribuent ainsi :

- 87.4 ha accessibles aux géniteurs sans intervention de l'homme (Garonne aval Carbonne + Ariège aval Labarre),
- 96.4 ha accessibles aux géniteurs par piégeage-transport (ajout du potentiel de la Pique),
- 174.4 ha utilisables pour les déversements (Garonne aval Carbonne + Ariège aval Labarre + Neste d'Aure aval Cadéac).

⁸ Il y a des différences de méthodologie entre les structures ayant réalisé les différentes sectorisations. Cette surface correspond aux surfaces reprises dans SAGA (2000) en tenant compte des mises à jour de Bosc et al. (2016) ainsi que des sectorisations effectuées par Dartiguelongue (2002).

⁹ Zones équipées de dispositifs de libre circulation piscicole en montaison pour les géniteurs et en dévalaison pour les smolts.

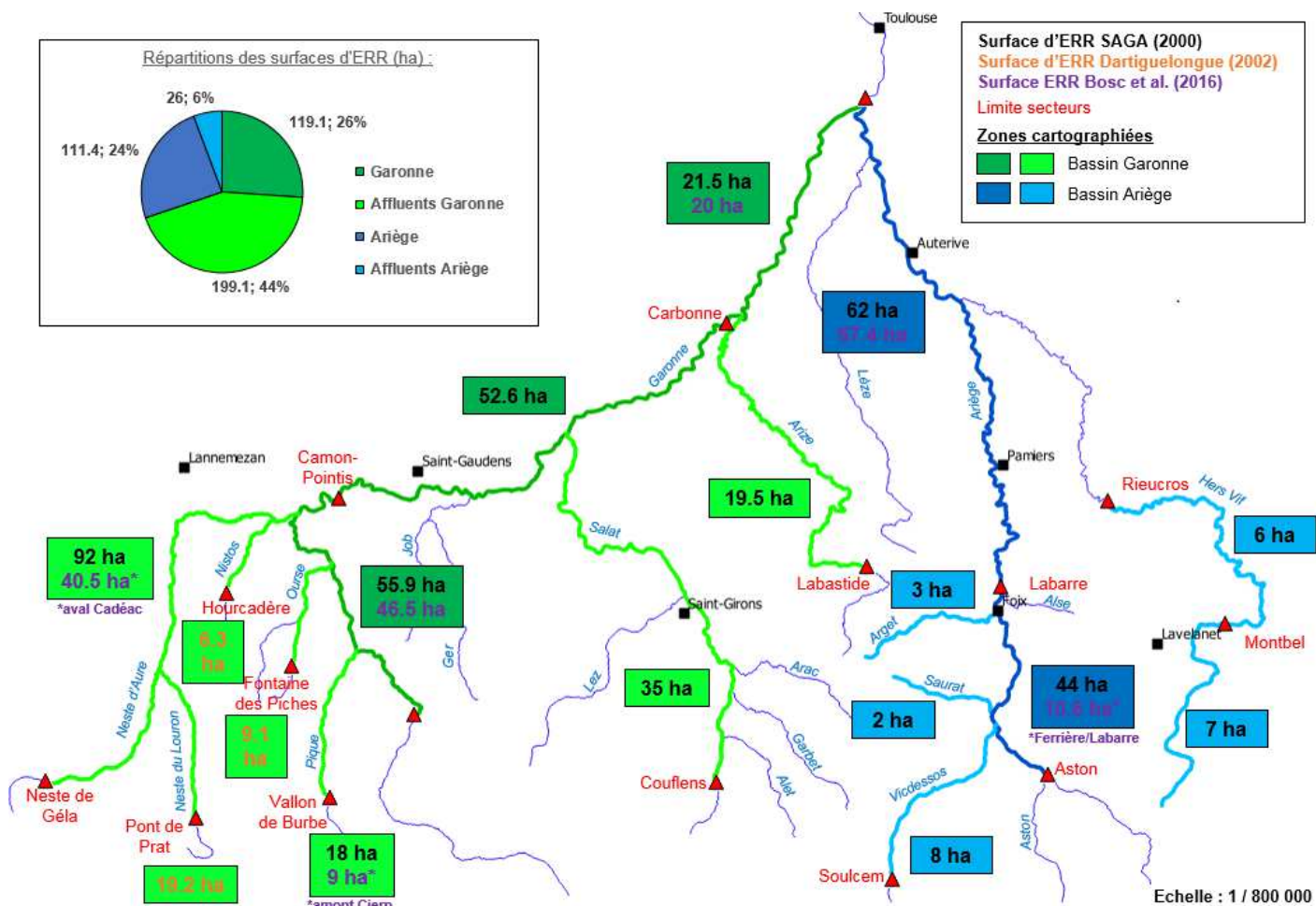
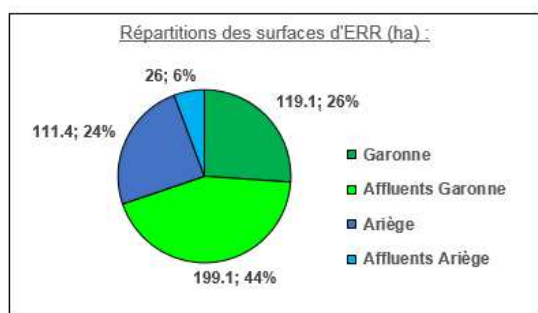


Figure 24 : Localisation des surfaces potentielles d'habitats des juvéniles de saumon recensées sur les tronçons courts d'eau du bassin versant de la Garonne à ce jour.

Tableau 9 : Surfaces potentielles d'habitats des juvéniles de saumon recensées sur les cours d'eau du bassin versant de la Garonne.

	SAGA (2000) ¹	Dartiguelongue (2002) ²	Bosc et al. (2016) ³	Surface totale cartographiée incluant les mises à jour	Surface totales sur tronçons classés en liste 2
Bassin Garonne	Garonne (Carbonne/Ariège)	21.5	-	20	20
	Garonne (Camon-Pointis/Carbonne)	52.6	-	52.6	52.6
	Garonne (Plan d'Arem/Camon-Pointis)	55.9	-	46.5	46.5
	L'Arize (aval Labastide)	19.5	-	19.5	non classé L2
	Le Salat (hors affluents)	35	-	35	non classé L2
	La Neste d'Aure (aval pont de Lète)	85	-	40.5*	85
	La Neste d'Aure (amont pont de Lète)	7	-	7	non classé L2
	La Neste du Louron (aval Pont du Prat)	-	19.2	19.2	15.5****
	Le Nistos (aval Hourcadère)	-	6.3	6.3	6.3
	L'Ourse (aval Fontaine des Piches)	-	9.1	9.1	non classé L2
	La Pique (aval vallon de Burbe)	18	-	9**	18
Bassin Ariège	L'Ariège (aval de Labarre)	62	-	67.4	67.4
	L'Ariège (Aston/Labarre)	44	-	10.6***	non classé L2
	L'Arget	3	-	3	non classé L2
	Le Saurat	2	-	2	non classé L2
	Le Vicdessos (aval Soulcem)	8	-	8	non classé L2
	L'Hers Vif (aval de Montbel)	6	-	6	6
	L'Hers Vif (amont de Montbel)	7	-	7	non classé L2
TOTAL		426.5	34.6	194	455.6
					317.3

¹ Surface totale de rapides (Arget Saurat, Vicdessos) ; ² Surfaces totale de radier et rapide ; ³ Surfaces totales de radier, de rapide et de 20% des plats.

* en aval de Cadéac ; ** entre Cierp et le vallon de Burbe ; *** entre Ferrière et Labarre ; **** en aval de Genos-Loudenvielle

2.3.2. Les déversements de juvéniles

2.3.2.1. Axes utilisés pour le repeuplement

Trois axes principaux sont actuellement utilisés pour le repeuplement : la Garonne amont, la Neste et l'Ariège.

Les surfaces potentiellement utilisables pour le déversement des juvéniles ont évolué au cours du temps. La mise en place du piégeage transport des smolts sur la Garonne amont a permis d'utiliser les zones de la Garonne situées entre le plan d'Arem et Camon-Pointis ainsi que la Neste en aval de Rebouc, dans un premier temps puis en aval de Cadéac depuis la mise en place d'exutoires de dévalaison à Rebouc et Beyrède en 2013. La mise en place du piégeage transport des géniteurs entre Golfech et l'Ariège amont (en amont de Las Rives) depuis 2014 a conduit à stopper les déversements de juvéniles dans ce secteur (entre le barrage de Labarre et la chaussée de Guilhot).

2.3.2.2. La filière de production de juvéniles

Les premiers tests de repeuplement remontent aux années 80 et ne concernaient que des effectifs faibles grâce à l'importation d'œufs de souches étrangères, principalement d'Ecosse (SAGA, 2000). Dans les années 1990, l'effort de repeuplement devient significatif mais connaît de fortes variations interannuelles, dépendantes de la disponibilité en œufs et des aléas de

production. A partir de 1999 la pisciculture de Pont-Crouzet est mise à disposition de MIGADO pour l'élevage exclusif de juvéniles de saumon.

Actuellement la filière de production de juvéniles de saumon atlantique destinés au bassin de la Garonne se compose d'un réseau comprenant 4 structures :

- Le centre de reconditionnement de Bergerac (24) : production d'œufs à partir d'individus sauvages capturés à Golfech (Garonne) et à Tuilières (Dordogne),
- La pisciculture de Cauterets (65) : production d'œufs à partir d'individus enfermés de 1^{ère} génération de souche Adour-Nive ou Garonne-Dordogne,
- La pisciculture de Pont Crouzet (81) : production d'œufs à partir d'individus enfermés de 1^{ère} génération de souche Garonne-Dordogne, embryonnement, éclosion et grossissement des individus,
- L'écloserie de la Mandre (81) : embryonnement et éclosion.

La filière de production, initialement alimentée par des œufs de souches étrangère, fait progressivement appel à des souches françaises développées à partir de géniteurs sauvages prélevés dans les bassins Loire/Allier et Adour/Nives. Puis, à partir de 1994 le centre de reconditionnement de Bergerac permet de produire de façon significative des œufs issus de géniteurs prélevés directement dans la Dordogne, au piège de Bergerac, et compense la perte de production d'œufs issus de souche Loire-Allier avec la fermeture de la pêche sur le Loire en 1994. Les saumons capturés à Bergerac sont alors majoritairement des castillons, le piège étant peut fonctionnel au printemps. A partir de 2000, les premiers géniteurs sont capturés dans la Garonne grâce au piège de Carbonne certains seront transférés au centre de Bergerac qui produira des juvéniles de souche acclimatée Garonne-Dordogne. En 2003, un piège est mis en service à Tuilières, puis en 2004 à Golfech. Cela permet de capturer des géniteurs de plusieurs hivers de mer qui vont alors devenir majoritaire au centre de reconditionnement de Bergerac. La souche Adour/Nive est de moins en moins utilisée, elle sera abandonnée en 2010.

2.3.2.3. Les stades déversés

Historiquement les déversements en juvéniles concernaient 5 stades :

- Œufs (incubateur de terrain sur un affluent de l'Ariège : l'Alse),
- Alevins et pré-estivaux,
- Tacon 0+,
- Tacon 1+,
- Pré-smolt.

L'optimisation des moyens de production depuis 1998 a permis une intensification de la production (Bosc et al., 2016), qui se situe, depuis 2004, autour de 800000 œufs œillés¹⁰ produits par an (hors aléas de production), issus de géniteurs de souche Garonne et Dordogne. **Ces œufs permettent de produire plus de 600000 alevins et pré-estivaux et d'aleviner jusqu'à 86 Ha de surface favorable aux juvéniles, soit au maximum 49% de la surface actuellement utilisable pour les déversements (174.4 Ha).**

Les opérations de repeuplement sont réalisées de manière à optimiser la survie des individus en procédant à une mise en charge maîtrisée des secteurs repeuplés (Bosc et al., 2016). La connaissance des superficies des faciès à repeupler permet d'adapter les densités de mise en charge en fonction du stade utilisé pour chaque secteur. En dehors de certains tests pour

¹⁰ Œuf dans lequel l'embryon a atteint un stade avancé de développement et où l'on peut facilement discerner les deux yeux bien pigmentés.

évaluer les capacités de production de certains habitats particuliers, les densités de mise en charge par stade sont :

- 90 ind./100 m² pour les alevins, déversés en mai,
- 70 ind./100 m² pour les pré-estivaux, déversés entre juin et mi-juillet,
- 25 à 40 ind./100 m² pour les tacons, déversés au printemps et en automne.

2.3.2.4. Bilan des déversements

La stratégie de déversements (stades déversés), leurs intensités (effectifs déversés) et les surfaces alevinées ont aussi évolué au cours du temps (Figure 25). Deux périodes se distinguent :

- Avant 2004 : période de tests, notamment de l'aptitude des habitats physiques à produire des smolts pour différents stades, et réorganisation et montée en puissance de l'outil de production. Les effectifs déversés varient de 130 800 à 460 500 individus pour une valeur médiane de 258 000 individus, ils concernent tous les stades.
- Depuis 2004 : l'outil de production est optimisé et la stratégie de déversement se concentre quasi exclusivement sur des alevins et des pré-estivaux. Les effectifs déversés varient de 191 000 (aléas de production en 2006) à 655 000 individus pour **une valeur médiane de 554 000 individus**.

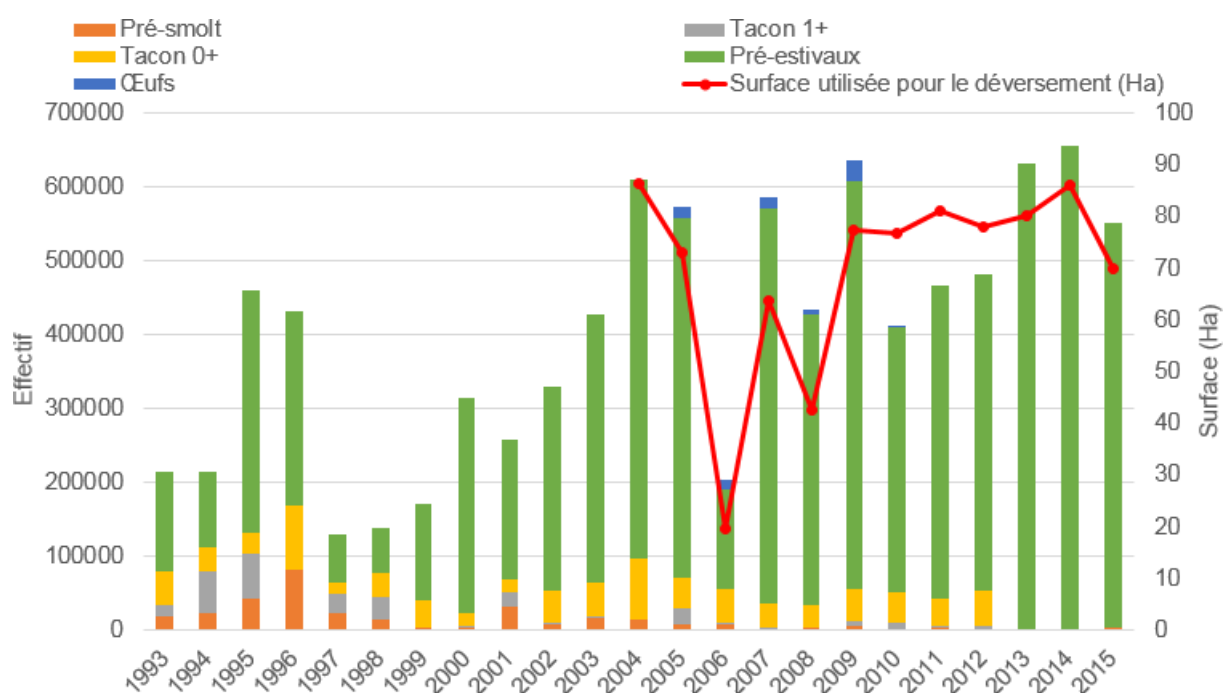


Figure 25 : Effectifs déversés par stades sur le bassin versant de la Garonne entre 1993 et 2015 (source : MIGADO).

Les surfaces utilisées pour l'alevinage sont principalement dépendantes des effectifs de poissons produits. Sur la période 2004-2015 elles varient de 20 à 86 Ha, pour une surface médiane alevinée de 77 Ha (44% de la surface actuellement utilisable pour les déversements).

La souche de saumon utilisée pour le repeuplement a évolué au cours du temps (Ecosse puis Loire/Allier/Adour/Nive puis Garonne/Dordogne) et est actuellement majoritairement issue de géniteurs de plusieurs hivers de mer capturés sur l'axe Garonne/Dordogne.

La pérennisation des installations et l'optimisation des moyens de production permettent de produire aujourd'hui autour de 800 000 œufs œillés qui donneront environ 550 000 alevins et pré-estivaux déversés sur le bassin versant. Cette capacité de production permet d'utiliser au maximum 49% de la surface actuellement utilisable pour les déversements.

2.3.3. Suivi de la survie des juvéniles sur les habitats de croissance du bassin de la Garonne¹¹

2.3.3.1. Méthodologie

Des campagnes de pêches électriques sont réalisées tous les ans sur les différents cours d'eau concernés par le programme de restauration dans le but **d'évaluer l'efficacité du repeuplement, de contrôler la réussite de la reproduction naturelle** ou de contrôler d'éventuels déplacements d'individus alevinés.

Les stations sont choisies sur les zones présentant une bonne représentativité des faciès rapides et radiers dont les conditions hydrauliques sont compatibles avec une prospection à pied. Pour cette raison, et compte tenu des dimensions du lit des cours d'eau, la prospection reste le plus souvent partielle, sur une surface « balisée ».

Le matériel de pêche utilisé est le « Héron[®] » de Dream électronique. Deux techniques de prospections sont utilisées :

- pêches quantitatives par surface (pêche d'inventaire) : la station, dont le périmètre est défini, est prospectée de manière continue à l'aide deux électrodes, soit au minimum une équipe de pêche de 10 personnes. Deux passages minimums sont réalisés successivement et les captures sont traitées séparément.
- indice d'abondance (pêche 5 minutes) : pêche par « posé » d'épuisette et traits d'électrode sur l'ensemble des habitats présents sur la station, selon la méthode décrite par Prévost and Nihouarn (1999) mais avec le matériel « Héron » à la place du « Martin pêcheur ».

Les densités sont estimées par unité de surface, soit par la méthode de Carle et Strub pour les inventaires, soit sur la base d'un coefficient multiplicatif de 0.6697¹² établi pour les pêches en 5 minutes.

Les taux de survie des 0+ sont calculés en faisant le rapport des densités estimées en tacons 0+ au moment des pêches et des densités initiales de déversement.

2.3.3.2. Plan d'échantillonnage

Depuis 2004, 55 stations ont été prospectées (Figure 26 et Figure 27). Toutes les stations ne sont pas prospectées tous les ans, les prospections sont fonction des conditions climatiques, des déversements et du remodelage du lit du cours d'eau par les crues (abandon et création

¹¹ Les données présentées dans ce chapitre ainsi que la localisation des stations ont toutes été récupérées dans les rapports de MIGADO (Bosc and Gayou, 2005 ; Bosc and Gayou, 2006 ; Bosc and Gayou, 2007 ; Bosc and Gayou, 2008 ; Bosc and Gayou, 2009 ; Bosc and Gayou, 2010 ; Gayou and Bosc, 2011 ; Gayou et al., 2012 ; Gayou et al., 2013 ; Gayou and Bosc, 2014 ; Gayou and Bosc, 2015 ; Gayou and Bosc, 2016 ; Menchi and Carry, 2009 ; Menchi and Carry, 2010 ; Menchi and Carry, 2011 ; Menchi and Carry, 2012 ; Menchi and Carry, 2013 ; Menchi and Carry, 2014 ; Menchi and Carry, 2015 ; Menchi and Carry, 2016).

¹² Établi à partir de 33 couples de valeurs obtenus sur la Garonne et sur la Neste depuis 2000 (Gayou and Bosc, 2016).

de nouvelles stations). Sur la période 2004-2015, les stations les plus suivies ont été échantillonnées jusqu'à 11 fois.

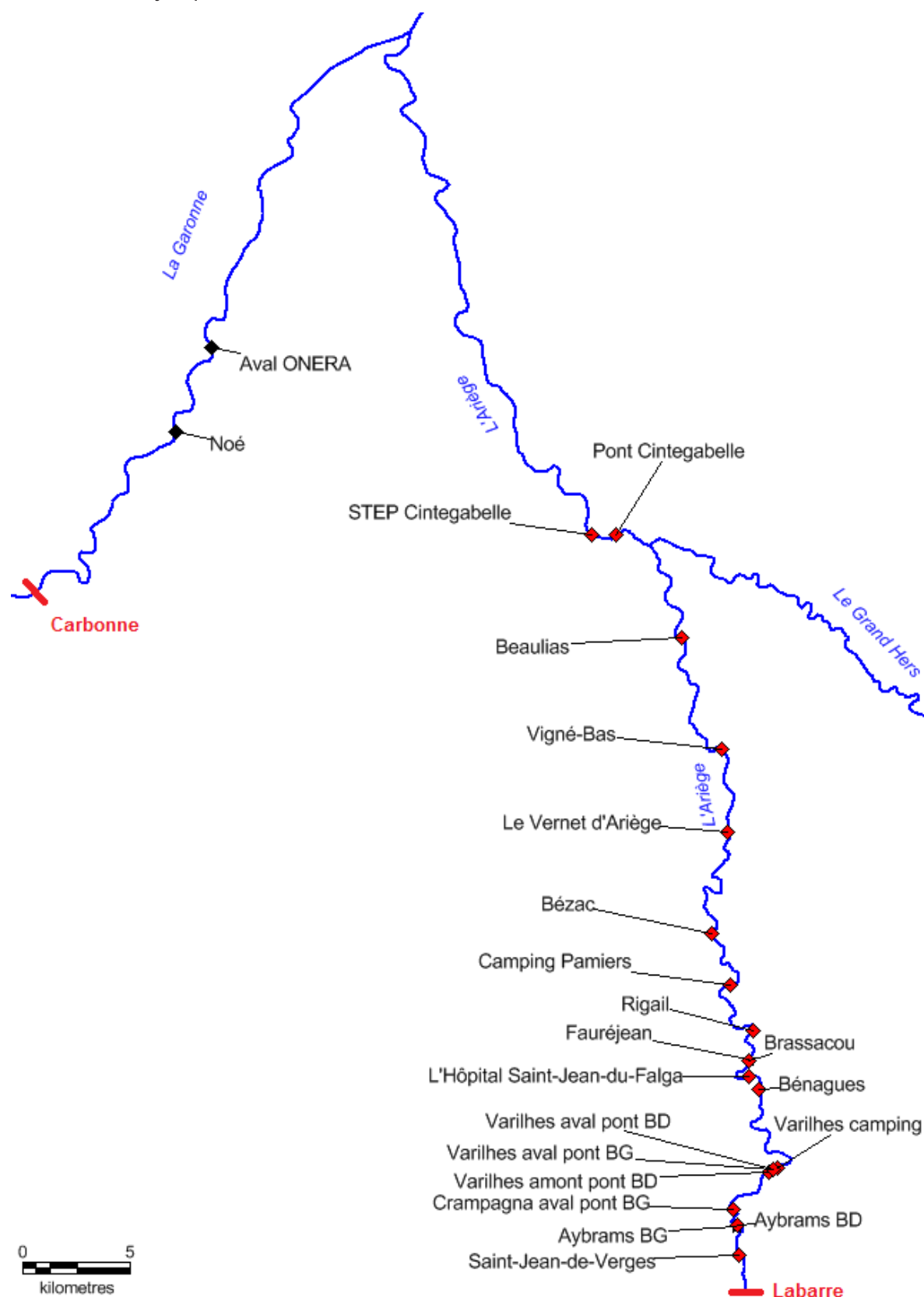


Figure 26 : Localisation des stations de pêche de la Garonne aval et de l'Ariège depuis 2004.

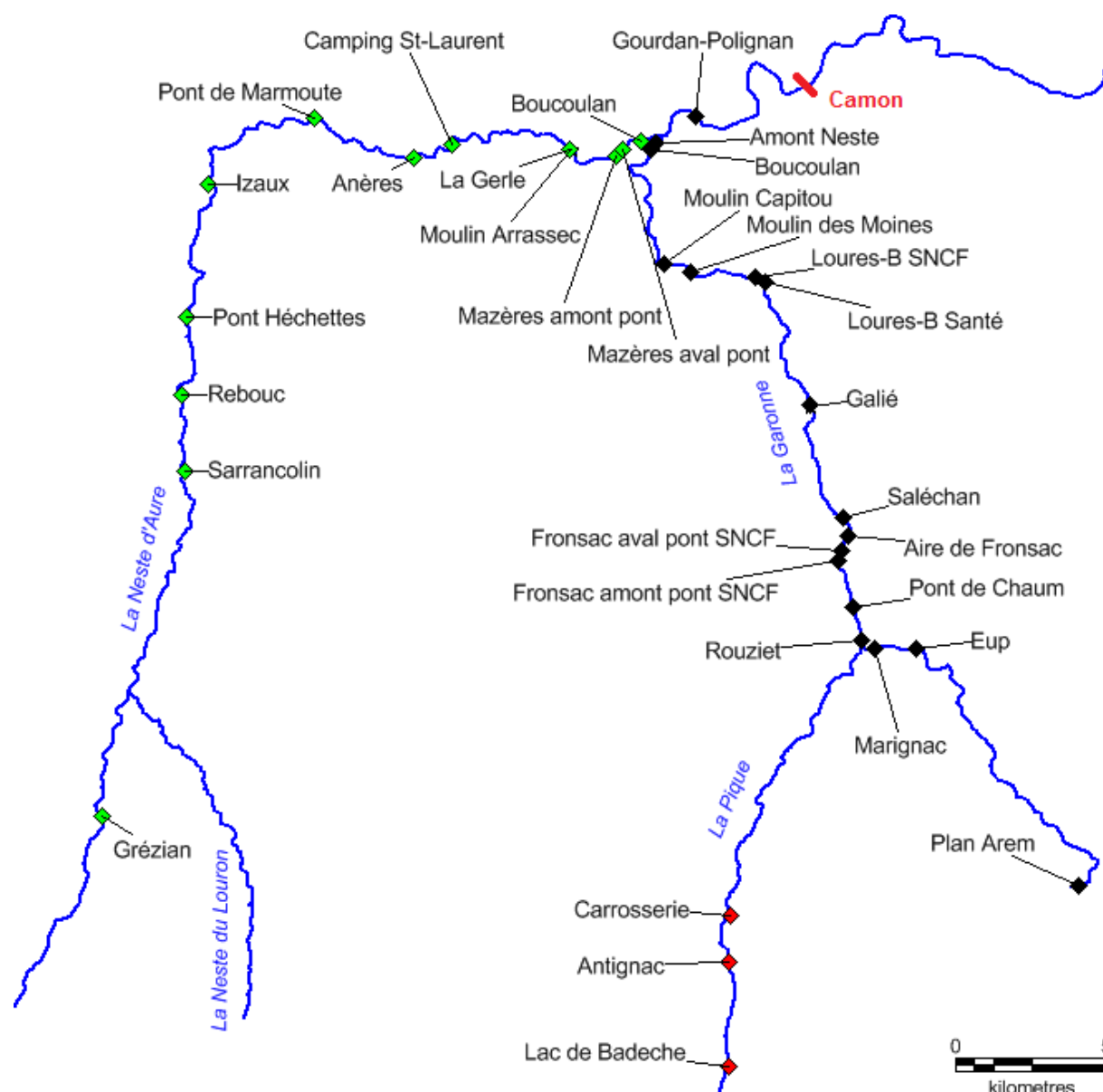


Figure 27 : Localisation des stations de pêche de la Garonne amont, de la Neste et de la Pique depuis 2004.

2.3.3.3. Stations repeuplées l'année n : efficacité du repeuplement

Le protocole de pêche est élaboré pour cibler les habitats des 0+ afin de contrôler l'implantation et la croissance à l'automne des alevins et pré-estivaux déversés entre mai et mi-juillet.

Depuis 2004, 52 stations ont été pêchées pour contrôler l'efficacité des déversements. Parmi elles, 22 ont été pêchées au moins 5 fois (Tableau 10) et permettent de réaliser des analyses inter et intra stationnelles.

Certaines valeurs ont été retirées de l'analyse (8 valeurs sur un échantillon de 193). Ceci concerne des valeurs très supérieures aux densités repeuplées (supérieures à 100 ind./100 m²). Elles peuvent traduire des phénomènes d'immigrations (déplacement des individus d'une zone d'alevinage proche) ou des erreurs de répartitions lors des lâchers.

Tableau 10 : Résultats des pêches de contrôle pour les stations du bassin versant de la Garonne ayant été échantillonnées 5 fois ou plus (d'après les données CSP-MIGADO et ONEMA-MIGADO).

		Nb pêche	Densité repeuplement (ind./100m ²)			Densité 0+ (ind./100m ²)			Densité >1+ (ind./100m ²)			Taux recapture 0+ (%)		
			MED	MOY	CoefV	MED	MOY	CoefV	MED	MOY	CoefV	MED	MOY	CoefV
Garonne aval	Aval ONERA	6	70.0	80.3	45.4%	12.4	10.3	82.8%	0.0	0.0	0.0%	15.6%	12.2%	80.1%
	Noé	5	70.0	71.2	6.7%	6.5	5.8	66.2%	0.0	0.0	0.0%	9.3%	8.4%	68.5%
	TOUT	-	70.0	76.2	34.6%	8.9	8.3	84.0%	0.0	0.0	0.0%	12.4%	10.5%	76.9%
Garonne amont	Marignac	10	70.0	81.6	40.0%	13.8	17.6	69.8%	1.1	2.3	131.4%	19.6%	24.2%	75.4%
	Rouziet	11	70.0	71.6	6.3%	42.2	44.6	75.5%	0.9	1.2	91.5%	60.3%	61.8%	74.7%
	Fronsac aval pont SNCF	9	70.0	63.3	23.5%	7.4	9.9	115.0%	0.7	1.6	150.0%	10.6%	23.0%	173.8%
	Saléchan	7	70.0	72.7	16.8%	13.4	19.0	107.3%	1.3	3.1	114.3%	14.6%	24.9%	101.1%
	Galié	11	70.0	74.2	13.0%	40.2	37.6	67.0%	0.7	1.5	169.4%	56.1%	52.2%	69.8%
	Loures-B Santé	11	70.0	68.3	12.3%	42.6	38.0	58.3%	1.3	2.1	96.6%	57.4%	54.9%	55.4%
	Loures-B SNCF	10	70.0	72.4	5.8%	12.7	17.0	87.4%	0.0	0.7	200.0%	18.2%	24.0%	89.4%
	Moulin Capitou	8	70.0	61.6	27.8%	14.4	19.5	85.5%	0.3	0.6	155.0%	20.4%	34.4%	96.1%
	Gourdan-Polignan	8	70.0	71.9	5.7%	31.1	39.0	79.4%	1.5	3.5	174.9%	42.5%	54.9%	81.1%
TOUT	-	70.0	75.6	25.6%	13.4	25.3	108.7%	0.7	1.6	138.8%	19.1%	35.1%	108.7%	
Ariège aval	STEP Cintegabelle	6	70.0	69.3	4.8%	8.6	9.2	63.3%	0.0	0.1	154.9%	12.6%	13.3%	62.4%
Ariège amont	Aybrams BG	5	70.0	73.4	9.6%	29.3	36.4	83.9%	0.9	1.0	89.5%	41.9%	51.5%	85.9%
	Crampagna aval pont BG	7	70.0	69.3	10.2%	38.0	42.7	52.1%	5.5	7.3	88.4%	54.3%	63.5%	58.4%
	Varilhes aval pont BD	8	70.5	71.9	4.8%	15.1	12.8	66.9%	2.1	3.4	133.3%	20.1%	17.7%	67.4%
	Camping Pamiers	11	70.0	71.3	4.3%	30.8	35.5	54.5%	1.4	1.5	96.7%	44.0%	50.3%	54.9%
	TOUT	-	70.0	71.0	6.6%	21.5	27.8	79.5%	1.4	2.7	156.5%	30.7%	39.9%	82.5%
Neste	Pont Héchettes	8	70.5	78.0	17.5%	16.6	35.5	98.8%	0.7	2.3	147.4%	23.7%	48.1%	99.2%
	Izaux	11	71.0	81.9	19.1%	35.2	33.0	56.2%	5.5	7.0	77.4%	41.3%	42.6%	64.6%
	Pont de Marmoute	11	72.0	76.6	29.8%	15.7	17.2	53.6%	1.2	1.7	87.9%	22.6%	24.8%	56.4%
	La Gerle	7	80.0	81.4	15.3%	37.3	38.3	54.7%	6.4	5.3	80.5%	42.4%	50.8%	64.8%
	Mazères amont pont	5	71.0	74.4	7.5%	10.0	25.5	89.0%	0.3	1.5	137.2%	12.3%	35.7%	92.7%
	Boucoulan	5	80.0	82.0	13.4%	0.4	8.6	132.7%	0.2	0.5	102.0%	0.6%	10.7%	132.7%
	TOUT	-	72.0	79.1	19.4%	19.5	27.1	82.0%	1.8	3.4	121.2%	26.4%	36.5%	85.7%

Toutes ces densités présentent des variabilités :

- entre secteurs,
- entre stations,
- entre années.

Pour toutes les stations l'effort de repeuplement est proche et se situe aux alentours de 70 individus/100 m², ce qui correspond à la densité de déversement des pré-estivaux représentée dans la majorité des échantillons.

Les densités moyennes en fin d'été des individus 0+ des secteurs situés en amont sont proches, entre 25.3 et 27.8 ind./100 m², elles sont supérieures aux densités médianes, qui sont comprises entre 13.4 et 21.5 ind./100 m². Pour un même effort de repeuplement, il y a une forte variabilité stationnelle des densités en 0+, les valeurs les plus faibles étant trouvées dans la station de Fronsac sur la Garonne amont (moyenne=9.9 ind./100 m²) et les plus fortes au niveau de la station du parcours de Crampagna sur l'Ariège amont et Rouziet sur la Garonne amont (moyenne>40 ind./100 m²). Ces différences peuvent provenir de différences stationnelles dans la qualité des habitats (granulométrie, variabilité des conditions de hauteur et vitesse), dans les conditions de survies estivales ou bien dans les conditions d'échantillonnages, certaines stations étant plus difficiles que d'autres à échantillonner.

Les densités moyenne en fin d'été des individus 0+ des secteurs aval (Garonne aval Carbone et Ariège aval Cintegabelle) sont proches, entre 8.3 et 9.2 ind./100 m² en moyenne pour des valeurs médianes similaires.

Les densités en individus 1+ sont beaucoup plus faibles. Elles ne traduisent pas des mauvaises conditions de survie mais plutôt un double phénomène d'émigration : 1) une partie des tacons se métamorphose en smolts à la fin de la première année de croissance et migre vers la mer,

et 2) ceux qui restent une année de plus utilisent généralement des habitats plus profonds qui sont peu échantillonnés lors des pêches de contrôle.

Les taux de survie entre le déversement (mai-juillet) et les pêches (septembre) sont en moyenne de 10.5% sur la Garonne en aval de Carbonne (médiane = 12.4%), 13.3% sur l'Ariège en aval de Cintegabelle (médiane = 12.6%), 35.1% sur la Garonne amont (médiane = 19.1%), 36.5% sur la Neste (médiane = 26.4%) et 39.9% sur l'Ariège amont (médiane = 30.7%).

2.3.3.4. Stations non repeuplées l'année n : efficacité de la reproduction

Suite au transport de géniteurs directement sur les zones de frayères, 4 stations ont fait l'objet de recherches de juvéniles sur l'Ariège en 2015 (Varilhes, Crampagna, Aybrams et Saint-Jean-de-Verges). Ces stations ont été choisies en fonction des possibilités d'accès, des conditions de pêche ainsi que par leur proximité avec des nids observés les hivers précédents. Les densités en 0+ ont alors varié entre 0 et 4.9 ind./100 m². Ces valeurs, faibles par rapport à celles des stations repeuplées, peuvent s'expliquer par la faible quantité de frayères dénombrées durant l'hiver précédent. Cependant elles démontrent que la reproduction naturelle du saumon atlantique est bien effective sur l'Ariège.

De même 3 stations font l'objet de recherches de juvéniles sur la Pique lorsque des frayères ont été mises en évidence. Entre 2008 et 2015, 5 campagnes de pêche ont été réalisées et des tacons ont été capturés lors de 4 campagnes. Des prélèvements génétiques ont confirmé qu'ils étaient bien issus de la reproduction naturelle.

2.3.4. Principales interrogations portant sur les juvéniles

- **Analyse de la variabilité entre stations, secteurs et années.**
- **Comment les densités de juvéniles et la croissance des individus de la Garonne se situent par rapport à d'autres bassins repeuplés ?**
- **Existe-il une relation entre les quantités d'alevins déversés et les autres stades (tacons, smolts...) ?**
- **?**

2.4. LES SMOLTS

Après avoir passé d'un à trois ans en rivière, les tacons, parfaitement adaptés à l'eau douce, vont subir un **ensemble de modifications internes et externes et devenir des smolts**, phase qui les pré-adapte à la vie en milieu marin. Ce phénomène appelé « smoltification » entraîne des changements morphologiques (forme du corps, livrée), comportementaux (arrêt du comportement territorial), physiologiques (osmorégulation), cytologiques, biochimiques et hormonaux complexes. La smoltification est déclenchée principalement par la photopériode, la croissance des tacons et la température.

La variabilité de l'âge à la smoltification est attribuée à une stratégie de migration dépendante de l'atteinte d'un seuil de taille (à partir de 14-15 cm) ou d'une condition énergétique. Schématiquement, si la vitesse et la qualité de développement corporel de l'individu ont été suffisantes pour dépasser ce seuil, il se dirigera, au cours de l'automne, vers une stratégie de migration précoce au printemps de l'année suivante. Dans le cas contraire, il résidera au moins une année supplémentaire en rivière. Ceci est reflété par une bimodalité dans les histogrammes de distribution des tailles des tacons à la fin de la première saison de croissance, les individus se préparant à la migration ayant une meilleure croissance que leurs congénères (Bal, 2011).

La dévalaison des smolts vers la mer a lieu au printemps. La durée, l'intensité ainsi que la date de pic de migration varient d'une année à l'autre, en fonction des conditions environnementales de la rivière (niveau d'eau, température, turbidité).

2.4.1. Indicateurs d'abondance

2.4.1.1. Principe des stations de piégeage des smolts

Les stations de piégeage à la dévalaison ont été construites au niveau de deux centrales hydroélectriques à l'amont de la chaîne de la Garonne hydroélectrique. Une partie des débits est dérivée par le barrage et transférée à la centrale hydroélectrique par un canal de d'amenée (de longueur variable). Le débit dérivé dépend du débit de la rivière, du débit d'équipement de la centrale et du débit réservé au droit du barrage (Figure 28).

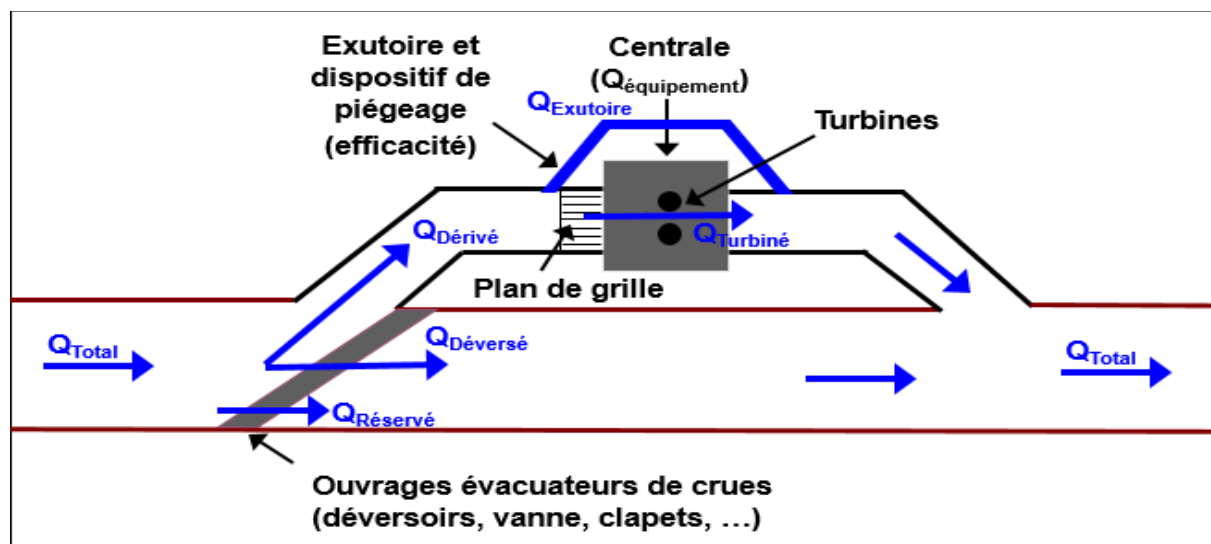


Figure 28 : Schéma de principe d'un dispositif de piégeage à la dévalaison au niveau d'une centrale hydroélectrique.

Au niveau de la centrale, les smolts sont arrêtés de manière plus ou moins efficace par un plan de grille, et pénètrent dans un exutoire de dévalaison puis ils sont piégés (Figure 29).

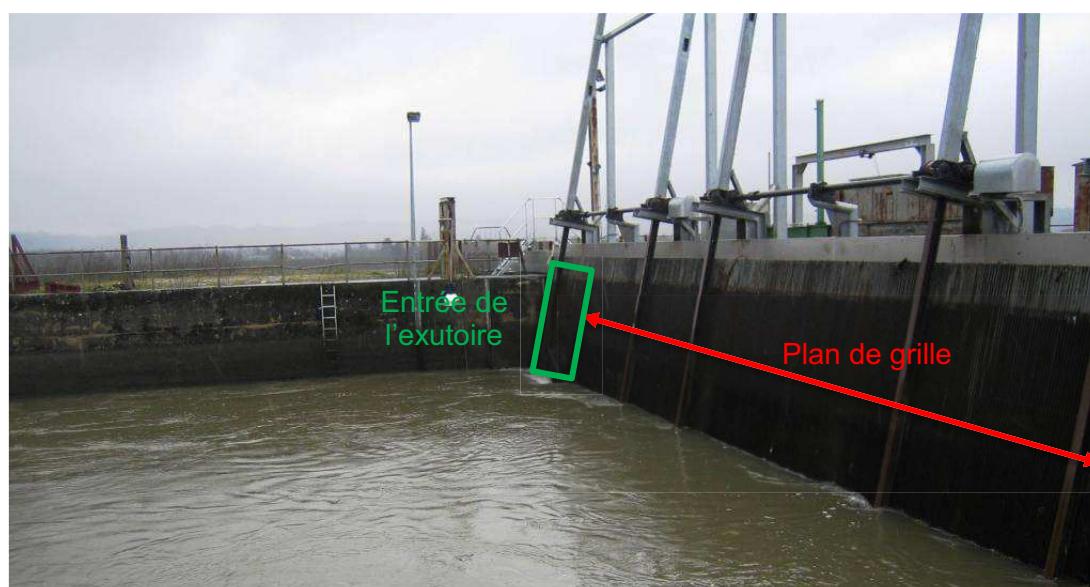


Figure 29 : Configuration du bassin de mise en charge de l'usine hydroélectrique de Camon en 2007. Détail du plan de grille et de l'entrée de l'exutoire.

L'efficacité d'un dispositif de piégeage dépend :

- du débit d'équipement de la centrale vis-à-vis du débit du cours d'eau à la prise d'eau (échappement des smolts par déversement quand le débit du cours d'eau dépasse le débit d'équipement de l'usine),
- de la configuration des ouvrages évacuateurs, qui vont être plus ou moins favorables au détournement des smolts vers la centrale (échappement des smolts par déversement),
- du plan de grille de la centrale, et plus particulièrement de l'espacement inter-barreau qui peut jouer un rôle de barrière comportementale ou de barrière physique (échappement des smolts qui transitent par les turbines avec des dommages en termes de mortalités immédiates ou différées, et blessures (dépendant du type de turbines)),
- du débit entonné par les exutoires vis-à-vis du débit turbiné par la centrale ainsi que de leur positionnement,
- du débit turbiné par la centrale, et des groupes en fonctionnement, qui ont un effet sur les écoulements à proximité des exutoires, qui peuvent dans certains cas masquer l'entrée des exutoires.

2.4.1.2. Le contrôle de la dévalaison des smolts à Camon/Pointis

2.4.1.2.1. Dispositifs de piégeage et efficacité

Les stations de piégeage de Camon et de Pointis sont situées sur deux usines hydroélectriques en série (Figure 30). A ce niveau de l'axe, le module de la Garonne est de $53 \text{ m}^3/\text{s}$, et le débit moyen durant la période de dévalaison (mars à mai) de $80 \text{ m}^3/\text{s}$ (station banque HYDRO de Valentine). Le double piégeage en série permet d'augmenter la quantité de poissons capturés. L'objectif d'efficacité des deux stations de piégeage au moment de leur installation était de 70%, ce qui permettait de récupérer en moyenne 90% des individus dévalants (Bosc and Larinier, 2000).

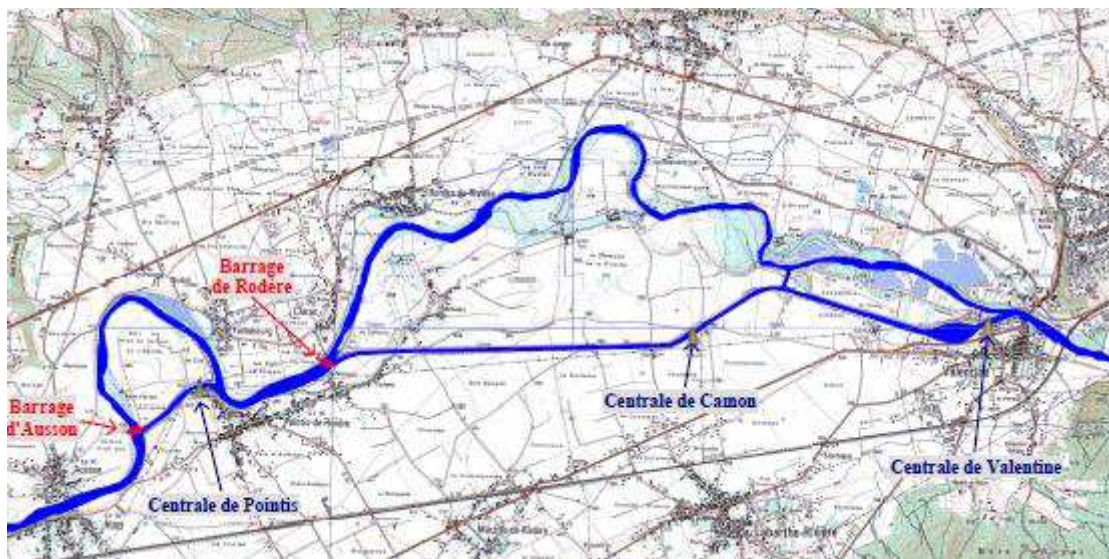


Figure 30 : Situation géographique des aménagements hydroélectriques de Pointis et de Camon (source : MIGADO).

En réalité, l'efficacité de chacune des deux stations de piégeages est fortement liée aux conditions hydrologiques au moment de la migration : des déversements ont lieu à Pointis dès que le débit de la Garonne dépasse $60 \text{ m}^3/\text{s}$ et $85 \text{ m}^3/\text{s}$ à Camon, les pièges sont arrêtés dès que le débit de la Garonne dépasse $150 \text{ m}^3/\text{s}$. De plus, les deux dispositifs ont subi des modifications physiques au cours du temps (mise en place de lampes, de dispositif de

tranquillisation...). Des campagnes de tests ont été réalisées entre 1996 et 2012. En moyenne, cette efficacité varie entre 9 et 73% pour Camon et entre 18 et 51% pour Pointis (Croze et al., 1999 ; Croze et al., 1998, Bosc et al., 2008 ; Bosc et al., 2013). La dernière modification en date est le changement intégral des plans de grille des deux centrales en 2014. Des tests d'efficacité sont actuellement en cours.

2.4.1.2.2. Effectifs contrôlés

Au niveau des stations de piégeage, un opérateur définit la date et l'horaire de passage des poissons. La biométrie des individus piégés est réalisée une fois par jour, sur la totalité des poissons capturés ou bien par échantillonnage, lorsque les effectifs sont élevés. Lorsque la biométrie est réalisée par échantillonnage, l'estimation du nombre d'individus de chaque espèce est réalisée avec les résultats de la biométrie du jour.

Entre 4130 individus en 2013 et 39595 individus en 2016 ont été capturés dans la période 2000-2016 pour un effectif médian de 13800 smolts (Figure 31).

L'analyse de l'hydrologie durant la période de piégeage permet de « pondérer » l'efficacité d'une année de piégeage. Plusieurs critères sont retenus pour classer les années en fonction de leur hydrologie (Tableau 11). Une hydrologie est classée forte, et de fait le piégeage considéré comme peu efficace, si des déversements aux barrages ont eu lieu plus de 50% du temps et/ou si une crue ayant entraîné l'arrêt des pièges intervient au début de la période de piégeage (mois de mars).

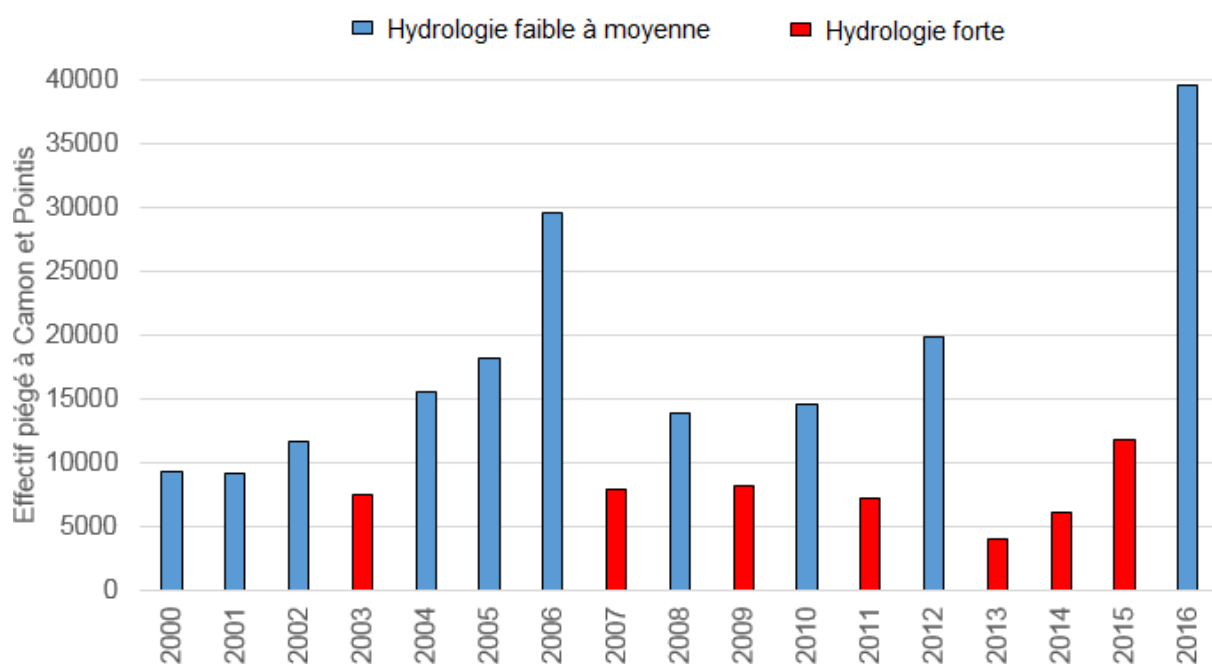


Figure 31 : Effectifs contrôlés aux stations de piégeage de Camon et de Pointis sur la période 2000-2016 en fonction de l'hydrologie (données : MIGADO).

Tableau 11 : Caractéristiques retenues pour classer l'hydrologie de la période de piégeage par année entre 2000 et 2015.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Débit médian	44	81	70	105	77	100	53	101	80	119	77	63	50	112	109	111
Débit max mars	32	77	73	115	78	107	78	61	106	82	65	190	114	184	159	136
Nb jour piégeage	86	79	92	74	72	72	72	73	76	93	93	72	63	79	81	74
% déversement	9%	42%	26%	89%	43%	61%	3%	63%	45%	57%	37%	22%	10%	78%	78%	86%
Hydrologie*	m/f	m/f	m/f	F	m/f	m/f	m/f	F	m/f	F	m/f	F	m/f	F	F	F

* m/f : hydrologie moyenne à faible ; F : hydrologie forte.

Depuis 2000, il y a eu 7 années avec une hydrologie forte (et donc peu propice à l'efficacité du système de piégeage) et 9 années avec une hydrologie favorisant l'efficacité des pièges (soit 56% des années) (Bosc et al., 2016).

2.4.1.2.3. Cinétique de passage

La période de dévalaison privilégiée se situe en moyenne entre le 22 mars et le 6 mai, dates entre lesquelles on obtient plus de 90 % des effectifs sur la période d'ouverture des pièges (Figure 32).

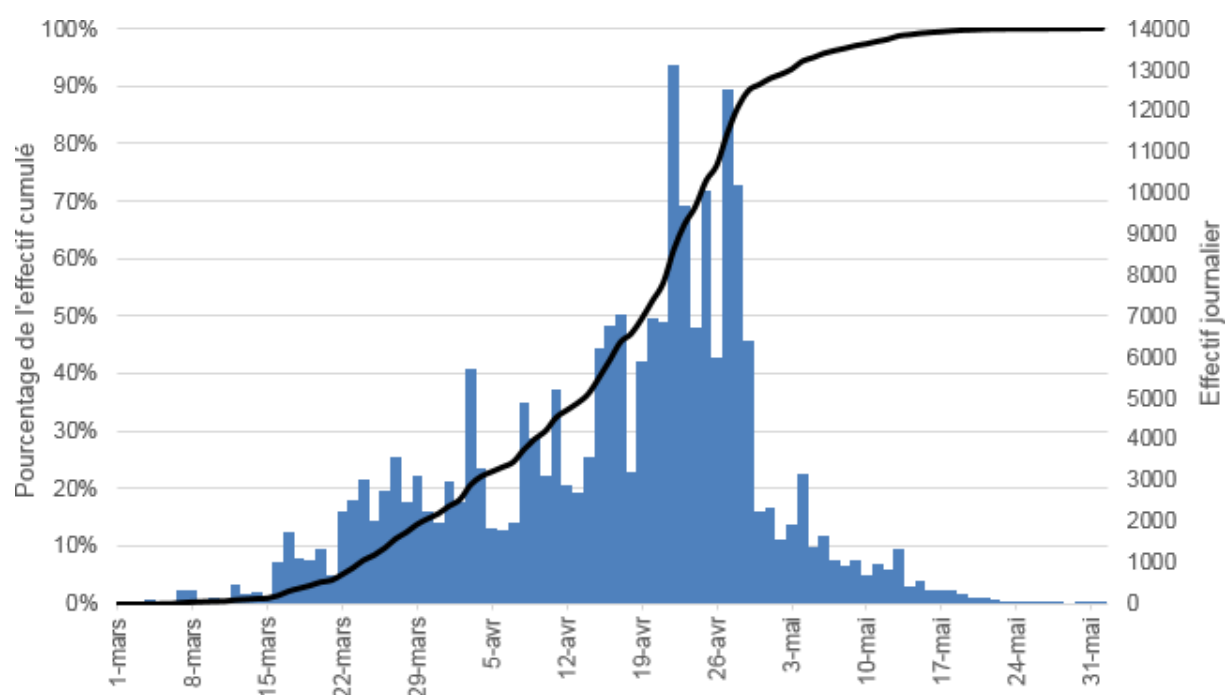


Figure 32 : Effectifs journaliers et cumulés des poissons piégés aux stations de Camon et Pointis pour la période 2000-2015 (données MIGADO).

Les périodes encadrant 90% des passages sont variables en fonction des années, il en est de même pour la date de passage de l'effectif médian (Figure 33).

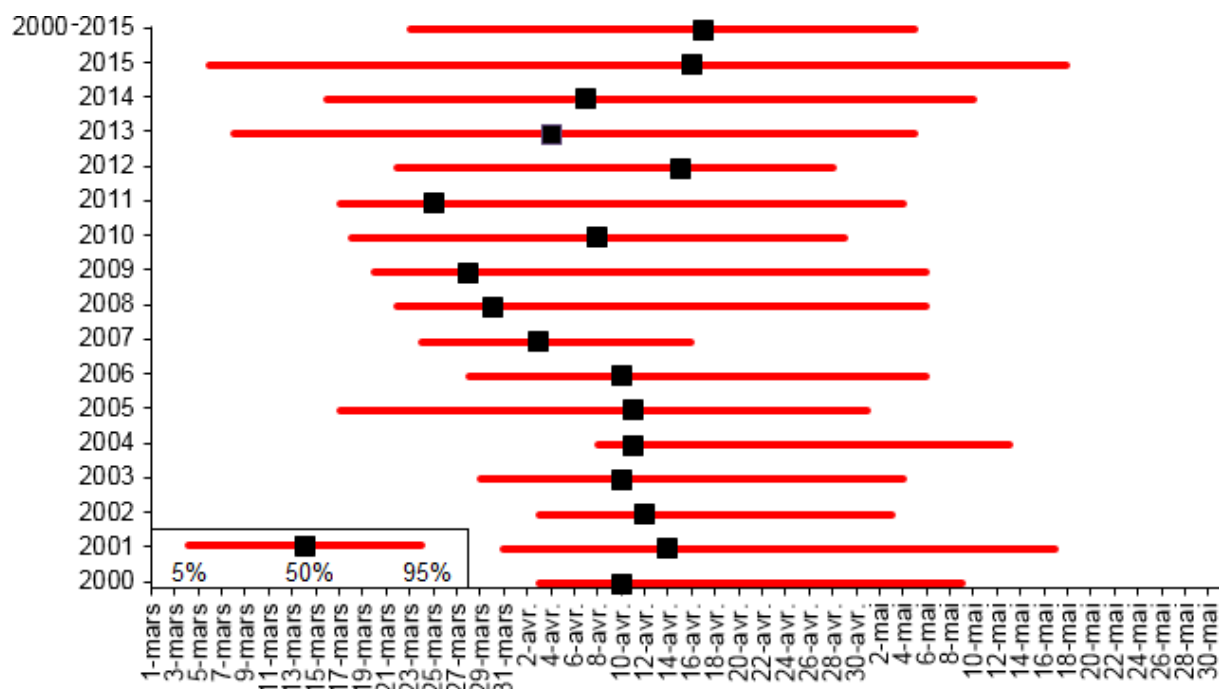


Figure 33 : Période de passage de 90% des individus par année entre 2000 et 2015(d'après Bosc et al., 2016).

La durée médiane de la migration observée est de 42 jours, elle varie de 23 à 58 jours en fonction des années.

Environ 90% des smolts sont capturés la nuit, entre 21h et 6h du matin. Le maximum de passages est enregistré entre 23 h et 1 h du matin (Bosc et al., 2016).

2.4.1.2.4. Caractéristiques biométriques des smolts piégés

Entre 2000 et 2015, 68631 smolts ont été mesurés et pesés. La taille des smolts capturés tous sites confondus varie de 103 à 330 mm pour une taille médiane de 168 mm (Figure 34). 50% de l'effectif mesure entre 158 mm (1^{er} quartile) et 182 mm (3^{ème} quartile).

La limite entre la cohorte 1+ et la cohorte 2+ a été fixée par MIGADO à 180 mm suite à la réalisation de 5 campagnes de marquage¹³ (Bosc et al., 2012). Une diminution de la taille et de l'âge des smolts au cours de la migration est observée, la proportion de smolts d'âge 2+ est plus importante en début de période de migration.

¹³ Marquage pigmentaire d'alevins et pré-estivaux déversés dans le milieu entre mai et juillet et capturés au niveau des pièges de Camon-Pointis au stade smolt le printemps suivant. 98.5% des smolts 1+ observés avaient des tailles inférieures à 180 mm.

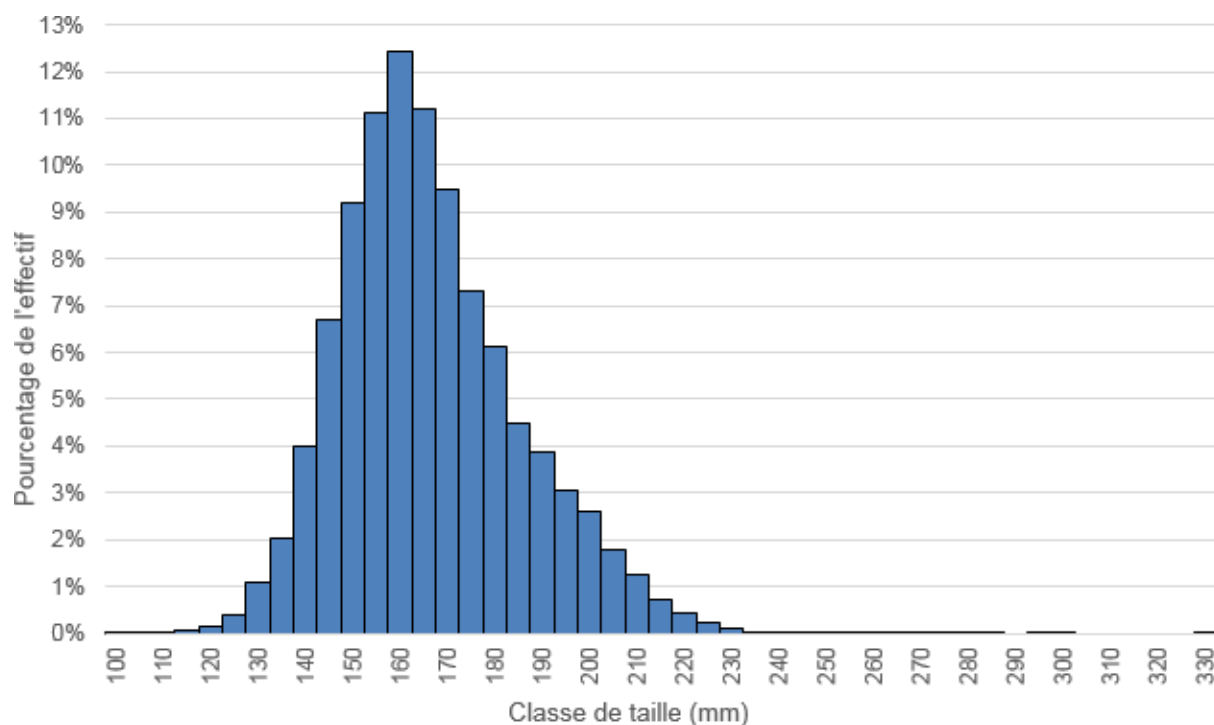


Figure 34 : Structure du peuplement de smolts d'après les échantillonnages sur la période 2000-2015 (n= 68631 individus) (données MIGADO).

Sur la chronique 2000-2015, en appliquant la limite des classes d'âges des smolts 1+ et 2+ à 180 mm, les individus qui dévalent à un an sont les mieux représentés, avec une médiane de 77.4% de l'effectif capturé (Tableau 12).

Tableau 12 : Proportion des smolts dévalant à un an et à 2 ans par campagne de piégeage (données MIGADO).

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Mediane
Smolt 1+	86.9%	74.6%	47.7%	80.2%	67.6%	77.4%	64.5%	53.4%	87.3%	78.7%	73.8%	77.4%	72.3%	79.8%	89.4%	77.4%	77.4%
Smolt 2+	13.1%	25.4%	52.3%	19.8%	32.4%	22.6%	35.5%	46.6%	12.7%	21.3%	26.2%	22.6%	27.7%	20.2%	10.6%	22.6%	22.6%

Le coefficient de condition¹⁴ des smolts de saumon varie de 0.79 (1^{er} quartile) à 0.88 (3^{ème} quartile), avec une valeur médiane de 0.83.

Le bilan sanitaire des différentes campagnes indique que 1) plus de 92% des poissons manipulés sont en bonne santé, 2) la première atteinte sanitaire est due à la perte d'écaillés inférieure à 30% de la surface du corps (3.6% des smolts contrôlés).

¹⁴ Le facteur ou coefficient de condition K est défini par le rapport entre le poids et la taille du poisson. Il est donné par la formule :

$$K = \frac{W}{L^3} \times 100$$

Avec : W, le poids du poisson en gramme,

L, la longueur totale du poisson en cm.

2.4.1.3. Le contrôle de la dévalaison des smolts au Ramier¹⁵

L'analyse porte sur les smolts capturés par les dispositifs de piégeage entre 1988 et 2007. L'efficacité moyenne du piège à la dévalaison a été évaluée à 4%, elle est très dépendante de l'hydrologie : ces résultats ne concernent le contrôle que d'une petite proportion de la population dévalante.

2.4.1.3.1. Effectifs capturés

Durant cette période entre 8 individus en 1988 (piège non optimisé entre 1988 et 1992) et 1696 individus en 2001 pour une médiane de 750 smolts ont été capturés (Figure 35). En ne considérant que la période durant laquelle le dispositif a été optimisé, les effectifs contrôlés varient de 175 à 1696 individus pour une valeur médiane de 1075 individus.

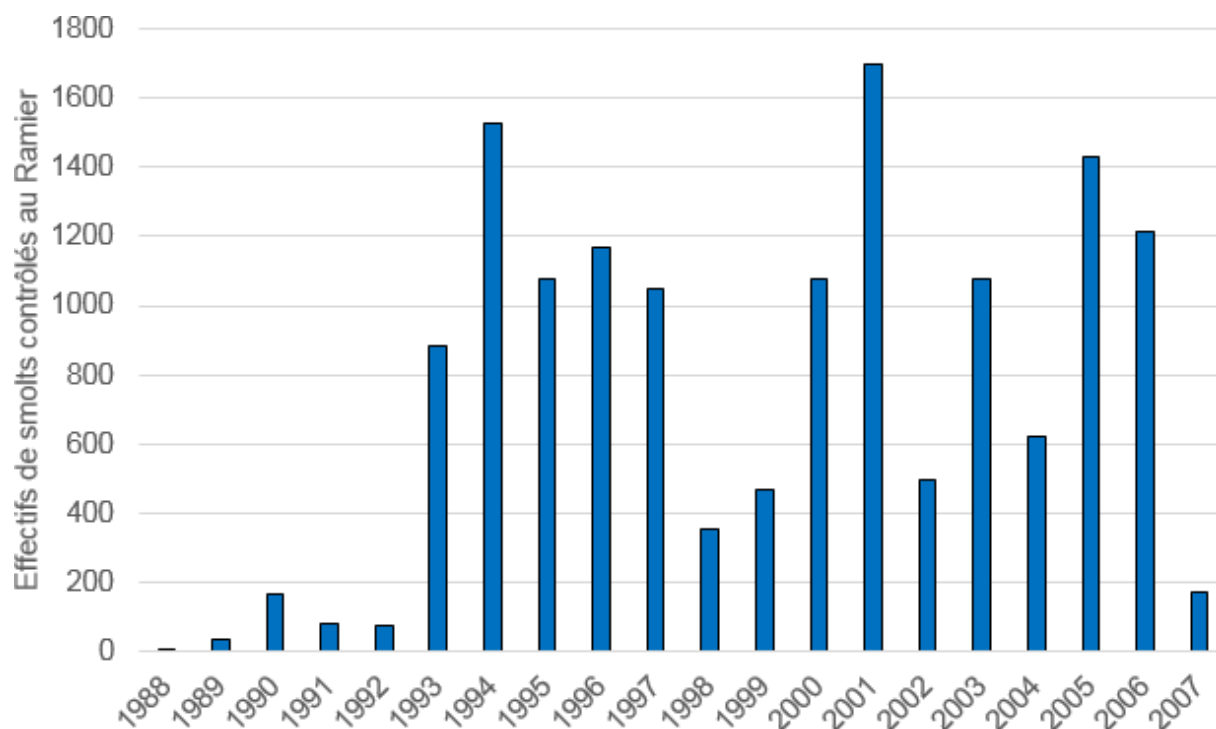


Figure 35 : Effectifs de smolts capturés dans le dispositif de contrôle à la dévalaison du Ramier entre 1988 et 2007 (d'après Dartiguelongue, 2008a).

Le taux d'efficacité du dispositif de contrôle permet de donner une fourchette estimative de l'effectif de la population dévalante. Selon les années (entre 1993 et 2007) **les effectifs dévalants totaux estimés vont de 4400 à 42400 individus pour une valeur médiane de 26875 smolts.**

2.4.1.3.2. Cinétique de passage

Sur l'ensemble des 17 années où cela a été précisé, le premier smolt de saumon a été capturé le 6 mars et le dernier le 11 juin. 50% de la migration (25% - 75%) se produit entre le 16 avril et le 6 mai. Les migrations sont généralement étalées en plusieurs vagues.

Le rythme nyctéméral des passages de smolts de saumon est majoritairement nocturne avec 69% des captures.

¹⁵ Les données reprises ici sont issues du rapport de synthèse de Dartiguelongue (2008a).

2.4.1.3.3. Caractéristiques biométriques

La taille des individus mesurés varie de 77 à 324 mm, pour une taille moyenne allant de 166 mm en 2003 à 195 mm en 1990 (Figure 36). En fonction des années, 2 à 3 modes sont identifiés, ce dernier n'étant pas identifié tous les ans.

L'étude scalimétrique réalisée sur 150 smolts échantillonnés en 1994 a fait apparaître la cohabitation de 3 classes d'âge, les smolts âgés de 1 et 2 ans étaient majoritaires (respectivement 57% et 40%), alors que ceux de 3 ans représentaient 3% du total. L'allure générale des histogrammes de taille sur cet échantillon montrait des individus de 1 an d'une taille moyenne de 17 cm, très proches de celle des individus de 2 ans, 18,2 cm en moyenne, soit un écart d'âge peu marqué. Ce qui est assez logique pour un phénomène biologique déclenché par la croissance et l'atteinte d'un seuil de taille.

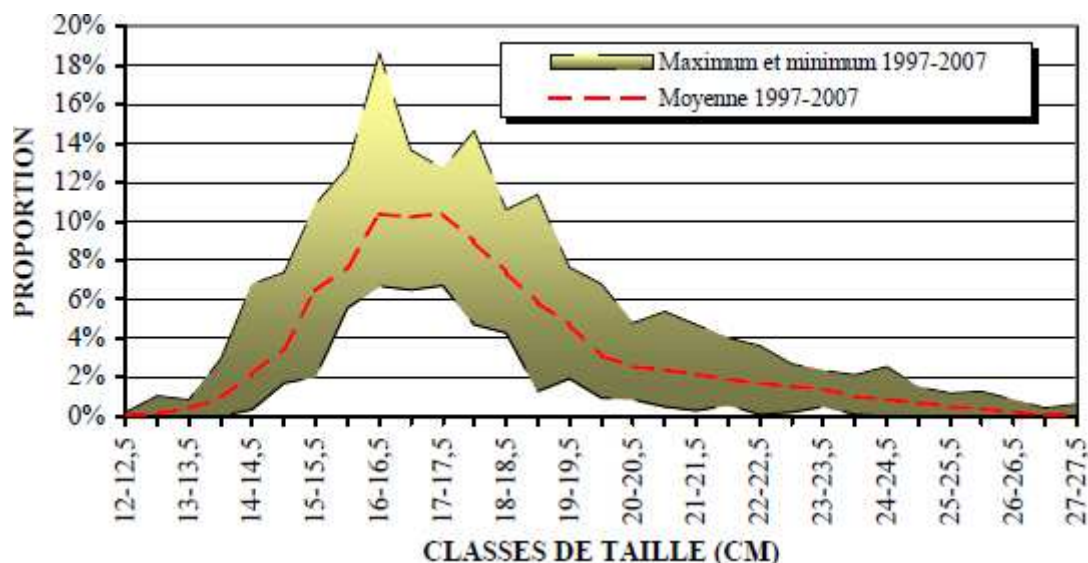


Figure 36 : Comparaison des histogrammes de taille des smolts de saumon au Ramier entre 1997 et 2007 (Dartiguelongue, 2008a).

L'évolution de la taille au cours d'une campagne de dévalaison montre une nette décroissance, avec des grands individus présents en nombre durant les premières semaines alors qu'après, même si quelques-uns sont encore observés, leur part dans l'effectif hebdomadaire chute significativement.

Sur l'ensemble des 20 campagnes, un peu plus de 14600 smolts ont été contrôlés au Ramier. Le bilan sanitaire indique qu'en moyenne 49% des smolts ne présentent aucune affection. La principale cause de la dégradation de l'état sanitaire est l'écaillage d'une partie du corps qui touche 45% des individus (écaillage moyen de 20% de la surface du corps). L'état sanitaire des smolts piégés au Ramiers est différent de ceux piégés à Camon et à Pointis.

2.4.2. Principales interrogations sur les smolts

- Quelle est la situation du bassin de la Garonne vis-à-vis de la dévalaison des smolts (mortalités) ? (Voir document dédié)
- La production en smolt des habitats repeuplés est-elle satisfaisante ?
- Le taux de retour des smolts est-il satisfaisant ?
- Quelle est la vitesse de dévalaison des smolts ? A quelle période arrivent-ils à l'estuaire ?
- ?

3. BIBLIOGRAPHIE :

Bal, G., 2011. Evolution des populations françaises de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et changement climatique. Université de Rennes 1.

Baran, P., 2000. Réintroduction du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans le bassin de l'Arrou : suivi des déversements de 1998 et 1999. Rapport C.S.P. – LO.GRA.MI.

Bareille, G., 2013. Développement de la microchimie élémentaire (Sr, Ba, Mn, Mg, Rb) et isotopique ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) des otolithes de salmonidés des gaves pyrénéens : évaluation du potentiel pour un appui à la gestion piscicole. Université de Pau et des Pays de l'Adour.

Bosc, S., Gayou, F., 2005. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2004. CSP-MIGADO.

Bosc, S., Larinier, M., 2000. Définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrants. Simulation des mortalités induites par les aménagements hydroélectriques lors de la migration de dévalaison. (No. RA.00.01-G17-00-RT). GHAAPPE et MIGADO.

Bosc, S., Menchi, O., Nars, A., 2016a. Repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Année 2015. MIGADO.

Bosc, S., Nars, A., Menchi, O., 2016b. Contrôle de la migration des smolts de saumon atlantique en dévalaison au niveau des dispositifs de piégeage et de transport de Camon et Pointis sur la Garonne. Campagne 2015. MIGADO.

Bosc, S., Nars, A., Menchi, O., Cornu, V., 2008. Contrôle de la migration des smolts de saumon atlantique en dévalaison au niveau des dispositifs de piégeage et de transport de Camon et Pointis sur la Garonne. Campagne 2007. MIGADO.

Bosc, S., Nars, A., Menchi, O., Cazaubon, D., 2012. Contrôle de la migration des smolts de saumon atlantique en dévalaison au niveau des dispositifs de piégeage et de transport de Camon et de Pointis sur la Garonne. Campagne 2011 (No. 01G-12-RT). MIGADO.

Bosc, S., Nars, A., Menchi, O., Robert, E., 2013. Contrôle de la migration des smolts de saumon atlantique en dévalaison au niveau des dispositifs de piégeage et de transport de Camon et de Pointis sur la Garonne. Campagne 2012. (No. 01G-13-RT). MIGADO.

Carmié, H. et Jonard, L., 1987. Utilisation de saumons atlantiques entièrement élevés en eau douce pour la production d'œufs et de saumoneaux de repeuplement. Premiers résultats obtenus à Augerolles. In Thibault, M. et Billard, R. (eds), La restauration des rivières à saumons, INRA, Paris, 444 p.

Cazeneuve, L., Lascaux, J.M., 2008. Synthèse des potentialités de production en saumons du bassin de la Dordogne.

Chanseau, M., Brasier, W et Gaudard, G., 2006. Repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Dordogne. Suivi des zones de grossissement des juvéniles. Synthèse des actions 2005. Rapport MI.GA.DO. n° 10D-06-RT.

Chanseau, M. et Gaudard, G., 2003. Repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Dordogne. Suivi des zones de grossissement des juvéniles. Synthèse des actions 2002. Rapport MI.GA.DO. n° D16-03-RT.

Chanseau, M. et Gaudard, G., 2004. Repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Dordogne. Suivi des zones de grossissement des juvéniles. Synthèse des actions 2003. Rapport MI.GA.DO. n° 7D-04-RT.

Dartiguelongue, J., 2016. Suivi de la fraie des salmonidés migrants sur l'Ariège. Automne 2015. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2014. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège. Automne 2013. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2013. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège. Automne 2012. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2012. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège. Automne 2011. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2011. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège en 2010. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2010. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège. Automne 2009. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2009. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège en 2008. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2008a. Synthèse des études menées au Ramier depuis 1990. Contrôle de la migration de dévalaison des juvéniles de salmonidés au printemps et contrôle de la migration de montaison. (No. 2G-09-RT). SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2008b. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège et la Garonne. Automne 2007. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2007. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège et la Garonne. Campagnes 2005 et 2006.

Dartiguelongue, J., 2005. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège et la Garonne à l'automne 2004. SCEA pour MIGADO.

Dartiguelongue, J., 2002. Cartographie de trois rivières Pyrénéennes (la Neste du Luron, l'Ourse et le Nistos). Estimation des potentialités de grossissement des juvéniles et de reproduction du saumon atlantique (*Salmo salar* L.). SCEA pour MIGADO.

Dumas, J., Prouzet, P., Porcher, J.P., Davaine, P., 1979. Etat des connaissances sur le saumon en France, in: Journées D'étude Aquaculture Extensive et Repeuplement-Brest, 29-31 Mai 1979.

Edwards, D.J., 1978. Salmon and trout farming in Norway. Fishing News Book, Farnham, 195p.

Friedland, K.D., MacLean, J.C., Hansen, L.P., Peyronnet, A.J., Karlsson, L., Reddin, D.G., Maoiléidigh, N.Ó., McCarthy, J.L., 2009. The recruitment of Atlantic salmon in Europe. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 66, 289–304.

Gayou, F., Bosc, S., 2016. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2016. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2015. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2014. DOSSIER MPPECH14. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2014. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2013. DOSSIER MPPECH13. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., Nars, A., 2013. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2012. DOSSIER MPPECH12. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., Nars, A., 2012. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2011. ACTION MPPECH11. ONEMA-MIGADO.

- Gayou, F., Bosc, S., 2011. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2010. Dossiers MPPROD10,MPREP10 et MPPECH10. ONEMA-MIGADO.
- Gayou, F., Bosc, S., 2010. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2009. ONEMA-MIGADO.
- Gayou, F., Bosc, S., 2009. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2008. ONEMA-MIGADO.
- Gayou, F., Bosc, S., 2008. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2007. ONEMA-MIGADO.
- Gayou, F., Bosc, S., 2007. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2006. CSP-MIGADO.
- Gayou, F., Bosc, S., 2006. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2005. CSP-MIGADO.
- Gueguen, J., Prouzet, P., 1994. Le saumon atlantique. IFREMER.
- Heggenes, J., Baglinière, J.L. et Cunjak, R.A., 1999. Spatial niche variability for young atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in heterogeneous streams. *Ecol. Freshwat. Fish.* 8 : 1-21.
- Hendry, K. et Cragg-Hine, D., 2003. Ecology of the Atlantic Salmon. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series n° 7*. English Nature, Peterborough.
- ICES, 2016. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. North Atlantic Salmon Stocks 10, 68.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2011. Les poissons d'eau douce de France, Biotope Editions, Publications scientifiques du Muséum. ed.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M.F., Mortensen, E., 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish* 12, 1–59.
- Le Brech, D., 2009. Synthèse bibliographique sur le saumon atlantique (de la reproduction au stade du tacon). FDPMA 35.
- Lenders, H.J.R., Chamuleau, T.P.M., Hendriks, A.J., Lauwerier, R.C.G.M., Leuven, R.S.E.W., Verberk, W.C.E.P., 2016. Historical rise of waterpower initiated the collapse of salmon stocks. *Scientific Reports* 6, 29269. doi:10.1038/srep29269
- McCarthy, J.L., Friedland, K.D., Hansen, L.P., 2008. Monthly indices of the post-smolt growth of Atlantic salmon from the Drammen River, Norway. 1572–1588.
- Menchi, O., CARRY, L., 2016. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2015. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.
- Menchi, O., Carry, L., 2015. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2014. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.
- Menchi, O., Carry, L., 2014. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2013. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.

- Menchi, O., Carry, L., 2013. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2012. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.
- Menchi, O., Carry, L., 2012. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2011. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.
- Menchi, O., Carry, L., 2011. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2010. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.
- Menchi, O., Carry, L., 2010. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2009. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.
- Menchi, O., Carry, L., 2009. Bilan de fonctionnement de la station de piégeage-transport de Carbonne en 2008. Suivi de l'activité Ichtyologique. MIGADO.
- Metcalfe, N.B., 1998. The interaction between behavior and physiology in determining life history patterns in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55, 93–103. doi:10.1139/d98-005
- NASCO, 2016. Report of ICES advisory committee on North Atlantic salmon stocks to North Atlantic salmon conservation organization. NEAC Area.
- Nikolic, N., 2009. Diversité génétique et taille efficace chez les populations de poissons sauvages: le cas du saumon atlantique un poisson migrateur amphihalal menacé. Université Toulouse III.
- ONEMA, 2010. Fiche Frayère - Espèce de la liste 1 - Le Saumon atlantique.
- Perrier, C., 2010. Structure génétique des populations de saumon Atlantique en France. Université de Caen/Basse-Normandie.
- Peyronnet, A., Friedland, K.D., Maoileidigh, N. ó, Manning, M., Poole, W.R., 2007. Links between patterns of marine growth and survival of Atlantic salmon *Salmo salar*, L. Journal of Fish Biology 71, 684–700. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01538.x
- Prévost, E., Nihouarn, A., 1999. Relation entre indicateur d'abondance de type CPUE et estimation de densité par enlèvements successifs pour les juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) de l'année. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 19–29. doi:10.1051/kmae:1999018
- Richard, A., 1998. Gestion piscicole, interventions sur les populations de poissons, repeuplement des cours d'eau salmonicoles. Collection Mise au point CSP, 256 p.
- Rivot, E., 2003. Investigations bayésiennes de la dynamique des populations de saumon atlantique (*Salmo salar* L.). Des observations de terrain à la construction du modèle statistique pour apprendre et gérer. Ecole nationale supérieure agronomique de Rennes.
- SAGA, 2000. Saumon Atlantique Garonne Ariège. La Reconquête du haut bassin de la Garonne.
- Spillman, C.J., 1961. Faune de France, Poissons d'eau douce. Ed. Lechevalier, Paris, 303 p.
- UICN France, MNHN, 2014. La Liste rouge des espèces menacées en France - Contexte, enjeux et démarche d'élaboration.
- UICN France, MNHN, SFI, ONEMA, 2010. La Liste rouge des espèces menacées en France. Poissons d'eau douce de France métropolitaine. IUCN France : MNHN : Société française d'ichtyologie : Office national de l'eau et des milieux aquatiques, Paris.
- WWF, 2001. The Status of Wild Atlantic Salmon : A River by River Assessment 184.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse des risques « saumon atlantique » sur le bassin de la Garonne Note explicative



Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

Philippe Baran (philippe.baran@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- Philippe Baran, philippe.baran@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse de risques « saumon atlantique » sur le bassin de la Garonne. Note explicative. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE	6
2. LES ENJEUX.....	6
2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LE SAUMON SUR LE BASSIN DE LA GARONNE	6
2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE AU SAUMON	8
2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DEROULE UN ENJEU SUR UN TRONÇON.....	10
3. LES ALEAS	13
3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE	13
3.1.1. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles.....</i>	<i>14</i>
3.1.2. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues</i>	<i>14</i>
3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE.....	15
3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE.....	16
3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS.....	17
3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PREDATION	17
3.6. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES ACCIDENTELLES	18
3.7. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS	18
4. LA VULNERABILITE	19
4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE	20
4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	21
4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	22
4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT	23
4.5. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PREDATION.....	24
4.6. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS « CAPTURES ACCIDENTELLES »	24
5. LE RISQUE.....	25
5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL	25
5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS	25
5.2.1. <i>Cas de la micropollution</i>	<i>25</i>
5.2.2. <i>Cas des passages des smolts dans les turbines des centrales hydroélectriques</i>	<i>32</i>
6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE	33
7. BIBLIOGRAPHIE.....	35
7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT	35
7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA	36
8. ANNEXE	41

8.1.	DETERMINATION DE LA VULNERABILITE DANS LE CAS DES MATIERES EN SUSPENSION...	41
8.1.1.	<i>Construction d'un indicateur et relation à la vulnérabilité.....</i>	<i>41</i>
8.1.2.	<i>Détermination des gammes de concentration en MES retenues</i>	<i>42</i>

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE

Le groupement ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag a proposé de mener une analyse de type Aléa/Vulnérabilité/Risque (AVR) pour le saumon sur l'ensemble des secteurs du bassin de la Garonne où cette espèce est susceptible de réaliser une partie de son cycle biologique.

Cette analyse a pour but de :

- présenter de manière synthétique l'influence des pressions et des impacts sur le cycle de vie du saumon,
- identifier et localiser les secteurs de l'axe Garonne correspondant à une altération avérée ou pressentie du cycle de vie du saumon.

Il est nécessaire d'ores et déjà ici d'apporter quelques précisions sur les termes qui vont être utilisés dans la suite de cette note et de l'analyse de risque.

Le cycle du saumon est un enchaînement de plusieurs stades de développement qui conduit au renouvellement de l'espèce. **Un enjeu** va être constitué par le déroulement d'une partie de ce cycle (reproduction, développement des œufs et des alevins sous les graviers, dévalaison des smolts, montaison des géniteurs, etc...). Un enjeu se déroule sur une partie du bassin (**un tronçon**) à une certaine **période**.

L'**aléa** correspond à un **paramètre** qui peut constituer une gêne, une entrave (impact faible à modéré) ou un danger (impact fort ou très fort) vis-à-vis d'un **enjeu**. Un aléa est « quantifié » par un **indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des jeux de **données** disponibles (ex : nombre de jours par période au-dessus ou en-dessous de certains seuils, % de la surface des affleurements de roche-mère par rapport à la surface totale d'un tronçon ...).

Les aléas entraînent des pressions et /ou des impacts plus ou moins intenses sur les différents enjeux que nous avons codés, à chaque fois, sur **une échelle de 0 à 3**.

La **vulnérabilité** est la fragilité, la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité. Cette vulnérabilité est codée **sur 3 niveaux** : niveau 1, perturbation de la réalisation de l'enjeu, niveau 2, dégradation de la réalisation de l'enjeu, niveau 3, non réalisation de l'enjeu.

Enfin le risque est défini par le croisement (multiplication) entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu face à cet aléa (donc risque égal à 0, 1, 2, 3, 4, 6 et 9).

Ainsi, sur la période de montaison des castillons (1 juin - 31 juillet), qui constitue donc ici l'enjeu, une température de la Garonne entre Toulouse et Golfech comprise entre 20 et 25 °C, gamme d'aléa température qui génère stress et perturbation de la migration, donc une vulnérabilité de niveau 2 pour l'enjeu (stress, migration limitée, voire, arrêt mais pas mortalité), pendant 50% du temps et 100% des années (intensité de l'aléa de niveau 3), va générer un risque 6, donc un risque important de non réussite de cette phase biologique du cycle du saumon.

Nous détaillons ci-dessous la totalité de la méthodologie et des décisions adoptées pour cette analyse de risque (définitions des enjeux, des tronçons et des périodes de déroulement des enjeux, définitions des indicateurs d'aléas, des échelles qualitatives adoptées...).

2. LES ENJEUX

2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LE SAUMON SUR LE BASSIN DE LA GARONNE

Le cycle biologique du saumon atlantique est un enchaînement de stades de développement, depuis l'union des cellules sexuelles jusqu'à la mort, qui conduit au renouvellement de l'espèce (Figure 1).

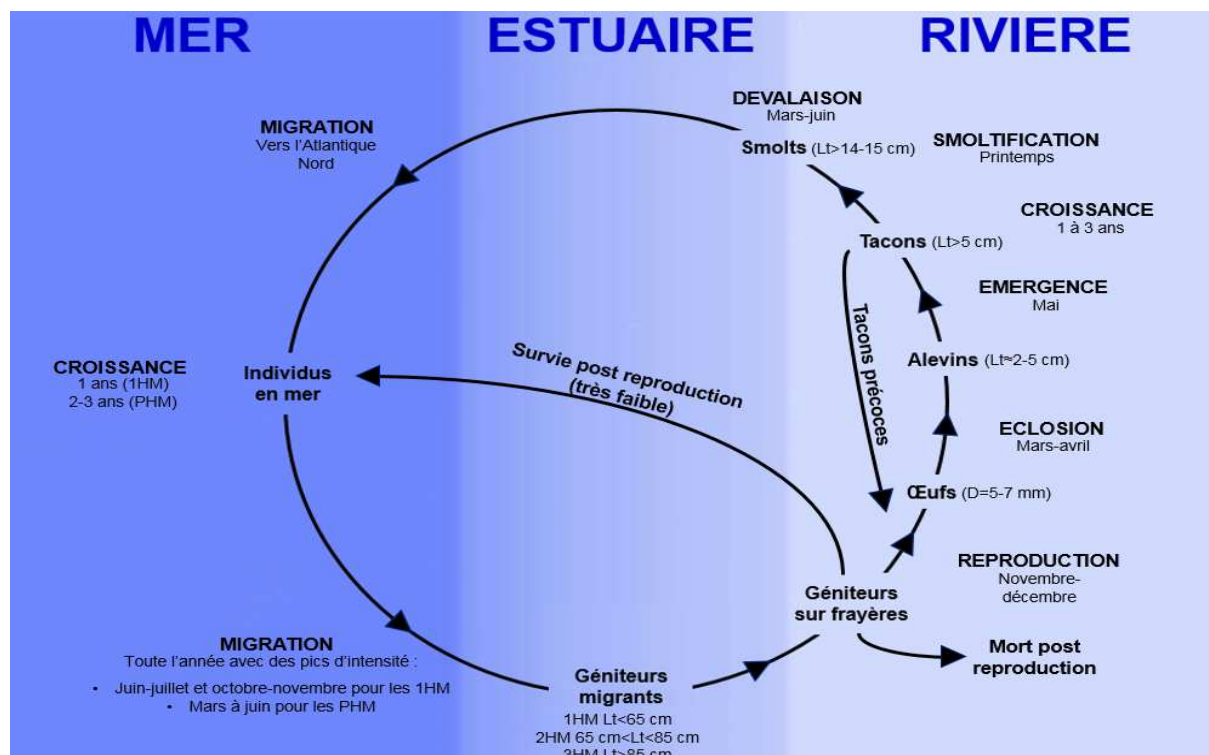


Figure 1 : Cycle biologique du saumon atlantique sur le bassin de la Garonne.

Il a été choisi de distinguer **8 enjeux** qui se déroulent sur le bassin de la Garonne sur différents tronçons et à différentes périodes de l'année :

1. **La vie sous graviers** : elle concerne les œufs fécondés pendant la période d'incubation puis le développement des alevins jusqu'à la résorption de leur vésicule vitelline ;
2. **L'émergence et le premier mois en rivière (post-émergence)** : cela correspond à la sortie des alevins des graviers de la frayère, et à la période d'apprentissage de la nage, de la prise de nourriture ainsi qu'à l'établissement d'un territoire ;
3. **La première année de croissance des tacons (T0+)** : pour le contingent qui smoltifiera à la fin de leur première année de croissance ;
4. **La deuxième année de croissance des tacons (T1+)** : pour le contingent qui smoltifiera à la fin de la deuxième année de croissance ;
5. **La dévalaison des smolts jusqu'à l'océan**, quel que soit leur âge ;
6. **La migration génésique des castillons (1HM¹) jusqu'aux zones de frayère** ;
7. **La migration génésique des individus de plusieurs hivers de mer (PHM²) jusqu'aux zones de frayère** ;
8. **La reproduction des adultes.**

Chacun de ces enjeux peut se dérouler seulement sur une partie du bassin (1 ou plusieurs tronçons) ou bien sur le bassin dans son intégralité, et à une période de l'année qui peut être plus ou moins large.

¹ 1HM : saumon de 1 hiver de mer

² PHM : saumon de plusieurs hivers de mer, ou pluribermarin

2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE AU SAUMON

Un découpage du bassin de la Garonne a été effectué en prenant en compte les cours d'eau ciblés par le programme actuel de restauration du saumon atlantique.

Dans un premier temps, une sectorisation hydro-morphologique « en grand » a été réalisée en considérant les principales confluences Garonne / affluent, d'une part, et le découpage des masses d'eau de transition ou littorale d'autre part.

Ensuite, au sein de ces tronçons hydro-morphologiques homogènes, des sous-tronçons ont été définis pour prendre en compte les principaux obstacles à la continuité piscicole, les portions de Garonne les plus artificialisées (traversée de Toulouse, retenue de Malause), les classements réglementaires (article L214-17 du code de l'environnement), ainsi que les actions engagées dans le cadre du plan saumon (Piégeage/Transport) et les différences observées dans l'implantation des juvéniles déversés, par exemple sur l'Ariège.

Au final, pour le saumon atlantique, la Garonne a été découpée en 12 tronçons (Tableau 1, Figure 2).

Tableau 1 : Les 12 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risque saumon.

Code	Intitulé	Longueur (km)
T1	Estuaire de la Gironde	75
T2	La Garonne de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne	84.9
T3	La Garonne de la confluence du Lot à la confluence du Dropt	68.9
T4	La Garonne du barrage de Malause (incluant TCC) à la confluence du Lot	73.8
T5	La Garonne dans la retenue de Malause (centrale de Golfech comprise)	24.7
T6	La Garonne du barrage du Bazacle (compris) à la retenue de Malause (non comprise)	74.2
T7	La Garonne de la confluence de l'Ariège au barrage du Bazacle (compris)	11
T8	La Garonne du barrage de Carbonne (incluant le TCC) à la Confluence de l'Ariège	38.6
T9	La Garonne du barrage de Rodère (Camon, incluant TCC) au barrage de Carbonne	69.1
T10	La Garonne du Plan d'Arem au barrage de Rodère (Camon) en incluant la Neste d'Aure, la Neste du Louron et la Pique	132.6
T11	L'Ariège du barrage de la Cavalerie (Pébernat, incluant TCC) à la confluence avec la Garonne	60.1
T12	L'Ariège du barrage de Labarre au barrage de la Cavalerie (Pébernat)	24.1



Figure 2 : Les 12 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risque saumon.

En fonction des tronçons, une ou plusieurs phases du cycle biologique du saumon atlantique, plusieurs enjeux donc, peuvent s'y dérouler (Tableau 2). Par exemple, l'ensemble des enjeux précédemment identifiés vont se dérouler sur le tronçon 12, mais le tronçon 3 n'est concerné que par la migration des géniteurs (enjeux 6 et 7) et la dévalaison des smolts (enjeu 5).

Le tronçon 9 (Garonne hydroélectrique) n'est considéré que pour la dévalaison des smolts. En effet, les individus échappant au dispositif de piégeage de l'aval du tronçon 10 sont obligés d'y transiter pour atteindre l'océan.

Tableau 2 : Liste des enjeux pris en compte sur les différents tronçons pour l'analyse de risque saumon.

	Enjeu 1 : Vie sous graviers	Enjeu 2 : Emergence et post-émergence	Enjeu 3 : Croissance Tacon 0+	Enjeu 4 : Croissance Tacon 1+	Enjeu 5 : Dévalaison	Enjeu 6 : Migration 1HM	Enjeu 7 : Migration PHM	Enjeu 8 : Reproduction
T1								
T2								
T3								
T4								
T5								
T6								
T7								
T8								
T9								
T10								
T11								
T12								

2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON

Chaque enjeu se déroule sur un ou plusieurs tronçons à une période donnée. En fonction des tronçons, les périodes de déroulement d'un même enjeu vont différer. Par exemple, il y a un décalage temporel entre l'arrivée des géniteurs en estuaire et leur arrivée sur les tronçons amont.

Les périodes de présence ont été définies par enjeu et par tronçon en utilisant différents jeux de données et en faisant des extrapolations (Tableau 3) :

- Enjeu 8 (reproduction) : à partir des observations réalisées lors des suivis de la reproduction effectués sur le bassin depuis le début des années 1990 par SCEA pour MIGADO, il a été considéré que la reproduction se déroule potentiellement au même moment dans tous les tronçons, **du 10 novembre au 31 décembre**.
- Enjeu 1 (vie sous graviers) : en fonction de la période de reproduction et des données de température disponibles dans chaque tronçon. **La vie sous graviers commence dès le début de la reproduction (10 novembre)** et se prolonge jusqu'à l'émergence des alevins issus des dernières pontes (31 décembre). Pour cette estimation, il a été retenu que l'émergence se produisait entre 800 et 850 degrés jours après la fécondation (Jonsson et Jonsson, 2011 ; Richard, 1998). En fonction des tronçons, l'estimation de **la date de la fin de l'émergence varie entre le 30 avril et le 31 mai**.
- Enjeu 2 (émergence et premiers mois de vie) : en fonction de la période de reproduction et des données de température disponibles dans chaque tronçon. L'émergence commence entre 800 et 850 degrés jour après la première ponte (10 novembre). En fonction des tronçons, l'estimation de **la date de début de l'émergence varie entre le 15 février et le 15 mars. Il a été considéré la même date de fin de cet enjeu (post-émergence) pour tous les tronçons : le 30 juin**.
- Enjeu 3 (croissance des tacons 0+) : **elle commence le 1^{er} juillet**, quel que soit le tronçon (pour ceux qui sont concernés) et **se termine** dès le début de la dévalaison constatée des smolts sur le bassin, à savoir **le 1^{er} mars**.
- Enjeu 4 (croissance des tacons 1+) : elle dure **une année complète** quel que soit le tronçon considéré, **du 1^{er} mars au 1^{er} mars de l'année suivante**.

- Enjeu 5 (dévalaison) : en fonction des données des piégeages réalisés à Camon/Pointis et au Ramier. Ces deux points de contrôle servent de référence temporelle pour déterminer **la période globale** d'activité de dévalaison et de **la période de pic migratoire**. Un décalage temporel est ensuite appliqué pour ces deux périodes vers les tronçons situés en aval, en considérant une vitesse de dévalaison moyenne de l'ordre de 15 kilomètres par jour (5 à 32 km/jour selon Bousquet (1979) et Imbert et al. (2013)) ainsi que le décalage généré par le Piégeage/Transport des smolts récupérés dans le tronçon 10 et transportés dans le tronçon 4. Ainsi il a été estimé **que la période de dévalaison se déroule du 1^{er} mars au 31 mai sur les tronçons les plus amont du bassin de la Garonne (T10 et T12) et du 20 mars au 30 juin pour le tronçon le plus aval (T1).**
- Enjeux 6 et 7 (migration des géniteurs) : en fonction des données de passage enregistrés aux stations de contrôle de Golfech, du Bazacle et de Carbonne. Ces trois points de contrôle servent de références temporelles pour déterminer **la période globale** d'activité de montaison et de **la période de pic migratoire**. Un décalage temporel est ensuite appliqué pour ces deux périodes vers les tronçons en aval et en amont en considérant des vitesses de montaison comprises entre 12 et 17 kilomètres par jour (vitesses moyennes de migration dans un secteur à écoulement libre issus des radiopistages effectués sur la Garonne (Bau et al., 2007, 2006, 2005 ; Croze et al., 2004 ; Delmouly et al., 2007) et l'Allier (Bach et al., 2011) et le décalage généré par le Piégeage/Transport des géniteurs capturés dans le tronçon 5 et déplacés dans le tronçon 12. Il a de plus été considéré qu'un saumon arrivant après le 31 octobre sur les tronçons situés en aval de Golfech (aval T5) ne participait pas à la reproduction de l'année. Ainsi il a été retenu que **les 1HM arrivent sur la partie aval du bassin (T1) entre le 1^{er} avril et le 31 octobre, avec un pic de présence entre le 15 avril et le 30 juin et atteignent les parties hautes du bassin entre le 10 juin et le 10 novembre. Pour les PHM, ils arrivent sur la partie aval du bassin (T1) entre le 1^{er} janvier et le 31 octobre, avec un pic de présence entre le 1^{er} février et le 15 juin et atteignent les parties hautes du bassin entre le 10 mars et le 10 novembre.**

Tableau 3 : Périodes retenues pour les 8 enjeux saumon et les 12 tronçons de la Garonne de l'analyse de risque saumon.

	Tronçons concernés	Période présence	Période de pic	Période présence (Piégeage/Transport)	Période de pic (Piégeage/Transport)
Enjeu 1 : Vie sous gravier	T8	10/11 au 30/04	NR	NR	NR
	T10	10/11 au 20/05	NR	NR	NR
	T11	10/11 au 10/05	NR	NR	NR
	T12	10/11 au 31/05	NR	NR	NR
Enjeu 2 : Emergence et post-émergence	T8	15/02 au 30/06	NR	NR	NR
	T10	01/03 au 30/06	NR	NR	NR
	T11	01/03 au 30/06	NR	NR	NR
	T12	15/03 au 30/06	NR	NR	NR
Enjeu 3 : Croissance Tacon 0+	T8	1/7 au 28/2	NR	NR	NR
	T10	1/7 au 28/2	NR	NR	NR
	T11	1/7 au 28/2	NR	NR	NR
	T12	1/7 au 28/2	NR	NR	NR
Enjeu 4 : Croissance Tacon 1+	T8	01/01 au 31/12	NR	NR	NR
	T10	01/01 au 31/12	NR	NR	NR
	T11	01/01 au 31/12	NR	NR	NR
	T12	01/01 au 31/12	NR	NR	NR
Enjeu 5 : Dévalaison des smolts	T1	20/03 au 30/06	10/04 au 20/06	10/03 au 30/06	01/04 au 20/06
	T2	10/03 au 20/06	01/04 au 10/06	01/03 au 20/06	20/03 au 10/06
	T3	10/03 au 15/06	01/04 au 31/05	01/03 au 15/06	20/03 au 31/05
	T4	10/03 au 15/06	01/04 au 31/05	01/03 au 15/06	20/03 au 31/05
	T5	10/03 au 15/06	01/04 au 31/05	NR	NR
	T6	01/03 au 10/06	20/03 au 20/05	NR	NR
	T7	01/03 au 10/06	20/03 au 20/05	NR	NR
	T8	01/03 au 10/06	20/03 au 20/05	NR	NR
	T9	01/03 au 10/06	20/03 au 20/05	NR	NR
	T10	01/03 au 31/05	20/03 au 10/05	NR	NR
	T11	01/03 au 10/06	20/03 au 20/05	NR	NR
	T12	01/03 au 31/05	20/03 au 10/05	NR	NR
Enjeu 6 : Migration 1HM	T1	01/04 au 31/10	15/04 au 30/06	NR	NR
	T2	15/04 au 31/10	01/05 au 15/07	NR	NR
	T3	15/04 au 31/10	01/05 au 15/07	NR	NR
	T4	01/05 au 31/10	15/05 au 31/07	NR	NR
	T5	20/05 au 31/10	01/06 au 31/07	NR	NR
	T6	20/05 au 10/11	01/06 au 31/07	NR	NR
	T7	01/06 au 10/11	01/06 au 31/07	NR	NR
	T8	01/06 au 10/11	10/06 au 20/08	NR	NR
	T10	NR	NR	01/06 au 10/11	10/06 au 10/11
	T11	01/06 au 10/11	10/06 au 20/08	NR	NR
	T12	10/06 au 10/11	10/06 au 10/11	20/05 au 10/11	20/05 au 10/11
Enjeu 7 : Migration PHM	T1	01/01 au 31/10	01/02 au 15/06	NR	NR
	T2	01/01 au 31/10	15/02 au 30/06	NR	NR
	T3	01/01 au 31/10	15/02 au 30/06	NR	NR
	T4	20/01 au 31/10	01/03 au 15/07	NR	NR
	T5	15/02 au 31/10	15/03 au 15/07	NR	NR
	T6	15/02 au 10/11	15/03 au 31/07	NR	NR
	T7	01/03 au 10/11	01/04 au 31/07	NR	NR
	T8	01/03 au 10/11	01/04 au 10/11	NR	NR
	T10	NR	NR	15/03 au 10/11	10/04 au 10/11
	T11	01/03 au 10/11	01/04 au 10/11	NR	NR
	T12	10/03 au 10/11	10/04 au 10/11	15/02 au 10/11	15/03 au 10/11
Enjeu 8 : Reproduction	T8	10/11 au 31/12	NR	NR	NR
	T10	10/11 au 31/12	NR	NR	NR
	T11	10/11 au 31/12	NR	NR	NR
	T12	10/11 au 31/12	NR	NR	NR

3. LES ALEAS

Définition : Un aléa correspond donc à un paramètre qui peut constituer **une gêne, une entrave ou un danger vis-à-vis du déroulement d'un enjeu.**

Un aléa est « quantifié », chaque fois que c'est possible, par **un indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des **données disponibles**.

Avec les jeux de données récoltés depuis le début de l'étude, plusieurs types d'aléas ont pu être considérés :

- Physico-chimie : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de physicochimie sur la période 1971-2014 35 stations), de l'AFB (données continues de température sur la période 2005-2016, 4 stations), de MIGADO (données journalières de température sur la période 1993-2016, 5 stations de contrôle), du réseau MAGEST (données continues température-oxygène-MES sur la période 2005-2015, 4 stations) ;
- Hydromorphologie : Les données utilisées ici sont issues d'une analyse diachronique par photo interprétation entre une situation de référence (BD ORTHO® Historique des années 50 fournie par l'IGN) et la situation actuelle. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir être menée sur l'ensemble du linéaire étudié de manière homogène. Elle fournit à la fois des données **sur l'état morphologique actuel** de la Garonne et des **grandes tendances d'évolution depuis 1950**. Cette approche est complétée par l'intégration de données issues d'études existantes.
- Hydrologie : à partir des données de la banque HYDRO dont les chroniques dépendent des dates de mise en services des différentes stations (9 stations et également des tendances possibles depuis 1950) ;
- Obstacles et aménagements (hydroélectriques ou autres) : à partir des données du Réseaux d'Obstacle à l'Ecoulement (ROE) de l'AFB (version 2017) et d'études plus précises auxquelles nous avons eu accès (sources : AFB, EDF, FDAAPPMA, MIGADO, ECOGEA...) ;
- Prédations : aléa essentiellement lié à la prédation potentielle par le silure, à partir des études menées par MIGADO à Golfech, de rapports d'études et de consultations d'experts ;
- Captures accidentelles : aléas essentiellement liés à la pratique de la pêche de loisir, la pêche des amateurs aux engins et la pêche professionnelle. Ces aléas ont été qualifiés à partir des textes réglementaires encadrant les différentes pratiques, les caractéristiques techniques des engins utilisables, et des effectifs de pratiquants par catégories.

La période prise en compte pour l'analyse de risques « saumon » a été déterminée dans le but de maximiser le nombre d'indicateurs disponibles, tout en considérant une période assez longue pour intégrer des variations interannuelles. Le jeu de données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne s'est beaucoup étoffé à partir de 2005 (notamment pour le suivi des micropolluants). **La période choisie concerne donc 12 années, de 2005 à 2016 lorsque c'était possible.**

3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE

Les principaux paramètres de la **physico-chimie « classique »** pris en compte pour l'analyse sont :

- La température en °C,
- L'oxygène dissous en mg/l,

- Le pH,
- Les nitrites en mg/l,
- L'ammoniac non ionisé en µg/l,
- Les Matières En Suspension (MES) en mg/l.

Les aléas de « micropollution » (pesticides, métaux ...) ne peuvent pas, en l'état des connaissances, faire l'objet du même traitement : niveau d'aléa X vulnérabilité = Risque. Ils sont quand même inclus dans cette analyse, mais sont traités différemment selon une méthode présentée dans un chapitre dédié (§ 7).

3.1.1. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles

Pour les indicateurs d'aléas issus des données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, les données récoltées **sur l'ensemble des stations comprises dans un tronçon dans la période 2005-2014 ont été compilées**. L'indicateur d'aléa prend la forme d'un nombre de mesures parmi toutes celles réalisées, donc un pourcentage de mesures, dans des plages de valeurs pouvant être problématiques, plages de valeurs que l'on définit ci-après.

Exemple d'indicateurs d'aléa : Pour les nitrites, % du nombre de mesures comprises entre 0.1 et 0.25 mg/l (effets sub-létaux) dans la période de présence du stade ; % de mesures supérieures à 0.25 mg/l (effets létaux) dans la période de présence du stade.

3.1.2. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues

Pour les indicateurs issus des autres sources de données (concernant principalement le suivi thermique ou l'oxygène et MES du réseau MAGEST), **une station est sélectionnée par tronçon**, la station ayant le plus de données ou la station étant située la plus en aval lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon (Figure 3).

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas à partir de ces données continues sont propres à chaque station, toutes les stations n'ayant pas été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ». La quantification de l'indicateur d'aléa prend une **forme combinée** 1) d'un % de temps durant lequel la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles la variable a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

Exemple : % du temps, nombre moyen de jours par année et % des années pour lesquelles la température va poser des problèmes vis-à-vis de la migration génésique des adultes.

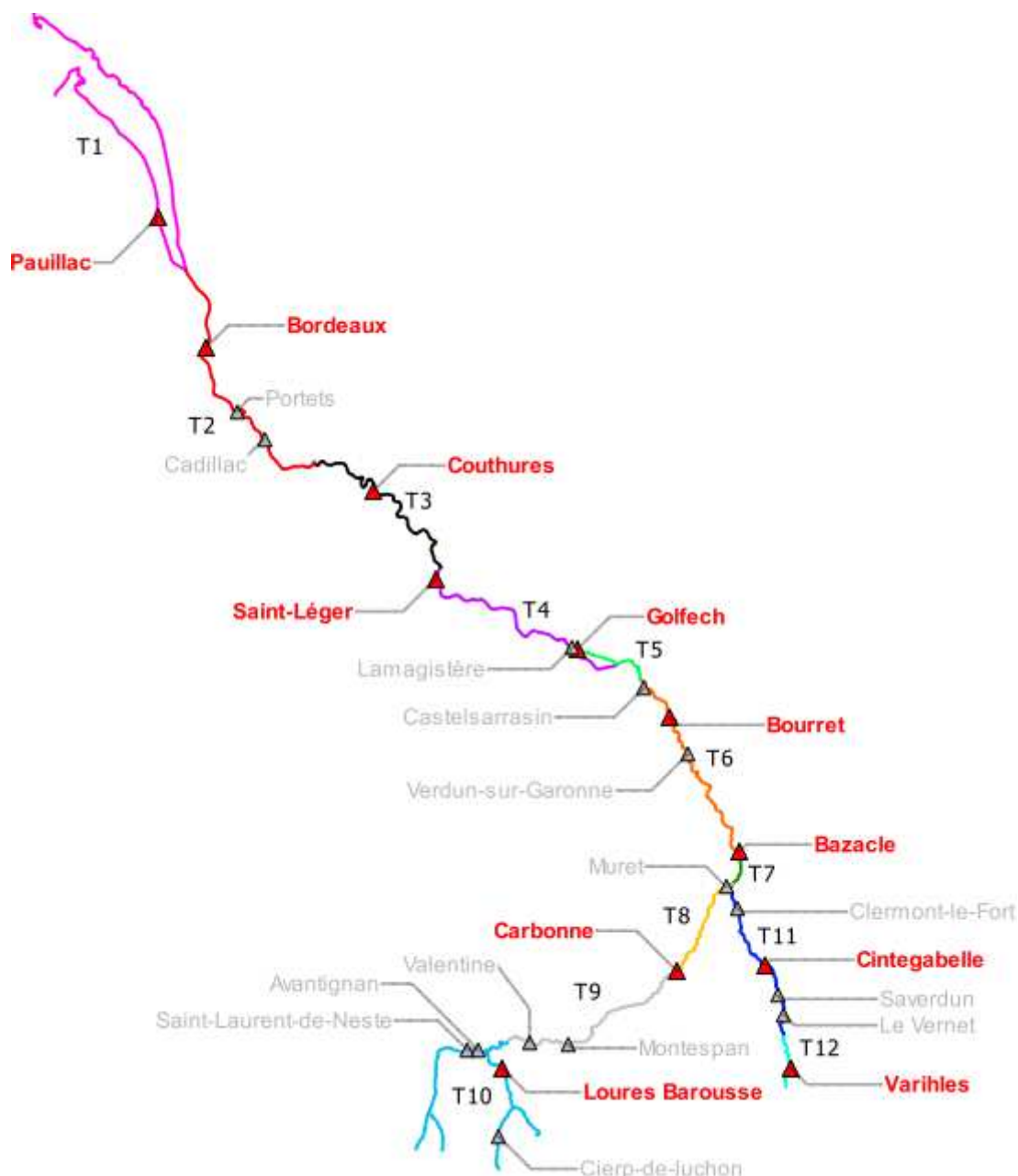


Figure 3 : Les 11 stations de suivi thermique continu retenues pour l'analyse.

3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Les descripteurs de la dynamique fluviale obtenus par photo interprétation sont limités à des mutations marquées des cours d'eau. Les paramètres hydromorphologiques pris en compte sont quantifiés par tronçon en valeurs relatives pour une situation actuelle.

Exemple : % de surface de substratum affleurant dans le lit mineur, linéaire cumulé de retenues créées par des ouvrages, % du linéaire court-circuité, nombre de seuils géologiques par km.

Ils peuvent aussi être quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires). Ils constituent alors des « **tendances** » et des éléments à considérer dans la réalisation actuelle du cycle biologique du saumon.

Par exemple, la disparition de chenaux secondaires implique la perte de zones refuges pour les jeunes stades en période de crues.

Un indicateur d'aléas peut être utilisé pour différents stades avec une interprétation différente des perturbations potentielles (la contraction de la bande active signifie une perte d'habitats lotiques pour les tacons mais aussi une perte de zones favorables pour la reproduction).

3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Pour les indicateurs d'aléas en lien avec l'hydrologie, la variable ordinairement prise en compte est le débit moyen journalier.

Lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon, la station ayant le plus de données ou la station située la plus en aval est retenue (Figure 4).

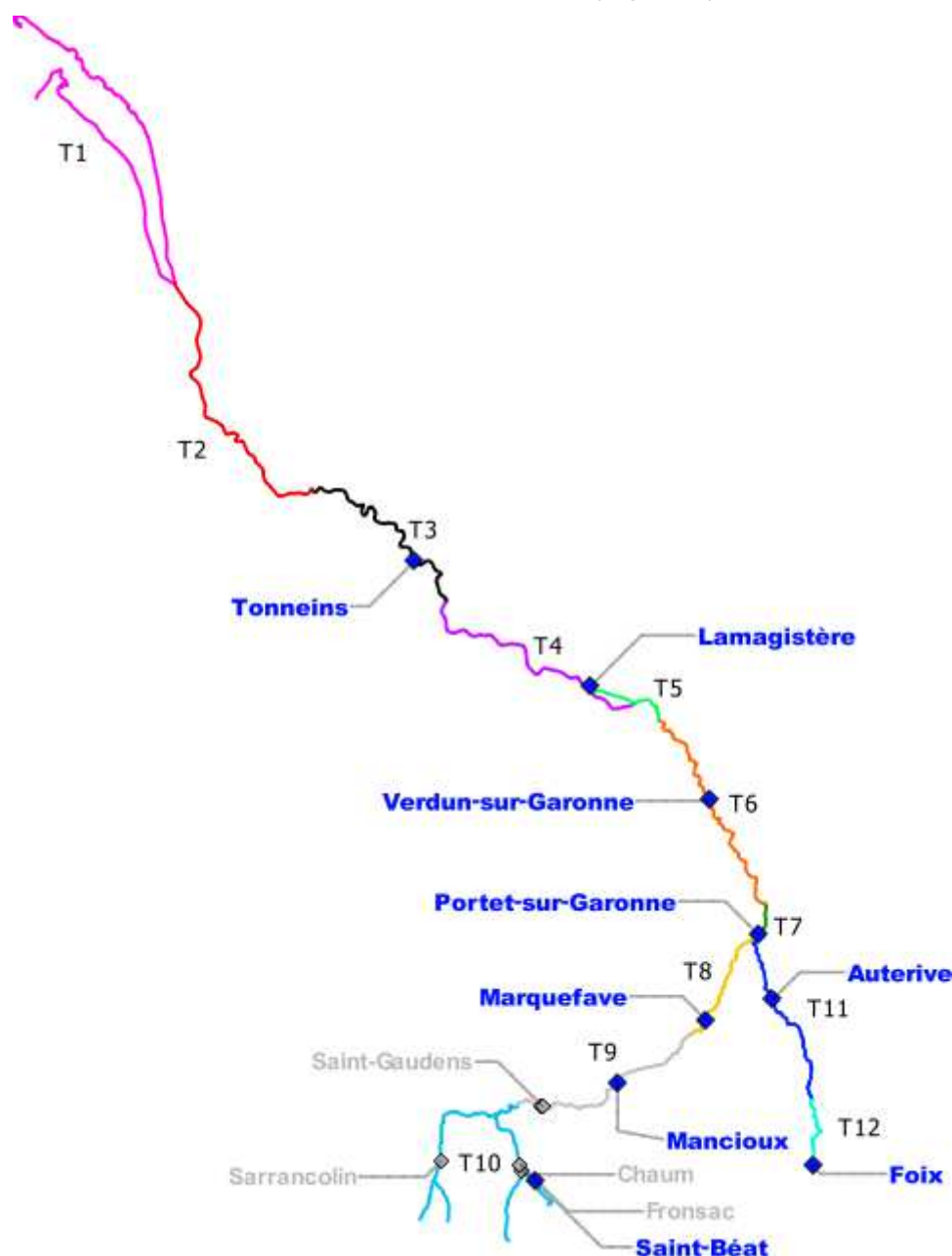


Figure 4 : Les stations de la banque HYDRO utilisées.

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas sont propres à chaque station, les stations n'ayant pas toutes été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ».

Ici aussi, la quantification de l'indicateur d'aléa peut prendre la forme combinée 1) d'un % de temps durant lequel le débit moyen journalier atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels débit moyen journalier atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles le débit moyen journalier a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

Exemple : temps passé à des débits inférieurs au QMNA5 pour les tacons 0+.

La quantification de l'indicateur d'aléa peut aussi prendre la forme simple d'un % d'années sur la chronique pour lesquelles l'évènement arrive sur la période ciblée.

Exemple : survenue d'une crue quinquennale en période de vie sous graviers.

La plupart des risques liés à l'hydrologie sont des risques « naturels³ ». Chaque fois que possible nous avons donc également calculé **une tendance « long terme »** afin de voir si ce risque « naturel » s'aggravait au fil du temps sous l'effet de probables causes anthropiques. Ce sera particulièrement le cas avec l'allongement des étiages.

3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS

Les effets des ouvrages et des centrales hydroélectriques concernent de nombreux aspects du fonctionnement des hydrosystèmes (rupture totale ou partielle de la continuité écologique, modification de la morphologie, des écoulements, artificialisation des débits...). Les principaux indicateurs d'aléas utilisés dans l'analyse de risques sont :

- Le nombre cumulé d'ouvrages par tronçons, leur chute cumulée ;
- Le linéaire ennoyé par les retenues ainsi que leur surface ;
- Le linéaire cumulé des tronçons court-circuités par les aménagements ;
- La présence ou l'absence d'ouvrages de franchissement et l'estimation de l'efficacité de franchissement de l'ouvrage (par expertise et/ou issue des résultats du radiopistage) ;
- Les plages de fonctionnement des dispositifs de franchissement, en utilisant les données des stations de comptage, du radiopistage ou en utilisant les plages de débits pour lesquelles ils ont été dimensionnés ;
- Les pertes, directes ou indirectes, liées à la présence de grandes retenues lorsqu'elles ont été évaluées,
- L'indicateur « éclusées »⁴ construit par Courret (2014), et plus précisément la note de l'indicateur et le débit de base non dépassé par 10% des baisses.

3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PREDATION

Le seul indicateur qu'il a été possible d'évaluer **à partir de données** concerne la prédation du saumon par le silure au niveau de l'aménagement de Golfech (tronçon 5). Il est basé sur le suivi réalisé par MIGADO dans le canal de transfert de l'ascenseur de Golfech.

³ Lié à des phénomènes naturels tels que l'hydrologie ou la température. Nous avons conscience qu'hydrologie comme température ne sont plus vraiment « naturels » car de nombreuses activités humaines les influencent mais de manière indirectes (modifications sur le bassin versant pour l'hydrologie par exemple, suppression du substrat alluvial, changement climatique pour la température...).

⁴ Contrairement aux autres indicateurs construits à partir des QMJ, l'indicateur « éclusées » est calculé à partir des QTVAR.

D'autres aléas concernant la biologie ont été envisagés mais il a été impossible de les intégrer dans l'analyse, pour l'instant, par manque de données quantitatives (prédation par les oiseaux, les carnassiers, problèmes de maladies...). Ils pourront être envisagés dans la discussion de l'analyse de risque.

3.6. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX CAPTURES ACCIDENTELLES

Ils concernent l'activité de pêche (pêcheurs de loisir, amateurs aux engins, professionnels fluviaux et marins). Ils se basent sur les informations récoltées auprès des différentes associations de pêcheurs (effectifs par catégories et par tronçons), sur les textes réglementaires encadrant les pratiques dans les différents départements concernés (périodes d'ouvertures et caractéristiques techniques des engins utilisés), et sur les espèces recherchées et les périodes de pêche.

3.7. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS

Pour la présente analyse de risques, il est considéré que les aléas présentent 4 niveaux d'intensité de pression sur les enjeux :

- Niveau 0 : non détecté ;
- Niveau 1 : intensité faible ;
- Niveau 2 : intensité moyenne ;
- Niveau 3 : intensité forte.

Une des difficultés de l'exercice est de déterminer ce niveau d'intensité d'un aléa en fonction de la valeur des indicateurs d'aléas qui ont été calculés.

Dans la plupart des cas le niveau d'intensité des indicateurs d'aléas est directement lié à des dépassements d'un ou plusieurs seuils (en % du temps, % des années, % des données, % du tronçon ...). Le Tableau 4 énumère les principales règles suivies.

Tableau 4 : Principales règles appliquées pour la détermination des niveaux d'intensité des aléas

	Précisions sur les paramètres	Niveaux d'intensité	Règles appliquées
Physico-chimie classique	Effets létaux	1	<5% des données
		2	Entre 5 et 10 % des données
		3	>10% des données
	Effets sub-létaux	1	<25% des données
		2	Entre 25 et 50 % des données
		3	>50% des données
	Stress	1	<33% des données
		2	Entre 33 et 66 % des données
		3	>66% des données
Température continue et certains paramètres hydrologiques (Nb de jours sous le QMNA2, sous le QMNA5, débits de dysfonctionnement des PAP, hydrologie en période de reproduction, débits favorables à l'apparition du bouchon vaseux...)		1	Moins de 10% du temps et de 80% des années
		2	10 à 40% du temps et 80% à 100% des années
		3	>40% du temps et 80% à 100% des années
Autres paramètres hydrologiques (Crues, Note indicateur « éclusées », Débit de base indicateur « éclusées », coups d'eau à l'émergence, débits soutenus en période d'émergence ...)		1	Moins de 33 % des années
		2	Entre 33 et 66% des années
		3	Plus de 66% des années
Hydromorphologie (surface de roche mère, linéaire de retenue, linéaire de TCC)	Habitats	1	<15% du tronçon
		2	Entre 15 et 30 % du tronçon
		3	>30% du tronçon
Hydromorphologie (surface de roche mère)	Montaison	1	<25%
		2	Entre 25 et 50 %
		3	>50%
Hydromorphologie (nombre de seuils géologiques)	Montaison	1	<0.5 par km
		2	Entre 0.5 et 1 par km
		3	>1 par km

4. LA VULNERABILITE

La vulnérabilité est **la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité**.

Trois niveaux de vulnérabilité ont été définis pour l'analyse de risque saumon :

- Niveau 1 : perturbation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 2 : dégradation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 3 : non réalisation de l'enjeu.

Il est important de noter ici que la vulnérabilité se définit à l'échelle de la population de saumon et non à l'échelle individuelle.

Pour un aléa donné, il peut y avoir plusieurs niveaux de vulnérabilité. Par exemple la température va avoir des effets différents en fonction de son intensité et de l'enjeu considéré : stress, perturbation ou arrêt de l'alimentation, des déplacements, apparition d'effets sub-létaux, mortalité...

Une étude de la bibliographie internationale, reprenant des monographies, des articles scientifiques, des rapports d'études, des synthèses bibliographiques, des actes de colloques, des guides méthodologiques (voir chapitre bibliographie) a permis de déterminer des plages de vulnérabilité pour de nombreux aléas, principalement ceux liés à la physicochimie et à l'hydrologie.

Le cas particulier des mortalités des smolts passant en dévalaison par les turbines des centrales est abordé dans le chapitre 5.2.2.

4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE

C'est sans conteste la température qui a été la plus étudiée sur le saumon atlantique et ce pour tous les stades de son cycle biologique. Des gammes de température avec différents niveaux de vulnérabilité ont pu être définis assez précisément par enjeu (Tableau 5).

Tableau 5 : Gammes de températures retenues et vulnérabilités associées pour l'aléa température appliqué aux 8 enjeux saumon

	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie sous graviers	[x;0]	Fortes mortalités	3
	]0;4[	Début des mortalités	2
	]12;16[	Début des mortalités	2
	]16;x]	Fortes mortalités	3
Enjeu 2 : Emergence et post-émergence	[x;2[	Fortes mortalités	3
	[2;8[	Stress	1
	]19;23]	Stress, début des mortalités	2
	]23;x]	Fortes mortalités	3
Enjeux 3 et 4 : Croissance des tacons	[x;2[	Début des mortalités	2
	[2;7[	Stress	1
	]21;27]	Stress, début des mortalités	2
	]27;x]	Fortes mortalités	3
Enjeu 5 : Dévalaison	[x;6[	Peu d'activité	1
	]16;20]	Peu d'activité, perturbation de l'osmorégulation	1
	]20;27]	Arrêt de la migration et début des mortalités	2
	]27;x]	Fortes mortalités	3
Enjeux 6 et 7 : Montaison des adultes	[x;6[	Migration limitée	1
	]20;25]	Migration limitée	2
	]25;28]	Arrêt migration, début des mortalités	3
	]28;x]	Fortes mortalités	3
Enjeu 8 : Reproduction	[x;4[	Arrêt reproduction	3
	]12;x]	Pas de reproduction	3

Pour les autres paramètres physicochimiques, les informations récupérées dans la bibliographie n'ont permis que de déterminer des gammes avec différents niveaux de

vulnérabilité pour le saumon en général (certaines références ne traitent que des salmonidés), donc sans distinction des différents enjeux (Tableau 6).

Tableau 6 : Gammes retenues et vulnérabilités associées pour les principaux aléas relatifs à la physicochimie appliqués au saumon.

Aléa	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Oxygène (mg/l)	[x;2[	Fortes mortalités	3
	[2;6]	Début des mortalités	2
pH	[x;4.5[	Fortes mortalités	3
	[4.5;5.5[	Début des mortalités	2
	[5.5;6.5[	Stress	1
	]8;9]	Stress	1
	]9;9.5]	Effets sub-létaux	2
	]9.5;x]	Fortes mortalités	3
Nitrites (mg/l)	]0.01;0.1]	Stress	1
	]0.1;0.25]	Effets sub-létaux	2
	]0.25;x]	Fortes mortalités	3
Ammoniac NH ₃ (µg/l)	]5;25]	Stress	1
	]25;150]	Effets sub-létaux	2
	]150;x]	Fortes mortalités	3
MES (g/l)	]0.25;2]	Stress physiologique	1
	]2 ;70]	Début des mortalités	2
	>70	Fortes mortalités	3

La détermination des seuils retenus pour les MES est détaillé en annexe (voir chapitre 8.1).

Rappel : Pour les **4 indicateurs** développés sur **les micropolluants** présents dans l'eau, la méthode qui a été développée conduit à déterminer **directement le niveau de risque** sans passer par l'intermédiaire de la vulnérabilité (voir chapitre 5.2.1).

4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Pour les paramètres hydromorphologiques quantifiés par tronçon pour la situation actuelle, les niveaux de vulnérabilité suivant ont été retenus.

Tableau 7 : Vulnérabilités associées pour les principaux aléas « hydromorphologie ».

	Effet	Niveau de vulnérabilité
Surface de roche mère, linéaire de retenue	Pertes d'habitats totale sur le % mesuré	2
Linéaire de TCC	Pertes d'habitats partielle sur le % mesuré	1
Surface de roche mère, nombre de seuils géologiques	Perturbation ⁵ des conditions de montaison	1

Pour les paramètres quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires), ils constituent des « tendances » qui seront discutées par rapport à la réalisation actuelle du cycle biologique du saumon sur la Garonne et depuis le début des plans de restauration dans les années 90 et comme facteur pouvant aggraver les risques liés aux descripteurs de la situation actuelle décrits précédemment.

4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Il a été possible de déterminer des gammes ou des seuils de débits pour certains enjeux et de faire le lien avec la vulnérabilité (Tableau 8).

⁵ Jusqu'à preuve du contraire, c'est-à-dire vérification de problème important au franchissement de certains seuils géologiques ou « canyon » dans la roche-mère

Tableau 8 : Gammes et seuils de débits retenus et vulnérabilités associées pour l'aléa hydrologie appliqués aux enjeux saumon.

	Paramètre / Gamme / Seuil	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie sous graviers	Crue biennale	Début des mortalités	2
	Crue quinquennale	Fortes mortalités	3
Enjeu 2 : Emergence, post-émergence	Module < Q_{max} < 3 Module	Faibles mortalités	1
	Q_{max} = 3-5 Module	Mortalités moyennes	2
	Q_{max} > 5 Module ⁶	Fortes mortalités	3
	1 à 4 jours avec $Q > (\text{module} + 2\sigma)$	Faibles mortalités	1
	5 à 30 jours avec $Q > (\text{module} + 2\sigma)$	Mortalités moyennes	2
	>30 jours avec $Q > (\text{module} + 2\sigma)$ ⁷	Fortes mortalités	3
Enjeu 3 : Croissance Tacon 0+	Nb jours sous Q_{MNA5}	Perte d'habitats	1
	Crue biennale	Début des mortalités	2
	Crue quinquennale	Fortes mortalités	3
Enjeu 4 : Croissance Tacon 1+	Nb jours sous Q_{MNA2}	Perte d'habitats	1
	Crue quinquennale	Début des mortalités	2
	Crue décennale	Fortes mortalités	3
Enjeu 5 : Dévalaison	Faible hydrologie	Allongement du temps de séjours en rivière	1
Enjeux 6 et 7 : Montaison des adultes	Nb jours sous Q_{MNA2}	Migration limitée	1 ou 2 *
	Précocité de l'étiage	Diminution de la fenêtre favorable à la migration	1 ou 2 *
Enjeu 8 : Reproduction	Débit < 30% du module ⁸	Perte importante d'habitats	2
	30% < débit < 60% du module	Perte significative d'habitats	1
	200% < débit < 350% du module	Perte significative d'habitats	1
	Débit > 350% du module	Perte importante d'habitats	2

σ : écart type

* vulnérabilité variable en fonction des possibilités de se reproduire sur le tronçon ou pas.

Ces valeurs sont issues de la bibliographie ou de synthèse d'expérience des bureaux d'études concernant des modélisations hydrauliques des conditions d'habitats ou de résultats de pêches électriques en lien avec les débits sur des cours d'eau des Pyrénées et du Massif Central.

4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT

Dans le cas des barrages et centrales hydroélectriques, la vulnérabilité est principalement liée à l'effet produit sur le stade considéré (Tableau 9).

⁶ Ces bornes sont issues d'une synthèse des travaux d'ECOGEA sur le recrutement des 0+ de salmonidés en fonction des débits maximum printaniers. Les gammes : Module < Q_{max} < 4 Module ; Q_{max} = 4-6 Module et Q_{max} > 6 Module ont été utilisées pour les gabarits plus importants de cours d'eau (tronçons amont immédiat de la confluence de l'Ariège : T8 et T11).

⁷ Selon les travaux de Capra et al. (2003).

⁸ D'après les modélisations hydrauliques d'habitats réalisés sur les Gaves et l'Ariège (ECOGEA, 2012a, 2012b, 2017), et la Dordogne (Courret et al., 2003).

Tableau 9 : Paramètres, seuils retenus et vulnérabilités associées pour l'aléa ouvrage appliqués aux enjeux saumon.

	Paramètre / Gamme / Seuil	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie sous graviers	Débit non dépassé par 10% des baisses des éclusées < 30% du module	Mise hors d'eau des nids dans les zones à risque	2
Enjeu 2 : Emergence et post-émergence	Fonctionnement par éclusée (note globale de l'indicateur)	Echouages/Piégeages dans les zones à risque, Dérive dans le chenal principal	2
Enjeux 3 et 4 : Croissance des tacons	Linéaire de retenue	Perte d'habitats	2
	Linéaire de TCC	Perte d'habitats	1
Enjeu 5 : Dévalaison	Présence de retenues de grande dimension	Retard, égarement, arrêt	3
Enjeux 6 et 7 : Montaison des adultes	Q>200% du module ou autre seuil*	Perte d'efficacité des passes à poissons	1 ou 2**
	Nombre et franchissabilité des ouvrages	Retard, arrêt de migration	1 ou 2**
	Présence de retenues de grande dimension	Arrêt, égarement	3
Enjeu 8 : Reproduction	Linéaire de retenue	Perte d'habitats	2
	Linéaire de TCC	Perte d'habitats	1
	Débit non dépassé par 10% des baisses des éclusées < 30% du module	Perte d'habitats	1
	Fonctionnement par éclusée (note globale de l'indicateur)	Perturbation activité de reproduction	1

* : D'autres paramètres ont pu être pris en compte en fonction de la configuration des aménagements comme par exemple à Grépiac où il a été considéré une baisse d'efficacité du dispositif dès le module.

** : vulnérabilité variable en fonction de la possibilité ou non de se reproduire sur le tronçon.

4.5. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PREDATION

Pour l'aléa silure, la vulnérabilité a été évaluée uniquement sur les enjeux 6 et 7 (adultes en montaison) au niveau de Golfech (tronçon 5). Les observations réalisées par MIGADO ont mis en évidence **la prédation d'individus en bonne santé** dans le canal de transfert de l'ascenseur de Golfech. Le niveau de vulnérabilité retenu est donc de 3 (fortes mortalités des poissons attaqués).

4.6. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS « CAPTURES ACCIDENTELLES »

L'aléa « captures accidentelles » n'a été appliqué qu'aux enjeux 6 et 7 (adultes en montaison).

La pêche du saumon n'est pas autorisée sur le bassin de la Garonne. Les poissons capturés accidentellement doivent être remis à l'eau rapidement dans le meilleur état de forme possible.

Nous ne traitons pas ici du braconnage, par nature inconnu.

Pour les pêcheurs amateurs aux lignes, la pratique de la pêche peut amener à la capture accidentelle d'individus, pour les pêcheurs de truite plus que pour les pêcheurs de carnassiers

(en raison des habitats prospectés). Dans ce cas l'individu est remis rapidement à l'eau et s'en tire en général avec un bon stress. La vulnérabilité retenue est donc de niveau 1. Pour les pêches aux engins, nous considérons que les filets « emmêlants » « pochants » (travail) génèrent une vulnérabilité moindre (de niveau 2) que les filets maillants plus traumatisants (niveau de vulnérabilité 3, plus de pertes même après une intervention rapide pour démailler le poisson).

5. LE RISQUE

5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL

Le risque est défini par le croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu à cet aléa (Tableau 10) :

Tableau 10 : Définition des niveaux de risque.

		Niveau de Vulnérabilité		
		1	2	3
Intensité de l'Aléa	0	0	0	0
	1	1	2	3
	2	2	4	6
	3	3	6	9

Ainsi différents scores de risque sont obtenus, ils sont regroupés en 5 niveaux de risque :

- Pas de risque : score de 0
- Risque faible : score de 1 et 2,
- Risque moyen : score de 3 et 4,
- Risque fort : score de 6,
- Risque très fort : score de 9.

Dans certains cas le risque envisagé n'a pu être évalué par manque d'informations ou de données. Ils seront néanmoins cités pour discussion.

5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS

Dans certains cas le niveau de risque n'est pas déterminé par croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité. Ces cas particuliers sont détaillés ci-dessous.

5.2.1. Cas de la micropollution

5.2.1.1. Construction des indicateurs de micropollution

L'indicateur utilisé ici quantifie un niveau relatif de contamination (et non une toxicité avérée) afin de mettre en évidence des stations, des secteurs et des périodes à problème.

Cet indicateur est calculé pour faire la synthèse de **nombreux résultats de concentrations de nombreuses substances polluantes**.

L'indicateur de micropollution est constitué de 9 métriques regroupées en 3 catégories (Figure 5). Pour chaque période de temps à une station donnée on calculera :

- 3 métriques qualifiant la présence des substances (en nombre, fréquence et cumul de concentrations) ;
- 3 métriques qualifiant la toxicité des substances (en nombre, fréquence et cumul de l'intensité des dépassements des seuils de toxicité) ;
- 3 métriques qualifiant la qualité des données d'entrée (en nombre, fréquence et limite de quantification).

Développement d'un indicateur – Structure de l'indicateur

Un indicateur basé sur des métriques / Choix des métriques

Les métriques sont calculées pour une station et sur une période de temps
⇒ nombreuses concentrations concernant de nombreuses substances.

Catégorie	Processus ou paramètres recherchés	Métriques correspondantes
Présence	Perturbations endocriniennes potentielles	P1. Nombre de substances quantifiées
	Durée d'exposition (présence)	P2. Fréquence moyenne de quantification
	Concentration totale en polluant	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées
Toxicité (> seuil)	Effets cocktails des toxiques	T1. Nombre de substances en dépassement
	Durée d'exposition (toxicité)	T2. Fréquence moyenne de dépassement
	Effets additifs des toxicités	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux
Qualité des données	Quantité des données	Q1. Nombre de substances recherchées
	Fréquence de prélèvement	Q2. Fréquence moyenne de recherche par substances
	Qualité des analyses en terme de limite de quantification	Q3. Pourcentage de substance sans difficulté de quantification

Figure 5 : Structure de l'indicateur.

Si une indication sur la "présence" de substance ne requiert que le résultat des analyses d'eau (quantification ou non), une indication sur la "toxicité" des substances fait référence au dépassement d'un seuil de "toxicité".

5.2.1.1.1. Seuils de toxicité

La "toxicité" des eaux est évaluée à partir de seuils de toxicité/écotoxicité issus de bases de données institutionnelles.

Deux types de seuils sont utilisés :

1. **Des seuils généraux d'écotoxicité** issus des bases de données institutionnelles françaises :
 - a. NQE : normes de qualité environnementales (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) ;
 - b. VGE : valeurs guides environnementales (INERIS – DCE) ;
 - c. PNEC : predicted non effect concentration (ANSES - Agritox : <http://www.agritox.anses.fr/>).

NQE et VGE définissent des seuils à ne pas dépasser sous forme de MA (moyenne annuelle, représentant plutôt une toxicité chronique) et CMA (Concentration Maximale

Admissible, représentant plutôt une toxicité aiguë). Ces valeurs seuils sont définies pour différentes catégories d'organismes et d'usages de l'eau.

Pour cette étude, nous avons retenu les seuils les plus bas, parmi les 3 types référencés (MA, CMA, PNEC) concernant les organismes aquatiques d'eau douce (contrairement à la DCE qui tient compte d'un autre arbitrage). Comparer les concentrations mesurées aux seuils minimaux permet ainsi d'optimiser la discrimination des zones entre elles et d'identifier des risques potentiels (maximisation du risque).

2. **Des seuils de toxicité spécifiques de l'espèce Saumon atlantique** (*Salmo salar* L.) issus de la base de données ECOTOXicology Knowledgebase de l'Environmental Protection Agency (EPA, USA : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>). Deux types de seuils sont recherchés :
 - a. Des seuils de toxicité aiguë (de type LC50⁹) ;
 - b. Des seuils apparentés à une toxicité chronique (de type LOEC¹⁰).

5.2.1.1.2. Choix des substances pour l'indicateur

Seules les substances analysées faisant l'objet d'un seuil de toxicité (substances dont la nocivité est avérée) sont retenues dans l'indicateur.

Des seuils sont ainsi définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

En plus des substances associées aux seuils EPA pour le saumon atlantique, ces substances sont regroupées en 3 classes :

- Les "métaux et ETM" (éléments traces métalliques) et métalloïdes (23 substances) ;
- Les "pesticides" (96 substances) ;
- Les "micropolluants organiques hors pesticide", regroupant les 41 substances non incluses dans les 2 catégories précédentes.

L'indicateur micropollution est appliqué aux différents types de substances, comme détaillé dans le chapitre ci-après.

5.2.1.1.3. Choix des stations sur la Garonne et ses affluents

Le calcul de l'indicateur est réalisé pour l'ensemble des stations sélectionnées sur la Garonne et l'aval de ses affluents. La rivière Ariège fait également l'objet d'un examen (5 stations sur l'Ariège et 2 stations à l'aval d'affluents). **Il n'y a pas de station de mesure permettant d'effectuer le calcul des indicateurs sur le tronçon T1**, une seule station est utilisée pour T2 (la station est située en amont de Bordeaux, elle n'intègre donc pas l'impact de cette agglomération).

Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur permet de caractériser 24 points sur le fleuve et 45 affluents.

5.2.1.1.4. Choix de la période d'étude et de la période de temps

La période d'étude choisie couvre les années 2009 à 2014.

Ces 6 années de suivi incluent 2 années (2009 et 2012) particulièrement bien documentées en termes d'analyse pour un grand nombre de substances.

La plupart des substances ne faisant l'objet que d'un faible nombre d'analyse par station et par an, les résultats d'analyses de chaque station sont regroupés par mois pour l'ensemble de la

⁹ Concentration létale pour 50% des individus

¹⁰ Plus petite concentration conduisant à un effet observable

période étudiée : le mois de janvier (par exemple) englobe donc les résultats des 6 mois de janvier des années 2009-2014.

Pour certaines substances, des mois sont plus représentés que d'autres en résultats d'analyse. Afin d'optimiser la qualité des résultats de l'indicateur (score de la métrique de qualité le plus homogène possible), nous avons fait le choix de regrouper certains mois quand c'était pertinent.

5.2.1.1.5. Normalisation et pondération des données

Une fois les métriques calculées, ces dernières sont normalisées sur 100 points et pondérées entre elles (Figure 6).

Catégorie	Métrique (normalisée entre 0 et 100)	Critère de normalisation	Pondération métrique	Somme par catégorie	« Indicateur »	
PRÉSENCE	P1. Nombre de substances quantifiées	100 ⇨ Max	1	/300	/600	
	P2. Fréquence moyenne de quantification des substances quantifiées	100 ⇨ 100%	1			
	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées	100 ⇨ centile 95	1			
TOXICITÉ	T1. Nombre de substances en dépassement	100 ⇨ Max	1	/300		/600
	T2. Fréquence moyenne de dépassement des substances en dépassement	100 ⇨ 100%	1			
	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux	100 ⇨ centile 95	1			
« Qualité des données »						
QUALITÉ DES DONNÉES	Q1. Nombre de substances recherchées	100 ⇨ Max	1,50	/300	/300	
	Q2. Nombre moyen de recherches par substance	100 ⇨ Max	1			
	Q3. Pourcentage de substances sans difficulté de quantification	100 ⇨ Max	0,50			

Figure 6 : Normalisation, pondération et agrégation des métriques de l'indicateur.

Une fois les métriques normalisées et pondérées, elles sont agrégées pour former 2 scores : un score "Présence + Toxicité" sur 600 points agrégeant les métriques de présence et de toxicité et un score "Qualité" sur 300 points associant les métriques de qualité des données.

L'indicateur calculé est un indicateur multimétrique, un même résultat peut donc être obtenu par différentes combinaisons de métriques. Une situation dégradée (= score important) peut ainsi être due (i) à un faible nombre de substances excédant fortement leur seuil respectif de toxicité ou (ii) à un grand nombre de substances en faible dépassement.

Un score de 600 correspond à une situation [station x période] ayant obtenu le plus haut score simultanément pour chacune des 6 métriques de présence et de toxicité.

Appliqué aux pesticides un score de 400 points a ainsi une toute autre signification que le même score (400 points) obtenu pour un indicateur calculé sur un autre groupe de substances.

Le score de chaque indicateur doit donc être interprété indépendamment et relativement à la signification objective des plus hauts scores.

Un exemple de résultat est donné par la Figure 7 :



Figure 7 : Grille de résultats pour l'indicateur micropollution pesticides (score présence et toxicité). 97 stations du linéaire de Garonne et de ses affluents et 7 stations sur l'Ariège pour 96 substances. Les noms des stations de Garonne sont sur fond vert, les principaux affluents et les stations Ariège sur fond bleu et les affluents secondaires sur fond blanc. Un gradient de couleur basé sur la distribution des données facilite la lecture (rouge : valeurs les plus élevées correspondant aux situations les plus dégradées, jaune : valeurs médianes, vert : valeurs les plus faibles correspondant aux situations les moins dégradées).

Pour cet exemple, sur la grille de résultats ci-dessus (Figure 7), les 10 situations les plus dégradées (parmi celles en rouge) se situent sur les petits affluents au mois de mai, avec un score moyen de 431 correspondant en moyenne (la valeur médiane est indiquée entre parenthèse) à :

- 28 (29) substances détectées ;
- 8 (7) substances en dépassement ;
- Un cumul des concentrations maximales des substances quantifiées de 23 (24) µg/L ;
- Un cumul des taux de dépassements maximums de 345 (309) fois les seuils.

Un score de zéro indique quant à lui, qu'aucune substance n'est quantifiée pour la station et le mois correspondant dans la période 2009-2014.

5.2.1.1.6. Application de l'indicateur pour plusieurs types de micropollution

En plus de l'indicateur micropollution pesticides présenté en exemple, la même démarche est appliquée pour évaluer plusieurs types de micropollutions.

Au final 5 indicateurs caractérisant diverses micropollutions sont calculés (Tableau 11) :

Tableau 11 : Les 5 indicateurs micropollution calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité).

Indicateurs retenus	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution métaux et ETM (Toxicité seule)	2 mois	23
Micropollution pesticides (P+T)	1 mois	96
Micropollution organique hors pesticide (P+T)	2 mois	41
Micropollution Saumon (P+T) seuils sub-létaux	1 mois	26
Micropollution Saumon (P+T) seuils létaux	1 mois	25

Lors du traitement de l'ensemble des données, aucun dépassement n'est relevé pour la période 2009-2014 pour les **25 substances recensées dans la catégorie Saumon (P+T) seuils létaux**, cet indicateur de l'aléa micropollution n'est donc pas retenu.

On notera que, pour la "Micropollution métaux et ETM", seule la métrique de toxicité est utilisée dans le calcul de l'indicateur. Les métaux et métalloïdes sont souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux ; la métrique de présence des substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.2. Calcul du risque dans le Cas des indicateurs de « micropollution »

Dans le cadre de l'analyse de risques, l'objectif est d'obtenir une caractérisation de la "qualité" des eaux vis-à-vis des différents stades de vie du saumon pour leurs périodes de présence respectives et sur les différents secteurs de Garonne associés.

Les 4 indicateurs retenus pour caractériser les diverses pollutions dans le calcul du risque sont donc (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité) :

- Micropollution métaux et ETM (Toxicité seule) ;
- Micropollution pesticides (P+T) ;
- Micropollution organique hors pesticide (P+T) ;
- Micropollution Saumon (P+T) seuils sub-létaux.

Le score de l'indicateur de micropollution pour l'enjeu, le tronçon et la période est tout d'abord calculé sur chaque station à partir des grilles mensuelles. Le score de l'indicateur est ainsi moyenné sur la période de présence du stade (moyenne pondérée par le nombre de jour de présence du stade dans le tronçon considéré). Le passage de la station au tronçon est réalisé en prenant le score maximum des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Ne pouvant évaluer un aléa et une vulnérabilité à chaque situation, c'est directement le risque sur une échelle de 1 à 9 qui est évalué à partir du résultat de l'indicateur de micropollution, comme défini par la suite.

5.2.1.2.1. Choix d'une approche directe de détermination du risque :

Plutôt que de caractériser un aléa, une vulnérabilité et d'en déduire un risque pour chaque substance liée à la micropollution des eaux, le choix a été fait de caractériser directement un risque associé aux valeurs de chaque indicateur de micropollution. En effet :

- Dans la bibliographie il existe peu de seuils de toxicité identifiés sur les différents stades biologiques du saumon au regard de plusieurs centaines de substances dosées et détectées dans l'eau ;

- Malgré l'utilisation de plusieurs années de données, les données par substance sont généralement assez lacunaires une fois distribuées par stade de développement et par tronçon. En conséquence l'estimation de l'aléa pour une substance serait peu représentative d'une période de présence ;
- La détermination d'une vulnérabilité substance par substance ou notamment d'un effet « cocktail » (mélange de plusieurs substances) est problématique. L'effet cocktail n'étant pas pris en considération dans les tests de toxicité molécule par molécule.

L'objectif est donc d'évaluer un risque des effets globaux de la présence de molécules en mélange plutôt que substance par substance.

Ce calcul sera appliqué aux 3 risques : métaux, pesticides et micropolluants organiques. Ces substances correspondent à des origines différentes (agricole, industrielle, domestique), et à des effets différenciés sur l'écosystème.

La difficulté de cette approche est de définir un niveau de risque : il est donc nécessaire de s'appuyer sur des études dédiées permettant une association entre un impact sur le saumon et la présence de contaminants.

5.2.1.2.2. La stratégie retenue pour définir le niveau de risque lié à l'indicateur pesticides

Le niveau de risque (chiffre entre 0 et 9) est codé selon le score de l'indicateur considéré. Le risque 0 est jugé négligeable, le risque 9 maximal. Il s'agit donc pour nous d'associer une échelle de valeur des scores de l'indicateur à une échelle de valeur de niveau de risque.

La stratégie d'attribution du niveau de risque est basée sur les travaux de Croze et al. (2006) dans le secteur Malause - Belleperche (20 km). Nous disposons de 3 stations documentées sur ce secteur (La Garonne à Lamagistère, La Garonne à St-Nicolas de la Grave, La Garonne à St-Aignan).

Il s'agit d'une étude de radiopistage des géniteurs du saumon en lien avec la contamination par les pesticides sur la période 2004-2005. Dans cette étude, Croze et al. (2006) indiquent que si les concentrations en pesticides ne permettent pas, à elles seules, d'expliquer les renoncements des géniteurs radiopistés en montaison, en situation de contamination, les renoncements sont plus nombreux et la mortalité est aggravée.

Le niveau de contamination dans le secteur Malause - Belleperche en période de montaison sur la période 2004-2005 peut donc être considéré comme **un risque avéré** pour le saumon. Par analogie, les scores calculés pour l'indicateur de micropollution pesticides sur chacune des 3 stations disponibles (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM sur le secteur sont moyennés et **associé à un niveau de risque de 3.**

Les autres bornes de l'échelle se basent sur la distribution des résultats de l'indicateur (Tableau 12) :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 9 divisent en 7 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 regroupent les 3 suivantes,
 - Le niveau de risque 9 correspond à la dernière classe de distribution.

Tableau 12 : Niveau de risque et résultats de l'indicateur Micropollution pesticide. Le niveau de risque entre 2 et 3 (barre épaisse) est déterminé par la moyenne des scores pour l'indicateur de micropollution pesticides des 3 stations : la Garonne à Lamagistère, la Garonne à St-Nicolas de la Grave, la Garonne à St-Aignan (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM. Les autres bornes s'ajustent en fonction la distribution des résultats de l'indicateur de micropollution pesticides de part et d'autre de la limite 2-3.

Niveau de risque	1	2	3	4	6	9
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 en deçà du seuil 2 à 3	50 - 100 en deçà du seuil 2 à 3	0 - 14 au-delà du seuil 2 à 3	14 - 43 au-delà du seuil 2 à 3	43 - 86 au-delà du seuil 2 à 3	86 - 100 au-delà du seuil 2 à 3
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution pesticides	1 à 53	54 à 79	80 à 97	98 à 134	135 à 258	>258

5.2.1.2.3. Stratégie pour les autres indicateurs de micropollution

Les niveaux de risque sont obtenus pour les autres indicateurs de micropollution (Micropollution métaux et ETM, Micropollution organique hors pesticide, Micropollution Saumon seuils sublétaux) en suivant la même méthodologie, faisant l'hypothèse que le niveau de contamination pour la période 2009-2014 sur le secteur Lamagistère - St Aignan lors du pic de migration correspondait à niveau de risque de 3 (même niveau que précédemment) pour l'ensemble des indicateurs de micropollution (et non uniquement pour l'indicateur micropollution pesticides).

Compte tenu du moindre niveau de toxicité rencontré pour ces substances (en nombre de substances détectées, substances en dépassement, cumul des concentrations maximales des substances quantifiées, cumul des taux de dépassements maximums) et de l'absence de travaux dédiés directement à l'étude de la toxicité de ces substances sur le saumon, le niveau maximum de niveau de risque est fixé à 6 (et non 9 comme pour les pesticides).

Les bornes des niveaux de risques se basent ainsi sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

Le calcul du risque micropolluant est ainsi réalisé pour l'ensemble des tronçons et des périodes de présence des différents stades du saumon atlantique (à l'aide des données de la base AEAG).

5.2.2. Cas des passages des smolts dans les turbines des centrales hydroélectriques

5.2.2.1. Détermination des mortalités moyennes par tronçon

Des expérimentations ont été menées dans divers pays (Etats Unis, Canada, Suède, Ecosse, Allemagne, France), principalement sur les juvéniles de salmonidés, pour évaluer les dommages – en termes de % de mortalité et de type de blessures - résultant du transit dans

les différents types de turbines. Les résultats obtenus sont assez concordants et permettent de tirer certaines conclusions générales sur les dommages potentiels subis par les poissons.

Des expressions donnant un ordre de grandeur des mortalités des poissons en fonction du type de turbine et de ses caractéristiques hydromécaniques (nombre de pales, vitesse de rotation, diamètre de la roue), de la hauteur de chute et de la taille du poisson ont été proposées, en particulier pour les juvéniles de salmonidés. Ces expressions ont été utilisées notamment dans l'étude de définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrateurs réalisée par Bosc et Larinier (2000).

Dans le cadre de cette étude, **les taux de mortalités pour les juvéniles de saumon atlantique au droit de chaque turbine seront tirés de l'étude réalisée par Bosc et Larinier** après vérification que les caractéristiques hydromécaniques des installations n'aient pas évolué depuis 2000. En cas de modifications constatées, où lorsque les ouvrages n'ont pas été traités par Bosc et Larinier (2000), les taux de mortalités ont été déterminés ou actualisés selon la même méthodologie.

Les résultats obtenus sont ensuite compilés par tronçon. Dans le cas des tronçons de la Garonne en amont de Toulouse (T8 et T10) et de l'Ariège (T11 et T12) les smolts potentiellement issus des secteurs entres ouvrages sont intégrés à l'analyse en utilisant les surfaces d'ERR recensées. Pour les autres tronçons, les mortalités moyennes par aménagements sont additionnées.

5.2.2.2. Détermination du niveau de risque

La méthodologie permettant de calculer directement un taux de mortalité pour le stock de smolts dévalants, le niveau de risque est attribué directement sur la base des mortalités moyennes estimées par tronçon, en appliquant la grille de discrimination suivante :

Tableau 13 : Grille de détermination du niveau de risque dans le cas des passages des passages des smolts dans les turbines.

Niveau de risque	Mortalité moyenne estimée sur le tronçon
0	0%
1	NR
2	NR
3	<5%
4	5 à 10 %
6	10 à 20 %
9	> 20 %

6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE

Au final, l'analyse de risque saumon sur le bassin de la Garonne revient à considérer **8 enjeux** (phases du cycle biologique) **sur 12 tronçons** de la Garonne et de l'Ariège. La détermination de **parfois 4 périodes par enjeu** a parfois été nécessaire. En effet, nous avons considéré les périodes de pic de migration, des périodes hors pic, des périodes avec le piégeage-transport pour les smolts, les 1HM et les PHM et des périodes sans piégeage-transport (donc en réalité 17 enjeux et « sous-enjeux »).

Près de 2700 risques ont pu être déterminés lors de ce travail en utilisant des bases de données pouvant dépasser plusieurs centaines de milliers de lignes.

Les résultats de l'analyse de risque seront restitués de **manière cartographique par enjeu** en faisant ressortir **pour chaque tronçon** les aléas présentant **les niveaux de risque les plus élevés (4 à 9) et les tendances significatives**.

7. BIBLIOGRAPHIE

7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT

- Bach, J., Baisez, A., Léon, C., Parouty, T., 2011. Suivi de la migration du saumon de l'Allier par radiopistage entre Vichy et les zones de frayères en 2009. LOGRAMI.
- Bau, F., Breinig, T., Jourdan, H., Croze, O., 2005. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Deuxième campagne (suivi 2003) (No. RA05.01). GHAAPPE.
- Bau, F., Croze, O., Delmouly, L., Moreau, N., Alesina, R., 2007. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en aval & en amont de Golfech. Quatrième campagne (suivi 2005) (No. RA07.03). GHAAPPE.
- Bau, F., Moreau, N., Croze, O., Breinig, T., Jourdan, H., 2006. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Troisième campagne (suivi 2004) (No. RA06.03). GHAAPPE.
- Bosc, S., Larinier, M., 2000. Définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrateurs. Simulation des mortalités induites par les aménagements hydroélectriques lors de la migration de dévalaison. (No. RA.00.01-G17-00-RT). GHAAPPE-MIGADO.
- Bousquet, B., 1979. Biologie et migration des smolts de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans les bassins Loir-Allier et Adour-Gave d'Oloron. Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Capra, H., Sabaton, C., Gouraud, V., Souchon, Y., Lim, P., 2003. A population dynamics model and habitat simulation as a tool to predict brown trout demography in natural and bypassed stream reaches. *River Research and Applications* 19, 551–568. <https://doi.org/10.1002/rra.729>
- Courret, D., 2014. Caractérisation de la perturbation hydrologique induite par les régimes d'éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur. Réflexion sur les mesures de mitigation des impacts des éclusées sur les populations de poissons. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.
- Courret, D., Larinier, P., Lascaux, J.M., Chanseau, M., Larinier, M., 2003. Etude pour une limitation des effets des éclusées sur la Dordogne en aval de l'aménagement du Sablier pour le saumon atlantique (No. MIGADO 8D-06-RT / GHAAPPE RA.06.02).
- Croze, O., Bau, F., Breinig, T., 2004. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Première campagne (suivi 2002) (No. RA04.06). GHAAPPE.
- Croze, O., Blot, E., Delmas, F., Alesina, R., Jourdan, H., Bau, F., Breinig, T., 2006. Suivi de la qualité de l'eau de la Garonne lors de la migration anadrome du saumon en amont de Golfech (No. RA06.04). GHAAPPE.
- Delmouly, L., Croze, O., Bau, F., Moreau, N., 2007. Etude de la franchissabilité de l'aménagement hydroélectrique de Golfech/Malause par le saumon atlantique : Suivi 2006 et synthèse 2005-2006 (No. RA07.07). GHAAPPE.
- Imbert, H., Grafflin, V., Dufour, S., 2013. Evidence of late migrant smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Loire-Allier System, France. *Cybiurn* 37, 5–14.
- Jonsson, B., Jonsson, N., 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1189-1>
- Richard, A., 1998. Gestion piscicole : interventions sur les populations de poissons, repeuplement des cours d'eau salmonicoles., Publication gouvernementale. ed, Mise au point / Conseil supérieur de la pêche.
- SAGA, 2000. Saumon Atlantique Garonne Ariège. La Reconquête du haut bassin de la Garonne.

Vandewalle, F., Lascaux, J.M., Mayeras, F., 2012a. Etude de l'évolution des paramètres hydromorphologiques et de la fonctionnalité des habitats piscicoles en fonction du débit sur le Gave d'Ossau. Tronçon Miégebat (lieu-dit)-confluence Valentin.

Vandewalle, F., Lascaux, J.M., Mayeras, F., 2012b. Etude de l'évolution des paramètres hydromorphologiques et de la fonctionnalité des habitats piscicoles en fonction du débit sur le Gave d'Ossau. Tronçon Miégebat (lieu-dit)-confluence Valentin.

7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA

Aas, O., Einum, S., Klemetsen, A., Skurdal, J., 2011. Atlantic Salmon Ecology. Wiley-Blackwell.

Alabaster, J.S., Lloyd, R., 1982. Water quality criteria for freshwater fish., Butterworth Scientific. ed.

Allen, K.R., 1969. Limitations on production in salmonid populations in streams., in: H.R. MacMillan Lectures in Fisheries. Univ. British Columbia. Presented at the Symposium on salmon and trout in streams., Institute of Fisheries, University of British Columbia, pp. 3–18.

Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M., Milner, N.J., 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries research 62, 143–170.

Arrignon, J., 1991. Aménagement écologique et piscicole des eaux douces, 4ème. ed. Tec&Doc.

Bagliniere, J.L., 1976. The downstream activity of the smolts in the Elle River Normandie. Annales d'Hydrobiologie 7, 159–177.

Baran, P., Longuevergne, L., Ombredane, D., Dufour, S., Dupont, N., 2015. Débit Minimum Biologique (DMB) et gestion quantitative de la ressource en eau. Comment définir une gestion quantitative équilibrée de la ressource en eau dans les bassins bretons en intégrant la préservation des milieux aquatiques et la vie piscicole ? CRESEB.

Baril, D., Gueneau, P., 1986. Radiopistage de saumons adultes (*Salmo salar*) en Loire. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 86–105. <https://doi.org/10.1051/kmae:1986006>

Barrett, J.C., Grossman, G.D., Rosenfeld, J., 1992. Turbidity-Induced Changes in Reactive Distance of Rainbow Trout. Transactions of the American Fisheries Society 121, 437–443. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1992\)121<0437:TICIRD>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1992)121<0437:TICIRD>2.3.CO;2)

Bash, J., Berman, C., 2001. Effect of turbidity and suspended solids on salmonids (Final Research Report). Center for Streamside Studies, Seattle.

Beall, E., Marty, C., 1983. Reproduction du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) en milieu semi-naturel contrôlé. Bulletin Français de Pisciculture 77–93. <https://doi.org/10.1051/kmae:1983009>

Belaud, A., 1996. Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive, Polytech. Cépaduès éditions.

Binkley, D., Brown, T.C., 1993. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 29, 729–740.

Bley, P.W., 1987. Age, Growth, and Mortality of Juvenile Atlantic Salmon in Streams: A Review. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service Biological Report 87, 31.

Bousquet, B., 1979. Biologie et migration des smolts de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans les bassins Loir-Allier et Adour-Gave d'Oloron. Institut National Polytechnique de Toulouse.

Breau, C., Cunjak, R.A., Bremset, G., 2007. Age-specific aggregation of wild juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* at cool water sources during high temperature events. Journal of Fish Biology 71, 1174–1191.

Breau, C., Cunjak, R.A., Peake, S.J., 2011. Behaviour during elevated water temperatures: can physiology explain movement of juvenile Atlantic salmon to cool water?: Temperature and physiology of juvenile salmon. Journal of Animal Ecology 80, 844–853. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01828.x>

- Canyurt, M.A., 1976. Étude de la production et de la qualité de jeunes saumons atlantiques *Salmo salar* de repeuplement élevés dans différents milieux. Université Paul Sabatier Toulouse.
- Chanseau, M., Dartiguelongue, J., Larinier, M., 2000. Analyse des données sur les passages enregistrés aux stations de contrôle des poissons migrateurs de Golfech et du Bazacle sur la Garonne et de Tuilières sur la Dordogne (No. GHAAPE RA00.02). GHAAPE-MIGADO.
- Chanseau, M., Nars, A., Menchi, O., Carry, L., Bosc, S., 2008. Les conditions du milieu sur le bassin de la Garonne et les besoins des migrateurs amphihalins (No. MI.GA.DO 20G-08-RT).
- Cohendet, F., 1993. Le saumon de l'Allier. Ecole National Vétérinaire de Toulouse.
- Cosyns, A., Senecal, A., Baisez, A., 2013. Etude actualisée des potentialités d'accueil de la GARtempe pour le saumon atlantique. LOGRAMI.
- Cowx, I.G., Welcomme, R.L., 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Fishing News Books.
- Crisp, D.T., 1996. Environmental requirement of commun riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia* 323, 201–221.
- Crisp, D.T., 1993. The environmental requirements of salmon and trout in fresh water, in: *Freshwater Forum*. pp. 176–202.
- Crisp, T.J., 2000. Trout and Salmon. Ecology, Conservation and Rehabilitation., Blackwell Science. ed. Oxford.
- Croze, O., 2008. Impact des seuils et barrages sur la migration anadrome du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) : caractérisation et modélisation des processus de franchissement (PhD Thesis).
- Danie, D.S., Trial, J., Stanley, J.G., 1984. Specie Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (North Atlantic). ATLANTIC SALMON (No. TR EL-82-4). US Army Corps of Engineers.
- Dartiguelongue, J., 2008. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège et la Garonne. Automne 2007. SCEA pour MIGADO.
- Daye, P.G., Garside, E.T., 1977. Lower lethal levels of pH for embryos and alevins of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Canadian Journal of Zoology* 55, 1504–1508.
- De Cola, J.N., 1970. Water quality requirements. U.S. Department of the Interior, Federal Water Quality Administration. Needham 42.
- De Kinkelin, P., Michel, C., Guittino, P., 1985. Précis de pathologie des poissons. INRA, OIE, Paris.
- Descroix, A., 2012. Croissance et régime alimentaire des juvéniles de Saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans la rivière Allier (PhD Thesis). Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II.
- Dill, R., Fay, C., Gallagher, M., Kircheis, D., Mierzykowski, S., Whiting, M., Haines, T., 2002. Water Quality Issues as Potential Limiting Factors Affecting Juvenile Atlantic Salmon Life Stages in Maine Rivers. A Report to the Maine Atlantic Salmon Technical Advisory Committee 29.
- Dolotov, S.I., 2006. The effects of water temperature on the migration of smolts of the Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Journal of Ichthyology* 46, S194–S203. <https://doi.org/10.1134/S0032945206110099>
- Dubé, S., 2013. Evaluation du potentiel de rétablissement de la population de saumon atlantique de l'île de Anticosti: habitat et menaces (No. 2012/170). Secrétariat canadien de consultation scientifique.
- Dumas, J., Olaïzola, M., Barriere, L., 2007. Survie embryonnaire du saumon Atlantique (*Salmo salar* L.) dans un cours d'eau du sud de son aire de répartition, la Nivelle. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 39–60.

- Duston, J., Saunders, R.L., Knox, D.E., 1991. Effects of increases in freshwater temperature on loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 164–169.
- Dwyer, W.P., Piper, R.G., 1987. Atlantic salmon growth efficiency as affected by temperature. *Progve Fish-Cult* 49, 57–9.
- Edwards, D.J., 1978. *Salmon and trout farming in Norway*. Fishing News Books Ltd., Farnham, Surrey.
- Elliott, J.M., 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*, Oxford University Press. ed, Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford.
- Elliott, J.M., 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Freshwater Biology* 25, 61–70.
- Elliott, J.M., Elliott, J.A., 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* 77, 1793–1817. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x>
- Elliott, J.M., Hurley, M.A., 1997. A functional model for maximum growth of atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology* 11, 592–603.
- Elson, P.F., 1975. Atlantic salmon rivers, smolt production and optimal spawning : an overview of natural production. *Int. Atl. Salmon Found. Spec. Publ. Ser.* 6, 96–119.
- Elson, P.F., 1969. High temperature and river ascent by Atlantic salmon. *International Council for the Exploration of the Sea* 12.
- Fay, C., Bartron, M., Craig, S., Saunders, R., Hecht, A., Pruden, J., Sheehan, rory, Trial, J., 2006. Status Review for Anadromous Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the United States. Report to the National Marine Fisheries Service and U.S.Fish and Wildlife Service 294.
- Finn, R.N., 2007. The physiology and toxicology of salmonid eggs and larvae in relation to water quality criteria. *Aquatic Toxicology* 81, 337–354.
- Fried, S.M., MacCleave, J.D., LaBar, G.W., 1978. Seaward Migration of Hatchery-Reared Atlantic Salmon, *Salmo salar*, Smolts in the Penobscot River Estuary, Maine : Riverine Movements. *Fish. Res. Bd. Can.* 35, 76–87.
- Fry, F.E.J., 1947. Temperature relations of salmonids. *Proc. Nat. Fish. Cult.* 10th Meet. 5.
- Gibson, R.J., 1993. The atlantic salmon in fresh water : spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3, 39–73.
- Gibson, R.J., 1978. The behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) with regard to temperature and to water velocity. *Trans. Am. Fish. Soc.* 107, 703–12.
- GIP Loire Estuaire, 2014. La dynamique de la vie. Les peuplements. Passage de poissons migrateurs : les Saumons, Cahier 2002 Indicateurs. GIP Loire Estuaire.
- Gowans, A.R.D., Armstrong, J.D., Priede, I.G., 1999. Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. *Journal of Fish Biology* 54, 713–726.
- Gueguen, J., Prouzet, P., 1994. *Le saumon atlantique*. IFREMER.
- Heland, M., Dumas, J., 1994. *Ecologie et comportement des juvéniles*. pp. 29–46.
- Hendry, K., Cragg-Hine, D., Scottish Natural Heritage (Agency), 2003. *Ecology of the Atlantic salmon: Salmo salar*.
- Huet, M., 1970. *Traité de pisciculture*. Editions Ch. de Wyngaert.
- Hussenot, J., Leclercq, D., 1987. La sursaturation des gaz dissous, un phénomène souvent mal connu en aquaculture. *Aqua Revue* 27–31.

- Javard, M.Y., Anderson, J.M., n.d. Thermal acclimation and temperature selection in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*S. gairdneri*). *J. Fish. Res. Bd Can.* 24, 1507–13.
- Jonsson, B., Forseth, T., Jensen, A.J., Nafstad, T.F., 2001. Thermal performance of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. *Functional Ecology* 15, 701–711.
- Jonsson, B., Jonsson, N., 2011. *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout*. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1189-1>
- Jonsson, B., Jonsson, N., 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75, 2381–2447. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x>
- Jonsson, B., Ruud-Hansen, J., 1985. Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42, 593–595.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2011. *Les poissons d'eau douce de France*, Biotopie Editions, Publications scientifiques du Muséum. ed.
- Knoph, M.B., 1992. Acute toxicity of ammonia to Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology* 101, 275–282.
- LaBar, G.W., McCleave, J.D., Fried, S.M., 1978. Seaward migration of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in the Penobscot River estuary, Maine: open-water movements. *ICES Journal of Marine Science* 38, 257–269. <https://doi.org/10.1093/icesjms/38.2.257>
- Mac Crimmon, H.R., Gots, B., 1979. World distribution of Atlantic Salmon, *Salmo salar*. *J. Fish. Res. Bd Can.* 36, 422–457.
- Martin, P., Rancon, J., Segura, G., Laffont, J., Boeuf, G., Dufour, S., 2012. Experimental study of the influence of photoperiod and temperature on the swimming behaviour of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. *Aquaculture* 362–363, 200–208. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.11.047>
- Massa, F., Delorme, C., Bagliniere, J.L., Prunet, P., Grimaldi, C., 1999. Expositions d'oeufs de truite commune (*Salmo trutta*) à des hypoxies temporaires ou continue : effets sur la branchie, la résorption de la vésicule vitelline et les caractéristiques morphométriques des alevins. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 421–440. <https://doi.org/10.1051/kmae:1999007>
- McCormick, S.D., Cunjak, R.A., Dempson, B., O'Dea, M.F., Carey, J.B., 1999. Temperature-related loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 1649–1667.
- McCormick, S.D., Hansen, L.P., Quinn, T.P., Saunders, R.L., 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 77–92.
- Mills, D., 1989. *Ecology and Management of Atlantic Salmon*. Chapman & Hall, London - New York.
- Mills, D.H., 1964. The ecology of young stages of the Atlantic salmon in the River Bran, Ross-shire. *Freshwater Fish. Res. Scotland* 32, 1–58.
- Moore, A., 1994. An electrophysiological study on the effects of pH on olfaction in mature male Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Journal of Fish Biology* 45, 493–502.
- Morin, R., 2012. Qualité de l'eau requise pour l'élevage des salmonidés, Document d'information DADD-14. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.
- MPO, 2012. Seuils de température permettant de définir les stratégies de gestion pour la pêche du saumon atlantique (*Salmo Salar*) dans des conditions environnementales difficiles (No. Avis sci. 2012/019). Secrétariat canadien de consultation scientifique.

- Newcombe, C.P., 1994. Suspended sediment in aquatic ecosystems : III Effects as a Function of Concentration end Duration of Exposure (No. 574.5262/N539S/1994). Province of British Columbia. Habitat Protection Branch.
- Newcombe, C.P., Macdonald, D.D., 1991. Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. North American Journal of Fisheries Management 11, 72–82. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1991\)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1991)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2)
- Nisbet, M., Verneaux, J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. Annales de Limnologie 6, 161–190. <https://doi.org/10.1051/limn/1970015>
- Ojanguren, A.F., Reyes-Gavilan, F.G., Rodriguez Munos, R., 1999. Effects of Temperature on Growth and Efficiency of Yolk Utilisation in Eggs and Pre-feeding Larval Stages of Atlantic Salmon. Aquaculture International 7, 81–87.
- Peterson, R.H., Spinney, H.C.E., Sreedharan, A., 1977. Development of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Eggs and Alevins Under Varied Temperature Regimes. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 34, 31–43.
- Ruggles, C.P., 1980. A Review of the Downstream Migration of Atlantic Salmon (No. 952), Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Shepard, S.L., 1995. Atlantic Salmon Spawning Migrations in the Penobscot River, Maine : Fishways, Flows and High Temperatures. University of Maine. Orono, ME.
- Shepard, S.L., 1991. Report on radio telemetry investigations of Atlantic salmon migration in the Penobscot River. Bangor Hydro-electric Company, Bangor.
- Siginevich, G.P., 1967. Nature of the relationship between increase in size of Baltic salmon fry and the water temperature. Fish. Res. Bd. Can. Transl. Ser. 14.
- Solbé, J., 1988. Water quality for salmon and trout. The Atlantic salmon Trust.
- Tam, W.H., Payson, P.D., Roy, J.J., 1986. Retardation and recovery of growth in brook trout fry (*Salvelinus fontinalis*) exposed for various durations to acidified water. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 2048–2050.
- Tétard, S., Lasne, E., Gadais, R., Bultel, E., Feunteun, E., 2013. Evaluation du stock de Saumons entrant en estuaire de la Loire et etude du comportement migratoire jusqu'aux secteurs amont - phase 1 38.
- Thioulouse, G., 1972. Le comportement du saumon. Essai d'éthologie du saumon de l'Allier, Plein Air Service, Edit. Scient, Clermont-Ferrand. ed.
- WDFW, 2009. Compiled White Papers For Hydraulic Project Approval HCP. Chapitre 7.6 : Direct and Indirect Effects : Water Quality Modifications. p. 66.

8. ANNEXE

8.1. DETERMINATION DE LA VULNERABILITE DANS LE CAS DES MATIERES EN SUSPENSION

La bibliographie concernant l'effet des MES sur le saumon atlantique est peu fournie. Dans un premier temps, les gammes de vulnérabilité ont été déterminées en utilisant des références bibliographiques généralistes sur la qualité des eaux ou sur l'élevage des salmonidés. Les premiers résultats de l'analyse de risques ont fait émerger des risques fort et très forts uniquement sur les tronçons aval (T1 et T2) où se produit le phénomène de bouchon vaseux.

Vu les niveaux de risque atteints et le manque de robustesse de la base bibliographique utilisée pour déterminer les gammes de vulnérabilité, il a été décidé d'approfondir ce sujet.

8.1.1. Construction d'un indicateur et relation à la vulnérabilité

Deux documents ont principalement servi de références pour construire les gammes de vulnérabilité appliquées à ces deux tronçons. Il s'agit de synthèses sur l'effet des MES sur les écosystèmes aquatiques (Newcombe and Macdonald, 1991) et sur les salmonidés (Bash and Berman, 2001). Ces documents passent en revue près d'une centaine de publications portant sur les organismes des milieux aquatiques continentaux et marins. **A partir de la base de données ainsi constituée, les auteurs montrent que l'utilisation des seules concentrations en MES est un mauvais indicateur de l'effet des MES sur les organismes. Par contre le croisement entre les concentrations en MES et la durée d'exposition constitue un bon indicateur.** Les auteurs développent un indicateur de stress qui permet de prédire les effets d'un épisode de pollution aux MES dès lors que sa durée et son intensité sont connus.

Les données issues de la base de données de Newcombe and Macdonald (1991) et de Bash and Berman (2001) ont été triées afin de construire un indicateur de stress spécifique aux salmonidés dans le but de déterminer les gammes de vulnérabilité pour l'analyse de risques. Malheureusement très peu d'études portent sur le saumon atlantique, il a donc fallu retenir toutes les études traitant des salmonidés, pour des stades « smolt » et « adulte », pour construire un indicateur de stress le plus adapté possible à la problématique. En tout 41 références ont été retenues pour l'adaptation de l'indicateur (Figure 8).

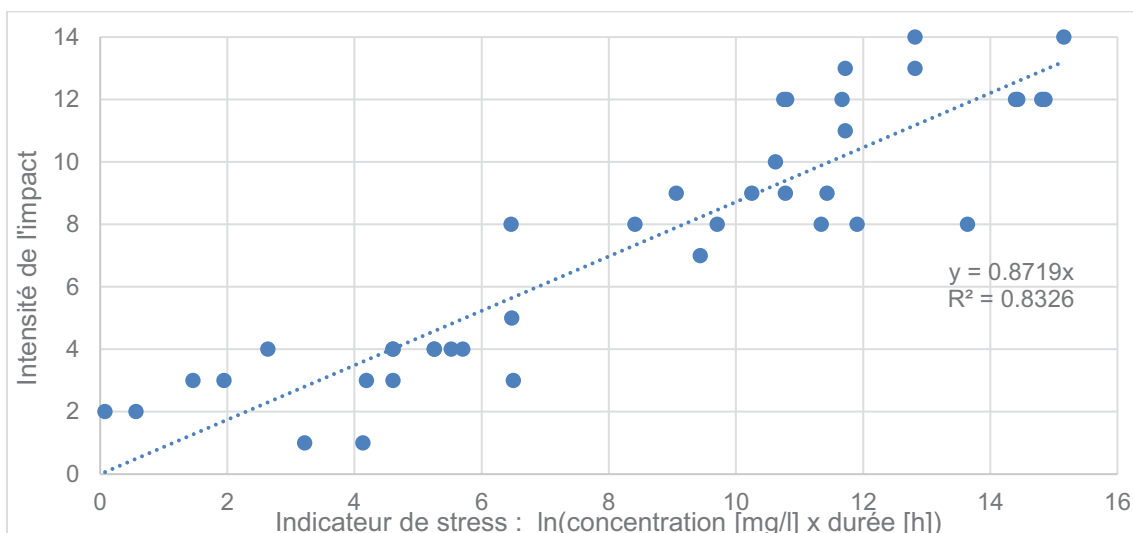


Figure 8 : Relation entre l'indicateur de stress liés aux MES (selon la méthode définie par Newcombe and Macdonald (1991)) et l'intensité de l'impact sur la base de 41 études menées sur des smolts et adultes de salmonidés.

L'échelle définie par Newcombe and Macdonald (1991) permet de relier l'intensité de l'impact à la vulnérabilité :

- Stress physiologique à partir d'une intensité d'impact de 8,
- Début des mortalités à partir d'une intensité de 10,
- Mortalités importantes à partir d'une intensité de 14.

Ceci permet de définir des gammes de vulnérabilité relatives aux MES :

- Vulnérabilité 1 : intensité de l'impact 8 à 10, correspondant à une valeur de l'indicateur de stress comprise entre 9.2 et 11.5,
- Vulnérabilité 2 : intensité de l'impact de 10 à 13, correspondant à une valeur de l'indicateur de stress comprise entre 11.5 et 14.9,
- Vulnérabilité 3 : intensité de l'impact égale à 13, correspondant à une valeur de l'indicateur de stress supérieure à 14.9.

8.1.2. Détermination des gammes de concentration en MES retenues

L'indicateur de stress étant issu d'un croisement entre **la concentration** en MES et **une durée d'exposition**, il est nécessaire de déterminer cette dernière afin de pouvoir déterminer les concentrations associées.

Dans une étude portant sur les déplacements de saumons atlantiques à travers l'estuaire de la Loire, Tétard *et al.* (2013), font une synthèse des travaux traitant des déplacements de saumons adultes en estuaire. Ils concluent que les vitesses moyennes de déplacement dans les estuaires sont relativement similaires dans toutes les études et proches de 2 km/h. Pour les smolts, La Bar *et al.* (1978) ont déterminé une vitesse moyenne de déplacement des smolts de 51 cm/s en utilisant la technique de la télémétrie acoustique dans l'estuaire de la rivière Penobscot aux États-Unis. Cela correspond à une vitesse moyenne de 1.8 km/h. **Les vitesses de déplacement déterminées pour les smolts et les géniteurs en estuaire sont donc proches, et de l'ordre de 2 km/h.**

Les tronçons T1 et T2 ont respectivement une longueur de 75 et 84.9 km, les temps de séjour des saumons à l'intérieur de ces derniers sont donc de 38 et 43 heures, si l'on considère que les saumons les franchissent sans faire d'arrêt. Ces temps d'exposition permettent alors de déterminer les gammes de concentrations en MES correspondant à l'indicateur de stress de

Newcombe and Macdonald (1991) et donc à l'échelle de vulnérabilité définie pour cet indicateur de stress :

- Vulnérabilité 1 : concentration de 250 mg/l à 2 g/l,
- Vulnérabilité 2 : concentration de 2 g/l à 70 g/l,
- Vulnérabilité 3 : concentration supérieure à 70g/l.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse des risques « saumon atlantique » sur le bassin de la Garonne

Résultats, synthèse et discussion



Saumon adulte (MIGADO©)

Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

Philippe Baran (philippe.baran@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- Philippe Baran, philippe.baran@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse des risques « saumon atlantique » sur le bassin de la Garonne. Résultats, synthèse et discussion. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. RESULTATS PAR ENJEUX	5
1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES	5
1.2. ENJEU 1 : VIE SOUS GRAVIERS.....	5
1.3. ENJEU 2 : ALEVINS EMERGENTS ET POST-EMERGENTS	7
1.4. ENJEU 3 : CROISSANCE DES TACONS 0+	8
1.5. ENJEU 4 : CROISSANCE DES TACONS 1+	10
1.6. ENJEU 5 : LA DEVALAISON DES SMOLTS.....	10
1.6.1. <i>Les principaux risques en situation de dévalaison « naturelle »</i>	<i>10</i>
1.6.2. <i>Les principaux risques de la dévalaison des smolts avec le Piégeage/Transport</i>	<i>13</i>
1.7. ENJEU 6 : MIGRATION DES 1HM	14
1.7.1. <i>Les principaux risques en situation « naturelle »</i>	<i>15</i>
1.7.2. <i>Les principaux risques avec le Piégeage/Transfert</i>	<i>19</i>
1.8. ENJEU 7 : MIGRATION DES PHM.....	20
1.8.1. <i>Les principaux risques en situation « naturelle »</i>	<i>20</i>
1.8.2. <i>Les principaux risques avec le Piégeage/Transfert</i>	<i>23</i>
1.9. ENJEU 8 : LA REPRODUCTION	23
2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES.....	25
2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS.....	25
2.2. DISCUSSION AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES ET DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DISPONIBLES SUR LE BASSIN.....	26
2.2.1. <i>Enjeu 1 : la vie sous graviers.....</i>	<i>26</i>
2.2.2. <i>Enjeu 2 : alevins émergents et post-émergents.....</i>	<i>27</i>
2.2.3. <i>Enjeu 3 : la croissance des tacons de l'année (T0+)</i>	<i>28</i>
2.2.4. <i>Enjeu 4 : la croissance des tacons d'un an (T1+)</i>	<i>29</i>
2.2.5. <i>Enjeu 5 : la dévalaison des smolts</i>	<i>29</i>
2.2.6. <i>Enjeux 6 et 7 : la migration des géniteurs.....</i>	<i>30</i>
2.2.7. <i>Enjeu 8 : la reproduction</i>	<i>31</i>
2.3. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES.....	32
2.3.1. <i>Les ouvrages et centrales électriques</i>	<i>32</i>
2.3.2. <i>La micropollution</i>	<i>34</i>
2.3.3. <i>L'hydromorphologie.....</i>	<i>34</i>
2.3.4. <i>La thermie</i>	<i>35</i>
2.3.5. <i>L'hydrologie.....</i>	<i>35</i>
2.3.6. <i>La physico-chimie</i>	<i>36</i>
2.3.7. <i>Les autres risques.....</i>	<i>36</i>
2.4. LIMITES DE LA METHODE	37
3. CONCLUSION	38
4. BIBLIOGRAPHIE.....	41

1. RESULTATS PAR ENJEUX

1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES

Ce document présente de manière synthétique les résultats de l'analyse de risques pour le saumon sur le bassin de la Garonne. Il a été choisi de ne détailler que **les risques de niveaux 4 et plus**, ce qui correspond au croisement :

- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité du saumon vis-à-vis de cet aléa de 2 donc un niveau de risque 4 ou 6 ;
- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité du saumon vis-à-vis de cet aléa de 3 donc un niveau de risque 6 ou 9.

Les résultats sont présentés pour les 8 enjeux, et détaillés par tronçons. Le nombre total de risques et la distribution des niveaux de risques sont donnés sous la forme d'un diagramme en secteur pour chaque tronçon (Figure 1).

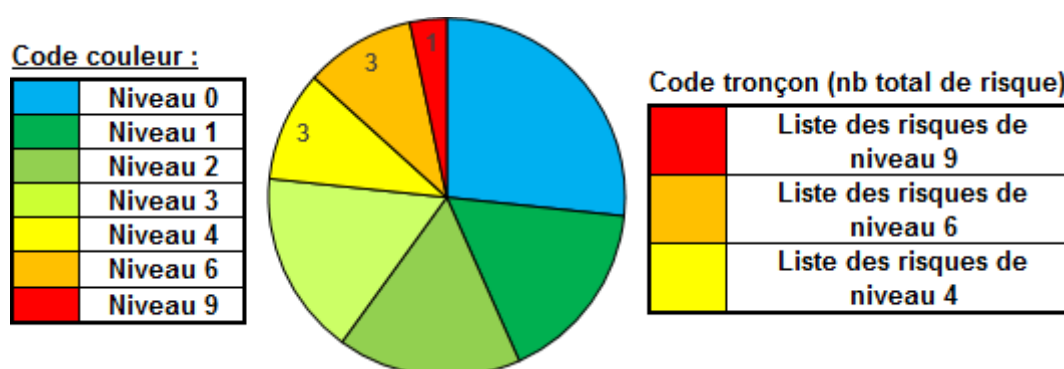


Figure 1 : Représentation de l'ensemble des niveaux de risque calculés par tronçon et par enjeu. A gauche le code couleur, au centre le diagramme en secteur représentant la distribution de tous les niveaux de risque calculés, et, à droite, le détail des risques ≥ 4 par thème.

A côté de chaque diagramme les risques de niveaux supérieurs ou égaux à 4 sont détaillés par thèmes. Lorsque que des chroniques permettant d'étudier **la tendance évolutive** du paramètre ont pu être récupérées, la tendance est indiquée entre parenthèses (= stable, $\uparrow$ augmentation de l'intensité de l'aléa, $\downarrow$ diminution de l'intensité de l'aléa).

1.2. ENJEU 1 : VIE SOUS GRAVIERS

Cet enjeu se déroule de **Novembre** (enfouissement des œufs par les géniteurs) à **Mai** (fin de l'émergence des alevins des graviers et galets des frayères) en fonction des tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçon est de 28 ; excepté sur le tronçon 12 où les risques liés à la micropollution « métaux » et « autres polluants » n'ont pu être déterminés faute de données suffisantes.

Pour l'enjeu « vie sous-graviers », l'analyse de risques fait ressortir **au maximum des risques de niveau 4**. Aucun risque de niveau supérieur à 3 n'est identifié dans le tronçon 11 (Figure 2).

Plusieurs familles de risques concernent cet enjeu : ceux liés à l'hydrologie, la température, les aménagements hydroélectriques et la micropollution.

Concernant l'hydrologie, des crues biennales sont susceptibles de se produire pendant la période définie pour la vie sous graviers. Ces épisodes hydrologiques peuvent mettre en mouvement le substrat dans lequel les nids ont été creusés et de fait de générer des mortalités plus ou moins partielles.

Avec les données dont on dispose, cet aléa génère un risque de niveau 4 dans les tronçons de la Garonne amont (T10, station de la banque Hydro de Saint-Béat et Valentine) et aval Carbonne jusqu'à l'Ariège (T8, station de la banque Hydro de Marquefave). L'étude de chroniques plus longues disponibles dans la banque Hydro (depuis 1984 à Valentine (T10), 1950 à Foix (T12), 1966 à Auterive (T11), chronique trop courte pour Marquefave (T8)), ne fait pas apparaître de tendances concernant l'évolution de l'occurrence de crues biennales pendant la période de vie sous graviers.

Pour le risque lié à la température qui apparaît ici, il concerne uniquement le tronçon 12, l'Ariège entre Labarre et Pébernat. C'est un risque lié à l'apparition de température comprises entre 0 et 4°C, pouvant générer, d'après la bibliographie, des mortalités partielles. Il est détecté tous les ans pendant en moyenne 24 jours. La station de suivi de la température de l'eau de Varilhes ayant été mis en place récemment (2004), il n'a pas été possible de mettre en évidence une tendance dans l'évolution de ce paramètre.

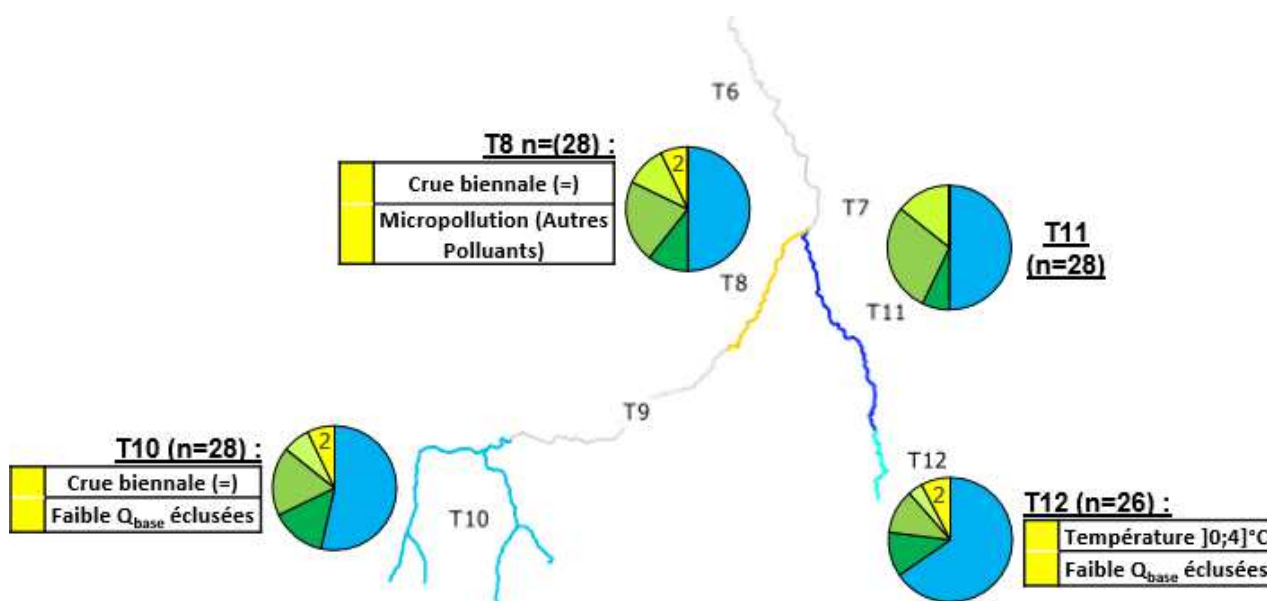


Figure 2 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 1 : la vie sous-graviers.

Les risques identifiés au sujet du fonctionnement des aménagements hydroélectriques par éclusées sur les tronçons amont de l'Ariège amont (T12) et de la Garonne amont (T10) sont liés à d'éventuelles exondations de nids lors du retour au débit de base des éclusées. Il s'agit d'un risque, donc d'une potentialité, mise en avant par l'**indicateur éclusées** (Courret, 2014), en raison de faibles débits de base inter-éclusées. Les exondations de nids véritables seront fortement dépendantes de la morphologie des tronçons. Il faut garder à l'esprit que, pour le tronçon T10, l'analyse des données ne concerne qu'une station de la Garonne (pas de stations hydrologiques sur la Neste d'Aure, la Neste du Luron et la Pique). Pour le tronçon T12, la station utilisée pour caractériser le risque sur l'Ariège est celle de Foix, située donc en amont immédiat de T12, elle ne prend pas en compte la démodulation des éclusées venant de l'amont par l'aménagement de Labarre. Des doutes subsistants quant aux capacités actuelles de démodulation de Labarre (débit d'équipement et comblement de la retenue), il a été choisi de faire apparaître ce risque sur ce tronçon¹.

Enfin un risque de niveau 4 apparaît concernant la micropollution de l'eau, via l'indicateur « autres polluants » au niveau de la Garonne entre Carbonne et la confluence de l'Ariège (T8).

¹ Des problèmes d'exondations réelles sont documentés sur ce tronçon en lien avec le fonctionnement et les différents débits d'équipements des différentes centrales sises sur le linéaire.

Cet indicateur fait ressortir la présence des HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), des PCB (polychlorobiphényles), des organochlorés, des solvants, des détergents et plastifiants, et divers autres composés organiques synthétiques.

1.3. ENJEU 2 : ALEVINS EMERGENTS ET POST-EMERGENTS

Cet enjeu se déroule, en fonction des tronçons considérés, **de mi-février** (les alevins peuvent commencer à sortir des frayères) **à fin juin** (ils sont maintenant bien installés dans la rivière et ont atteint une belle taille).

Le nombre de risques calculés par tronçon est de 32 ; excepté sur le tronçon 12 où les risques liés à la micropollution « métaux » et « autres polluants » n'ont pu être calculés faute de données suffisantes.

Pour les alevins émergents et post-émergents, l'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et un risque de niveau 6** (Figure 3).

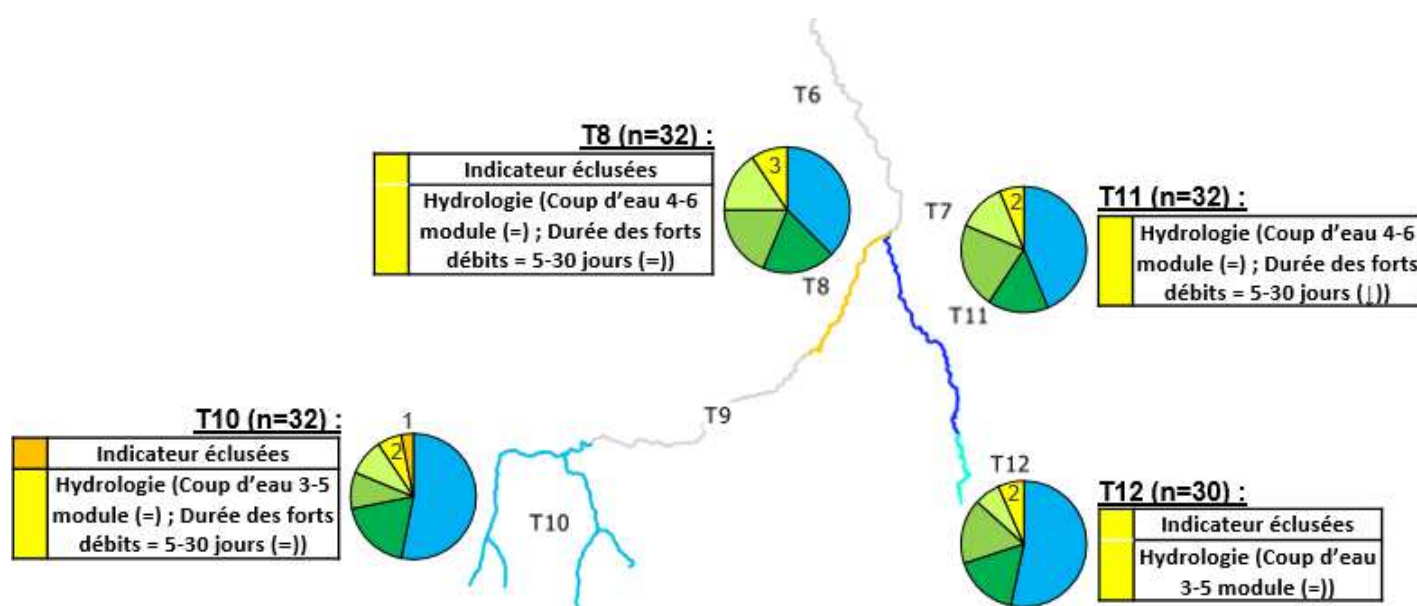


Figure 3 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 2 : les alevins émergents et post-émergents.

Deux familles de risques concernent cet enjeu, principalement ceux liés à l'hydrologie mais aussi ceux liés aux aménagements hydroélectriques.

Pour l'hydrologie, deux types de risques de niveau 4 sont mis en évidence : les risques liés au débit maximum se produisant pendant cette période et les risques liés au maintien de débits soutenus pendant 5 à 30 jours. Ils peuvent tous deux être considérés comme des risques « naturels ».

Les risques générés par **l'apparition** de coups d'eau à cette période sensible du cycle biologique du saumon sont détectés dans tous les tronçons : Garonne amont (T10), Ariège amont (T12), Garonne en aval de Carbonne (T8) et l'Ariège aval (T11). Mais aucune tendance évolutive à long terme n'est mise en évidence au niveau des stations hydrologiques caractérisant ces 4 tronçons.

Les risques liés à **la durée** des débits soutenus sont détectés sur 3 des 4 tronçons (sauf dans le tronçon de l'Ariège amont (T12)). Il n'y a pas de tendance significative en T10 et T8 mais par contre une tendance à **la baisse** de la durée des forts débits pendant l'émergence et la post-émergence est mise en évidence dans l'Ariège aval (T11, Figure 4).

Nous ne détectons donc pas d'aggravation dans le temps de ce risque « naturel² ». Il peut se produire, mais pas plus qu'avant.

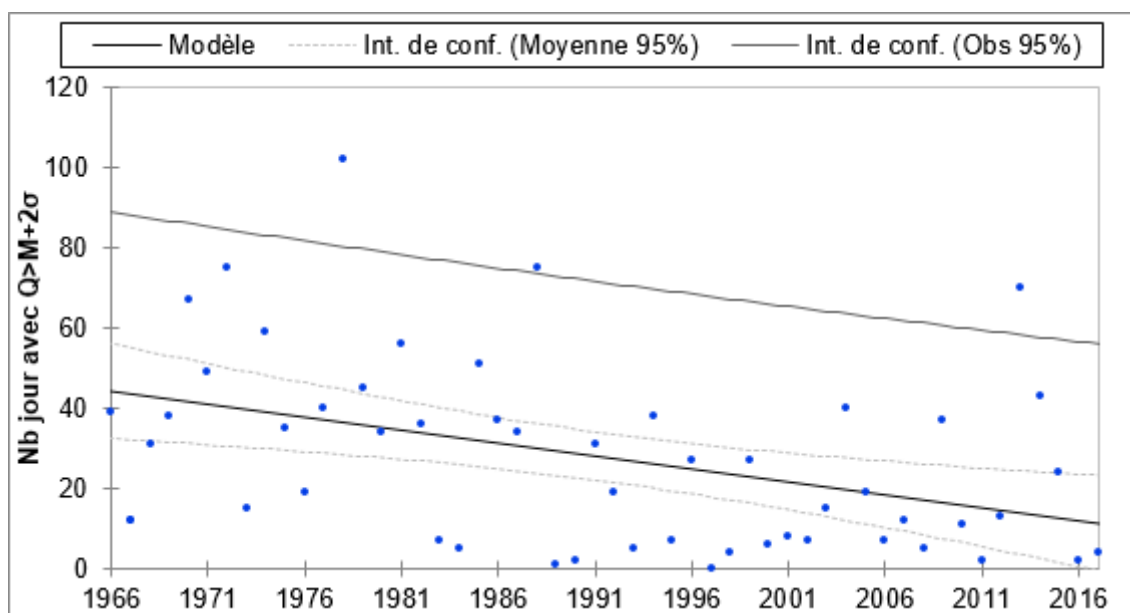


Figure 4 : Evolution du nombre de jours avec des débits supérieurs au module plus 2 fois l'écart type du module pour la station hydrologique d'Auterive sur l'Ariège entre 1966 et 2017. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à la baisse statistiquement significative ($R^2=0.17$; $p<0.01$).

Concernant le fonctionnement par éclusées des aménagements hydroélectriques, l'analyse fait ressortir un risque de niveau 6 sur la Garonne amont (T10) et des risques de niveau 4 sur l'Ariège amont (T12) et la Garonne en aval de Carbone (T8)³. Ces risques sont ceux d'une dérive forcée des alevins lors de l'écluse ainsi que d'éventuels échouages/piégeages lors du retour au débit de base. Ils sont détectés via « l'indicateur éclusées ». Pour l'échouage/piégeage, l'apparition de surfaces piègeuses sera aussi dépendante de la morphologie des tronçons de cours d'eau.

Ici aussi, il faut garder à l'esprit que les données ne concernent qu'une station hydrologique de la Garonne sur T10 (pas de stations sur la Neste d'Aure, la Neste du Louron et la Pique), et que la station utilisée pour caractériser le risque sur l'Ariège amont est celle de Foix, située en amont immédiat de T12.

1.4. ENJEU 3 : CROISSANCE DES TACONS 0+

Pour tous les tronçons, il a été considéré que cet enjeu se déroulait de **juillet à fin février de l'année suivante**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est de 30 ; excepté sur le tronçon 12 où les risques liés à la micropollution « métaux » et « autres polluants » n'ont pu être calculés faute de données suffisantes.

L'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et un risque de niveau 6** (Figure 5). Aucun risque supérieur à 3 n'est mis en évidence pour les 28 aléas de l'Ariège amont (T12).

² Liés à des phénomènes naturels tels que l'hydrologie ou la température. Nous avons conscience qu'hydrologie comme température ne sont plus vraiment « naturels » car de nombreuses activités humaines les influencent mais de manière indirectes (modifications sur le bassin versant pour l'hydrologie par exemple, suppression du substrat alluvial, changement climatique pour la température...).

³ Pour ce tronçon des variations de niveau sont détectées mais leur origine est à déterminer.

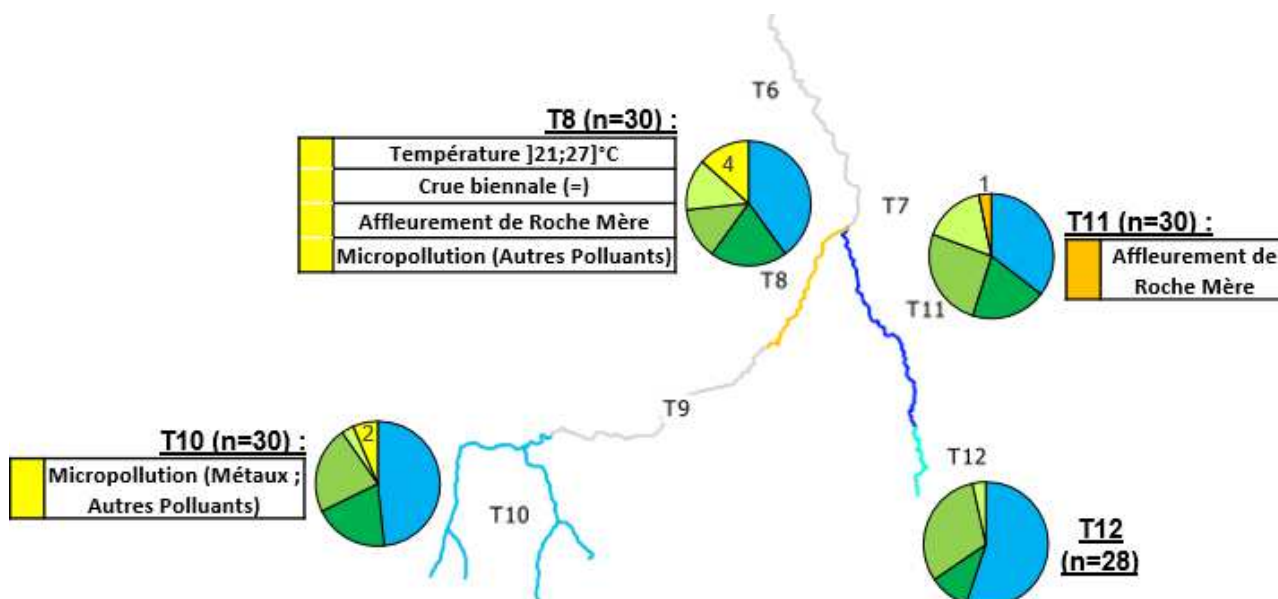


Figure 5 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 3 : la croissance des tacons de l'année (T0+).

Cet enjeu est concerné par plusieurs familles de risques : des risques induits par l'hydromorphologie, l'hydrologie, la température et la micropollution.

Les risques liés à l'hydromorphologie sortent sur l'Ariège en aval de Pébernat (T11) et sur la Garonne de Carbone à la confluence de l'Ariège (T8). Ils sont relatifs à l'apparition du substratum de roche mère dans le lit du cours d'eau durant la période récente (1950 à nos jours). L'apparition de roche mère, et donc la perte du substrat alluvial dégrade, entre autres, la qualité des radiers et plats courants, et touche de fait les habitats utilisés par les tacons. Ce risque est fort (niveau 6) pour l'Ariège aval (T11), avec près de 47% de la surface en eau du tronçon occupée par de la roche mère. Le risque est moyen (niveau 4) pour la Garonne en aval de Carbone (T8) où la roche mère constitue plus de 15% de la surface du fond du fleuve sur ce tronçon.

L'occurrence de crues biennales durant la période de présence des tacons, qui est, rappelons-le, un phénomène « naturel » susceptible de générer des mortalités partielles, fait apparaître un risque 4 dans la Garonne en aval de Carbone (T8). L'étude d'une chronique plus longue au niveau de la station hydrologique de Marquefave (1950-2016) ne montre aucune tendance d'évolution de cet aléa.

Un risque de niveau 4, lié à des températures élevées, comprises entre 21 et 27°C, apparaît pour la Garonne en aval de Carbone (T8). Cette gamme de température, générant un stress important et des mortalités partielles chez le tacon, se manifeste en moyenne plus de 30 jours pratiquement tous les ans. Ce risque n'est pas détecté au niveau de l'Ariège aval (T11), la station de suivi de la température retenue pour caractériser ce grand tronçon de 60,1 km (station de Cintegabelle) ne le faisant pas apparaître. Si ce tronçon était découpé en deux sous-tronçons, et en considérant la station de suivi thermique de Clermont le Fort, un risque thermique de niveau 4 émergerait à nouveau dans le sous-tronçon le plus aval de l'Ariège.

Enfin des risques de niveau 4 ressortent de l'analyse concernant la micropollution de l'eau, au niveau des tronçons de la Garonne T10 et T8. Pour la Garonne amont (T10), ce risque concerne l'indicateur « métaux » (léger dépassement des seuils de toxicité définis pour l'Arsenic, l'Uranium et parfois du Mercure et Zinc) et « autres polluants ». Pour la Garonne en aval de Carbone (T8), il ne concerne que l'indicateur « autres polluants ».

1.5. ENJEU 4 : CROISSANCE DES TACONS 1+

Cet enjeu se déroule **de mars à fin février de l'année suivante** quel que soit le tronçon considéré.

Le nombre de risques calculés par tronçon est de 30 ; excepté sur le tronçon 12 où les risques liés à la micropollution « métaux » et « autres polluants » n'ont pu être calculés à cause de données insuffisantes.

L'analyse fait ressortir **des risques très proches de ceux identifiés pour les tacons de l'année (0+)** (Figure 6). Comme pour les tacons de l'année, aucun risque supérieur à 3 ne ressort sur l'Ariège amont (T12).

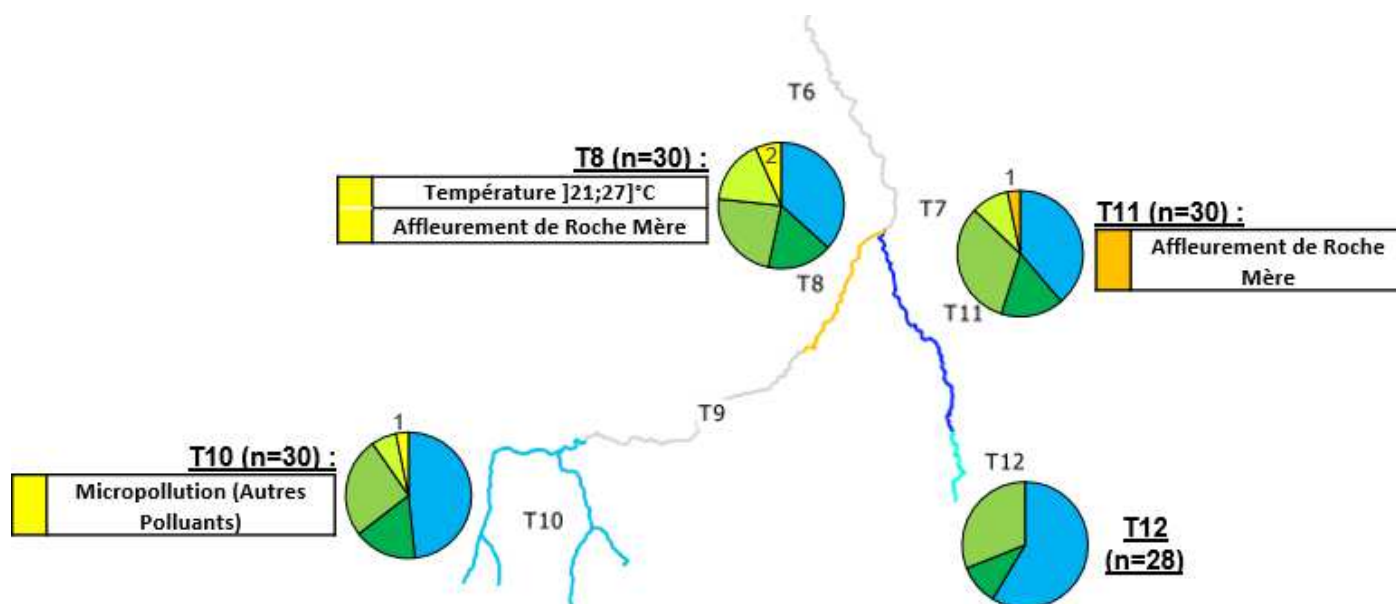


Figure 6 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 4 : la croissance des tacons d'un an (T1+).

Les risques concernant l'hydromorphologie sont identiques, de niveau 6 pour l'Ariège aval (T11) et de niveau 4 pour la Garonne en aval de Carbonne (T8).

Le risque de niveau 4 concernant les températures supérieures à 21°C demeure dans le tronçon 8.

Les risques liés à la micropollution se maintiennent uniquement dans la Garonne amont (T10) sur l'indicateur « autres polluants ».

1.6. ENJEU 5 : LA DEVALAISON DES SMOLTS

1.6.1. Les principaux risques en situation de dévalaison « naturelle⁴ »

Cet enjeu se déroule globalement sur la période allant **de fin mars à mi-juin**, en fonction des tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçons est variable, entre 25 et 28 pour la plupart des tronçons, excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1) où seulement 9 risques ont pu être déterminés à cause du manque de données concernant la physicochimie.

L'analyse fait ressortir des risques **d'intensité 4 à 9** pour cet enjeu (Figure 7). Aucun risque supérieur à 3 n'apparaît sur la partie Ariègeoise du bassin (T11 et T12).

⁴ Sans le dispositif de piégeage-transport

Plusieurs types de risques sont moyens à très forts pour cet enjeu : ceux que font courir les ouvrages de production hydroélectrique, l'hydrologie, la micropollution et la température.

Les risques découlant de l'hydroélectricité regroupent les mortalités générées par le passage des smolts dans les turbines des centrales, ainsi que le transit des smolts à travers les grandes retenues associées aux centrales (retard, égarement, prédation...).

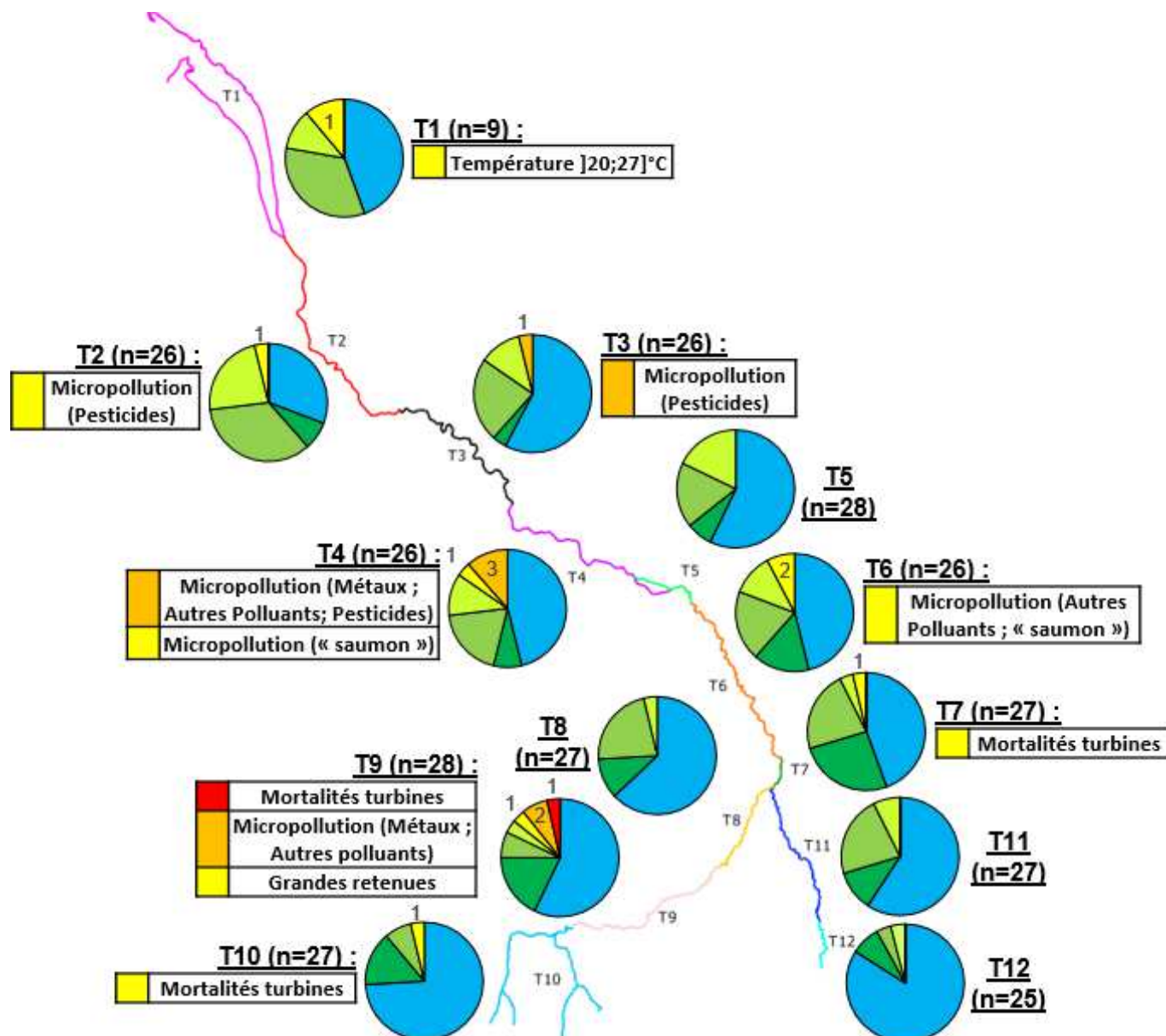


Figure 7 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 5 : la dévalaison des smolts, pendant la période de migration principale.

Le principal tronçon impacté par les passages dans les turbines est celui de la Garonne hydroélectrique (T9) où un risque très fort (niveau 9) apparaît. En effet, pour l'hydrologie ayant cours durant la période de dévalaison, les mortalités moyennes générées par les turbines de ce tronçon ont été estimées à plus de 54% de l'effectif dévalant (voir la note présentant la méthodologie de l'analyse de risques, l'estimation est basée sur les principes de Bosc et Larinier (2000)). Des risques de niveau 4, également liés aux passages des smolts dans les turbines apparaissent aussi dans la Garonne amont (T10), principalement sur l'axe Neste où les mortalités ont été estimées à plus de 8% du potentiel dévalant en aval de Saint-Lary. Ce même niveau de risque (4) est caractérisé pour la Garonne Toulousaine (T7), où les deux

centrales (Ramier et Bazacle) génèrent en moyenne près de 6% de mortalité (cette estimation ne prend pas en compte la mise en fonctionnement d'une centrale avec turbine ichtyocompatible au niveau de la Cavaletade, mais dont le débit d'équipement vis-à-vis des débits rencontrés au moment de la dévalaison des smolts ne doit pas énormément changer la situation pour ces derniers [débit d'équipement = 30 m³/s, soit 17% de ce qui est turbiné au Ramier ou encore 11% du débit moyen de la période de dévalaison]). Ce type de risque existe également sur l'Ariège (T11 et T12), mais il est de moindre intensité. En effet, les aménagements de cet axe ont été récemment équipés de dispositifs de dévalaison utilisant les technologies les plus récentes développées pour cette problématique (réaménagement des prises d'eau avec mise en place de plan de grilles fines orientés couplés avec des exutoires de dévalaison, ECOGEA (2011)). Ce risque est également présent au niveau de la centrale de Golfech (T5), où aucun dispositif de dévalaison n'est réalisé pour l'instant, mais où les caractéristiques des turbines font que les mortalités générées restent en moyenne plutôt faibles.

Le risque lié aux grandes retenues (>50 Ha) apparaît au niveau 4 dans la Garonne hydroélectrique (T9). Dans ce tronçon, il y a 3 grandes retenues, dont la principale est la retenue de Carbonne avec une superficie supérieure à 140 Ha. La configuration de cette dernière laisse penser qu'une perte franche du signal hydraulique se produit à l'entrée de la retenue, ceci pouvant potentiellement désorienter les smolts, et ainsi générer du retard ou de l'égarement. Le risque « grande retenue » ne ressort pas supérieur à 3 au niveau de la retenue de Malaussène (T5), car il a été calculé que, de par sa configuration et les débits au moment de la période de dévalaison, la perte du signal hydraulique était moindre.

Des risques de niveau 6, liés à la micropollution, sont présents sur la Garonne dès le tronçon 9 à travers les indicateurs « métaux » et « autres polluants ». Ils disparaissent en aval de Carbonne puis réapparaissent en aval de Toulouse (T6), à un niveau de risque 4, à travers les indicateurs « autres polluants » et « saumon ». Ils s'intensifient ensuite en aval de Golfech (T4), où 3 des 4 indicateurs font ressortir des risques de niveau 6 (le 4^{ème} indicateur ressortant en risque de niveau 4). Le risque reste fort dans le tronçon en aval de la confluence du Lot (T3), mais ne ressort plus que pour l'indicateur « pesticides ». Il s'estompe dans le tronçon 2 (passage à un risque de niveau 4). Cette atténuation vers l'aval est peut-être le fait de la raréfaction des points de mesures en T2 (une seule station située en amont de Bordeaux). Pour l'estuaire (T1), l'absence de point de mesures ne permet pas de caractériser le risque micropollution.

Au niveau de l'estuaire (T1), l'analyse met en évidence un risque de niveau 4, lié à l'apparition de températures entraînant la perturbation de l'osmorégulation ainsi que de potentiels arrêts de la migration ($T > 20^{\circ}\text{C}$). En effet, cette gamme de température survient pendant en moyenne 14 jours durant la période principale de migration, 3 années sur 4. Ceci est susceptible de générer des retards dans la migration des smolts et de provoquer des effets indésirables indirects tels que la déshydratation des individus et une prédation accrue.

Aucun risque lié à l'hydrologie n'est pointé par l'analyse pour cet enjeu. D'une manière générale, sur le bassin de la Garonne, l'hydrologie durant la période de dévalaison reste relativement soutenue. Toutefois une érosion des débits durant cette fenêtre migratoire est constatée à partir de Toulouse, comme par exemple au niveau de la station hydrologique de Verdun-sur-Garonne, où, selon le modèle appliqué aux données, le débit moyen a baissé de près de 25% sur la période 1973-2017 (Figure 8).

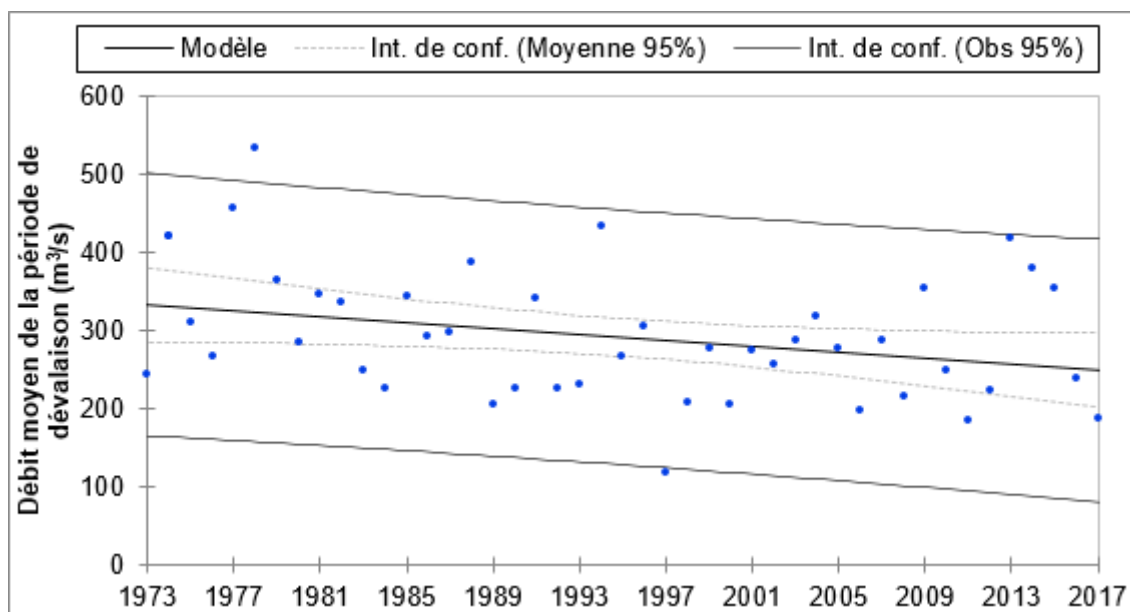


Figure 8 : Evolution du débit moyen de la période de dévalaison des smolts au niveau de la station hydrologique de Verdun-sur-Garonne sur la période 1973-2016. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à la baisse statistiquement significative ($R^2=0.09$; $p<0.05$).

Cette baisse des débits est susceptible de provoquer des dégradations des conditions de dévalaison, en rallongeant la durée du transit en rivière.

1.6.2. Les principaux risques de la dévalaison des smolts avec le Piégeage/Transport

La Garonne hydroélectrique (T9) accumule des mortalités directes très importantes provoquées par le passage des smolts dans les différentes turbines des centrales. **A la fin des années 1990, il a été décidé de mettre en place une stratégie de piégeage transport entre la Garonne amont (T10) et l'aval de Golfech (T4)** (ce qui au passage évite aussi aux smolts de passer par les centrales de la Garonne Toulousaine (T7) et de Golfech (T5)). Effectif depuis l'an 2000, le piégeage transport a permis de reconquérir le tronçon de la Garonne amont.

L'analyse de risques (voir ci-dessus) conforte cette stratégie en objectivant une accumulation de risques moyens à très fort pour la dévalaison des smolts dans le tronçon T9.

Cette stratégie de piégeage-transport court-circuite la plupart des problèmes pour les smolts issus de la Garonne amont (Figure 9), et génère **un léger décalage temporel**, les smolts arrivant en aval de Golfech (T4) avec jusqu'à une à deux semaines d'avance par rapport à la situation sans piégeage.

Grâce à cette stratégie, la plupart des risques forts pour la période de dévalaison des smolts disparaissent. Il ne reste majoritairement que des risques liés à la micropollution, dont les plus importants se situent dans le tronçon aval de la centrale de Golfech (T4), au travers des indicateurs « autres polluants » et « pesticides ». Le décalage temporel fait passer le risque lié à l'indicateur « pesticide » d'un niveau 6 à un niveau 4 sur le tronçon en aval de la confluence du Lot (T3), mais ne fait pas varier le risque lié aux températures supérieures à 20°C dans l'estuaire de la Gironde (T1).

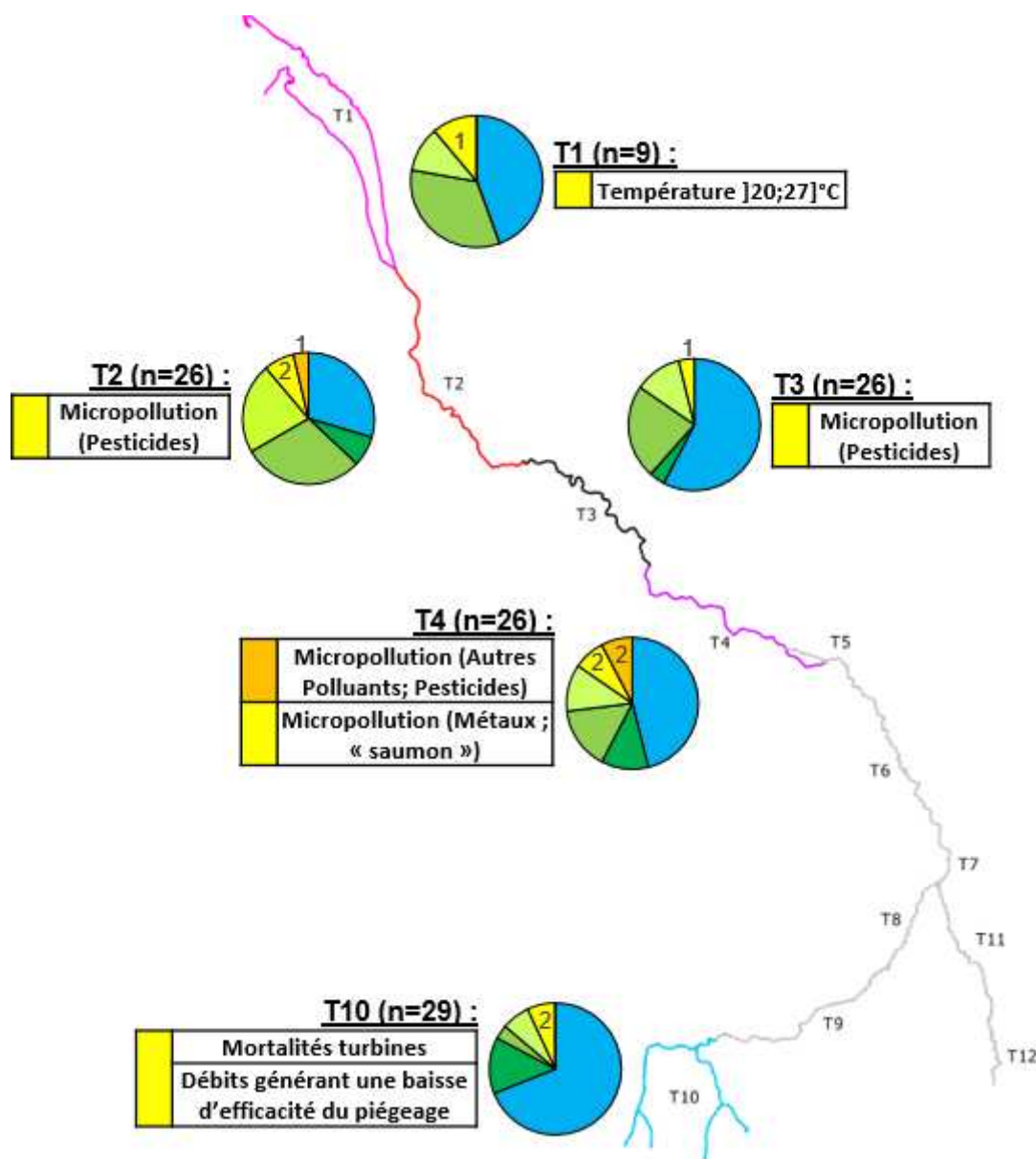


Figure 9 : Résultats de l'analyse de risque pour l'enjeu 5 : la dévalaison des smolts, pendant la période de migration principale avec le dispositif de Piégeage/Transport.

Au niveau de la Garonne amont (T10), le niveau de risque moyen associé aux mortalités de smolts passant dans les turbines présentes dans ce tronçon demeure. Un risque de même niveau, liés à la baisse d'efficacité du piégeage des smolts à Pointis-Camon apparaît à cause de l'occurrence de débit de la Garonne dépassant les 100 m³/s. En effet, à partir de ce seuil de débit, l'efficacité des exutoires de dévalaison et des dispositifs de piégeages associés à tendance à baisser (surverse aux barrages). Au-delà de 150 m³/s, les pièges sont arrêtés. Les smolts doivent alors emprunter la Garonne hydroélectriques (T9), dans laquelle des mortalités induites par le cumul de tous les aménagements hydroélectriques demeurent, bien qu'atténuées par les conditions de débits qui doivent s'y dérouler (effet « retenue » moindre, déversements aux barrages voire arrêt de certaines usines).

1.7. ENJEU 6 : MIGRATION DES 1HM

Depuis 2005 (année à partir de laquelle les données sont traitées dans l'analyse de risques) les castillons représentent 15% de l'effectif de saumons contrôlés à Golfèch.

1.7.1. Les principaux risques en situation « naturelle⁵ »

Cet enjeu se déroule principalement sur une période allant de **mai à juillet**, en fonction des tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçons est variable, **entre 29 et 35 pour la plupart des tronçons**, excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1) où seulement 11 niveaux de risque ont pu être déterminés notamment par manque de données concernant la physicochimie.

Des risques supérieurs au niveau 3 sont identifiés dans tous les tronçons considérés. **L'analyse fait ressortir un risque de niveau 9 et des risques de niveau 4 et/ou de niveau 6** pour cet enjeu (Figure 10).

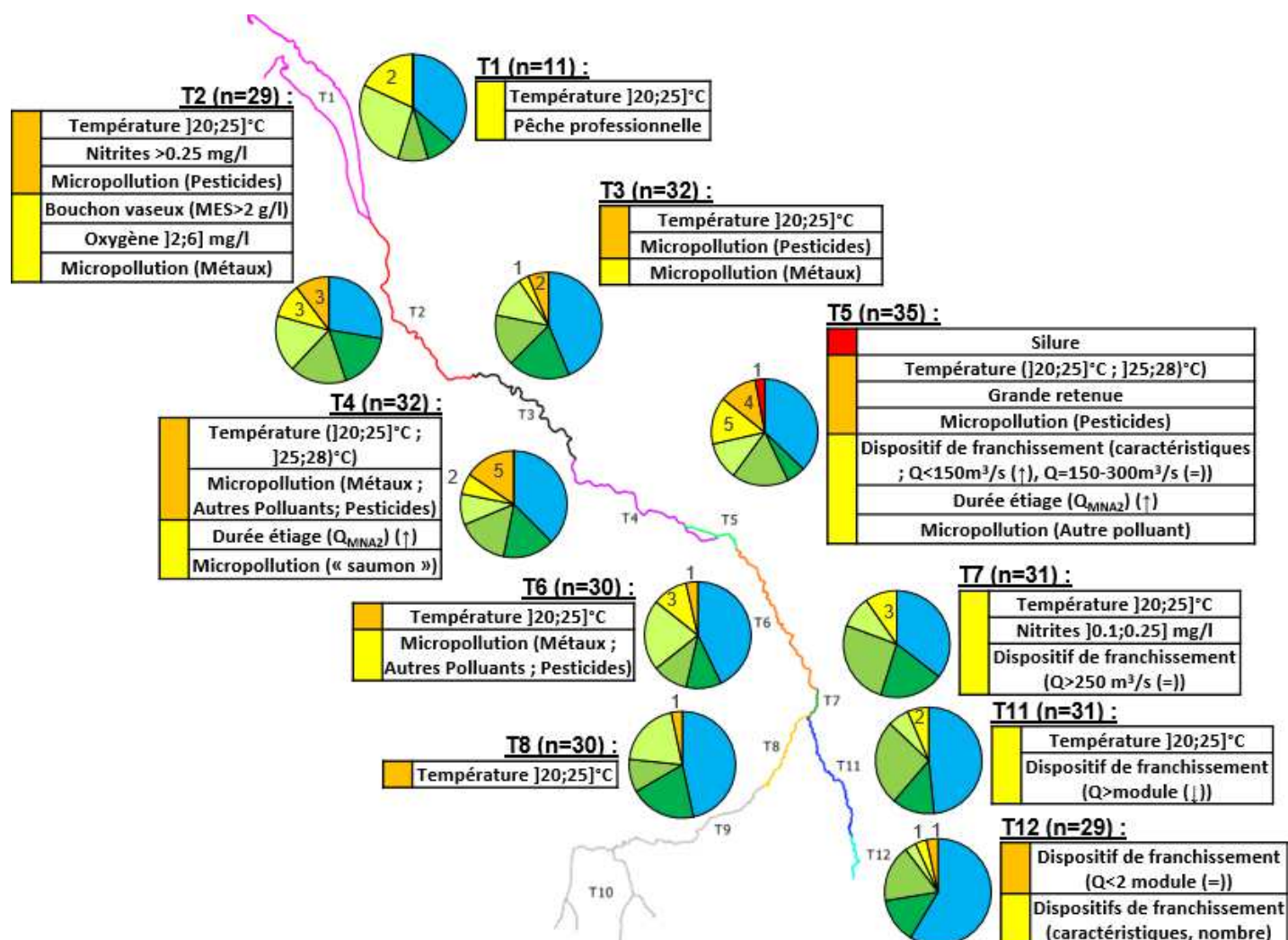


Figure 10 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 6 : la migration génésique des castillons (1HM), pendant la période de migration principale.

Pour les 1HM, les risques liés à la thermie sont présents dès l'estuaire de la Gironde (T1), avec l'occurrence de températures perturbant la migration (gamme]20;25] °C) près de 90% des années pendant en moyenne 22 jours, générant ainsi un risque de niveau 4. Ensuite le risque thermique s'intensifie vers l'amont, en passant à un niveau 6 sur les tronçons 2 et 3 (tous les ans pendant plus de 33 jours en moyenne, des températures de 20 à 25°C). Puis il devient plus prégnant encore (en restant cependant en niveau 6, mais sur 2 aléas thermiques) au niveau de

⁵ Situation sans piégeage transfert

la retenue de Malause (T5) et de la Garonne de Golfech à la confluence du Lot (T4) avec l'apparition de températures supérieures à 25°C, susceptibles de générer des mortalités significatives. Une fois passée la retenue de Malause, le risque thermique s'atténue un peu, avec seulement l'occurrence de température perturbant la migration, passant d'un niveau 6 entre Toulouse et Malause (T6), à un niveau 4 dans la Garonne Toulousaine (T7). Le risque thermique se maintient à un niveau 4 pour l'Ariège aval (T11), mais disparaît pour l'Ariège amont (T12). Il est plus fort (niveau 6) dans la Garonne en aval de Carbonne (T8).

Ensuite, pour ces 1 HM, de nombreux risques sont liés à la qualité de l'eau, pour les aléas micropollution, nitrites, oxygène et MES.

Des risques moyens et forts concernant la micropollution sont détectés dès le Bec d'Ambès⁶ (T2) et se maintiennent jusqu'à l'aval de Toulouse (T6). Par exemple l'indicateur « pesticides » génère un risque de niveau 6 du bec d'Ambès (T2) à la retenue de Malause (T5), puis baisse de niveau dans le tronçon entre Malause et Toulouse et devient faible en amont (risque de niveau 1 ou 2). L'indicateur « métaux » génère aussi un risque de niveau 4 dès le Bec d'Ambès, le risque lié à cet indicateur devient fort à partir de la confluence du Lot (T4), puis redevient moyen en aval de Toulouse puis plus faible en amont (inférieur à 3). Le tronçon 4 est particulièrement risqué en matière de micropollution puisque les quatre indicateurs utilisés conduisent à des risques moyens ou forts.

Des risques liés aux nitrites sont identifiés dans les tronçons contenant les grosses agglomérations du bassin, à savoir Toulouse (T7) et Bordeaux (T2). Des seuils sub-létaux sont atteints à Toulouse où la gamme [0.1 ; 0.25] mg/l représente plus de 20% des données acquises (ce qui conduit à un risque de niveau 4), le seuil léthal de 0.25 mg/l étant atteint pour 3% des données. A proximité de l'agglomération Bordelaise (T2), le seuil léthal de 0.25 mg/l est atteint pour 10% des données (générant un risque de niveau 6), la gamme sub-létale est atteinte également pour 10% des données.

Enfin des risques moyens (niveau 4), liés au bouchon vaseux, concernent la Garonne du Bec d'Ambès à la confluence de Dropt (T2). Il s'agit de l'atteinte d'un seuil d'oxygénation problématique pour la migration des saumons (gamme [2 ;6] mg/l) pour près de 25% des données acquises durant la période de migration, ainsi que de l'occurrence de concentrations en MES >2g/l, susceptibles d'engendrer des mortalités durant le temps de transit des 1HM dans ce tronçon (croisement entre le taux de MES et la durée d'exposition). Sur la période 1913-2017, la tendance concernant l'occurrence des débits favorables à l'installation du bouchon vaseux dans ce tronçon pendant la période de migration des castillons est à l'augmentation (Figure 11).

⁶ Rappelons qu'on ne dispose pas de données permettant de caractériser ce type de risque dans l'estuaire de la Gironde.

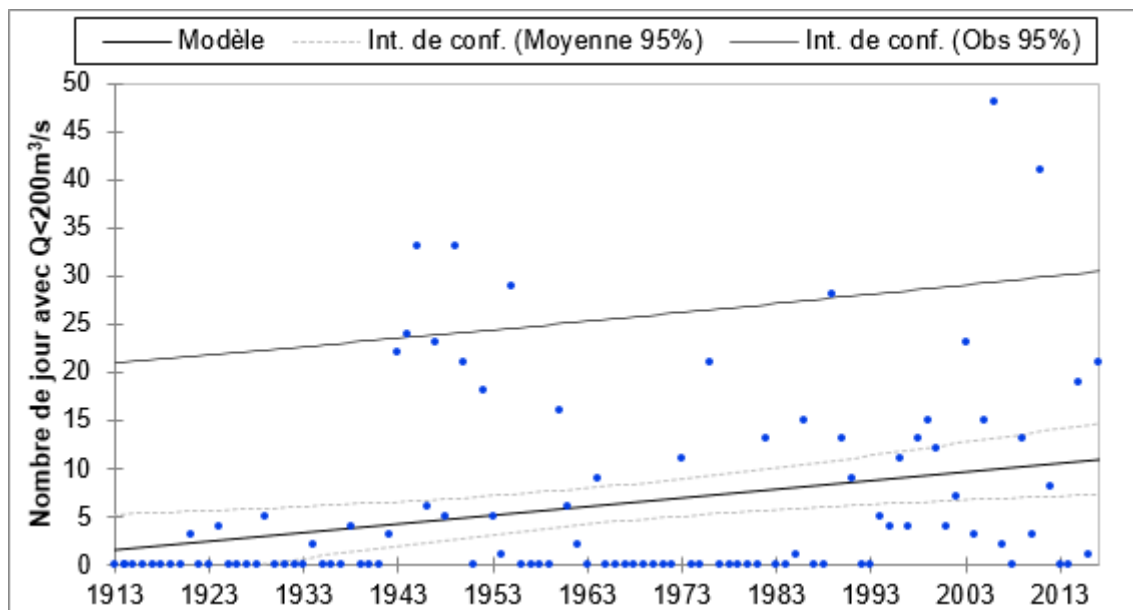


Figure 11 : Evolution du nombre de jour de débit favorable à l'installation du bouchon vaseux dans le tronçon 2 pendant la période de migration principale des castillons sur la période 1913-2017. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à l'augmentation statistiquement significative ($R^2=0.08$; $p<0.01$).

Une autre famille de risques pour la migration des 1HM concerne les dispositifs de franchissement, à travers leurs caractéristiques propres (type, configuration des sites) ou de leur densité sur le tronçon considéré, ainsi que de leur plage de fonctionnalité vis-à-vis des débits.

Les caractéristiques des dispositifs ou leur densité génèrent des risques de niveau 4. Pour le tronçon 5 (retenue de Malause), il a été considéré que la configuration de l'ascenseur de Golfech, qui conditionne l'accès à ce tronçon, n'était pas vraiment optimale pour faciliter le passage des saumons. En effet, l'étude de radiopistage a démontré que les individus pouvaient avoir de grandes réticences à s'engager et à rester dans le bassin de stabulation, ces derniers pouvant réaliser plusieurs centaines de tentatives avant de franchir ou de renoncer. L'efficacité de l'ascenseur avait été estimée à moins de 50% lors de ces études. Depuis des travaux ont été engagés (mise en place d'une nouvelle entrée) et des modalités de gestion ont été définies (ECOGEA, 2013) mais l'éventuelle amélioration apportée n'a pas été évaluée. L'Ariège amont (T12) est impactée par la densité des ouvrages. Sur ce tronçon, il y a en effet en moyenne un ouvrage tous les 3,4 km, qui, même s'ils sont tous équipés de passes à poissons, sont susceptibles de générer des retards importants, particulièrement ceux de Pébernat et du Foulon de par leur configuration (attractivité de zones non équipées de dispositifs de franchissement, typiquement la restitution de l'usine de Pébernat par rapport au long tronçon court-circuité).

Concernant les gammes de fonctionnalité des dispositifs de franchissement, les données issues du radiopistage et des passages à la station de contrôle de Golfech montrent que les gammes de débit moyens à faibles ($[150-300]$ et $<150 \text{ m}^3/\text{s}$) sont évitées par les saumons pour s'engager dans le dispositif. Ces deux gammes de débit étant rencontrées respectivement 8 et 9 années sur 10 pendant 39 et 32% du temps, elles génèrent des risques moyens (niveau 4) de perturbation de la migration. Pour le tronçon 7, un risque de même niveau émerge au niveau de l'ouvrage du Bazacle. A l'inverse de l'ouvrage de Golfech, le dispositif du Bazacle est moins fonctionnel lorsque le débit de la Garonne est supérieur à $250 \text{ m}^3/\text{s}$, ce qui se produit près de 8 années sur 10 pendant plus de 18% du temps durant la migration des 1HM. Pour le tronçon 11, c'est l'ouvrage de Grépiac qui a été considéré comme le plus pénalisant. Le radiopistage a mis en évidence une faible efficacité du dispositif pour des débits de l'ordre du module. Pour des débits supérieurs, les déversements sont susceptibles d'impacter encore plus négativement cette efficacité. Des débits supérieurs au module étant rencontrés plus de 9 années sur 10,

pendant en moyenne 18% du temps, la perte de fonctionnalité de cet ouvrage génère également un risque de niveau 4 vis-à-vis du bon déroulement de la migration des 1HM. Enfin, pour l'Ariège amont (T12), c'est l'ouvrage de Pébernat, qui conditionne l'accès à ce tronçon, qui est le plus problématique. Pour cet ouvrage, la passe à poissons est située en amont d'un long tronçon court-circuité (TCC). La configuration de la jonction entre le canal de fuite de la centrale et l'entrée du TCC est très défavorable à l'attraction des saumons dans ce dernier. Il a été considéré que les saumons avaient peu de chance de s'y engager et donc d'aller vers les dispositifs de franchissement, si le débit de l'Ariège était inférieur à deux fois le module, ce qui correspond à une équi-attractivité théorique des deux bras (même débit par mètre de largeur). A cette période de migration génésique des 1HM, le débit de l'Ariège est inférieur à deux fois le module, tous les ans, pendant en moyenne plus de 98% du temps, le risque de retard et de renoncement est, de fait, fort (niveau 6).

Des risques de niveau 4 émergent du point de vue de l'hydrologie de la Garonne dans les tronçons 4 et 5. Ils concernent l'apparition de débits peu stimulants pour la migration des 1HM, des débits inférieurs au Q_{MNA2} . Ces débits apparaissent 8 années sur 10 pendant en moyenne 16% du temps de la période de migration. La durée d'apparition de ces débits a tendance à être de plus en plus longue lorsqu'on étudie la chronique de la station hydrologique de Lamagistère entre 1967 et 2017 (Figure 12). Ceci a pour effet de réduire la fenêtre optimale de migration des 1HM dans ces tronçons.

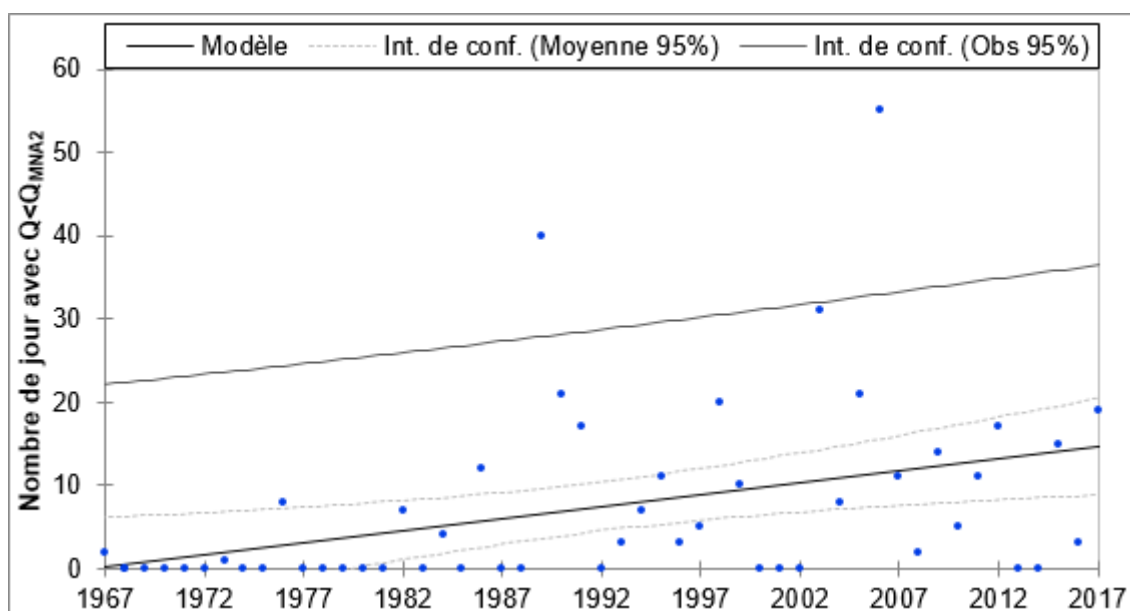


Figure 12 : Evolution du nombre de jour avec un débit sous le Q_{MNA2} de la période de migration principale des castillons au niveau de la station hydrologique de Lamagistère durant la période 1967-2017. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à la hausse statistiquement significative ($R^2=0.15$; $p<0.01$).

En plus de présenter la majorité des risques cités précédemment, le tronçon de la Garonne dans la retenue de Malausse (T5) cumule un risque très fort et un risque fort supplémentaire. Il s'agit du risque lié à la prédation des silures à l'intérieur du dispositif de franchissement et du risque lié à la présence de la retenue de Malausse. MIGADO a démontré que les silures étaient capables de prédateur des saumons en bonne santé dans le milieu confiné du canal de transfert de Golfech. Les chiffres de MIGADO attestent d'une prédation de 30% des saumons en transit. Ces mortalités directes de précieux géniteurs ainsi que l'effectif prédaté conduisent à un risque de **niveau 9**. En 2017, des dispositions ont permis d'annihiler cet impact (procédure de vidange régulière du canal et de retrait des silures, mise en place d'un dispositif anti-retour pour les silures à la sortie du canal). La prédation a, de fait, diminué depuis, mais la question de la pérennité de ces actions doit se poser (le canal de transfert notamment n'a pas été prévu pour être vidangé si régulièrement). Concernant l'effet « retenue » de Malausse, les observations

issues du radiopistage ont mis en évidence que 21% des individus franchissant l'ouvrage de Golfech s'arrêtaient dans la retenue, et n'atteignaient donc jamais les zones de frayère. Ces arrêts peuvent être liés à un égarement des individus dans la retenue par perte du signal hydraulique (effet retenue) mais aussi à des interactions avec d'autres paramètres tels que la température, la micropollution... Cet « effet retenue » émerge en risque de niveau 6 dans l'analyse.

Enfin, un risque moyen est présent dans l'estuaire de la Gironde (T1). Il concerne le risque de captures accidentelles de saumon par les pêcheurs professionnels marins qui a été évalué à un niveau 4. En effet, les derniers recensements auxquels nous avons eu accès (2013) font état de 63 acquisitions de licence CMEA autorisant la pratique de la pêche au filet dérivant dans l'estuaire moyennant le paiement d'une cotisation spécifique. Les filets dérivants utilisés sont de longueur variant de 300 à 800 m, de hauteur comprise entre 3 et 8 mètres avec des mailles allant de 70 à 200 mm (longueur de maille étirée). Ils peuvent être pochant (trémail) mais aussi maillant. Parmi les espèces recherchées par les pêcheurs figure le maigre (*Argyrosomus regius* A.). Certains engins utilisés pour capturer les maigres sont aussi « capables » de capture accidentelle de saumons⁷, avec l'utilisation de filets maillants de maille 90-100 mm de mars à octobre et de filets trémails (maille de 160-200 mm) de mai à août. Des captures accidentelles sont aussi susceptibles de se produire lors de la pêche de la lamproie (janvier à juin, filets trémails de maille 68-72 mm) ainsi que lors de la recherche du mulot (filets trémails et maillants de maille 70-100 mm, utilisables toute l'année). Des risques de captures accidentelles liés à la pêche professionnelle fluviale ainsi qu'aux amateurs aux engins sont aussi identifiés jusque dans le tronçon de la Garonne en aval de Carbone (T8) (pour les amateurs) mais ils ont été évalués de niveau moindre, de par les effectifs de pêcheurs concernés, les techniques utilisables et les périodes d'ouverture.

Un risque de niveau 3 avec une tendance à la dégradation apparaît au niveau des tronçons de la Garonne entre Toulouse et Malause (T6) et en aval de Carbone (T8). Il s'agit d'un risque lié à l'évolution hydromorphologique de la Garonne, avec l'apparition de seuils géologiques et de surfaces importantes de roche mère dans le lit du fleuve. Ces deux paramètres sont susceptibles de dégrader les conditions de migration des poissons. L'évolution de ces paramètres dans la période 1950 à nos jours montre une nette dégradation de la situation, avec un nombre de seuils géologiques qui est passé de 4 en 1950 à 76 en 2015 (soit un seuil tous les kilomètres) pour le T6 et de 14 à 71 (soit un seuil tous les 1.8 kilomètres) pour le T8. Les affleurements de roche mère représentent 30% de la surface en T6 et 16% en T8 alors qu'elle n'apparaissait pas ou guère en 1950. Les modifications morphologiques de la Garonne se sont produites avant que le programme de restauration du saumon ne débute. La dégradation a été très rapide entre 1970 et 1990 (pleine période d'extraction des granulats en lit mineur), et peut se poursuivre encore de nos jours, selon les secteurs, même si le rythme des modifications est bien plus lent qu'en 1970-1990.

1.7.2. Les principaux risques avec le Piégeage/Transfert

Deux dispositifs de Piégeage/Transfert des géniteurs ont été mis en place sur le bassin. La chronologie de leurs mises en place et leurs buts sont différents. **Le premier** a été mis en place **en 2000**, il a lieu **entre le piège de Carbone et la Garonne amont (T10)**. **Le second** a débuté **en 2015**, **entre le piège de Golfech et l'Ariège amont (T12)**. Ils ont pour effet de modifier les risques rencontrés par les saumons en migration « classique » (Figure 13).

⁷ La dimension des mailles des filets utilisés sur l'Adour pour la capture des salmonidés migrateurs est de 110-120 mm.

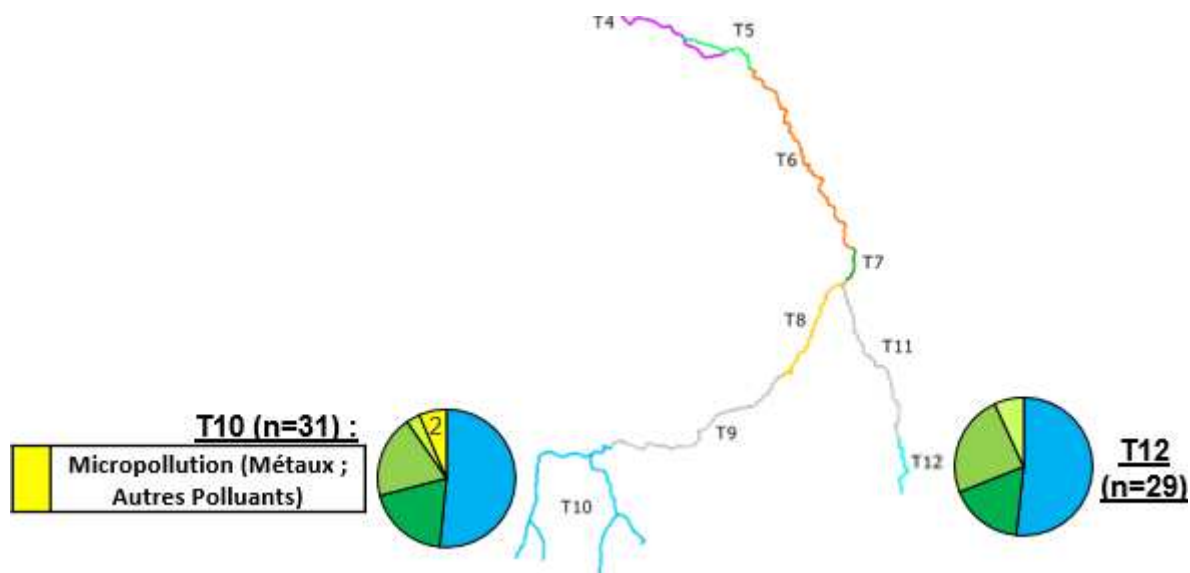


Figure 13 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 6 : la migration génésique des castillons (1HM), pendant la période de migration principale avec le dispositif de Piégeage/Transfert.

Le premier dispositif de piégeage-transfert a été mis en place entre Carbonne et la Garonne amont (T10) pour permettre l'accès des géniteurs à la partie amont du bassin de la Garonne (le nombre d'ouvrages à équiper pour le franchissement en T9 étant trop important et trop difficile techniquement et financièrement). Ainsi les castillons ont la possibilité de quitter le tronçon 8, où des risques forts ont été mis en évidence concernant la température, pour être transférés dans le tronçon 10 où seuls des risques moyens, liés à la micropollution, émergent de l'analyse. Dans ce tronçon des risques liés aux ouvrages de la Garonne existent aussi (en majorité non équipés de passes à poissons) mais ils n'ont pas été considérés comme supérieur à 3 car les saumons sont transférés directement sur les zones de frayères potentielles de la Pique, cours d'eau à partir duquel les saumons peuvent coloniser la Garonne par dévalaison, et même emprunter l'axe Neste (ce qui a été montré par l'étude de radiopistage) qui, lui, est majoritairement équipé de passes à poissons.

Devant le constat que très peu de géniteurs contrôlés à Golfech arrivaient à atteindre les zones de frayère de l'Ariège amont, un second dispositif de Piégeage/Transfert a été mis en place entre Golfech et l'Ariège amont à partir de 2015. Il permet de court-circuiter la plupart des risques relevés au niveau de la Garonne dans la retenue de Malause (T5), ainsi que les risques des tronçons intermédiaires. Au niveau de T5 les risques liés au dispositif de franchissement et au silure demeurent. Ensuite, les saumons étant transférés directement dans la partie amont du T12, ils ne rencontrent plus de risque supérieur à 3.

1.8. ENJEU 7 : MIGRATION DES PHM

Depuis 2005 (année à partir de laquelle les données sont traitées dans l'analyse de risques) les saumons pluribermarins (PHM) représentent 85% de l'effectif des saumons contrôlés à Golfech.

1.8.1. Les principaux risques en situation « naturelle »

Cet enjeu se déroule principalement sur une période allant de **mars à juillet**, en fonction des tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçon est variable, **entre 29 et 35** pour la plupart des tronçons, **excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1)** où **seulement 11 risques** ont pu être déterminés par manque de données concernant la physicochimie.

Des risques supérieurs au niveau 3 sont identifiés dans tous les tronçons considérés. L'analyse fait apparaître **un risque de niveau 9 et des risques de niveau 4 et/ou de niveau 6** pour cet enjeu (Figure 14).

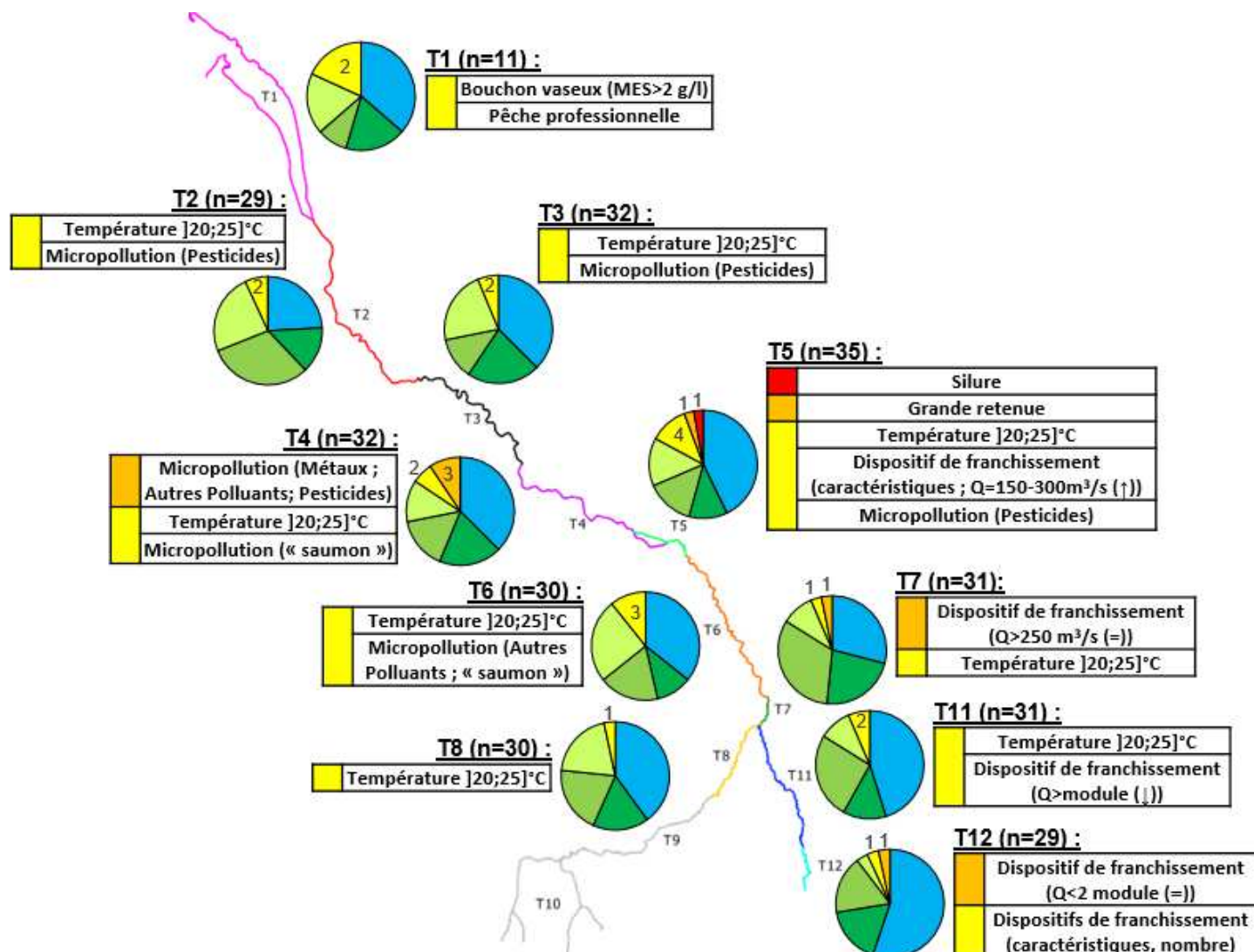


Figure 14 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 7 : la migration génésique des pluribermarins (PHM), pendant la période principale de migration.

Plusieurs familles de risques émergent sur de nombreux tronçons : les ouvrages et les dispositifs de franchissement, la micropollution et la thermie. De manière plus localisée, l'analyse fait aussi ressortir des risques liés à la pêche professionnelle, au bouchon vaseux et au silure.

Pour les dispositifs de franchissement, les risques (liés à la caractéristique des aménagements, à la densité des aménagements dans le tronçon) sont identiques à ceux identifiés pour les castillons, à savoir des risques de niveau 4 pour l'ascenseur de Golfech (T5) et pour l'Ariège amont (T12).

Concernant la fonctionnalité des passes à poissons en fonction des débits, seule l'occurrence de débits compris entre 150 et 300 m³/s ressort de l'analyse en tant que risque de niveau 4 au niveau de l'aménagement de Golfech. En effet, cette gamme de débit, qui pénalise l'utilisation du dispositif par les poissons, est rencontrée tous les ans pendant en moyenne 24% du temps. De plus l'analyse de la chronique de débit de la station de Lamagistère sur la période 1967-

2017, montre que la survenue de cette gamme de débit pendant la fenêtre de passage des pluribermarins a tendance à augmenter (régression linéaire, $p < 0.05$).

Pour la Garonne Toulousaine (T7), le risque lié aux débits au droit de la passe du Bazacle (moins fonctionnelle lorsque le débit de la Garonne est supérieur à 250 m³/s), ressort de l'analyse à un niveau fort (niveau 6). Cette gamme de débits est rencontrée tous les ans, pendant en moyenne près de 40% du temps sur la période de migration des PHM.

Pour l'Ariège aval (T11), les pertes de fonctionnalités de l'ouvrage de Grépiac, rencontrées pour des débits supérieurs au module, ont lieu tous les ans pendant en moyenne 30% du temps. La perte de fonctionnalité de cet ouvrage en fonction du débit génère donc un risque de niveau 4 pour la migration des PHM. A noter que l'évolution des débits à la station hydrologique d'Auterive sur la période 1966-2017 montre une diminution du nombre de jours avec des débits supérieurs au module pendant la période de migration des PHM (régression linéaire, $p < 0.01$). Cela constituerait donc une tendance à l'amélioration pour cet aspect de la migration des géniteurs saumon.

Enfin, pour l'Ariège amont (T12), l'ouvrage de Pébernat, qui conditionne l'accès au tronçon, génère toujours un risque de niveau 6, même pour la migration des PHM, des conditions hydrauliques défavorables à la jonction canal de fuite de l'usine-TCC étant rencontrées tous les ans pendant en moyenne 90% du temps (attraction des PHM vers l'usine non équipée de passe à poissons au détriment du TCC qui lui est équipé).

Des risques moyens et forts émergent également au sujet de la micropollution de l'eau. Ils sont détectés dès le Bec d'Ambès (T2) et se maintiennent jusqu'à l'aval de Toulouse (T6). En aval du Lot (T2 et T3), seul un risque de niveau 4 apparaît à travers l'indicateur « pesticides ». Puis le risque micropollution devient maximal entre la confluence du Lot et la centrale de Golfech (T4), avec les indicateurs « métaux », « autres polluants » et « pesticides » conduisant à des risques de niveau 6 et l'indicateur « saumon » générant un risque de niveau 4. Passé Golfech (T5), seul le risque lié aux pesticides se maintient à un niveau 4, puis il diminue en amont de la retenue de Malaussène. Dans le tronçon de la Garonne en aval de Toulouse (T6), des risques de niveau 4 émergent pour les indicateurs « autres polluants » et « saumon ».

Les risques liés à la thermie sont moindres que pour les castillons, seule la gamme de températures comprises entre 20 et 25°C génère des risques de niveau 4 sur les tronçons allant du Bec d'Ambès (T2) à la Garonne en aval de Carbonne (T8), ainsi que sur l'Ariège en aval de Pébernat (T11). Pour tous ces tronçons, cette gamme est atteinte 90 à 100% des années pendant, en moyenne, 3 semaines à un mois.

Pour la retenue de Malaussène (T5), en plus de ces 3 familles de risques, on retrouve, comme pour les castillons, un risque très fort lié à la prédation des silures dans le canal de transfert de l'ascenseur (problème que l'on espère résolu, revoir la partie sur les castillons) et un risque fort concernant l'effet « retenue ».

Pour les pluribermarins, le risque lié au bouchon vaseux apparaît au niveau de l'estuaire de la Gironde (T1), il ressort de l'analyse en risque de niveau 4 seulement pour les concentrations en MES supérieures à 2 g/l (celles-ci sont rencontrées tous les ans pour près de 10% des données en moyenne).

Le risque de niveau 4 relatif aux possibilités de captures accidentelles de la pêche professionnelle dans l'estuaire de la Gironde (T1) est le même que celui identifié pour les castillons (voir 1.7.1).

Enfin, comme pour les castillons, un risque de niveau 3 avec une tendance à la dégradation de la situation apparaît, au niveau des tronçons de la Garonne entre Toulouse et Malaussène (T6) et en aval de Carbonne (T8), au sujet de l'hydromorphologie (apparition de seuils géologiques, densités importantes de ces seuils, apparition importante des affleurements de roche mère).

1.8.2. Les principaux risques avec le Piégeage/Transfert

Le piégeage/transfert permet la colonisation de la Garonne amont (T10) depuis Carbone (T8) et modifie les conditions d'accès à l'Ariège amont (T12) en court-circuitant les tronçons situés en amont de Golfech (Figure 15).

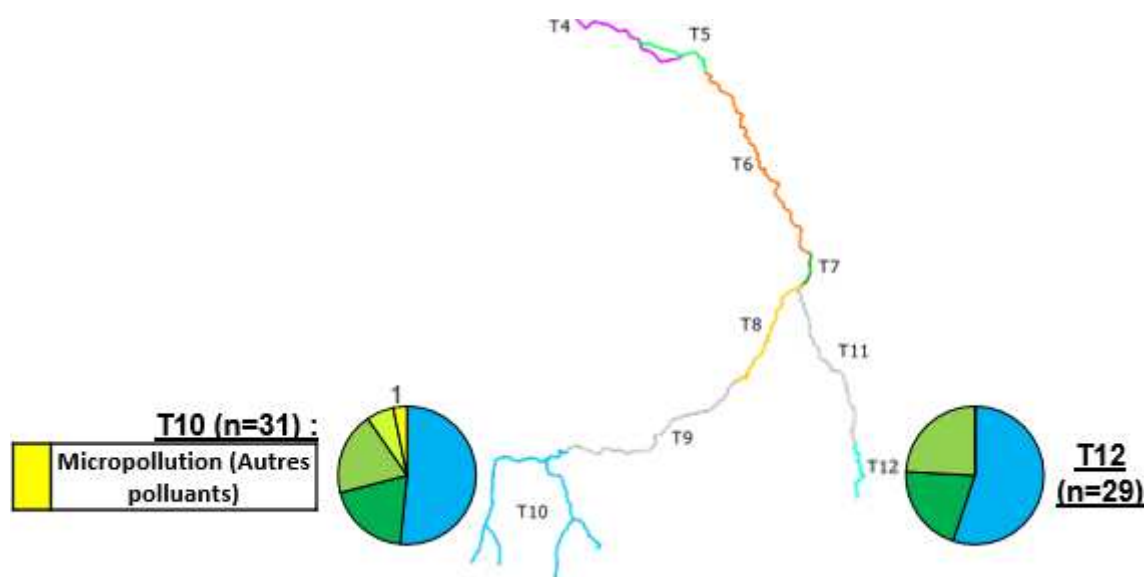


Figure 15 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 7 : la migration génésique des pluribermarins (PHM), pendant la période de migration principale avec le dispositif de Piégeage/Transfert.

Dans le premier cas les PHM quittent le tronçon T8 où un risque moyen a été identifié concernant la thermie et sont transférés en T10 où un risque moyen est identifié au sujet de la micropollution, avec l'indicateur « autres polluants ».

Dans le second cas, seuls les risques très forts liés à la prédation du silure et les risques moyens liés au dispositif de franchissement demeurent au niveau de T5, aucun risque supérieur à 3 n'émerge au niveau du point de transfert, dans la partie amont du tronçon 12.

1.9. ENJEU 8 : LA REPRODUCTION

Cet enjeu se déroule principalement sur le bassin sur une période allant du **10 novembre à la fin décembre**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est de 31, excepté sur le tronçon 12 où les risques liés à la micropollution « métaux » et « autres polluants » n'ont pu être déterminés faute de données suffisantes.

Pour la reproduction, l'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et un risque de niveau 6** (Figure 16). Aucun risque supérieur à 3 n'apparaît sur l'Ariège amont (T12).

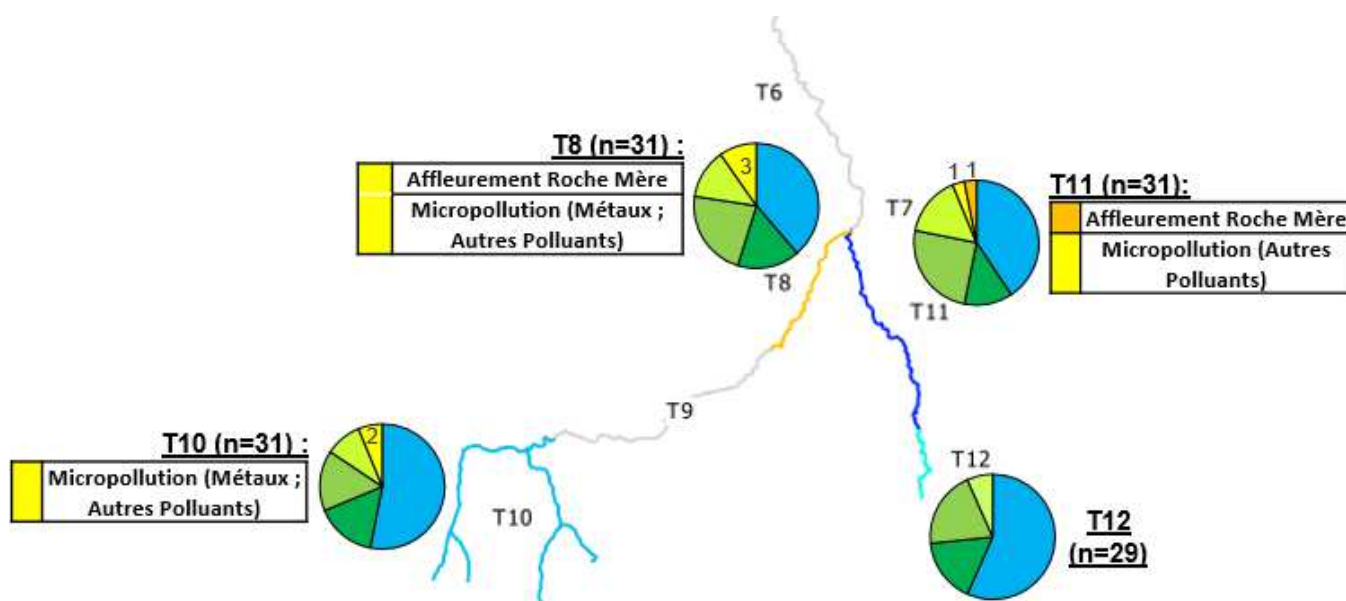


Figure 16 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 8 : la reproduction.

Deux familles de risques émergent pour cet enjeu, les risques liés à l'hydromorphologie et ceux liés à la micropollution de l'eau.

Les risques liés à l'hydromorphologie concernent l'Ariège en aval de Pébernat (T11) et la Garonne de Carbone à la confluence de l'Ariège (T8). L'apparition de roche mère (entre 1950 et aujourd'hui), et donc la perte du substrat alluvial génère automatiquement des pertes de zones potentielles de frayères. Ce risque est fort (niveau 6) pour T11, avec près de 47% de la surface du tronçon occupée par de la roche mère. Il est moyen (niveau 4) pour T8 où la roche mère représente plus de 15% de la surface du tronçon.

Des risques de niveau 4 émergent aussi pour la micropollution via l'indicateur « autres polluants » sur la Garonne amont (T10), la Garonne en aval de Carbone (T8) et l'Ariège en aval de Pébernat (T11). De plus l'indicateur « métaux » fait également naître un risque de niveau 4 sur les tronçons de la Garonne (T8 et T10).

2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES

2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de mettre en évidence les enjeux et tronçons les plus potentiellement problématique (Tableau 1 et Figure 17).

Tableau 1 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus par enjeu et par tronçon. Les cases colorées avec plusieurs nuances de violet représentent les croisements tronçon/enjeu avec plus de 10% des risques calculés de niveau 4 et plus.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12
Enjeu 1 : Vie sous graviers								7%		7%	0%	8%
Enjeu 2 : Emergence								9%		9%	6%	7%
Enjeu 3 : Croissance Tacon 0+								13%		7%	3%	0%
Enjeu 4 : Croissance Tacon 1+								7%		3%	3%	0%
Enjeu 5 : Dévalaison	11%	4%	4%	15%	0%	8%	4%	0%	14%	4%	0%	0%
Enjeu 5 : Dévalaison (Piégeage/Transport)	11%	4%	4%	15%	0%	8%	4%	0%		7%	0%	0%
Enjeux 6 : Montaison des 1HM	18%	21%	9%	22%	29%	13%	10%	3%			6%	7%
Enjeux 6 : Montaison des 1HM (Piégeage/Transfert)	18%	21%	9%	22%						6%		0%
Enjeux 7 : Montaison des PHM	18%	7%	6%	16%	17%	10%	6%	3%			6%	7%
Enjeux 7 : Montaison des PHM (Piégeage/Transfert)	18%	7%	6%	16%						3%		0%
Enjeu 8 : Reproduction								10%		6%	6%	0%

Les tronçons de l'Ariège (T11 et T12), de la Garonne amont (T10) et de la Garonne entre le Lot et le Drop (T3) sont ceux où les risques de niveau 4 et plus sont les moins prégnants. Ils ne dépassent pas 10% du nombre total de risques calculés.

Les résultats de l'analyse montrent que les enjeux les plus impactés sont 1) la migration génésique des castillons, particulièrement pour les tronçons situés en aval de la confluence entre la Garonne et l'Ariège (à partir de T7) et 2) la migration génésique des saumons de plusieurs hivers de mer, plus particulièrement en aval de Toulouse (à partir de T6). La mise en place du piégeage transfert des géniteurs à partir de Golfech a amélioré la situation mais même avec cette adaptation ces deux enjeux restent les plus impactés.

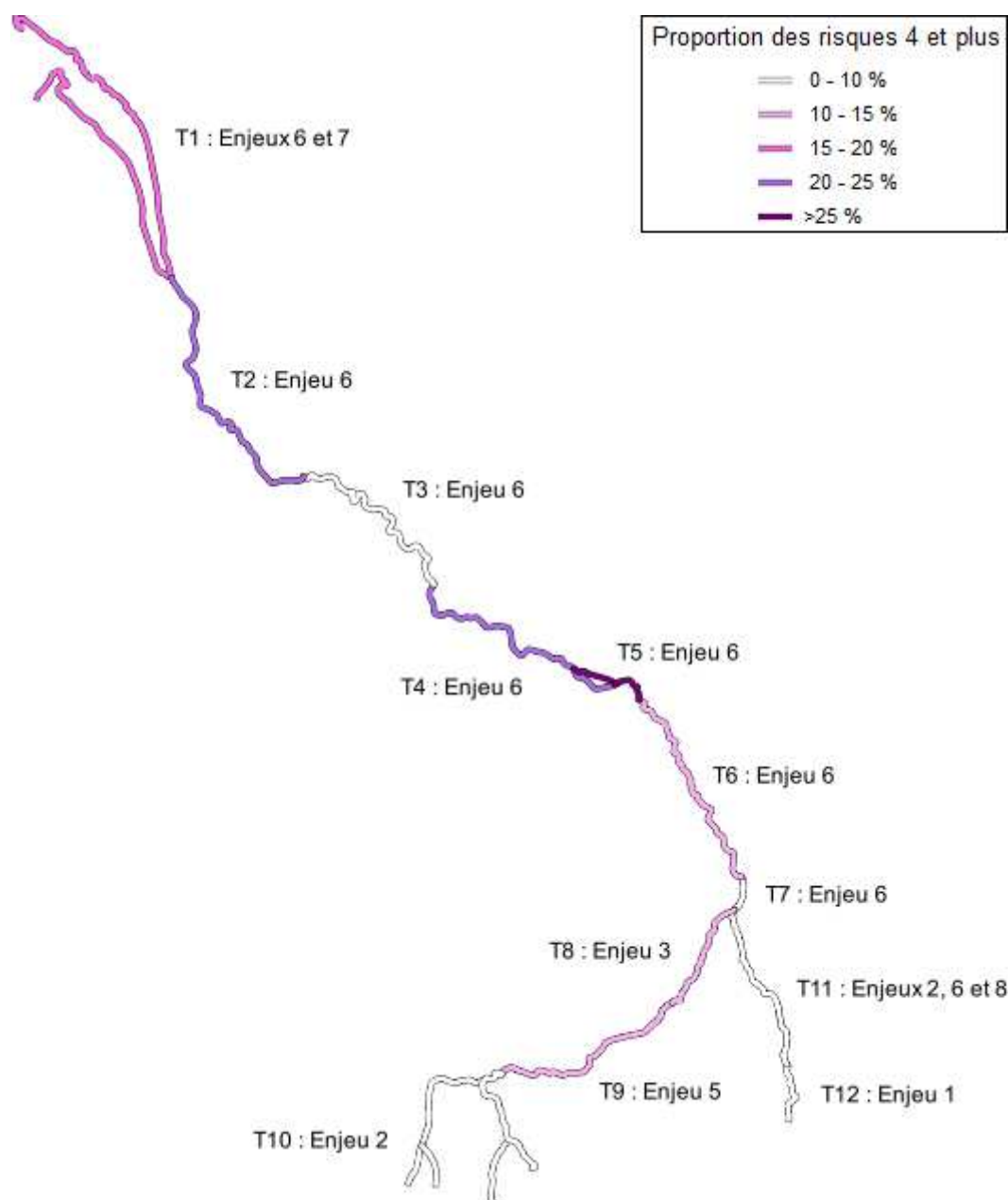


Figure 17 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus pour les enjeux les plus impactés par tronçon.

Les tronçons de l'estuaire de la Gironde (T1) et de la Garonne de la centrale de Golfech à la confluence du Lot (T4) sont ceux qui cumulent le plus de risques de niveau 4 et plus pour les enjeux qui s'y déroulent, à savoir des enjeux migratoires (smolts et géniteurs).

2.2. DISCUSSION AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES ET DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DISPONIBLES SUR LE BASSIN

2.2.1. Enjeu 1 : la vie sous graviers

Des risques de niveau 4 ont été identifiés pour cet enjeu. Certains concernent des risques « naturels », mais sans tendance évolutive particulière (température et hydrologie), d'autres sont plus directement liés aux activités anthropiques (éclusées, micropollutions).

Pour le risque moyen d'exondation des nids lié aux éclusées, risque également très dépendant de la morphologie des cours d'eau, un suivi a été réalisé par MIGADO sur le tronçon de la Garonne amont (T10) lors de la reproduction de 2011 (Bosc *et al.*, 2012). Ce suivi a consisté au recensement des zones de frayères potentielles et au suivi de l'activité de reproduction. Les relevés de terrain révélaient que certaines zones de frayères ne pouvaient être utilisées qu'avec des niveaux d'eau élevés, les rendant, de fait, sensibles aux baisses des niveaux d'eau lors du retour au débit de base des éclusées. Une frayère de truite avait d'ailleurs été retrouvée exondée lors de ces prospections de 2011. Depuis cette étude, la crue de juin 2013, proche d'une crue centennale sur la Garonne et la Pique (Belin *et al.*, 2013), a potentiellement modifié la morphologie du lit de la Garonne. Une mise à jour des recensements de 2011 serait instructive pour jauger les risques actuels à ce niveau.

Sur l'Ariège amont (T12), les fluctuations des niveaux d'eau détectées au niveau du limnigraphe de Foix sont bien présentes sur l'ensemble du tronçon, malgré la présence de l'aménagement de Labarre. Ces fluctuations sont liées à un signal « éclusée » de l'amont et ensuite à un enchaînement de régulation de centrales. Des témoignages d'assecs de frayères ont été rapportés à la FDAAPPMA de l'Ariège (L. Garmendia, relevé des discussions du COPIL du 06/03/2018).

Donc, des exondations de nids de salmonidés ont bien été mises en évidence dans les deux tronçons où ce risque a été pointé par l'analyse.

Aucune donnée n'a été récoltée sur la problématique du colmatage au sens large des zones de frayères, alors que ce phénomène est susceptible de perturber fortement cet enjeu de la vie dans les graviers. Des études concernant une partie de cette problématique ont été lancées par la FDAAPPMA 31 et MIGADO en 2015, avec la mesure de la conductivité hydraulique en différents points du T10 (sur la Garonne et la Pique) et du T12 (Ariège amont), mesures poursuivies en 2016 sur T10 (Coll *et al.*, 2016 ; Coll *et al.*, 2017). Ce suivi conclut à une bonne qualité hydraulique des habitats de reproduction de la Garonne amont suite à la crue de 2013. Cette qualité se dégrade légèrement en allant vers l'aval ainsi qu'entre les deux campagnes de suivi (tendance à la diminution de la perméabilité du substrat). Les habitats de la Pique et de l'Ariège amont semblent moins fonctionnels d'un point de vue conductivité hydraulique. Les caractéristiques des zones de la Pique sont restées stables entre les deux années de suivi. Tout l'enjeu de ces études sera d'arriver à coupler les mesures physiques et la biologie (survie des œufs et alevins vésiculés dans les graviers des frayères). A noter qu'un phénomène d'ensablement est régulièrement mentionné lors des suivis de la reproduction des grands salmonidés sur l'axe Ariège, et qu'une observation de frayère de grands salmonidés entièrement ensablée a été réalisée dans le tronçon court-circuité de Pébernat (T11) en 2015, suite à un coup d'eau proche de 2.5 fois le module (Dartiguelongue, 2016).

2.2.2. Enjeu 2 : alevins émergents et post-émergents

Des risques « naturels » concernant les hydrologies soutenues et les coups d'eau et non « naturels » d'échouages-piégeages et de dérive forcée, liés au fonctionnement par éclusées, ont été mis en évidence par l'analyse sur les tronçons de la Garonne (T10 et T8) et de l'Ariège amont (T12).

Il n'y a quasiment aucune information biologique concernant la réalisation de cet enjeu (les alevins à l'émergence et en post-émergence) sur le bassin de la Garonne.

Une surveillance des échouages-piégeages a été effectuée sur la Garonne amont (T10) au printemps 2011, avec des passages réguliers réalisés en mars et avril pendant la période d'émergence des alevins (Bosc *et al.*, 2012). Lors de ce suivi, les conditions de forts débits printaniers n'ont pas permis de mettre en évidence d'échouages-piégeages. Les sites potentiellement piégeux, préalablement repérés, sont apparus immergés durant toute la période où l'émergence des alevins devait se faire. Les auteurs précisent que la configuration générale du lit mineur de la Garonne dans le secteur d'étude (du plan d'Arem à la confluence

de la Neste, avant la crue de 2013) ne semble pas très sensible au risque de piégeage des alevins durant la période de forte hydrologie due à la fonte du manteau neigeux. Le phénomène de dérive forcée lié aux éclusées, quant à lui, n'a jamais été étudié sur cette partie du bassin.

2.2.3. Enjeu 3 : la croissance des tacons de l'année (T0+)

Des risques « naturels » concernant l'hydrologie (crue) et la température (élevée) et non « naturels » de micropollution et disparition du plancher alluvial (dégradation de la qualité des habitats), ont été mis en évidence par l'analyse principalement sur les tronçons aval de la Garonne et de l'Ariège colonisés par les juvéniles (T8 et T11).

Des informations biologiques sont disponibles via le réseau de pêche électrique de suivi de l'implantation des juvéniles déversés et de contrôle de la réussite de la reproduction à proximité des frayères recensées.

Les résultats des suivis montrent que les densités de tacons 0+, issus des déversements, estimées en automne sont très variables en fonction des tronçons. Les densités moyennes à fortes à l'échelle nationale (>25 ind./100m²) constatées dans les tronçons de la Garonne amont (T10) et de l'Ariège amont (T12) sont compatibles avec les niveaux de risques faibles à moyens mis en évidence par l'analyse. Les densités plutôt faibles de tacons (<10 ind./100m² en moyenne) mesurées sur les tronçons de la Garonne en aval de Carbonne (T8) et sur l'Ariège en aval de Pébernat (T11) s'accordent également avec les niveaux de risques moyens à forts pointés par l'analyse sur ces tronçons.

Des pêches « exploratoires » réalisées à proximité des frayères de grands salmonidés recensées l'hiver précédent montrent que des juvéniles issus de la reproduction **naturelle** sont bien retrouvés sur le bassin, dans les tronçons où sont transportés les géniteurs issus du piégeage/transfert de Carbonne vers la Pique (T10) et de Golfech vers l'Ariège amont (T12). **En 2017, suite au transfert de 34 géniteurs sur l'Ariège amont, des densités de tacon 0+ issus de la reproduction naturelle ont été retrouvés sur des radiers non alevinés en quantités similaires aux radiers alevinés** (S. Bosc, communication personnelle).

Ces résultats montrent que les habitats utilisables par les juvéniles sur les tronçons amont de la Garonne (T10) et de l'Ariège (T12) fonctionnent correctement et sont de bonne qualité. Actuellement, ils ne sont utilisés qu'à moins de 50% de leur potentiel total car les capacités de production en juvéniles pour effectuer les déversements sont limitées.

Des travaux récents, réalisés par la FDAAPPMA de l'Ariège, ont révélé chez la truite la présence d'une infection par le parasite *Tetracapsuloides bryosalmonae* C., responsable de la maladie dénommée « hépatonéphrite parasitaire », encore connue sous le nom anglophone de « Proliferative Kidney Disease » dite PKD. Cette infection est présente sur l'Ariège à partir d'Ax-les-Thermes (en amont de T12) jusqu'à Bonnac (proche de la limite aval de T12 ; L. Garmendia relevé des discussions du COPIL du 06/03/2018). Cette infection touche les juvéniles de truite commune (*Salmo trutta* L.) et génère des mortalités importantes l'été, lorsque la température de l'eau dépasse 15°C. Cette infection est aussi susceptible de toucher le saumon atlantique, mais aucune observation d'infection de saumon par ce parasite n'a été réalisée dans le bassin Garonne à ce jour (mais aucune véritable recherche dédiée n'a été effectuée). Une température de l'eau de 15°C est atteinte, en été, sur tous les tronçons pris en compte pour cet enjeu « tacons 0+ ». Pour le moment, aucune mortalité de juvéniles de saumon n'a, à notre connaissance, été rapportée sur le bassin. Il convient toutefois de rester vigilant au sujet de la PKD car une part importante des déversements en juvéniles de saumon ont lieu après que la température de l'eau ait dépassé le seuil de 12°C, seuil de libération des spores propageant la maladie. Une partie des juvéniles déversés échappent donc à une éventuelle contamination, **ce qui ne serait plus forcément le cas pour des jeunes saumons issus de la reproduction naturelle.**

2.2.4. Enjeu 4 : la croissance des tacons d'un an (T1+)

Les risques mis en évidence par l'analyse pour les tacons 1+ sont très proches de ceux identifiés pour les tacons de l'année (T0+), à savoir des risques liés à la température, aux affleurements de roche mère et à la micropollution.

Il y a peu d'informations disponibles concernant les tacons d'un an. Les pêches de contrôle ciblant les habitats des individus de l'année, les captures des 1+ sont peu fréquentes (habitats différents, plus rapides, plus profonds) et ne reflètent pas les densités réelles présentes dans les tronçons.

La détermination de l'âge des smolts, à partir des opérations de marquage pigmentaire des alevins déversés sur le tronçon de la Garonne amont (T10) et recapturés à Camon-Pointis (Bosc *et al.*, 2009), permet d'estimer qu'en moyenne 33% des smolts piégés sont issus de tacons ayant passé plus d'un an en rivière avant de dévaler (voir document : Détermination et discussion des taux de retour des saumons à Golfech). **La proportion de tacons effectuant un deuxième été de croissance en rivière n'est donc pas négligeable.**

2.2.5. Enjeu 5 : la dévalaison des smolts

Les principaux risques de niveau 4 et plus identifiés pour cet enjeu concernent la micropollution, les mortalités générées par le passage dans les turbines des centrales hydroélectriques et la température.

Pour cet enjeu, les seules informations biologiques disponibles sont issues des opérations de Piégeage/Transport de la Garonne amont.

Les améliorations récentes des dispositifs de piégeage (mise en place de grilles fines à l'automne 2014) couplées à deux années d'hydrologie favorisant l'efficacité du dispositif ont démontré que **la Garonne amont était une zone très fonctionnelle pour produire des smolts** à partir d'alevins déversés. La survie entre le stade « alevin/pré-estival » et le stade « smolt dévalant » est calculée entre 7 et 11% (voir document : Détermination et discussion des taux de retour des saumons à Golfech), ce qui **est bon** dans le paysage national. Toutefois l'effectif de smolts récupérés reste moyen vis-à-vis du potentiel de ce tronçon, principalement en raison de l'utilisation de seulement 50% des surfaces de production disponibles, en lien avec les capacités limitées de production en alevins/pré-estivaux par la salmoniculture de Pont Crouzet. A noter que même si les capacités de production étaient augmentées, des actions seraient à entreprendre, principalement sur l'axe Neste, où des risques de niveau 4 émergent concernant les mortalités générées par les turbines lors de la dévalaison des smolts. Il reste assez peu de marge pour améliorer l'efficacité des dispositifs de piégeage. Le risque lié aux fortes hydrologies qui pénalisent ces dispositifs (arrêt) est « naturel », mais dans ces situations les risques de mortalité de la Garonne hydroélectriques est moindre (arrêt de certaines centrales, déversements aux barrages, effet retenue atténué). Enfin, la situation s'est sensiblement améliorée à Toulouse, avec la mise en service d'une centrale avec turbine ichtyocompatible au niveau de la chaussée de la Cavaletade.

Aucune information sur les quantités de smolts produits sur l'Ariège (T11 et T12) n'est disponible, même si les résultats des pêches sur les tacons d'automne laissent augurer d'un niveau de production équivalent sur l'Ariège amont (T12) et la Garonne amont (T10). Pour ces smolts de l'Ariège des risques moyens sont identifiés jusqu'à l'aval de Golfech (T4), pour les mortalités générées par le passage dans les turbines et la micropollution.

Pour la partie en aval de Golfech (à partir de T4), on ne dispose, là encore, d'aucune information biologique. Les pertes induites en dévalaison le long de ces tronçons sont inconnues, et donc les quantités de smolts arrivant finalement à la mer. Des risques moyens à forts y sont identifiés, ils concernent la micropollution et la température.

2.2.6. Enjeux 6 et 7 : la migration des géniteurs

Ce sont les deux enjeux avec le plus de risques supérieurs à 3 mis en évidence par l'analyse. Les principaux risques concernent les aménagements hydroélectriques (dispositifs de franchissement et leur fonctionnalité), la micropollution (à travers les 4 indicateurs), la température (élevée), la physicochimie (MES, nitrites, oxygène), l'hydrologie (étiage), la pêche professionnelle dans l'estuaire et le silure.

Les indicateurs biologiques disponibles sur le bassin montrent que la montaison des géniteurs est effective mais fortement variable entre les tronçons et les années.

Il n'y a aucune information concernant les quantités de géniteurs transitant dans les tronçons de la Garonne en aval de Golfech (T1 à T4). Les quantités de géniteurs contrôlés à Golfech (T5) sont faibles (effectif médian = 128 individus) vis-à-vis du potentiel du bassin. Toutefois cette quantité peut être différente des effectifs se présentant réellement au niveau de la centrale, des pertes étant susceptibles de se produire en aval de l'aménagement où des risques moyens à forts ont été identifiés (bouchon vaseux, thermie, micropollution, pêche en estuaire...)

Il paraît plus que nécessaire de lever les interrogations au sujet du stock de géniteurs entrant réellement dans la Garonne, ainsi qu'au sujet de l'ampleur et des origines des pertes qui se produisent jusqu'au dispositif de comptage de Golfech. Pour le moment, les quantités s'engageant dans le bassin sont inconnues, ce qui pose un problème aussi bien quant à l'évaluation de la réussite des opérations engagées dans la cadre du programme saumon que dans la priorisation des mesures à mettre en place.

Les effectifs recensés à Toulouse (T7) sont faibles, avec un effectif médian de 37 saumons contrôlés au Bazacle. La faible valeur du taux de transfert entre Golfech et le Bazacle (34%) peut être rapprochée d'un ensemble de risques moyens à très forts qui apparaissent dans ces tronçons T5 à T7 (silure, grande retenue, dispositifs de franchissement, thermie, hydrologie, micropollution).

Un suivi de la qualité de l'eau de la Garonne sur les tronçons allant de Golfech à Toulouse (T5 et T6) a été réalisé par Croze *et al.* (2006) en 2004-2005 afin d'étudier l'impact éventuel des conditions environnementales sur les problèmes migratoires identifiés lors des suivis par radiopistage (Bau *et al.*, 2005, 2006, 2007 ; Croze *et al.*, 2004). **Ce suivi a mis en évidence l'effet des fortes températures sur les mortalités observées, mortalités qui paraissent plus prononcées lorsque l'environnement est contaminé en pesticides.** Ces deux paramètres ressortent bien de l'analyse en tant que risque fort pour les castillons et moyen pour les saumons pluribermarins.

Depuis la campagne de suivi par radiopistage (2002-2005), la population de silure s'est développée et certains individus ont atteint une taille leur permettant de prédater des saumons, comme l'atteste les observations réalisées par MIGADO (Carry et Delpeyrou, 2013). Dans un milieu confiné, comme le canal de transfert de l'ascenseur de Golfech, les silures sont capables de prédater des saumons en bonne santé. Des problèmes de prédation sont également suspectés dans la passe à bassin de la centrale du Bazacle. Cette prédation, qui a potentiellement lieu entre deux points de contrôle impacte forcément le taux de transfert entre ces deux aménagements (les saumons pouvant être prédaté après la vitre de contrôle de Golfech et avant celle du Bazacle) indépendamment des conditions de migrations. Depuis ces observations un suivi a été réalisé par MIGADO dans le canal de Golfech à l'aide d'une caméra acoustique, permettant de connaître la proportion d'individus prédatés (de l'ordre de 30%) et de corriger le taux de transfert.

Pour l'Ariège (T11 et T12) les quantités de géniteurs sont faibles. Les taux de transfert estimés via l'étude de radiopistage sont de 40% entre T7 et T11 (avec une partie des saumons qui s'engagent sur l'axe Garonne) et de seulement 15% entre l'Ariège aval (T11) et l'Ariège amont (T12). Ces faibles taux de transfert se traduisent dans l'analyse par l'émergence de risques moyens à forts, principalement liés aux difficultés de franchissement des aménagements de

Grépiac et de Pébernat. La mise en place du Piégeage/Transfert depuis Golfech a permis d'améliorer très nettement l'accès des géniteurs au tronçon de l'Ariège amont (T12). Entre 2015 et 2017, 135 saumons ont été transportés sur l'Ariège amont (T12), soit près de 30% de l'effectif contrôlé. Avant cette mesure seulement 2% des saumons comptabilisés à Golfech atteignaient ce tronçon, soit, nous l'avons vu, le meilleur tronçon pour la reproduction puis la croissance des jeunes saumons (avec le T10 pour la branche Garonne).

Enfin les quantités de saumon dans les tronçons de la Garonne en amont de la confluence de l'Ariège sont également faibles (effectif médian contrôlé à Carbonne = 14 individus). Les taux de transfert estimés via l'étude de radiopistage sont de 53% entre T7 et T8 (avec une partie des saumons qui s'engagent sur l'axe Ariège). Environ 7% des saumons ayant franchi les ouvrages toulousains ne quittent jamais le tronçon 7 où des risques moyens à fort émergent concernant la thermie et un risque moyen pour les nitrites pendant la période de migration des castillons. Environ 26% des saumons qui franchissent Toulouse (T7) restent sur la partie de la Garonne en aval de Carbonne (T8). Ils pourront éventuellement se reproduire sur ces tronçons mais d'ici la période de reproduction, ils subissent quand même des risques moyens à forts générés par la thermie.

2.2.7. Enjeu 8 : la reproduction

Les risques de niveau 4 et plus identifiés pour cet enjeu concernent principalement les tronçons aval de l'Ariège (T11) et de la Garonne (T8) où la reproduction est susceptible de se dérouler. Ils concernent la disparition du substrat alluvial et la micropollution.

Un suivi de la reproduction des grands salmonidés est réalisé depuis 1993. Il concerne la Garonne en aval de Carbonne (1993-2007), l'Ariège (1993-2015) et la Pique depuis 2008. Des nids de grands salmonidés sont observés tous les ans mais en faible quantité (médiane =14 nids).

Les faibles effectifs de nids de grands salmonidés recensés sont à mettre en relation avec le faible nombre de géniteurs.

Des géniteurs sont présents tous les ans sur les tronçons les plus avals encore favorables à la reproduction du saumon (T8 et T11), des frayères y sont régulièrement recensées. Les observations réalisées sur l'Ariège lors des suivis étayent cependant les risques qui ressortent dans l'analyse, à savoir des graviers et galets sur ces tronçons, le substrat alluvial jusqu'alors présent disparaissant et laissant place à de la marne sur laquelle la reproduction des salmonidés est impossible. **La raréfaction des zones favorables à la fraie des salmonidés, constatée lors des suivis « reproduction » conduit aussi les géniteurs à se regrouper**, souvent au niveau de structures artificielles (clapet, canaux de fuite, ouvrages de franchissement...) qui garantissent des conditions hydrauliques satisfaisantes et constantes dès lors qu'un atterrissement de substrat de granulométrie favorable existe. Ces deux phénomènes (raréfaction des zones favorables et concentration des géniteurs) conduisent à une **suroccupation des zones de fraie** (et donc au surcreusement des nids) et à **l'appariement entre saumon et truite** (Dartiguelongue, 2017).

Le suivi de la reproduction (en T8 et T11) met également en évidence un ensablement général de l'Ariège de 1997 à 2000 (stable depuis), ainsi que la végétalisation de certaines zones depuis 2010, conduisant à leur abandon par les salmonidés. Ces thématiques n'ont pas été évaluées dans l'analyse de risques par manque de données.

Pour la Garonne amont (T10), grâce à la stratégie de Piégeage/Transfert, la reproduction est effective mais les suivis sont cantonnés à la Pique. Les informations issues des études de radiopistage relatent une colonisation de la Garonne et de la Neste (Croze *et al.*, 2004 ; Bau *et al.*, 2005, 2006, 2007) à partir des transports sur la Pique. Mais aucun suivi « reproduction » n'est réalisé sur la Garonne et sur la Neste en raison des effectifs très faibles de géniteurs et de linéaires importants à prospecter.

Pour l'Ariège amont (T12), l'activité de reproduction était très faible jusqu'à la mise en place du piégeage/transfert depuis Golfech (2015), ceci principalement en raison des difficultés de franchissement des multiples obstacles. Depuis 2015, avec la mise en place du Piégeage/Transfert directement depuis Golfech, l'activité de fraie y est régulière. Le piégeage/Transfert profite aussi probablement à l'Ariège aval (T11), des suspicions de colonisation de ce tronçon par dévalaison étant évoquées lors des opérations de suivi de la reproduction (Dartiguelongue, 2017, 2016).

2.3. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES

Les risques de niveau 4 et plus les plus représentés à l'échelle du bassin sont ceux liés à la micropollution (n=45), à la thermie (n=23) et aux ouvrages (n=21 ;Tableau 2).

En pondérant, pour chaque grande famille de risques, le nombre de risques égaux ou supérieurs à 4 par l'effectif total de risques calculés, ce sont les risques liés aux ouvrages qui ressortent en premier (35% des risques calculés pour cette famille sont des risques de niveau 4 et plus), suivi par la micropollution (24%), puis l'hydromorphologie (14%). La physicochimie « classique », les macro-polluants génère au contraire le moins de risques pour le cycle biologique du saumon (moins de 1% de risque de niveau 4 et plus).

Tableau 2 : Somme des risques de niveau 4 et plus par grande famille de risque et par tronçon.

	Thermie	Physico-chimie (macro-polluants)	Micro-pollution	Hydrologie	Hydro-morphologie	Ouvrages	Autres
T1	2	1					2
T2	2	3	4				
T3	2		4				
T4	3		12	1			
T5	3		3	1		5	4
T6	2		7				
T7	2	1				3	
T8	4		4	4	3	1	
T9			2			1	1
T10			8	3		3	
T11	2		1	2	3	2	
T12	1			1		6	
BV Garonne	23	5	45	12	6	21	7
Nb total de risques calculés	208	876	188	108	44	60	54
Proportion du nombre total de risques calculés pour la famille	11.1%	0.6%	23.9%	11.1%	13.6%	35.0%	13.0%

2.3.1. Les ouvrages et centrales électriques

Les ouvrages et centrales hydroélectriques génèrent proportionnellement le plus de risques égaux ou supérieur au niveau 4. **Les problèmes possibles concernent essentiellement les stades migratoires du saumon (smolts, géniteurs), générant des retards, des blocages et même des mortalités directes** dans le cas du passage des smolts dans les turbines.

Les actions de restauration de la transparence migratoire ont été menées depuis le lancement du programme saumon sur le bassin, mais force est de constater que les problèmes persistent encore à l'heure actuelle, soit plus de 30 ans après le retour des premiers géniteurs.

A l'échelle du **bassin l'effet des ouvrages et centrales sur la dévalaison des smolts est actuellement relativement bien atténué**. La démarche coordonnée lancée sur l'Ariège (T11 et T12), a abouti à la mise en place des dernières technologies développées en matière de dévalaison des smolts (exutoires de surface couplés à des plans de grilles fine orientés) sur la plupart des ouvrages de cet axe (seuls les dispositifs des 3 ouvrages les plus aval (situés dans T11) n'ont pas été actualisés). Des tests d'efficacité sont menés sur les sites nouvellement équipés depuis 2017. Les premiers résultats confirment une très bonne efficacité de ces dispositifs dans certaines conditions hydrologiques (Courret, communication personnelle). Des améliorations ont également été apportées sur la Neste (tronçon T12), au niveau des prises d'eau de Beyrède et de Rebouc, mais il reste un nombre important d'ouvrages à équiper sur ce tronçon. A ce sujet une démarche coordonnée a été lancée sur la Neste, elle devrait conduire à une mise en conformité de la majorité des ouvrages à ce sujet. Il reste une marge de progression sur les ouvrages toulousains (T7) dont la mortalité a été estimée autour de 6%, d'autant plus qu'ils sont situés en aval des zones de production, et voient donc passer tous les smolts produits sur l'Ariège, la Garonne en aval de Carbonne (T8) et les smolts ayant échappé au piégeage (T10) et ayant réussi à franchir les ouvrages de la Garonne hydroélectrique (T9).

Concernant **la montaison des géniteurs de nombreux problèmes persistent**.

Des doutes persistent quant à l'efficacité de l'ascenseur de Golfech, premier ouvrage en l'état du bassin, que les géniteurs doivent absolument franchir pour avoir une chance d'atteindre les frayères et pouvoir boucler leur cycle. Les seules données disponibles pour cet ouvrage sont issues des opérations de radiopistage. Elles aboutissent à **une efficacité proche de 50%**, ce qui n'est pas satisfaisant pour un plan de restauration à ce niveau du bassin (aucune possibilité de reproduction à l'aval). Depuis ces études, des modifications ont été apportées au niveau du dispositif de franchissement (ajout d'une entrée piscicole supplémentaire). **Les éventuelles améliorations apportées n'ont pas été testées et le contexte a évolué avec la présence, en abondance, du silure au pied de l'ouvrage**.

Les ouvrages de la traversée de Toulouse ont également été modifiés depuis le suivi des saumons par radiopistage. L'efficacité du Bazacle avait alors été estimée à 68% et celle du Ramier était de 87%. Depuis l'attractivité de l'entrée piscicole du Bazacle a été améliorée (mise en place d'un dégrilleur au niveau du plan grille alimentant le débit d'attrait qui pouvait se colmater et, de fait, faire chuter l'attractivité) mais des problèmes d'attractivité semblent persister lorsque les débits dépassent 1.3 fois le module. Au niveau du Ramier, une centrale turbinant 30 m³/s couplée à une passe à bassin a été installée en tête du tronçon court-circuité permettant aux saumons s'engageant dans ce dernier de franchir le seuil de la Cavaletade où ils étaient précédemment bloqués.

Les points noirs identifiés se situent au niveau des ouvrages de Grépiac (T11) et Pébernat (T12). Les informations obtenues grâce aux opérations de radiopistage (Croze *et al.*, 2004 ; Bau *et al.*, 2005, 2006, 2007) et au diagnostic hydraulique des ouvrages de l'Ariège en aval de Labarre (ECOGEA, 2011) montrent que pour l'ouvrage de Grépiac, 1) pour la passe en rive gauche, le très faible débit en sortie de la passe et le positionnement très aval de l'entrée piscicole ne peut attirer de manière satisfaisante les poissons se présentant au barrage, et 2) pour la passe en rive droite, une attractivité limitée de l'entrée piscicole. **L'ouvrage de Grépiac constitue un verrou majeur à la libre circulation**, d'autant plus pénalisant qu'il est le premier ouvrage rencontré par les saumons empruntant l'axe Ariège. Pour l'ouvrage de Pébernat, aucun problème majeur n'a été recensé au niveau de l'attractivité de l'entrée piscicole de la passe ou des conditions hydrauliques se déroulant à l'intérieur mais l'attractivité du TCC (où est installée la passe) est très faible vis-à-vis du canal de fuite de l'usine. Les saumons s'engagent de préférence dans le canal de fuite où il se retrouvent bloqués au pied de l'usine,

en sortie des groupes. L'accès aux meilleures zones de reproduction et de croissance des jeunes stades de l'axe Ariège (T12) est ainsi compromis.

La plupart des ouvrages de la Garonne dans le tronçon T10 ne sont pas équipés de dispositifs de franchissement.

Enfin, dans cette famille de risques, il serait intéressant de faire un point précis sur le fonctionnement par éclusées en T10 et T12 et les impacts éventuels sur les frayères et les premiers stades de développement du saumon.

2.3.2. La micropollution

La micropollution est le second groupe de paramètres qui génère proportionnellement le plus de risques de niveau 4 et plus. Le tronçon 4 est celui où le nombre de risques liés à la micropollution de l'eau est le plus élevé. Parmi les indicateurs, **ceux qui ressortent le plus souvent sont les indicateurs « autres polluants » (n=17) et « pesticides » (n=13).**

Suivant les secteurs et les périodes les plus à risques, on identifie, sur les 160 molécules pour lesquelles on dispose aujourd'hui de seuils de toxicité : la présence de 33 à 60 de ces molécules (21 à 38%), et de 10 à 24 molécules qui dépassent les seuils de toxicité au moins une fois.

Il n'y a pas de données en Garonne indiquant **un impact direct** sur les saumons, mais **la présence d'un cocktail de molécules, dont on ignore encore complètement les effets, est inquiétante.** (la construction de nos indicateurs donne une bonne image de cet effet cocktail).

La seule référence connue sur le bassin concerne les pesticides et la migration des géniteurs (Croze *et al.*, 2006). Les effets directs sur la perturbation de la migration et les mortalités n'ont pas été formellement montrés. Les auteurs précisent toutefois que l'origine des arrêts des géniteurs et des mortalités est multifactorielle (température, débit, turbidité) et que **l'apparition d'un stress supplémentaire lié aux pesticides augmenterait la sensibilité des saumons.**

La littérature scientifique, sur les effets de la micropollution, mentionne : des troubles du comportement, des altérations de l'osmorégulation, de la sensibilité olfactive, des perturbations endocriniennes, des perturbations de la maturation sexuelle, un affaiblissement des capacités respiratoires et des perturbations des fonctions cardiaques, donc des réductions des capacités de migration ; une dépression immunitaire, et donc une sensibilité renforcée aux parasites et maladies.

2.3.3. L'hydromorphologie

Les risques supérieurs ou égal au niveau 4 identifiés au sujet de l'hydromorphologie concernent la disparition du substrat alluvial. Cela génère **la dégradation des habitats de croissance des juvéniles, voire des pertes nettes d'habitats de reproduction et de croissance** sur les tronçons aval de l'Ariège (T11) et de la Garonne en aval de Carbonne (T8) et provoque même la concentration des géniteurs dans les dernières zones de frayères disponibles (dégradation de la survie des œufs par surcreusement des nids).

Les effets de la dégradation de la morphologie de la Garonne (incision, apparition de roche mère, de seuils géologiques...) sur la migration des géniteurs sont peu documentés. Delmouly *et al.* (2007) montre un lien entre les replis vers l'aval de géniteurs en phase de montaison et les surfaces de roche mère sur le tronçon de la Garonne situé entre Toulouse et la retenue de Malausse (T6). Les plus faibles taux de dévalaison de géniteurs sont observés dans les zones les plus chargées en sédiments grossiers, et les plus forts taux de repli dans un secteur où la roche mère représente près de 80% de la surface.

En plus des affleurements de roche mère, **un nombre important de seuils géologiques sont apparus.** Depuis 1950, ce sont **près de 140 seuils géologiques**, dont les caractéristiques sont

à ce jour méconnues⁸, qui **sont apparus dans ces tronçons** (T8, T6, T11, soit plus de 1.3 seuils par kilomètre). Les caractéristiques de ces seuils ne sont pas documentées, leurs éventuels impacts sur la migration anadrome sont inconnus.

2.3.4. La thermie

Les risques de niveau 4 et plus liés à la thermie sont présents à 23 reprises, ils représentent plus de 11% des risques calculés de cette famille. Ils ont majoritairement des effets sur les enjeux géniteurs en montaison (1HM et PHM). **Les effets de la température sur le saumon sont bien documentés. Ils concernent la perturbation du développement, de la croissance, la baisse de l'activité, l'arrêt des déplacements et, à l'extrême peuvent générer des mortalités.**

Il faut distinguer l'effet des températures froides, qui va concerner plutôt une baisse générale de l'activité du poisson, de celui des températures chaudes, qui peuvent participer à la dégradation de l'état sanitaire et entraîner des mortalités directes.

La température de l'eau varie sous l'effet du climat mais est également influencée par les activités anthropiques (réchauffement climatique, retenues, dérivation, perte du substrat alluvial...). Aucune tendance significative au réchauffement n'a été mise en évidence sur les chroniques récupérées et sur les périodes de déroulement des différentes phases biologiques du saumon mais les séries chronologiques sont relativement courtes. L'analyse des données thermiques recueillies à Toulouse et Golfech entre 1977 et 2005 par Croze *et al.* (2007) montre un réchauffement de l'eau pour les deux stations, exacerbé en été. L'augmentation des températures au cours de l'année n'est pas seulement plus prononcée mais apparaît également plus précocement, augmentant ainsi la durée de l'époque la plus chaude. Suite à cette analyse une thèse a été lancée pour comprendre les phénomènes participant à l'évolution du régime thermique entre Toulouse et Golfech (Larnier, 2010). L'étude statistique a démontré qu'à ce niveau, la température de l'eau de la Garonne est corrélée avec l'insolation, la température de l'air et le débit. L'auteur met en évidence une augmentation importante de l'insolation estivale et une augmentation de la température de l'air au printemps sur la période 1992-2005. Le phénomène d'augmentation de la température pourrait être exacerbé sur ce tronçon par la présence de nombreuses zones avec affleurement de roche mère où la combinaison de faibles hauteurs d'eau et le rayonnement solaire sur les roches affleurantes favoriserait les variations importantes de température.

2.3.5. L'hydrologie

L'hydrologie cumule 12 risques de niveau 4 et plus. Ils concernent principalement **les stades juvéniles, avec l'occurrence de coups d'eau pouvant perturber le développement ou même générer des mortalités directes**. Il s'agit de phénomènes « naturels », aucune tendance long terme d'augmentation de l'occurrence de ces épisodes de forte hydrologie n'a été montrée.

La proportion de nombre de jour d'étiage (Q_{MNA2}), peu stimulant pour l'activité migratoire des saumons, a été relevée pour l'enjeu « castillons » au niveau de Golfech (T4 et T5). Ceci a potentiellement comme effet de **restreindre leur fenêtre migratoire**. De plus, au niveau de ces tronçons, une tendance à l'augmentation du nombre de jours avec un débit inférieur au Q_{MNA2} (et donc à la restriction de la fenêtre migratoire) a été mise en évidence sur la chronique disponible durant la période de présence des castillons (voir 1.7.1).

⁸ Jantzi *et al.*, 2018, signalent un seuil géologique de 3 m de dénivelé sur la commune de Beauzelle, 10 km en aval de Toulouse.

Jantzi H., Carozza JM., Probst JL. et Valette P., 2018. Ajustements géomorphologiques de la moyenne Garonne en aval de Toulouse (Sud-Ouest France) depuis les années 1950 sous l'effet des extractions de granulats. IS RIVERS 2018, LYON.

2.3.6. La physico-chimie

5 risques de niveau 4 et plus concernent physico-chimie. Ces risques apparaissent au niveau des tronçons soumis à l'influence des marées (T1 et T2) avec l'apparition du bouchon vaseux ou à proximité des deux plus grandes agglomérations du bassin, Bordeaux (T2) et Toulouse (T7), avec des marqueurs de la perturbation du cycle de l'azote (nitrite et ammoniac).

Les effets du bouchon vaseux sur les individus en migration sont encore largement méconnus, aucune étude n'a, pour le moment montré, l'impact direct du bouchon vaseux sur les espèces amphihalines. **A l'intérieur de celui-ci, les concentrations en MES et l'apparition d'épisodes d'hypoxie sont susceptibles de perturber la progression des individus, voire de provoquer des mortalités en cas d'exposition prolongée.** Mais le comportement des saumons dans l'estuaire de la Gironde, le plus vaste d'Europe, est encore mal connu. Plusieurs études indiquent que les géniteurs peuvent effectuer une pose au niveau de l'estuaire et attendre des conditions favorables (coup d'eau) ou bien même retourner en mer si les conditions deviennent trop défavorables (synthèse des études sur le sujet effectué dans Tétard *et al.*, 2013). Une partie des individus arrivent potentiellement à un moment où le bouchon vaseux est bien installé et n'ont pas d'autres choix que de tenter de le traverser. Les conditions de réussite ou d'échec de la traversée sont inconnues.

Les effets des composés azotés sur les organismes aquatiques sont connus, les salmonidés y sont particulièrement vulnérables. Pour les castillons, enjeu pour lequel ce risque est pointé par l'analyse, ce sont les nitrites qui génèrent des risques. **L'effet toxique majeur des nitrites est la destruction de l'hémoglobine contenue dans le sang, conduisant à l'impossibilité de fixer l'oxygène et de la transporter dans les organes.** Il apparaît pour des faibles concentrations et des courtes durées d'exposition. Des concentrations engendrant des effets sub-létaux (détresse respiratoire, apathie) sont relevées à Toulouse (T7), tandis que des concentrations létales sont mises en évidence autour de Bordeaux (T2).

2.3.7. Les autres risques

Des risques sont relevés au sujet des grandes retenues, pour les 3 stades migrants. **Les effets des retenues de grande dimension sont liés à la désorientation des saumons (perte du signal hydraulique) et à la prédation accrue.**

Ces risques existent, dans le cas des géniteurs en montaison, au niveau de la retenue de Malaussène (21% des saumons n'ont jamais quitté la retenue lors des opérations de radiopistage réalisées entre 2002 et 2005).

Les conditions de migration des smolts à travers la retenue de Malaussène sont également inconnues. Un suivi par radiopistage a simplement montré qu'une fois arrivés au niveau des puits d'alimentation des turbines de Golfech, les smolts parvenaient à franchir rapidement la centrale lorsque les débits turbinés étaient proches des capacités de turbinage maximales de cette dernière (Carry *et al.*, 2015, 2014).

La pêche professionnelle et amateur aux engins pourrait également impacter les géniteurs de saumon. En effet, même si la pêche du saumon est interdite depuis 1985 dans tout le bassin de la Garonne et dans l'estuaire de la Gironde, **l'exploitation d'autres espèces comme le maigre, la lamproie marine ou le mulot met en œuvre des techniques peu sélectives (filet dérivant) qui peuvent théoriquement capturer des saumons** qui doivent alors être remis à l'eau par les pêcheurs. Parmi ces filets dérivants, les « maillants » sont plus susceptibles de blesser les saumons et d'avoir un impact que les « pochants ». Le risque a été évalué comme plus fort (niveau 4) au niveau de l'estuaire car l'effectif de pêcheurs maritimes est significatif, mais l'impact factuel est inconnu.

Enfin, dans ces « autres risques », les risques les plus élevés sont liés à la prédation du silure dans le canal de transfert de l'ascenseur de Golfech, quantifiée par MIGADO à 30% de l'effectif y transitant. Des mesures permettant de minimiser cette prédation ont été mise en œuvre (voir

1.7.1). La question de l'impact du silure au niveau des aménagements (en aval des ouvrages) ou dans les autres dispositifs de franchissement (passe à bassin du Bazacle par exemple) se pose, d'autant que le silure est présent sur une grande partie du bassin, allant de l'estuaire de la Gironde (T1) à Carbonne pour la partie fréquentée par le saumon sur la Garonne (T8) et Cintegabelle pour la partie Ariégeoise (T11) et que 8 ouvrages y sont recensés.

2.4. LIMITES DE LA METHODE

La méthode développée pour effectuer l'analyse de risque se base sur des données, des définitions de niveau d'intensité d'aléas, des définitions de classes de vulnérabilité du saumon vis-à-vis de ces aléas. L'analyse ne peut être effectuée que sur des éléments quantifiés pour lesquels la bibliographie scientifique donne des informations quant à leurs effets sur les différents stades de vie du saumon.

La qualité de l'évaluation de l'intensité de l'aléa dans l'espace (à l'échelle du bassin Garonne) et dans le temps (durée des chroniques d'acquisition de données) est fortement liée à la qualité des bases de données récupérées. Dans le cas de l'analyse « saumon », les bases de données utilisées étaient diverses, allant d'une acquisition de données toutes les 10 minutes à une seule acquisition par an. Des pertes de données peuvent aussi se produire et générer des trous importants dans les chroniques (perte d'une sonde thermique par exemple). Il en résulte que **pour un aléa donné, la qualité de l'indicateur d'aléa peut être très différente d'un tronçon de Garonne à un autre**. Dans certains tronçons, les données récupérées ont été sporadiques, si bien que l'analyse s'est restreinte à quelques aléas ou bien à un effectif réduit de stations. C'est par exemple le cas de l'estuaire de la Gironde (T1) où aucune donnée permettant de calculer les indicateurs de micropollution, ou des données physico-chimiques autres que température, oxygène dissous et MES n'ont été récupérées. C'est aussi le cas pour la Garonne en amont du Bec d'Ambès (T2), pour laquelle l'analyse ne se base que sur les résultats obtenus sur une station, située en amont de la principale source de pollution (agglomération Bordelaise).

Dans certains cas **la détermination de la vulnérabilité a pu poser problème, par manque d'éléments dans la bibliographie**. Des compromis ont pu être réalisés en cumulant les informations disponibles sur l'ensemble des stades du saumon et en les élargissant à plusieurs enjeux.

L'évaluation des **risques générés par des pratiques interdites**, comme le braconnage (sur la partie aval du bassin, comme sur la partie amont sur les géniteurs sur frayères), par nature sans données quantitatives objectives, n'a donc pas été réalisée.

L'analyse de risque a été construite pour **pouvoir comparer le risque généré par un aléa donné sur les différents tronçons** considérés et sur les différents stades du cycle biologique du saumon. La comparaison des niveaux de risques engendrés par les différents aléas est également possible. Par contre **l'addition des niveaux de risques, et encore plus pour différents types d'aléas est un exercice très périlleux**.

En effet, nous savons que certains risques peuvent se cumuler au fil des tronçons, comme typiquement les mortalités lors du passage des aménagements hydroélectriques à la dévalaison. Mais d'autres ne s'additionnent pas aussi facilement le long de la Garonne (exemple : si le saumon traverse deux secteurs de Garonne à risque 3 pour la physico-chimie, cela n'entraîne certainement pas un risque 6, mais peut-être un peu plus qu'un risque 3 avec l'augmentation du linéaire). Au sein d'un même tronçon de Garonne maintenant, nous savons aussi que tous les risques ne se cumulent pas et que neuf risques 1 ne font pas un risque 9. Mais nous savons aussi qu'il peut y avoir des interactions entre risques (ex : retard à la migration+ qualité d'eau moyenne).

Le choix a donc été fait de simplement présenter, par tronçons et enjeux, le nombre de risques de niveau 4 et plus afin de visualiser les tronçons et/ou les enjeux potentiellement les plus problématiques.

3. CONCLUSION

Après nous être immergés dans l'histoire du plan saumon sur la Garonne, l'évolution des caractéristiques du fleuve, et l'évaluation des risques encourus pour le bon déroulement du cycle biologique du grand migrateur, il nous apparaît des difficultés à régler, des interrogations principales qui restent à lever, mais des points positifs pour le bassin.

- **Les difficultés :**

La première difficulté, cruciale, porte sur les problèmes de montaison des géniteurs, problèmes aggravés par la présence du silure au droit de certains ouvrages.

Les actions de restauration de la transparence migratoire ont été menées depuis le lancement du programme saumon sur le bassin, mais force est de constater que des problèmes persistent encore à l'heure actuelle, soit plus de 30 ans après le retour des premiers géniteurs.

Des doutes persistent quant à l'efficacité de l'ascenseur de Golfech, premier ouvrage que les géniteurs rencontrent en revenant de la mer et doivent absolument franchir pour avoir une chance d'atteindre les frayères et de pouvoir boucler leur cycle. Les seules données disponibles pour cet ouvrage font état d'une efficacité de seulement 50%. Des modifications ont été apportées depuis à ce dispositif de franchissement (deuxième entrée), mais les éventuelles améliorations n'ont pas été testées et le contexte biologique a évolué avec la présence du silure au pied de l'ouvrage (et dans l'ouvrage).

Or, il est essentiel de connaître l'efficacité actuelle du dispositif de franchissement de Golfech. En effet, c'est à partir de la station de contrôle dont les résultats dépendent de l'efficacité du dispositif que sont estimés les taux de retour des géniteurs, principal moyen de contrôler l'efficacité des actions menées sur le bassin.

Nous avons aussi évoqué précédemment la persistance des difficultés de montaison au Bazacle à Toulouse (avec probablement également une problématique silure prégnante), puis Grépiac et Pébernat sur l'Ariège.

La seconde difficulté porte sur la restauration hydromorphologique du fleuve qu'il faut entamer. Cette restauration serait, bien sûr, profitable, plus largement que pour le saumon, à l'ensemble de l'hydrosystème (par exemple la restauration d'un matelas alluvial permettrait de tamponner la température de l'eau et d'améliorer les processus d'auto-épuration, tout en offrant des habitats à la faune invertébrée et aux poissons ...).

La restauration hydromorphologique regroupe des principes et actions techniques que l'on sait mettre en œuvre. Cela comprend de la ré-injection de granulats dans les cours d'eau, la suppression d'obstacles à la continuité sédimentaire, des acquisitions foncières afin de permettre au cours d'eau des érosions latérales, une modification des pratiques sur le bassin-versant afin de restaurer les signaux hydrologiques (moins d'écêtement des petites crues), de restaurer les échanges avec la nappe alluviale, ..., cette liste n'est bien sûr pas exhaustive.

Mais cela demande acceptation sociale et politique et d'importants moyens financiers.

- **Les interrogations principales qu'il faut lever :**

La micropollution de la Garonne et de ses affluents (ses petits affluents principalement) est une source d'inquiétude.

Pour le moment, les effets des différentes familles de micropolluants sur le saumon sont mal documentés, et les effets « cocktails » quasiment pas. Le nombre de substances ainsi que l'ajout constant de nouvelles molécules rendent la tâche complexe.

Les connaissances sur l'impact de cette micropollution, en particulier sur le saumon, sont donc largement à enrichir, documenter et affiner, ce qui ne dispense pas d'engager, d'ores et déjà et sur le long terme, des mesures pour réduire la présence de ces molécules dans l'eau. En effet,

de nombreuses sont conçues pour être des biocides (herbicides, fongicides, insecticides, ...), il est donc logique de penser que ces molécules et/ou leurs dérivés puissent garder une action de ce type sur les cellules vivantes dans les milieux naturels, et en l'occurrence dans les cours d'eau.

Le comportement des saumons vis-à-vis du bouchon vaseux, localisé au niveau de l'estuaire de la Gironde ainsi que sur le tronçon de la Garonne sous l'influence de la marée dynamique, pendant une partie de la période de migration des géniteurs (ainsi que celle des smolts), est peu documenté de manière générale et est inconnu sur le bassin. Cela soulève des craintes compte-tenu des mauvaises conditions physico-chimiques (fortes concentrations en MES, faibles concentrations en oxygène, autres macro et micro polluants) au niveau de ce bouchon.

En amont de l'estuaire et de la zone de marée dynamique, les lacunes au sujet des connaissances sur la migration de géniteurs et des smolts en aval de l'ouvrage de Golfech sont également problématiques. Ce dernier aménagement étant situé à près de 300 km de l'océan, des aléas sont susceptibles de se produire sur ce linéaire et de fait influencer les taux de retour.

L'effet des retenues sur le comportement des stades migrants, et plus particulièrement de la grande retenue de Malause, n'est pas élucidé. On sait qu'on y perd des géniteurs en montaison (20%), mais sans avoir pu en déterminer les raisons. On ne connaît rien du passage des smolts en dévalaison dans cette retenue et assez peu de choses sur leur dévalaison naturelle de la branche Ariège.

D'autres connaissances seront également importantes à acquérir ou à approfondir concernant la fonctionnalité de la vie sous graviers sur la Garonne amont (en aval du plan d'Arem), ou bien sur l'impact potentiel des éclusées hydroélectriques (exondation de frayères, échouages des jeunes stades) au niveau des tronçons amont de la Garonne et de l'Ariège.

- **Mais des résultats positifs malgré la difficulté du contexte :**

Ils concernent le fonctionnement des tronçons « amont » de la Garonne et de l'Ariège (T10 et T12) et les taux de retour.

- *Des tronçons amont de la Garonne et de l'Ariège qui fonctionnent bien*

Les analyses ont pointé des tronçons pour lesquels peu de risques, peu de problèmes ont été relevés. Cela concerne les tronçons amont de l'Ariège et de la Garonne qui accueillent, à une période ou une autre, l'ensemble des stades du cycle du saumon.

Les jeunes saumons déversés dans ces tronçons ont une bonne survie et une bonne croissance. Il en résulte que les abondances en tacons échantillonnés en fin d'été sont très bonnes dans le référentiel national avec, en moyenne, plus de 25 individus pour 100 m².

Les dévalaisons de smolts issus de ces déversements sont supérieures à l'objectif de 45 000 smolts par an pour le bassin, fixé par le programme de restauration. Rien que sur l'axe Garonne (donc sans la branche Ariège), 40 000 smolts ont été contrôlés en 2016 et 36 000 en 2017 aux pièges de Pointis et Camon.

La reproduction naturelle y est effective et efficace lorsque les géniteurs accèdent aux zones de frayère. Depuis 2015, leur accès est grandement facilité par la mise en place du piégeage-transfert depuis Golfech vers l'Ariège amont. Avant l'instauration de ce transfert, seul 2% des géniteurs contrôlés à Golfech parvenaient à ce tronçon. Ils sont désormais autour de 30% à y accéder. En 2017, les densités sur les radiers de l'Ariège en fin d'été des tacons issus de la reproduction naturelle étaient identiques à celles des tacons issus des déversements.

La démarche coordonnée lancée sur l'Ariège a abouti à la mise en place des dernières technologies développées en matière de dévalaison des smolts (exutoires de surface couplés à des plans orientés de grilles fines) sur la plupart des ouvrages de cet axe (seuls les dispositifs des 3 ouvrages les plus aval n'ont pas encore été actualisés). Des tests d'efficacité sont menés

sur les sites nouvellement équipés depuis 2017. Les premiers résultats confirment une très bonne efficacité de ces dispositifs. La dévalaison des smolts sur l'Ariège est donc presque optimisée.

- *Des taux de retour à Golfech finalement corrects :*

Finalement, les taux de retour à Golfech, de l'ordre de 4‰ (voir document : Détermination et discussion des taux de retour des saumons à Golfech), sont corrects dans le paysage national et international pour un plan de restauration basé sur de jeunes saumons de repeuplement.

De plus, ce sont des taux de retour au dispositif de comptage de Golfech, ce qui suppose que les poissons ont emprunté le dispositif de franchissement (ascenseur), or les seules indications que l'on a, à l'heure actuelle, c'est qu'un poisson seulement, sur deux qui se présentent à l'aval de l'ascenseur, l'emprunte réellement (étude de radiopistage menée entre 2002 et 2006). Ce qui reviendrait à multiplier le taux de retour par deux à l'aval immédiat de Golfech, ce qui serait alors un très bon résultat : 50 000 smolts issus de repeuplement donnent 500 géniteurs de retour à Golfech dont 250 femelles qui produiront 25 000 **smolts sauvages qui amplifieront à leur tour les taux de retour**. Théoriquement cela peut se réamorcer. Mais ceci confirme aussi que l'on a là, un point crucial à régler, et met l'accent sur les interrogations qu'il faut impérativement lever (en l'occurrence, on ne sait rien de l'efficacité de l'ascenseur de Golfech depuis l'étude de radiopistage de 2002-2006, alors que le dispositif a été modifié depuis – deuxième entrée – ainsi que le contexte autour de cet aménagement avec la forte présence des silures). **Cela suppose aussi que les géniteurs contrôlés à Golfech doivent atteindre des frayères fonctionnelles avec un minimum de perte.**

4. BIBLIOGRAPHIE

AEAG, 2018. COPIL 4 - Etat écologique de la Garonne et impact sur les populations de poissons migrateurs - Relevé des discussions. Toulouse, p. 8.

Bau, F., Breinig, T., Jourdan, H., Croze, O., 2005. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Deuxième campagne (suivi 2003) (No. RA05.01). GHAAPPE.

Bau, F., Croze, O., Delmouly, L., Moreau, N., Alesina, R., 2007. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en aval & en amont de Golfech. Quatrième campagne (suivi 2005) (No. RA07.03). GHAAPPE.

Bau, F., Moreau, N., Croze, O., Breinig, T., Jourdan, H., 2006. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Troisième campagne (suivi 2004) (No. RA06.03). GHAAPPE.

Belin, C., Pelloquin, E., Doumenc, H., 2013. Crues des Pyrénées des 18 et 19 juin 2013. Retour d'expérience global. DREAL Midi-Pyrénées.

Bosc, S., Larinier, M., 2000. Définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrateurs. Simulation des mortalités induites par les aménagements hydroélectriques lors de la migration de dévalaison. (No. RA.00.01-G17-00-RT). GHAAPPE-MIGADO.

Bosc, S., Nars, A., Menchi, O., 2012. Etude de l'impact des éclusées hydroélectriques sur les peuplements piscicoles du haut bassin de la Garonne. Action MPIEG 11 (No. MI.GA.DO 23G-12-RT). MIGADO.

Bosc, S., Nars, A., Menchi, O., Bousquet, P., 2009. Contrôle de la migration des smolts de saumon atlantique en dévalaison au niveau des dispositifs de piégeage et de transport de Camon et Pointis sur la Garonne. Campagne 2008 (No. 7G-08-RT). MIGADO.

Carry, L., Delpeyrou, J.-M., 2013. Etude des rythmes de migration des espèces amphibiotiques et holobiotiques de la Garonne au niveau de la station de contrôle de Golfech au cours de l'année 2012. (No. MI.GA.DO 24G-13-RT).

Carry, L., Delpeyrou, J.-M., Bosc, S., 2015. Etude des rythmes de migration des espèces amphibiotiques et holobiotiques de la Garonne au niveau de la station de contrôle de Golfech au cours de l'année 2014. MPGOL14-MPSATA14-MPPSGO14. MIGADO.

Carry, L., Delpeyrou, J.-M., Bosc, S., 2014. Etude des rythmes de migration des espèces amphibiotiques et holobiotiques de la Garonne au niveau de la station de contrôle de Golfech au cours de l'année 2013. MPGOL13-MPSATA13-MPPSGO13. MIGADO.

Coll, M., Durbe, G., Bosc, S., Menchi, O., 2017. Evaluation du colmatage du substrat des frayères à salmonidés sur le bassin de la Garonne amont - Année 2016.

Coll, M., Durbe, G., Bosc, S., Menchi, O., 2016. Evaluation du colmatage du substrat des frayères à salmonidés sur le bassin de la Garonne amont. Année 2015.

Croze, O., Bau, F., Breinig, T., 2004. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Première campagne (suivi 2002) (No. RA04.06). GHAAPPE.

Croze, O., Blot, E., Delmas, F., Alesina, R., Jourdan, H., Bau, F., Breinig, T., 2006. Suivi de la qualité de l'eau de la Garonne lors de la migration anadrome du saumon en amont de Golfech. (No. GHAAPPE RA04.04).

Croze, O., Blot, E., Delmouly, L., 2007. Evolution de la température de la Garonne au cours des 3 dernières décennies (1977-2005) (No. RA07.04). GHAAPPE.

Dartiguelongue, J., 2017. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège. Automne 2016.

Dartiguelongue, J., 2016. Suivi de la fraie des salmonidés migrateurs sur l'Ariège. Automne 2015. SCEA pour MIGADO.

Delmouly, L., Moreau, N., Croze, O., Le Barh, R., 2007. Cartographie du substrat de la garonne (de la retenue de St-Nicols-de-la-Grave à Toulouse) et influence sur le comportement de saumons atlantiques en remontée (No. GHAAPE RA07.05).

ECOGEA, 2011. Etude pour l'amélioration du franchissement piscicole sur le cours de l'Ariège. (No. E 09 03 01). MIGADO - FDAAPPMA 09 (NATURA 2000).

ECOGEA, 2013. Ascenseur à poissons de Golfech. Réglages de l'ascenseur avec fonctionnement de la deuxième entrée. Note suite aux visites du 25/03/2011; 12/07/2011, 21/03/2011 et 22/08/2013. ECOGEA pour EDF CIH.

Larnier, K., 2010. Modelisation thermohydraulique d'un tronçon de Garonne en lien avec l'habitat piscicole : approches statistiques et déterministe. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.

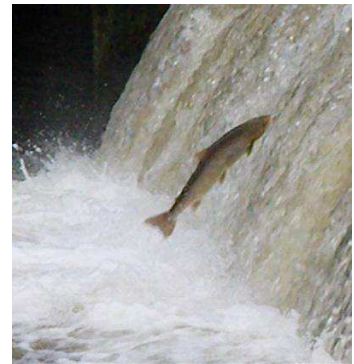
Tétard, S., Lasne, E., Gadais, R., Bultel, E., Feunteun, E., 2013. Evaluation du stock de Saumons entrant en estuaire de la Loire et etude du comportement migratoire jusqu'aux secteurs amont - phase 1 38.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

-

Détermination et discussion des taux de retour des saumons à Golfech



Auteur(s) : Vincent Cornu et Jean-Marc Lascaux (ECOGEA)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Philippe Baran (philippe.baran@ecogea.fr)

Stéphane Bosc (stephane.bosc@migado.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Jean-Marc Lascaux, ECOGEA
jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Relecteur(s) :

- Philippe Baran, ECOGEA, philippe.baran@ecogea.fr
- Stéphane Bosc, MIGADO, stephane.bosc@migado.fr

Pour citation :

Cornu V. et Lascaux J-M, 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Détermination et discussion des taux de retour des saumons à Golfech. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. BUT DE L'ANALYSE	6
2. METHODE	6
2.1. DONNEES DE DEVERSEMENTS EN JUVENILES	7
2.2. DETERMINATION DES TAUX DE SURVIE ET CALCUL DES EQUIVALENTS SMOLTS BRUTS (ESB) DEVERSES PAR ANNEE	7
2.2.1. Détermination des taux de survie : utilisation des données issues du piégeage/transport	8
2.2.2. Calcul des ESB	13
2.3. INTEGRATION DES DIFFERENCES DE TAUX DE SURVIE ENTRE SECTEUR ET CALCUL DES EQUIVALENTS SMOLTS DEVALANTS (ESD) PAR ANNEE	13
2.3.1. Détermination des différences de survie dans les secteurs repeuplés du bassin Garonne	13
2.3.2. Calcul des ESD	15
2.4. DETERMINATION DES MORTALITES EN DEVALAISON ET ESTIMATION DES EQUIVALENTS SMOLTS ARRIVANTS EN AVAL DE GOLFECH (ESG)	15
2.4.1. Mortalités des smolts en dévalaison	15
2.4.2. Détermination des ESG	17
2.5. DETERMINATION DES QUANTITES DE SAUMON DE RETOUR GENEREES PAR LES ESG ET ESTIMATION DU TAUX DE RETOUR	17
2.5.1. Distinction de l'âge de mer des adultes contrôlés à Golfech	18
2.5.2. Détermination du taux de retour	19
3. RESULTATS	19
3.1. DEVERSEMENTS EN JUVENILES	19
3.1.1. Période 1993-1998	19
3.1.2. Période 1999-2001	19
3.1.3. Période 2002-2016	20
3.1.4. Bilan par stades	20
3.2. EQUIVALENTS SMOLTS BRUTS (ESB) DEVERSES PAR ANNEE	21
3.2.1. ESB par zone géographique	21
3.2.2. ESB par stade déversé	22
3.3. EQUIVALENTS SMOLTS DEVALANTS (ESD) PAR ANNEE	23
3.3.1. ESD par zone géographique	23
3.3.2. ESD par stade déversé	24
3.4. EQUIVALENTS SMOLTS ARRIVANTS EN AVAL DE GOLFECH (ESG) PAR ANNEE	25
3.4.1. ESG par zone géographique	25
3.4.2. ESG par stades déversés	27
3.4.3. Comment augmenter la quantité de smolts arrivant à Golfech ?	28
3.5. RELATION ENTRE ESG ET ADULTES CONTROLES A GOLFECH : TAUX DE RETOUR	30
3.5.1. Facteurs influençant le taux de retour estimé	30
3.5.1. Résultats	30
3.5.2. Comparaison des taux de retour estimés grâce au ESG et estimés par marquage	34

4. DISCUSSION.....	34
5. BIBLIOGRAPHIE.....	37

1. BUT DE L'ANALYSE

Le programme de restauration du saumon sur la Garonne est basé sur le déversement de juvéniles à différents endroits du bassin.

Le but de cette analyse est de faire le lien entre les déversements, les smolts produits, les smolts dévalants arrivant en aval de Golfech et les adultes de retour sur le bassin et contrôlés à Golfech (Figure 1).

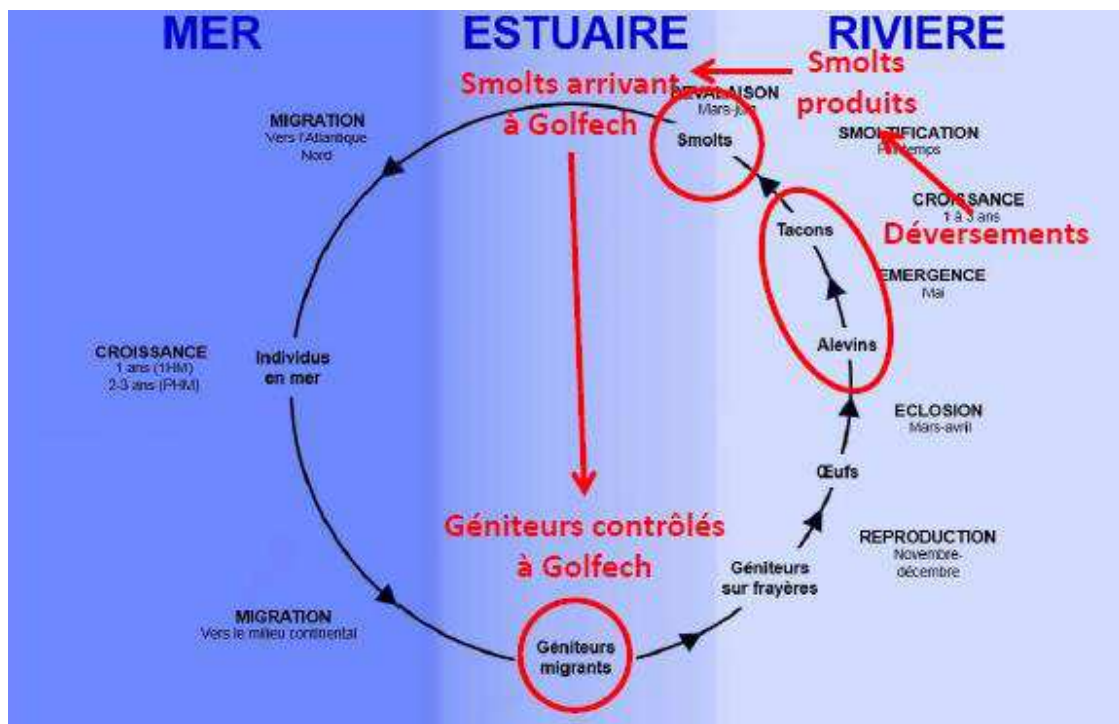


Figure 1 : Schéma du cycle biologique du saumon et des différents stades concernés par la présente analyse.

Etant donné que les effectifs de saumons adultes arrivant au Bazacle sont très faibles, il est considéré que l'apport de smolts issus de la reproduction naturelle est négligeable par rapport à ceux résultant des déversements. **Ces apports ne seront pas pris en compte dans l'analyse.**

2. METHODE

Ce travail va nécessiter la réalisation de plusieurs étapes :

1. Récupérer et spatialiser les données des déversements en juvéniles depuis le début du programme de restauration,
2. Déterminer les taux de survie entre les différents stades utilisés et le stade smolt, et ainsi estimer les équivalents smolts bruts (ESB) déversés par an,
3. Déterminer s'il y a des différences de survie entre les secteurs où ont lieu les déversements, et ainsi estimer les équivalents smolts dévalants (ESD) par année,
4. Intégrer les mortalités en dévalaison générées par les aménagements hydroélectriques pour les différents parcours en dévalaison, depuis le lieu de départ jusqu'à l'aval de Golfech, et ainsi estimer les équivalents smolts arrivant à Golfech (ESG) par an,

5. Comparer les ESG aux géniteurs de retour à Golfech les trois années suivantes et donc déterminer les taux de retour par cohorte dévalante.

2.1. DONNEES DE DEVERSEMENTS EN JUVENILES

Les données concernant les quantités de juvéniles déversés proviennent d'un croisement entre les fichiers transmis par MIGADO (selon la convention de fourniture de données entre ECOGEA et MIGADO) et les rapports édités par MIGADO (Gayou, 2002 ; Gayou and Bosc, 2003 ; Gayou, 2004 ; Gayou, 2001 ; Gayou, 2000 ; Bosc et al., 2017b ; Bosc et al., 2016 ; Gayou and Bosc, 2011 ; Gayou and Bosc, 2010 ; Gayou and Bosc, 2009 ; Gayou and Bosc, 2008 ; Gayou and Bosc, 2007 ; Gayou and Bosc, 2006 ; Bosc and Gayou, 2005 ; Bosc et al., 2017a ; Bosc et al., 2015).

Plusieurs stades ont été historiquement utilisés pour effectuer les déversements, les abréviations listées ci-dessous seront utilisées par la suite dans le rapport :

- Œufs œillés (noté Œufs),
- Alevins nourris (noté AI),
- Pré-estivaux (noté PE),
- Tacons d'automne (noté T0+),
- Tacons d'automne produits en lac (noté T0+ lac), issus d'une mise en charge de deux lacs ariégeois en juin, récupérés en octobre et déversés en rivière dans la foulée,
- Tacons d'un an (noté T1+),
- Pré-smolts (noté PS).

Le travail de croisement des fichiers et des rapports transmis par MIGADO permet de séparer les zones de déversements et l'origine des tacons d'automne (T0+ et T0+ lac) à partir de 1999 sur l'axe Garonne. Le détail des déversements sur l'axe Ariège est possible à partir de 2002. Il en résulte que l'analyse aura trois niveaux de précision :

- 1993 à 1998 : déversements effectués sur le bassin Garonne dans sa globalité,
- 1999 à 2001 : distinction géographique des déversements uniquement sur la Garonne, l'Ariège est traitée dans sa globalité,
- 2002 à 2016 : distinction géographique des axes Garonne et Ariège.

La stratégie actuelle étant de déverser principalement des AI/PE, il va être nécessaire de réaliser l'estimation la plus juste possible de la survie entre ces stades et les smolts qui en découlent dans les différents secteurs repeuplés. Ceci va passer 1) par l'estimation de la survie dans un secteur du bassin et 2) comparer la survie des différents secteurs utilisés pour les déversements dans le bassin Garonne.

2.2. DETERMINATION DES TAUX DE SURVIE ET CALCUL DES EQUIVALENTS SMOLTS BRUTS (ESB) DEVERSES PAR ANNEE

L'équivalent smolts (noté ES) est utilisé pour normaliser les quantités de juvéniles déversés et pouvoir ainsi comparer les efforts de repeuplement par années et par secteurs. Il se base sur les taux de survie entre le stade déversé et le stade smolt.

2.2.1. Détermination des taux de survie : utilisation des données issues du piégeage/transport

La particularité du bassin de la Garonne est qu'un contrôle des smolts dévalants est réalisé sur la zone amont de la Garonne dans le cadre du dispositif de piégeage-transport.

Sur cette partie du bassin, les déversements en juvéniles sont connus depuis 1999 et les smolts issus de ces déversements piégés depuis 2000 (Figure 2).

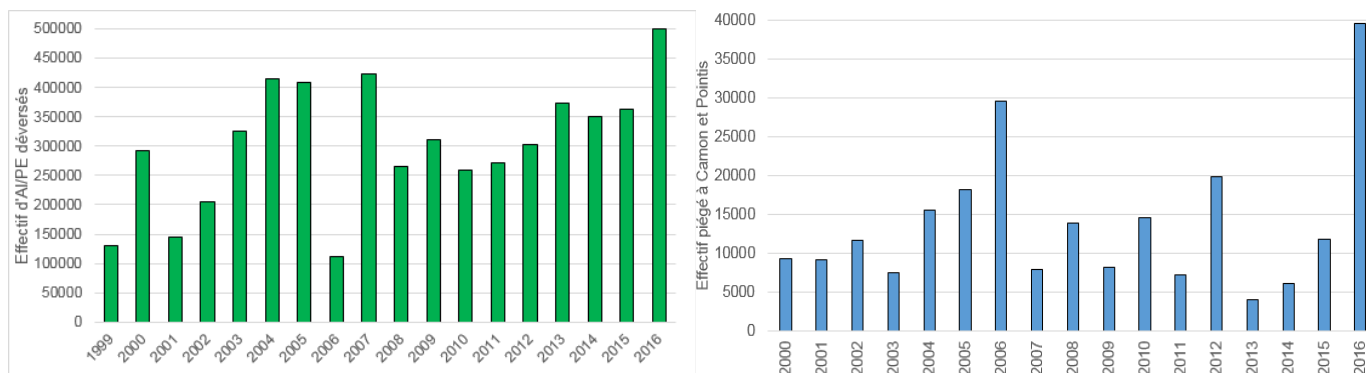


Figure 2 : A gauche les effectifs de juvéniles déversés sur la Garonne amont (de 1999 à 2016) et, à droite, les effectifs de smolts piégés à Camon et Pointis (de 2000 à 2016).

En fonction des stades déversés, les smolts produits dévaleront l'année du déversement (PS), les deux années suivant le déversement (AI/PE et T0+) et l'année suivant le déversement (T1+).

La partie amont du bassin de la Garonne est quasi exclusivement repeuplée avec des AI/PE. Il va de fait être possible d'estimer les taux de survie entre ces stades et le stade smolt. D'autres stades ont été utilisés pour effectuer les déversements (T0+ en 2004) ou lors de tests d'efficacité (PS de 2005 à 2009 et 2015). Les déversements de T0+ de 2004 sont susceptibles de générer une surévaluation des taux de survie, les effectifs de smolts issus des PS, eux, ont été défalqués des nombres de smolts piégés lors des contrôles (facilement reconnaissable à partir de critères morphologiques).

Le principal biais de cette mise en relation concerne l'efficacité des dispositifs de piégeage qui dépend 1) de l'hydrologie (déversement au barrage, gestion des ouvrages...) et 2) des caractéristiques techniques des dispositifs (évolution au cours du temps). Il en résulte qu'il est impossible d'affecter une efficacité précise du piégeage pour chaque campagne.

2.2.1.1. Sélection des années pour diminuer le biais du piégeage

Afin de diminuer le biais généré par les variations interannuelles de l'efficacité du piégeage (engendrant une sous-estimation de la survie), il a été décidé de sélectionner les années avec les plus fortes efficacités théoriques. L'efficacité est théoriquement la plus forte les années de faible hydrologie (faibles pertes de smolts par déversements au barrage et forte efficacité des pièges car le rapport débit usine/piège est moins important). **Les années 2000, 2002, 2006, 2010 et 2012** ont été sélectionnées car ayant toute une faible hydrologie printanière. Elles seront utilisées pour réaliser une première estimation du taux de survie.

De plus, depuis 2014, le dispositif de piégeage a subi d'importants travaux, avec la mise en place de plans de grilles fines. Sur les trois années de piégeage qui ont suivi ces travaux, **l'année 2016 a eu une faible hydrologie printanière**, et donc peu de pertes par surverse aux barrages. Les résultats de cette année seront utilisés pour réaliser une deuxième estimation du taux de survie.

Il faut garder en tête que, pour les deux estimations, **l'exercice conduira à une sous-estimation des taux de survie car l'efficacité du piégeage n'est jamais de 100%**.

2.2.1.2. Détermination de l'âge des smolts piégés

Les smolts piégés appartiennent à deux classes d'âges (smolt d'un an [noté S1+] ou de deux ans [noté S2+]). Afin d'effectuer le croisement entre déversements et smolts piégés, il est nécessaire de différencier les S1+ et S2+ pour les affilier à une année de déversement.

MIGADO a effectué des marquages pigmentaires durant plusieurs années, sur différentes cohortes de juvéniles avant déversement. Ainsi les tailles des smolts issus de ces déversements et piégés ont été déterminées. Les résultats de ces marquages permettent de déterminer la distribution en taille des S1+ et S2+ (Figure 3).

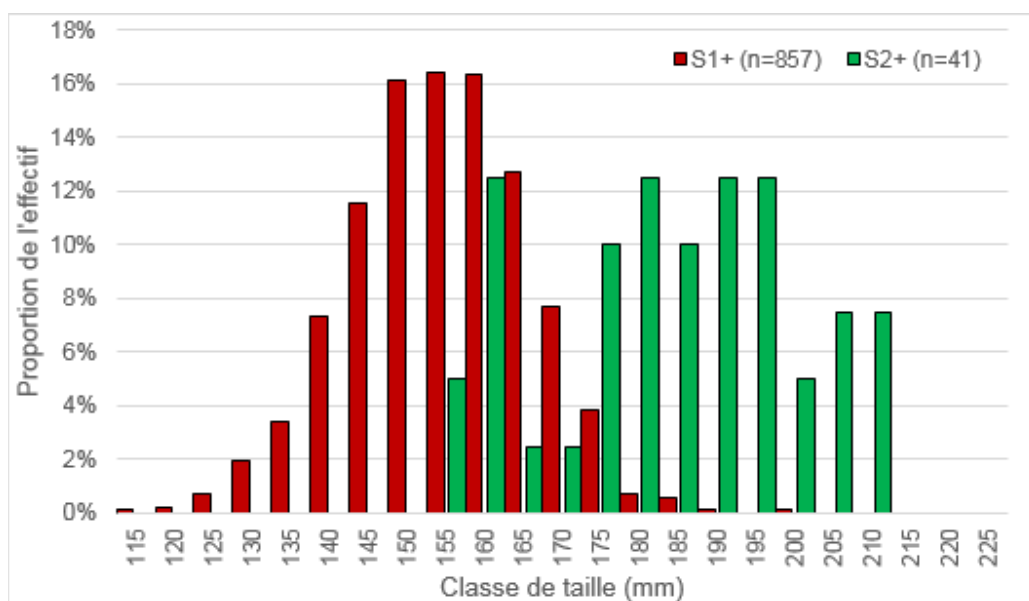


Figure 3: Répartition en classe de taille des saumons marqués par pigments au stade PE et contrôlés aux stades S1+ et S2+ à Camon et Pointis.

Il y a un chevauchement entre les deux classes d'âge :

- La taille des S1+ contrôlés (n=857) varie de 115 à 205 mm pour une taille moyenne de 156 mm. 88% de l'effectif a une taille comprise entre 140 et 170 mm.
- Des observations ont aussi été réalisées sur des S2+, mais les effectifs contrôlés sont faibles (n=41). Leurs tailles ont varié entre 156 et 231 mm pour une moyenne de 187 mm. 78% de l'effectif a une taille comprise entre 170 et 215 mm.

A l'aide de ces résultats, des hypothèses de chevauchement des classes d'âge ont été formulées pour séparer les effectifs de S1+ et S2+ et s'approcher au plus près des informations obtenues via le marquage. Après comparaison des résultats des différentes hypothèses, la distribution retenue est donnée par le Tableau 1.

Tableau 1 : Coefficients retenus par classe de taille pour la distinction des S1+ et S2+ sur la Garonne amont.

Classe de taille (mm)	Proportion S1+	Proportion S2+
<155	1	0
155	0.96875	0.03125
160	0.9375	0.0625
165	0.875	0.125
170	0.75	0.25
175	0.5	0.5
180	0.25	0.75
185	0.125	0.875
190	0.0625	0.9375
195	0.03125	0.96875
200	0.015625	0.984375
≥205	0	1

Ainsi, si on applique ces coefficients à l'ensemble des smolts dont la biométrie a été effectuée lors des piégeages de 2000 à 2016, il y aura bien des S1+ appartenant à la classe de taille [200 ;205[mm et des S2+ appartenant à la classe de taille [155 ;160[mm (Figure 4).

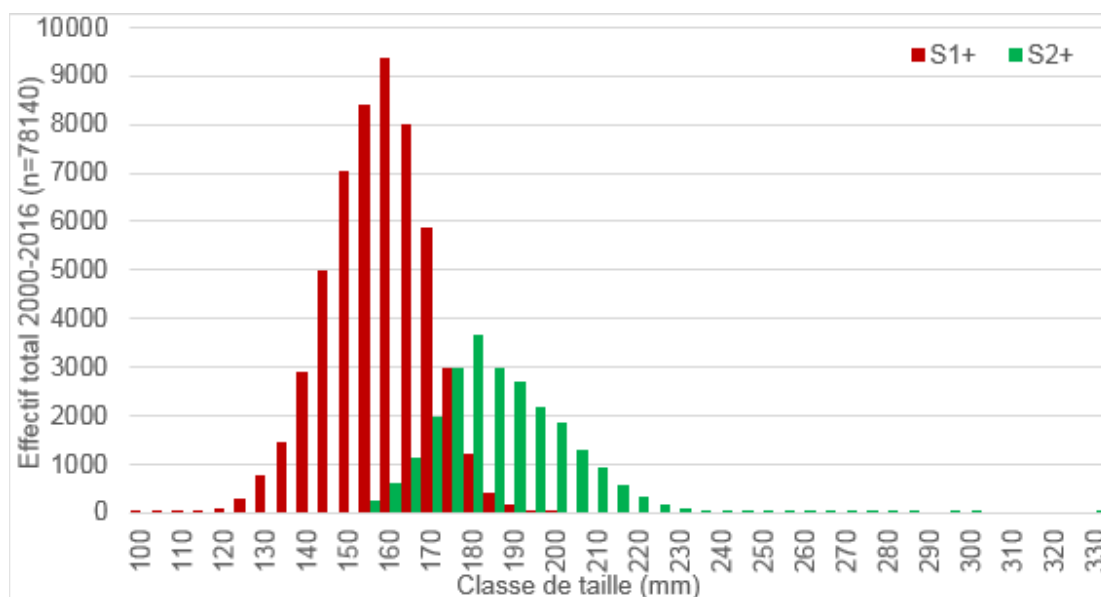
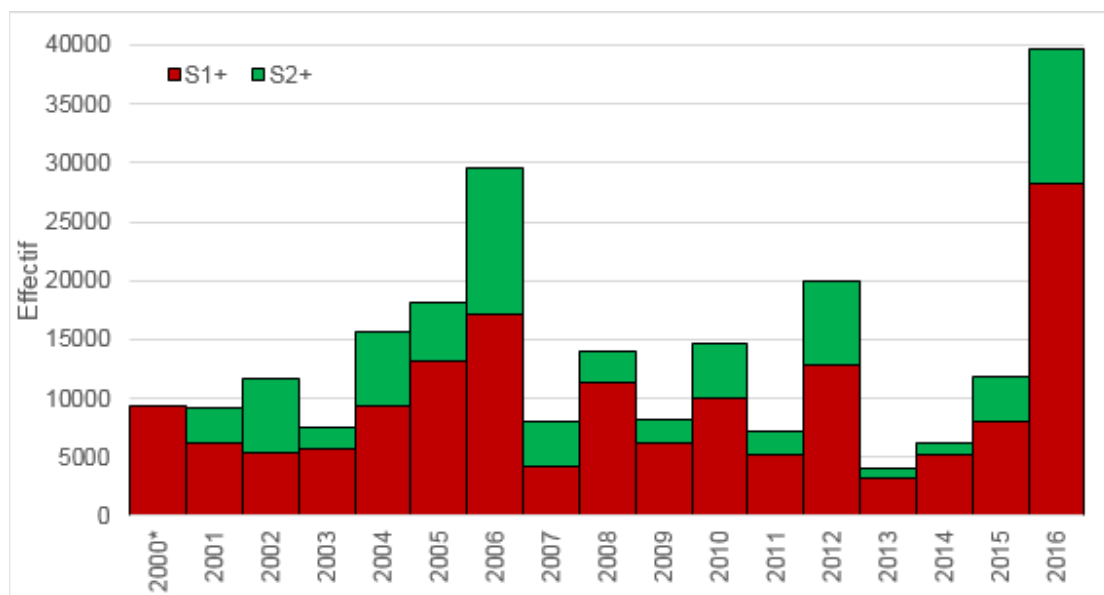


Figure 4 : Distinction des individus S1+ et S2+ sur des smolts dont la biométrie a été effectuée à Camon et Pontis entre 2000 et 2016 (n=68631).

La Figure 4 met en évidence la présence d'individus de grande taille (> 235 mm) qui sont sûrement des smolts plus âgés. Toutefois leur effectif est faible (n=89 individus soit 1.3‰ de l'échantillon), ce qui n'entraînera **qu'une très faible surestimation de l'effectif en S2+**.

En appliquant ces hypothèses de répartition à toutes les années de piégeage (sauf 2000), **la distribution interannuelle moyenne entre les S1+ et les S2+ piégés sur la Garonne amont est de 67%/33% (Figure 5).**



*Le modèle n'a pas été appliqué au piégeage de l'an 2000. En effet, les smolts capturés en 2000 sont issus des premiers déversements en AI/PE réalisés sur la Garonne amont en 1999, ils sont tous de faits des S1+.

Figure 5 : Effectifs de S1+ et S2+ piégés à Camon et Pointis durant la période 2000-2016.

2.2.1.3. Estimation de la survie de AI PE à S1+ et S2+

Estimation 1 :

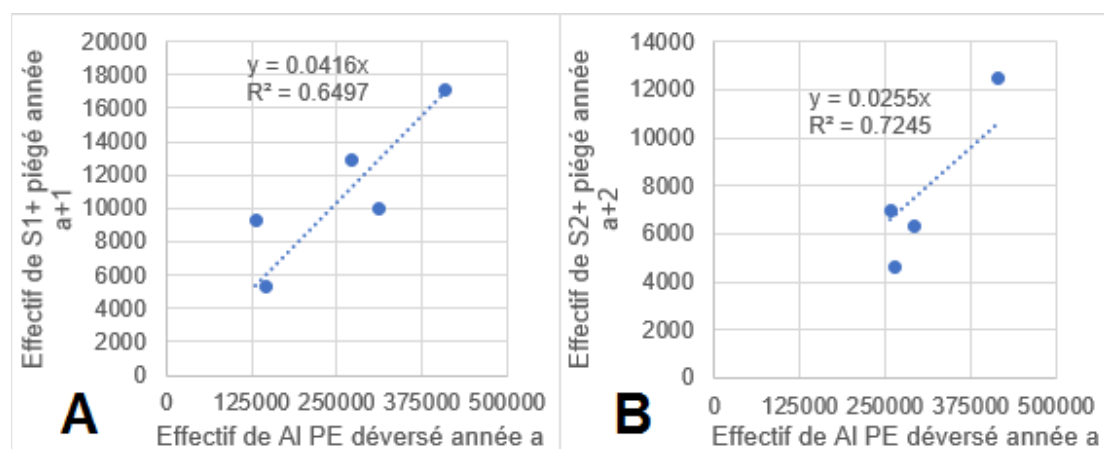


Figure 6 : Relation entre l'effectif de AI PE déversé l'année n et l'effectif de S1+ piégé l'année a+1 (A) et S2+ piégé l'année a+2 (B).

La mise en relation entre déversements en AI/PE et les effectifs de S1+ et S2+ piégés au cours des 5 années à forte efficacité du piégeage conduit à effectuer une régression linéaire sur 5 couples de données pour les S1+ et 4 pour les S2+ (Figure 6).

Les taux de survie estimés entre AI/PE et S1+ sont de 4.2%, entre AI/PE et S2+ de 2.6% et le taux de survie total est de 6.8%.

Estimation 2 :

En 2015, 361 820 AI/PE ont été déversés et 28 305 S1+ ont été piégés en 2016, soit **une survie estimée entre AI/PE et S1+ de 7.8%**. En 2014, 351160 AI/PE ont été déversés et 11 209 S2+ ont été piégés en 2016, soit **une survie entre AI/PE et S2+ estimée à 3.2%**. **Le taux de survie total estimé avec le piégeage de 2016 est de 11%.**

Deux hypothèses ont donc été retenues pour la survie entre les stades AI/PE et smolt :

- AI/PE à S1+ : de 4.2% (H1) à 7.8% (H2),
- AI/PE à S2+ : de 2.6% (H1) à 3.2% (H2).

Ces chiffres sont comparables avec les taux de survie d'individus issus de pisciculture et déversés dans le milieu naturel annoncés par Richard¹ (1998) :

- AI à S1+ : entre 1% et 4%,
- PE à S1+ : entre 4% et 10%,
- AI à S2+ : entre 0.5% et 2%,
- PE à S2+ : entre 4 et 10%.

De même, les résultats obtenus sont proches des taux utilisés par le CSP² et MIGADO pour estimer les Equivalents Smolts (ES) déversés, à savoir 6.5% entre AI/PE et S1+ et 1.75% entre AI PE et S2+, la survie totale entre le stade AI/PE et smolt étant de 8.25%.

2.2.1.4. Détermination des taux de survie pour les autres stades déversés

Hormis pour les AI/PE, il n'y a pas de possibilités pour estimer directement le taux de survie des autres stades déversés jusqu'au stade S1+ et S2+ sur la Garonne. Il a été décidé de reprendre les taux utilisés par (Bosc et al., 2016, issus du CSP) ainsi que ceux définis par (Richard, 1998) pour déterminer les valeurs retenues pour l'estimation des ESB du bassin Garonne. Les taux de survie entre stades retenus sont (Tableau 2) :

Tableau 2 : Taux de survie entre stades déversés et smolts dévalants retenus pour le bassin Garonne.

Stade déversé année a	Smolt (a)	Smolt (a+1)	Smolt (a+2)
Œuf (Œuf)	NR	NR	NR
Alevin/Pré-estivaux (AI/PE)	0	0.042 à 0.078	0.026 à 0.032
Tacon 0+ (T0+)	0	0.05	0.025
Tacon 0+ lac (T0+ lac)	0	0.1	0.05
Tacon 1+ (T1+)	0	0.1	0
Pré-smolt (PS)	0.9	0	0

Le stade œuf a été très peu utilisé pour effectuer les repeuplements sur le bassin. Il a été mis en œuvre uniquement dans un incubateur de terrain installé sur l'Alse, un petit affluent de l'Ariège au niveau de Foix. A notre connaissance aucune estimation de l'efficacité de ce dispositif n'a été réalisée. Ce stade n'a, de fait, pas été retenu dans l'analyse.

¹ (Richard, 1998) définit des taux de survie entre stade (Œufs à S1+), les résultats obtenus ici sont issus d'une compilation des taux de survie entre les stades AI PE issus de déversements et S1+. De plus, (Richard, 1998) ne donne pas d'estimation de la survie pour les S2+, un taux de 50% de survie a été appliqué entre les stades T0+ et T1+ pour obtenir ce résultat.

² Moyenne du territoire national.

Il a été considéré que le stade T0+ issu de la production en lac avait une survie 2 fois plus importante que le stade T0+ issu de pisciculture, les individus issus des lacs ayant un avantage par rapport à ceux de pisciculture car ils ont appris à se nourrir seuls.

2.2.2. Calcul des ESB

Grâce aux taux de survie entre les différents stades, il est possible de traduire les effectifs déversés en équivalents smolts bruts pour comparer l'intensité des déversements au cours du temps ainsi que l'apport des différents stades utilisés. Pour la détermination des ESB il est considéré que :

- Les AI/PE déversés l'année « a » produiront des smolts 1+ (S1+) l'année « a+1 » et des smolts 2+ (S2+) l'année « a+2 »,
- Les T0+ (issus de pisciculture ou de la production extensive en lac) déversés l'année « a » produiront des S1+ l'année « a+1 » et des S2+ l'année « a+2 »,
- Les T1+ déversés l'année « a » produiront des S2+ l'année « a+1 »
- Les PS déversés l'année « a » produisent des S1+ l'année « a »
- Les œufs mis en place dans l'incubateur de terrain sont négligés,
- Les déversements ne produisent pas de smolts de 3 ans et plus.

Ainsi l'ESB d'une année donnée est la somme de tous les smolts générés par les différents stades de déversements.

2.3. INTEGRATION DES DIFFERENCES DE TAUX DE SURVIE ENTRE SECTEUR ET CALCUL DES EQUIVALENTS SMOLTS DEVALANTS (ESD) PAR ANNEE

Cette évaluation correspond aux effectifs de smolts dévalants une année donnée. Les smolts dévalant l'année « a » sont issus pour une part des déversements en PS de la même année, des déversements en AI, PE, T0+, T1+ de l'année « a-1 » et des déversements en AI, PE et T0+ de l'année « a-2 ».

Cette estimation prend en compte les différences de survie entre les individus déversés sur les différents secteurs du bassin concernés par le programme de restauration.

2.3.1. Détermination des différences de survie dans les secteurs repeuplés du bassin Garonne

Un suivi des zones de grossissement est effectué par pêche électrique au niveau de stations de pêche situées dans les zones de déversement.

Les résultats des suivis effectués sur les 22 stations possédant plus de 5 années de pêche mettent en évidence une différence d'implantation des juvéniles au niveau de 5 grands secteurs (Tableau 3 et Figure 7).



Figure 7 : Les 5 secteurs où sont effectués les déversements en juvéniles de saumon atlantique. En rouge les secteurs amont (Garonne en amont de Camon-Pointis, Neste et Ariège en amont de l'aménagement de Pébernat, soit en amont du barrage de la Cavalerie), en vert les secteurs aval (Garonne de Carbonne à la confluence de l'Ariège, Ariège en aval de Pébernat).

Tableau 3 : Résultats moyens des pêches de contrôle de l'implantation des juvéniles pour les 5 zones où sont effectués les déversements.

	Nb de stations	Densité repeuplement (ind./100m ²)	Densité 0+ (ind./100m ²)	Coefficient de variation*	Taux recapture
Garonne amont	9	75.6	25.3	108%	33.5%
Neste	6	79.1	27.1	82%	34.3%
Ariège amont	4	71	27.8	80%	39.2%
Garonne aval	2	76.2	8.3	84%	10.9%
Ariège aval	1	69.3	9.2	63%	13.3%

*Le coefficient de variation est le rapport de l'écart-type à la moyenne. Plus la valeur du coefficient de variation est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande.

Pour des densités de repeuplement en AI/PE comparables, les densités en T0+ capturés en automne sont supérieures sur les parties amont du bassin (en rouge sur la Figure 7) par rapport aux parties aval de la Garonne et de l'Ariège (en vert sur la Figure 7). **Les fluctuations interannuelles des densités de T0+ sont assez importantes**, les coefficients de variation vont de 63% pour l'Ariège aval à plus de 100% pour la Garonne amont.

Richard (1998) définit une bonne implantation de ce stade lorsque les recaptures de T0+ en automne (par pêche électrique) sont de 20%, une implantation moyenne pour 12% de recapture et une faible implantation pour 8% de recapture. Pour le saumon, l'ensemencement de zone de production vierge de tout recrutement conduit assez couramment à des taux d'implantation automnale supérieurs à 20%. **L'implantation des AI/PE sur les parties amont du bassin peuvent donc être considérées comme très bonnes (>20%) et comme moyennes (11-13%) sur les parties aval de la Garonne et de l'Ariège.**

Il en résulte que les densités en T0+ sur les parties amont peuvent être considérées comme moyennes à fortes (20-30 ind./100m²) et comme moyennes à faibles sur les parties aval (<10 ind./100m²).

Vu les différences d'implantation des juvéniles entre les secteurs, il paraît pertinent d'appliquer un taux de survie minoré pour les individus déversés au niveau des zones de production de juvéniles aval. **Dans ces zones, l'implantation des juvéniles de saumon sera considérée comme 3 fois inférieure à celle des zones amont.**

2.3.2. Calcul des ESD

La compilation des déversements par secteurs, des taux de survie entre stades et des différences de survie entre secteurs permet de déterminer la quantité de smolts dévalants une année donnée. Pour la détermination des ESB, il est considéré que :

- Les smolts qui dévalent l'année « a » sont issus des déversements en AI/PE et T0+ les années « a-1 » et « a-2 » auxquels les taux de survie correspondants ont été appliqués,
- Les smolts dévalants l'année « a » sont issus des déversements en T1+ l'année « a-1 » auxquels les taux de survie correspondants ont été appliqués,
- Les smolts dévalants l'année « a » sont issus des déversements en PS la même année auxquels les taux de survie correspondants ont été appliqués,
- Un coefficient 0.33 est affecté aux quantités d'AI/PE, T0+ et T1+ déversées sur les secteurs aval.

Ainsi l'ESD d'une année donnée est la somme de tous les smolts produits par les déversements des années antérieures.

2.4. DETERMINATION DES MORTALITES EN DEVALAISON ET ESTIMATION DES EQUIVALENTS SMOLTS ARRIVANTS EN AVAL DE GOLFECH (ESG)

2.4.1. Mortalités des smolts en dévalaison

En fonction de leur point de départ, les smolts vont croiser plus ou moins d'aménagements hydroélectriques susceptibles d'engendrer des mortalités s'ils transitent par leurs turbines (Figure 8).

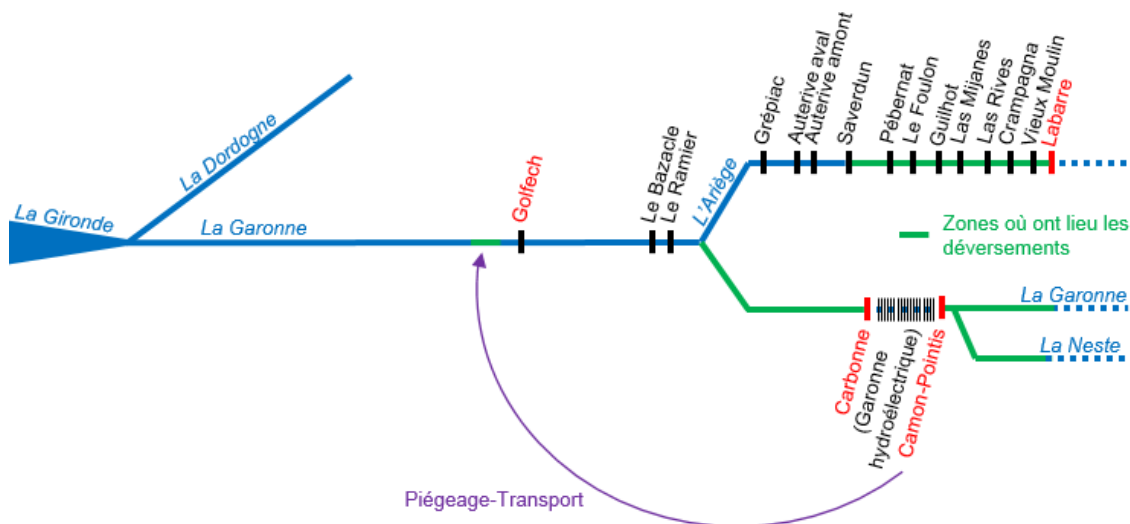


Figure 8 : Les différents parcours des smolts dévalant le bassin.

Plus un saumon est déversé haut sur le bassin et plus il y aura de risques qu'il transite par des turbines, sauf à emprunter des dispositifs d'évitement. Les ESG incluent les mortalités moyennes générées par les passages des smolts dans les turbines par grandes zones géographiques selon plusieurs hypothèses.

2.4.1.1. Cas des smolts déversés en aval de Golfech

Etant donné que les ES déversés en aval de Golfech n'ont à franchir aucun ouvrage, il est proposé de retenir que **100% des ES Dévalant (ESD) sur la Garonne en aval de Golfech arrivent en aval de Golfech.**

2.4.1.2. Cas des smolts issus de la Garonne en aval de Carbonne

Les smolts issus des repeuplements en juvéniles de la Garonne en aval de Carbonne doivent franchir 3 ouvrages hydroélectriques (le Ramier, le Bazacle et Golfech). A ce jour, seules les mortalités moyennes générées par le Ramier ont été expertisées par SIEE (2004), elles ont été évaluées à 5%.

De par le faible équipement de l'usine du Bazacle vis-à-vis des débits traditionnellement rencontrés lors de la période de dévalaison (débit d'équipement = 86 m³/s VS débit moyen avril-juin à Verdun/Garonne = 300 m³/s), ainsi que de par les grandes dimensions des turbines utilisées à Golfech (mais à l'inverse un probable effet d'égarement dans la retenue de Malause), il est proposé de rajouter 5% de mortalités pour ces deux ouvrages cumulés.

Il est de fait proposé de considérer que **90% des ESD sur la Garonne en aval de Carbonne arrivent en aval de Golfech.**

2.4.1.3. Cas des smolts issus de la Garonne amont

Les individus issus du piégeage de Camon/Pointis sont, pour leur grande majorité, déversés en aval de la centrale de Golfech. Il est donc considéré que **100% des ESD piégés à Camon/Pointis et transportés jusqu'à Golfech arrivent à Golfech.**

Le dispositif de piégeage-transport a pour but de récupérer le maximum de smolts produits sur la Garonne amont afin d'éviter que ceux-ci ne transitent par les nombreux ouvrages de production hydroélectrique de la Garonne entre Camon et Carbonne. Il serait pertinent de tenter d'estimer la fraction de smolts ayant échappé au piégeage et arrivant tout de même à Golfech.

Les smolts qui évitent le système de piégeage de la Garonne amont doivent franchir toute la Garonne « hydroélectrique ». En plus d'éventuels passages dans les turbines (15 centrales entre Camon et Carbonne), il y a des risques de prédation et d'égarement dans les plus grandes retenues (Palaminy, St-Julien et Carbonne). MIGADO (2000) a défini que les pertes générées par les aménagements hydroélectriques vont de 34% à 76% pour une moyenne de 64%. Plusieurs autres sources de pertes de smolts sont identifiées sur ce tronçon (égarement, prédation, retard) mais sont très difficilement quantifiables. Il est à noter que lors du suivi de la dévalaison de la passe du Ramier des smolts issus de la partie amont de la Garonne ont été capturés, ce qui confirme qu'une partie des smolts échappant au piégeage de Camon-Pointis arrivent bien à Toulouse. Il est proposé de considérer que **25% des ESD de la Garonne qui échappent au piégeage/transport arrivent en aval de Golfech.**

Afin de réaliser une estimation de la survie des smolts ayant échappé au piégeage, il faudrait être en mesure d'évaluer correctement l'efficacité du dispositif de piégeage sur toute une saison de dévalaison. Or, l'évaluation de l'efficacité du dispositif de piégeage est une tâche très complexe, celle-ci dépendant de l'hydrologie de la Garonne, de la gestion du fonctionnement des deux centrales (débits turbinés, groupes en fonctionnement) et de l'évolution des dispositifs de piégeage dans le temps (tests de dispositif visant à améliorer l'efficacité : lampe à vapeur de mercure, tranquillisateur d'écoulement, masque, plan de grilles plus fines). Il a donc été décidé de considérer que **l'effectif de smolts échappant au piégeage est égal à l'effectif théorique de smolts produits par les déversements en juvéniles minoré de l'effectif piégé.**

2.4.1.4. Cas des smolts issus de l'Ariège

L'expertise réalisée par ECOGEA (2011) sur l'axe Ariège met en évidence que les pertes générées par les ouvrages hydroélectriques sont non négligeables. Si on considère que les déversements sont effectués proportionnellement aux potentialités des différents tronçons de cet axe, la mortalité moyenne en dévalaison est de 13%.

A cela, il faut ajouter les mortalités induites par les ouvrages hydroélectriques de la Garonne en aval de la confluence entre l'Ariège et la Garonne (10%). Pour le calcul, il est donc considéré que **77% des ESD de l'Ariège arrivent en aval de Golfech.**

Depuis cette expertise, une démarche coordonnée a été lancée sur cet axe. Les dispositifs de dévalaison de la majorité des centrales ont été améliorés. La mortalité en dévalaison a été réestimée en considérant que l'efficacité de chaque dispositif de dévalaison est maintenant proche de 85%. Cela porte la mortalité moyenne en dévalaison sur l'axe à 8%. En ajoutant les mortalités engendrées par les ouvrages de la Garonne en aval de la confluence de l'Ariège, il est retenu que **82% des ESD de l'Ariège arrivent en aval de Golfech depuis 2015** (date à partir de laquelle tous les dispositifs ont été améliorés).

2.4.1.5. Cas des déversements réalisés avant 1999

L'estimation de l'effectif de smolts arrivant en mer avant 2000 ne peut être que très approximative sans le détail des zones de déversement. Néanmoins, il est proposé de prendre une moyenne entre les mortalités générées sur l'axe Garonne en aval de Carbone et sur l'axe Ariège (les deux secteurs repeuplés), soit environ 20%. Il est donc considéré que **80% des ESD sur le bassin durant cette période arrivent en mer.**

2.4.2. Détermination des ESG

La compilation des ESD par secteurs et des mortalités générées par les aménagements dans les différents secteurs permet de déterminer les quantités de smolts qui arrivent en aval de Golfech par année. Pour la détermination des ESG, il est considéré que :

- 100% des ESD déversés à Golfech arrivent à Golfech,
- 90% des ESD produits sur la Garonne en aval de Carbone arrivent à Golfech,
- 100% des smolts piégés sur la Garonne amont (Camon-Pointis) arrivent à Golfech,
- 25% des ESD échappant au piégeage arrivent à Golfech,
- 77% des ESD produits sur l'Ariège entre 2001 et 2003 arrivent à Golfech,
- 77% des ESD produits sur l'Ariège amont et 82.5% des ESD produits sur l'Ariège aval entre 2004 et 2014 arrivent à Golfech,
- 82.5% des ESD produits sur l'Ariège amont et 85% des ESD produits sur l'Ariège aval depuis 2015 arrivent à Golfech,

2.5. DETERMINATION DES QUANTITES DE SAUMON DE RETOUR GENEREES PAR LES ESG ET ESTIMATION DU TAUX DE RETOUR

Le taux de retour se calcule en divisant le nombre de saumon adulte de retour par le nombre de smolts appartenant à la cohorte dévalante ayant généré ces adultes. Ce calcul nécessite de pouvoir avoir accès à l'âge de mer des saumons contrôlés à Golfech.

Dans notre cas le taux de retour est calculé entre Golfech et Golfech, en divisant le nombre de géniteur contrôlés à Golfech par les ESG.

2.5.1. Distinction de l'âge de mer des adultes contrôlés à Golfech

La méthode retenue est celle utilisée par MIGADO. L'âge des saumons est déterminé en se basant sur une étude scalimétrique des saumons de l'Adour (L. Carry, communication personnelle) :

- Saumon de 1 hiver de mer (1HM, castillon ou unibermarin) : deux périodes, saumon de moins de 65 cm entre le 1^{er} février et le 31 mai, et, saumon de moins de 73 cm de juin à janvier ;
- Saumon de 2 hivers de mer (2HM ou dibermarin) : deux périodes : saumon de plus de 73 cm du 1^{er} juin au 31 janvier et, saumon de plus de 65 cm entre le 1^{er} février et le 31 mai ;
- Saumon de 3 hivers de mer (3HM ou tribermarin) : saumon de taille supérieure à 85 cm.

Afin de faire le lien entre smolts arrivant à Golfech et saumons de retour à Golfech, il est considéré que :

- Un saumon d'un hiver de mer contrôlé l'année « a » est issu d'un smolt ayant dévalé l'année « a-1 »,
- Un saumon de deux hivers de mer contrôlé l'année « a » est issu d'un smolt ayant dévalé l'année « a-2 »,
- Un saumon de trois hivers de mer contrôlé l'année « a » est issu d'un smolt ayant dévalé l'année « a-3 ».

Ainsi les effectifs de saumons de retour par cohortes dévalantes de smolts sont donnés par la **Figure 9** :

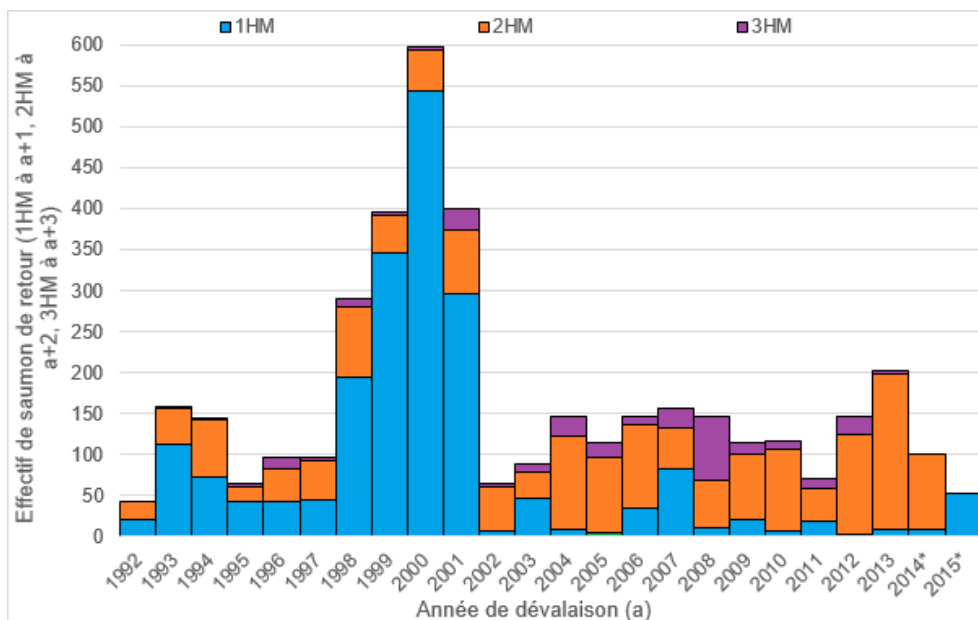


Figure 9 : Effectifs de saumon de 1HM, de 2HM et de 3HM contrôlés à Golfech par cohortes dévalantes de smolts. Cette figure se lit ainsi : la cohorte de smolts ayant dévalé en 2007 (les ESG de 2007) a généré le retour de : 82 saumons d'1HM en 2008, 51 saumons de 2HM en 2009 et 23 saumons de 3HM en 2010. (*années incomplètes).

Les effectifs de saumon de retour varient de 43 individus pour les smolts ayant dévalé en 1992 à 597 individus pour les smolts ayant dévalé en 2000. L'effectif médian de saumon de retour généré par une cohorte dévalante est de 145 individus.

2.5.2. Détermination du taux de retour

La mise en relation des ESG et du nombre de géniteurs contrôlés les trois années suivantes permet de calculer un taux de retour total et par âge de mer.

Pour le calcul des taux de retour, il est considéré que :

- Tous les saumons adultes contrôlés à Golfech sont issus de smolts produits sur le bassin (pas d'apport par égarement du bassin Dordogne ou d'autres bassins),
- Les ESG de l'année « a » génèrent des retours de 1HM l'année « a+1 »,
- Les ESG de l'année « a » génèrent des retours de 2HM l'année « a+2 »,
- Les ESG de l'année « a » génèrent des retours de 3HM l'année « a+3 »,
- Le taux de retour total correspond au rapport de la somme des 1HM, 2HM et 3HM par les ESG qui ont généré ces retours.

3. RESULTATS

3.1. DEVERSEMENTS EN JUVENILES

3.1.1. Période 1993-1998

Pour la période 1993-1998, les quantités de poissons déversés par stades sur l'axe Garonne (Bassin versant Garonne-Ariège sans l'axe Tarn-Aveyron) varie entre 130 800 et 460 500 individus repeuplés par an (Tableau 4).

Tableau 4 : Effectifs de juvéniles de saumon atlantique déversés, par stades, sur le bassin Garonne, entre 1993 et 1998.

	1993	1994	1995	1996	1997	1998
AI PE	133554	102490	328502	263507	66556	59059
T0+	45598	32600	28125	86200	15205	32749
T1+	15972	55309	61962	419	26142	30937
PS	18440	23743	41877	81817	22894	14848
TOTAL	213564	214142	460466	431943	130797	137593

3.1.2. Période 1999-2001

Pour la période 1999-2001, il a été possible de séparer le bassin de la Garonne en 4 grandes zones géographiques et de séparer les T0+ issus de pisciculture et de lac. Au total, ce sont entre 172 000 et 317 500 individus qui ont été déversés par an au niveau de 3 des 4 secteurs identifiés (Tableau 5). Aucun déversement n'a eu lieu sur la Garonne en aval de Carbonne.

Tableau 5 : Effectifs de juvéniles de saumon atlantique déversés, par stades, dans les grandes zones géographiques du bassin Garonne entre 1999 et 2001.

		1999	2000	2001
Garonne amont	AI PE	130615	292293	145305
Garonne aval Golfech	PS	4018	4524	31194
Ariège	AI PE	0	0	44156
	T0+ lac	37182	15946	16395
	T1+	24	2267	21078
	PS	0	2513	4001
TOTAL		171839	317543	262129

Les cases colorées en jaune correspondent aux lâchés de pré-smolts dans le cadre d'expérimentation pour étudier l'efficacité de Las Mijanes sur l'Ariège.

3.1.3. Période 2002-2016

C'est la période pour laquelle il y a le plus d'informations disponibles concernant les secteurs de déversement. Durant cette période, tous les stades ont été utilisés. Au total ce sont entre 205 000 et 779 000 individus qui ont été déversés dans 5 secteurs du bassin versant.

Tableau 6 : Effectifs de juvéniles de saumon atlantique déversés, par stades, dans les grandes zones géographiques du bassin Garonne entre 1999 et 2001.

		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Garonne amont	AI PE	204407	325066	414212	407652	110930	423495	264300	311050	258070	270490	302580	372270	351160	361820	500085
	T0+	0	0	26304	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS	0	0	0	908	2396	1950	1433	580	0	0	0	0	0	4075	3040
Garonne aval Carbonne	AI PE	0	0	0	12621	6910	16010	26250	18890	18280	11200	0	0	0	0	0
	T0+	0	0	18909	0	0	0	0	12160	0	0	0	0	0	0	0
	T1+	0	0	0	21980	2340	0	0	0	350	0	0	0	0	0	0
Garonne aval Golfech	PS	9261	16411	14569	7871	7380	2125	2978	6750	1300	3195	1080	1879	2440	0	3510
Ariège amont Pébernat	Cœufs	0	0	0	15380	13000	16000	7000	27770	2950	0	0	0	0	0	0
	AI PE	69882	37126	91351	47764	5597	68504	62125	151760	65435	134396	126825	169596	153706	90464	85979
	T0+	2550	0	0	7527	19710	0	12459	0	24611	0	0	0	0	0	0
	T0+ lac	25254	20841	18292	21763	18256	21654	19374	12824	8208	10133	8660	0	0	0	0
	T1+	10003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ariège aval Pébernat	AI PE	3250	1750	5439	16952	12140	23413	42774	70385	7228	8218	0	88767	147126	94190	184448
	T0+	16357	11857	18045	10397	6211	7467	0	0	7884	6942	18284	0	0	0	2060
	T0+ lac	0	0	0	0	0	0	0	16875	7282	19720	20953	0	0	0	0
	T1+	1673	2816	0	0	0	1999	2068	6412	7702	3311	4275	0	0	0	0
TOTAL		342637	415867	607121	570815	204870	582617	440761	635456	409300	467605	482657	632512	654432	550549	779122

Les cases colorées en jaune correspondent aux lâchés de pré-smolts dans le cadre d'expérimentation pour étudier l'efficacité des exutoires de Camon et Pointis sur la Garonne amont.

Des tests ont été effectués sur la Garonne en aval de Carbonne entre 2004 et 2011. Ce secteur a par la suite été abandonné car l'implantation des juvéniles y était très inférieure à l'implantation sur les zones amont.

3.1.4. Bilan par stades

Il y a une montée en puissance du déversement au cours du temps, qui passe de 200 000 individus dans les années 90 à plus de 600 000 individus actuellement (Figure 10).

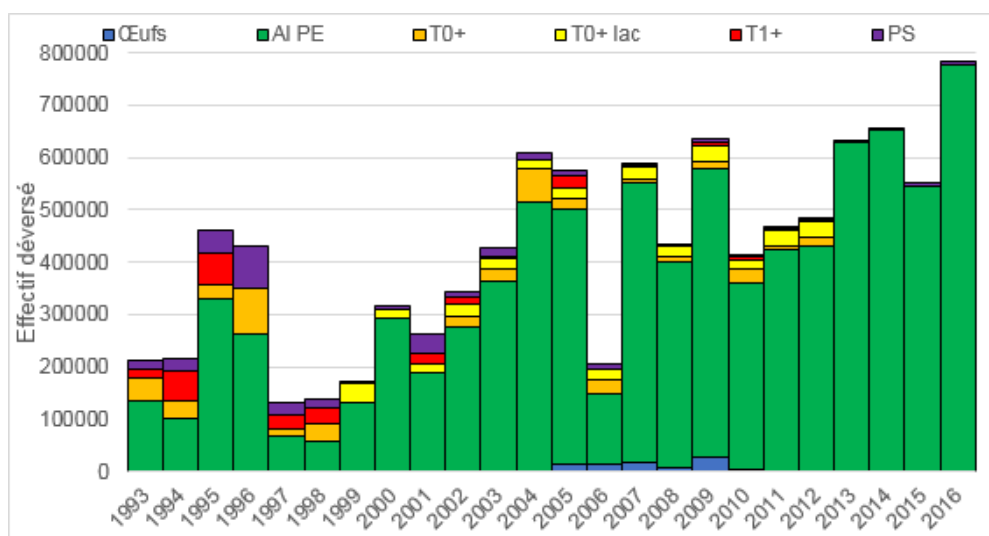


Figure 10 : Effectifs déversés de saumon atlantique, par stades, sur le bassin de la Garonne pour la période 1993-2016.

En 2006, les effectifs sont très faibles au regard de la chronique. Ceci correspond à des pertes de production générées par un problème technique en éclosion et une bactériose sur site d'élevage.

Durant la période 1993-2016, ce sont les stades AI/PE qui totalisent les effectifs les plus importants déversés par année. Il y a une évolution temporelle des stades utilisés pour effectuer les repeuplements : diminution de l'utilisation des autres stades jusqu'à atteindre, depuis 2013, une quasi-exclusivité des déversements au stade AI/PE.

3.2. EQUIVALENTS SMOLTS BRUTS (ESB) DEVERSES PAR ANNEE

3.2.1. ESB par zone géographique

Avec l'hypothèse 1, l'effort de repeuplement sur le bassin de la Garonne varie entre 18 100 ESB en 1999 et 98 100 ESB en 1996 pour une médiane de 39 000 ESB durant la période 1993-2016 (Figure 11).

Avec l'hypothèse 2, l'effort de repeuplement sur le bassin de la Garonne varie entre 23 500 ESB en 1999 et 109 100 ESB en 1996 pour une médiane de 56 000 ES. Les différences entre les deux hypothèses vont de 2 500 à 32 400 ESB pour une valeur médiane de 15 000 ESB.

Depuis 1999 (année à partir de laquelle la distinction entre l'axe Garonne et l'axe Ariège est possible), les déversements sur l'axe Garonne en amont de Toulouse représentent en valeur médiane 64% (H1) et 68% (H2) des ES Bruts. Ce rapport est proche des rapports des surfaces de production actuellement utilisables de l'axe Garonne (61% de la surface totale) et de l'Ariège (39%) pour effectuer les déversements.

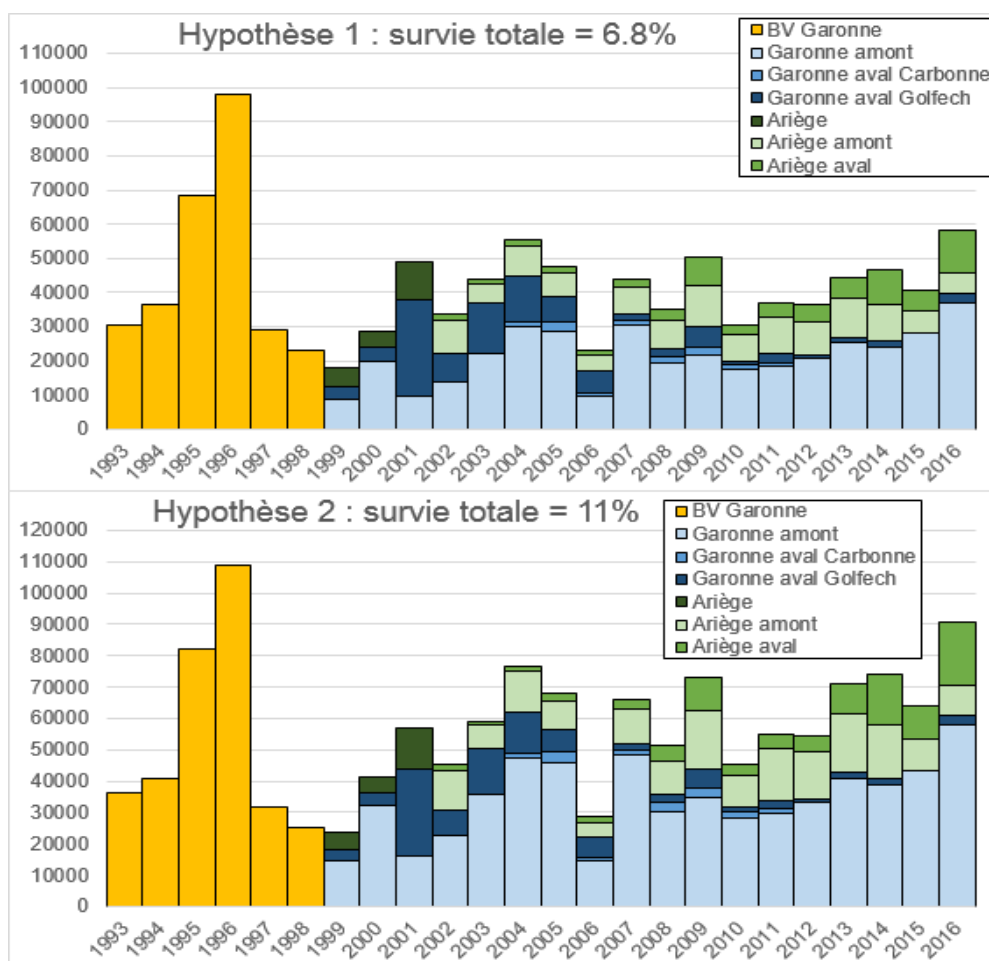


Figure 11 : Equivalents Smolts Bruts déversés par année sur le bassin de la Garonne pour la période 1993-2016 pour les deux hypothèses de survie.

3.2.2. ESB par stade déversé

Le détail par stades permet de juger de l'importance des choix des stades utilisés dans la production de futurs smolts (Figure 12).

Les ESB importants de la période avant 2000 sont liés à l'utilisation massive de pré-smolts au début du programme de restauration. Ce stade a peu à peu été abandonné au profit de stades plus précoces, moins coûteux à produire et supposés plus efficaces. Les effectifs de pré-smolts déversés actuellement correspondent au surplus de la production de géniteurs enfermés et au surplus de smolts produits pour effectuer des expérimentations (tests d'efficacité d'exutoires).

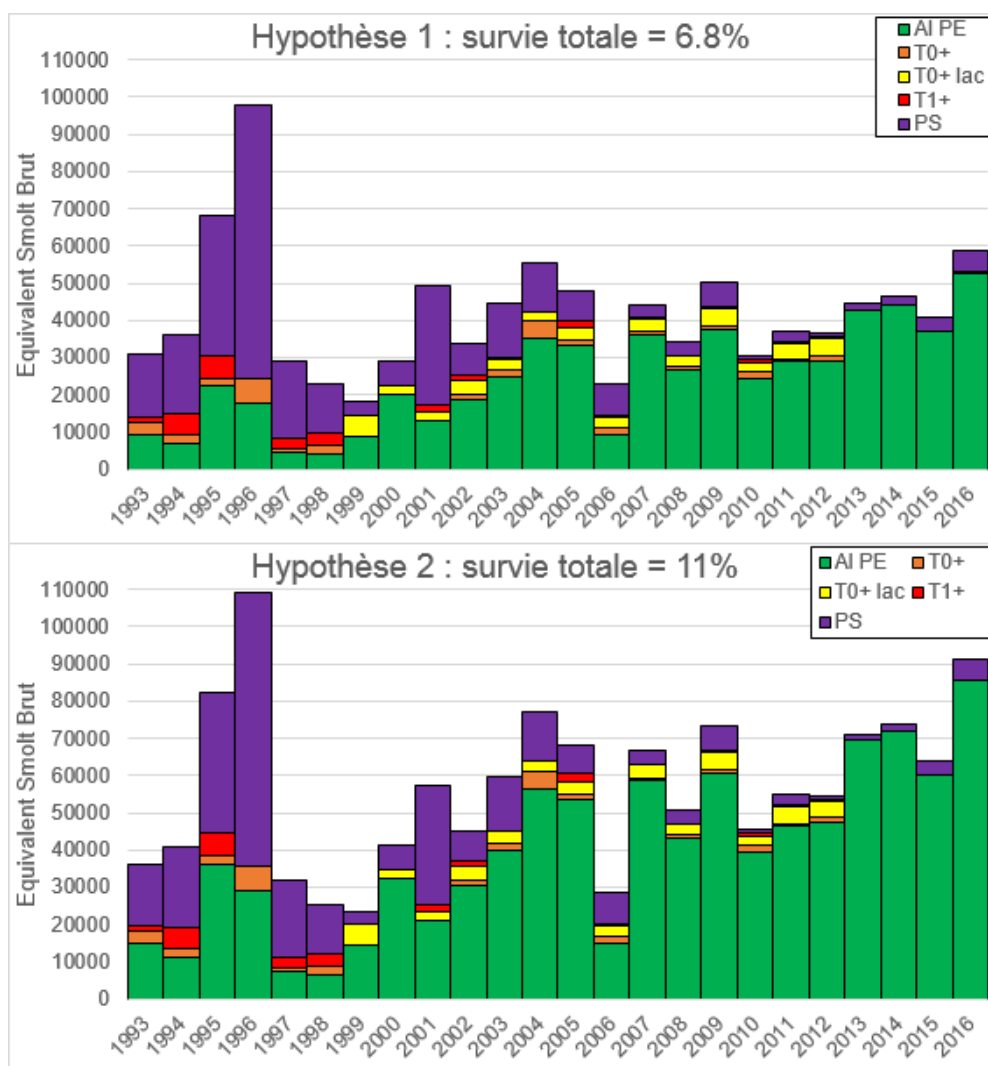


Figure 12 : Equivalents Smolts Bruts déversés par année et par stade sur le bassin de la Garonne pour la période 1993-2015 pour les deux hypothèses de survie entre les stades AI/PE et smolt.

Conformément à l'évolution des stades déversés au cours du temps, la part des ESB de AI/PE augmente dans la période 1999 à 2004 et est quasi exclusive depuis 2013, suite à l'abandon de la production extensive de T0+ en lacs.

3.3. EQUIVALENTS SMOLTS DEVALANTS (ESD) PAR ANNEE

3.3.1. ESD par zone géographique

Pour l'hypothèse 1, l'ESD fluctue entre 13 000 individus en 1999 et 98 500 individus en 1996 pour une valeur médiane de 37 500 (Figure 13).

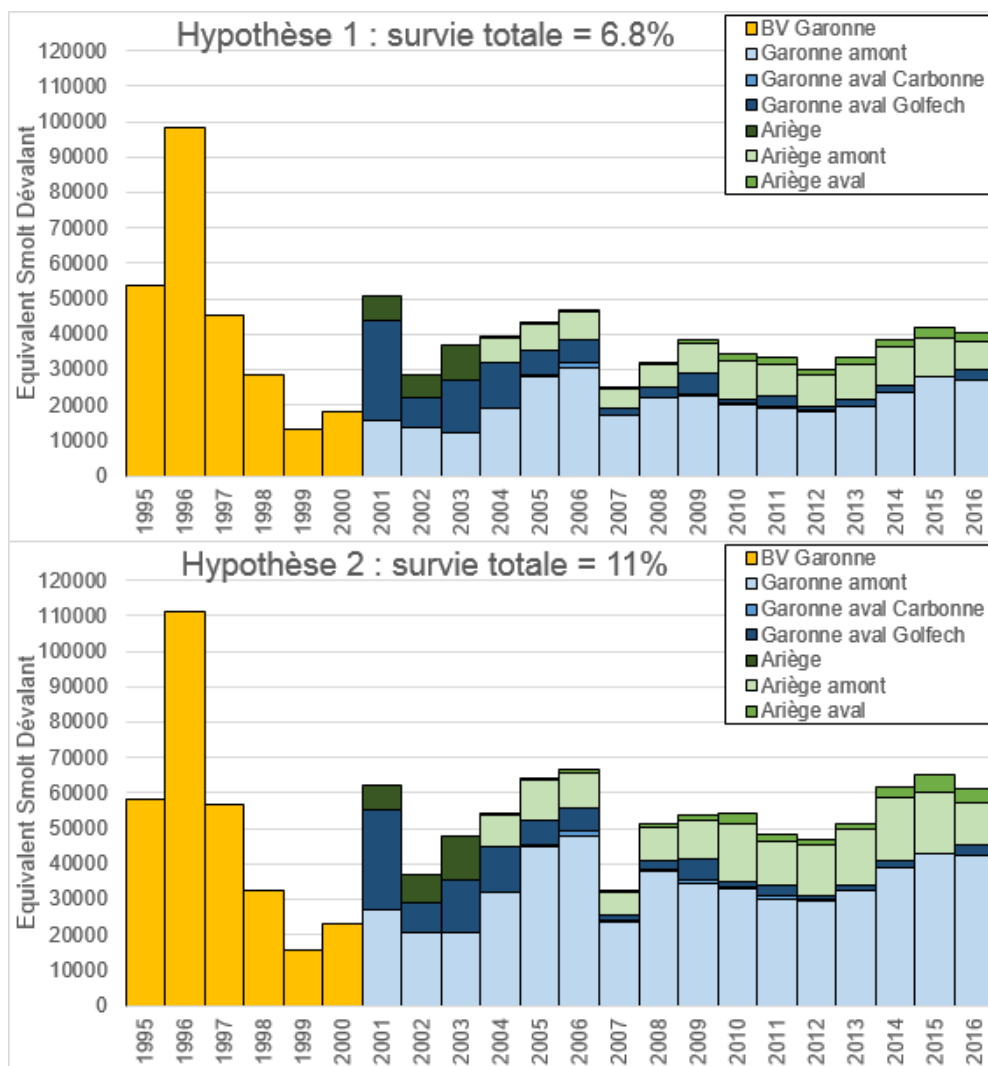


Figure 13 : ESD par année et par zone géographique durant la période 1995-2016 pour les deux hypothèses de survie AI/PE à smolt.

Pour l'Hypothèse 2, l'ESD fluctue entre 15 500 individus en 1999 et 111 000 individus en 1996 pour une valeur médiane de 53 900. Les différences entre les deux hypothèses vont de 2 500 à 23 400 individus, pour une médiane de 14 800 smolts.

Depuis 2001, les ESD de la Garonne représentent 68% (H1) et 72% (H2) des ESD du bassin en amont de Toulouse.

3.3.2. ESD par stade déversé

Conformément à ce qui a été observé avec les ESB, la proportion des AI/PE dans les ESD augmente dans la période 1999 à 2004 et est quasi exclusive depuis 2014 (Figure 14).

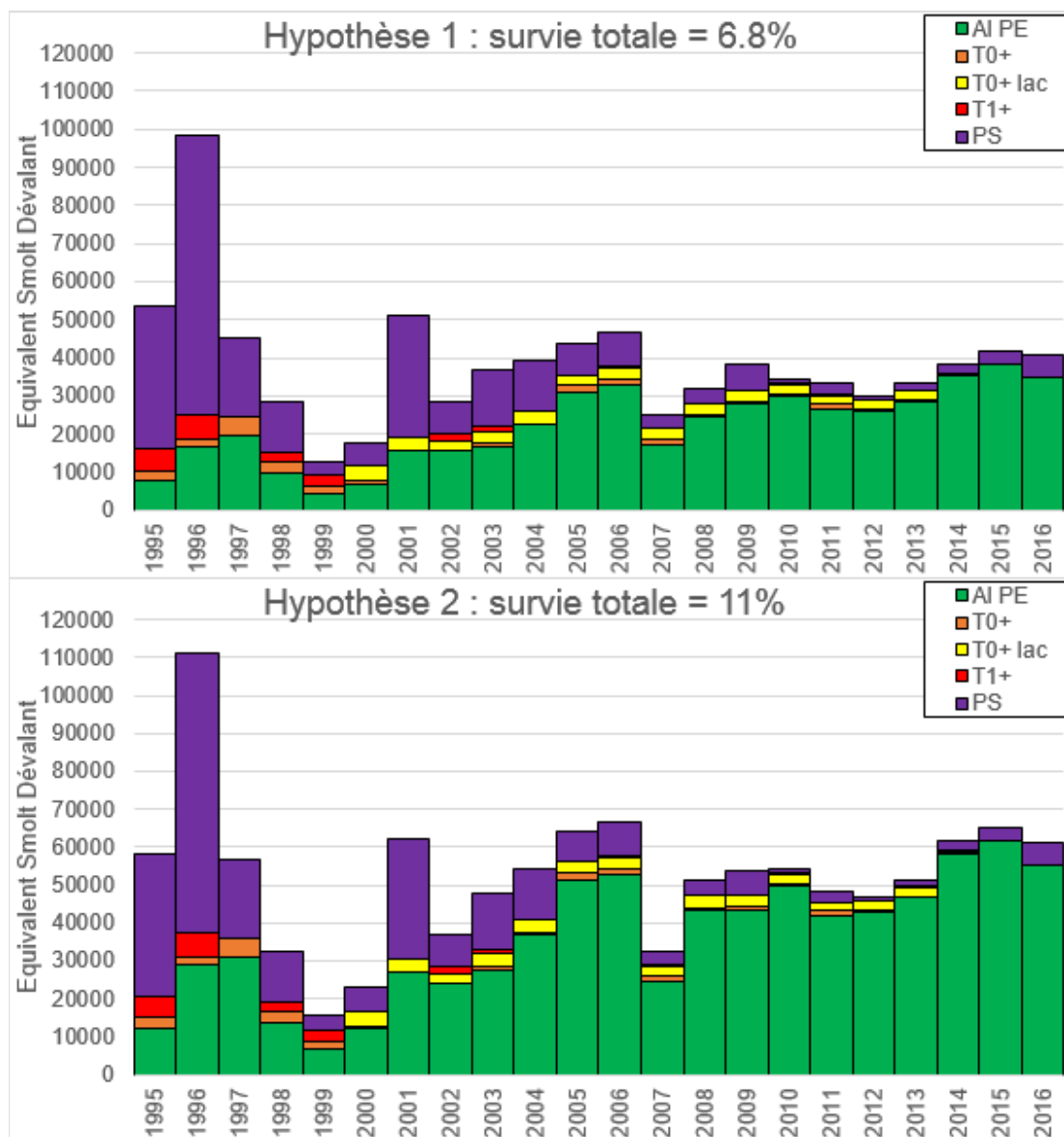


Figure 14 : ESD par année et par stade durant la période 1993-2016).

Le problème de production de 2006 se retrouve bien dans les ESD de 2007 mais le « trou » généré est en partie comblé par les smolts issus des déversements de 2005.

3.4. EQUIVALENTS SMOLTS ARRIVANTS EN AVAL DE GOLFECH (ESG) PAR ANNEE

3.4.1. ESG par zone géographique

L'effectif théorique de smolts arrivant en aval de Golfech selon l'hypothèse 1 varie de 10 400 individus en 1999 à 78 800 individus en 1996 pour une médiane de 27 400 smolts (Figure 15).

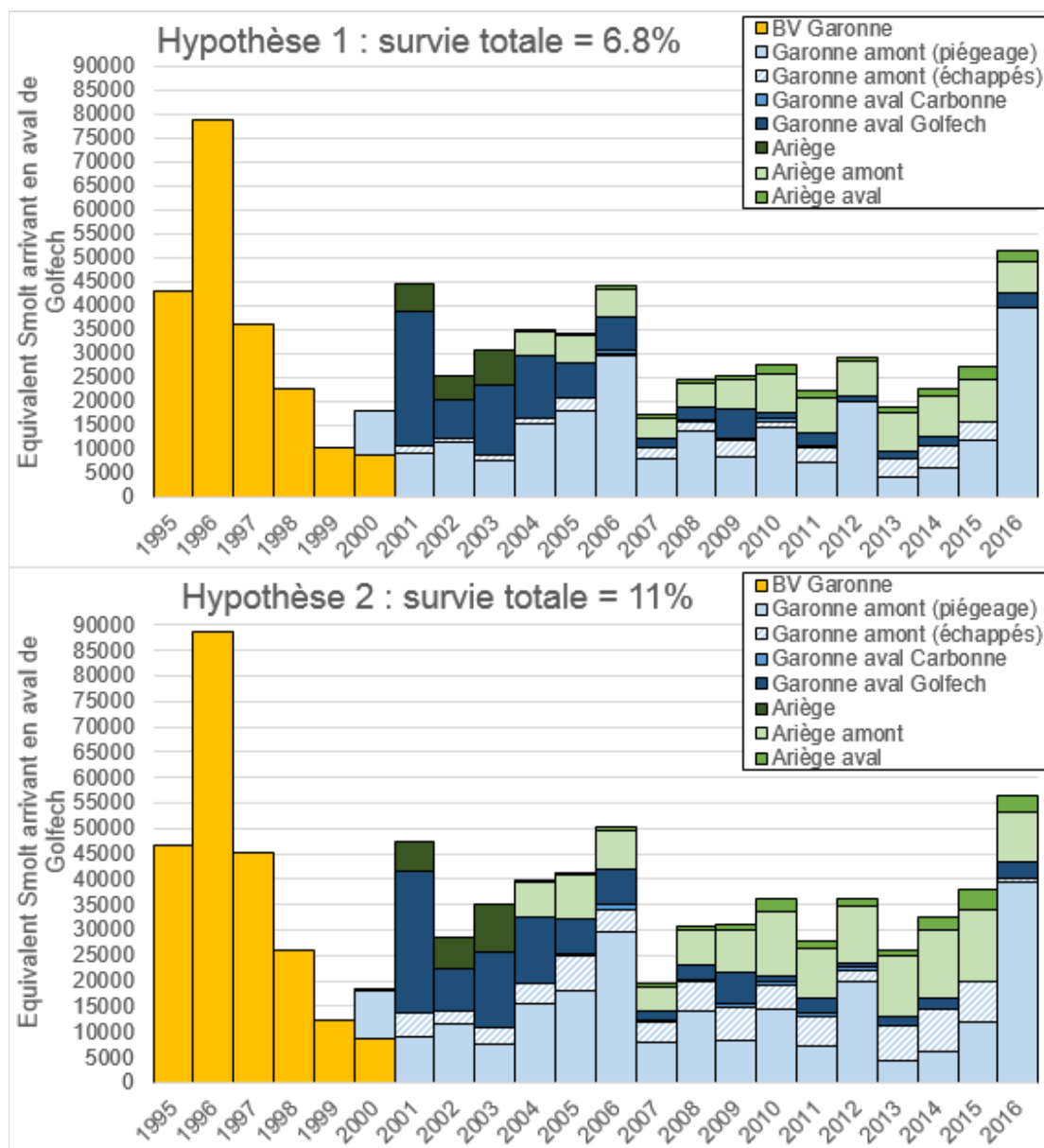


Figure 15 : ES arrivant en aval de Golfech par année et par zone géographique durant la période 1993-2016 pour les deux hypothèses de survie considérées.

Pour l'hypothèse 2, l'ESG fluctue entre 12 400 individus en 1999 et 88 800 individus en 1996 pour une valeur médiane de 35 600 smolts.

Les différences entre les deux hypothèses vont de 300 à 10 900 individus, pour une médiane de 5 800 smolts. Elles sont principalement générées par une meilleure productivité de l'Ariège amont avec l'hypothèse 2, les effectifs piégés de la Garonne amont étant similaires pour les deux hypothèses. Finalement les deux hypothèses de survie affectent assez peu l'estimation des ESG car la plus grande partie des déversements sont effectués sur la Garonne amont dont les ESG sont très dépendants du piégeage (et donc de l'efficacité de piégeage).

Dans le cas de l'hypothèse 1, l'effectif de smolts piégés à Camon et Pointis est parfois supérieur aux ESD (en 2000, 2012 et 2016). Ce n'est jamais le cas avec l'hypothèse 2 ou au maximum 94%

des ESD ont été piégés. **L'hypothèse 1 paraît de fait sous-estimer de manière plus importante la survie entre les stades AI/PE et smolt.**

L'année 2016 paraît atypique par rapport à la chronique d'après 2004. Les ESG sont supérieurs à 50 000 individus pour les deux hypothèses de survie alors que la médiane des ESG de cette période est de 26 200 smolts pour l'hypothèse 1 et 34 200 individus pour l'hypothèse 2. **Ceci est à mettre en relation avec l'amélioration du dispositif de piégeage de la Garonne amont depuis 2015 couplé à une hydrologie favorable au piégeage** (également le cas pour le piégeage de l'année 2017 non traité ici). Pour un ESD sur la Garonne amont équivalent en 2015 et 2016, il a été récupéré 3 fois plus de smolts en 2016 qu'en 2015 où l'hydrologie avait été défavorable au piégeage. Cela représente une augmentation de plus de 20 000 ESG au total sur le bassin. **L'hydrologie printanière a donc un impact important sur l'effectif total de smolts qui arrivent à Golfech.**

Depuis 2001, les ESG de la Garonne représentent plus de 67% des ESD du bassin en amont de Toulouse pour les 2 hypothèses considérées.

3.4.2. ESG par stades déversés

Comme il est impossible de distinguer le stade de déversement des smolts piégés à Camon/Pointis pour cet exercice, et que le stade AI/PE été quasi exclusivement utilisé pour effectuer les repeuplements (il n'y a qu'en 2004 ou 26 300 T0+ ont été déversés), il a été considéré que les ESG de la Garonne amont sont tous issus des stades AI/PE.

Conformément à l'évolution des ESD par stades déversés au cours du temps, la part des ESG de AI/PE augmente dans la période 1999 à 2004 et est quasi exclusive depuis 2014 (Figure 16).

La proportion de smolts issus des déversements en PS est restée importante jusqu'à la dévalaison de 2004. Durant cette période, ils représentaient entre 23 et 75% de l'ESG pour une médiane de l'ordre de 40%. Depuis 2005, ce stade ne représente que 8-10% des ESD (médiane).

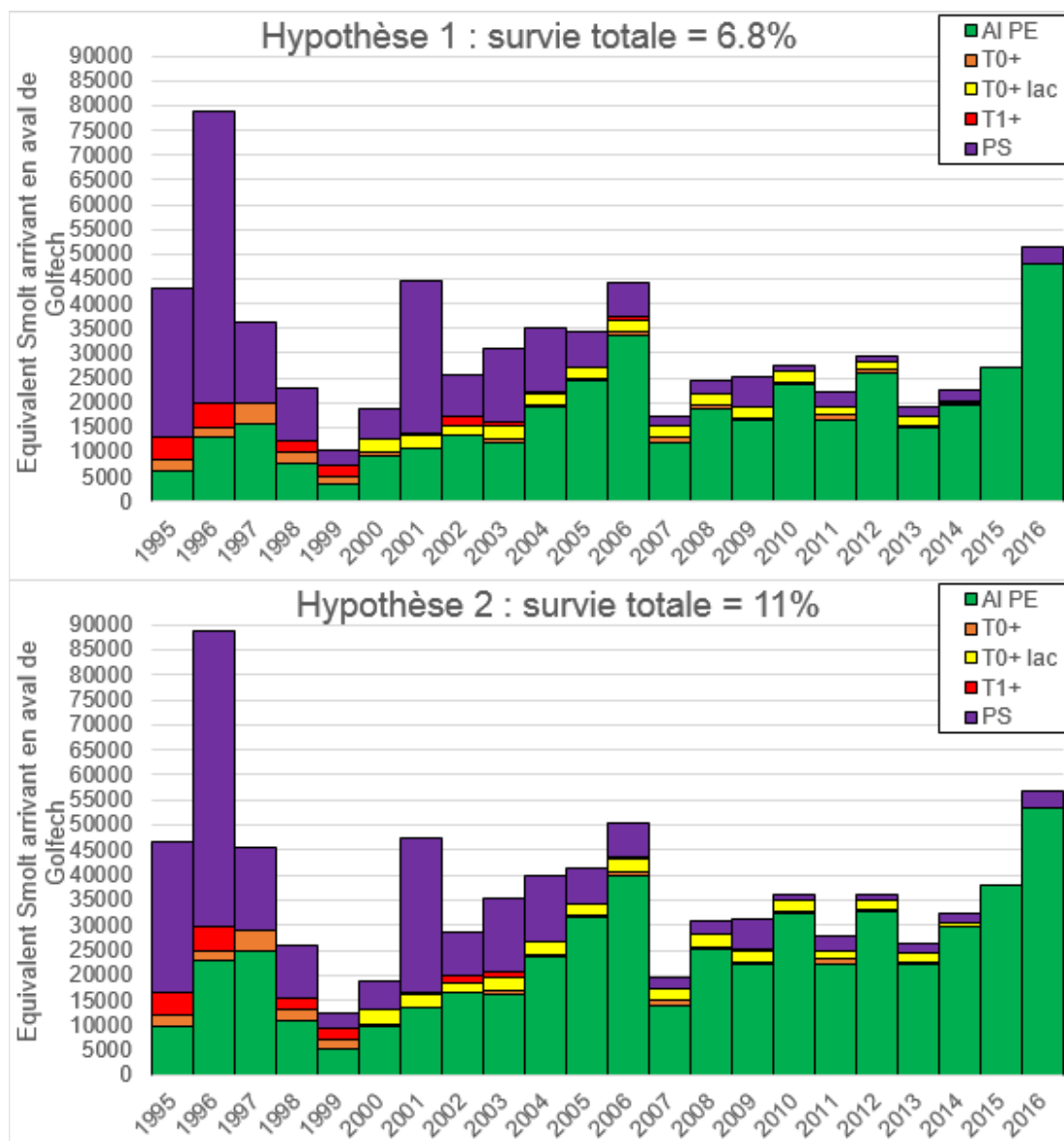


Figure 16 : ES arrivant en aval de Golfech par année et par stade durant la période 1993-2016 pour les deux hypothèses de survie.

3.4.3. Comment augmenter la quantité de smolts arrivant à Golfech ?

Actuellement les ESG dépendent principalement des déversements effectués sur le bassin, de l'efficacité du dispositif de piégeage Pointis-Camon et de l'impact de l'hydroélectricité (Figure 17).

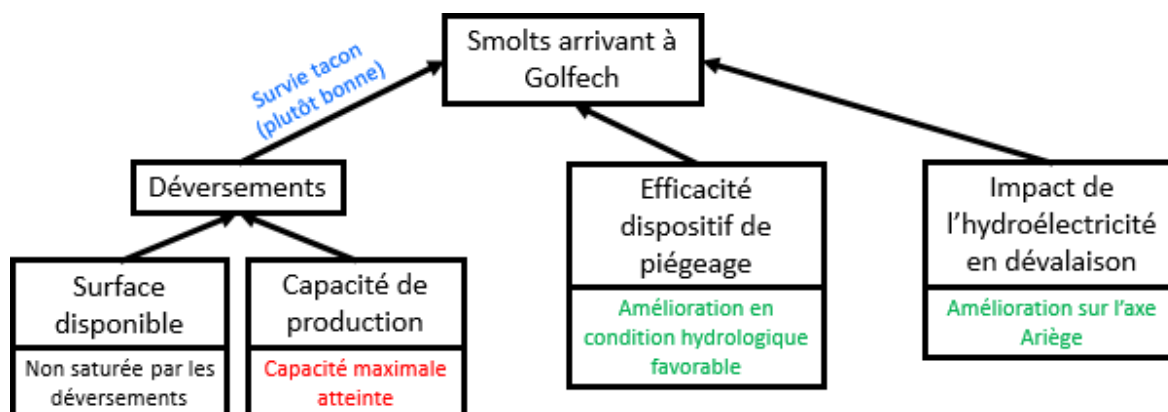


Figure 17 : Facteurs influençant la quantité de smolts arrivant à Golfech et leurs évolutions depuis le début du plan saumon.

Les déversements sont dépendants des surfaces disponibles et des capacités de production. Actuellement les capacités de production maximales sont atteintes au niveau des piscicultures gérées par MIGADO, ce qui ne suffit pas pour saturer l'ensemble des surfaces d'habitat disponibles sur le bassin. Les taux de survie entre les stades déversés et le stade « smolts » sont bons sur les secteurs amont qui sont les plus utilisés.

L'efficacité du dispositif de piégeage a beaucoup évolué au cours du temps. C'était un dispositif novateur lorsqu'il a été installé à la fin des années 1990 qui a, de fait, subi des modifications au fur et à mesure des campagnes réalisées pour contrôler son efficacité. Les dernières modifications (mise en place de plans de grilles fines) semblent avoir nettement amélioré son efficacité lorsque les conditions hydrologiques sont favorables, c'est-à-dire lorsque le débit en période de dévalaison reste en dessous ou proche des débits d'équipement des centrales de Camon et Pointis.

L'impact de l'hydroélectricité sur la dévalaison des smolts a diminué au cours du temps. La plupart des centrales sont maintenant équipées de dispositifs de dévalaison permettant de limiter les pertes générées par le passage des smolts dans les turbines. Des améliorations peuvent encore être mises en place sur la partie aval de l'axe Ariège (Grépiac et Auterive) et des questions se posent pour les ouvrages de la partie médiane de la Garonne (du Ramier à Golfech), notamment sur les mortalités qu'ils génèrent et sur un éventuel égarement des smolts dans la retenue de Malausse.

Les principales pistes pour augmenter les ESG portent sur **l'augmentation des capacités de production en juvéniles** pour repeupler les surfaces disponibles et non saturées à l'heure actuelle ou sur **la facilitation de l'accès des géniteurs aux zones de frayères**. Ce dernier point est d'ailleurs testé depuis 2015 par le transport d'une partie des géniteurs piégés à Golfech directement sur l'Ariège en aval de Labarre. Les pêches de contrôles effectuées sur les zones de déversement sont encourageantes, avec la capture d'une centaine de juvéniles issus de la reproduction naturelle en 2017.

3.5. RELATION ENTRE ESG ET ADULTES CONTRÔLÉS A GOLFECH : TAUX DE RETOUR

3.5.1. Facteurs influençant le taux de retour estimé

Le taux de retour est estimé entre Golfech et Golfech. 5 facteurs principaux sont susceptibles de l'influencer (Figure 18).

Tout d'abord, la critique porte sur les deux paramètres qui permettent de calculer le taux de retour, les ESG et le nombre d'adultes de retour à Golfech.

La détermination de l'ESG est réalisée à travers des paramètres « moyens » qui ne prennent pas en compte la variabilité interannuelle (taux de survie, mortalité en dévalaison). A ce sujet, lorsque le piégeage de la Garonne amont est « efficace » la fiabilité de l'ESG est plus forte car basée sur un effectif réel et non pas issue d'estimations de la survie entre stades.

Le nombre d'adultes de retour généré par une cohorte dévalante dépend de l'estimation de taille des individus contrôlés à Golfech et de leur attribution à un âge de mer selon des critères eux aussi issus de moyennes.

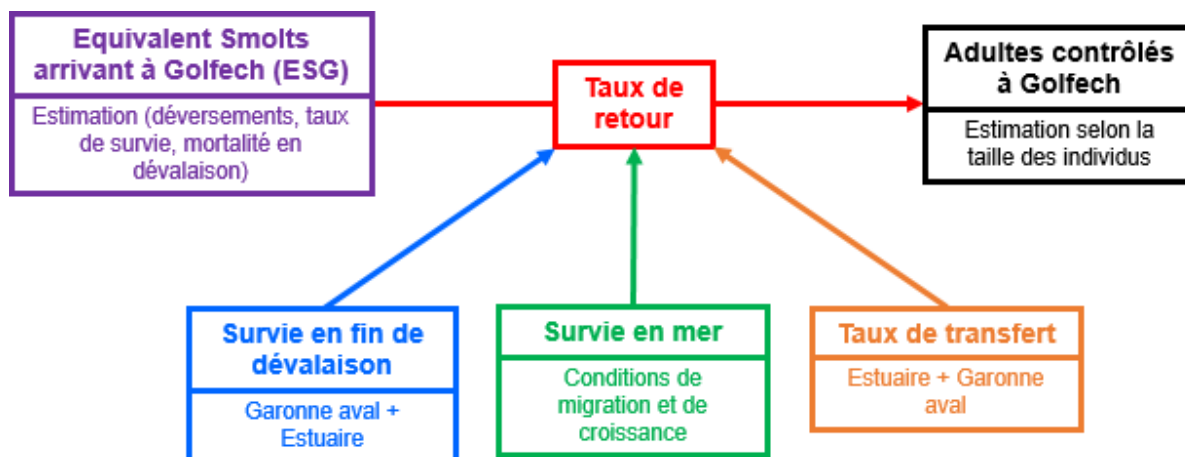


Figure 18 : Facteurs influençant le taux de retour.

Les 3 éléments **non connus** qui influencent ce taux de retour sont : la survie en fin de dévalaison, au niveau de la Garonne en aval de Golfech et de l'estuaire de la Gironde ; la survie en mer qui comprend les conditions de migrations jusqu'aux zones de grossissement et les conditions de croissance des individus au niveau de ces zones ; et le taux de transfert des géniteurs de retour, à travers l'estuaire de la Gironde, la Garonne en aval de Golfech et l'aménagement de Golfech.

3.5.1. Résultats

Il a paru intéressant de traiter des résultats pour deux périodes, une période représentant la globalité des données recueillies, et une période pour laquelle les données récoltées sont les plus précises.

3.5.1.1. Ensemble des données : période 1995-2014

Il y a une très forte variabilité interannuelle des taux de retour des saumons à Golfech. Ils varient de 0.12% à 3.8% pour un taux de retour médian de 0.42% pour l'hypothèse 1 et de 0.11% à 3.3% pour un taux de retour médian de 0.37% pour l'hypothèse 2 (Figure 19).

Deux cohortes se démarquent très nettement des autres, les cohortes correspondant aux dévalaisons de 1999 et 2000 avec des taux de retour très forts par rapport à la chronique (3.2-3.8%) principalement liés aux individus de 1HM (2.8-3.3%).

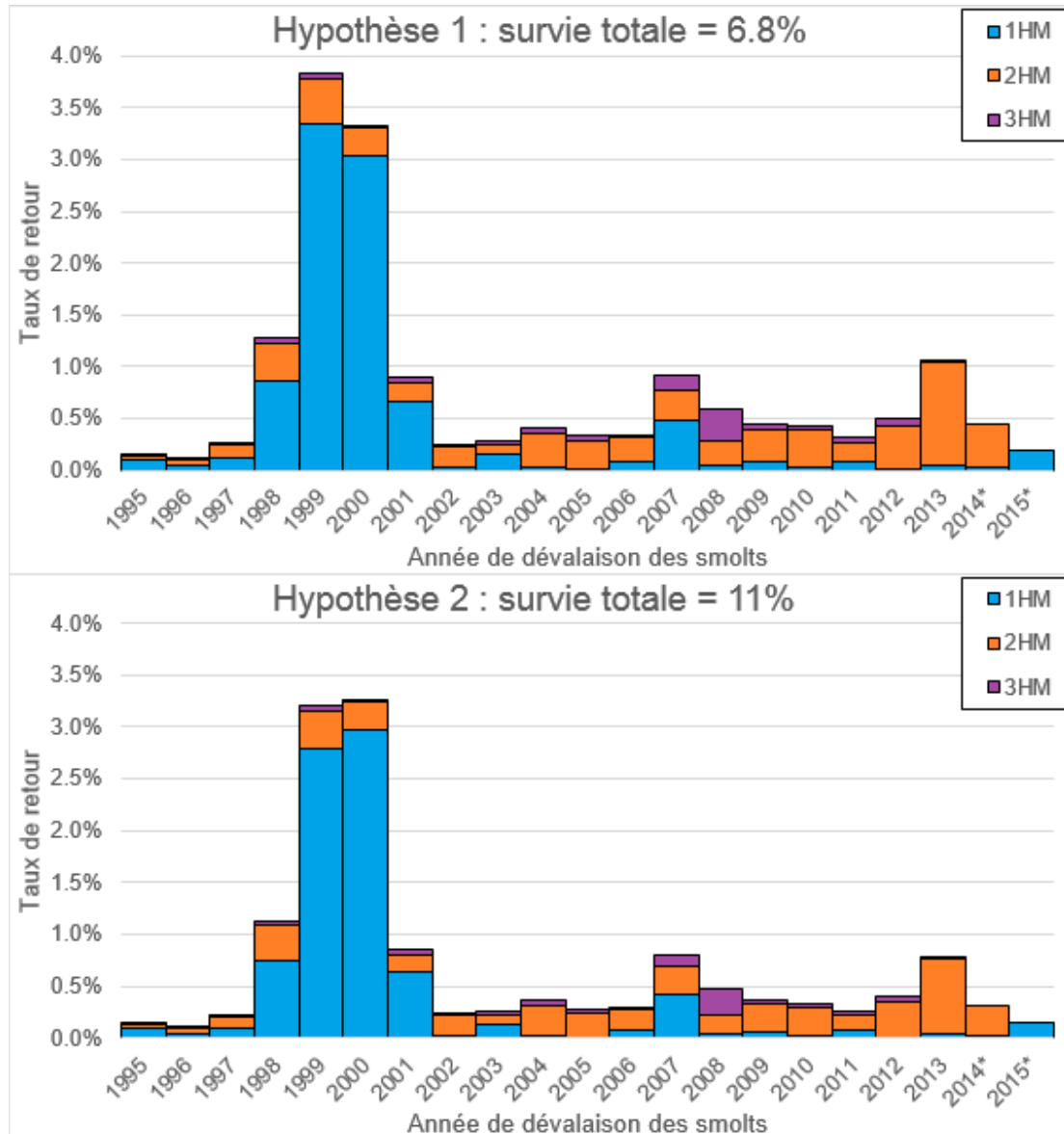


Figure 19 : Taux de retour des saumons contrôlés à Golfech. Les taux de retour correspondent au rapport entre les ESG d'une année et le total des saumons de retour qu'ils ont généré à Golfech. (* années incomplètes).

Durant la période 1995-2015, les relations entre les ESG une année donnée et les 1HM, 2HM et 3HM qui en sont issus ne sont pas bien corrélées (Figure 20). Quelques tendances se dessinent mais il y a une forte variabilité interannuelle et des années très atypiques.

Ceci peut être expliqué par plusieurs facteurs :

- Les faibles taux de retour des individus déversés au stade PS, de 3 (Kallio-Nyberg et al., 2015) à 6-7 fois (Milot et al., 2013) inférieurs à ceux de smolts « sauvages » et même

inférieurs à ceux des autres stades (Jokikokko et al., 2006). Ainsi l'année 1996, avec l'ESG le plus important et principalement lié aux très forts déversements de PS, a des résultats systématiquement très inférieurs aux autres années (TOUT, 1HM, 2HM et 3HM).

- Les taux de retour exceptionnellement forts des années 1999 et 2000, dont les résultats sont très supérieurs aux autres années du point de vue des 1HM.
- Le taux de retour exceptionnel des 2HM issus des ESG de l'année 2013 dont le taux de retour (1%) est le plus important de la chronique pour ce stade. Ceci peut correspondre aux conditions exceptionnelles qui ont prévalu lors de la dévalaison 2013 avec la crue plus que cinquantennale qui s'est produite sur la Garonne en juin qui a pu améliorer les conditions de dévalaison sur l'axe et aussi conduire à une sous-estimation des ESG.
- Le taux de retour exceptionnel des 3HM issus des ESG de l'année 2008 dont les résultats sont très au-dessus de toutes les autres années. Pour cette cohorte l'explication pourrait être liée à la distinction des individus 2HM et 3HM de l'année 2011. En effet en 2011, 78 individus ont été considérés 3HM alors que la médiane de la chronique est de 13 individus. Cette année, 110 saumons ont été contrôlés dans des tailles comprises entre 80 et 90 cm. L'incertitude de mesure est donc potentiellement source d'erreur, la distinction entre 2HM et 3HM étant fixée à 85 cm. Des individus 2HM ont pu être considérés 3HM (et inversement).

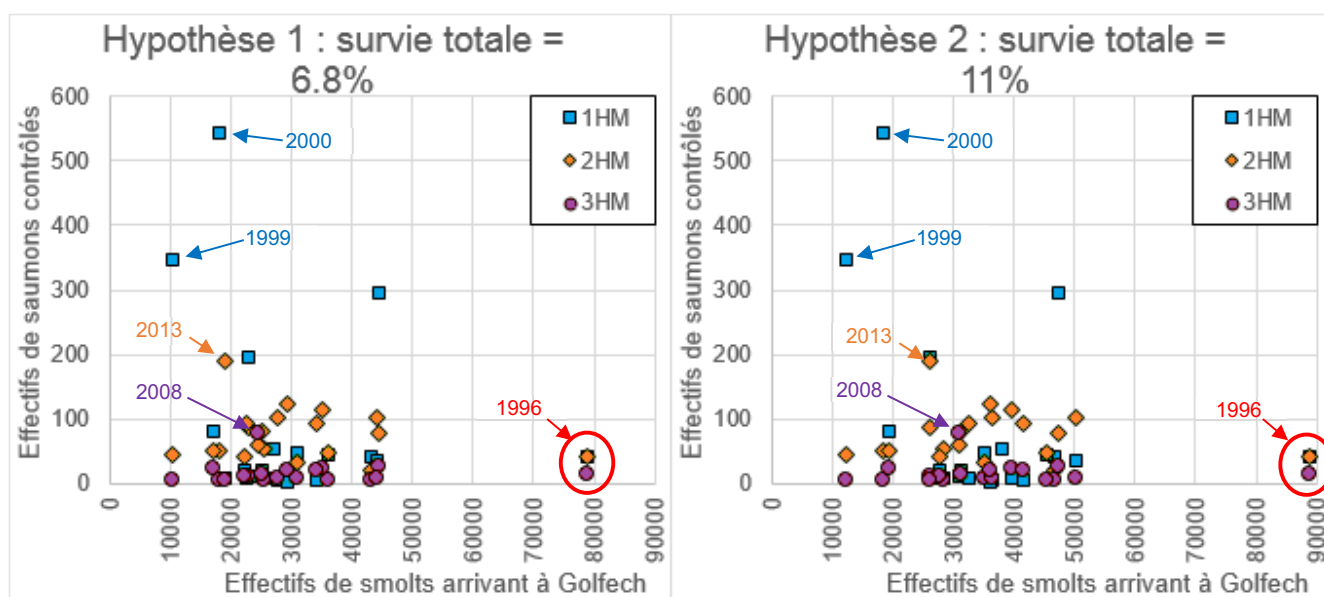


Figure 20 : Relation entre les ESG et les individus de retour les trois années suivantes pour les cohortes de smolts ayant dévalé entre 1995 et 2015.

3.5.1.2. Taux de retour depuis 2004

A partir de 2003 la population de géniteurs de retour à Golfech s'est stabilisée du point de vue des proportions entre les différents âges de mer, et plus précisément en termes de proportion des 1HM. De plus, à partir de 2004, les estimations des ESG sont plus précises car les données sont localisées pour tous les axes concernés par le plan de restauration du saumon. Il est donc intéressant de s'attarder sur les résultats obtenus à partir de 2004.

Depuis 2004, les relations entre les ESG une année donnée et les 1HM, 2HM et 3HM qui en sont issus ne sont pas bien corrélées (régressions linéaires dont le $R^2 < 0.25$). Quelques tendances se

dessinent mais il y a une forte variabilité interannuelle et toujours des années très atypiques (Figure 21).

Pour les 1HM, aucune tendance ne se dessine, les ESG et les adultes de retour ne semblent pas directement liés.

Concernant les 2HM, il y a une année qui se démarque nettement des autres. L'année 2013, avec des effectifs nettement supérieurs qui pourraient être liés, comme vu plus haut, aux conditions exceptionnelles de dévalaison générées par la crue de juin 2013. En retirant cette année atypique, la relation entre ESG et 2HM de retour à Golfech devient plus nette :

- $2HM = 0.003 \times ESG$; $R^2 = 0.40$ pour l'hypothèse 1,
- $2HM = 0.0025 \times ESG$; $R^2 = 0.50$ pour l'hypothèse 2.

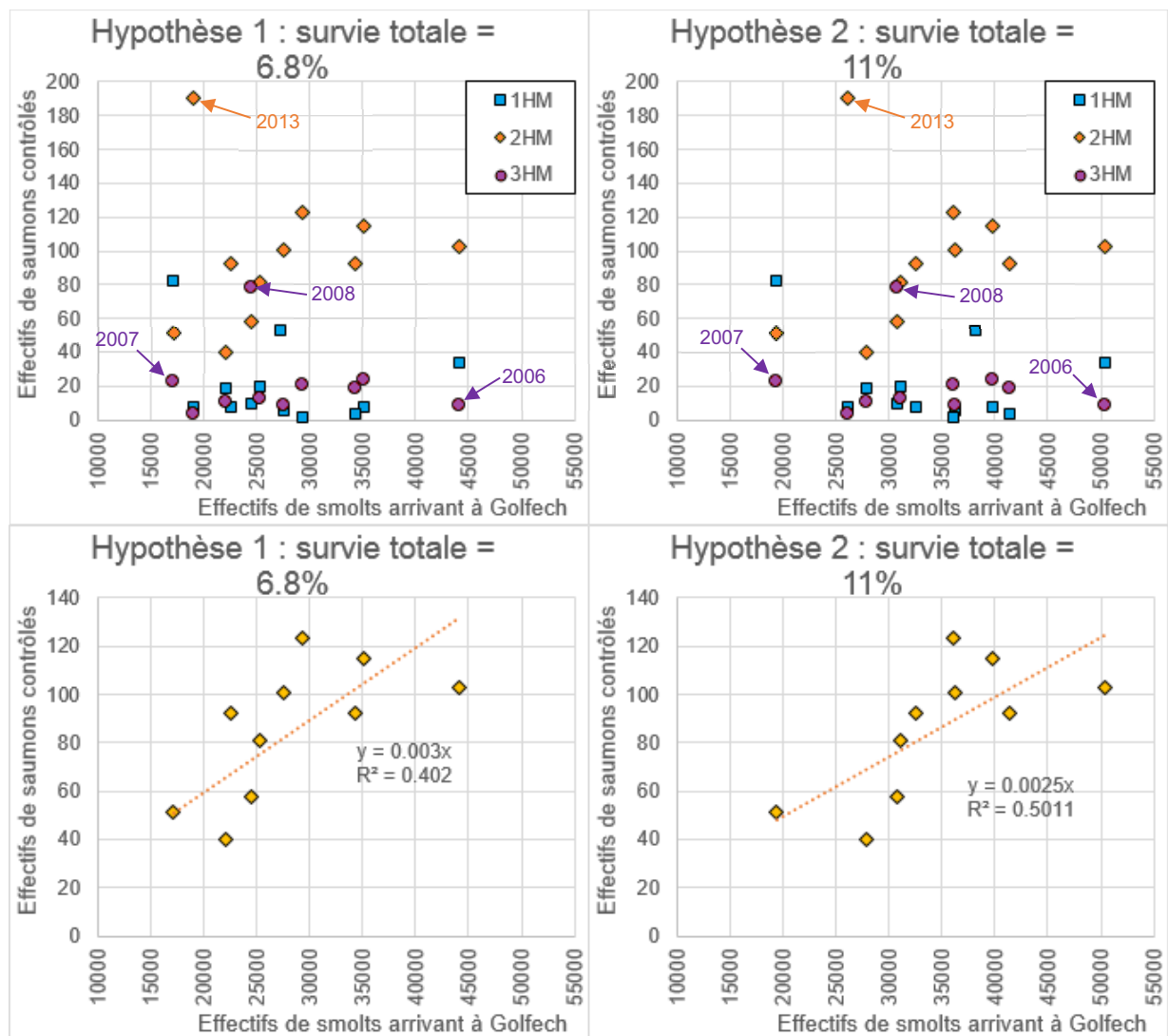


Figure 21 : Relation entre les ESG et les individus de retour, les trois années suivantes, en haut pour les cohortes de smolts ayant dévalé entre 2002 et 2014, en bas pour les retours de 2HM sans la cohorte ayant dévalé en 2013.

Enfin, pour les 3HM, trois cohortes se démarquent d'une nette manière des autres. Il s'agit des cohortes 2006, 2007 et 2008. Comme vu au-dessus, le fort taux de retour de la cohorte 2008 peut être expliqué par le nombre important de saumons de taille proche de la limite fixée entre les 2HM et le 3HM. La cohorte de 2007 a également généré un retour important de 3HM. A l'inverse, le taux de retour de la cohorte 2006 a été très faible sans que l'on puisse trouver d'explication liée aux estimations des ESG et du nombre d'adultes de retour. Même en retirant l'année 2008, la corrélation entre les ESG et les 3HM de retour reste faible ($R^2 < 0.25$).

3.5.2. Comparaison des taux de retour estimés grâce au ESG et estimés par marquage

Afin d'estimer les taux de retour des smolts produits sur la Garonne, MIGADO a effectué deux campagnes de marquage par ablation de l'adipose d'un effectif connu de smolts piégés à Camon/Pointis en 2007 et 2013 (Tableau 7).

Tableau 7 : Résultats des campagnes de marquage par ablation de l'adipose des smolts.

	2007	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016
Smolt Ad-	7274				4000			
1HM Golfech		55 (58)				0 (1)		
2HM Golfech			20 (22)				15 (17)	
3HM Golfech				2 (3)				0

Pour les deux campagnes, le nombre total de saumon de retour varie si on considère uniquement les saumons ablés correspondant à l'âge de mer attendu ou si on considère tous les saumons adultes ablés (entre parenthèses dans le Tableau 7). Ceci met en évidence les erreurs liées à la distinction des classes d'âge par l'utilisation de bornes « moyennes » qui peuvent affecter un individu à un âge (1, 2 ou 3HM) alors qu'en réalité il a un autre âge (ainsi par exemple en 2008, 3 saumons de retour sont classés en 2HM alors que ce sont des 1HM).

Les taux de retour ainsi estimés sont de :

- 2007 : 10.6‰ à 11.4‰ selon que l'on considère les saumons ablés du bon âge ou tous les saumons ablés,
- 2013 : 3.8‰ à 4.5‰ selon que l'on considère les saumons ablés du bon âge ou tous les saumons ablés. Pour cette année de marquage les saumons de retour sont quasi exclusivement des 2HM.

Avec les estimations des ESG, le taux de retour des smolts ayant dévalé en 2007 est de 8.1 à 9.1‰, et celui de ceux ayant dévalé en 2013 est de 7.7 à 10.7‰. Dans le cas de 2007 les deux estimations sont plutôt proches. Dans le cas de 2013, les résultats du marquage sont deux fois moindres que ceux obtenus à partir des ESG, principalement à cause des retours quasiment nuls de 1HM et 3HM marqués. Pour 2013, en considérant uniquement les taux de retour des 2HM, les valeurs obtenues par le marquage (3.8-4.3‰) sont proches de ceux obtenus avec l'estimation des ESG (2.6-3.0‰).

4. DISCUSSION

Nous sommes aujourd'hui dans une situation de maximisation du déversement par rapport aux capacités de production en juvéniles. Les capacités de production des piscicultures de MIGADO permettent de repeupler environ 35% des surfaces d'habitats actuellement disponibles, surfaces

qui ne représentent à leur tour que 40% du total des surfaces actuellement recensées sur les cours d'eau historiquement utilisés par le saumon sur le bassin.

Sur la chronique étudiée, la quantité médiane estimée de smolts arrivant à Golfech est d'environ 27 000 à 36 000 individus. Cette quantité de smolts dépend assez directement des quantités de juvéniles déversées sur le bassin ainsi que de l'efficacité du dispositif de piégeage de la Garonne amont.

Le taux de survie entre le stade AI/PE (stade actuellement quasi exclusivement utilisé pour le repeuplement) et le stade smolt est estimé entre 6.8 et 11% sur les zones amont. Il peut être considéré comme trois fois moindre sur les zones plus aval de la Garonne (entre Carbone et Toulouse) et de l'Ariège (en aval de Pamiers). Ces taux de survie peuvent être considérés comme moyen (6%) à bon (10%) sur les zones amont et faible (<4%) sur les zones aval selon Richard (1998).

Suite au remplacement des grilles fines des dispositifs de piégeage de la Garonne amont, l'efficacité du piégeage en conditions hydrologique favorable a augmenté. Pour les années 2016 et 2017, hydrologiquement favorables au piégeage, les effectifs de smolts piégés sont les plus importants de la chronique pour un effort de repeuplement similaire. Les ESG étant fortement liés aux effectifs de smolts piégés, l'amélioration de l'efficacité du piégeage en condition de faible hydrologie a pour effet d'augmenter les ESG de l'ordre de 40% par rapport à la situation précédente.

Les pistes actuelles d'augmentation de la quantité de smolts arrivant à Golfech portent essentiellement sur l'augmentation des capacités de production en juvéniles et l'amélioration de l'accès des géniteurs aux zones de frayères.

Le taux de retour total entre les ESG et les adultes contrôlés à Golfech est de l'ordre de 3.7-4.2‰. Depuis 2004, le taux de retour total est très dépendant du taux de retour des 2HM, qui est plutôt bien corrélé aux ESG (2.5 à 3‰). Il s'agit d'une estimation minimale car trois facteurs, déjà listés précédemment, non pris en compte dans l'estimation, sont susceptibles d'influencer le taux de retour :

- Les conditions de survie des smolts en fin de dévalaison (Garonne en aval de Golfech et estuaire de la Gironde), et donc la quantité réelle de smolts qui arrive en mer,
- Les conditions de survie en mer, qui sont liées aux conditions marines de migration pour aller sur les zones de grossissement, aux conditions de croissance sur les zones de grossissement et aux conditions marines de migration pour revenir des zones de grossissement vers le continent.
- Le taux de transfert entre l'entrée en milieu continental et la vitre où sont effectués les comptages à Golfech. Il dépend des conditions de survie et de migration dans l'estuaire et dans la Garonne en aval de Golfech ainsi que de **l'efficacité de l'ascenseur de Golfech, qui a été estimée autour de 50%** lors des études de radiopistage (Bau et al., 2007, 2006, 2005 ; Croze et al., 2004), mais n'a pas été réévalué depuis la modification de la configuration des entrées l'ascenseur.

Il y a assez peu de populations pour lesquelles des estimations de taux de retour entre smolts et adultes ont été réalisées. Les taux de retour des populations de saumon dépendent de la structure de la population d'adultes qui viennent se reproduire. Dans le cas de populations **sauvages** dominées par les **1HM**, les taux de retour entre smolts et 1HM sont généralement compris entre 6 et 12%. Dans le cas de **populations sauvages** dominées par les individus de plusieurs hivers de mer, le taux de retour des 1HM se situe généralement entre 1 et 6% et celui des PHM entre 0.5 et 3% (Chaput, 2012 ; synthèse mondiale sur la survie en mer). L'auteur ne précise pas entre

quels points sur le linéaire du cours d'eau les taux de retours qu'il utilise sont estimés. La tendance des dernières décades est à la baisse des taux de retour par rapport à ceux observés avant la fin des années 90.

En France, des taux de retour sont estimés sur les deux types de populations :

- Les populations dominées par les 1HM se trouvent principalement en Bretagne et Normandie. Les taux de retour entre smolts et géniteurs du Scorff (**population sauvage avec 16% de PHM** contrôlés au Moulin des Princes [PK=18]) sur la période 1995 à nos jours varient entre 3 et 22%. Le taux de retour des individus du Scorff passe de 9.8% dans les années 90 à 4.8% à la fin des années 2000 (Baglinières, 2013 ; Caudal et Prévost, 2013). Sur l'Aulne (**population en cours de restauration avec déversements de juvéniles, avec 18% de PHM** contrôlés à Châteaulin [PK=35]), les taux de retour estimés depuis 2002 entre juvéniles déversés et adultes varient de 0.2 à 3.6‰ (Dartiguelongue, 2011). Des taux de retour entre smolts d'élevage et adultes ont également été estimés sur le Douffine (1988 à 2001) et sur l'Elorn (2007 à 2009), cours d'eau dont la population d'adultes est aussi dominée par les individus de 1HM, ils ont varié entre 1 et 37‰.
- Les populations de saumons adultes dominées par les PHM se trouvent dans le bassin de la Loire/Allier (99% des saumons contrôlés à Vichy sur l'Allier sont des PHM, ce ratio est de 83% pour la Creuse à Descartes) et, à moindre mesure, sur les Gaves (54% de PHM contrôlés à Artix (Gave de Pau) et Masseys (Gave d'Oloron). Le taux de retour estimé des saumons de l'Allier à Vichy (PK=668), du tacon 0+ (**origine pisciculture et sauvage**) à l'adulte, est actuellement de 4.4‰, il était de 15.1‰ dans les années 1980 (Legrand and Prévost, 2016). Les taux de retour à Vichy des smolts déversés issus de pisciculture depuis 2003 varient entre 0.1 et 1.7‰, ceux des smolts déversés sur la Creuse entre 0.1 et 0.9‰ à Descartes (PK=259) (Bach et al., 2016). Pour le bassin de l'Adour, les marquages réalisés à la fin des années 90 sur des smolts issus de pisciculture ont donné des taux de retour compris entre 1.1 et 1.3%, quasi exclusivement constitués d'individus de 1HM (source : www.migradour.com).

Il y a une variabilité dans les méthodes pour estimer les taux de retour des stocks français, à la fois en ce qui concerne l'origine des poissons, les stades considérés et les points de contrôle. Les taux de retour estimé pour des smolts issus de pisciculture de repeuplement pour des populations de la Loire (dominées par les PHM) varient entre 0.1 et 1.7‰. Les observations réalisées sur les bassins dont les populations sont dominées par les 1HM donnent des taux de retour pour les smolts issus de pisciculture beaucoup plus importants (1 à 37‰). Pour la population sauvage du Scorff, les taux de retour du smolt à l'adulte sont encore beaucoup plus importants (3 à 22%). Pour les deux types de populations (sauvage ou issue de repeuplement), **le taux de retour des saumons chute à partir des années 2000, ce qui semble plutôt traduire une baisse générale de la survie marine.**

Les taux de retour estimés sur la Garonne à Golfech (3.7-4.2‰) se situent dans la gamme inférieure de ceux des populations sauvages dominées par les PHM à l'échelle mondiale (0.5-3%). Ceci peut être expliqué par :

- Les plus faibles taux de retour constatés sur des individus issus de repeuplement,
- Par la baisse constatée des taux de retour à l'échelle mondiale depuis les années 2000,
- Par une efficacité relative du dispositif de franchissement de Golfech.

Ils sont toutefois du même ordre de grandeur que ceux obtenus sur l'Allier (4.4‰ actuellement entre le tacon 0+ et le saumon adulte), dont le point de contrôle (Vichy) est situé 450 km en amont que Golfech (relativement à leur PK) et dont une partie de la population est sauvage.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Bach, J., Parouty, T., Léon, C., Senecal, A., Portafaix, P., Cloastre, T., Jegou, Y., Kordek, J., Rimbert, L., Baisez, A., 2016. Volet scientifique : Suivis biologiques des populations de poissons grands migrateurs, année 2015. Rapport d'activité du programme de recherches appliquées en faveur des poissons migrateurs.
- Baglinières, J.-L., 2013. Les populations de Saumon atlantique (*Salmo salar*) en France : Caractéristiques écologiques et migratoires, évolution face au changement global.
- Bau, F., Breinig, T., Jourdan, H., Croze, O., 2005. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Deuxième campagne (suivi 2003) (No. RA05.01). GHAAPPE.
- Bau, F., Croze, O., Delmouly, L., Moreau, N., Alesina, R., 2007. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en aval & en amont de Golfech. Quatrième campagne (suivi 2005) (No. RA07.03). GHAAPPE.
- Bau, F., Moreau, N., Croze, O., Breinig, T., Jourdan, H., 2006. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Troisième campagne (suivi 2004) (No. RA06.03). GHAAPPE.
- Bosc, S., Gayou, F., 2005. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2004. CSP-MIGADO.
- Bosc, S., Menchi, O., Maynadier, L., Viguier, C., Baudoui, P., 2017a. Production de juvéniles de saumon atlantique pour le repeuplement du bassin de la Garonne. Année 2016 V1 (No. MPPROD16). MIGADO.
- Bosc, S., Menchi, O., Maynadier, L., Viguier, C., Baudoui, P., 2015. Production de juvéniles de saumon atlantique pour le repeuplement du bassin de la Garonne. Année 2015. MIGADO.
- Bosc, S., Menchi, O., Nars, A., 2017b. Repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Année 2016. V1 (No. MPREP16). MIGADO.
- Bosc, S., Menchi, O., Nars, A., 2016. Repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Année 2015. MIGADO.
- Caudal, A.L., Prévost, E., 2013. État du stock de saumon atlantique (*Salmo salar*) du Scorff (Bretagne sud, France) en 2013 : production de smolts, retours d'adultes, échappement, taux d'exploitation et de survie. Fédération pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques du Morbihan/INRA.
- Chaput, G., 2012. Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. ICES Journal of Marine Science 69, 1538–1548. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss013>
- Croze, O., Bau, F., Breinig, T., 2004. Suivi par radiopistage de la migration anadrome du saumon atlantique sur la Garonne en amont de Golfech. Première campagne (suivi 2002) (No. RA04.06). GHAAPPE.
- CSP, 1999. Réintroduction du saumon dans le bassin de l'Arroux - Suivi des déversements de 1998 et 1999. CSP.
- Dartiguelongue, J., 2011. Bilan des études et actions de restauration du saumon atlantique sur le bassin de l'Aulne (29). SCEA pou BGM.

Gayou, F., 2004. Restauration du Saumon atlantique sur le Bassin de la Garonne. Repeuplement et suivi biologique. Campagne 2003. CSP.

Gayou, F., 2002. Restauration du Saumon atlantique sur le Bassin de la Garonne. Repeuplement, marquages et suivi des zones de grossissement. Compte rendu annuel. Campagne 2001. CSP.

Gayou, F., 2001. Restauration du Saumon atlantique sur le Bassin de la Garonne. Repeuplement et suivi biologique. Campagne 2000. CSP.

Gayou, F., 2000. Restauration du Saumon atlantique sur le Bassin de la Garonne. Repeuplement et suivi biologique. Campagne 1999. CSP.

Gayou, F., Bosc, S., 2016. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2015. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2015. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2014. DOSSIER MPPECH14. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2014. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2013. DOSSIER MPPECH13. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2011. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2010. Dossiers MPPROD10,MPREP10 et MPPECH10. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2010. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2009. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2009. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2008. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2008. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2007. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2007. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2006. CSP-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2006. Production et repeuplement en saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Suivi des zones de grossissements des juvéniles. Synthèse des actions 2005. CSP-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., 2003. Restauration du Saumon atlantique sur le bassin de la Garonne. Repeuplement, marquage et suivi des zones de grossissements des juvéniles. Campagne 2002 (No. MI.GA.DO.GA-03-RT). MIGADO - CSP.

Gayou, F., Bosc, S., Nars, A., 2013. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2012. DOSSIER MPPECH12. ONEMA-MIGADO.

Gayou, F., Bosc, S., Nars, A., 2012. Suivi des zones de grossissement des juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) du bassin de la Garonne. Compte rendu 2011. ACTION MPPECH11. ONEMA-MIGADO.

Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I., Saloniemi, I., Jutila, E., 2006. The survival of semi-wild, wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts of the Simojoki River in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology* 68, 430–442. doi:10.1111/j.1095-8649.2005.00892.x

Kallio-Nyberg, I., Romakkaniemi, A., Jokikokko, E., Saloniemi, I., Jutila, E., 2015. Differences between wild and reared *Salmo salar* stocks of two northern Baltic Sea rivers. *Fisheries Research* 165, 85–95. doi:10.1016/j.fishres.2014.12.022

Legrand, M., Prévost, E., 2016. Développement et mise à jour du modèle de dynamique de population du saumon de l'Allier. Année 2015. LOGRAMI/INRA-UMR 1224 ECOBIOP.

Milot, E., Perrier, C., Papillon, L., Dodson, J.J., Bernatchez, L., 2013. Reduced fitness of Atlantic salmon released in the wild after one generation of captive breeding. *Evolutionary Applications* 6, 472–485. doi:10.1111/eva.12028

Richard, A., 1998. Gestion piscicole : interventions sur les populations de poissons, repeuplement des cours d'eau salmonicoles., Publication gouvernementale. ed, Mise au point / Conseil supérieur de la pêche.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Cycle biologique de la lamproie fluviatile dans le bassin de la Garonne



Auteur(s) : Vincent Cornu (vincent.cornu@ecogea.fr)

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

Laurent Carry (laurent.carry@migado.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandier – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- Laurent Carry, MIGADO, laurent.carry@migado.fr

Pour citation :

Cornu V., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Cycle biologique de la lamproie fluviatile dans le bassin de la Garonne. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. GENERALITES	5
1.1. DESCRIPTION	5
1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE	5
1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE LAMPROIES FLUVIATILES	6
1.3.1. <i>Distribution</i>	6
1.3.2. <i>Evolution du stock</i>	8
2. CYCLE BIOLOGIQUE DE LA LAMPROIE FLUVIATILE DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES	8
2.1. LES ADULTES	8
2.1.1. <i>Zones de grossissement marines</i>	8
2.1.2. <i>Instinct de retour : « homing »</i>	8
2.1.3. <i>La migration génésique</i>	9
2.1.4. <i>Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin</i>	9
2.2. LA REPRODUCTION	9
2.2.1. <i>Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin de la Garonne</i>	11
2.2.1.1. <i>Zones de frayères actuellement identifiées</i>	11
2.2.1.2. <i>Suivi des zones de frayère</i>	12
2.3. LES LARVES	12
2.3.1. <i>Indicateurs d'abondance des juvéniles sur le bassin de la Garonne</i>	13
2.3.1.1. <i>Réseau RHP</i>	13
2.3.1.2. <i>Pêches spécifiques ammocètes</i>	14
2.4. LES SUBADULTES	15
2.4.1. <i>Indicateur d'abondance des subadultes sur le bassin de la Gironde</i>	16
2.4.1.1. <i>Suivi de la faune circulante IRSTEA</i>	16
2.4.1.2. <i>Suivi du circuit de refroidissement du CNPE du Blayais</i>	16
3. DISCUSSION - CONCLUSION	17
4. BIBLIOGRAPHIE	18

1. GENERALITES

1.1. DESCRIPTION

Les lamproies appartiennent au groupe le plus primitif des vertébrés, les agnathes (Taverny et Elie, 2010). Le premier fossile reconnu date de la période Dévonienne, il y a 360 millions d'années, ce dernier étant morphologiquement très proche des lamproies actuelles (Guess et al., 2006). Elles se distinguent des autres vertébrés par l'absence de mâchoire.

La lamproie fluviatile (aussi appelée lamproie de rivière lamproyon ou lamprillon), *Lampetra fluviatilis* L., possède un disque buccal rond, en forme de ventouse, adapté à la succion. Le corps est anguilliforme et lisse, avec deux nageoires dorsales, la seconde étant contiguë à la nageoire caudale. Elles se caractérisent par la présence de sept paires de sac branchiaux et l'absence de nageoires paires (Keith et al., 2011).

La taille de l'adulte est de 25-35 cm (50-70 g) mais peut varier entre 18.5 et 52 cm (30-150 g) selon les cours d'eau. La coloration est bleuâtre à brun-vert sur le dos et bronzée sur les flancs ou marbrée (Figure 1).



Figure 1 : Lamproie fluviatile adulte (source : MNHN).

La taille du juvénile appelé ammocète, n'excède pas 15 cm, la coloration est bronzée plutôt clair. Les ammocètes sont aveugles, elles ne possèdent pas d'œil (Figure 2).



Figure 2 : Ammocète du genre *Lampetra* (ECOGEA).

C'est une espèce parasite migratrice anadrome. Il est admis que la lamproie de Planer a évolué à partir de la forme ancestrale parasite de la lamproie fluviatile et est devenue non parasite. La dernière glaciation aurait joué un rôle important dans l'évolution vers la lamproie de planer en bloquant les voies de migration. Il n'y a aucune différence lamproie fluviatile-lamproie de Planer sur le nombre de chromosomes, sur l'ADN nucléaire, sur l'hémoglobine ou dans les différents allozymes (Taverny et Elie, 2010). Des croisements réalisés en laboratoire entre des lamproies de planer et des lamproies fluviatiles montrent des taux de réussite élevés. Ces résultats indiquent qu'il ne s'agit que d'une seule espèce mais de deux écotypes (Rougemont et al., 2015). Les formes juvéniles de ces deux lamproies ne sont pas différenciables, la distinction ne peut être effectuée sur des critères morphologiques qu'au moment de leur métamorphose, à partir du stade 5.

1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE

Le cycle biologique de la lamproie fluviatile comprend deux phases distinctes (Figure 3).

La première concerne les juvéniles et se situe en eau douce. Après éclosion des œufs et émergence des larves, les juvéniles, appelés ammocètes, colonisent la rivière, d'abord à proximité de la frayère puis plus en aval au grès des crues, et s'y développent pendant 4 à 6 années. Elles s'enfouissent dans les limons et les sables et s'alimentent en filtrant l'eau. Une fois une certaine taille et un certain taux de réserves lipidiques atteints, elles vont subir un ensemble de transformations pour s'adapter au milieu marin (capacités d'osmorégulation) et s'alimenter en tant que parasites (dents et disque buccal). Les ammocètes deviennent alors des subadultes et dévalent vers la mer.

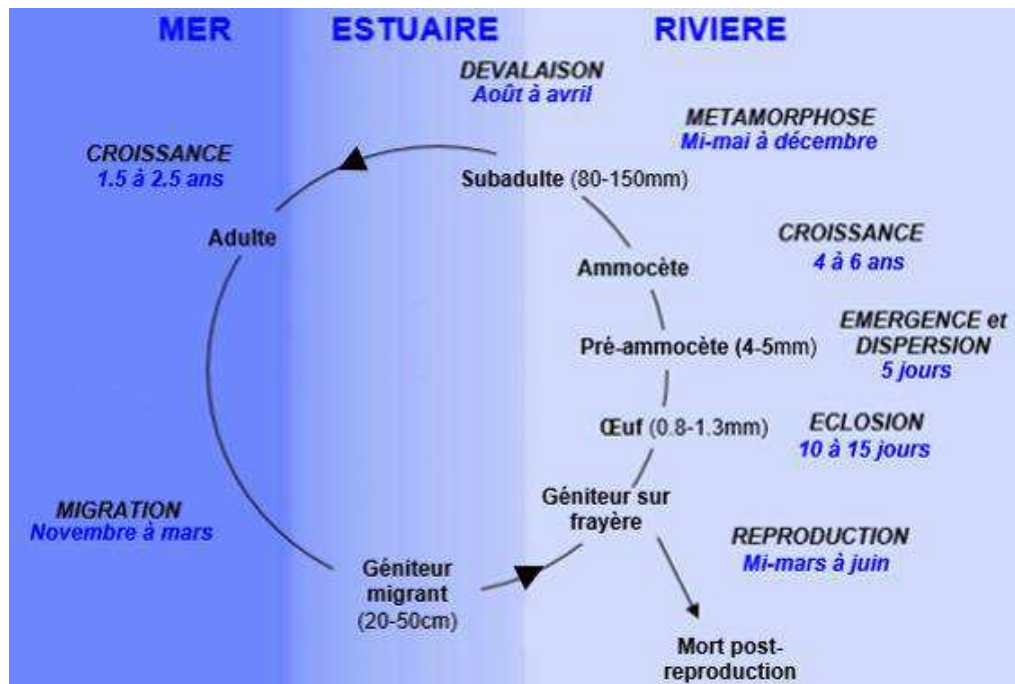


Figure 3 : Cycle biologique de la lamproie fluviatile dans la Garonne.

La deuxième phase se déroule en mer ou en estuaire où elles adoptent un mode de vie parasitaire pélagique. En mer, elle fréquente plutôt les régions côtières et des profondeurs d'au moins 50 à 100 m. Leur dispersion dans l'océan est liée à celle des organismes parasites. Elles y séjournent 1.5 années avant de, devenues adultes, retourner en eau douce pour s'y reproduire (Taverny et Elie, 2010 ; Keith *et al.*, 2011).

1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE LAMPROIES FLUVIATILES

1.3.1. Distribution

La lamproie fluviatile est présente dans toute l'Europe du Nord et de l'Ouest (Figure 4).

Les bassins versants fréquentés par cette espèce s'étendent dans la péninsule ibérique au sud (fleuve Tage) jusqu'à la Scandinavie et la mer Baltique au nord. Elle est aussi présente le long des côtes méditerranéennes, jusqu'en Turquie mais sans fréquenter les cours d'eau du sud de l'Espagne.

Des populations enfermées existent dans les lacs finlandais, au niveau de bassins versants de la mer Baltique, et en Ecosse (Taverny et Elie, 2010).



Figure 4 : Aire de distribution de la lamproie fluviatile dans le monde (Maitland, 2003).

En France, elle est présente le long de la côte atlantique (Loire, Gironde et Adour) et de la Manche (petits fleuves Bretons et Normands) (Figure 5). La lamproie fluviatile était autrefois présente en Méditerranée (Aude, Hérault).

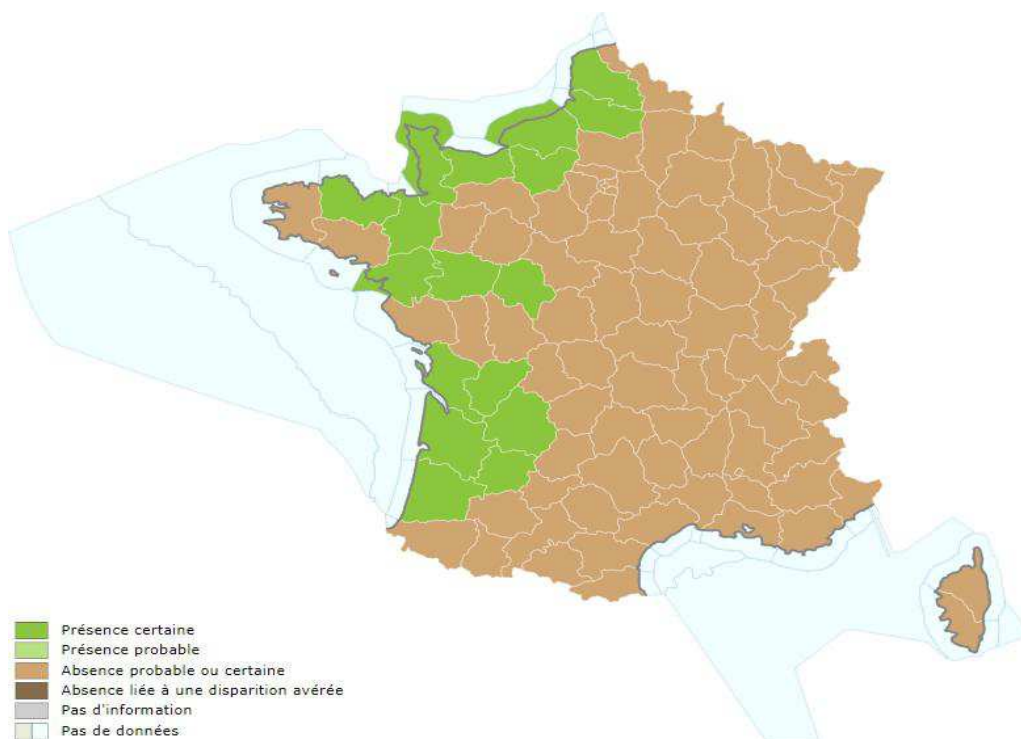


Figure 5 : Aire actuelle de répartition française de la lamproie fluviatile (source : INPN - MNHN).

1.3.2. Evolution du stock

Au début du 20^{ème} siècle, l'espèce était abondante dans son aire de répartition. Aujourd'hui, elle est devenue rare, voire a disparu dans certaines régions, et son aire de répartition s'est fortement réduite. Les données sur cette espèce sont rares et ne permettent pas d'évaluer son abondance.

Les raisons de sa raréfaction sont essentiellement d'origine humaine : barrages, dragages, réaménagement des cours d'eau, pollution de l'eau et des sédiments. De plus, sa chair est comestible et recherchée.

La lamproie fluviatile a une valeur commerciale considérable dans certaines parties de l'Europe, particulièrement en Suède et en Finlande, où il y a des pêcheries importantes, utilisant principalement des nasses, pendant la migration de montaison (Tuunainen *et al.*, 1980, Valtonen, 1980). Par exemple, les captures de géniteurs de lamproie fluviatile lors de la migration génésique étaient estimées entre 2 et 3 millions d'individus en Finlande dans les années 1970-1980.

Il y a eu une activité importante des pêcheries pour cette espèce sur certaines grandes rivières britanniques (par exemple, la Severn) et Françaises. Actuellement, plus rare, elle n'a presque plus d'importance commerciale dans ces deux pays.

Le seul travail d'évaluation de l'abondance de la lamproie fluviatile sur le bassin Garonne/Dordogne date de 1851. Cette année-là, le nombre de lamproies fluviatiles capturées est estimé à 30 000 individus, d'après une enquête sur la pêche fluviale en Dordogne (Cocula-Vaillières, 1981). D'après (Ducasse and Leprince, 1980) les dernières bonnes années de capture de lamproies fluviatiles durant le 20^{ème} siècle remonteraient aux environs de 1956 en Garonne et de 1965 en Dordogne. Une chute des captures de l'ordre de 60 à 80% serait survenue depuis cette époque. Certains pêcheurs aux bourgues de la Garonne ont également fait des prises considérées comme notables au cours des saisons de pêche 1985-86.

2. CYCLE BIOLOGIQUE DE LA LAMPROIE FLUVIATILE DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES

2.1. LES ADULTES

2.1.1. Zones de grossissement marines

La distribution des lamproies dans l'estuaire et en mer est dépendante des proies auxquelles elles se ventousent. Il y a peu d'informations concernant la phase marine, très peu de captures directes et peu de données concernant les cicatrices laissées sur les hôtes sont rapportées dans l'environnement marin. Certains auteurs considèrent qu'elles séjournent principalement dans les estuaires (Maitland, 2003), d'autres qu'elles fréquentent aussi les régions côtières, en suivant les bancs de poissons dont elles se nourrissent (Sjöberg, 1980).

2.1.2. Instinct de retour : « homing »

La lamproie fluviatile ne semble pas être soumise au phénomène de homing (Tuunainen *et al.*, 1980). L'attrance vers un bassin versant serait liée à la présence de larves à l'intérieur de celui-ci (Gaudron et Lucas, 2006). En effet, ces dernières émettent un acide (sulfate de petromyzonol) par leurs fèces qui compose la majorité de la phéromone attractive pour les géniteurs. La sensibilité des adultes migrants vis-à-vis de ces phéromones serait influencée par le débit, leur degré de maturité et le moment de la journée (Taverny et Elie, 2010). Cette attrance vers les larves de lamproie suggère que cela les amène à coloniser des cours d'eau avec des habitats de reproduction et de développement des juvéniles de qualité (Wagner *et al.*, 2009).

2.1.3. La migration génésique

Dans le bassin Garonne/Dordogne, les captures de géniteurs ont lieu entre novembre et mars. Le pic de migration se situerait entre janvier et février. La taille des géniteurs se situe entre 240 et 342 mm (Taverny et Elie, 2010).

En début de migration, la lamproie fluviatile est capable de nager à plus de 1 m/s en vitesse de pointe et seulement entre 20 et 40 cm/s en fin de migration (1 à 4 km/h). Kemp *et al.* (2011) ont mis en évidence que très peu d'individus étaient capables de franchir des zones avec des vitesses de courant supérieures à 1.5-1.7 m/s. En rivière, la lamproie fluviatile peut parcourir environ 3 km par jour.

La migration se déroule principalement la nuit (Sjöberg, 1980), la température de l'eau ainsi que les niveaux d'eau sont des facteurs importants de déclenchement de la migration (Taverny et Elie, 2010 ; Keith *et al.*, 2011). Les épisodes d'augmentation de débit stimulent l'activité migratoire (Aronsoo, 2015), mais de trop forts débits sont susceptibles de bloquer la migration, les lamproies fluviatiles se ventousent alors au substrat en attendant des conditions plus favorables (Kemp *et al.*, 2011).

Certains ouvrages de franchissement conçus pour d'autres espèces migratrices peuvent se révéler inefficaces pour la lamproie fluviatile (Foulds and Lucas, 2013 ; Tummers *et al.*, 2016). L'étude de leur comportement au droit des ouvrages et de leurs capacités de franchissement est nécessaire pour améliorer leur passage (Kemp *et al.*, 2011)

2.1.4. Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin

Au niveau du bassin Gironde-Garonne-Dordogne, on ne dispose **d'aucun indicateur d'abondance**.

En effet la lamproie fluviatile ne fait plus l'objet d'une pêche ciblée depuis plus de trente ans, et jamais aucun individu n'a été comptabilisé au niveau de la première station de contrôle du bassin (Golfech).

Actuellement la lamproie fluviatile coloniserait la Garonne jusqu'au seuil de Beauregard (Agen) et certains affluents de la Garonne en aval de ce seuil (Taverny, 2009).

Des captures de lamproies fluviatiles nous ont été rapportées par les pêcheurs professionnels fluviaux dans les parties basses de la Garonne. Il s'agit de captures accessoires réalisées lors de la pêche de la lamproie marine, lors de la relève des bourgues.

Le suivi des macro-organismes pompés et filtrés au niveau du CNPE du Blayais en 1982 a montré la présence de quelques adultes de lamproie fluviatile (Boigontier et Mounié, 1984 in Taverny et Elie, 2009).

2.2. LA REPRODUCTION

La maturation sexuelle se poursuit tout le long de la période de migration (Taverny and Elie, 2010). Elle implique de nombreux changements physiologiques mais aussi morphologiques. Ainsi la taille et le poids des lamproies diminuent, elles perdent leur capacité d'osmorégulation et leurs dents s'émoussent. Dans les tous derniers stades de maturation, il devient possible de distinguer facilement les mâles des femelles par des critères morphologiques simples : apparition d'une papille uro-génitale très développée (aussi appelée pseudo-pénis, de 6 mm environ ; Figure 6) chez les mâles, apparition d'une pseudo-nageoire anale et chevauchement des deux nageoires dorsales chez les femelles.



Figure 6 : Papille uro-génitale (flèche rouge) d'un mâle de lamproie fluviatile (source : Emilien LASNE – doris.ffessm.fr).

Les géniteurs peuvent attendre plusieurs mois à proximité de la zone de frayère avant de commencer à se reproduire (Jang et Lucas, 2005).

Le nombre d'œufs produits par les femelles est corrélé à leurs tailles. Selon les auteurs, il varie de 4 000 à 42 000 œufs, ils sont collants, blanchâtres lorsqu'ils sont fécondés et mesurent entre 0.8 et 1.25 mm de diamètre (Maitland, 2003 ; Taverny and Elie, 2010).

Pour se reproduire, la lamproie fluviatile utilise des zones aux substrats grossiers, préférentiellement des graviers et cailloux (diamètre allant de 2 à 60 mm), dans un courant vif, entre 20 et 80 cm/s, et de faibles profondeurs (10 cm à 1.5 m). Les zones d'accélération de courant avec un écoulement unidirectionnel sont préférentiellement utilisées.

Le creusement du nid intervient dès que la température de l'eau dépasse 8°C (Jang et Lucas, 2005). Les premières constructions de frayères apparaissent souvent après une baisse notable des débits. Le nid est creusé par un ou plusieurs mâles. Ils s'aident de leur ventouse pour déplacer les cailloux, ils creusent aussi à l'aide de leur corps en se ventousant en amont sur un élément grossier. Les nids mesurent entre 20 et 40 cm de largeur pour 50 à 100 cm de longueur, les dimensions sont dépendantes du nombre de géniteurs en activité.

Les males spermiant relarguent une phéromone sexuelle qui provoque un comportement de recherche chez les femelles en ovulation. A l'approche de la reproduction, les lamproies développent une tolérance voire une préférence pour les zones éclairées.

Lors de l'accouplement, la femelle se ventouse à un caillou en amont du nid. Le male vient alors se ventouser sur sa tête, puis s'enrouler autour de son corps et émet un jet de sperme au moment où elle expulse ses œufs. Le nombre moyen de géniteurs par nid varie de 12 à 24 individus (Jang et Lucas, 2005), les géniteurs pouvant copuler dans différents nids (Figure 7).



Figure 7 : Nid de lamproie fluviatile avec une dizaine de géniteurs (Source : MNHN).

L'activité de reproduction commence dès que le seuil de température de 8-11.5°C est atteint et ne s'étend pas au-delà du seuil de 17°C. Pour le bassin de la Gironde, l'étendue de la période de reproduction est d'environ 2 à 3 mois, de mi-mars à juin (période principale : avril-mai). Une fois démarrée, la ponte peut s'étaler sur plusieurs jours. Les reproducteurs meurent rapidement après le frai.

Des observations de géniteurs de lamproie fluviatile et de lamproie de planner en train de frayer dans un même nid ont été réalisées (Huggins et Thompson, 1970 ; Lasne *et al.*, 2010). Sur l'Oir, la proportion de nids occupés par ces deux lamproies a atteint 54% des observations lors des suivis réalisés en 2009. Des tests de fertilisation croisée, réalisés en laboratoire, ont montré que les hybrides obtenus sont viables (Tsimbalov *et al.*, 2018).

2.2.1. Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin de la Garonne

Traditionnellement, le repérage des nids de lamproie se fait visuellement le long des cours d'eau étudiés. En effet, lorsque les conditions de visibilité sont bonnes, les nids de lamproie fluviatile sont identifiables car ils forment des taches claires dues au déplacement par les lamproies des cailloux et graviers lors de la construction du nid (Figure 7). Les nids de lamproie fluviatile sont plus difficilement repérables que ceux des lamproies marines de par la dimension modeste des cuvettes, surtout lorsque le nombre de géniteurs par nid est faible.

2.2.1.1. Zones de frayères actuellement identifiées

Les observations de zones de frai fonctionnelles pour cette espèce restent rares dans le bassin Gironde/Garonne et **aucune frayère principale n'est véritablement localisée**.

La lamproie fluviatile est en mesure de frayer dans les fleuves à condition que ces derniers possèdent des granulats adéquats. Sur la Garonne, les zones de frayères se situeraient vers les bordures du lit où le courant moins fort permet la dépose du type de substrat adapté. Ce type de zone est assez disséminé. D'autres zones de frai réelles concernent des affluents situés en partie basse de bassin. C'est le cas de certaines rivières alimentant la Gironde (Livenne, Jalle de Castelnau) et, plus en amont, affluents de la Garonne (Saucats, Ciron). Dans les sous-bassins, le linéaire utilisable et accessible pour cette espèce est actuellement très faible.

2.2.1.2. Suivi des zones de frayère

En 2016, MIGADO a lancé un suivi des frayères sur la Garonne entre la confluence du Lot et La Réole et sur 11 affluents de la Garonne situés en aval de la confluence avec le Lot dont le potentiel de reproduction pour les lamproies est : soit avéré, soit théorique (Gracia *et al.*, 2016). Ce suivi concerne les parties aval des affluents, jusqu'au premier ouvrage infranchissable.

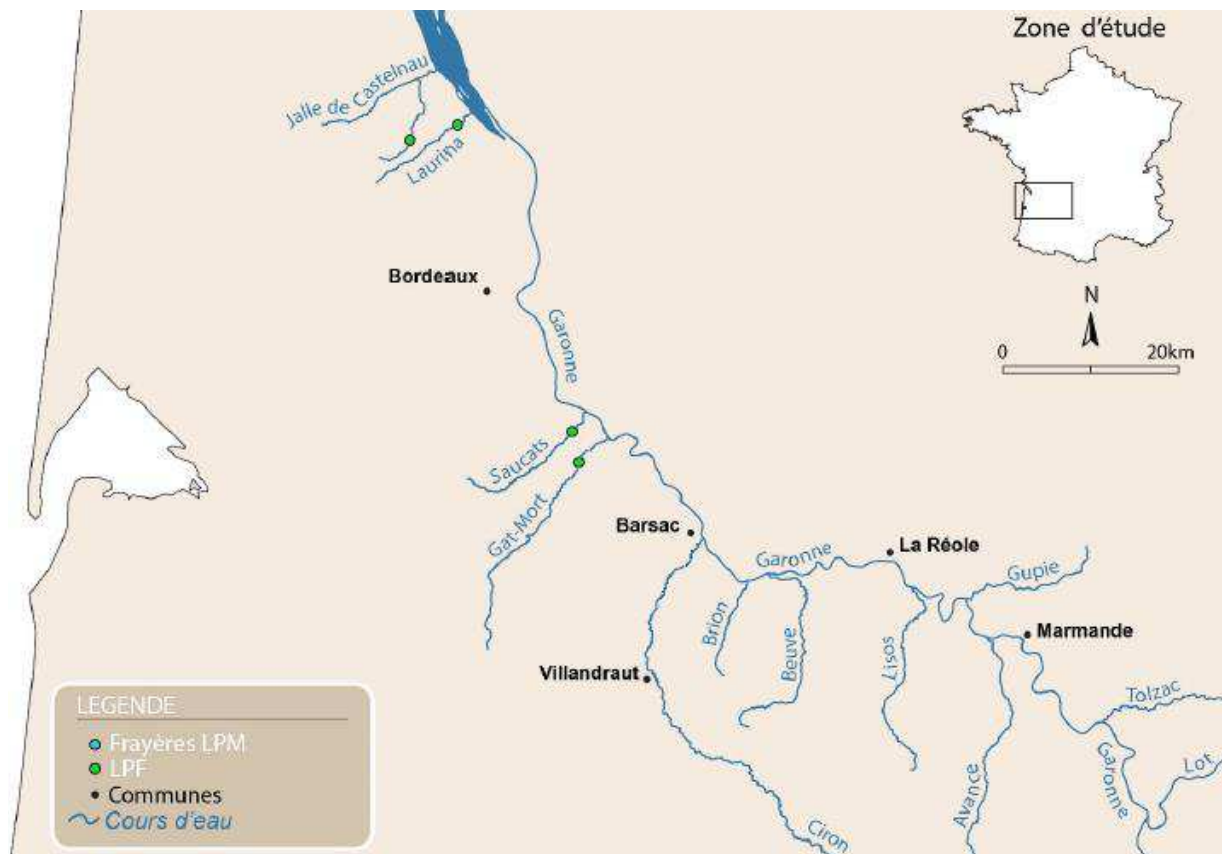


Figure 8 : Localisation des nids de lamproie fluviatile observés en 2016 sur le bassin de la Garonne (d'après Gracia *et al.*, 2016).

En tout, en 2016, sur les affluents de la Garonne, 1 nid de lamproie fluviatile a été repéré sur le Gat-Mort (avec 5 individus actifs à l'intérieur) et un sur le Saucats. Des nids ont également été identifiés sur des affluents de la Gironde, la Laurina et la Louise (affluent de la Jalle de Castelnau).

2.3. LES LARVES

L'éclosion des œufs se produit au bout de 10 à 15 jours environ. La durée d'incubation dépend de la température, elle est de 3 semaines à 12°C (Kujawa *et al.*, 2018). Les pré-larves d'une taille de 4 à 5 mm s'enfouissent dans le substrat du nid et se nourrissent sur leur réserve vitelline.

Au bout de quelques jours, les larves ou ammocètes quittent le nid, la nuit (Zvezdin *et al.*, 2016, 2017) : c'est l'émergence. Les ammocètes d'une taille proche de 7 mm sortent du nid et sont entraînées par le courant, en restant sur le fond du cours d'eau (Pavlov *et al.*, 2014). Elles cherchent des biotopes constitués de sable et de vase avec présence de matière organique dans lesquels elles s'enfouissent. Elles vont alors se construire un terrier qu'elles consolident avec du mucus. C'est au moment de l'émergence que les larves sont les plus vulnérables, par prédation des vairons, perches, chabots et anguilles (Taverny et Elie, 2010).

Au fur et à mesure de leur croissance les larves vont rechercher des zones avec de plus en plus de débris organiques grossiers. Leur dispersion peut être influencée par les crues (facteur important de redistribution) et la température (évitement de températures excédant 19°C).

Les ammocètes sont caractérisées par l'absence du disque buccal, et le faible développement des yeux et des nageoires. Non parasites, elles filtrent l'eau et se nourrissent de débris organiques en suspension dans l'eau. Sous nos latitudes, leur croissance dure entre 4 et 6 ans.

2.3.1. Indicateurs d'abondance des juvéniles sur le bassin de la Garonne

Les indicateurs de présence des larves sur le bassin de la Garonne proviennent majoritairement du réseau RHP de l'AFB et des pêches spécifiques « ammocètes » mis en place par MIGADO en 2015.

2.3.1.1. Réseau RHP

Les informations issues des pêches électriques d'inventaire réalisées dans le cadre du RHP ne permettent pas d'accéder à l'abondance relative des ammocètes mais peuvent renseigner sur leur présence. En effet, le mode opératoire classique utilisé pour la capture des poissons convient peu à la capture des larves de lamproies. Comme elles ne sont pas la cible de la pêche, leurs captures peuvent être jugées comme étant accessoires et peu représentatives.

Les captures signalant des lamproies fluviatiles supposent une détermination basée uniquement sur l'observation du stade macrophthalmia, soit à la fin de la métamorphose de la larve en adulte, période où la lamproie fluviatile devient différenciable de la lamproie de planer. En milieu naturel, cette écophase est observable à partir des mois de septembre-octobre.

Les recherches ont été effectuées pour les pêches réalisées entre 1995 et 2015. Pour cette période, il y a 678 opérations de pêche réalisées par le CSP puis l'Onema (aujourd'hui AFB) dans le cadre d'études diverses ou de réseaux de suivi des peuplements de poissons dont l'AFB est responsable. Elles sont situées sur le cours principal de la Garonne ou sur ses affluents (Figure 8).

Des larves de lamproie fluviatile ont été capturées sur 4 stations RHP, uniquement sur des affluents de la partie basse de la Garonne, sous influence de la marée dynamique. La plupart des captures ont été réalisées en 1995, au mois de mai ou juin, donc à prendre avec précaution (cas du Ciron, du Gat-Mort et de la Jalle de Blanquefort). La capture la plus récente date de 2001 sur l'Eau Bourde.

Le réseau RHP confirme que la lamproie fluviatile se reproduit parfois sur certains affluents de la Garonne.

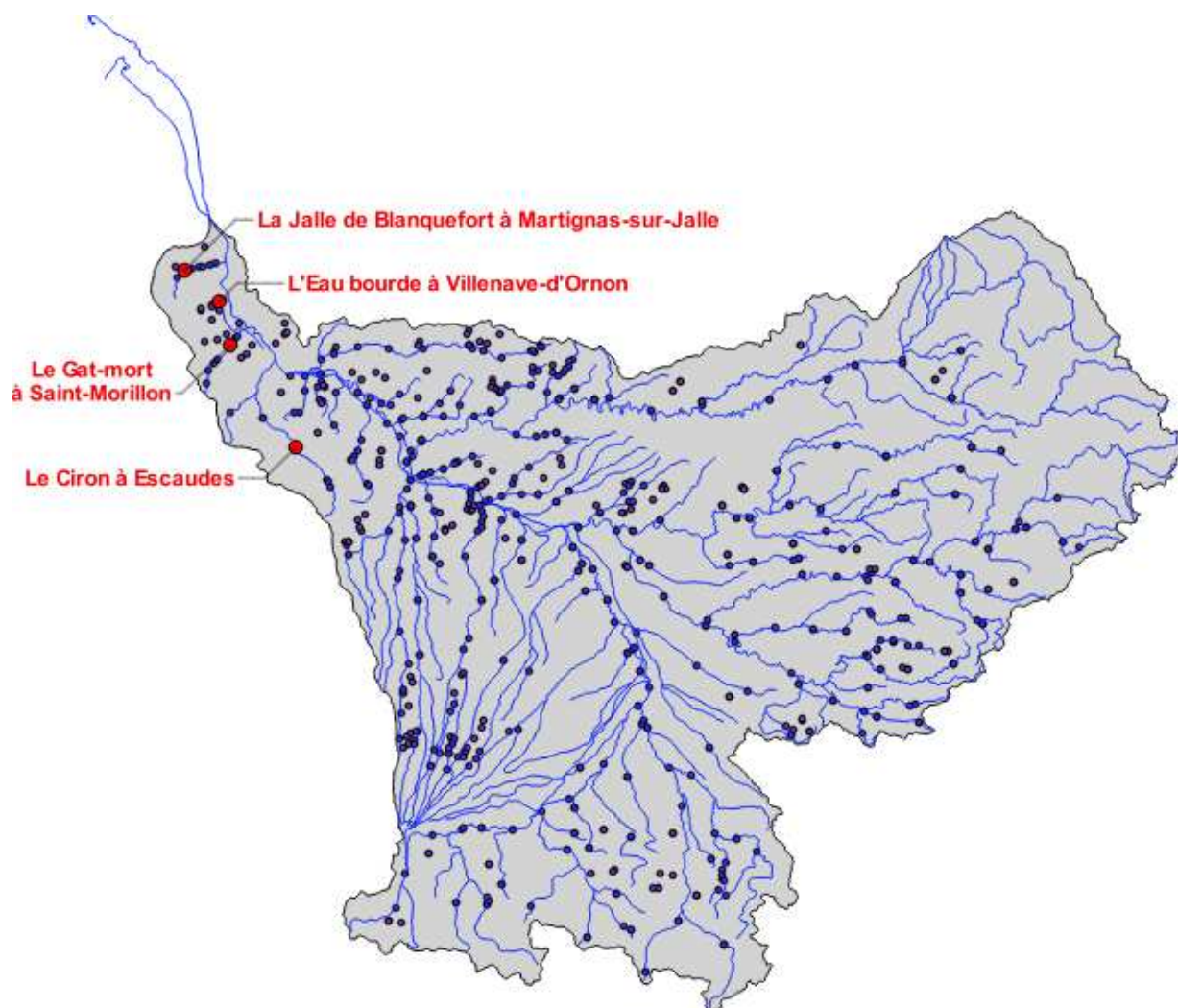


Figure 9 : Localisation des stations RHP du bassin de la Garonne (points noirs) dans la période 1990-2015. Les stations avec présence supposée de lamproie fluviatile sont représentées par des points rouges.

2.3.1.2. Pêches spécifiques ammocètes

2.3.1.2.1. Méthodologie

Le protocole de pêche mis en œuvre est inspiré de celui proposé par Harvey et Cowx, (2003), et adapté par MIGADO (Gracia et al., 2016).

Dans un premier temps un repérage des sites propices est effectué, leur cartographie est réalisée selon plusieurs critères (type de substrat, granulométrie, vitesse du courant, contexte morphodynamique, ambiance organique...). Des stations de pêche sont définies à partir de cette cartographie, à l'échelle d'un mésohabitat. Elles peuvent s'étendre sur plusieurs dizaines de m².

Les ammocètes sont ensuite échantillonnées par pêche électrique, un minimum de 2 à 3 passages sont effectués par station. Une fois anesthésiées dans une solution d'Eugénol, la biométrie des ammocètes est réalisée. Leur âge est déterminé à travers l'étude des histogrammes des classes de taille.

Ce suivi est effectif depuis 2011 sur la Dordogne et 2015 sur la Garonne. Sur la Garonne, 19 stations ont été inventoriées en 2015 et 32 stations en 2016 et 2017, principalement en aval de la confluence du Lot et sur certains affluents (Figure 10).

2.3.1.2.2. Résultats

En 2015 seulement 1 individu a été capturé sur les 19 stations inventoriées, au niveau de la station de Nicole, en aval de la confluence du Lot.

A la vue de ces résultats, ainsi que des suivis de l'activité de reproduction, les prospections de 2016 et 2017 se sont concentrées sur la Garonne en aval du Lot, le Lot en aval d'Aiguillon, le Ciron et le Gat-mort (Figure 10).

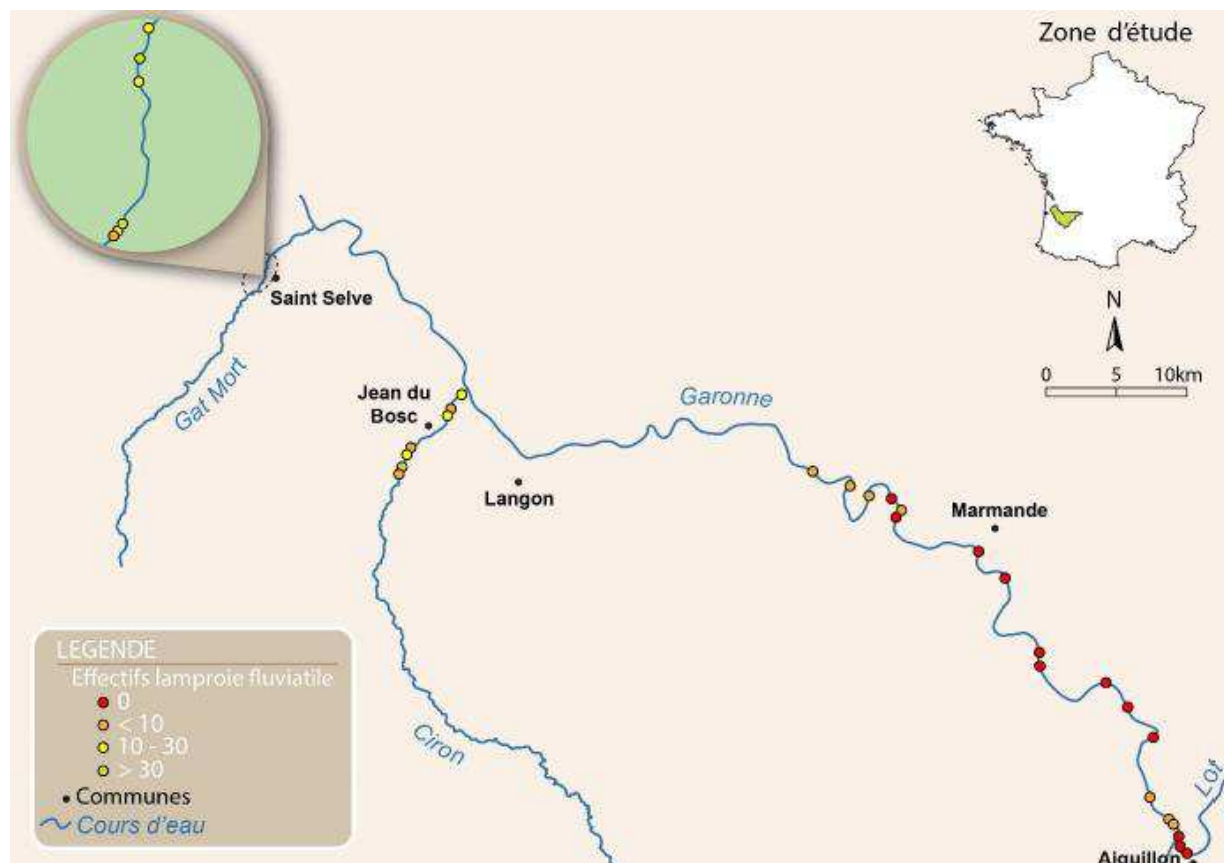


Figure 10 : Localisation des stations de pêche ammocètes et effectifs de lamproie fluviatile inventoriés en 2016 (Gracia et al., 2016).

Au total en 2016, 280 larves de lamproie fluviatile ont été capturées. Les plus grosses densités sont trouvées sur le Gat-Mort et le Ciron. Des individus sont capturés en faibles densités sur la Garonne jusqu'à la confluence du Lot.

La recherche d'habitats favorables s'est avérée très difficile sur la Garonne. Il semblerait qu'ils soient très marginaux notamment en amont de Marmande. Le stock larvaire serait principalement localisé sur les affluents.

2.4. LES SUBADULTES

A la fin de leur vie larvaire, les lamproies cessent de croître et commencent à accumuler des lipides dans leurs tissus. L'élévation de la température de l'eau est une condition pour que la métamorphose des larves de lamproie débute (Taverny et Elie, 2010). Elle commence en période estivale et dure de 3 à 9 mois (août à avril). Les tailles des individus sont alors de 80 à 147 mm.

La métamorphose a été décrite en 7 stades différents au cours desquels les larves acquièrent petit à petit les caractères morpho-anatomiques de l'adulte : apparition des yeux, formation du

disque buccal, individualisation des pores branchiaux, différenciation et développement des nageoires. Le dernier stade de cette métamorphose est appelé macrophthalmia.

A l'issue de cette phase, les sub-adultes ont acquis une grande capacité d'osmorégulation. Il s'en suit une migration de dévalaison qui les mène jusqu'aux eaux des milieux estuarien et marin. La migration se déroule plutôt de nuit (Maitland, 2003), et serait favorisée par les coups d'eau (Taverny et Elie, 2010 ; Pavlov *et al.*, 2017).

C'est aussi le début de leur alimentation en tant que parasite. Il est admis que l'estuaire joue un rôle de nourricerie pour les subadultes à la recherche de leur première proie.

2.4.1. Indicateur d'abondance des subadultes sur le bassin de la Gironde

2.4.1.1. Suivi de la faune circulante IRSTEA

Ce suivi est basé sur l'échantillonnage, à l'aide de filets de surface et de fond déplacés par un bateau, de la faune de l'estuaire au niveau de la centrale du Blayais. L'échantillonnage est réalisé au niveau de 4 transects situés de part et d'autre du rejet de la centrale, tous les mois, de jour, entre la moitié du flot et l'étape de pleine mer (Lobry *et al.*, 2016 ; Lobry et Castelnaud, 2015). Ce suivi est réalisé depuis l'année 1982.

10 individus de lamproie fluviatile seulement ont été capturés entre 1999 et 2007. Globalement, lorsqu'il y a des captures de lamproie fluviatile, elles restent faibles (1 à 3 individus).

Les individus capturés mesuraient entre 115 et 145 mm, pour un poids allant de 1.3 à 6 g.

2.4.1.2. Suivi du circuit de refroidissement du CNPE du Blayais

En 1981-1982, le suivi des macro-organismes pompés par les têtes d'aspiration du circuit de refroidissement du CNPE du Blayais et piégés sur les filtres a permis de montrer une présence des lamproies fluviatiles dévalantes à deux moments de l'année à ce niveau de l'estuaire (Figure 11) :

- Une première série de dévalant échantillonnée d'août jusqu'au début du mois de novembre. Elle correspond aux deux tiers des effectifs piégés,
- Une deuxième série, correspondant au tiers restant, capturée aux mois de mai-juin.

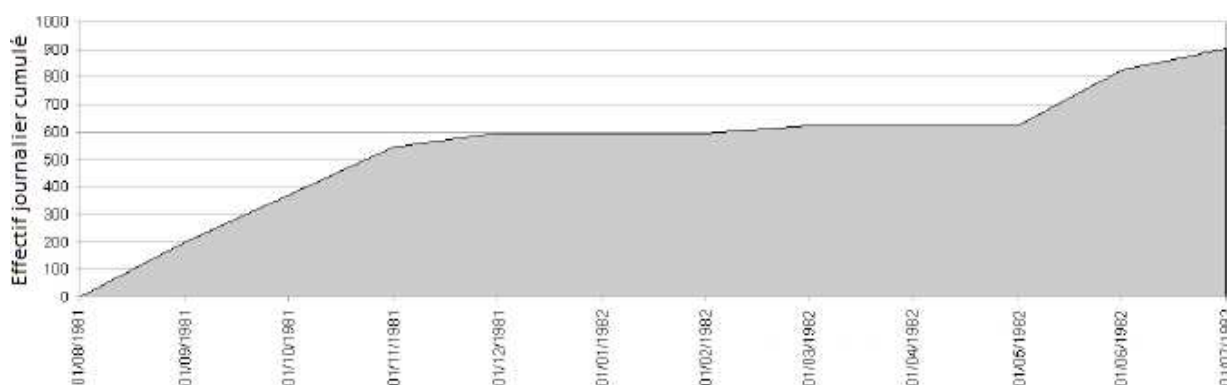


Figure 11 : Quantités journalières cumulées de subadultes de lamproie fluviatile capturées au niveau du CNPE du Blayais entre août 1981 et juillet 1982 (d'après les données de Boigontier et Mounié 1982 in Taverny et Elie 2009).

D'après ces informations, l'arrivée des subadultes dans l'estuaire commencerait au mois de mai et se prolongerait jusqu'à fin octobre. La durée de la période de passage s'étalerait donc sur 6 mois.

3. DISCUSSION - CONCLUSION

Le cycle de la lamproie fluviatile est complexe et il demeure encore des zones d'ombre sur le déroulement de ce cycle sur le bassin ainsi que sur la biologie de cette espèce en général.

Il y a très peu d'informations quant à la fréquentation du bassin Garonne par la lamproie fluviatile. Il est admis que les géniteurs colonisent l'axe principal au moins jusqu'au barrage de Beauregard. Des informations ponctuelles sont disponibles quant à l'observation de nids sur les affluents de la partie aval du bassin Garonne (notamment sur le Ciron et le Gat-Mort). Les observations sur le cours principal sont quasiment impossibles du fait de la turbidité importante de la Garonne pendant la période de reproduction. Enfin, des informations sur le stade larvaire, sont disponibles depuis 2015 seulement, avec la mise en place d'un réseau de pêche « ammocètes ». Très peu de larves de lamproies fluviatiles sont capturées sur l'axe principal, la majorité du stock larvaire se situerait sur les affluents de la partie aval du bassin.

Avec les informations disponibles, il est impossible pour l'heure de se faire une idée de l'état de la population.

Une des principales interrogations cependant concerne l'origine des géniteurs qui fréquentent le bassin de la Garonne. En effet, l'espèce ne retourne pas forcément se reproduire dans sa rivière natale ni même dans son bassin versant d'origine. Le stock Garonne provient-il majoritairement du bassin ? d'autres bassins français ? Européen ? Améliorer les connaissances à ce sujet permettrait de définir une échelle de gestion cohérente.

4. BIBLIOGRAPHIE :

Aronsuu, K., 2015. Lotic life stages of the European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*): anthropogenic detriment and rehabilitation 82.

Cocula-Vaillières, A.M., 1981. La Dordogne des bateliers. Tallandier.

Ducasse, J., Leprince, Y., 1980. Etude préliminaire de la biologie des lamproies dans les bassins de la Garonne et de la Dordogne. ENITEF, CEMAGREF, Bordeaux.

Foulds, W.L., Lucas, M.C., 2013. Extreme inefficiency of two conventional, technical fishways used by European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*). *Ecological Engineering* 58, 423–433. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.038>

Gaudron, S.M., Lucas, M.C., 2006. First evidence of attraction of adult river lamprey in the migratory phase to larval odour. *Journal of Fish Biology* 68, 640–644. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00937.x>

Gracia, S., Caut, I., Carry, L., 2016. Suivi de la lamproie marine sur la Dordogne et la Garonne. Année 2016.

Harvey, J.P., Cowx, I.G., 2003. Monitoring the river, brook and sea lamprey: *Lampetra fluviatilis*, *L. planeri* and *Petromyzon marinus*. English Nature, Peterborough.

Huggins, R.J., Thompson, A., 1970. Communal spawning of brook and river lampreys, *Lampetra planeri* Bloch and *Lampetra fluviatilis* L. *Journal of Fish Biology* 2, 53–54. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1970.tb03256.x>

Jang, M.-H., Lucas, M.C., 2005. Reproductive ecology of the river lamprey. *Journal of Fish Biology* 66, 499–512. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00618.x>

Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2011. Les poissons d'eau douce de France, Biotope Editions, Publications scientifiques du Muséum. ed.

Kemp, P.S., Russon, I.J., Vowles, A.S., Lucas, M.C., 2011. The influence of discharge and temperature on the ability of upstream migrant adult river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) to pass experimental overshot and undershot weirs. *River Research and Applications* 27, 488–498. <https://doi.org/10.1002/rra.1364>

Kujawa, R., Fopp-Bayat, D., Cejko, B.I., Kucharczyk, D., Glińska-Lewczuk, K., Obolewski, K., Biegaj, M., 2018. Rearing river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) larvae under controlled conditions as a tool for restitution of endangered populations. *Aquaculture International* 26, 27–36. <https://doi.org/10.1007/s10499-017-0190-6>

Lasne, E., Sabatié, M.-R., Evanno, G., 2010. Communal spawning of brook and river lampreys (*Lampetra planeri* and *L. fluviatilis*) is common in the Oir River (France): Communal spawning of river and brook lampreys. *Ecology of Freshwater Fish* 19, 323–325. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00428.x>

Maitland, P.S. (Peter), 2003. Ecology of the river, brook and sea lamprey: *Lampetra fluviatilis*, *Lampetra planeri* and *Petromyzon marinus*. English Nature, Peterborough.

Pavlov, D.S., Nazarov, D.Y., Zvezdin, A.O., Kucheryavyy, A.V., 2014. Downstream migration of early larvae of the European river lamprey *Lampetra fluviatilis*. *Doklady Biological Sciences* 459, 344–347. <https://doi.org/10.1134/S0012496614060039>

Pavlov, D.S., Zvezdin, A.O., Kostin, V.V., Tsimbalov, I.A., Kucheryavyy, A.V., 2017. Temporal characteristics of downstream migration of smolts of the European river lamprey *Lampetra fluviatilis* in the Chernaya River. *Biology Bulletin* 44, 290–295. <https://doi.org/10.1134/S1062359017030062>

PLAGEPOMI, 2015. Plan de Gestion des Poissons Migrateurs Garonne Dordogne Charente Seudre Leyre 2015-2019.

- Rougemont, Q., Gaigher, A., Lasne, E., Côte, J., Coke, M., Besnard, A.-L., Launey, S., Evanno, G., 2015. Low reproductive isolation and highly variable levels of gene flow reveal limited progress towards speciation between European river and brook lampreys. *Journal of Evolutionary Biology* 28, 2248–2263. <https://doi.org/10.1111/jeb.12750>
- Sjöberg, K., 1980. Ecology of the European River Lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in Northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1974–1980. <https://doi.org/10.1139/f80-238>
- Taverny, C., Elie, P., 2010. Les Lamproies en Europe de l'Ouest, Cémagref, Cirad, Ofremer, Inra. ed, Guide pratique. Quae.
- Taverny, C., Elie, P., 2009. Bilan des connaissances biologiques et de l'état des habitats des lamproies migratrices dans le bassin de la Gironde - Propositions d'actions prioritaires (No. Etude n°123). CEMAGREF, Groupement de Bordeaux.
- Tsimbalov, I.A., Kucheryavyi, A.V., Pavlov, D.S., 2018. Results of Hybridization between Anadromous and Resident Forms of European River Lamprey *Lampetra fluviatilis*. *Journal of Ichthyology* 58, 122–125. <https://doi.org/10.1134/S0032945218010137>
- Tummers, J.S., Winter, E., Silva, S., O'Brien, P., Jang, M.-H., Lucas, M.C., 2016. Evaluating the effectiveness of a Larinier super active baffle fish pass for European river lamprey *Lampetra fluviatilis* before and after modification with wall-mounted studded tiles. *Ecological Engineering* 91, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.046>
- Tuunainen, P., Ikonen, E., Auvinen, H., 1980. Lampreys and Lamprey Fisheries in Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1953–1959. <https://doi.org/10.1139/f80-235>
- Valtonen, T., 1980. European River Lamprey (*Lampetra fluviatilis*) Fishing and Lamprey Populations in some Rivers Running into Bothnian Bay, Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1967–1973. <https://doi.org/10.1139/f80-237>
- Zvezdin, A.O., Pavlov, D.S., Kucheryavyi, A.V., Tsimbalov, I.A., 2017. Experimental study of the European river lamprey, *Lampetra fluviatilis* (L.), migratory behavior in the period of initial dispersion of juveniles. *Inland Water Biology* 10, 209–218. <https://doi.org/10.1134/S1995082917020183>
- Zvezdin, A.O., Pavlov, D.S., Nazarov, D.Y., Kucheryavyi, A.V., 2016. Photopreferendum of migratory and nonmigratory larvae of European river lamprey *Lampetra fluviatilis*. *Journal of Ichthyology* 56, 171–173. <https://doi.org/10.1134/S0032945216010185>



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse des risques « lamproie fluviatile » sur le bassin de la Garonne Note explicative



Lamproies fluviatiles en train de frayer (MNHN©)

Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse de risques « lamproie fluviatile » sur le bassin de la Garonne. Note explicative. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE	5
2. LES ENJEUX.....	5
2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LA LAMPROIE FLUVIATILE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE	5
2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A LA LAMPROIE FLUVIATILE	6
2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON.....	8
3. LES ALEAS	9
3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE	10
3.1.1. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles</i>	10
3.1.2. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues</i>	10
3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	11
3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	11
3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS.....	12
3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PECHE	13
3.6. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS	13
4. LA VULNERABILITE	14
4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE	15
4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	16
4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	17
4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT	17
5. LE RISQUE.....	17
5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL	17
5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS	18
5.2.1. <i>Cas de la micropollution</i>	18
5.2.2. <i>Cas des passages des subadultes dans les turbines des centrales hydroélectriques</i>	28
6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE	29
7. BIBLIOGRAPHIE.....	30
7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT	30
7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA	30

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE

Le groupement ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag a proposé de mener une analyse de type Aléa/Vulnérabilité/Risque (AVR) pour la lamproie fluviatile sur l'ensemble des secteurs du bassin de la Garonne où cette espèce est susceptible de réaliser une partie de son cycle biologique.

Cette analyse a pour but de :

- présenter de manière synthétique l'influence des pressions et des impacts sur le cycle de vie de la lamproie fluviatile,
- identifier et localiser les secteurs de l'axe Garonne correspondant à une altération avérée ou pressentie du cycle de la lamproie fluviatile.

Il est nécessaire d'ores et déjà ici d'apporter quelques précisions sur les termes qui vont être utilisés dans la suite de cette note et de l'analyse de risque.

Le cycle de la lamproie fluviatile est un enchaînement de plusieurs stades de développement qui conduit au renouvellement de l'espèce. **Un enjeu** va être constitué par le déroulement d'une partie de ce cycle (reproduction, développement des œufs et des alevins sous les graviers, dévalaison des smolts, montaison des géniteurs, etc...). Un enjeu se déroule sur une partie du bassin (**un tronçon**) à une certaine **période**.

L'**aléa** correspond à un **paramètre** qui peut constituer une gêne, une entrave (impact faible à modéré) ou un danger (impact fort ou très fort) vis-à-vis d'un **enjeu**. Un aléa est « quantifié » par un **indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des jeux de **données** disponibles (ex : nombre de jours par période au-dessus ou en-dessous de certains seuils, % de la surface des affleurements de roche-mère par rapport à la surface totale d'un tronçon ...).

Les aléas entraînent des pressions et /ou des impacts plus ou moins intenses sur les différents enjeux que nous avons codés, à chaque fois, sur **une échelle de 0 à 3**.

La **vulnérabilité** est la fragilité, la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité. Cette vulnérabilité est codée **sur 3 niveaux** : niveau 1, perturbation de la réalisation de l'enjeu, niveau 2, dégradation de la réalisation de l'enjeu, niveau 3, non réalisation de l'enjeu.

Enfin le risque est défini par le croisement (multiplication) entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu face à cet aléa (donc risque égal à 0, 1, 2, 3, 4, 6 et 9).

Nous détaillons ci-dessous la totalité de la méthodologie et des décisions adoptées pour cette analyse de risque (définitions des enjeux, des tronçons et des périodes de déroulement des enjeux, définitions des indicateurs d'aléas, des échelles qualitatives adoptées...).

2. LES ENJEUX

2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LA LAMPROIE FLUVIATILE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE

Le cycle biologique de la lamproie fluviatile est un enchaînement de stades de développement, depuis l'union des cellules sexuelles jusqu'à la mort, qui conduit au renouvellement de l'espèce (Figure 1).

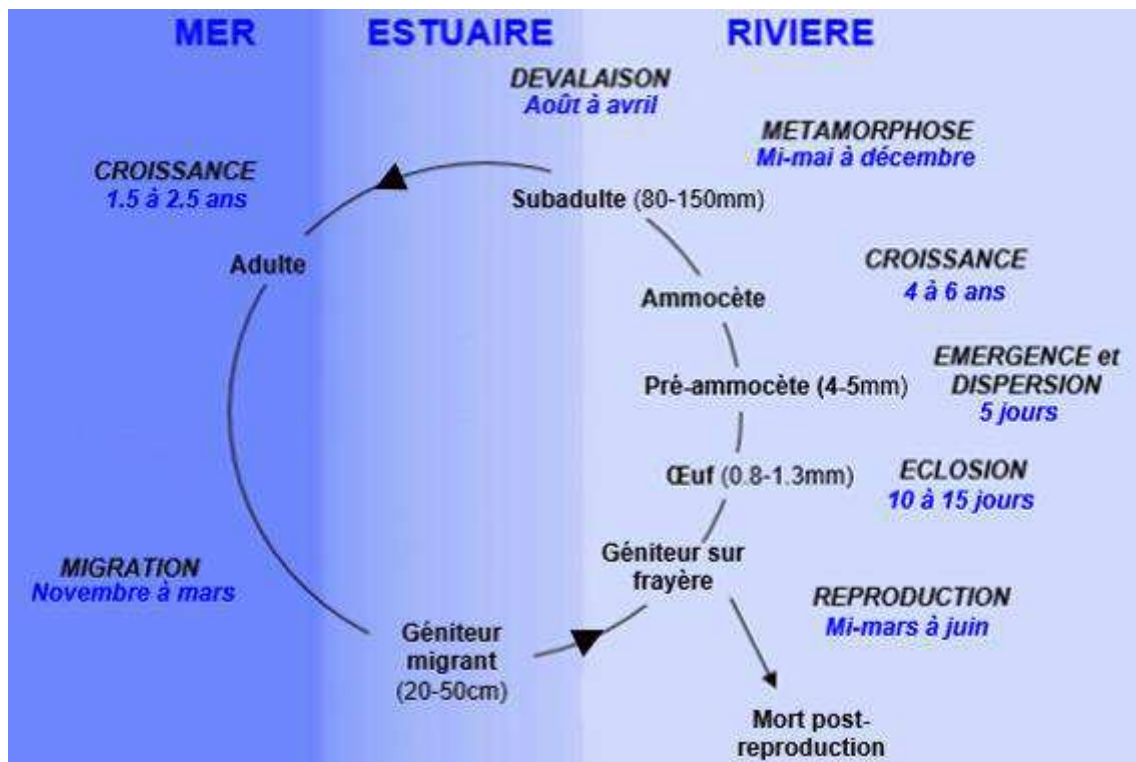


Figure 1 : Cycle biologique de la lamproie fluviatile sur le bassin de la Garonne.

Il a été choisi de distinguer **5 enjeux** qui se déroulent sur le bassin de la Garonne sur différents tronçons et à différentes périodes de l'année :

1. **La vie sous graviers** : elle concerne les œufs fécondés pendant la période d'incubation puis le développement des pré-larves jusqu'à leur émergence de la frayère ;
2. **La croissance des ammocètes** dans les lits à ammocètes ;
3. **La dévalaison des subadultes jusqu'à l'océan** ;
4. **La migration génésique des adultes jusqu'aux zones de frayère** ;
5. **La reproduction des adultes.**

Chacun de ces enjeux peut se dérouler seulement sur une partie du bassin (1 ou plusieurs tronçons) ou bien sur le bassin dans son intégralité, et à une période de l'année qui peut être plus ou moins large.

2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A LA LAMPROIE FLUVIATILE

Dans un premier temps, une sectorisation hydro-morphologique « en grand » a été réalisée en considérant les principales confluences Garonne / affluent, d'une part, et le découpage des masses d'eau de transition ou littorale d'autre part.

Ensuite, au sein de ces tronçons hydro-morphologiques homogènes, des sous-tronçons ont été définis pour prendre en compte les principaux obstacles à la continuité piscicole, les portions de Garonne les plus artificialisées (traversée de Toulouse, retenue de Malause), les classements réglementaires (article L214-17 du code de l'environnement).

Au final, pour la lamproie fluviatile, le bassin de la Garonne a été découpée en 7 tronçons (Tableau 1, Figure 2).

Tableau 1 : Les 7 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risque lamproie fluviatile.

Code	Intitulé	Longueur (km)
T1	Estuaire de la Gironde	75
T2	La Garonne de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne	84.9
S1	Le Saucats à l'aval du château de la Prade	5.2
GM1	Le Gat-Mort en aval du pont de la D219	10
C1	Le Ciron en aval de la confluence du ruisseau de la Citadelle	23.2
T3	La Garonne de la confluence du Lot à la Confluence du Dropt	68.9
T4	La Garonne de Malause à la confluence du Lot	73.7



Figure 2 : Les 7 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risque lamproie fluviatile.

En fonction des tronçons, une ou plusieurs phases du cycle biologique de la lamproie fluviatile, plusieurs enjeux donc, peuvent s'y dérouler (Tableau 2). Par exemple, l'ensemble des enjeux précédemment identifiés vont se dérouler sur le tronçon 3, mais le tronçon 2 n'est concerné que par la migration des géniteurs (enjeux 4) et la dévalaison des subadultes (enjeu 3).

Tableau 2 : Liste des enjeux pris en compte sur les différents tronçons pour l'analyse de risque lamproie fluviatile.

	Enjeu 1 : Vie sous graviers	Enjeu 2 : Croissance des ammocètes	Enjeu 3 : Dévalaison sub-adulte	Enjeu 4 : Migration géniteur	Enjeu 5 : Reproduction
T1					
T2					
S1					
GM1					
C1					
T3					
T4					

2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DEROULE UN ENJEU SUR UN TRONÇON

Chaque enjeu se déroule sur un ou plusieurs tronçons à une période donnée. En fonction des tronçons, les périodes de déroulement d'un même enjeu vont différer. Par exemple, il y a un décalage temporel entre l'arrivée des géniteurs en estuaire et leur arrivée sur les tronçons amont.

Les périodes de présence ont été définies par enjeu et par tronçon en utilisant différents jeux de données et en faisant des extrapolations (Tableau 3) :

- Enjeu 5 (reproduction) : à partir des observations réalisées lors des suivis de la reproduction effectués sur le bassin par MIGADO, il a été considéré que la reproduction se déroule au même moment quel que soit le tronçon considéré, **à partir du 1^{er} avril, jusque fin mai.**
- Enjeu 1 (vie sous graviers) : en fonction de la période de reproduction. **La vie sous graviers commence dès le début de la reproduction (1^{er} avril)** et se prolonge jusqu'à l'émergence des larves issus des dernières pontes, soit un mois après les dernières pontes (30 juin).
- Enjeu 2 (croissance des ammocètes) : **elle commence après l'émergence des larves, dure de 4 à 6 ans et se termine dès le début de la dévalaison des subadultes, à savoir à partir du mois d'août.**
- Enjeu 3 (dévalaison des subadultes) : on dispose de très peu d'information sur le sujet. La littérature considère que le dévalaison des subadultes **commence au mois d'août et se poursuit jusqu'à fin avril.**
- Enjeux 4 (migration des géniteurs) : se déroule globalement sur le bassin Garonne entre **novembre et mars.**

Tableau 3 : Périodes retenues pour les 5 enjeux lamproie fluvatile et les 7 tronçons du bassin de la Garonne.

Tronçons	Enjeu 1 : Vie sous graviers	Enjeu 2 : Croissance des ammocètes	Enjeu 3 : Dévalaison sub-adulte	Enjeu 4 : Migration géniteur	Enjeu 5 : Reproduction
T1			01/08 à 30/04	01/11 au 31/03	
T2			01/08 à 30/04	01/11 au 31/03	
S1	01/04 au 30/06	01/01 au 31/12	01/08 à 30/04	01/11 au 31/03	01/04 au 31/05
GM1	01/04 au 30/06	01/01 au 31/12	01/08 à 30/04	01/11 au 31/03	01/04 au 31/05
C1	01/04 au 30/06	01/01 au 31/12	01/08 à 30/04	01/11 au 31/03	01/04 au 31/05
T3	01/04 au 30/06	01/01 au 31/12	01/08 à 30/04	01/11 au 31/03	01/04 au 31/05
T4	01/04 au 30/06	01/01 au 31/12	01/08 à 30/04	01/11 au 31/03	01/04 au 31/05

3. LES ALEAS

Définition : Un aléa correspond donc à un paramètre qui peut constituer **une gêne, une entrave ou un danger vis-à-vis du déroulement d'un enjeu.**

Un aléa est « quantifié », chaque fois que c'est possible, par **un indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des **données disponibles**.

Avec les jeux de données récoltés depuis le début de l'étude, plusieurs types d'aléas ont pu être considérés :

- Physico-chimie : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de physicochimie sur la période 1971-2014 35 stations), de l'AFB (données continues de température sur la période 2005-2016, 4 stations), de MIGADO (données journalières de température sur la période 1993-2016, 5 stations de contrôle), du réseau MAGEST (données continues température-oxygène-MES sur la période 2005-2015, 4 stations) ;
- Hydromorphologie : Les données utilisées ici sont issues d'une analyse diachronique par photo interprétation entre une situation de référence (BD ORTHO® Historique des années 50 fournie par l'IGN) et la situation actuelle. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir être menée sur l'ensemble du linéaire étudié de manière homogène. Elle fournit à la fois des données **sur l'état morphologique actuel** de la Garonne et des **grandes tendances d'évolution depuis 1950**. Cette approche est complétée par l'intégration de données issues d'études existantes.
- Hydrologie : à partir des données de la banque HYDRO dont les chroniques dépendent des dates de mise en services des différentes stations (3 stations et également des tendances possibles depuis 1950) ;
- Obstacles et aménagements (hydroélectriques ou autres) : à partir des données du Réseaux d'Obstacle à l'Ecoulement (ROE) de l'AFB (version 2017) et d'études plus précises auxquelles nous avons eu accès (sources : AFB, EDF, FDAAPPMA, MIGADO, ECOGEA...) ;
- Capture accidentelle : aléas essentiellement liés à la pratique de la pêche des amateurs aux engins et de la pêche professionnelle. Ces aléas ont été qualifiés à partir des textes réglementaires encadrant les différentes pratiques, les caractéristiques techniques des engins utilisables, des effectifs de pratiquants par catégories.

La période prise en compte pour l'analyse de risques « lamproie fluvatile » a été déterminée dans le but de maximiser le nombre d'indicateurs disponibles, tout en considérant une période assez longue pour intégrer des variations interannuelles. Le jeu de données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne s'est beaucoup étoffé à partir de 2005 (notamment pour le

suivi des micropolluants). **La période choisie concerne donc 13 années, de 2005 à 2017 lorsque c'était possible.**

3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHEMIE

Les principaux paramètres de la **physico-chimie « classique »** pris en compte pour l'analyse sont :

- La température en °C,
- L'oxygène dissous en mg/l,
- Le pH,
- L'ammoniac non ionisé en µg/l,

Les aléas de « micropollution » (pesticides, métaux ...) ne peuvent pas, en l'état des connaissances, faire l'objet du même traitement : niveau d'aléa X vulnérabilité = Risque. Ils sont quand même inclus dans cette analyse, mais sont traités différemment selon une méthode présentée dans un chapitre dédié (§ 7).

3.1.1. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles

Pour les indicateurs d'aléas issus des données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, les données récoltées **sur l'ensemble des stations comprises dans un tronçon dans la période 2005-2014 ont été compilées**. L'indicateur d'aléa prend la forme d'un nombre de mesures parmi toutes celles réalisées, donc un pourcentage de mesures, dans des plages de valeurs pouvant être problématiques, plages de valeurs que l'on définit ci-après.

3.1.2. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues

Pour les indicateurs issus des autres sources de données (concernant principalement le suivi thermique ou l'oxygène du réseau MAGEST), **une station est sélectionnée par tronçon**, la station ayant le plus de données ou la station étant située la plus en aval lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon (Figure 3).

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas à partir de ces données continues sont propres à chaque station, toutes les stations n'ayant pas été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ». La quantification de l'indicateur d'aléa prend une **forme combinée** 1) d'un % de temps durant lequel la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles la variable a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

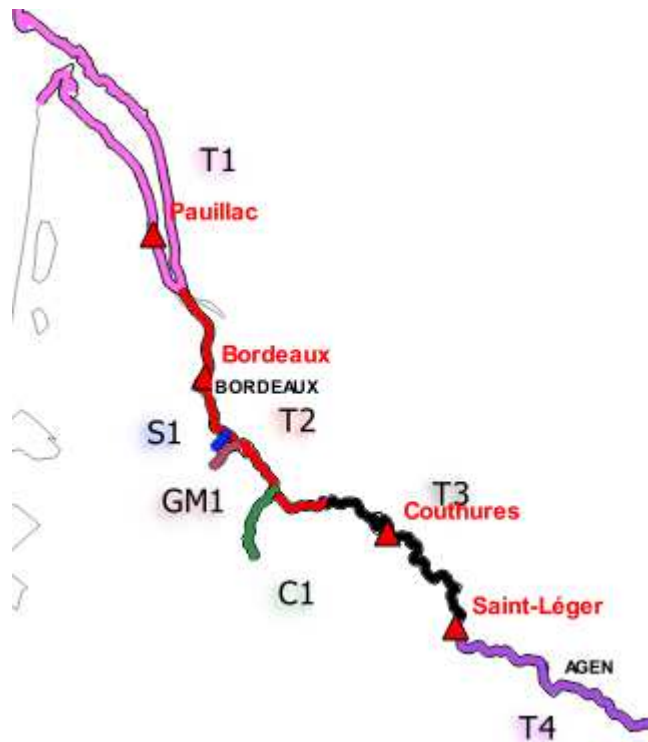


Figure 3 : Les 4 stations de suivi thermique continu retenues pour l'analyse.

3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Les descripteurs de la dynamique fluviale obtenus par photo interprétation sont limités à des mutations marquées des cours d'eau. Les paramètres hydromorphologiques pris en compte sont quantifiés par tronçon en valeurs relatives pour une situation actuelle.

Ils peuvent aussi être quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires). Ils constituent alors **des « tendances »** et des éléments à considérer dans la réalisation actuelle du cycle biologique de la lamproie fluviatile.

3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Pour les indicateurs d'aléas en lien avec l'hydrologie, la variable ordinairement prise en compte est le débit moyen journalier.

Lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon, la station ayant le plus de données ou la station située la plus en aval est retenue (Figure 4).

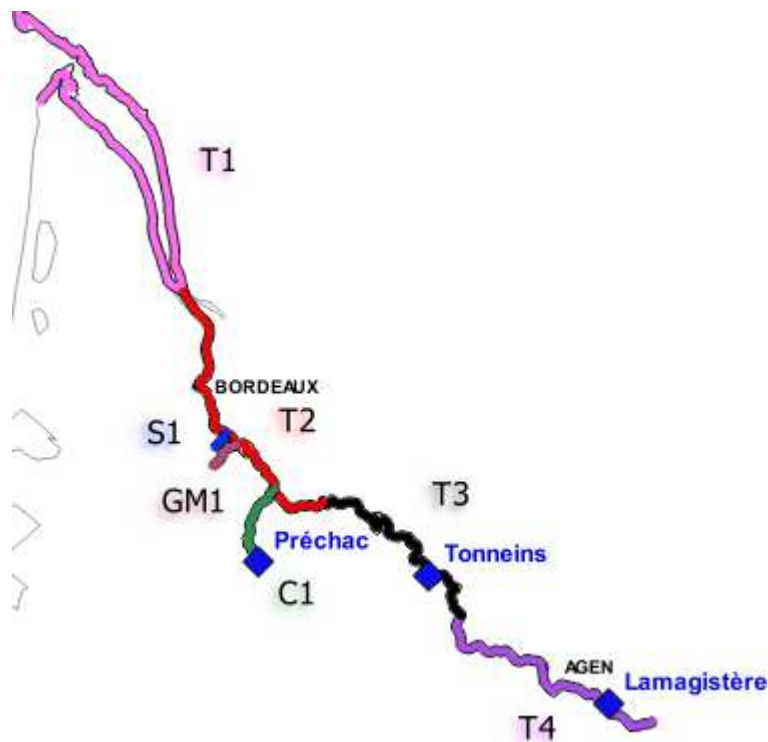


Figure 4 : Les 3 stations de la banque HYDRO utilisées.

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas sont propres à chaque station, les stations n'ayant pas toutes été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ».

La quantification de l'indicateur d'aléa prend la forme simple d'un % d'années sur la chronique pour lesquelles l'évènement arrive sur la période ciblée.

Exemple : survenue d'une crue quinquennale en période de vie sous graviers.

La plupart des risques liés à l'hydrologie sont des risques « naturels¹ ». Chaque fois que possible nous avons donc également calculé **une tendance « long terme »** afin de voir si ce risque « naturel » s'aggravait au fil du temps sous l'effet de probables causes anthropiques.

3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS

Les effets des ouvrages et des centrales hydroélectriques concernent de nombreux aspects du fonctionnement des hydrosystèmes (rupture totale ou partielle de la continuité écologique, modification de la morphologie, des écoulements, artificialisation des débits...). Les principaux indicateurs d'aléas utilisés dans l'analyse de risques sont :

- Le nombre cumulé d'ouvrages par tronçons, leur chute cumulée ;
- Le linéaire ennoyé par les retenues ainsi que leur surface ;
- Le linéaire cumulé des tronçons court-circuités par les aménagements ;

¹ Lié à des phénomènes naturels tels que l'hydrologie ou la température. Nous avons conscience qu'hydrologie comme température ne sont plus vraiment « naturels » car de nombreuses activités humaines les influencent mais de manière indirectes (modifications sur le bassin versant pour l'hydrologie par exemple, suppression du substrat alluvial, changement climatique pour la température...).

- La présence ou l'absence d'ouvrages de franchissement et l'estimation de l'efficacité de franchissement de l'ouvrage (par expertise et/ou issue des résultats du radiopistage) ;
- Les plages de fonctionnement des dispositifs de franchissement, en utilisant les données des stations de comptage, du radiopistage ou en utilisant les plages de débits pour lesquelles ils ont été dimensionnés ;

3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PECHE

Ils concernent l'activité de pêche (amateurs aux engins, professionnels fluviaux et marins). Ils se basent sur les informations récoltées auprès des différentes associations de pêcheurs (effectifs par catégories et par tronçons), sur les textes réglementaires encadrant les pratiques dans les différents départements concernés (périodes d'ouvertures et caractéristiques techniques des engins utilisés), sur les espèces recherchées et les périodes de pêche.

3.6. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS

Pour la présente analyse de risques, il est considéré que les aléas présentent 4 niveaux d'intensité de pression sur les enjeux :

- Niveau 0 : non détecté ;
- Niveau 1 : intensité faible ;
- Niveau 2 : intensité moyenne ;
- Niveau 3 : intensité forte.

Une des difficultés de l'exercice est de déterminer ce niveau d'intensité d'un aléa en fonction de la valeur des indicateurs d'aléas qui ont été calculés.

Dans la plupart des cas le niveau d'intensité des indicateurs d'aléas est directement lié à des dépassements d'un ou plusieurs seuils (en % du temps, % des années, % des données, % du tronçon ...). Le Tableau 4 énumère les principales règles suivies.

Tableau 4 : Principales règles appliquées pour la détermination des niveaux d'intensité des aléas

	Précisions sur les paramètres	Niveaux d'intensité	Règles appliquées
Physico-chimie classique	Effets létaux	1	<5% des données
		2	Entre 5 et 10 % des données
		3	>10% des données
	Effets sub-létaux	1	<25% des données
		2	Entre 25 et 50 % des données
		3	>50% des données
	Stress	1	<33% des données
		2	Entre 33 et 66 % des données
		3	>66% des données
Température continue et certains paramètres hydrologiques (débits de dysfonctionnement des PAP, débits favorables à l'apparition du bouchon vaseux...)		1	Moins de 10% du temps et de 80% des années
		2	10 à 40% du temps et 80% à 100% des années
		3	>40% du temps et 80% à 100% des années
Autres paramètres hydrologiques (Crues...)		1	Moins de 33 % des années
		2	Entre 33 et 66% des années
		3	Plus de 66% des années
Hydromorphologie (surface de roche mère, linéaire de retenue, linéaire de TCC)	Habitats	1	<15% du tronçon
		2	Entre 15 et 30 % du tronçon
		3	>30% du tronçon
Hydromorphologie (nombre de seuils géologiques)	Montaison	1	<0.5 par km
		2	Entre 0.5 et 1 par km
		3	>1 par km

4. LA VULNERABILITE

La vulnérabilité est **la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité**.

Trois niveaux de vulnérabilité ont été définis pour l'analyse de risque lamproie fluviale :

- Niveau 1 : perturbation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 2 : dégradation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 3 : non réalisation de l'enjeu.

Il est important de noter ici que la vulnérabilité se définit à l'échelle de la population et non à l'échelle individuelle.

Pour un aléa donné, il peut y avoir plusieurs niveaux de vulnérabilité. Par exemple la température va avoir des effets différents en fonction de son intensité et de l'enjeu considéré : stress, perturbation ou arrêt de l'alimentation, des déplacements, apparition d'effets sub-létaux, mortalité...

Une étude de la bibliographie internationale, reprenant des monographies, des articles scientifiques, des rapports d'études, des synthèses bibliographiques, des actes de colloques, des guides méthodologiques (voir chapitre bibliographie) a permis de déterminer des plages de

vulnérabilité pour de nombreux aléas, principalement ceux liés à la physicochimie et à l'hydrologie.

Le cas particulier des mortalités des subadultes passant en dévalaison par les turbines des centrales est abordé dans le chapitre 0.

4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE

Des gammes de température avec différents niveaux de vulnérabilité ont pu être définis assez précisément par enjeu (Tableau 5).

Tableau 5 : Gammes de températures retenues et vulnérabilités associées pour l'aléa température appliqué aux 8 enjeux lamproie fluviale

	Gamme (°C)	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie sous graviers	<5	Létal	3
	[5;8[	Stress-mortalités	2
	[8;12[	Non Optimal	1
	]20;25]	Non Optimal	1
	]25;29]	Stress-mortalités	2
	>29	Létal	3
Enjeu 2 : Croissance des ammocètes	[0;5[	Stress-mortalités	2
	[5;10[	Non Optimal	1
	]19;25]	Non Optimal	1
	]25;29]	Stress-mortalités	2
	>29	Létal	3
Enjeu 3 : Dévalaison sub-adulte	<2	Pas d'activité	2
	[2;4[	Activité réduite	1
	]16; 24]	Activité réduite	1
	]24;29]	Pas d'activité	2
	>29	Létal	3
Enjeu 4 : Migration géniteur	<2	Pas d'activité	2
	[2;4[	Activité réduite	1
	]16; 24]	Activité réduite	1
	]24;29]	Pas d'activité	2
	>29	Létal	3
Enjeu 5 : Reproduction	<8	Pas d'activité	2
	[8;9[	Activité réduite	1
	]14;17]	Activité réduite	1
	]17;29]	Pas d'activité	2
	>29	Létal	3

Pour les autres paramètres physicochimiques, les informations récupérées dans la bibliographie n'ont permis que de déterminer des gammes avec différents niveaux de vulnérabilité que pour l'oxygène, le pH et l'ammoniac (Tableau 6).

Tableau 6 : Gammes retenues et vulnérabilités associées pour les principaux aléas relatifs à la physicochimie appliqués à la lamproie fluviatile.

Enjeux	Aléa	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 2	Oxygène (mg/l)	<2.3	Début des mortalités	2
Autres		<2	Fortes mortalités	3
		[2;6]	Début des mortalités	2
Tous	pH	<4.5	Létal	3
		[4.5;5.6[	Stress-mortalités	2
		]9;10]	Stress-mortalités	2
		>10	Létal	3
Enjeux 1 et 2	Ammoniac NH3 (µg/l)	>450	Létal	3
		[75;450]	Stress-mortalités	2
		[15;75[	Sub-optimal	1
Autres		>150	Létal	3
		[25;150]	Stress-mortalités	2
		[5;25[	Sub-optimal	1

Rappel : Pour les **4 indicateurs** développés sur les **micropolluants** présents dans l'eau, la méthode qui a été développée conduit à déterminer **directement le niveau de risque** sans passer par l'intermédiaire de la vulnérabilité (voir chapitre 5.2.1).

4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Pour les paramètres hydromorphologiques quantifiés par tronçon pour la situation actuelle, les niveaux de vulnérabilité suivant ont été retenus.

Tableau 7 : Vulnérabilités associées pour les principaux aléas « hydromorphologie ».

	Effet	Niveau de vulnérabilité
Surface de roche mère, linéaire de retenue	Pertes d'habitats totale sur le % mesuré	2
Surface de roche mère, nombre de seuils géologiques	Perturbation ² des conditions de montaison	1

Pour les paramètres quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires), ils constituent des « tendances » qui seront discutées par rapport à la réalisation actuelle du cycle biologique de la lamproie fluviatile sur la Garonne et depuis le début des plans de restauration dans les années 90 et comme facteur pouvant aggraver les risques liés aux descripteurs de la situation actuelle décrits précédemment.

² Jusqu'à preuve du contraire, c'est-à-dire vérification de problème important au franchissement de certains seuils géologiques ou « canyon » dans la roche-mère

4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Il n'a été possible de déterminer des gammes ou des seuils de débits et de faire le lien avec la vulnérabilité que pour la période de vie sous graviers. Ainsi il a été considéré qu'une crue biennale, provoquant le début de la mise en déplacement de substrat des frayères générerait les premières mortalités (vulnérabilité 2) et qu'une crue quinquennale, susceptible de remodeler complètement la structure de la frayère générerait des mortalités totales (vulnérabilité 3).

4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT

Dans le cas des barrages et centrales hydroélectriques, la vulnérabilité est principalement liée à l'effet produit sur le stade considéré (Tableau 8).

Tableau 8 : Paramètres, seuils retenus et vulnérabilités associées pour l'aléa ouvrage appliqués aux enjeux lamproie fluviale.

	Paramètre / Gamme / Seuil	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeux 4 : Montaison des adultes	Q>200% du module ou autre seuil*	Perte d'efficacité des passes à poissons	1 ou 2**
	Nombre et franchissabilité des ouvrages	Retard, arrêt de migration	1, 2 ou 3**
Enjeu 5 : Reproduction	Retenue	Perte d'habitats lotiques	3
	TCC	Perte d'habitats lotiques	2

* : D'autres paramètres ont pu être pris en compte en fonction de la configuration des aménagements comme par exemple à Grépiac où il a été considéré une baisse d'efficacité du dispositif dès le module.

** : vulnérabilité variable en fonction de la possibilité ou non de se reproduire sur le tronçon.

5. LE RISQUE

5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL

Le risque est défini par le croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu à cet aléa (Tableau 9) :

Tableau 9 : Définition des niveaux de risque.

		Niveau de Vulnérabilité		
		1	2	3
Intensité de l'Aléa	0	0	0	0
	1	1	2	3
	2	2	4	6
	3	3	6	9

Ainsi différents scores de risque sont obtenus, ils sont regroupés en 5 niveaux de risque :

- Pas de risque : score de 0
- Risque faible : score de 1 et 2,
- Risque moyen : score de 3 et 4,
- Risque fort : score de 6,
- Risque très fort : score de 9.

Dans certains cas le risque envisagé n'a pu être évalué par manque d'informations ou de données. Ils seront néanmoins cités pour discussion.

5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS

Dans certains cas le niveau de risque n'est pas déterminé par croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité. Ces cas particuliers sont détaillés ci-dessous.

5.2.1. Cas de la micropollution

5.2.1.1. Construction des indicateurs de micropollution

L'indicateur utilisé ici quantifie un niveau relatif de contamination (et non une toxicité avérée) afin de mettre en évidence des stations, des secteurs et des périodes à problème.

Cet indicateur est calculé pour faire la synthèse de **nombreux résultats de concentrations de nombreuses substances polluantes**.

L'indicateur de micropollution est constitué de 9 métriques regroupées en 3 catégories (Figure 5). Pour chaque période de temps à une station donnée on calculera :

- 3 métriques qualifiant la présence des substances (en nombre, fréquence et cumul de concentrations) ;
- 3 métriques qualifiant la toxicité des substances (en nombre, fréquence et cumul de l'intensité des dépassements des seuils de toxicité) ;
- 3 métriques qualifiant la qualité des données d'entrée (en nombre, fréquence et limite de quantification).

Développement d'un indicateur – Structure de l'indicateur

Un indicateur basé sur des métriques / Choix des métriques

Les métriques sont calculées pour une station et sur une période de temps
 ⇒ nombreuses concentrations concernant de nombreuses substances.

Catégorie	Processus ou paramètres recherchés	Métriques correspondantes
Présence	Perturbations endocriniennes potentielles	P1. Nombre de substances quantifiées
	Durée d'exposition (présence)	P2. Fréquence moyenne de quantification
	Concentration totale en polluant	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées
Toxicité (> seuil)	Effets cocktails des toxiques	T1. Nombre de substances en dépassement
	Durée d'exposition (toxicité)	T2. Fréquence moyenne de dépassement
	Effets additifs des toxicités	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux
Qualité des données	Quantité des données	Q1. Nombre de substances recherchées
	Fréquence de prélèvement	Q2. Fréquence moyenne de recherche par substances
	Qualité des analyses en terme de limite de quantification	Q3. Pourcentage de substance sans difficulté de quantification

Figure 5 : Structure de l'indicateur.

Si une indication sur la "présence" de substance ne requiert que le résultat des analyses d'eau (quantification ou non), une indication sur la "toxicité" des substances fait référence au dépassement d'un seuil de "toxicité".

5.2.1.1.1. Seuils de toxicité

La "toxicité" des eaux est évaluée à partir de seuils de toxicité/écotoxicité issus de bases de données institutionnelles.

Deux types de seuils sont utilisés :

1. **Des seuils généraux d'écotoxicité** issus des bases de données institutionnelles françaises :
 - a. NQE : normes de qualité environnementales (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) ;
 - b. VGE : valeurs guides environnementales (INERIS – DCE) ;
 - c. PNEC : predicted non effect concentration (ANSES - Agritox : <http://www.agritox.anses.fr/>).

NQE et VGE définissent des seuils à ne pas dépasser sous forme de MA (moyenne annuelle, représentant plutôt une toxicité chronique) et CMA (Concentration Maximale Admissible, représentant plutôt une toxicité aigüe). Ces valeurs seuils sont définies pour différentes catégories d'organismes et d'usages de l'eau.

Pour cette étude, nous avons retenu les seuils les plus bas, parmi les 3 types référencés (MA, CMA, PNEC) concernant les organismes aquatiques d'eau douce (contrairement à la DCE qui tient compte d'un autre arbitrage). Comparer les concentrations mesurées aux seuils minimaux permet ainsi d'optimiser la discrimination des zones entre elles et d'identifier des risques potentiels (maximisation du risque).

2. **Des seuils de toxicité spécifiques des différentes espèces de lamproies** issus de la base de données ECOTOXicology Knowledgebase de l'Environmental Protection Agency (EPA, USA : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>).
- Deux types de seuils sont recherchés :

- a. Des seuils de toxicité aigüe (de type LC50³) ;
- b. Des seuils apparentés à une toxicité chronique (de type LOEC⁴).

La consultation de la base EPA n'a pas permis la réalisation d'un indicateur spécifique pertinent pour les lamproies. Peu de substances mesurées en Garonne concernant les différentes espèces sont en effet répertoriées (certains seuils sont trop éloignés des conditions environnementales) et aucune de ces substances ne dépasse les seuils de toxicité.

5.2.1.1.2. Choix des substances pour l'indicateur

Seules les substances analysées faisant l'objet d'un seuil de toxicité (substances dont la nocivité est avérée) sont retenues dans l'indicateur.

Des seuils sont ainsi définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

Les substances sont regroupées en 3 classes :

- Les "métaux et ETM" (éléments traces métalliques) et métalloïdes (23 substances) ;
- Les "pesticides" (96 substances) ;
- Les "micropolluants organiques hors pesticide", regroupant les 41 substances non incluses dans les 2 catégories précédentes.

L'indicateur micropollution est appliqué aux différents types de substances, comme détaillé dans le chapitre ci-après.

5.2.1.1.3. Choix des stations sur la Garonne et ses affluents

Le calcul de l'indicateur est réalisé pour l'ensemble des stations sélectionnées sur la Garonne et l'aval de ses affluents. La rivière Ariège fait également l'objet d'un examen (5 stations sur l'Ariège et 2 stations à l'aval d'affluents). **Il n'y a pas de station de mesure permettant d'effectuer le calcul des indicateurs sur le tronçon T1**, une seule station est utilisée pour T2 (la station est située en amont de Bordeaux, elle n'intègre donc pas l'impact de cette agglomération).

Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur permet de caractériser 24 points sur le fleuve et 45 affluents.

5.2.1.1.4. Choix de la période d'étude et de la période de temps

La période d'étude choisie couvre les années 2009 à 2014.

Ces 6 années de suivi incluent 2 années (2009 et 2012) particulièrement bien documentées en termes d'analyse pour un grand nombre de substances.

La plupart des substances ne faisant l'objet que d'un faible nombre d'analyse par station et par an, les résultats d'analyses de chaque station sont regroupés par mois pour l'ensemble de la période étudiée : le mois de janvier (par exemple) englobe donc les résultats des 6 mois de janvier des années 2009-2014.

Pour certaines substances, des mois sont plus représentés que d'autres en résultats d'analyse. Afin d'optimiser la qualité des résultats de l'indicateur (score de la métrique de qualité le plus homogène possible), nous avons fait le choix de regrouper certains mois quand c'était pertinent.

³ Concentration létale pour 50% des individus

⁴ Plus petite concentration conduisant à un effet observable

5.2.1.1.5. Normalisation et pondération des données

Une fois les métriques calculées, ces dernières sont normalisées sur 100 points et pondérées entre elles (Figure 6).

Catégorie	Métrique (normalisée entre 0 et 100)	Critère de normalisation	Pondération métrique	Somme par catégorie	« Indicateur »
PRÉSENCE	P1. Nombre de substances quantifiées	100 ⇨ Max	1	/300	/600
	P2. Fréquence moyenne de quantification des substances quantifiées	100 ⇨ 100%	1		
	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées	100 ⇨ centile 95	1		
TOXICITÉ	T1. Nombre de substances en dépassement	100 ⇨ Max	1	/300	
	T2. Fréquence moyenne de dépassement des substances en dépassement	100 ⇨ 100%	1		
	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux	100 ⇨ centile 95	1		
« Qualité des données »					
QUALITÉ DES DONNÉES	Q1. Nombre de substances recherchées	100 ⇨ Max	1,50	/300	/300
	Q2. Nombre moyen de recherches par substance	100 ⇨ Max	1		
	Q3. Pourcentage de substances sans difficulté de quantification	100 ⇨ Max	0,50		

Figure 6 : Normalisation, pondération et agrégation des métriques de l'indicateur.

Une fois les métriques normalisées et pondérées, elles sont agrégées pour former 2 scores : un score "Présence + Toxicité" sur 600 points agrégeant les métriques de présence et de toxicité et un score "Qualité" sur 300 points associant les métriques de qualité des données.

L'indicateur calculé est un indicateur multimétrique, un même résultat peut donc être obtenu par différentes combinaisons de métriques. Une situation dégradée (= score important) peut ainsi être due (i) à un faible nombre de substances excédant fortement leur seuil respectif de toxicité ou (ii) à un grand nombre de substances en faible dépassement.

Un score de 600 correspond à une situation [station x période] ayant obtenu le plus haut score simultanément pour chacune des 6 métriques de présence et de toxicité.

Appliqué aux pesticides un score de 400 points a ainsi une toute autre signification que le même score (400 points) obtenu pour un indicateur calculé sur un autre groupe de substances.

Le score de chaque indicateur doit donc être interprété indépendamment et relativement à la signification objective des plus hauts scores.

Un exemple de résultat est donné par la Figure 7 :

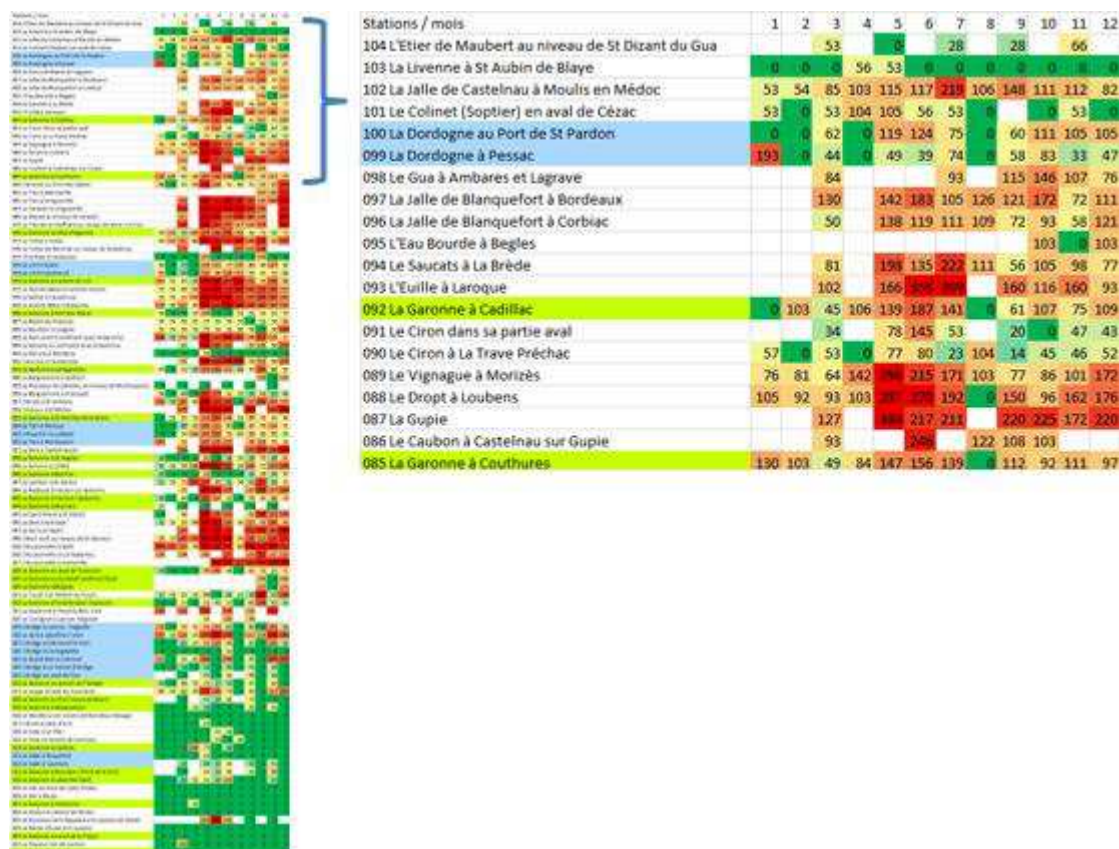


Figure 7 : Grille de résultats pour l'indicateur micropollution pesticides (score présence et toxicité). 97 stations du linéaire de Garonne et de ses affluents et 7 stations sur l'Ariège pour 96 substances. Les noms des stations de Garonne sont sur fond vert, les principaux affluents et les stations Ariège sur fond bleu et les affluents secondaires sur fond blanc. Un gradient de couleur basé sur la distribution des données facilite la lecture (rouge : valeurs les plus élevées correspondant aux situations les plus dégradées, jaune : valeurs médianes, vert : valeurs les plus faibles correspondant aux situations les moins dégradées).

Pour cet exemple, sur la grille de résultats ci-dessus (Figure 7), les 10 situations les plus dégradées (parmi celles en rouge) se situent sur les petits affluents au mois de mai, avec un score moyen de 431 correspondant en moyenne (la valeur médiane est indiquée entre parenthèse) à :

- 28 (29) substances détectées ;
- 8 (7) substances en dépassement ;
- Un cumul des concentrations maximales des substances quantifiées de 23 (24) $\mu\text{g/L}$;
- Un cumul des taux de dépassements maximums de 345 (309) fois les seuils.

Un score de zéro indique quant à lui, qu'aucune substance n'est quantifiée pour la station et le mois correspondant dans la période 2009-2014.

5.2.1.1.6. Application de l'indicateur pour plusieurs types de micropollution

En plus de l'indicateur micropollution pesticides présenté en exemple, la même démarche est appliquée pour évaluer plusieurs types de micropollutions.

Au final 3 indicateurs caractérisant diverses micropollutions sont calculés (Tableau 10) :

Tableau 10 : Les 5 indicateurs micropollution calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité).

Indicateurs retenus	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution métaux et ETM (Toxicité seule)	2 mois	23
Micropollution pesticides (P+T)	1 mois	96
Micropollution organique hors pesticide (P+T)	2 mois	41

On notera que, pour la "Micropollution métaux et ETM", seule la métrique de toxicité est utilisée dans le calcul de l'indicateur. Les métaux et métalloïdes sont souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux ; la métrique de présence des substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.2. Calcul du risque dans le Cas des indicateurs de « micropollution eau »

Dans le cadre de l'analyse de risques, l'objectif est d'obtenir une caractérisation de la "qualité" des eaux vis-à-vis des différents stades de vie de la lamproie fluviatile pour leurs périodes de présence respectives et sur les différents secteurs de Garonne associés.

Pour les 3 indicateurs retenus, le score de l'indicateur de micropollution pour l'enjeu, le tronçon et la période est tout d'abord calculé sur chaque station à partir des grilles mensuelles. Le score de l'indicateur est ainsi moyenné sur la période de présence du stade (moyenne pondérée par le nombre de jour de présence du stade dans le tronçon considéré). Le passage de la station au tronçon est réalisé en prenant le score maximum des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Ne pouvant évaluer un aléa et une vulnérabilité à chaque situation, c'est directement le risque sur une échelle de 1 à 9 qui est évalué à partir du résultat de l'indicateur de micropollution.

En absence d'étude dédiée sur les lamproies permettant une association la plus directe possible entre un impact sur le poisson et la présence de contaminants, **nous avons fait le choix de transposer pour les lamproies la définition des niveaux de risque obtenus pour le saumon atlantique.**

Sur la base des niveaux de risque ainsi déterminés, le calcul du risque micropolluant est réalisé pour l'ensemble des tronçons et des périodes de présence des différents stades de la lamproie fluviatile.

La méthodologie concernant la détermination des niveaux de risque pour le saumon atlantique est mentionnée pour rappel dans les 3 sections suivantes.

5.2.1.2.1. Choix d'une approche directe de détermination du risque (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Plutôt que de caractériser un aléa, une vulnérabilité et d'en déduire un risque pour chaque substance liée à la micropollution des eaux, le choix a été fait de caractériser directement un risque associé aux valeurs de chaque indicateur de micropollution. En effet :

- Dans la bibliographie il existe peu de seuils de toxicité identifiés sur les différents stades biologiques du saumon au regard de plusieurs centaines de substances dosées et détectées dans l'eau ;
- Malgré l'utilisation de plusieurs années de données, les données par substance sont généralement assez lacunaires une fois distribuées par stade de développement et par

tronçon. En conséquence l'estimation de l'aléa pour une substance serait peu représentative d'une période de présence ;

- La détermination d'une vulnérabilité substance par substance ou notamment d'un effet « cocktail » (mélange de plusieurs substances) est problématique. L'effet cocktail n'étant pas pris en considération dans les tests de toxicité molécule par molécule.

L'objectif est donc d'évaluer un risque des effets globaux de la présence de molécules en mélange plutôt que substance par substance.

Ce calcul sera appliqué aux 3 risques : métaux, pesticides et micropolluants organiques. Ces substances correspondent à des origines différentes (agricole, industrielle, domestique), et à des effets différenciés sur l'écosystème.

La difficulté de cette approche est de définir un niveau de risque : il est donc nécessaire de s'appuyer sur des études dédiées permettant une association entre un impact sur le saumon et la présence de contaminants.

5.2.1.2.2. La stratégie retenue pour définir le niveau de risque lié à l'indicateur pesticides (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Le niveau de risque (chiffre entre 0 et 9) est codé selon le score de l'indicateur considéré. Le risque 0 est jugé négligeable, le risque 9 maximal. Il s'agit donc pour nous d'associer une échelle de valeur des scores de l'indicateur à une échelle de valeur de niveau de risque.

La stratégie d'attribution du niveau de risque est basée sur les travaux de Croze et al. (2006) dans le secteur Malausse - Belleperche (20 km). Nous disposons de 3 stations documentées sur ce secteur (La Garonne à Lamagistère, La Garonne à St-Nicolas de la Grave, La Garonne à St-Aignan).

Il s'agit d'une étude de radiopistage des géniteurs du saumon en lien avec la contamination par les pesticides sur la période 2004-2005. Dans cette étude, Croze et al. (2006) indiquent que si les concentrations en pesticides ne permettent pas, à elles seules, d'expliquer les renoncements des géniteurs radiopistés en montaison, en situation de contamination, les renoncements sont plus nombreux et la mortalité est aggravée.

Le niveau de contamination dans le secteur Malausse - Belleperche en période de montaison sur la période 2004-2005 peut donc être considéré comme **un risque avéré** pour le saumon. Par analogie, les scores calculés pour l'indicateur de micropollution pesticides sur chacune des 3 stations disponibles (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM sur le secteur sont moyennés et **associé à un niveau de risque de 3.**

Les autres bornes de l'échelle se basent sur la distribution des résultats de l'indicateur (Tableau 11) :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 9 divisent en 7 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 regroupent les 3 suivantes,
 - Le niveau de risque 9 correspond à la dernière classe de distribution.

Tableau 11 : Niveau de risque et résultats de l'indicateur Micropollution pesticide. Le niveau de risque entre 2 et 3 (barre épaisse) est déterminé par la moyenne des scores pour l'indicateur de micropollution pesticides des 3 stations : la Garonne à Lamagistère, la Garonne à St-Nicolas de la Grave, la Garonne à St-Aignan (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM. Les autres bornes s'ajustent en fonction la distribution des résultats de l'indicateur de micropollution pesticides de part et d'autre de la limite 2-3.

Niveau de risque	1	2	3	4	6	9
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 en deçà du seuil 2 à 3	50 - 100 en deçà du seuil 2 à 3	0 - 14 au-delà du seuil 2 à 3	14 - 43 au-delà du seuil 2 à 3	43 - 86 au-delà du seuil 2 à 3	86 - 100 au-delà du seuil 2 à 3
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution pesticides	1 à 53	54 à 79	80 à 97	98 à 134	135 à 258	>258

5.2.1.2.3. Stratégie pour les autres indicateurs de micropollution (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Les niveaux de risque sont obtenus pour les autres indicateurs de micropollution (Micropollution métaux et ETM, Micropollution organique hors pesticide, Micropollution Saumon seuils sublétaux) en suivant la même méthodologie, faisant l'hypothèse que le niveau de contamination pour la période 2009-2014 sur le secteur Lamagistère - St Aignan lors du pic de migration correspondait à niveau de risque de 3 (même niveau que précédemment) pour l'ensemble des indicateurs de micropollution (et non uniquement pour l'indicateur micropollution pesticides).

Compte tenu du moindre niveau de toxicité rencontré pour ces substances (en nombre de substances détectées, substances en dépassement, cumul des concentrations maximales des substances quantifiées, cumul des taux de dépassements maximums) et de l'absence de travaux dédiés directement à l'étude de la toxicité de ces substances sur le saumon, le niveau maximum de niveau de risque est fixé à 6 (et non 9 comme pour les pesticides).

Les bornes des niveaux de risques se basent ainsi sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

5.2.1.3. Construction des indicateurs de micropollution sur la matrice « sédiment »

Les ammocètes s'enfouissant pendant plusieurs années dans les sédiments du fleuve, un indicateur de micropollution des sédiments a été calculé afin d'évaluer les risques potentiels associés spécifiquement à ce stade de vie.

Les indicateurs de micropollution en sédiments sont calculés de la même manière que ceux présentés pour la micropollution de l'eau (9 métriques de présence, toxicité et qualité, utilisant les mêmes procédures de normalisation et de pondération) :

- Les seuils de toxicité en sédiments proviennent de la base institutionnelle française de l'INERIS (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) pour les sédiments en eau douce ;
- Les stations sont globalement situées aux mêmes emplacements que pour la caractérisation de la micropollution des eaux, mais leur nombre est plus réduit. Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur pour les sédiments est réalisé sur 70 stations, il permet de caractériser 19 points sur le fleuve et 37 affluents ;
- La période d'étude choisie, récente et « relativement » bien documentée, couvre les années 2009 à 2014 comme dans le cas de la micropollution eau.

Afin de tenir compte du faible nombre de prélèvements de sédiments (environ 4 analyses en moyenne par substance pour les 6 ans de données sur chaque station), l'ensemble des résultats d'analyses sur les 6 ans est regroupé à l'échelle de la station.

Le mode de groupement des résultats lors du passage de la station au tronçon conserve les mêmes règles que l'indicateur sur eau : le passage de la station au tronçon est réalisé en retenant **le score maximum** des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Compte tenu des seuils de toxicité disponibles, 2 indicateurs caractérisant 2 types de micropollutions ont été mis en place (Tableau 12) :

Tableau 12 : Les 2 indicateurs micropollution sédiment calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité), ETM pour Eléments Traces Métalliques.

Indicateurs retenus	Matrice	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution sédiment métaux et ETM (Toxicité seule)	Sédiment	1 période unique	6
Micropollution sédiment hors ETM (P+T)	Sédiment	1 période unique	22

Comme dans le cas de l'indicateur « Micropollution métaux et ETM » sur la matrice eau, la « Micropollution sédiment métaux et ETM » n'utilisent que les métriques de toxicité dans son calcul. Les métaux et métalloïdes sont en effet souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux et dans les sédiments et la métrique de présence de ces substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.4. Calcul du risque dans le cas des indicateurs de « micropollution sédiment »

Les données disponibles ne mettant pas en évidence un très fort impact avéré de la micropollution des sédiments vis-à-vis des ammocètes de lamproies, le niveau de risque le plus élevé de 9 correspondant à des mortalités particulièrement importantes n'a pas été retenu. D'autres éléments comme : la méthode de calcul utilisée (prise en compte des maximums des chroniques), le mode de groupement des résultats à l'année, la possibilité potentielle des organismes à ne pas fréquenter les sites pollués, etc., appuient également ce choix.

Pour les stations de Garonne, l'indicateur « Micropollution sédiment métaux et ETM » montre des dépassements systématiques des seuils de toxicité en arsenic, cuivre et plomb. L'indicateur « Micropollution sédiment hors ETM » montre que les 4 substances les plus présentes, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (en moyenne la présence de ces substances est détectée dans 54 % des prélèvements), dépassent leur seuil respectif de toxicité dans 12 % des cas.

Compte tenu que :

1. l'agence de l'eau Seine Normandie, considère dans son « guide pratique des micropolluants dans les eaux du bassin Seine-Normandie » que ces 2 familles de substances (arsenic, cuivre, plomb d'une part et HAP d'autres part) se révèlent « toxiques » à « très toxiques » pour les poissons d'eau douces et marins aussi bien en terme de toxicité aiguë que de toxicité chronique (Agence de l'eau Seine-Normandie and Aquascop, 2018) ;
2. les doses rencontrées en sédiments en Garonne sont élevées pour ces 2 types de substances (le cumul des taux de dépassements maximums atteint en moyenne 500 fois les seuils pour les 6 ETM et 28 fois les seuils pour les 22 autres micropolluants (hors ETM) sur les tronçons de Garonne situés en aval de Toulouse) ;

Un niveau maximum de risque de 6 a été retenu pour caractériser les plus fortes valeurs de score des 2 indicateurs.

Ne disposant pas de travaux scientifiques en Garonne permettant de relier directement la toxicité en sédiment et son impact sur les lamproies, **les niveaux de risques sont fixés sur la base de la distribution des résultats des scores des indicateurs de micropollutions :**

- Les niveaux de risque 1 et 2 sont attribués à des situations où les substances sont présentes mais ne dépassent pas leur seuil de toxicité respectif.
- Les niveaux de risque 3, 4 et 6 sont attribués à des situations où les substances dépassent leur seuil de toxicité.

Plus en détails, les bornes des niveaux de risques se basent sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur pour la métrique de présence sans dépassement des seuils de toxicité (dans ces cas la métrique de toxicité a donc une valeur nulle) ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur (métriques de présence + toxicité) :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

Un exemple de définition des niveaux de risques est fourni pour l'indicateur « Micropollution sédiment hors ETM » (Tableau 13).

Tableau 13 : Niveau de risque et résultats de l'indicateur Micropollution sédiment hors ETM.

Niveau de risque	1	2	3	4	6
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 Métrique de présence seule (toxicité = 0)	50 - 100 Métrique de présence seule (toxicité = 0)	0 - 25 Métrique P+T (toxicité > 0)	25 - 75 Métrique P+T (toxicité > 0)	75 - 100 Métrique P+T (toxicité > 0)
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution sédiment hors ETM	0 à 71	71 à max	107 à 144	145 à 275	> 275

5.2.2. Cas des passages des subadultes dans les turbines des centrales hydroélectriques

5.2.2.1. Détermination des mortalités moyennes par tronçon

Des expérimentations ont été menées dans divers pays (Etats Unis, Canada, Suède, Ecosse, Allemagne, France), principalement sur les juvéniles de salmonidés, pour évaluer les dommages – en termes de % de mortalité et de type de blessures - résultant du transit dans les différents types de turbines. Les résultats obtenus sont assez concordants et permettent de tirer certaines conclusions générales sur les dommages potentiels subis par les poissons.

Des expressions donnant un ordre de grandeur des mortalités des poissons en fonction du type de turbine et de ses caractéristiques hydromécaniques (nombre de pales, vitesse de rotation, diamètre de la roue), de la hauteur de chute et de la taille du poisson ont été proposées, en particulier pour les juvéniles de salmonidés. Ces expressions ont été utilisées notamment dans l'étude de définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrateurs réalisée par Bosc et Larinier (2000).

Dans le cadre de cette étude, il a été considéré que les mortalités générées par le passage des subadultes de lamproie fluviatile dans les turbines des centrales hydroélectrique étaient équivalentes à celles des smolts de saumon atlantique. **Les taux de mortalités pour les subadultes de lamproie fluviatile au droit de chaque turbine sont tirés de l'étude réalisée par Bosc et Larinier sur les smolts de saumon atlantique** après vérification que les caractéristiques hydromécaniques des installations n'aient pas évolué depuis 2000. En cas de modifications constatées, où lorsque les ouvrages n'ont pas été traités par Bosc et Larinier (2000), les taux de mortalités ont été déterminés ou actualisés selon la même méthodologie.

Les résultats obtenus sont ensuite compilés par tronçon.

Les potentialités de chaque tronçon étant inconnues elles ne sont pas incluses dans l'estimation.

5.2.2.2. Détermination du niveau de risque

La méthodologie permettant de calculer directement un taux de mortalité pour le stock de subadulte de lamproie dévalants, le niveau de risque est attribué directement sur la base des mortalités moyennes estimées par tronçon, en appliquant la grille de discrimination suivante :

Tableau 14 : Grille de détermination du niveau de risque dans le cas des passages des passages des smolts dans les turbines.

Niveau de risque	Mortalité moyenne estimée sur le tronçon
0	0%
1	NR
2	NR
3	<5%
4	5 à 10 %
6	10 à 20 %
9	> 20 %

6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE

Au final, l'analyse de risque lamproie fluviatile sur le bassin de la Garonne revient à considérer **5 enjeux** (phases du cycle biologique) **sur 7 tronçons** de la Garonne et de certains de ses affluents.

Près de 500 risques ont pu être déterminés lors de ce travail en utilisant des bases **de données** pouvant dépasser plusieurs centaines de milliers de lignes.

Les résultats de l'analyse de risque seront restitués de **manière cartographique par enjeu** en faisant ressortir **pour chaque tronçon** les aléas présentant **les niveaux de risque les plus élevés (4 à 9) et les tendances significatives**.

7. BIBLIOGRAPHIE

7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT

- Agence de l'eau Seine-Normandie, Aquascop. 2018. Guide pratique des micropolluants dans les eaux du bassin Seine-Normandie. Agence de l'eau Seine-Normandie.
- Bosc, S., Larinier, M., 2000. Définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrateurs. Simulation des mortalités induites par les aménagements hydroélectriques lors de la migration de dévalaison. (No. RA.00.01-G17-00-RT). GHAAPPE-MIGADO.
- Courret, D., 2014. Caractérisation de la perturbation hydrologique induite par les régimes d'éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur. Réflexion sur les mesures de mitigation des impacts des éclusées sur les populations de poissons. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.
- Croze, O., Blot, E., Delmas, F., Alesina, R., Jourdan, H., Bau, F., Breinig, T., 2006. Suivi de la qualité de l'eau de la Garonne lors de la migration anadrome du saumon en amont de Golfech (No. RA06.04). GHAAPPE.

7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA

- Alabaster, J.S., Lloyd, R., 1982. Water quality criteria for freshwater fish., Butterworth Scientific. ed.
- Anonyme, 2016. Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). Ministère de l'Environnement, de l'énergie et de la mer.
- Aronsuu, K., 2015. Lotic life stages of the European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*): anthropogenic detriment and rehabilitation 82.
- Bruslé, J., Quignard, J.-P., 2013. Biologie des poissons d'eau douce européens. 2e édition, TEC & DOC. Lavoisier, Paris.
- Cejko, B.I., Judycka, S., Kujawa, R., 2016. The effect of different ambient temperatures on river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) egg and sperm production under controlled conditions. Journal of Thermal Biology 62, 70–75. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2016.09.011>
- Chanseau, M., Nars, A., Menchi, O., Carry, L., Bosc, S., 2008. Les conditions du milieu sur le bassin de la Garonne et les besoins des migrateurs amphihalins (No. MI.GA.DO 20G-08-RT).
- Damas, H., 1950. La ponte en aquarium des lamproies fluviatiles et de planer. Société royale zoologique de Belgique Annales LXXXI, 151–162.
- Docker, M.F., 2015. Lampreys: Biology, Conservation and Control; Volume 1, Springer. ed, Fish & Fisheries. Springer.
- Doherty, O., Lawlor, D., 2016. Freshwater Pollution Response Implementation Plan 2016-2017. Loughs Agency of the Carlingford and Irish lights commission.
- INERIS, 2018. Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 31 décembre 2017 (No. INERIS-DRC-17-164559-10404A). Pour le Ministère de la Transition écologique et solidaire.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2011. Les poissons d'eau douce de France, Biotope Editions, Publications scientifiques du Muséum. ed.
- Kelly, F.L., King J J, 2001. A review of the ecology and distributionh of three lamprey species, *lampetra fluviatilis* (L.), *lampetyra planeri* (Bloch) and *petromyzon marinus* (L.): a context for conservation and biodiversity consideration in Ireland. Biology and Environment : Proceedings of the Royal Irish Academy 101B, 165–185.
- Kujawa, R., Fopp-Bayat, D., Cejko, B.I., Kucharczyk, D., Glińska-Lewczuk, K., Obolewski, K., Biegaj, M., 2018. Rearing river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) larvae under controlled conditions as a

- tool for restitution of endangered populations. *Aquaculture International* 26, 27–36. <https://doi.org/10.1007/s10499-017-0190-6>
- Lucas, M.C., Bubb, D.H., Jang, M.-H., Ha, K., Masters, J.E.G., 2009. Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. *Freshwater Biology* 54, 621–634. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02136.x>
- Maitland, P.S. (Peter), 2003. Ecology of the river, brook and sea lamprey: *Lampetra fluviatilis*, *Lampetra planeri* and *Petromyzon marinus*. English Nature, Peterborough.
- Malmqvist, B., Bronmark, C., 1981. Filter feeding in larval *Lampetra planeri*: effects of size, temperature and particle concentration. *OIKOS* 38, 40–46.
- Morris, R., Pickering, A., 1976. Changes in the ultrastructure of the gills of the river lamprey, *Lampetra fluviatilis* (L.), during the anadromous spawning migration. *Cell And Tissue Research* 173. <https://doi.org/10.1007/BF00221380>
- Pavlov, D.S., Nazarov, D.Y., Zvezdin, A.O., Kucheryavyi, A.V., 2014. Downstream migration of early larvae of the European river lamprey *Lampetra fluviatilis*. *Doklady Biological Sciences* 459, 344–347. <https://doi.org/10.1134/S0012496614060039>
- Pavlov, D.S., Zvezdin, A.O., Kostin, V.V., Tsimbalov, I.A., Kucheryavyi, A.V., 2017. Temporal characteristics of downstream migration of smolts of the European river lamprey *Lampetra fluviatilis* in the Chernaya River. *Biology Bulletin* 44, 290–295. <https://doi.org/10.1134/S1062359017030062>
- Potter, I.C., Beamish, F.W.H., 1975. Lethal Temperatures in Ammocoetes of Four Species of Lampreys. *Acta Zoologica* 56, 85–91. <https://doi.org/10.1111/j.1463-6395.1975.tb00084.x>
- Russon, I.J., Kemp, P.S., 2011. Experimental quantification of the swimming performance and behaviour of spawning run river lamprey *Lampetra fluviatilis* and European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology* 78, 1965–1975. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.02965.x>
- Silva, S., Gooderham, A., Forty, M., Morland, B., Lucas, M.C., 2015. Egg drift and hatching success in European river lamprey, *Lampetra fluviatilis*: is egg deposition in gravel vital to spawning success? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25, 534–543. <https://doi.org/10.1002/aqc.2486>
- Sjöberg, K., 1980. Ecology of the European River Lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in Northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1974–1980. <https://doi.org/10.1139/f80-238>
- Taverny, C., Elie, P., 2010. Les Lamproies en Europe de l'Ouest, Cémagref, Cirad, Ofremer, Inra. ed, Guide pratique. Quae.
- Tummers, J.S., Winter, E., Silva, S., O'Brien, P., Jang, M.-H., Lucas, M.C., 2016. Evaluating the effectiveness of a Larinier super active baffle fish pass for European river lamprey *Lampetra fluviatilis* before and after modification with wall-mounted studded tiles. *Ecological Engineering* 91, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.046>



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse des risques « lamproie fluviatile » sur le bassin de la Garonne

Résultats, synthèse et discussion



MNHN©

Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandier – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse des risques « lamproie fluviatile » sur le bassin de la Garonne. Résultats, synthèse et discussion. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. RESULTATS PAR ENJEUX	5
1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES.....	5
1.2. ENJEU 1 : VIE SOUS GRAVIERS.....	5
1.3. ENJEU 2 : LA CROISSANCE DES LARVES OU « AMMOCETES »	6
1.4. ENJEU 3 : LA DEVALAISON DES SUB-ADULTES	8
1.5. ENJEU 4 : MIGRATION DES GENITEURS	9
1.6. ENJEU 5 : LA REPRODUCTION	10
2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES	12
2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS.....	12
2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES.....	13
2.2.1. <i>La micropollution</i>	13
2.2.2. <i>L'hydrologie</i>	14
2.2.3. <i>Les ouvrages</i>	15
2.2.4. <i>La thermie</i>	16
2.2.5. <i>Bilan</i>	16
2.3. DISCUSSIONS AUTOUR DU SILURE	17
3. CONCLUSIONS.....	17
4. BIBLIOGRAPHIE.....	18

1. RESULTATS PAR ENJEUX

1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES

Ce document présente de manière synthétique les résultats de l'analyse de risques pour la lamproie fluviatile sur le bassin de la Garonne. Il a été choisi de ne détailler que **les risques de niveaux 4 et plus**, ce qui correspond au croisement :

- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de la lamproie fluviatile vis-à-vis de cet aléa de 2 donc un niveau de risque 4 ou 6 ;
- D'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de la lamproie fluviatile vis-à-vis de cet aléa de 3 donc un niveau de risque 6 ou 9.

Les résultats sont présentés pour les 8 enjeux, et détaillés par tronçons. Le nombre total de risques et la distribution des niveaux de risques sont donnés sous la forme d'un diagramme en secteur pour chaque tronçon (Figure 1).

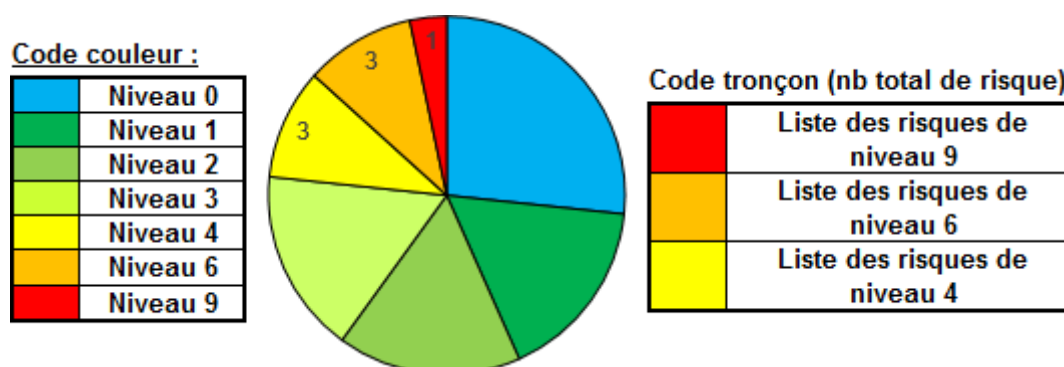


Figure 1 : Représentation de l'ensemble des niveaux de risque calculés par tronçon et par enjeu. A gauche le code couleur, au centre le diagramme en secteur représentant la distribution de tous les niveaux de risque calculés, et, à droite, le détail des risques ≥ 4 par thème.

A côté de chaque diagramme les risques de niveaux supérieurs ou égaux à 4 sont détaillés par thèmes. Lorsque des chroniques permettant d'étudier **la tendance évolutive** du paramètre ont pu être récupérées, la tendance est indiquée entre parenthèses (= stable, $\uparrow$ augmentation de l'intensité de l'aléa, $\downarrow$ diminution de l'intensité de l'aléa).

La proportion de risque de niveau ≥ 4 et plus est reportée sur les différents tronçons à l'aide d'une échelle de couleur et de règles d'épaisseur (Figure 2). Plus la proportion de risques ≥ 4 est élevée et plus la couleur du tronçon est foncée, et plus son trait est épais. Ainsi il est possible de distinguer rapidement les tronçons les plus « risqués » pour un enjeu donné.

- Effectif de risques ≥ 4 inférieur à 10% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 10 et 15% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 15 et 20% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 supérieur à 20% des risques calculés

Figure 2 : Représentation graphique des proportions de risques ≥ 4 .

1.2. ENJEU 1 : VIE SOUS GRAVIERS

Cet enjeu se déroule d'**avril** (enfouissement des œufs par les géniteurs) à **fin juin** (fin de l'émergence des larves des graviers et galets des frayères).

Le nombre de risques calculés par tronçon varie entre 15 et 19. Sur les tronçons du Saucats (S1) et du Gat-Mort (GM1), les risques liés aux coups d'eau n'ont pas été calculés car ces petits

cours d'eau ne sont pas équipés de station hydrologique. De plus, sur le Gat-Mort, les risques liés à la micropollution n'ont pu être déterminés faute de données suffisantes.

Pour l'enjeu « vie sous-graviers », l'analyse fait ressortir **des risques moyens (niveau 4) et forts (niveau 6)**. Aucun risque de niveau supérieur à 3 n'est identifié sur le Gat-Mort (GM1), mais il faut garder en tête qu'il n'y a pas suffisamment de données concernant la micropollution (Figure 3).

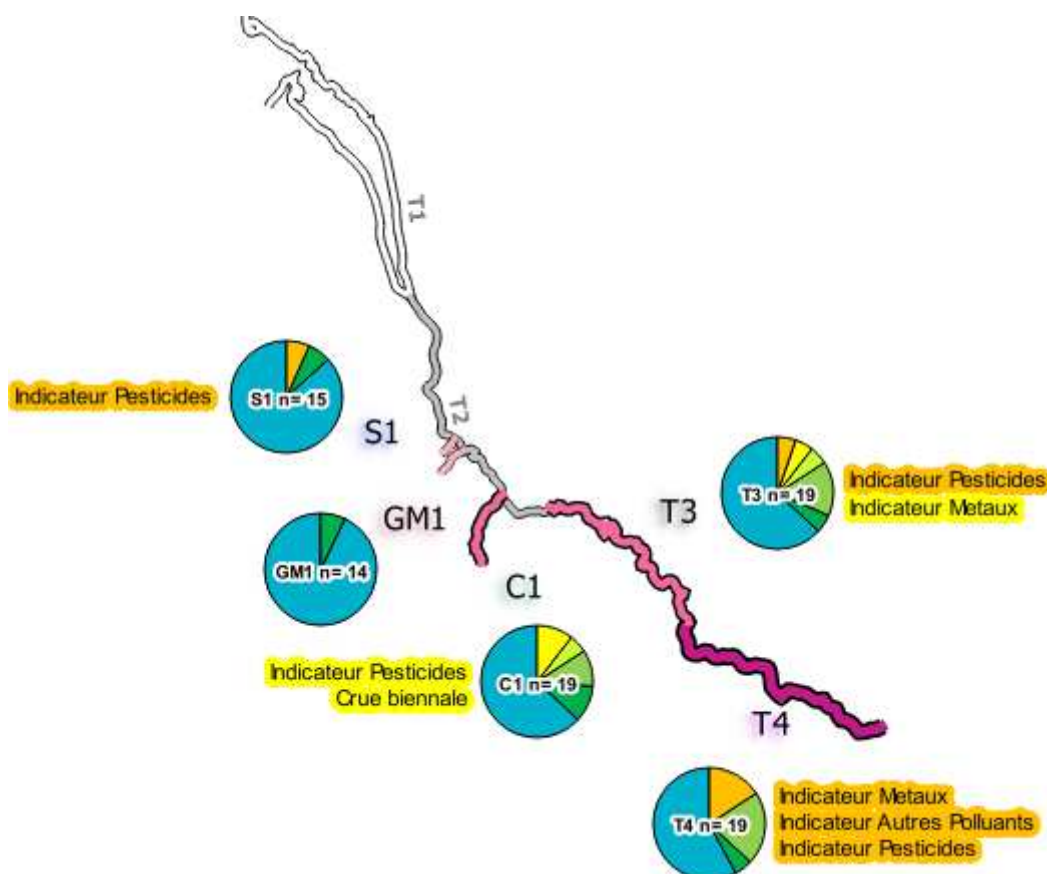


Figure 3 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 1 : la vie sous-graviers.

Deux familles de risques concernent cet enjeu : ceux liés à la micropollution et ceux en rapport avec les crues.

La micropollution de l'eau ressort à travers les 3 indicateurs calculés pour la lamproie fluviatile. Le risque est fort (niveau 6) pour les 3 indicateurs sur la Garonne en aval de Malause (T4). En aval de la confluence du Lot (T3), le risque lié aux pesticides reste fort tandis que celui lié aux métaux devient moyen et que le risque autres polluants disparaît. Sur les affluents, l'indicateur « pesticides » pointe en risque moyen sur le Ciron (C1) et en risque fort sur le Saucats (S1).

Les risques liés aux crues concernent uniquement le Ciron (C1), ou des crues susceptibles de mettre en mouvement le substrat de la frayère, et de fait générer des mortalités, se sont produites près de 40% des années durant la phase de vie sous graviers au cours de la période 2005-2017. Aucune tendance n'a été mise en évidence quant à une éventuelle augmentation de la fréquence des crues sur la chronique récupérée (2001-2017).

1.3. ENJEU 2 : LA CROISSANCE DES LARVES OU « AMMOCETES »

Cet enjeu se déroule toute l'année pendant plusieurs années.

Le nombre de risques calculés par tronçon varie entre 14 et 19. Sur le Gat-Mort (GM1), les risques liés à la micropollution n'ont pu être déterminés et sur le Saucats (S1), seul l'indicateur micropollution a été calculé faute de données suffisantes.

Pour les ammocètes, l'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et niveau 6** (Figure 4). Aucun risque de niveau supérieur à 3 n'est identifié dans le Gat-Mort (GM1), mais il faut garder en tête qu'il n'y a pas suffisamment de données concernant la micropollution.

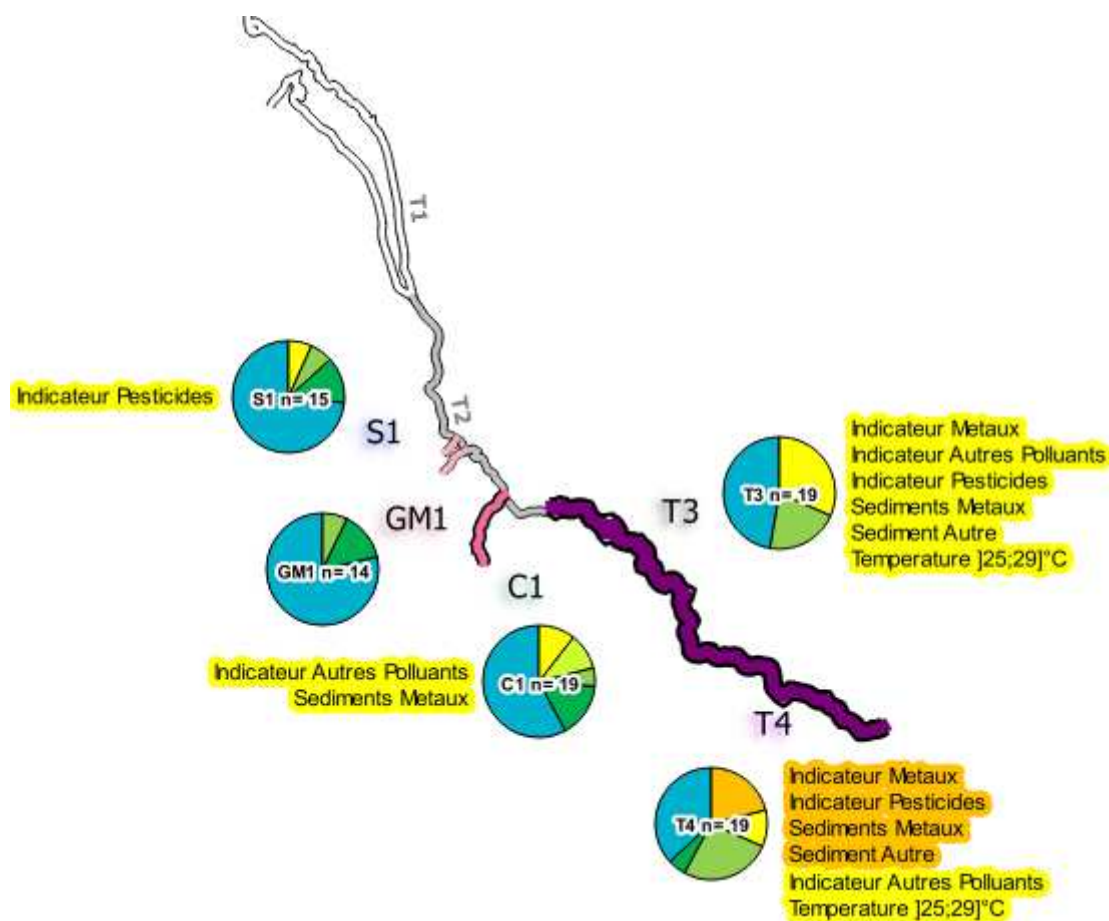


Figure 4 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 2 : la croissance des ammocètes.

Les risques concernant cet enjeu sont liés à la micropollution de l'eau **et des sédiments** ainsi qu'à la température.

Sur la Garonne en aval de Malause (T4), les trois indicateurs de la micropollution de l'eau ressortent de l'analyse, les indicateurs « Métaux » et « Pesticides » en tant que risques forts (niveau 6) et l'indicateur « Autres Polluants » en tant que risque moyen (niveau 4). Ensuite, dans le tronçon le plus aval de la Garonne concerné par cet enjeu (T3), le risque diminue mais reste à un niveau moyen pour les 3 indicateurs. Pour les affluents, le risque micropollution est moyen. Il concerne les « Autres polluants » pour le Ciron (C1) et les « Pesticides » pour le Saucats (S1).

Les risques liés à la micropollution des sédiments apparaissent sur tous les tronçons où il a été possible de les déterminer. Le tronçon le plus risqué (les deux indicateurs sont à un niveau de risque fort) est la Garonne en aval de Malause (T4). En aval, sur T3, le risque diminue mais reste à un niveau moyen pour les 2 indicateurs. Le risque « micropollution des sédiments » apparaît également sur le Ciron, uniquement sur l'indicateur « Métaux sédiments », à un niveau moyen.

Les risques liés à la température concernent l'occurrence de températures chaudes, comprises entre 25 et 30°C, susceptibles de générer des mortalités chez les ammocètes. Sur T4 par exemple, cette gamme est atteinte tous les ans pendant 27 jours en moyenne. Notons également que la classe]19-25] °C, générant du stress, conduit à un risque de niveau 3 (détecté tous les ans pendant 89 jours en moyenne). En tout, les conditions ne sont pas optimales pour cet enjeu (température élevée) sur le tronçon T4 pendant près de 32% de l'année. Les résultats sont similaires pour le tronçon T3.

1.4. ENJEU 3 : LA DEVALAISON DES SUB-ADULTES

Cet enjeu, assez peu documenté, se déroule sur une période vaste allant **du mois d'août à fin avril**, et ce pour tous les tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçon est variable, **entre 14 et 19** pour la plupart des tronçons, excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1) où seulement 8 risques ont pu être déterminés, à cause du manque de données concernant la physicochimie.

L'analyse montre des risques **d'intensité 4 à 6** pour cet enjeu (Figure 5). Aucun risque supérieur à 3 n'apparaît dans l'estuaire de la Gironde (T1) et sur le Gat-Mort (GM1) où les risques liés à la micropollution n'ont pu être déterminés, ni sur le Saucats (S1) où seul l'indicateur « Pesticides » a été calculé.

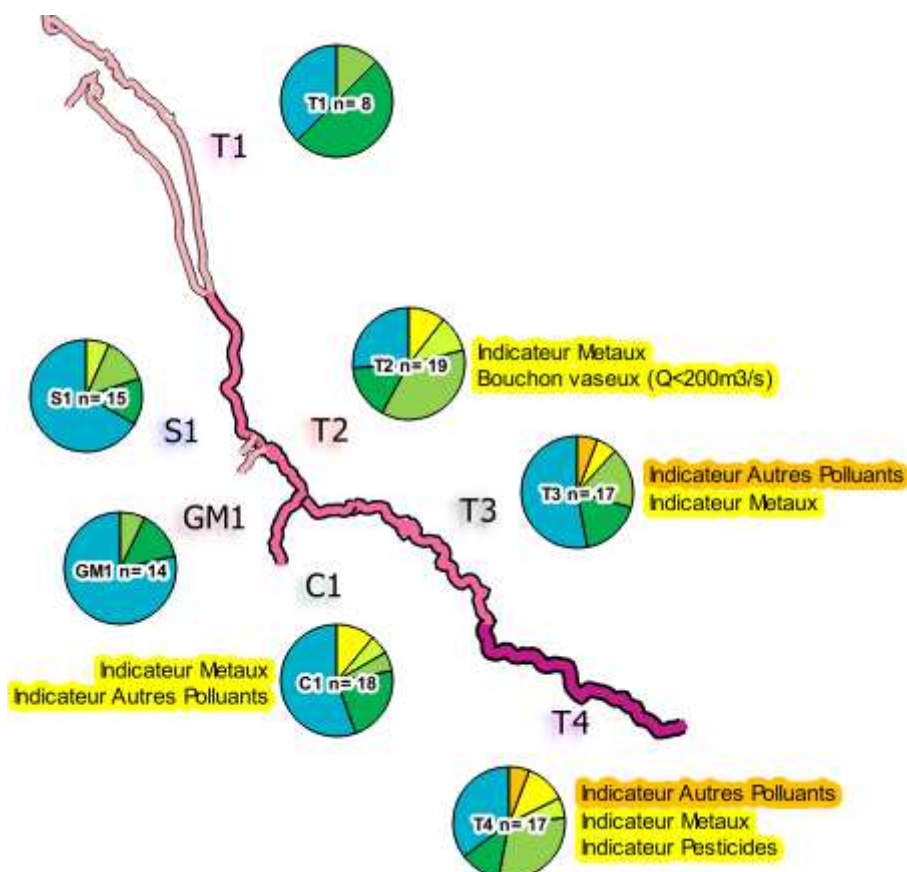


Figure 5 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 3 : la dévalaison des sub-adultes.

Deux types de risques sont mis en évidence pour cet enjeu : la micropollution, le bouchon vaseux.

Les risques liés à la micropollution sont présents sur la Garonne en aval de Golfech (T4), où les 3 indicateurs ressortent (niveau 6 : autres polluants, et, niveau 4 : métaux et pesticides). Le risque se maintient à un niveau fort pour les autres polluants et à un niveau moyen pour les

métaux dans le tronçon en aval de la confluence du Lot (T3). Le risque n'apparaît plus que via l'indicateur métaux à une intensité moyenne dans le tronçon 2. Cette atténuation vers l'aval est peut-être le fait de la raréfaction des points de mesures en T2 (une seule station située en amont de Bordeaux). Pour l'estuaire (T1), l'absence de point de mesures ne permet pas de caractériser le risque micropollution. Concernant les affluents, le risque micropollution ne pointe que sur le Ciron, à un niveau moyen, avec l'indicateur « métaux » et « autres polluants ».

Le risque moyen lié au bouchon vaseux, identifié dans le tronçon de la Garonne sous l'influence des marées (T2), concerne des débits qui favorisent son apparition et qui se produisent tous les ans pendant en moyenne 32% du temps de la période de dévalaison (soit 86 jours).

1.5. ENJEU 4 : MIGRATION DES GENITEURS

Cet enjeu se déroule principalement sur une période allant de **novembre à fin mars**.

Le nombre de risques calculés par tronçon est variable, **entre 15 et 21 pour la plupart des tronçons**, excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1) où seulement 8 risques ont pu être déterminés, notamment par manque de données concernant la physicochimie.

L'analyse pointe des risques moyens à forts (Figure 6). Aucun risque supérieur à 3 ne ressort de l'analyse pour le Gat-Mort (GM1), le Saucats (S1) et la Garonne en aval du Dropt (T2 et T1).

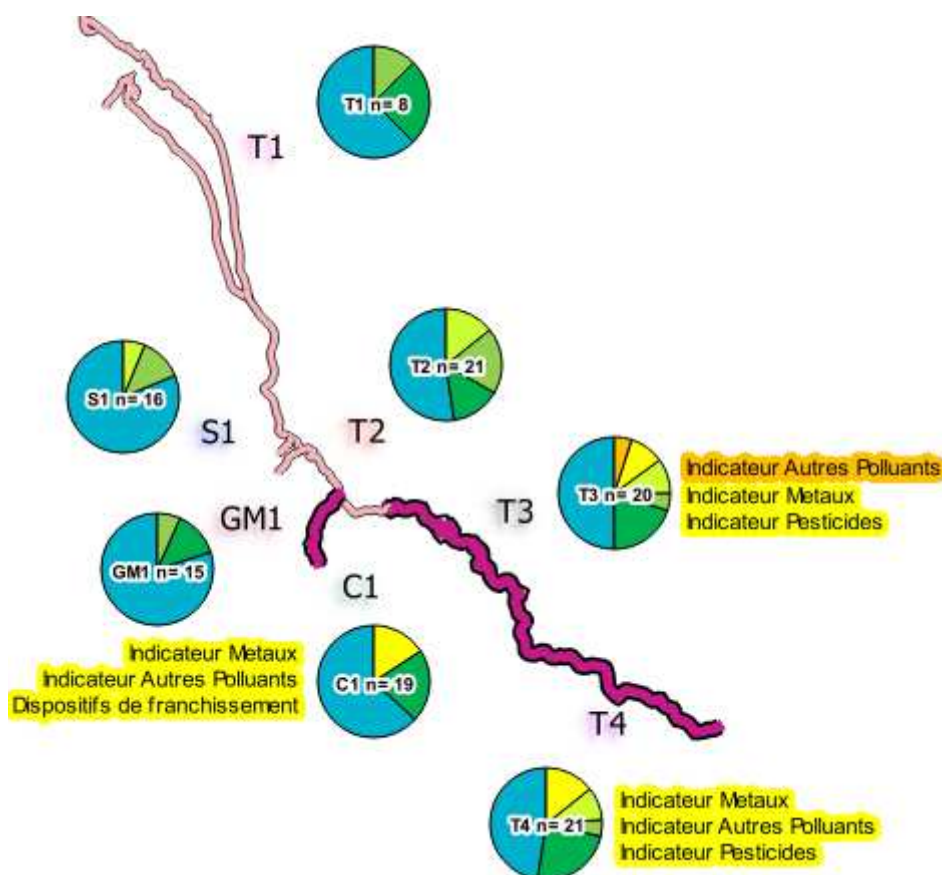


Figure 6 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 4 : la migration génésique des adultes.

Deux types de risques sont mis en évidence pour cet enjeu : la micropollution et les ouvrages.

Les risques moyens et forts « micropollution » concernent les 3 indicateurs pour les tronçons de la Garonne situés en amont du Dropt (T3 et T4). Les 3 indicateurs ressortent à un niveau moyen dans la Garonne en aval de Malause (T4), l'indicateur « Autres Polluants » s'intensifie

(niveau 6) en aval du Lot (T3). Le risque n'apparaît plus en aval pour les mêmes raisons que celles évoquées précédemment (voir 1.4).

La densité des ouvrages et les caractéristiques de leurs dispositifs de franchissement génèrent un risque de niveau 4 sur le Ciron (C1). Le risque moyen est lié à la densité d'ouvrages au fait que la majorité ne sont pas équipés ou équipés de dispositifs obsolètes. Les lamproies peuvent toutefois arriver à s'engager plus ou moins haut dans ces bassins car les ouvrages ne sont pas des infranchissables stricts. A noter qu'un important travail de mise en conformité des seuils est en cours sur le Ciron.

1.6. ENJEU 5 : LA REPRODUCTION

Cet enjeu se déroule principalement sur le bassin sur une période allant d'**avril à fin mai**.

Le nombre de risques calculés par tronçon varie entre 15 et 18. Sur le Gat-Mort (GM1) et le Saucats (S1) des risques liés à la micropollution n'ont pu être déterminés faute de données suffisantes.

Pour la reproduction, l'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et de niveau 6** (Figure 7). Aucun risque supérieur à 3 n'apparaît sur le Gat-Mort (GM1) où les indicateurs « micropollution » n'ont pu être calculés ainsi que sur le Ciron (C1).

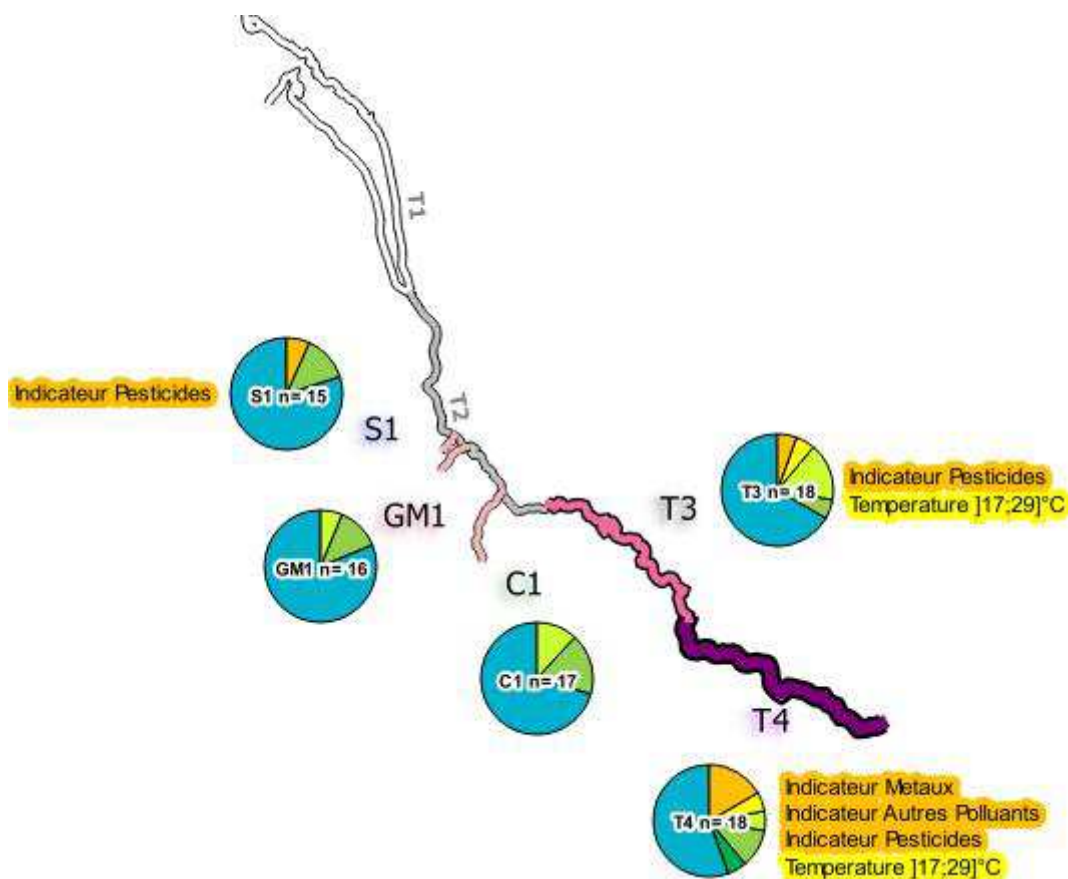


Figure 7 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 5 : la reproduction.

Deux familles de risques émergent pour cet enjeu, les risques liés à la micropollution de l'eau et à la température.

Les risques liés à la micropollution sont présents sur les tronçons de la Garonne concernés par cet enjeu (T4 et T3). Les risques sont maximums dans le tronçon en aval de Golfech où les 3 indicateurs ressortent en risque fort, puis s'atténuent vers l'aval en restant toutefois fort pour

les pesticides. Le Saucats (S1) présente également un risque fort via les indicateurs « pesticides ».

Les risques liés à la température concernent uniquement les deux tronçons de la Garonne (T3 et T4). Il s'agit du dépassement du seuil de 17°C qui provoque l'arrêt de l'activité de reproduction, sans toutefois engendrer des mortalités, puisque le seuil létal de 29°C n'est jamais atteint durant cette période.

2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES

2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de mettre en évidence les enjeux et tronçons potentiellement les plus problématiques (Tableau 1 et Figure 8).

Tableau 1 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus par enjeu et par tronçon. Les cases colorées avec plusieurs nuances de violet représentent les croisements tronçon/enjeu avec plus de 10% des risques calculés de niveau 4 et plus.

	T1	T2	S1	GM1	C1	T3	T4
Enjeu 1 : Vie sous-gravier			7%	0%	11%	11%	16%
Enjeu 2 : Croissance ammocètes			7%	0%	11%	32%	32%
Enjeu 3 : Dévalaison sub-adultes	0%	11%	0%	0%	11%	12%	18%
Enjeu 4 : Montaison des géniteurs	0%	0%	0%	0%	16%	15%	14%
Enjeu 5 : Reproduction			7%	0%	0%	11%	22%

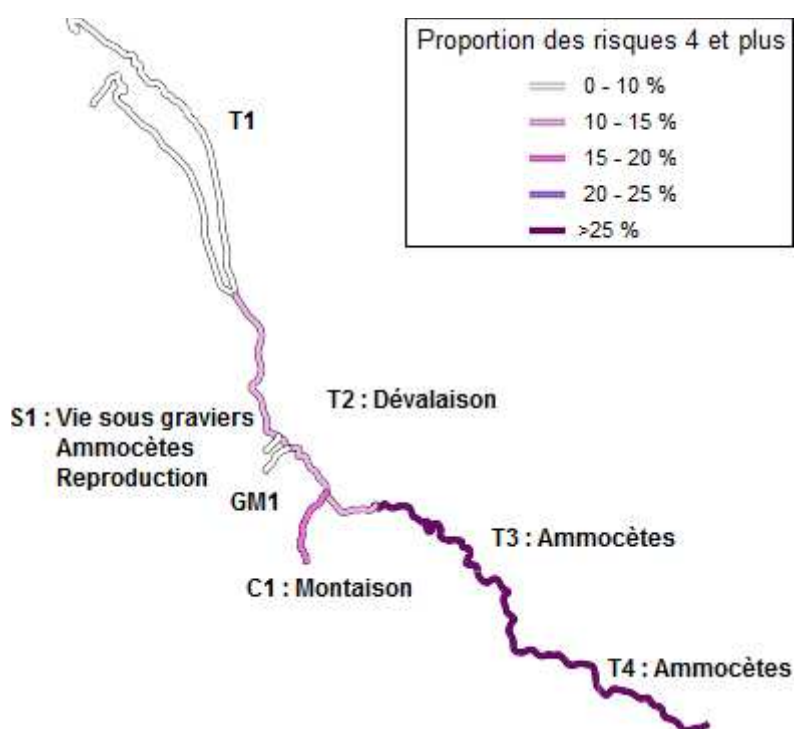


Figure 8 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus pour les enjeux les plus impactés par tronçon.

Aucun risque de niveau 4 et plus n'a été mis en évidence sur le Gat-Mort (GM1), mais ce tronçon ne dispose pas de données permettant de caractériser la micropollution de l'eau et des sédiments.

Les résultats de l'analyse montrent que l'**enjeu le plus impacté** est la **croissance des ammocètes**, particulièrement pour les tronçons de la Garonne allant de l'aval de Malause à la confluence du Dropt (T4 à T3).

Les tronçons de la **Garonne entre Malause et le Dropt** (T4 et T3) sont ceux qui **cumulent le plus de risques de niveau 4 et plus** pour l'ensemble du cycle biologique de la lamproie fluviatile.

2.2. DISCUSSION AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES

Les risques de niveau 4 et plus les plus représentés à l'échelle du bassin sont ceux liés à la micropollution (n=41 ; Tableau 2).

En pondérant, pour chaque grande famille de risques, le nombre de risques égaux ou supérieurs à 4 par l'effectif total de risques calculés, ce sont les risques liés à la micropollution qui ressortent en premier (66.1% des risques calculés pour cette famille sont des risques de niveau 4 et plus), suivi par l'hydrologie (20.0%), puis les ouvrages (14.3%) et de manière marginale la thermie (2.6%). La physicochimie « classique » (les macro-polluants) et l'hydromorphologie (données disponibles uniquement sur les tronçons T3 et T4) génèrent au contraire le moins de risques pour le cycle biologique de la lamproie fluviatile (aucun risque de niveau 4 et plus). Pour l'hydrologie seul l'effet des crues sur l'enjeu 1 (vie sous graviers) a été considéré.

Tableau 2 : Somme des risques de niveau 4 et plus par grande famille de risque et par tronçon.

	Thermie	Physico-chimie (macro-polluants)	Micro-pollution	Hydrologie	Hydro-morphologie	Ouvrages	Pêche
T1	0	0				0	0
T2	0	0	1	1			0
S1	0	0	3			0	
GM1	0	0				0	
C1	0	0	7	1		1	
T3	2	0	13	0	0		0
T4	2	0	17	0	0	0	0
BV Garonne	4	0	41	2	0	1	0
Nb total de risques calculés	155	237	62	10	4	7	7
Proportion de risques >ou= à 4 par rapport au nombre total de risques calculés pour la famille	2.6%	0.0%	66.1%	20.0%	0.0%	14.3%	0.0%

2.2.1. La micropollution

La micropollution de l'eau et des sédiments génère proportionnellement le plus de risques de niveau 4 et plus. **Le tronçon 4 est celui où le nombre de risques liés à la micropollution est le plus élevé**, à la fois pour la micropollution de l'eau et des sédiments. **Les 3 indicateurs de la micropollution de l'eau ressortent de manière équivalente (n= 11-13)**. Concernant la micropollution des sédiments, elle n'a été calculée que pour l'enjeu « croissance des ammocètes » et est ressortie sur tous les tronçons où les indicateurs on put être déterminés. La aussi les deux indicateurs ressortent de manière équivalente. Il faut toutefois garder à l'esprit que les lamproies sont probablement moins sensibles à la pollution que d'autres espèces, et notamment le saumon qui a servi d'espèce repère pour la détermination des seuils de risque

de notre analyse (voir lampricides aux USA). Il convient de fait de rester prudent quant à l'interprétation des résultats bruts de nos indicateurs.

Suivant les secteurs et les périodes les plus à risques, on identifie, sur les 160 molécules pour lesquelles on dispose aujourd'hui de seuils de toxicité : la présence de 33 à 60 de ces molécules (21 à 38%), et de 10 à 24 molécules qui dépassent les seuils de toxicité au moins une fois.

Il n'y a pas de données en Garonne indiquant **un impact direct** de la micropollution sur les lamproies fluviatiles, mais **la présence d'un cocktail de molécules, dont on ignore encore complètement les effets, est inquiétante** (la construction de nos indicateurs donne une bonne image de cet effet cocktail). Ceci est d'autant plus préoccupant que les ammocètes passent plusieurs années enfouies dans le sédiment en filtrant l'eau, elles sont donc particulièrement exposées.

La littérature scientifique, sur les effets de la micropollution, mentionne : des troubles du comportement, des altérations de l'osmorégulation, de la sensibilité olfactive, des perturbations endocriniennes, des perturbations de la maturation sexuelle, un affaiblissement des capacités respiratoires et des perturbations des fonctions cardiaques, donc des réductions des capacités de migration ; une dépression immunitaire, et donc une sensibilité renforcée aux parasites et maladies.

De plus, des effets indirects sur d'autres composantes de l'hydrosystème sont susceptibles d'impacter dans un deuxième temps les lamproies.

2.2.2. L'hydrologie

Les risques liés à l'hydrologie proviennent de deux phénomènes opposés : les crues et les faibles débits.

Les risques liés aux crues concernent le stade vie sous graviers. Ils ressortent uniquement sur le Ciron et concernent l'occurrence de crues biennales durant cette phase (enjeu) susceptibles de perturber le développement des larves et de générer des mortalités. Il s'agit d'un phénomène « naturel », aucune tendance à l'augmentation de l'occurrence de ces épisodes de forte hydrologie sur ce cours d'eau n'a été mise en évidence sur la chronique disponible (2001-2017). Mais cette chronique est courte.

Les faibles débits de la Garonne entraînent la mise en place du bouchon vaseux dans le tronçon de la Garonne sous l'influence des marées (T2) et cela peut représenter un risque pour les subadultes dévalants. Sur la période 1913-2017, la tendance concernant l'occurrence des débits favorables à l'installation du bouchon vaseux dans ce tronçon pendant la période de migration des subadultes de lamproie fluviatile est à la légère augmentation ($Q < 200 \text{ m}^3/\text{s}$ à Tonneins, régression linéaire, $p < 0.05$; Figure 9). Entre le début et la fin de la période considérée le nombre de jour avec un débit favorable à la mise en place du bouchon vaseux en T2 a augmenté de 28 unités.

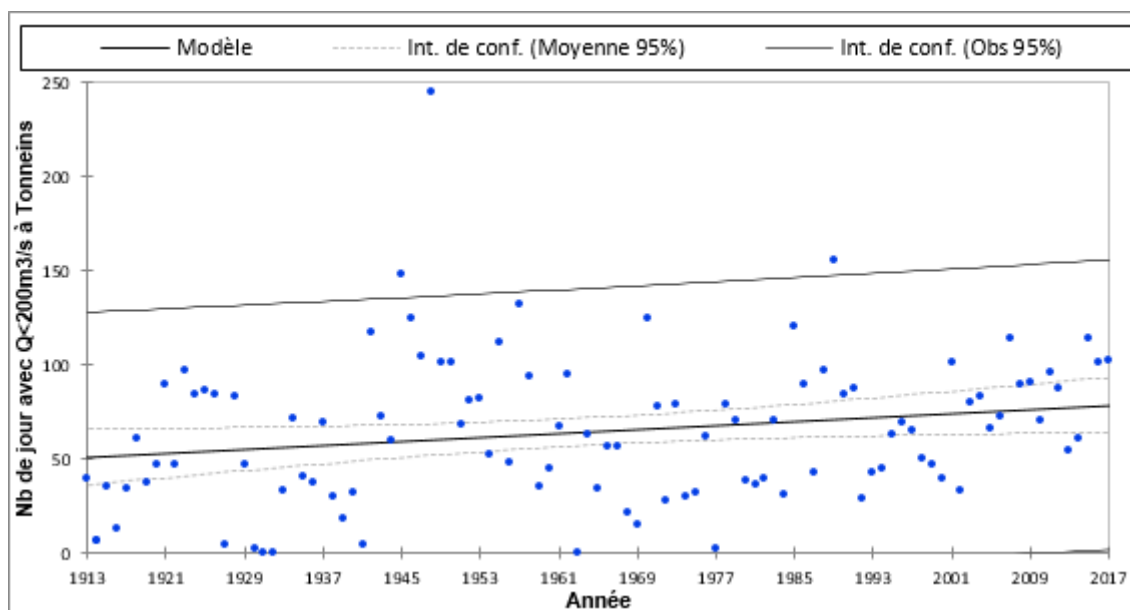


Figure 9 : Evolution du nombre de jour de débit favorable à l'installation du bouchon vaseux dans le tronçon 2 pendant la période de migration de dévalaison des subadultes de lamproie fluviatile sur la période 1913-2017. Le modèle (régression linéaire) indique une tendance à l'augmentation statistiquement significative ($p < 0.05$).

L'installation du bouchon vaseux dans ce tronçon se traduit par des concentrations en MES qui peuvent être importantes (supérieures à 2 g/l), et la chute de la concentration en oxygène dissous durant une partie de la période de dévalaison. Cependant **le comportement des subadultes de lamproie fluviatile vis-à-vis du bouchon vaseux et de son franchissement reste inconnu.**

2.2.3. Les ouvrages

Les risques supérieurs ou égal au niveau 4 identifiés au sujet des ouvrages concernent **uniquement les géniteurs de lamproie fluviatile en migration génésique, ces ouvrages générant des retards dans les déplacements des poissons voire des blocages.**

Des problèmes de circulation sont identifiés sur la partie classée en liste 2 du Ciron, avec 4 ouvrages dont deux équipés de dispositifs de franchissement non adaptés. Mais sur ce cours d'eau des actions sont en cours pour rétablir la libre circulation, ce qui devrait aboutir assez rapidement à une amélioration de la situation.

Il y a peu d'ouvrages sur la partie classée des autres affluents (Saucats et Gat-Mort), mais il y a probablement des habitats intéressants à reconquérir en amont.

Aucun risque concernant la dévalaison des subadultes n'a été identifié dans l'analyse. Une seule centrale hydroélectrique est sise sur le Ciron, mais dans la partie amont du tronçon considéré, et cette dernière est équipée d'un plan de grille ichtyo-compatible et d'une goulotte de dévalaison.

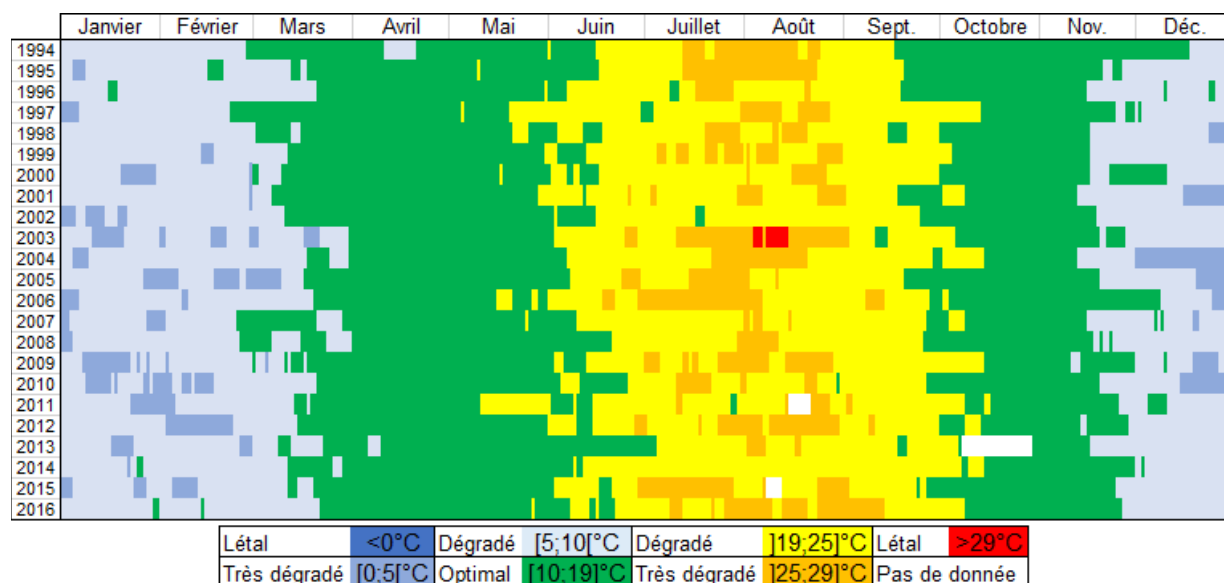
Les risques liés au CNPE du Blayais n'ont pas été évalués par l'analyse car nous n'avons disposé que de très peu d'informations à ce sujet. Toutefois, le suivi des macro-organisme pompés et filtrés au niveau du CNPE du Blayais en 1982 a montré la présence de quelques adultes de lamproie fluviatile et essentiellement des sub-adultes (Boigontier et Mounié, 1984 in Taverny et Elie, 2009). La mortalité immédiate constatée est restée inférieure à 5%. Il y a donc deux enjeux qui sont potentiellement impactés par les pompages du Blayais. Une mise à jour des connaissances sur l'impact de ce pompage permettrait de pouvoir évaluer plus précisément le risque qu'il génère pour l'espèce.

2.2.4. La thermie

Les risques de niveau 4 et plus liés à la thermie sont présents seulement sur les deux tronçons les plus amont de la Garonne colonisés par l'espèce (T3 et T4). **Les effets de la température concernent la perturbation et l'arrêt de l'activité de reproduction ($T > 17^{\circ}\text{C}$) et la perturbation de la croissance des ammocètes et des mortalités potentielles ($T > 25^{\circ}\text{C}$).**

Concernant l'enjeu croissance des ammocètes de lamproie fluviatile sur ces tronçons, la dégradation des conditions de croissance ($19^{\circ}\text{C} < T \leq 25^{\circ}\text{C}$) se produit tous les ans, les conditions de forte dégradation de la croissance se produisent pour plus de 90% des années ($25^{\circ}\text{C} < T \leq 29^{\circ}\text{C}$), et des températures générant des mortalités importantes ne sont atteintes qu'exceptionnellement, ici uniquement lors de la canicule de 2003 (Tableau 3).

Tableau 3 : Détail de la température moyenne journalière de la Garonne à Golfech pour l'enjeu croissance des ammocètes.



Aucune tendance significative au réchauffement n'a été mise en évidence sur les chroniques récupérées dans ces tronçons mais les séries chronologiques sont relativement courtes (1994-2016).

Les larves de lamproie fluviatile vivant enfouies dans le sédiment, il convient de considérer les résultats de l'analyse des données thermiques avec précautions. En effet, la température de l'eau qui s'écoule dans les sédiments n'est probablement pas la même que celle de l'eau mesurée dans la colonne d'eau. Il est probable que les pics de températures soient tamponnés dans les sédiments par le sous écoulement.

2.2.5. Bilan

Le travail effectué permet de disposer d'une cartographie détaillée des grandes familles de risque vis-à-vis du cycle biologique de la lamproie fluviatile.

La population de lamproie fluviatile est confrontée à une somme de risques de natures diverses (micropollution, hydrologie, bouchon vaseux, ouvrages et thermie). Certains de ces risques peuvent être atténués par des actions ciblées, comme par exemple la restauration de la continuité écologique par la construction de dispositifs de franchissement adaptés à l'espèce ou l'élimination d'obstacles ne supportant plus d'usages. D'autres risques sont « naturels », avec des tendances à surveiller dans un contexte débits-températures qui évolue sous l'action des hommes. Mais la majorité des risques pointés proviennent de l'utilisation globale du bassin-versant qui s'est développé au fil du temps. Les mesures d'atténuation seront complexes à

mettre en œuvre et à faire accepter. Le principe même que cela puisse constituer un risque est déjà contesté.

2.3. DISCUSSIONS AUTOUR DU SILURE

L'analyse ne fait pas ressortir de risques liés à la présence du silure, espèce présente dans la plupart des tronçons considérés. En effet, à ce jour, nous ne disposons pas de données chiffrées qui permettraient de réaliser l'exercice.

Syväranta *et al.*, 2009, ont montré, par analyse isotopique, une contribution considérable (53 à 65%) des migrateurs anadromes à l'alimentation des silures de la Garonne aval (cela suppose : les 2 aloses, les lamproies, vivantes ou mortes après la reproduction, le saumon, les mulets). Guillerault *et al.*, 2015, par le même type d'analyse, entre la confluence du Lot et Golfech cette fois (T4), arrivent à une contribution estimée de 51% en moyenne, avec une augmentation de celle-ci avec la taille des silures, mais pas avec la proximité de l'aménagement Golfech. Les contenus stomacaux réalisés par différents auteurs sur la Dordogne (Verdeyroux et Guerri, 2016), la Garonne et la Dordogne (Rapet, 2015) ou la Loire (Boisneau et Belhamiti, 2014), montrent que certains silures peuvent consommer des quantités importantes de poissons migrateurs amphihalins (saumon atlantique, lamproie marine et fluviatile, grande alose et alose feinte), pendant les périodes de migrations, et même en dehors de tout effet de concentration à proximité des obstacles.

Sur la Dordogne, une analyse de 226 contenus stomacaux a été réalisée sur des silures capturés au filet ou à la ligne (Verdeyroux et Guerri, 2016). 573 éléments ont été récupérés dans les 226 estomacs, dont 97 restes de poissons migrateurs appartenant à 7 espèces. Un individu parmi les 97 poissons migrateurs était une lamproie fluviatile.

Le silure peut donc consommer des lamproies fluviatiles mais il est impossible actuellement de conclure sur un éventuel impact sur la population qui vient se reproduire sur le bassin. Les connaissances actuelles, déjà sur la lamproie elle-même, sont trop lacunaires.

3. CONCLUSIONS

Le cycle de la lamproie fluviatile est complexe et il demeure encore beaucoup de zones d'ombre sur le déroulement de ce cycle sur le bassin, ainsi que sur sa biologie en général.

Il y a très peu d'informations quant à la fréquentation du bassin Garonne par la lamproie fluviatile. Les indicateurs disponibles montrent une présence de la lamproie fluviatile majoritairement sur les affluents de la partie aval du bassin. Avec les informations disponibles, il est impossible de se faire une idée de l'état de la population, mais les suivis initiés récemment par MIGADO vont dans le bon sens (suivis reproduction et larves). De même, il serait intéressant que les captures accidentelles des pêcheurs aux bourgues soient déclarées. Concernant les habitats de la lamproie fluviatile sur le bassin, on a peu d'informations sur les habitats potentiels de reproduction, et pour les larves, les habitats disponibles sur la Garonne sont rares.

De plus, de manière générale, il existe peu d'études sur la sensibilité de cette espèce, de ces différents stades de développement, vis-à-vis de la qualité de l'eau en général (température, oxygène, MES, polluants...) et de la qualité des sédiments.

Une des principales interrogations, comme pour la lamproie marine, porte sur **l'origine des géniteurs qui fréquentent le bassin Gironde-Garonne-Dordogne**. Il est de fait difficile d'appréhender l'échelle de gestion la plus pertinente pour l'espèce (échelle du bassin G/G/D ?, échelle française ou européenne ?). De par la configuration de l'estuaire et l'absence de homing, les stocks Garonne et Dordogne sont liés, et les problématiques doivent être abordées au moins à l'échelle de ces deux axes.

4. BIBLIOGRAPHIE

Boisneau, C., Belhamiti, N., 2014. Prédation des poissons migrateurs par le silure en Loire. AADPPMFEDLA - CITERES Université de Tours.

Guillerault, N., Delmotte, S., Poulet, N., Santoul, F., 2015. Etudes des interactions du Silure glane (*Silurus glanis*) avec l'ichtyofaune métropolitaine. ONEMA-EcoLab.

Rapet E., 2015. Etude de la population de silure glane (*Silurus glanis*) de l'estuaire de la Gironde : Caractérisation, régime alimentaire, déplacements. Rapport AADPPED Gironde/IMA

Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Martino, A., Céréghino, R., et Santoul, F. (2009). Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften*, 96(5), 631-635.

Verdeyroux, P., Guerri, O., 2016. Etude du Silure sur la Dordogne. Synthèse des résultats des 4 premières années (avril 2012 - juillet 2016). EPIDOR.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

-

Cycle biologique de la lamproie marine dans le bassin de la Garonne



Auteur(s) : Vincent Cornu (vincent.cornu@ecogea.fr)

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)

Laurent Carry (laurent.carry@migado.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandier – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr
- Laurent Carry, MIGADO, laurent.carry@migado.fr

Pour citation :

Cornu V., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Cycle biologique de la lamproie marine dans le bassin de la Garonne. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. GENERALITES.....	5
1.1. DESCRIPTION	5
1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE.....	5
1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE LAMPROIES MARINE	7
1.3.1. <i>Distribution</i>	7
1.3.2. <i>Evolution du stock Européen</i>	8
2. CYCLE BIOLOGIQUE DE LA LAMPROIE MARINE DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES	10
2.1. LES ADULTES	10
2.1.1. <i>Zones de grossissement marines</i>	10
2.1.2. <i>Instinct de retour : « homing »</i>	10
2.1.3. <i>La migration génésique</i>	11
2.1.4. <i>Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin</i>	12
2.1.4.1. Captures par la pêche professionnelle et par les pêcheurs amateurs aux engins (E1)	13
2.1.4.2. Les géniteurs franchissant Golfech (N1) et Tuilières (N1bis).....	24
2.1.4.3. Les géniteurs franchissant le Bazacle (N3).....	30
2.1.4.4. Les géniteurs franchissant Carbonne (N5).....	34
2.1.4.5. Autres observations de géniteurs sur le Bassin Garonne	35
2.2. LA REPRODUCTION.....	35
2.2.1. <i>Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin de la Garonne</i>	37
2.2.1.1. Zones de frayères actuellement identifiées	37
2.2.1.2. Suivi des zones de frayère	38
2.3. LARVES.....	39
2.3.1. <i>Indicateurs d'abondance des juvéniles sur le bassin de la Garonne</i>	40
2.3.1.1. Réseau RHP.....	40
2.3.1.2. Pêches spécifiques ammocètes	41
2.4. LES SUBADULTES	42
2.4.1. <i>Indicateur d'abondance des subadultes dans la Gironde</i>	43
3. CONCLUSION	44
4. BIBLIOGRAPHIE :.....	46

1. GENERALITES

1.1. DESCRIPTION

Les lamproies appartiennent au groupe le plus primitif des vertébrés, les agnathes (Taverny et Elie, 2010). Le premier fossile reconnu date de la période Dévonienne, il y a 360 millions d'années, ce dernier étant morphologiquement très proche des lamproies actuelles (Guess et al., 2006). Elles se distinguent des autres vertébrés par l'absence de mâchoire.

La lamproie marine est l'une des plus grandes espèces parasites. Elle possède un disque buccal rond, en forme de ventouse, adapté à la succion. Le corps est anguilliforme et lisse, avec deux nageoires dorsales, la seconde étant contiguë à la nageoire caudale. Elle se caractérise par la présence de sept paires de sac branchiaux et l'absence de nageoires paires (Keith et al., 2011).

La coloration de l'adulte est jaunâtre, marbrée de brun sur le dos (Figure 1), la taille commune est de 80 cm pour un poids d'un kilogramme.



Figure 1 : Partie supérieure du corps d'une lamproie marine adulte, où l'on distingue le disque buccal et les 7 sacs branchiaux.

La taille des larves, appelées ammocètes, n'excède pas 20 cm, la coloration est bronzée plutôt clair. Les ammocètes n'ont pas d'œil. Les ammocètes de lamproie marine se distinguent des deux autres larves de lamproies présentes en France par différents indices dont leur pigmentation (Figure 2).



Figure 2 : Ammocètes de lamproies, en haut du genre Lampetra, et en bas de lamproie marine. Les ammocètes de lamproie marine se distinguent des ammocètes du genre Lampetra par la présence d'une large pigmentation au niveau de la nageoire caudale et sur toute la surface du capuchon oral.

1.2. SCHEMA DU CYCLE BIOLOGIQUE

Le cycle biologique de la lamproie marine comprend deux phases distinctes (Figure 3).

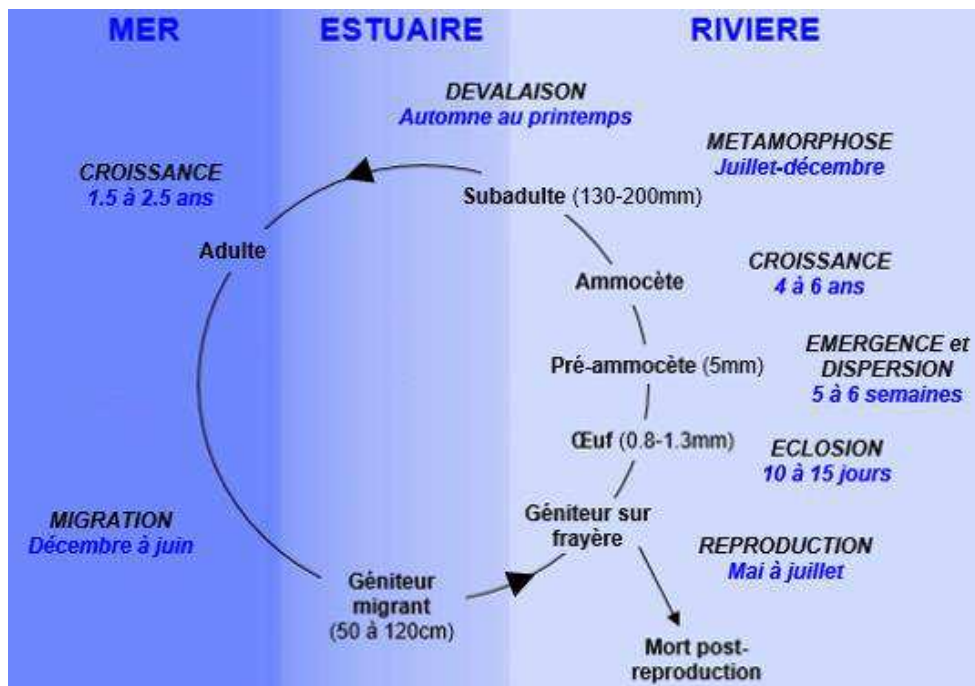


Figure 3 : Cycle biologique de la lamproie marine dans la Garonne.

La première concerne les juvéniles et se situe en eau douce. Les œufs sont déposés à l'intérieur de nids construits par les géniteurs dans un substrat de galets-graviers au niveau de faciès lotiques. Après éclosion des œufs, les pré-larves s'enfouissent dans le substrat du nid puis émergent une fois leur développement terminé. Les juvéniles, appelés ammocètes, colonisent alors la rivière, d'abord à proximité de la frayère puis plus en aval au grès des crues, et s'y développent pendant 4 à 6 années. Elles s'enfouissent dans les limons et les sables et s'alimentent en filtrant l'eau pour se nourrir de particules microscopiques qui dérivent (algues, plancton...). Une fois une certaine taille et un certain taux de réserves lipidiques atteints, elles vont subir un ensemble de transformations pour s'adapter au milieu marin (capacités d'osmorégulation) et s'alimenter en tant que parasites (dents et disque buccal). Les ammocètes deviennent alors des subadultes et dévalent vers la mer (Figure 4).



Figure 4 : Subadulte de lamproie marine (photo MIGADO).

La deuxième phase se déroule en mer ou en estuaire où les lamproies adoptent un mode de vie parasitaire pélagique. Leur dispersion dans l'océan, parfois à plus de 300 km des côtes, est

fonction des organismes parasités. Elles y séjournent 1.5 à 2.5 années avant de, devenus adultes, retourner eau douce pour s'y reproduire (Taverny et Elie, 2010 ; Keith *et al.*, 2011).

1.3. ETAT ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE LAMPROIES MARINE

1.3.1. Distribution

La lamproie marine est présente dans tout l'Atlantique Nord, à la fois sur le continent européen et sur le continent nord-américain (Figure 5).

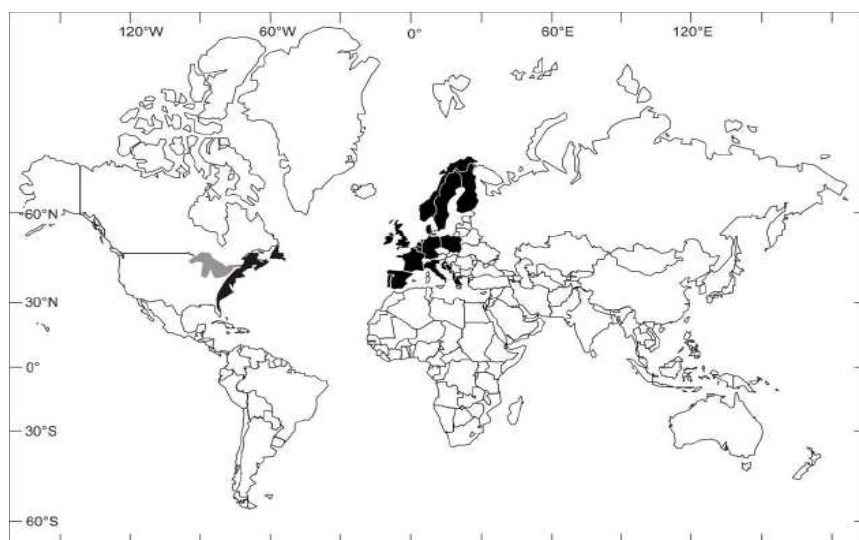


Figure 5 : Aire de distribution de la lamproie marine dans le monde (source : Almeida and Quintella, 2013). Les zones colorées en noires délimitent la répartition des lamproies anadromes, la zone colorée en gris délimite la forme « enfermée » (grands lacs d'Amérique du nord).

Elle se rencontre en densités les plus élevées entre les latitudes 35° et 45°. Les stocks mondiaux sont rassemblés en deux groupes qui ne se mélangent pas (Mateus *et al.*, données non publiées in Almeida et Rochard, 2015) : Nord-américain (Canada et Etats-Unis) et Européen (du Nord de la Norvège au sud de Portugal ainsi que dans la mer Baltique et sur les côtes de la Méditerranée occidentale). Il existe également des populations « enfermées » en Amérique du Nord, mais pas en Europe.

Les bassins versants fréquentés par la lamproie marine du côté européen se situent entre la rivière Guadiana au Portugal et la péninsule de Kola en Russie. Les densités sont sporadiques dans les limites géographiques de son aire de répartition européenne, les plus fortes densités sont observées dans le Golfe de Gascogne (Almeida et Rochard, 2015). En France, elle est présente dans les petits fleuves picards, normands et bretons, dans tous les grands fleuves et dans un certain nombre de côtières aquitains et méditerranéens (Figure 6).



Figure 6 : Aire de répartition française de la lamproie marine (source : Keith et al. 2011).)

1.3.2. Evolution du stock Européen

Depuis le début du XX^{ème} siècle, l'aire de distribution des lamproies marines s'est restreinte et fragmentée. Ce morcellement résulte des activités anthropiques entraînant une dégradation des cours d'eau (barrages, recalibrage, dragages, pollution etc...). Elle est devenue rare dans sa limite septentrionale de répartition (Finlande, Suède). Elle reste répandue dans les fleuves du Royaume-Uni, France, Espagne ainsi qu'au Portugal. Elle s'avère être commercialement importante en France, en Espagne et au Portugal où elle est exploitée par la pêche.

La lamproie marine est particulièrement recherchée au Portugal. La saison de pêche commence début janvier et s'étend jusqu'à fin avril, dans les estuaires et certaines parties des rivières. L'impact de la pêche sur les adultes n'est pas négligeable, mais est difficile à quantifier. Les données officielles portugaises de débarquement des pêcheries marines de lamproie marine entre 1986 et 2014 (Figure 7 - effectif moyen débarqué 1986-2014 = 16 000 individus), laissent penser à une nette augmentation des effectifs depuis le début des années 2000. Mais les données ne prennent pas en compte les variations interannuelles de l'effort de pêche.

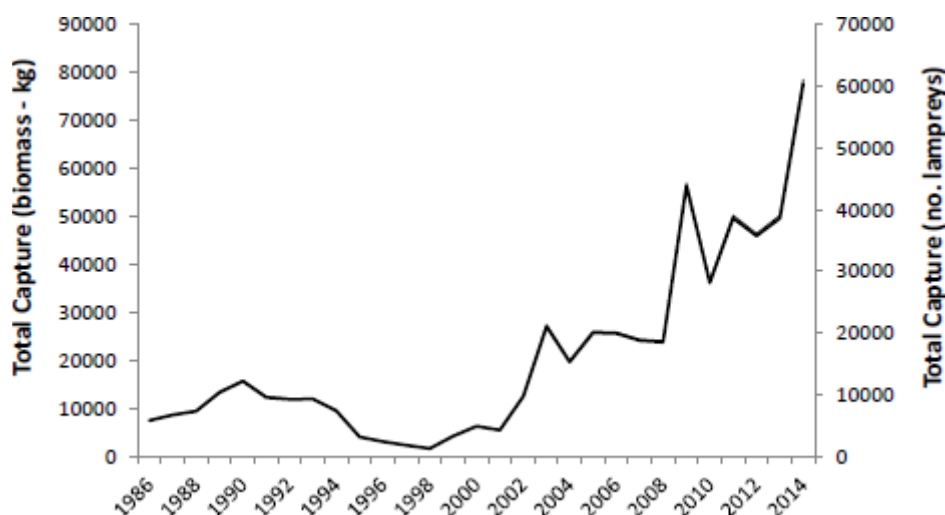


Figure 7 : Biomasse et effectif estimés (poids moyen individuel= 1.3kg) de lamproies marines débarquées au Portugal entre 1986 et 2014 d'après les seuls chiffres des affaires maritimes (source : Almeida et Rochard, 2015).

Une étude réalisée sur la rivière Mondego en 2014 (données non officielles reprises dans Almeida et Rochard, 2015) permet d'estimer que les pêcheries ont capturé près de 30% de l'effectif venant s'y reproduire cette année-là.

En Espagne, la pêche des lamproies marines n'est autorisée que dans les rivières Ulla et Miño. Le nombre moyen de capture de lamproies marines déclaré entre 2003 et 2010 sur la rivière Ulla est de 4800 individus (Silva, 2014 in Almeida et Rochard, 2015).

Les fleuves Dordogne et Garonne accueillent, au niveau Européen, la plus grande population (Beaulaton *et al.*, 2008). L'estimation de l'abondance sur le bassin de la Garonne, reconstruite sur la période 1943-2005 en utilisant un modèle basé sur les captures par unité d'effort (CPUE) des pêcheries de la Dordogne, montre que l'abondance a été maximale entre 1952 et 1970. A partir de 1973 le niveau d'abondance est resté stable mais seulement à 35-40% du niveau maximal. A partir des années 1990, les CPUE augmentent, signe d'une tendance à la hausse de l'abondance des lamproies (Figure 8).

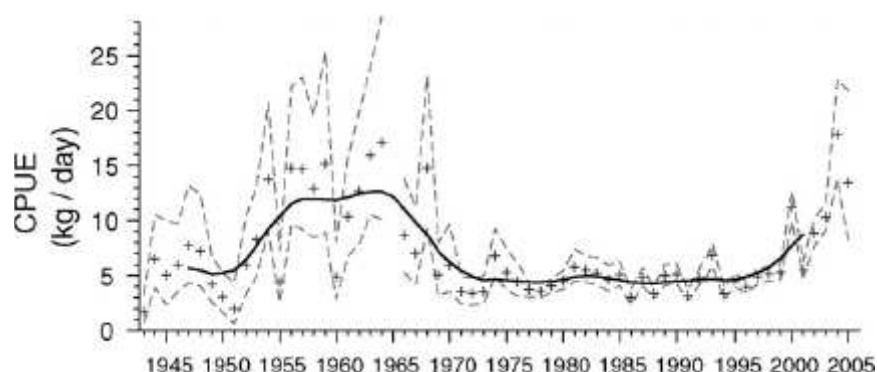


Figure 8 : Estimation des CPUE pour la période 1943-2005 sur la Dordogne (d'après Beaulaton *et al.*, 2008).

Une mise à jour des travaux de Beaulaton *et al.* (2008) a été effectuée par Lobry *et al.* (2016), en revoyant l'effort nominal des pêcheurs professionnels et non professionnels. Cette mise à jour a conduit à une révision des captures de lamproie marine estimées. Vu, entre autres, l'augmentation des CPUE, les auteurs concluent à une tendance à la hausse de l'abondance de la lamproie marine sur la période 1995-2012 sur le bassin Garonne-Dordogne. Depuis 2013 les indicateurs ne montrent plus une augmentation de l'abondance de l'espèce sur le bassin, mais les CPUE restent élevées. En moyenne sur la période 2000-2015, 100 000 individus ont été capturés par an par la pêche professionnelle et amateur (Figure 9).

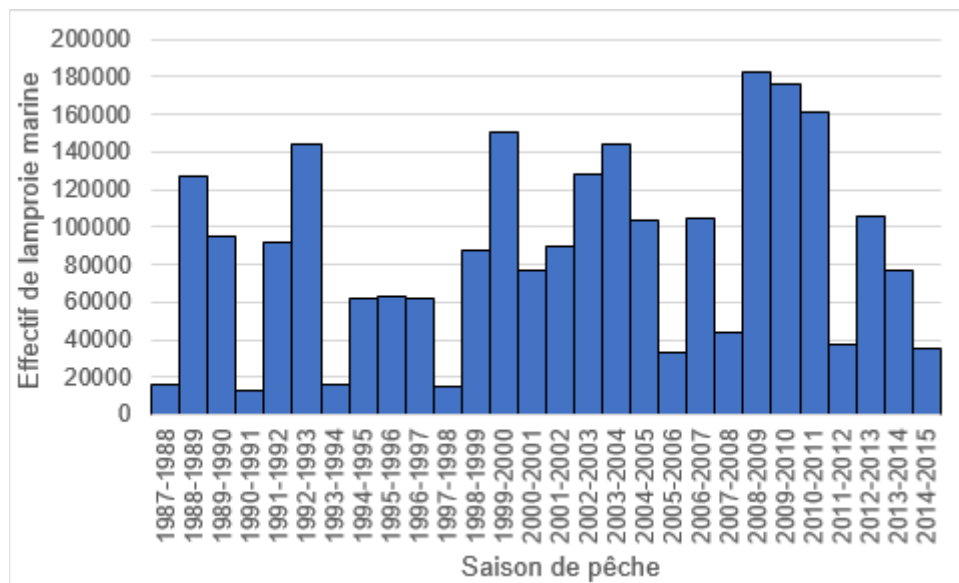


Figure 9 : Effectif estimé de lamproie marine capturé par les pêcheries professionnelle et amatrice (métiers filet et bourgne) sur le bassin Garonne Dordogne entre 1988 et 2015 (d'après Lobry et al., 2016).

2. CYCLE BIOLOGIQUE DE LA LAMPROIE MARINE DANS LE BASSIN DE LA GARONNE : DETAIL DES PHASES

2.1. LES ADULTES

2.1.1. Zones de grossissement marines

La distribution des lamproies en mer est dépendante des proies auxquelles elles se ventousent. Il y a peu d'informations concernant la phase marine, très peu de captures directes et peu de données concernant les cicatrices laissées sur les hôtes sont rapportées dans l'environnement marin. La capture d'individus les plus éloignés en mer concerne deux individus parasitant un requin bleu observés à plus de 800 km de la côte, dans l'Atlantique nord (Almeida et Rochard, 2015). Il est couramment admis que la lamproie marine est capable de se disperser dans tout l'océan Atlantique nord, et à plus de 300 km des côtes.

2.1.2. Instinct de retour : « homing »

Des travaux réalisés sur les grands lacs américains (marquage-recapture) suggèrent que la lamproie marine ne montre pas de phénomène de homing (Bergstedt and Seelye, 1995). Les individus se distribuent de manière aléatoire entre différents tributaires pour s'y reproduire. Des études génétiques réalisées sur les populations de la côte américaine concluent également que la lamproie marine ne retourne pas se reproduire préférentiellement dans son cours d'eau natal (Bryan et al., 2005).

En revanche, les marqueurs mitochondriaux et microsatellites montrent un manque d'échanges génétiques entre les stocks nord-américain et européen : ces deux stocks ne se mélangent pas (Rodríguez-Muñoz et al., 2004 ; Mateus et al., données non publiées in Almeida et Rochard, 2015, Bryan et al., 2005).

L'attrance des adultes vers un bassin versant plutôt qu'un autre serait liée à la présence de larves dans les habitats de celui-ci. En effet, ces dernières émettent par les fèces un acide (sulfate de petromyzonol) qui compose la majorité de la phéromone attractive pour les géniteurs. La sensibilité des adultes migrants vis-à-vis de ces phéromones serait influencée par le débit, leur degré de maturité et le moment de la journée (Taverny et Elie, 2010). Cet attrait

vers les larves de lamproie suggère une orientation des géniteurs vers des cours d'eau qui possèdent des habitats de reproduction et de développement des juvéniles de qualité (Wagner *et al.*, 2009).

Dernièrement, une étude de la morphologie des lamproies et du profil des acides gras des phospholipides du tissu cardiaque d'individus des principaux bassins versants Portugais fréquentés par la lamproie marine laisse supposer l'existence de trois groupes de lamproie colonisant le Portugal. Cette structuration serait favorisée par la topographie des fonds marins (plaines abyssales séparées par des canyons ou des monts sous-marins) pendant la phase de croissance océanique, et par l'absence ou la rareté de grande espèces pélagiques (type alose ou salmonidés) qui amène les jeunes lamproies à cibler des espèces de poissons benthiques (Lança *et al.*, 2014 ; Figure 10).

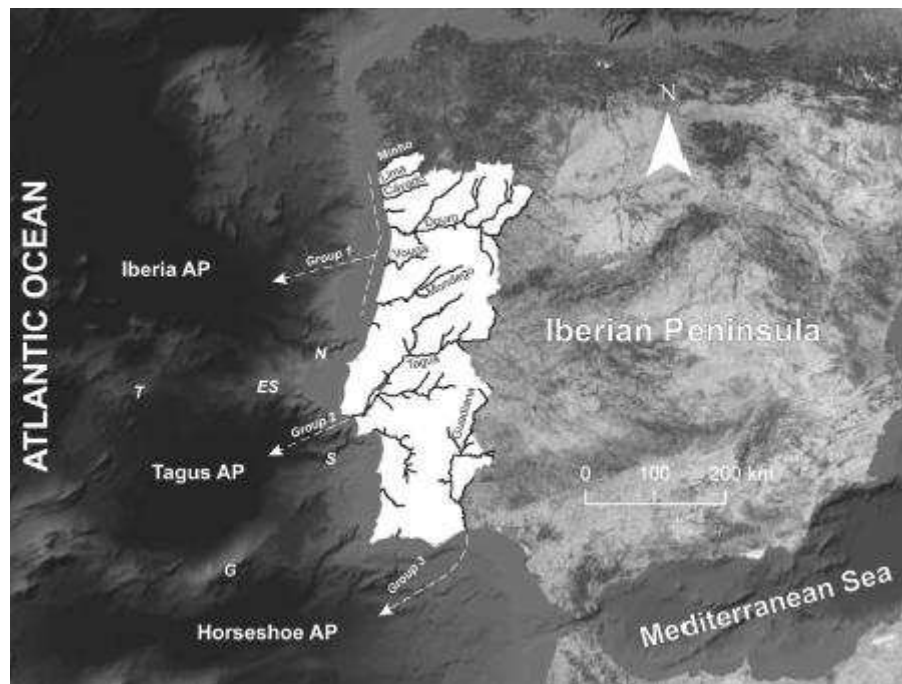


Figure 10 : Localisation des bassins fluviaux sur lesquels des lamproies marines ont été capturées. La formation des trois groupes est basée sur la localisation géographique de l'embouchure des fleuves et la proximité des zones océaniques ibériques occidentales avec la représentation des monts marins et des canyons qui bordent les trois plaines abyssales. Acronymes : Iberia AP - Plaine abyssale Iberique; Tage AP - Plaine abyssale du Tage; Horseshoe AP - Plaine abyssale Horseshoe; T- Mont sous-marin deTore; ES – Eperon d'Estremadura; G – Banc de Gorringe (Lança *et al.*, 2014).

2.1.3. La migration génésique

Lors de la migration génésique la lamproie marine cesse de s'alimenter, elle ne se fixe donc plus à des hôtes. Les lamproies ne possèdent pas de vessie gazeuse. Pour se maintenir dans la colonne d'eau, elles doivent donc, soit être en activité de nage, soit être ventousées au substrat.

La migration génésique peut être divisée en 3 étapes : 1) migration depuis l'océan vers les estuaires, 2) un arrêt en estuaire permettant de s'adapter aux nouvelles conditions et 3) la migration de montaison en cours d'eau vers les zones de frayère (Clemens *et al.*, 2010). Sur la Garonne ces 3 étapes se déroulent de mi-novembre à fin juin.

Le passage de l'eau de mer à l'eau douce est une étape particulièrement stressante. La lamproie utilise l'estuaire comme un espace d'acclimatation où elle passe d'un processus d'osmorégulation saline à un processus d'eau douce. L'entrée en zone fluviale entraîne l'excrétion de gros volumes d'urine, l'arrêt de l'alimentation avec atrophie de l'appareil digestif

et une inversion du transport ionique à travers les branchies pour permettre la survie en eau douce (Bartels et Potter, 2004). La durée de cet arrêt d'acclimatation n'est pas connue.

La distance de la migration dépend de la taille de la rivière, de la localisation des zones de frayère et des obstacles. En milieu continental européen, son record de migration est atteint dans le Rhin avec plus de 800 km (Haristy *in* Holcik, 1986). Le niveau de colonisation d'un réseau hydrographique pourrait être densité-dépendant (Lasne et Sabatié, 2009).

D'après Ducasse et Leprince (1980), dans l'estuaire, les lamproies marines se déplacent activement en pleine eau lors du flot. Dans la Dordogne, en amont du bec d'Ambès, au moment du jusant, elles nagent à contre-courant et près du fond. Au moment de l'étalement de marée, elles quittent le fond pour se laisser porter par le flot.

La migration en rivière est essentiellement nocturne avec un pic d'activité quelques heures après le coucher du soleil (Almeida *et al.*, 2002). Ceci pourrait être lié à la plus grande protection offerte par l'obscurité. Les lamproies évitent la lumière durant la journée, en se cachant dans des zones profondes, entre des blocs, en sous-berge (Andrade *et al.*, 2007).

La température de l'eau et le débit sont des facteurs importants de déclenchement de la migration de montaison des lamproies. Des pics d'activité migratoire sont couramment observés lors d'épisodes d'augmentation du débit. C'est probablement un comportement adopté par la lamproie pour surmonter les zones à difficultés. De même l'activité maximale de migration est observée pour des températures comprises entre 10 et 18°C (Maitland, 2003). Des arrêts peuvent avoir lieu au cours de la migration en rivière, parfois durant plusieurs semaines avant de reprendre une activité migratoire vers l'amont (Almeida *et al.*, 2002).

Comparée au saumon atlantique ou même à la grande alose, la lamproie marine est considérée comme une nageuse moyenne (en matière d'efficacité de propulsion), en raison de l'absence de nageoires paires et de l'utilisation de la locomotion de type anguilliforme (Webb, 1978 *in* Almeida et Rochard, 2015). La vitesse de nage dépend de la longueur du corps et de la température. A 15°C, la vitesse critique de nage d'une lamproie marine de 90 cm a été évaluée à 1.14 fois la longueur du corps par seconde (soit 1.03 m/s) par Almeida *et al.* (2007). Dans les zones où la vitesse du courant est importante, la lamproie peut adopter un comportement de sprint intermittent avec des périodes de repos pendant lesquelles la lamproie se ventouse au substrat (Quintella *et al.*, 2004). Ainsi, des lamproies ont été observées en train de remonter par « à-coup » dans des écoulements avec des vitesses beaucoup plus importantes que leur vitesse critique, jusqu'à 2.7 m/s (Mc Auley 1996 *in* Clemens *et al.*, 2010). Les écoulements de vitesse supérieure à 4 m/s semblent générer des obstacles absolus (Stone, 2004).

Les opérations de radiopistage menées par MIGADO dans la Garonne entre Couthures-sur-Garonne et Golfech ont permis de déterminer une vitesse moyenne de progression de 12.9 km/jour avec une vitesse maximale de 36.3 km/jour (Carry *et al.*, 2007 ; Coustillas *et al.*, 2008 ; Frey et Carry, 2009). Les opérations de radiopistage ont également permis de suivre le comportement des lamproies face à un ouvrage. Devant les difficultés posées par l'ouvrage de Golfech, certains individus ont fait demi-tour rapidement (quelques heures), d'autres, plus persévérants, ont tenté de le franchir pendant plusieurs semaines (jusqu'à 40 jours). Dans tous les cas les lamproies n'ayant pas réussi à franchir se sont repliées sur des zones de frayère en aval, parfois à plus de 60 km en aval.

2.1.4. Indicateurs d'abondance des géniteurs sur le bassin

Au niveau du bassin Gironde-Garonne-Dordogne, on dispose de plusieurs estimateurs de l'abondance des géniteurs effectuant leur migration génésique (Figure 11). Ce sont 1) les stations de comptage permanentes situées sur la Garonne au niveau de 3 ouvrages EDF (Golfech (N1), Le Bazacle (N2) et Carbonne (N3)) ainsi que sur la Dordogne (Tuilières (N1bis)), et 2), les suivis de la pêche professionnelle et amateur aux engins dans la partie aval du bassin (E1).

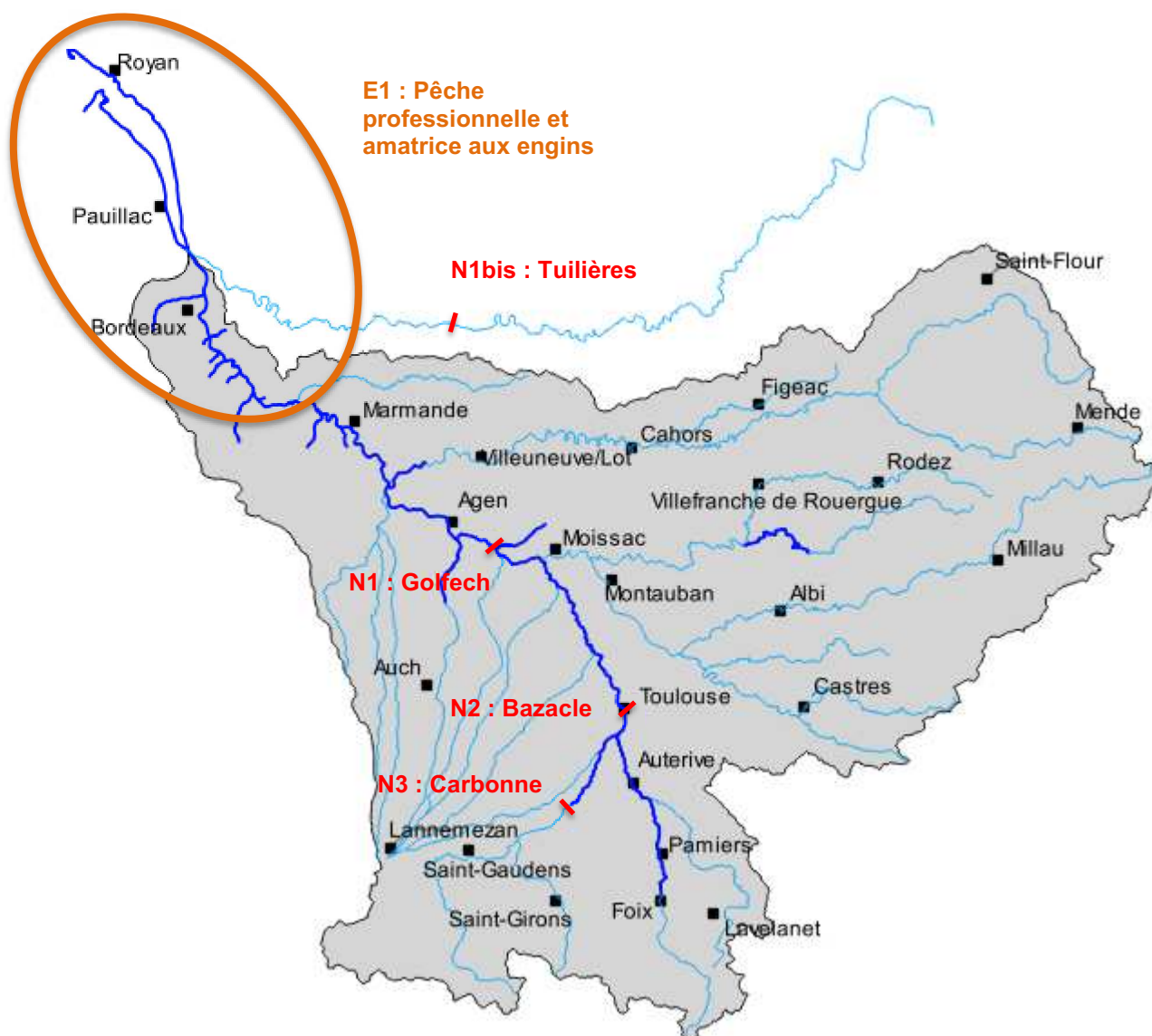


Figure 11 : Localisation des différents points de contrôle de l'abondance en géniteurs de lamproie marine effectuant leur migration génésique dans le bassin de la Garonne.

2.1.4.1. Captures par la pêche professionnelle et par les pêcheurs amateurs aux engins (E1)

Deux techniques sont utilisées par les pêcheurs pour capturer la lamproie marine lors de sa migration génésique : la pêche au filet dérivant et la pêche aux bourgues (nasses).

2.1.4.1.1. Statistiques des captures de l'IRSTEA

Un suivi statistique des captures, par enquête auprès de pêcheurs coopératifs, est effectué par l'Irstea depuis la fin des années 1970 (Lobry *et al.*, 2016 ; Lobry et Castelnaud, 2015). Ce suivi, centré sur l'estuaire de la Gironde et la zone de marée dynamique, a entraîné le découpage de du secteur d'étude en 15 zones d'intervention en fonction des lieux de résidence des pêcheurs et des pratiques de pêche (Figure 12). Il ne concerne que les pêcheurs pratiquant dans le département de la Gironde (marins + fluviaux), d'autres pêcheurs pratiquent sur les départements en amont.

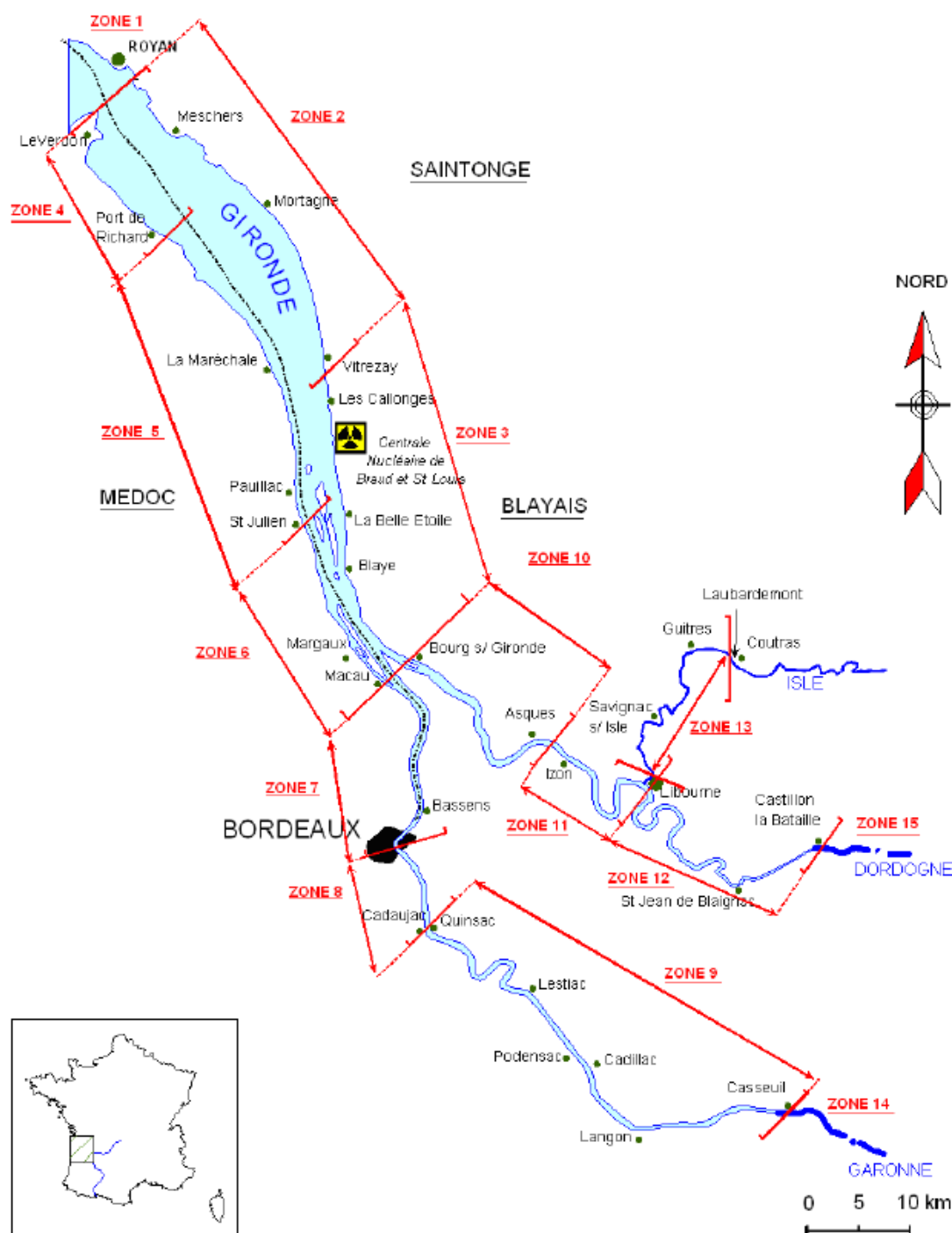


Figure 12 : Découpage du bassin de la Gironde pour le suivi statistique des captures de l'IRSTEA (source Lobry et al. 2016).

Les statistiques de captures sont basées sur les informations fournies par des pêcheurs coopératifs. A partir des données récoltées, les effectifs capturés sont estimés en tenant compte de l'ensemble des effectifs de pêcheurs pratiquant sur toutes les zones précédemment définies, pour chaque technique de pêche.

En 2015, les estimations ont été réalisées grâce aux informations fournies par 17 pêcheurs coopératifs, 9 pratiquant la pêche aux bourgnes (représentant 31% de l'effectif total de 29 professionnels pratiquant cette technique) et 13 pratiquant la pêche au filet dérivant (représentant 30% de l'effectif total de 44 professionnels pratiquant cette technique).

A. Evolution de l'effort de pêche au filet

Pour cette technique l'unité d'effort de pêche nominal correspond à un pêcheur professionnel assidu utilisant un filet tramail dérivant de 120 à 300 m de long du 1^{er} décembre au 15 mai. L'unité d'effort pour le calcul des CPUE est le jour de pêche au filet.

Le nombre de professionnel pratiquant cette technique est en constante diminution depuis les années 1980 où l'effectif avoisinait 250 pêcheurs assidus, ils n'étaient plus que 44 pêcheurs en 2015 (10 en estuaire : zones 2 à 6, et 34 en rivière ; zones 7 à 12). Ainsi l'effort effectif total est passé de plus de 6660 jours de pêche au filet en 1990 à 1830 jours en 2015. Actuellement **2 pêcheurs professionnels exercent ce métier sur la Garonne fluviale** (zones 7, 8 et 9).

Sur les 13 pêcheurs coopératifs utilisant cette méthode en 2015, seul 1 pratique la pêche au filet sur la Garonne (et également sur la Dordogne).

Pour les pêcheurs amateurs aux engins, le quota de 151 licences distribuées est atteint tous les ans, dont **58 sur la Garonne**, soit un peu moins de 40% des licences. Un coefficient de 0.2 équivalent pêcheur professionnel assidu est appliqué sur la période 1978-1998, 0.15 de 1991 à 2001, 0.1 de 2002 à 2012 et 0.05 depuis 2013 sur les effectifs totaux. Ainsi, sur la période considérée, l'effort nominal des pêcheurs amateurs au filet dérivant était d'environ 50 équivalents pêcheur professionnel assidu jusqu'au début des années 1990, puis cela a ensuite commencé à diminuer pour atteindre actuellement 8 équivalents pêcheur professionnel assidu.

B. Evolution de l'effort de pêche au bourgnes

Pour cette technique l'unité d'effort de pêche nominal correspond à un pêcheur professionnel assidu, utilisant 60 à 180 bourgnes du 1^{er} janvier au 1^{er} mai. L'unité d'effort pour le calcul des CPUE est la bourgne par mois de pêche.

Le nombre de professionnels pratiquant cette technique est resté relativement stable sur la période 1988-2015, variant entre 17 et 35 pêcheurs assidus. L'effort effectif total moyen sur la période 1988-2015 est de 17350 bourgnes x mois de pêche. Cette technique est moins utilisée sur la Garonne car les débits y sont plus soutenus que sur la Dordogne pendant la période de passage des lamproies (problème de mise en place et d'entraînement).

Sur les 9 pêcheurs coopératifs utilisant cette méthode en 2015, seul 1 pratique la pêche aux bourgnes exclusivement sur la Garonne et un sur la Garonne et la Dordogne.

Pour les pêcheurs amateurs aux engins, un quota de 364 licences « petite pêche bateau » est délivrable tous les ans, dont **134 sur la Garonne** (environ 37% de l'effectif total). Ces licences autorisant la pose de 6 bourgnes par pêcheur. L'effort nominal de pêche est estimé à 50% de l'effort nominal des professionnels pour la période 1988-1999 et 20% pour la période 2000-2015. Ainsi sur la période considérée, il a varié entre 6 et 15 équivalents pêcheur professionnel assidu.

C. Estimation des captures réalisées par la pêcherie

Les effectifs de lamproie marine capturés par la pêcherie sur l'ensemble Garonne, Dordogne et estuaire de la Gironde varient de 44400 à 182260 individus par an pour un effectif moyen de 98255 lamproies sur la période 1978-2015 (Figure 13).

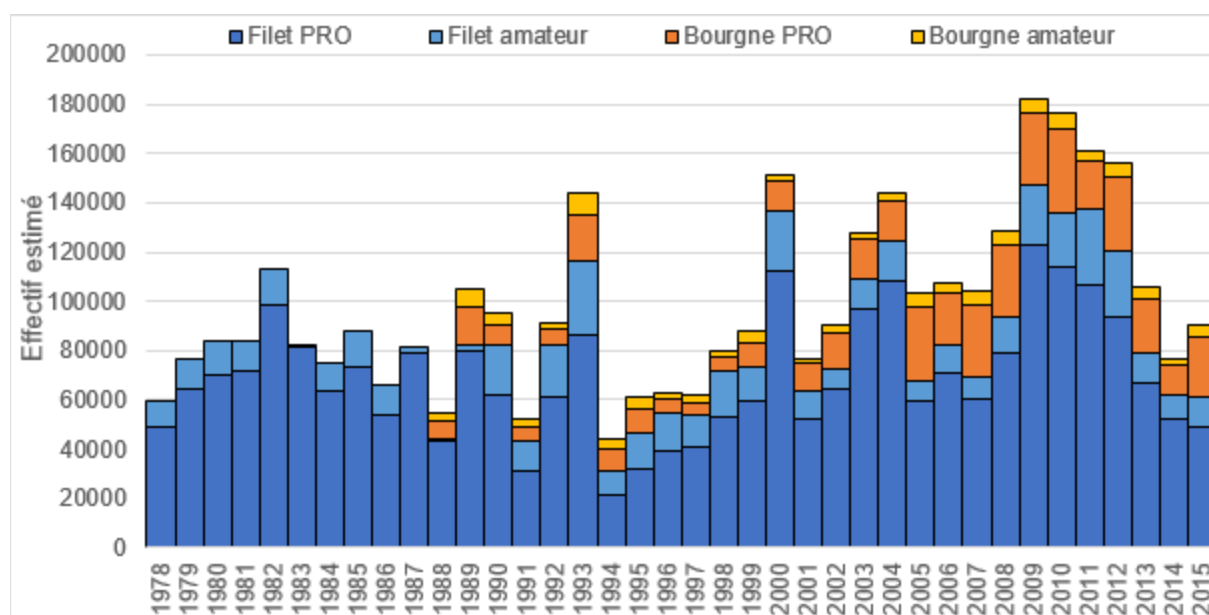


Figure 13 : Effectif estimé de lamproie marine capturé par la pêche professionnelle et les pêcheurs amateurs aux engins pour les techniques filet et bourgne dans les parties aval de la Garonne, de la Dordogne et l'estuaire de la Gironde entre 1978 et 2015 (à partir des données de Lobry et al. 2016).

Les captures les plus importantes, pour les deux catégories de pêcheurs, sont réalisées avec la technique du filet dérivant qui représente en moyenne plus de 76% des prises. La grande majorité de l'effort de pêche se porte sur la Dordogne.

D. Pic de migration

Le pic de migration de montaison des lamproies marines, peut être observé au travers des CPUE relevées dans la Garonne et la Dordogne (Figure 14).

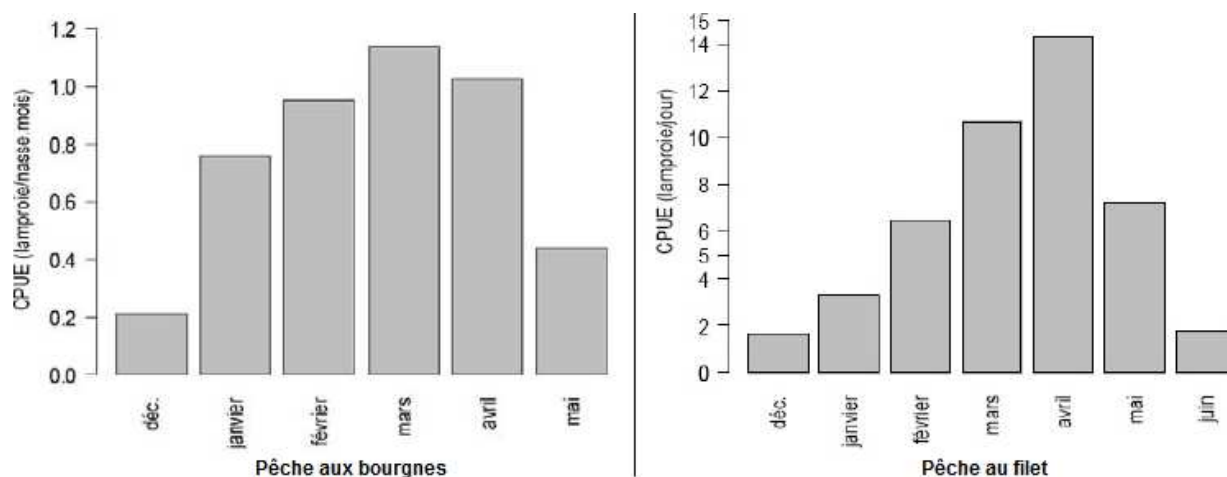


Figure 14 : Evolution des CPUE saisonnières des lamproies marines pour les deux techniques de pêche dans le bassin de la Gironde entre 1946 et 2006 (Taverny and Elie, 2009).

En fonction de la technique de pêche considérée, il survient le plus souvent aux mois de mars pour la pêche aux bourgnes et au mois d'avril pour la pêche au filet.

E. Evolution de l'abondance de la lamproie marine sur les zones de pêche

Les CPUE, à elles seules, ne permettent pas toujours de statuer sur le sens de l'évolution de l'abondance, particulièrement lorsqu'elles sont estimées à partir d'un échantillon de pêcheurs

et non de la population totale. Il est souhaitable de prendre en compte également la production totale saisonnière pour un métier donné ainsi que l'effort de pêche total.

Lobry *et al.* (2016) définissent 13 combinaisons des tendances observées sur les CPUE, les captures totales et l'effort de pêche total pour pouvoir conclure sur l'évolution de l'abondance (Tableau 1).

Tableau 1 : Les combinaisons possibles des 3 descripteurs utilisés pour analyser les variations de l'abondance (d'après Lobry *et al.* 2016).

Combinaison	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
CPUE	↑	↑	↑	↑	↑	→	→	→	↓	↓	↓	↓	↓
Captures totales	↑	↑	↑	→	↓	↑	→	↓	↑	→	↓	↓	↓
Effort total	↑	→	↓	↓	↓	↑	→	↓	↑	↑	↑	→	↓
Evolution de l'abondance	↑	↑	↑	↑	↑	?	?	?	↓	↓	↓	↓	↓

Les combinaisons 1 à 5 regroupent les situations où une augmentation de l'abondance est décelable, les combinaisons 9 à 13 celles où une diminution de l'abondance est décelable. Pour les combinaisons 6 à 8, il convient de rester prudent quant à l'interprétation.

L'exercice de l'évaluation de l'évolution de l'abondance de la lamproie marine à travers les statistiques de pêche est périlleux, d'autant plus que les CPUE ne reflètent que l'abondance pour la période dans laquelle elles ont été établies (périodes légales de pêche) d'une population qui ne fait majoritairement que traverser la zone de pêche. De plus, la prudence s'impose aussi vu l'effectif réduit de pêcheurs coopératifs.

Les résultats obtenus pour la pêche au filet semblent montrer une tendance à l'augmentation de l'abondance sur la période 2000-2009, puis une décroissance depuis 2013 (Figure 15).

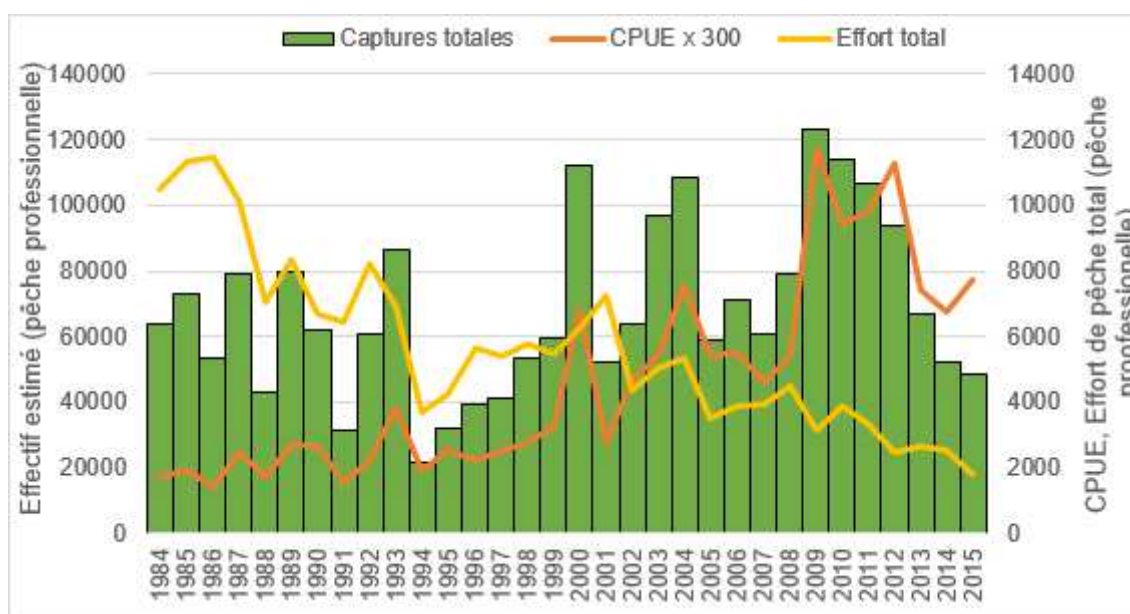


Figure 15 : Evolution des captures totales, captures par unité d'effort (nombre de lamproie par filet par jour de pêche) et effort total (nombre de jour de pêche au filet) pour la pêcherie professionnelle (d'après Lobry *et al.*, 2016).

Les résultats obtenus pour la pêche aux bourgnes suivent la même tendance, avec augmentation de l'abondance dans la période 2000-2008, puis baisse de l'abondance depuis 2009 avec des sursauts en 2012 et 2015 (Figure 16).

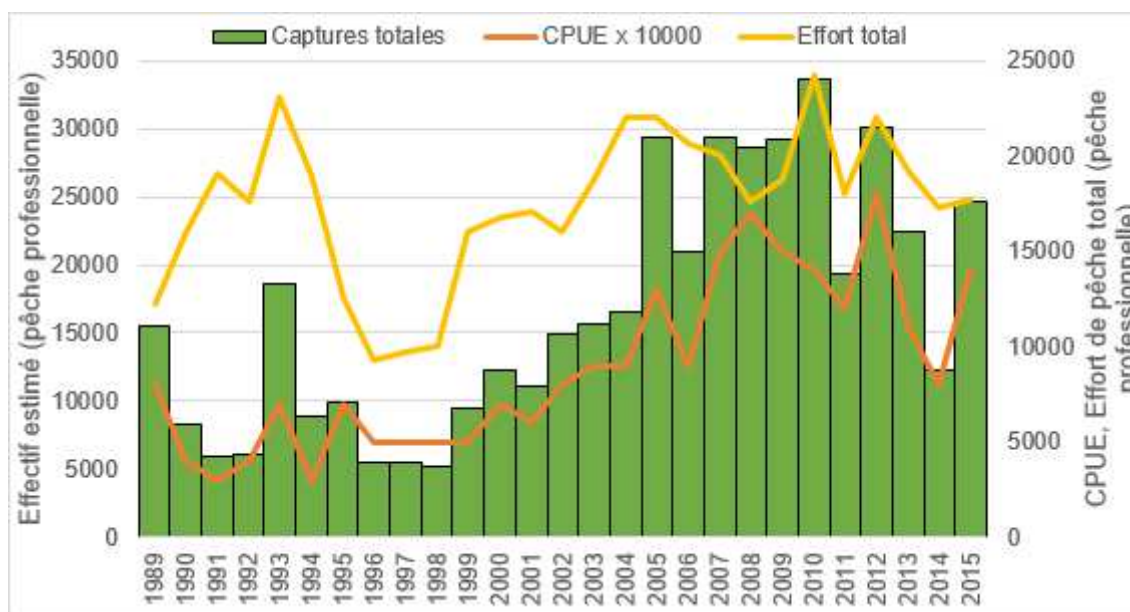


Figure 16 : Evolution des captures totales, captures par unité d'effort (nombre de lamproie par bourgne par mois de pêche) et effort total (nombre de bourgnes) pour la pêcherie professionnelle (d'après Lobry et al., 2016).

2.1.4.1.2. Carnets de capture de l'AAPPEDG

Les données reprises ici sont issues du rapport de Rapet (2018) sur le bilan de la pêche professionnelle fluviale de la lamproie marine dans le département de la Gironde sur la période 2000-2017.

L'Association Agréée des pêcheurs professionnels en Eau Douce de la Gironde (AAPPEDG) réunit 1) les pêcheurs professionnels fluviaux exerçant une activité de pêche en Dordogne (du Bec d'Ambès à Castillon-la-Bataille), sur l'Isle (du confluent avec la Dronne au pont routier de Libourne) et sur la Garonne (du Bec d'Ambès à Casseuil) et 2) les marins pêcheurs exerçant une activité pêche dans les zones mixtes (du Bec d'Ambès au pont de pierre de Libourne sur la Dordogne et du Bec d'Ambès au pont de pierre de Bordeaux sur la Garonne).

Dans les parties de la Garonne et de la Dordogne où la réglementation de la pêche fluviale s'applique (en amont du Bec d'Ambès), la pêche de la lamproie est autorisée du 1^{er} décembre au 15 mai. Deux techniques permettent la capture de lamproies, la pêche au filet dérivant (du lundi 6h au samedi 18h, sauf en décembre où la pêche n'est praticable que 2h avant et après le lever/coucher du soleil) et la pêche au bourgnes (pas de relève du samedi 18h au lundi 6h et entre 2h après le coucher du soleil et 2h avant son levé).

A. Evolution du nombre de pêcheur et de la pression de pêche

Le nombre de pêcheurs professionnels adhérents à l'AAPPEDG (adhésion obligatoire pour la pratique de la pêche) est en nette diminution sur la période 2000-2017, passant de 141 adhérents en 2000 à 46 en 2017 (Figure 17).

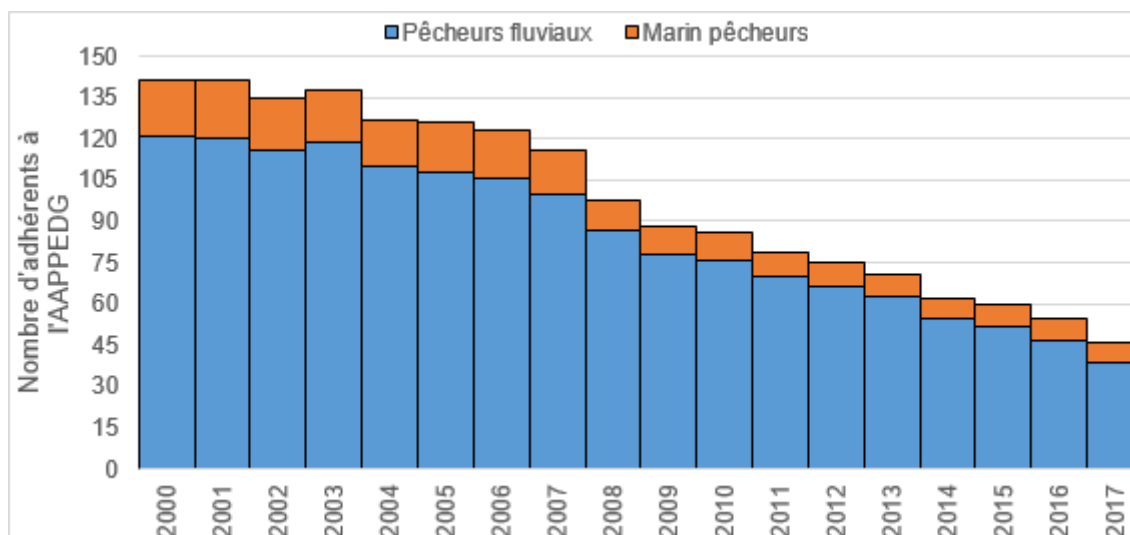


Figure 17 : Evolution du nombre d'adhérents à l'AAPPEDG entre 2000 et 2017 (source AAPPEDG).

La majorité des pêcheurs pratiquent leur activité sur la Dordogne/Isle, l'effectif de pêcheurs pratiquant en Garonne reste toujours sous les 20 et même sous les 10 pêcheurs depuis 2011. L'écart entre le nombre de pêcheurs pratiquant entre les deux cours d'eau et les conditions de pêche plus difficiles sur la Garonne (débits plus soutenus (fonte des neiges) pendant la période d'ouverture de la lamproie) abouti logiquement à un nombre de sorties de pêche, et donc à une pression de pêche, beaucoup plus importants sur la Dordogne que sur la Garonne (Figure 18).

Sur la Garonne, le nombre de sorties est très faible en décembre, augmente progressivement jusqu'à atteindre un maximum en avril puis décroît en mai (mois limité à 15 jours de pêche). Sur la Dordogne l'évolution du nombre de sorties est proche de celui de la Garonne avec un nombre de sorties maximal en mars/avril.

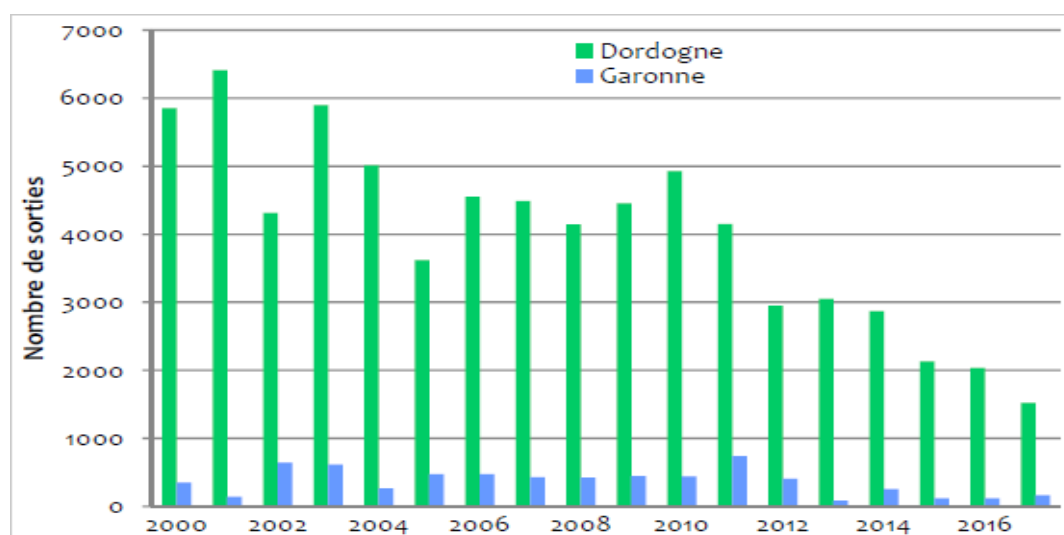


Figure 18 : Evolution du nombre de sorties de pêche par cours d'eau sur la période 2000-2017 (source AAPPEDG).

B. Evolution des captures de lamproie marine

Conformément aux différences de pression de pêche, les captures de lamproie marine sont nettement supérieures sur la Dordogne, avec en moyenne, sur la période 2000-2017, de l'ordre de 80 tonnes de lamproies capturées sur la Dordogne et une dizaine de tonnes sur la Garonne (Figure 19).

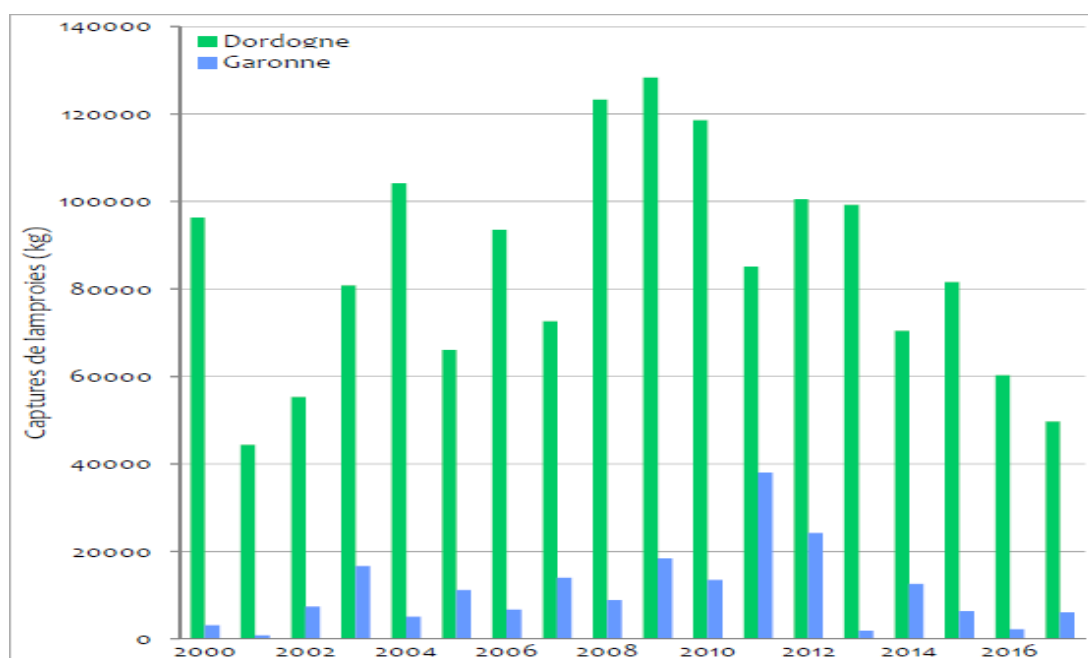


Figure 19 : Evolution des captures de lamproie marine par cours d'eau sur la période 2000-2017 (source AAPPEDG).

Sur la Dordogne, les captures augmentent de 2001 à 2009, avec un pic de capture de plus de 125 tonnes, puis diminuent progressivement jusqu'en 2017 (environ 50 tonnes). Les captures de lamproies sur la Garonne sont plus variables dans le temps (coefficient de variation de 85 % contre 27% sur la Dordogne), avec une évolution des captures à la hausse entre 2000 et 2011 (pic de près de 40 tonnes), puis une décroissance jusqu'à 2017.

Pour les deux axes, les captures moyennes augmentent tout le long de la saison de pêche (Figure 20), elles atteignent un maximum en avril, puis chutent en mai, en rapport avec la fermeture de la pêche qui intervient au milieu de ce mois.

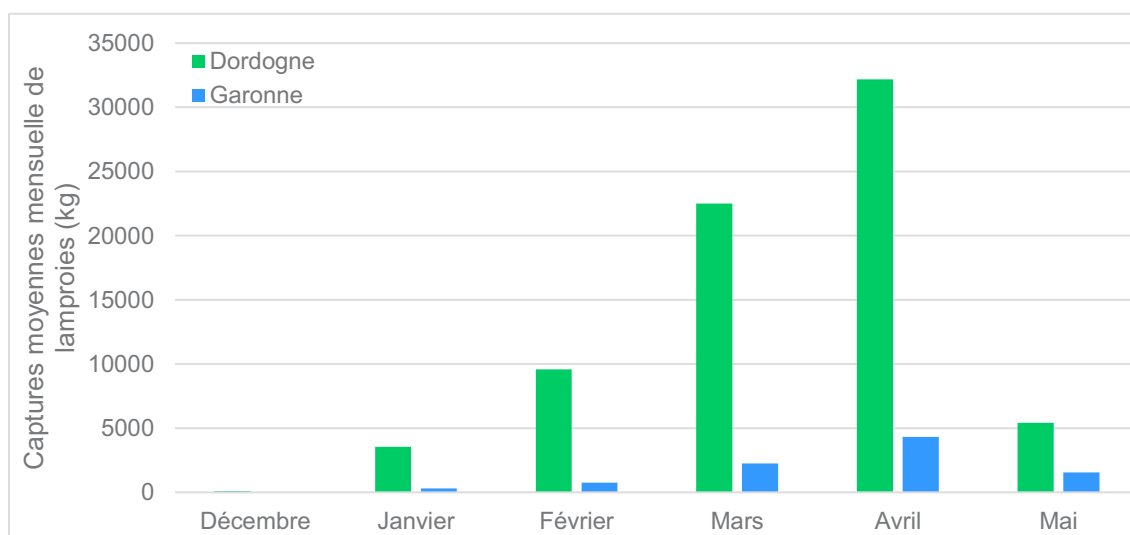


Figure 20 : Evolution des captures moyennes mensuelles sur la période 2000-2017 de lamproie sur les deux axes le long de la saison de pêche (selon les données de l'AAPPEDG).

C. Evolution des captures par unité d'effort (CPUE)

Les CPUE (poids de lamproie marine capturé par pêcheur par sortie) sont globalement plus importantes sur l'axe Garonne (Figure 21), avec entre 5 et 60 kg de lamproie capturé par pêcheur et par sortie.

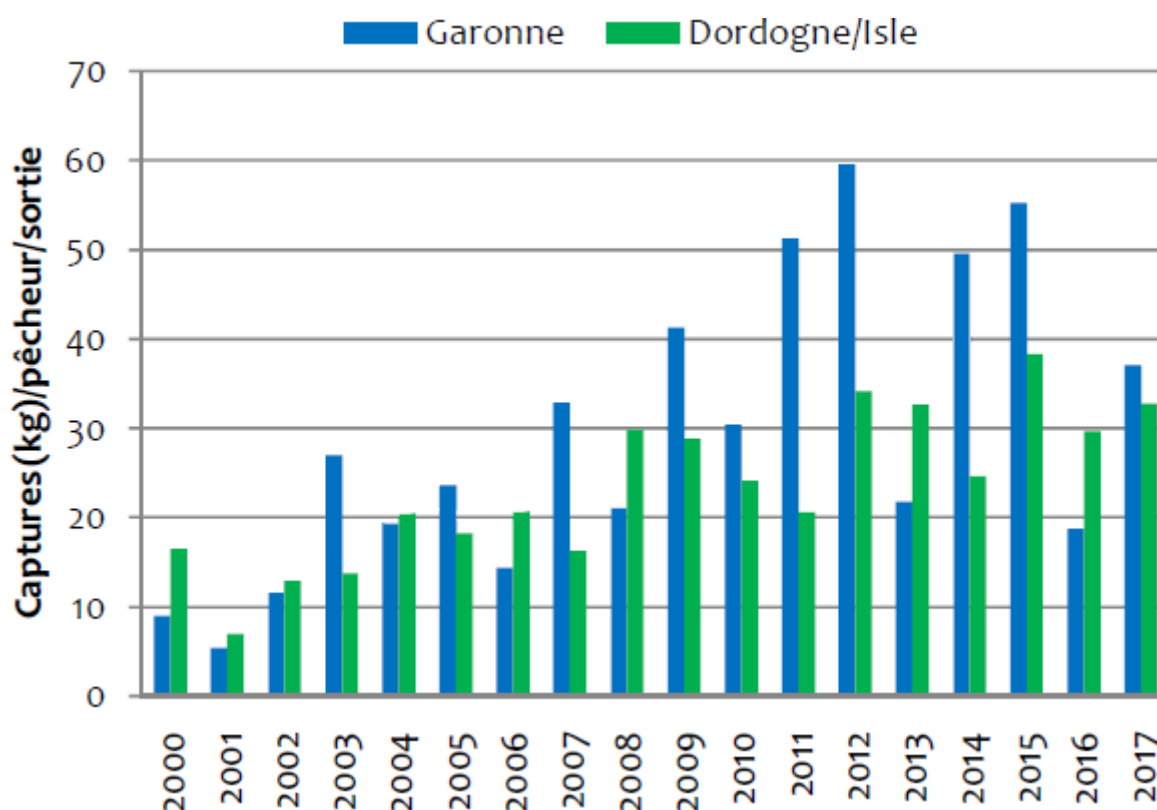


Figure 21 : Evolution des captures de lamproie (kg) par pêcheur et par sortie sur les deux axes pour la période 2000-2017 (source AAPPEDG).

Pour les deux axes, les CPUE ont tendance à augmenter sur la période 2000-2017, de manière plus marquée sur l'axe Garonne.

D'une manière générale, sur la période 2000-2017, les CPUE mensuelles sont en augmentation sur l'axe Dordogne tout le long de la saison de pêche (Figure 22). En moyenne, les CPUE sont plus importantes au mois de décembre, avril et mai.

Pour la Garonne, les CPUE mensuelles sont très fluctuantes d'une année sur l'autre, particulièrement durant les mois de janvier et février. Les CPUE mensuelles moyenne les plus fortes sont rencontrées en janvier, février et mai.

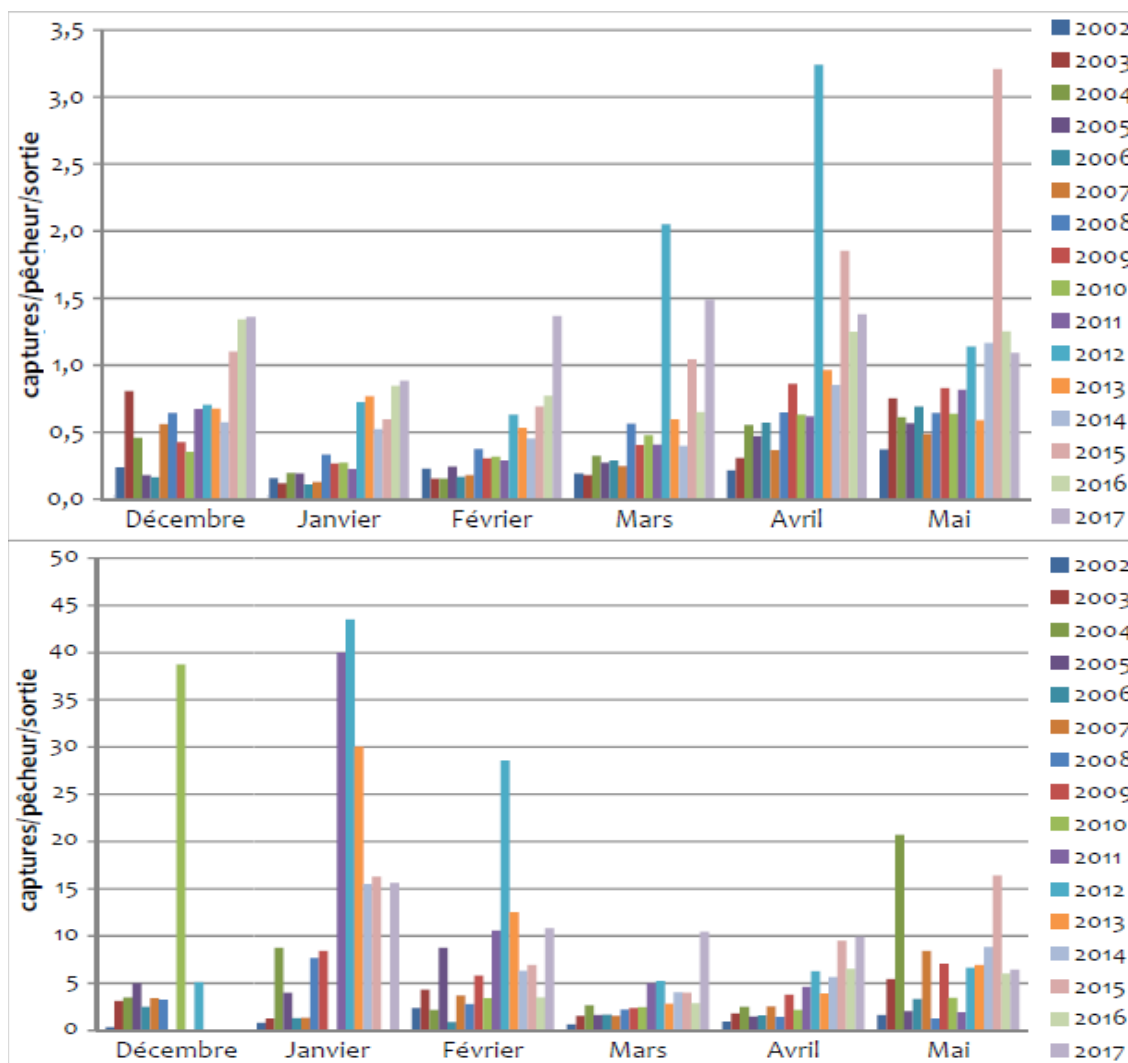


Figure 22 : Evolution des captures mensuelles de lamproie (kg) par pêcheur et par sortie pour l'axe Dordogne (en haut) et la Garonne (en bas) (source : AAPPEDG).

D. Evolution de l'abondance de la lamproie marine sur les zones de pêche

Le croisement, sur la période 2000-2017, entre l'évolution de l'effort de pêche (en baisse), l'évolution des CPUE (en augmentation) et l'évolution des captures totale (hausse jusqu'en 2009-2011 puis baisse) semble montrer une tendance à l'augmentation de l'abondance de la lamproie marine sur le bassin durant la période considérée. Par contre, il est délicat de trancher quant à la fréquentation des deux axes avec ces données.

2.1.4.1.3. Carnets de capture de l'ADAPAEF

Les données reprises ici sont issues des carnets de capture de la pêche amateur aux engins de la lamproie marine dans le département de la Gironde sur la période 2014-2017.

L'Association Départementale Agréée des Pêcheurs Amateurs aux Engins et Filets de la Gironde (ADAPAEF33) réunit 1) les pêcheurs amateurs aux engins exerçant une activité de pêche en Dordogne (du Bec d'Ambès à Castillon-la-Bataille), sur l'Isle (du confluent avec la Dronne au pont routier de Libourne) et sur la Garonne (du Bec d'Ambès à Casseuil).

Dans les parties de la Garonne et de la Dordogne où la réglementation de la pêche fluviale s'applique (en amont du Bec d'Ambès), la pêche de la lamproie est autorisée du 1^{er} décembre au 15 mai. Deux techniques permettent la capture de lamproies, la pêche au filet dérivant

(licence « filet dérivant » autorisant la pratique de cette technique du 1^{er} février au 30 avril) et la pêche au bourgnes (licence « Petite pêche bateaux » autorisant la pose de 6 bourgnes).

A. Evolution du nombre de pêcheur et de l'effort de pêche

Le nombre de licences délivrées par l'ADAPAEF sur la Garonne entre 2014 et 2018 est en augmentation, passant de 153 licences en 2014 à 195 en 2018 (Figure 23) :

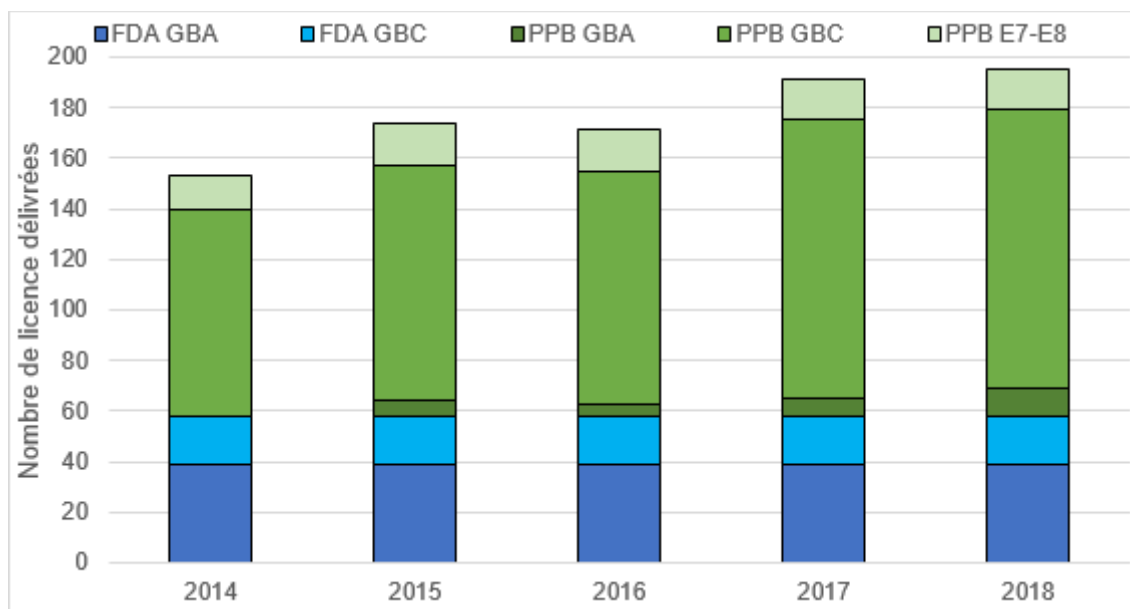


Figure 23 : Evolution du nombre de licences délivrées par l'ADAPAEF entre 2014 et 2018. FDA : Filet Dérivant; PPB : Petite Pêche Bateau; GBA : La Garonne du Bec d'Ambès au pont de Pierre de Bordeaux, GBC : La Garonne du Pont de Pierre à Casseuil ; E7-E8 : La Garonne de Casseuil au département du Lot-et-Garonne.

Le nombre de licences Filet Dérivant reste stable, à l'effectif maximum des quotas, sur la période considérée. L'augmentation du nombre total de licence a pour origine une augmentation des pratiquants en licence petit pêche bateau, principalement sur le secteur GBC de la Garonne, passant de 83 à 110 licences (atteinte du quotas de licence délivrable) entre 2014 et 2018.

B. Evolution des captures de lamproie marine

Les captures de lamproie marine pour les pêcheurs amateurs aux engins, toutes techniques confondues sont comprises entre 1708 et 5020 individus pour la période 2014-2017 (les données de l'année 2018 sont incomplètes ; Figure 24).

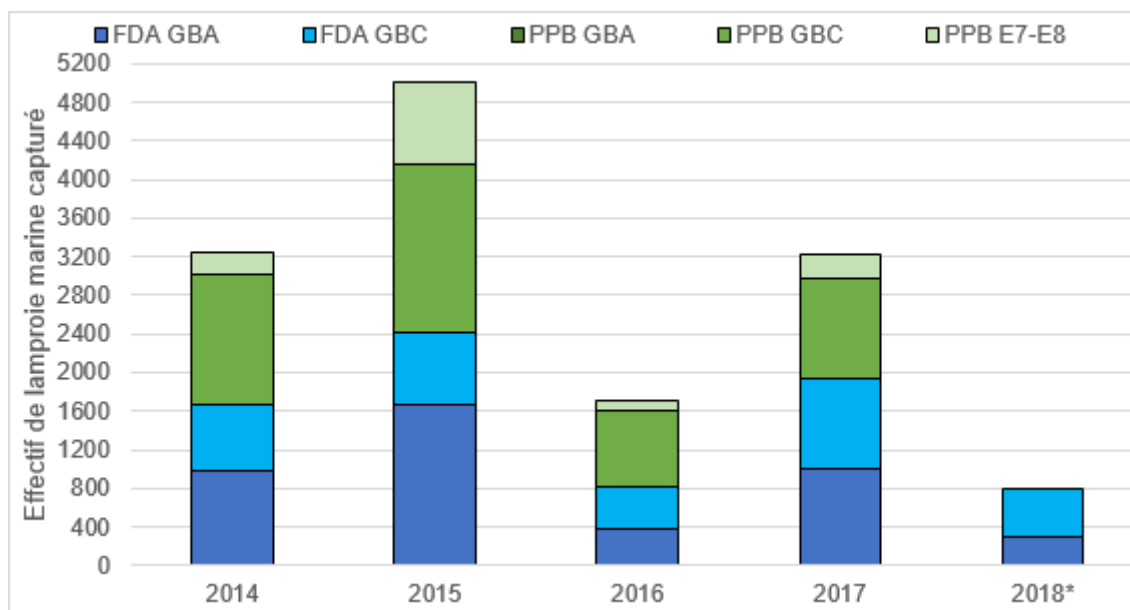


Figure 24 : Evolution des captures de lamproie marine des carnets de capture de l'ADAPAEF entre 2014 et 2018. FDA : Filet Dérivant; PPB : Petite Pêche Bateau; GBA : La Garonne du Bec d'Ambès au pont de Pierre de Bordeaux, GBC : La Garonne du Pont de Pierre à Casseuil ; E7-E8 : La Garonne de Casseuil au département du Lot-et-Garonne. Les données de capture des licences PPB en 2018 n'étaient pas disponibles lors de notre demande.

Les effectifs les plus importants sont capturés avec les bourgnes (licence PPB) dans le secteur de la Garonne allant du Pont de Pierre (Bordeaux) à Casseuil (792 à 1732 individus, 37.1% des captures totales) ainsi qu'au filet dérivant dans le secteur de la Garonne allant du Bec d'Ambès au Pont de Pierre (384 à 1675 individus, 30.7% des captures totales).

2.1.4.2. Les géniteurs franchissant Golfech (N1) et Tuilières (N1bis)

Les stations de contrôle de Golfech (PK=212) et Tuilières (PK=150) sont implantées dans la partie amont de l'ascenseur à poisson, lui-même situé au niveau des centrales hydroélectriques.

Tous les ans, les ascenseurs sont arrêtés pour maintenance pendant 2 à 3 semaines. En général, ils sont remis en service au plus tard début février. Lors des crues, les ascenseurs sont arrêtés. C'est le cas pour la Garonne lorsque le débit dépasse 800-900 m³/s (2-2.3 fois le module), et 450-500 m³/s pour Tuilières (1.7-1.9 fois le module).

Le radiopistage effectué par MIGADO en 2007 a démontré que **des zones de frayères étaient utilisées en aval de l'ouvrage de Golfech** et que **l'efficacité du dispositif de franchissement était faible** pour cette espèce, principalement en lien avec le rythme de remontée de la cuve trop faible (80% des lamproies radiomarquées qui se sont présentées à l'usine sont entrées dans le bassin de stabulation de l'ascenseur, et seul 8% d'entre-elles ont franchi l'ouvrage ; Coustillas et al., 2008).

Ces deux stations, Golfech et Tuilières, ne contrôlent qu'un effectif partiel de lamproie marine, une partie des géniteurs pouvant s'arrêter et se reproduire à leur aval ou bien être capturée par les pêcheurs professionnels ou amateurs aux engins. De plus, avant d'arriver à Tuilières, les lamproies ont déjà dû franchir l'ouvrage de Bergerac. Des possibilités de reproduction, importantes, existent pour la lamproie marine, en aval de l'ouvrage de Tuilières.

2.1.4.2.1. Effectifs

Les dispositifs de contrôle des migrateurs sont en fonctionnement depuis 1993. Sur la période 1993-2017, **les effectifs cumulés de lamproie marine pour les deux stations de contrôle varient de 0 en 2014 à plus de 49600 en 2003 (effectif médian = 5300)** (Figure 25).

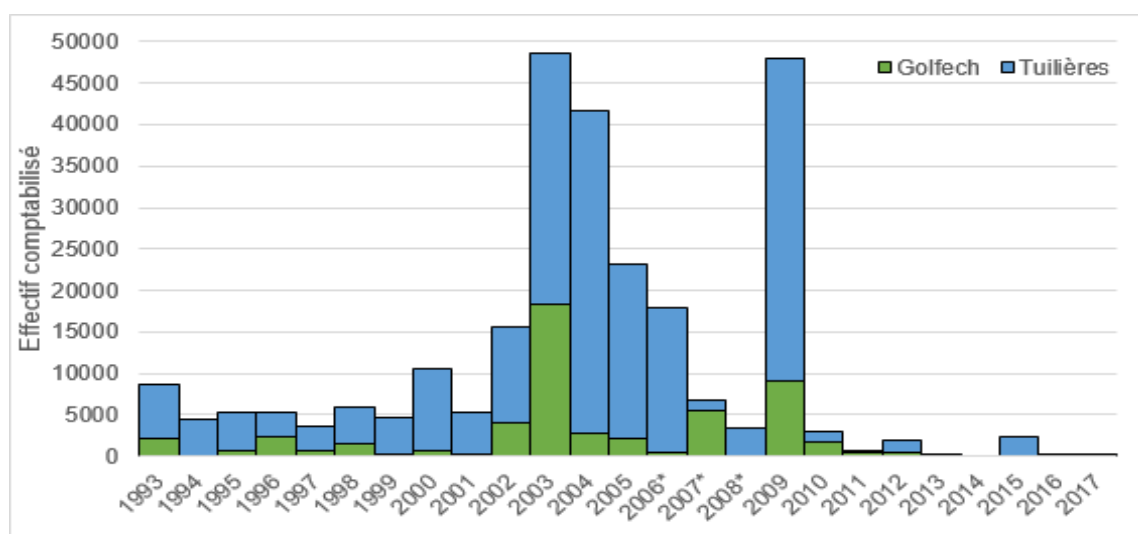


Figure 25 : Effectifs de lamproie marine contrôlés à Golfech et à Tuilières entre 1993 et 2017 (données MIGADO). *comptage à Mauzac sur la Dordogne.

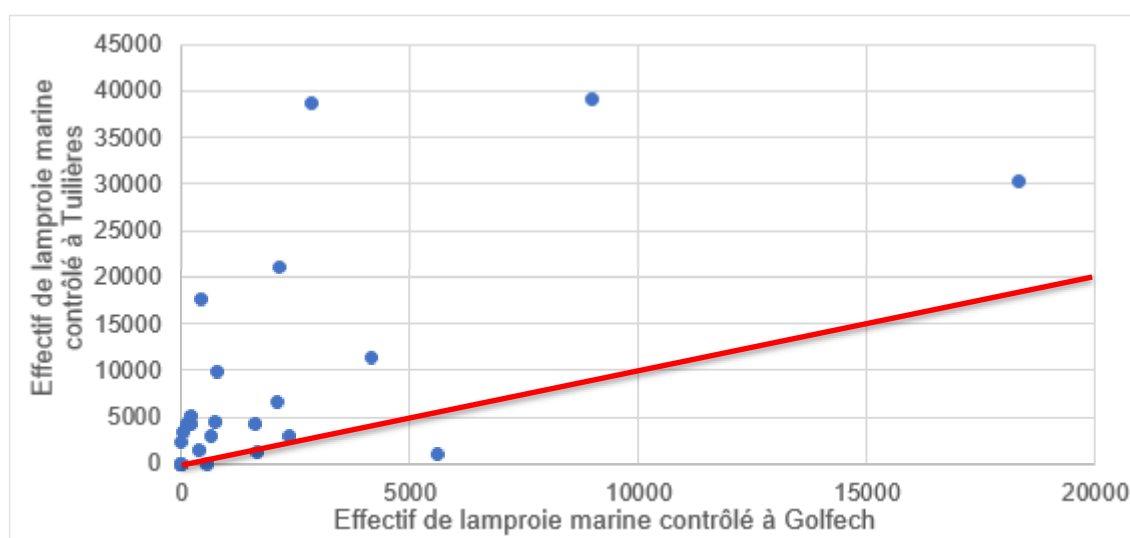


Figure 26 : Comparaison des effectifs annuels de lamproie contrôlés aux deux stations. La droite rouge représente une équi-proportion entre les deux axes (données MIGADO).

Les lamproies semblent privilégier l'axe Dordogne. Depuis le début des opérations de comptages l'axe Dordogne cumule près de 80% des effectifs totaux comptabilisés sur les deux axes. Il faut cependant moduler ce constat par le fait que la station de comptage de Tuilières se trouve 62 km plus proche du Bec d'Ambès que celle de Golfech.

Les effectifs contrôlés à Golfech représentent, en valeur médiane, 9.2% de l'effectif total des deux sous-bassins. Ils sont compris entre 107 individus (1^{er} quartile) et 2132 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 663 lamproies**. Il y a trois années avec des effectifs de géniteurs nettement plus élevés, en 2003, 2007 et 2009, avec respectivement 18344, 5626 et 8990 individus. Depuis 2013 les effectifs sont nuls à Golfech (sauf en 2015 avec 1 individu).

Pour Tuilières les effectifs sont compris entre 1242 individus (1^{er} quartile) et 9820 individus (3^{ème} quartile), pour **un effectif médian de 4223 lamproies**. Il y a une période avec des effectifs plus élevés de 2002 à 2006, avec plus de 15000 individus contrôlés ainsi que l'année 2009 avec plus de 48000 individus. Depuis 2013 les effectifs sont très faibles (sauf en 2015 avec 2323 individus).

2.1.4.2.2. Cinétique de passage

Les courbes d'effectifs cumulés sur les deux stations sont très proches (Figure 27).

Pour la station de Tuilières les passages entre la plus précocité et la plus tardive ont lieu entre le 26 mars et le 2 août. Mais 50% de l'effectif est comptabilisé entre le 19 mai (premier quartile) et le 2 juin (troisième quartile). Pour la station de Golfech les passages extrêmes ont lieu entre le 23 mars et le 24 juillet. 50% de l'effectif est comptabilisé entre le 24 mai (premier quartile) et le 7 juin (troisième quartile). **Pour ces deux stations, la moitié de l'effectif est comptabilisé en 14 jours, donc dans un intervalle de temps très court.**

Il y a un décalage des passages de l'ordre de 5 jours entre les deux stations, les passages étant plus « précoces » à Tuilières. Ces deux stations n'étant pas situées à la même distance de l'estuaire (62 km plus proche pour Tuilières), le décalage peut être expliqué par la distance supplémentaire à parcourir avant d'arriver à Golfech. Ce décalage conduirait à calculer une vitesse moyenne de migration de 12.4 km/jour, ce qui est cohérent avec les résultats des vitesses moyennes de déplacement des lamproies déterminées via le radiopistage en moyenne Garonne (12.9 km/jour) effectué par MIGADO entre 2006 et 2008 (Carry *et al.*, 2007 ; Coustillas *et al.*, 2008 ; Frey et Carry, 2009).

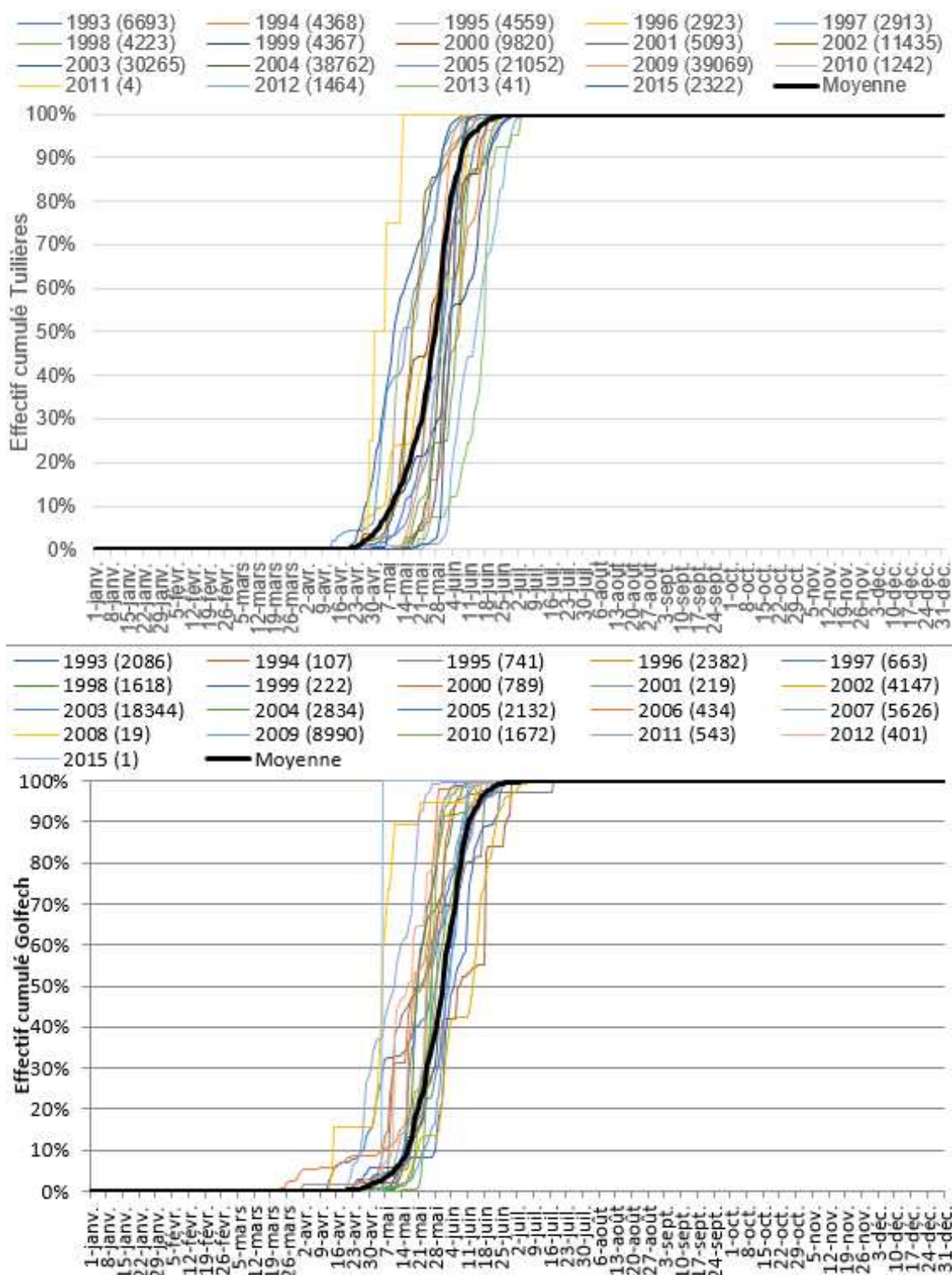


Figure 27 : Effectifs cumulés de lamproie marine au niveau de la station de comptage de Tuilières (en haut) et Golfech (en bas) pour la période 1993-2015 (données MIGADO).

2.1.4.2.3. Influence de la température de l'eau

Pour étudier l'effet de la température sur les passages de la lamproie marine aux stations de contrôle, les températures de l'eau et les débits estimés ont été utilisés pour la fenêtre de migration principale, à savoir mai à juin, qui cumule près de 95% des observations.

Les températures observées dans cette fenêtre sont comparées aux températures utilisées par les lamproies en utilisant l'indice de Jacob.

L'indice de Jacob (1974) permet de quantifier la préférence (sélection, indifférence, évitement) pour un paramètre en fonction de sa disponibilité. Dans notre cas l'indice de sélection D_i peut être calculé par la formule :

$$D_i = \frac{u_i - d_i}{u_i + d_i - (2 \cdot u_i \cdot d_i)}$$

Avec : u_i = proportion de lamproie marine contrôlée à la station de comptage dans la gamme considérée (température ou débit),

d_i = proportion du temps où la gamme considérée (T ou Q) est rencontrée durant la période de passage des lamproies.

Cet indice varie entre -1 (évitement maximum) à +1 (sélection maximum) et indique des comportements plus ou moins importants de choix de gamme de température : de -1 à -0.5 évitement important, de -0.5 à -0.25 évitement modéré, de -0.25 à +0.25 indifférence, de +0.25 à +0.5 sélection modérée, de +0.5 à +1 sélection importante.

Pour les deux stations de contrôle, **les passages de lamproie marine sont préférentiellement observés dans une gamme de température allant de 16 à 19°C pour Tuilière et 18 à 19°C pour Golfech** (Figure 28). A l'inverse, il y a très peu de passages pour des températures de l'eau inférieure à 13°C et supérieure à 22°C.

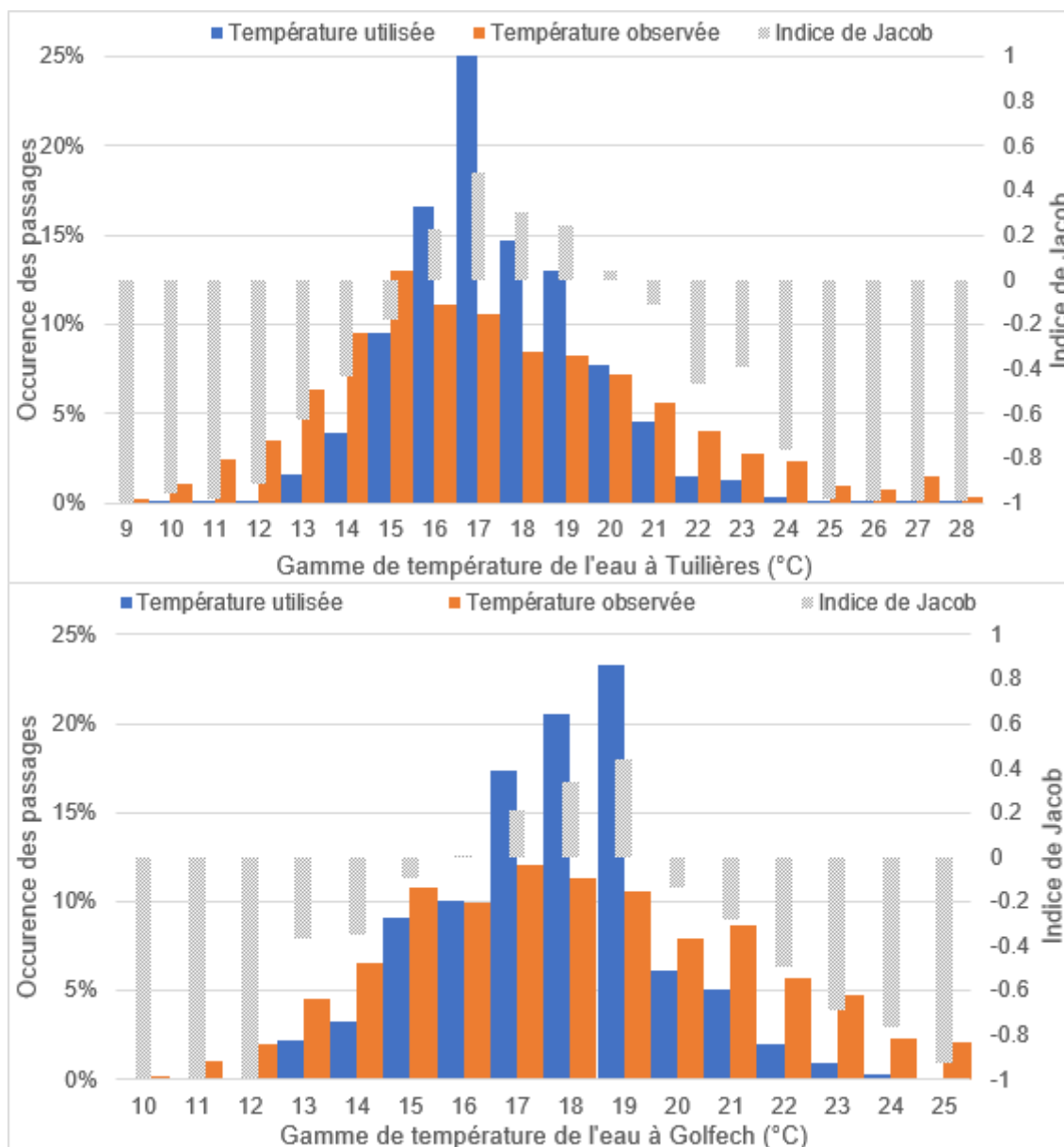


Figure 28 : Occurrence des passages de lamproie marine en fonction des gammes de température et préférences (Indice de Jacob) à la station de Tuilières (en haut) et Golfech (en bas) pour les années aux effectifs de lamproie significatifs.

2.1.4.2.4. Influence du débit

L'analyse pour étudier l'effet du débit sur les passages de lamproie marine est du même type que celle de l'étude de l'influence de la température. Il faut garder en tête que cette approche renseigne sur les plages de débits utilisées par les lamproies pour franchir les aménagements, et que ces plages peuvent être très dépendantes des caractéristiques des dispositifs de franchissement (conception, position, attrait...).

Pour les deux stations les lamproies semblent éviter les plages extrêmes de débit (Figure 29). Pour les débits faibles, la gamme de débits inférieurs à 50 m³/s (20% du module) est évitée à Tuilières. Pour Golfech, c'est lorsque les débits sont inférieurs à 200 m³/s (50% du module). Pour les débits forts, la gamme de débits supérieurs à 300 m³/s est évitée à Tuilières (1.1 fois le module) ; pour Golfech c'est lorsque les débits sont supérieurs à 500 m³/s (1.3 fois le module).

A Golfech, c'est la gamme 300-500 m³/s qui est préférentiellement utilisée, à Tuilières, c'est la gamme 50-150 m³/s.

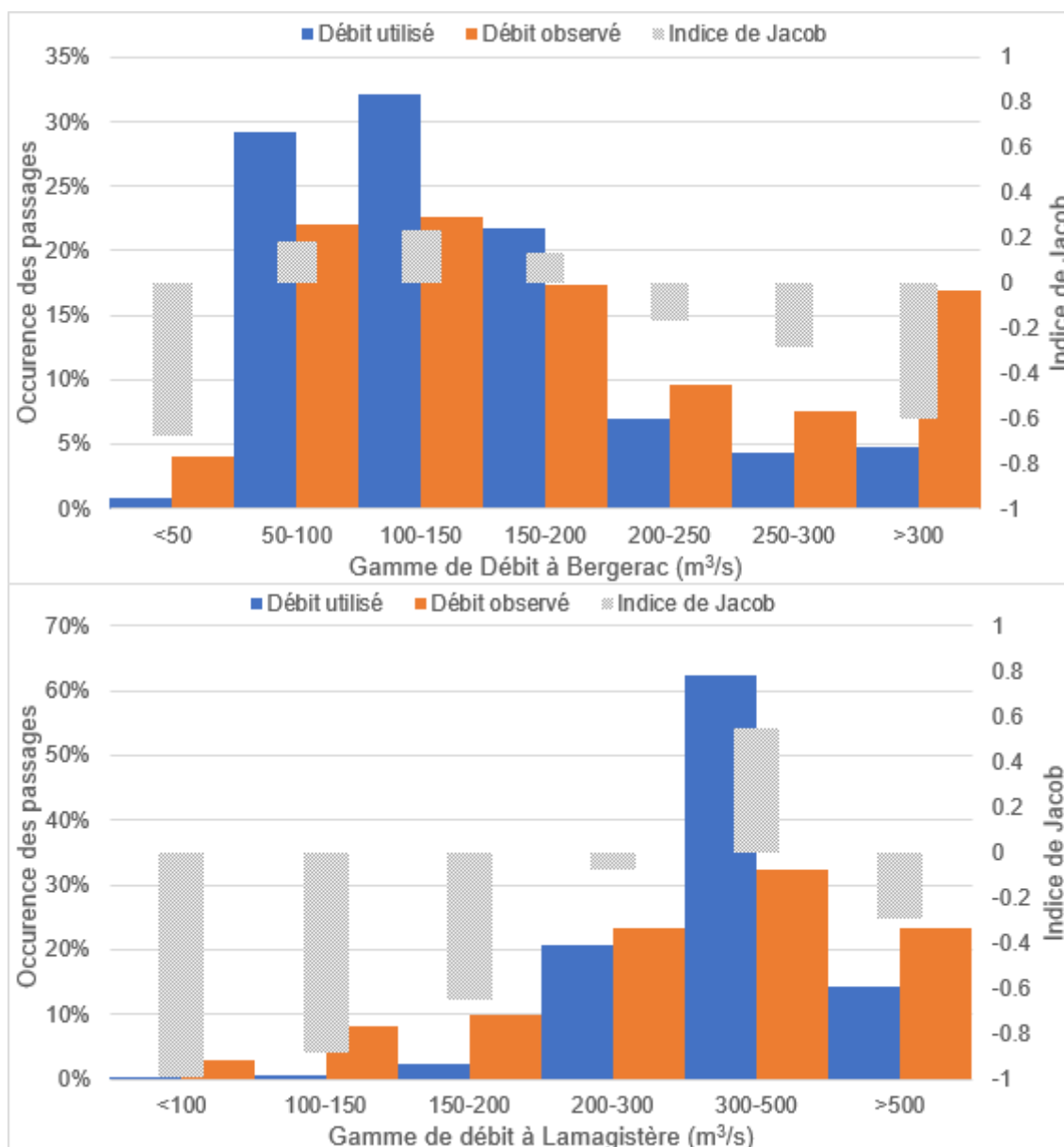


Figure 29 : Occurrence des passages de lamproie marine en fonction des gammes de débits observés et préférences (Indice de Jacob) à la station de Tuilières (en haut) et Golfech (en bas) pour les années aux effectifs de lamproie significatifs.

2.1.4.3. Les géniteurs franchissant le Bazacle (N3)

2.1.4.3.1. Effectifs

Le dispositif de contrôle des migrateurs est en fonctionnement depuis 1993. Sur la période 1993-2017, les effectifs de lamproie marine varient de 0 en 2006, 2008 et depuis 2010 à près de 900 en 2003 (moyenne = 116 ind.) (Figure 30).

Les effectifs sont compris entre 0 individu (1^{er} quartile) et 84 individus (3^{ème} quartile), pour un effectif médian de 4 lamproies. Il y a trois années avec des effectifs de géniteurs nettement plus élevés, en 1993, 1996 et 2003, avec respectivement 652, 591 et 897 individus. Depuis 2010 les effectifs sont nuls, ils ne sont plus significatifs (<10 individus) depuis 2005.

Année	Effectif comptabilisé
1993	650
1994	10
1995	85
1996	590
1997	40
1998	205
1999	30
2000	180
2001	80
2002	85
2003	900
2004	25
2005	10
2006	5
2007	5
2008	5
2009	5
2010	5
2011	5
2012	5
2013	5
2014	5
2015	5
2016	5
2017	5

Cinétique de passage

Les passages entre la plus précoce et la plus tardive ont lieu entre le 1^{er} mai et le 4 juillet (les passages observés en 2001, jusqu'au 25 octobre sont très atypiques) (Figure 31).

Les passages entre la plus précoce et la plus tardive ont lieu entre le 1^{er} mai et le 4 juillet (les passages observés en 2001, jusqu'au 25 octobre sont très atypiques) (Figure 31).

Effectif cumulé Bazole

100%
90%
80%
70%
60%
50%
40%
30%
20%
10%
0%

1-janv.
8-janv.
15-janv.
22-janv.
29-janv.
5-fevr.
12-fevr.
19-fevr.
26-fevr.
4-mars
11-mars
18-mars
25-mars
1-avr.
8-avr.
15-avr.
22-avr.
29-avr.
6-mai
13-mai
20-mai
27-mai
3-juin
10-juin
17-juin
24-juin
1-juil.
8-juil.
15-juil.
22-juil.
29-juil.
5-août
12-août
19-août
26-août
2-sept
9-sept
16-sept
23-sept
30-sept
7-oct
14-oct
21-oct
28-oct
4-nov
11-nov
18-nov
25-nov
2-déc
9-déc
16-déc
23-déc
30-déc

— 1993 — 1995 — 1996 — 1997 — 1998 — 1999
— 2000 — 2001 — 2002 — 2003 — 2004 — Moyenne

Cycle biologique de la lamproie marine dans le bassin de la Garonne

50% de l'effectif est comptabilisé entre le 8 juin (premier quartile) et le 11 juin (troisième quartile), soit en 4 jours ; **90% de l'effectif est comptabilisé en 21 jours, du 25 mai au 15 juin.**

En comparant les passages cumulés à Golfech et au Bazacle pour les années à effectifs significatif (>20 individus) à la station du Bazacle, un écart de l'ordre de 10-13 jours est présent en début de saison entre les passages de lamproies de ces deux stations jusqu'à l'atteinte du premier quartile des effectifs. Ensuite l'écart s'estompe au fur et à mesure des passages (plus que 6 jours d'écart pour l'effectif médian et plus que 2 jours pour le troisième quartile) et s'annule en fin de saison (Figure 32).

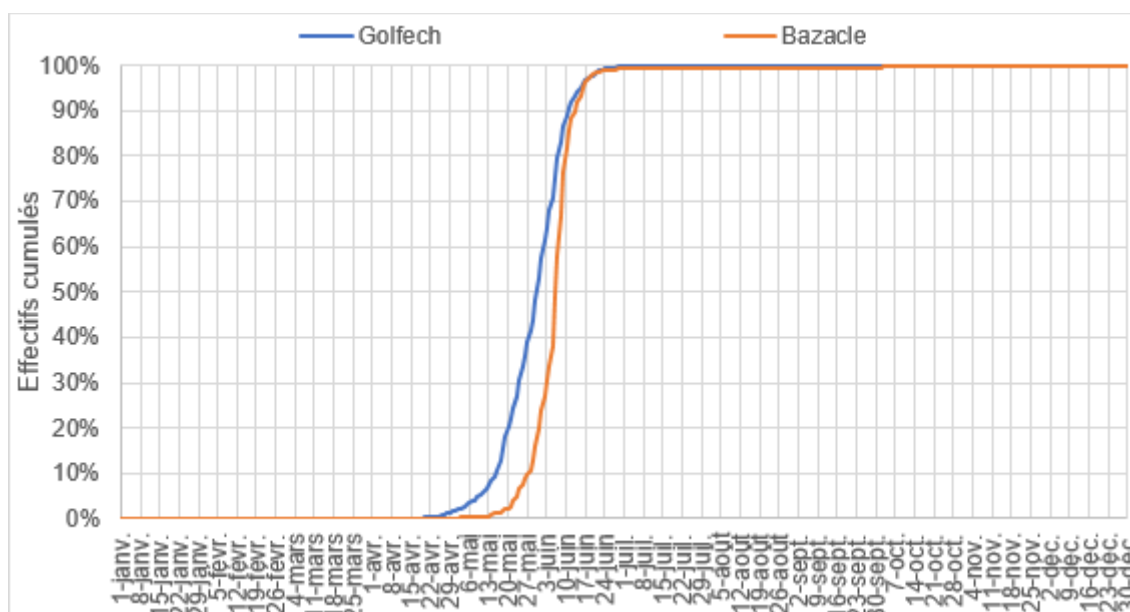


Figure 32 : Comparaison des passages cumulés de lamproie marine entre la station de contrôle de Golfech et celle du Bazacle pour les années 1993 et 1995 à 2004 (données MIGADO).

Cette évolution laisse à penser que les lamproies qui franchissent Golfech dans la deuxième partie de la saison de migration sont proches de se reproduire et ne cherchent plus forcément à aller vers l'amont mais plutôt à trouver des zones de frayère.

L'écart de 10-13 jours entre les passages constatés entre les deux stations en début de saison donne des vitesses moyennes de déplacement entre Golfech et le Bazacle (distance = 98.9 km) de 9.9-7.6 km/jour, soit une vitesse moyenne plus faible que celle estimée par MIGADO sur la partie aval du bassin. Cette différence pourrait être liée à des difficultés de progression, et notamment au franchissement de la retenue de Malause, où les lamproies passent d'un milieu hydrauliquement stimulant (rivière courante) à un milieu lentique (retenue), ou bien à la chenalisation du fleuve et à la présence de seuils géologiques entre Toulouse et Golfech.

2.1.4.3.3. Influence de la température de l'eau

Pour étudier l'effet de la température sur les passages de la lamproie marine aux stations de contrôle, les températures de l'eau (et les débits estimés) ont été utilisés pour la fenêtre de migration principale, à savoir du 15 mai au 20 juin, qui cumule près de 98% des observations.

Les passages de lamproie marine sont préférentiellement observés dans une gamme de température allant de 16 à 18°C (Figure 28).

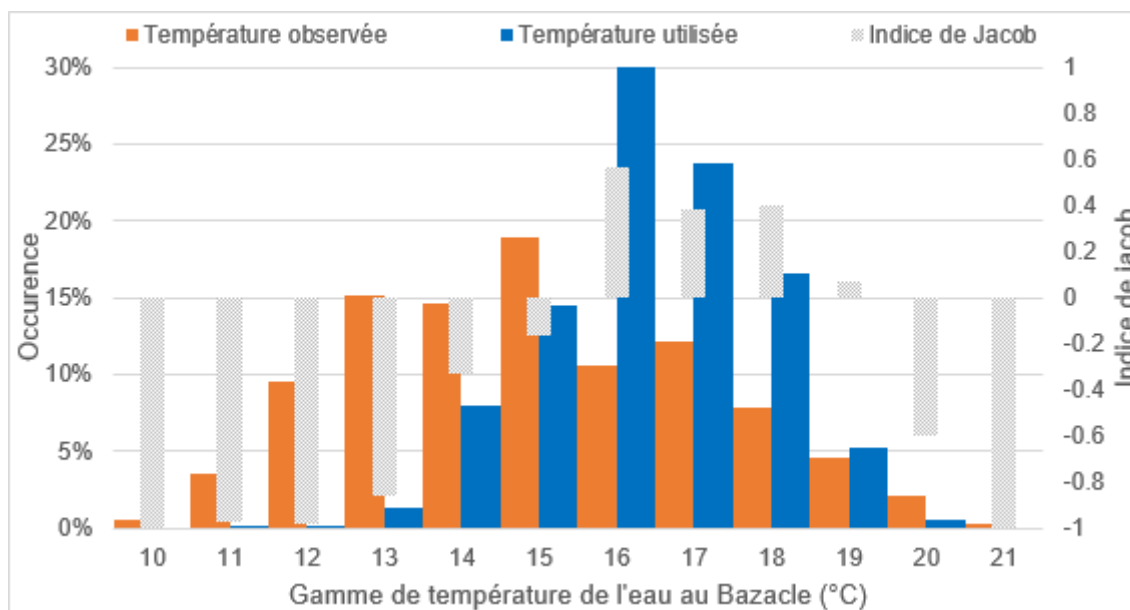


Figure 33 : Occurrence des passages de lamproie marine en fonction des gammes de température et préférences (Indice de Jacob) à la station du Bazacle pour les années aux effectifs de lamproie significatifs (>20 individus).

A l'inverse, il y a très peu de passages pour des températures de l'eau inférieures à 14°C et supérieures à 20°C.

2.1.4.3.4. Influence du débit

Comme pour les stations de contrôle situées plus en aval les lamproies semblent éviter les plages extrêmes de débit (Figure 34).

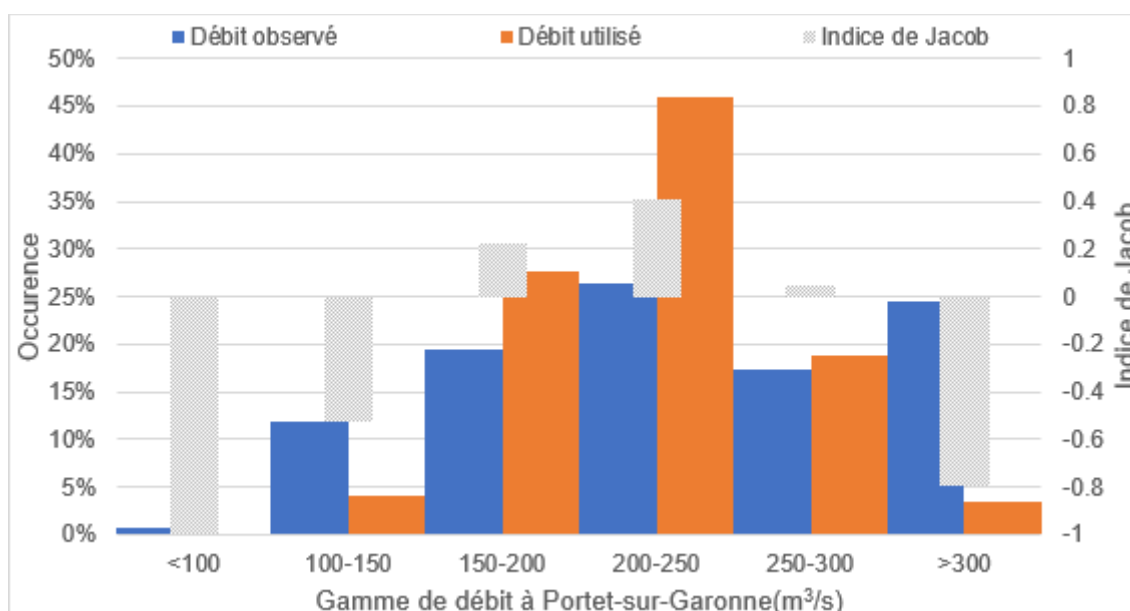


Figure 34 : Occurrence des passages de lamproie marine en fonction des gammes de débits observés et préférences (Indice de Jacob) à la station du Bazacle pour les années aux effectifs de lamproie significatifs (>20 individus).

Pour les débits faibles, la gamme des débits inférieurs à 150 m³/s est évitée. Pour les débits forts, la gamme des débits supérieurs à 300 m³/s est évitée.

La gamme 200-250 m³/s est préférentiellement utilisée.

2.1.4.4. Les géniteurs franchissant Carbone (N5)

2.1.4.4.1. Effectifs

Des lamproies ont été comptabilisées seulement 6 années depuis la mise en service de la station de contrôle de Carbone (Figure 35).

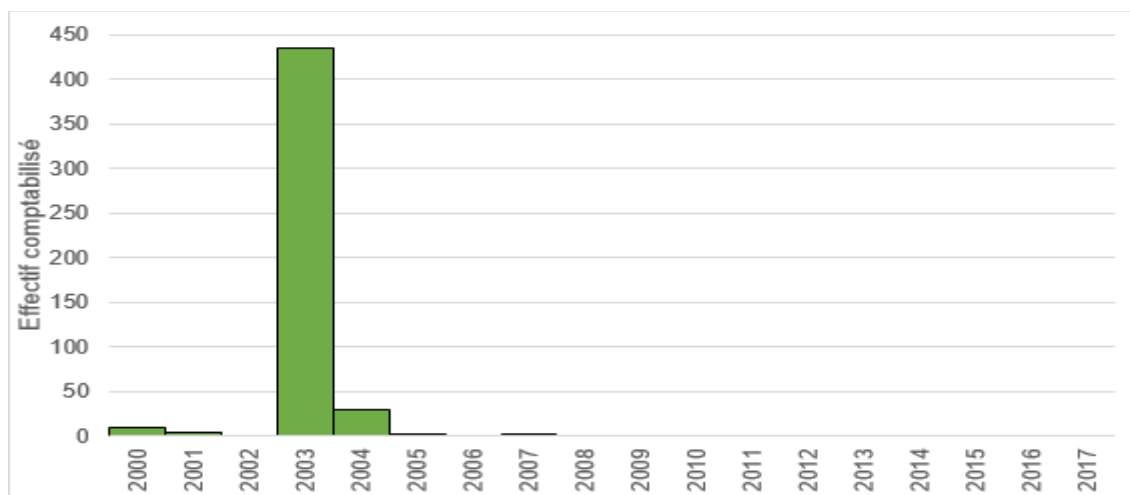


Figure 35 : Effectifs de lamproie marine contrôlés à Carbone entre 2000 et 2017 (données MIGADO).

Pour ces 6 années, les effectifs ont varié entre 2 individus en 2005 et 2007 et 434 individus en 2003.

Une fois capturées par le dispositif de piégeage, les lamproies sont relâchées en aval de l'ouvrage de Carbone. En 2003 les individus remis en aval réempruntaient le dispositif. Cette volonté de poursuivre leur migration a abouti à leur transport sur la Garonne amont, au niveau du lieu où sont déversés les saumons capturés à Carbone.

Les faibles effectifs contrôlés ne permettent pas d'explorer l'influence de la température et du débit sur les passages.

2.1.4.4.2. Comparaison des rythmes de passage entre Carbone et le Bazacle en 2003

Il peut être intéressant de comparer les rythmes de migration des lamproies entre les stations du Bazacle et de Carbone en 2003 (Figure 36). Cette année-là 897 lamproies avaient été contrôlées au Bazacle et 434 à Carbone.

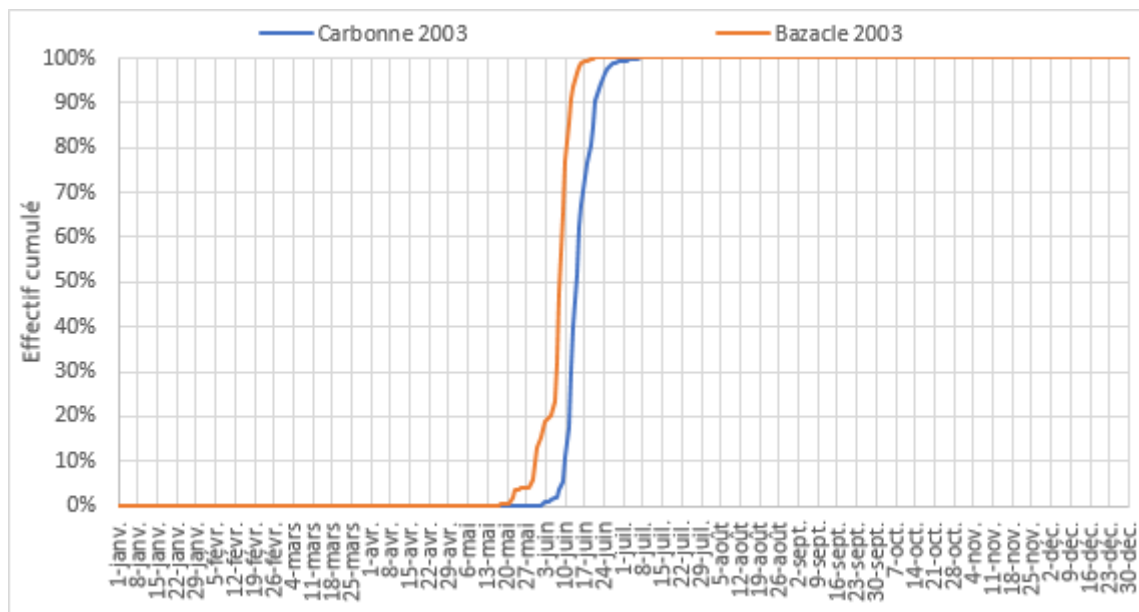


Figure 36 : Passages cumulés de la lamproie marine au Bazacle et à Carbonne en 2003 (données MIGADO).

Contrairement à ce qui a été observé entre Golfech et le Bazacle, l'écart entre les passages observés au Bazacle et à Carbonne reste relativement stable tout le long de la période de passage, il varie entre 5 et 10 jours. Les vitesses moyennes de progression des lamproies entre les deux stations sont estimées à 4.9-9.8 km/jour. C'est quasiment deux fois inférieur à ce qui a été estimé par MIGADO en aval de Golfech. Sur ce tronçon les lamproies ont un ouvrage (Le Ramier) et deux retenues à franchir (Bazacle et le Ramier) ce qui peut justifier cet écart.

2.1.4.5. Autres observations de géniteurs sur le Bassin Garonne

Des opérations de piégeage ont été réalisées sur l'Axe Tarn entre 1995 et 2000, au niveau de trois ouvrages. Des lamproies ont été piégées uniquement au niveau de l'ouvrage de Lagarde, sur le Tarn (30 km environ en amont de la confluence avec la Garonne), en 1998 (n=3 individus) et 2000 (n=4 individus). L'axe Tarn est donc emprunté par la lamproie marine.

Des suivis récents ont montré la fréquentation par la lamproie marine d'affluents de la Garonne en aval de Golfech, notamment le Ciron et le Gat-Mort (Gracia *et al.*, 2016). Des ammocètes de lamproie marine ont également été recensées par la FDAAPPMA 47 dans la partie aval de l'Avance en 2017 (FDAAPPMA 47, communication personnelle).

2.2. LA REPRODUCTION

La maturation sexuelle se poursuit tout le long de la période de migration (Taverny and Elie, 2010). Elle implique de nombreux changements physiologiques mais aussi morphologiques. Ainsi la taille et le poids des lamproies diminuent (- 19-24% pour la taille entre l'entrée en estuaire et la reproduction selon Beamish (1980)), elles perdent leur capacité d'osmorégulation et leurs dents s'émoussent. Dans les tous derniers stades de maturation, il devient possible de distinguer facilement les mâles des femelles par des critères morphologiques simples (Figure 37).

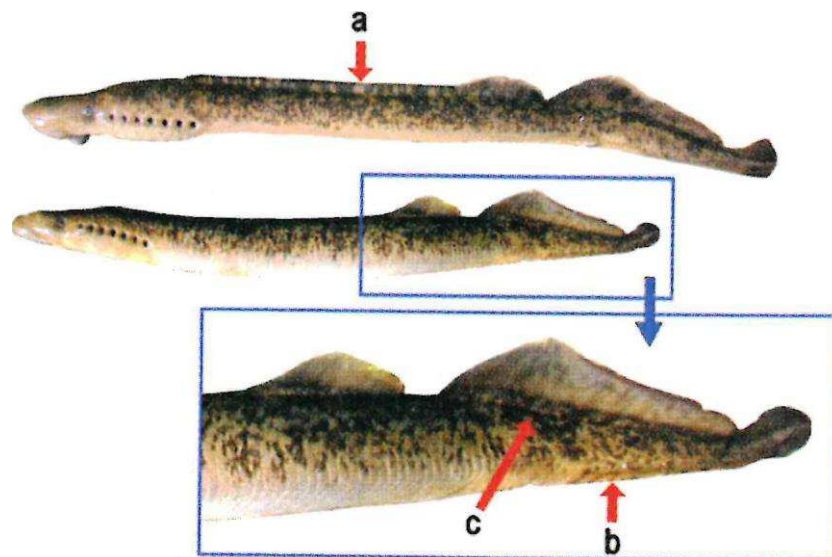


Figure 37 : Critères morphologiques de différenciation des mâles et des femelles de lamproie marine (a) bourrelet dorsal chez le mâle, (b) présence d'une pseudo-nageoire anale et (c) base et bord de la deuxième nageoire dorsale œdémateux chez la femelle (d'après Taverny and Elie, 2010).

Le nombre d'œufs produits par les femelles est corrélé à leur taille. Selon les auteurs, il varie de 124 000 à 305 000 œufs, ils sont collants, blanc et opaques lorsqu'ils sont fécondés et mesurent entre 0.8 et 1.25 mm de diamètre (Beamish, 1980 ; Maitland, 2003 ; Taverny and Elie, 2010).

La lamproie marine recherche, pour se reproduire, des zones aux substrats grossiers, préférentiellement de type cailloux (50 mm), à courant vif, entre 40 et 80 cm/s, et peu profondes (maximum 2 m). Les habitats colonisés sont très variables, de tout petits cours d'eau côtiers aux grands fleuves. Les zones de frayères peuvent se situer très en aval des cours d'eau, dès la zone de marée dynamique, comme cela a été observé en Bretagne (COGEPOMI, 2013), et peuvent s'étendre sur plusieurs centaines de kilomètres, comme sur la Loire où des effectifs significatifs de lamproie sont contrôlés à Decize, à près de 580 km de l'estuaire (source : LOGRAMI).

Les males sont les premiers à arriver sur les zones de frai et à creuser un nid en forme de cuvette (Figure 38).



Figure 38 : Nid de lamproie marine sur la Dordogne (ECOGEA pour MIGADO).

Le creusement du nid intervient dès que la température de l'eau dépasse 10-11°C. Ils s'aident de leur ventouse pour déplacer les cailloux, ils creusent aussi à l'aide de leur corps en se ventousant en amont sur un élément grossier.

Les males spermiant relarguent une phéromone sexuelle qui provoque un comportement de recherche chez les femelles en ovulation. A l'approche de la reproduction, les lamproies développent une tolérance voire une préférence pour les zones éclairées. Lors de l'accouplement, la femelle se ventouse à un caillou en amont du nid. Le male vient alors se ventouser sur sa tête, puis s'enrouler autour de son corps et émet un jet de sperme au moment où elle expulse ses œufs.

L'activité de reproduction commence dès que le seuil de température de 15°C est atteint et ne se poursuit pas au-delà de 23-25°C. **Pour le bassin de la Garonne, l'étendue de la période de reproduction est de 2 à 3 mois, de mai à juillet.** Une fois démarrée, la ponte peut s'étaler sur plusieurs jours. Les reproducteurs meurent rapidement après le frai.

Un phénomène de polyandrie a été décrit pour cette espèce, en fonction des auteurs, le nombre moyen de géniteurs par nid est compris entre 2.2 et 2.4. Des nids contenant jusqu'à 7 géniteurs ont déjà été décrits (Ducasse et Leprince, 1980 ; Sabatié, 1998 ; Hacala 2001, Mayeras *et al.*, 2005).

2.2.1. Indicateur d'abondance de la reproduction sur le bassin de la Garonne

Traditionnellement, le repérage des nids de lamproie se fait visuellement le long des cours d'eau étudiés. En effet, lorsque les conditions de visibilité sont bonnes, les nids de lamproie marine sont facilement identifiables car de grande taille, pouvant atteindre 2 m de diamètre, et formant des taches claires dues au déplacement par les lamproies des galets et graviers lors de la construction du nid (Figure 38).

Mais les eaux de la Garonne étant très turbides au moment de la reproduction de la lamproie marine (régime nival), ce repérage visuel n'est pas applicable sur l'axe principal du fleuve. Aucune opération de comptage exhaustif n'est donc réalisée sur le bassin côté Garonne (alors que cela est réalisé sur la Dordogne, en régime pluvial, avec des eaux qui peuvent être très claires pendant la période mai-juillet).

2.2.1.1. Zones de frayères actuellement identifiées

Les localisations des zones de frayère actives en aval de Golfech ont été réalisées par radiopistage (Carry *et al.*, 2007 ; Coustillas *et al.*, 2008 ; Frey et Carry, 2009). Ainsi 26 sites de frayères actives ont été dénombrés sur la Garonne entre Couthure-sur-Garonne et Golfech (Figure 39).

Les résultats de cette étude donnent des densités de site de frayères de l'ordre de 20 pour 100 km, ce qui serait, si on considère ce recensement comme exhaustif, 2.5 fois moins élevé que sur l'axe Dordogne.

Deux zones de frayères actives ont aussi été localisées sur le Lot, à proximité des deux premiers ouvrages de cet axe.

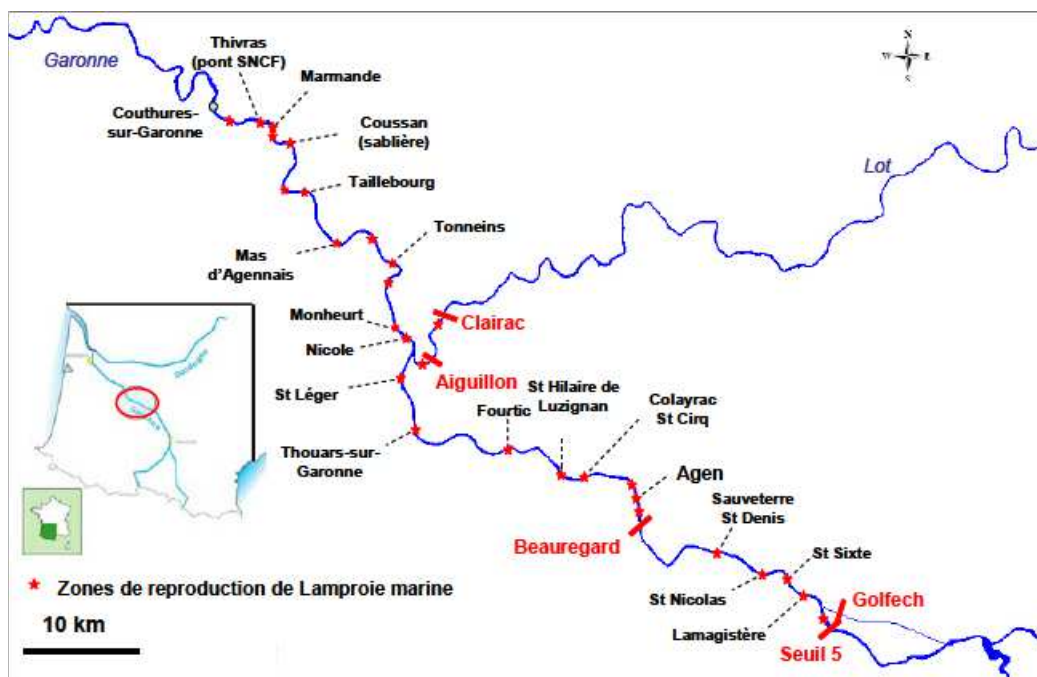


Figure 39 : Localisation des sites de reproduction de la lamproie marine sur la Garonne entre Couthure-sur-Garonne et Golfech (Frey et Carry, 2009).

Des zones de frayères actives sont très probablement présentes en aval de Couthure-sur-Garonne, des opérations de radiopistage sont menées en 2018, pour entre autres, tenter de les localiser. Des zones de frayères sont également présentes en amont de Golfech, mais elles ne sont pas cartographiées avec précision, les effectifs quasiment nuls à Golfech depuis 2010 n'aidant pas à leur localisation.

2.2.1.2. Suivi des zones de frayère

En 2016, MIGADO a lancé un suivi des frayères sur la Garonne entre la confluence du Lot et La Réole et sur 11 affluents de la Garonne situés en aval de la confluence avec le Lot dont le potentiel de reproduction pour la lamproie marine est, soit avéré, soit théorique (Gracia *et al.*, 2016).

Ce suivi concerne les parties aval des affluents, jusqu'au premier ouvrage infranchissable.

En tout, en 2016, 2 nids de lamproie marine ont été repérés sur le Gat-Mort et une soixantaine sur le Ciron (Figure 40).

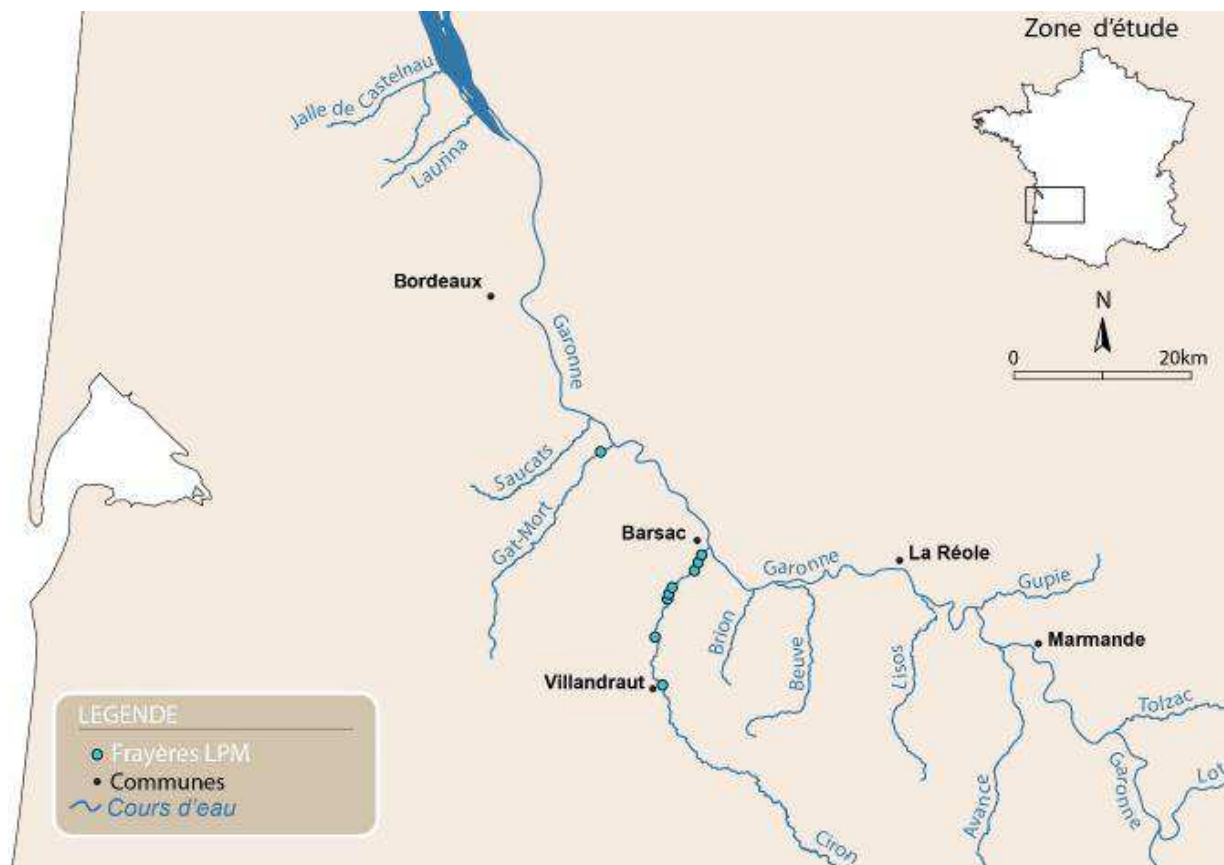


Figure 40 : Localisation des nids de lamproie marine observés en 2016 sur le bassin de la Garonne (Gracia et al., 2016).

2.3. LARVES

L'éclosion des œufs se produit au bout de 2 semaines environ. Les pré-larves d'une taille de 3 à 9 mm s'enfouissent dans le substrat du nid et se nourrissent sur leur réserve vitelline.

Au bout de 5 à 6 semaines les larves ou ammocètes, qui mesurent alors 9 à 10 mm quittent le nid : c'est l'émersion. Elles sont alors entraînées par le courant, et elles s'enfouissent dans les sédiments fins des zones de calme. Les zones recherchées sont constituées par des sédiments fins et épais, à dominante sablonneuse avec présence de matière organique. C'est au moment de l'émersion que les larves sont les plus vulnérables, par prédation de la part de nombreuses espèces de poisson (Taverny et Elie, 2010). Une fois dans les zones favorables, elles vont se construire un terrier qu'elles consolident avec du mucus.

Le plus souvent, les larves de l'année vont se retrouver à l'aval immédiat de la zone de frayère dans les premiers substrats meubles, stables ou non. Les larves peuvent changer de site selon les conditions environnementales, les crues étant un facteur important de leur redistribution. Ainsi les larves, qui sont concentrées à proximité de la frayère la première année, vont se disperser graduellement vers l'aval, principalement à la suite des crues. La température est aussi un facteur de dispersion des larves. L'été, les zones favorables de bordure, dont la température dépasse 19°C, sont évitées à la faveur d'habitats situés plus au large.

La stabilité du lit est un élément déterminant pour sa colonisation par les ammocètes. Ces dernières évitent les tronçons soumis à de fréquents transports de sédiments (Taverny et Elie, 2010).

Les ammocètes sont caractérisées par l'absence du disque buccal, et le faible développement des yeux et des nageoires. Non parasites, elles filtrent l'eau et se nourrissent de détritus

organiques, de diatomées et d'algues en suspension dans l'eau. Sous nos latitudes leur croissance dure entre 4 et 6 ans.

2.3.1. Indicateurs d'abondance des juvéniles sur le bassin de la Garonne

Les indicateurs de présence des larves sur le bassin de la Garonne proviennent majoritairement du réseau RHP de l'AFB et du réseau de pêches spécifiques « ammocète » mis en place par MIGADO en 2015.

2.3.1.1. Réseau RHP

Les informations issues des pêches électriques d'inventaire réalisées dans le cadre du RHP ne permettent pas d'accéder à l'abondance relative des ammocètes mais peuvent renseigner sur leur présence et sur la réussite du recrutement. En effet, le mode opératoire classique utilisé pour la capture des poissons convient peu à la capture des larves de lamproies. Comme elles ne sont pas la cible de la pêche, leurs captures peuvent être jugées comme étant accessoires et peu représentatives.

Il y a 678 opérations de pêche réalisées par le CSP puis l'Onema (aujourd'hui AFB) entre 1995 et 2015 dans le cadre d'études diverses ou de réseaux de suivi des peuplements de poissons dont l'AFB est responsable. Elles sont situées sur le cours principal de la Garonne ou sur ses affluents (Figure 40). Les recherches ont été effectuées pour les pêches réalisées entre 1995 et 2015.

Des larves de lamproie marine ont été capturées sur 8 stations RHP, principalement sur l'axe principale de la Garonne entre Couthure-sur-Garonne et Verdun-sur-Garonne. Des ammocètes ont également été capturées sur l'Avance et sur la Petite Barguelonne. La plupart des captures ont été réalisées après 2006, ce qui peut s'expliquer par 1) une meilleure efficacité des pêches sur les espèces enfouies (sensibilisation des techniciens) et/ou 2) une plus forte abondance des larves qui permet des captures plus récurrentes.

Le réseau RHP confirme l'effectivité de la reproduction de la lamproie marine sur la Garonne ainsi que sur certains de ses affluents. Il y a bien eu, à une époque de la reproduction de lamproie marine en amont de Golfech (Verdun-sur-Garonne, Bourret). Outre les informations de présence, les résultats de ces pêches ne sont guère exploitables.

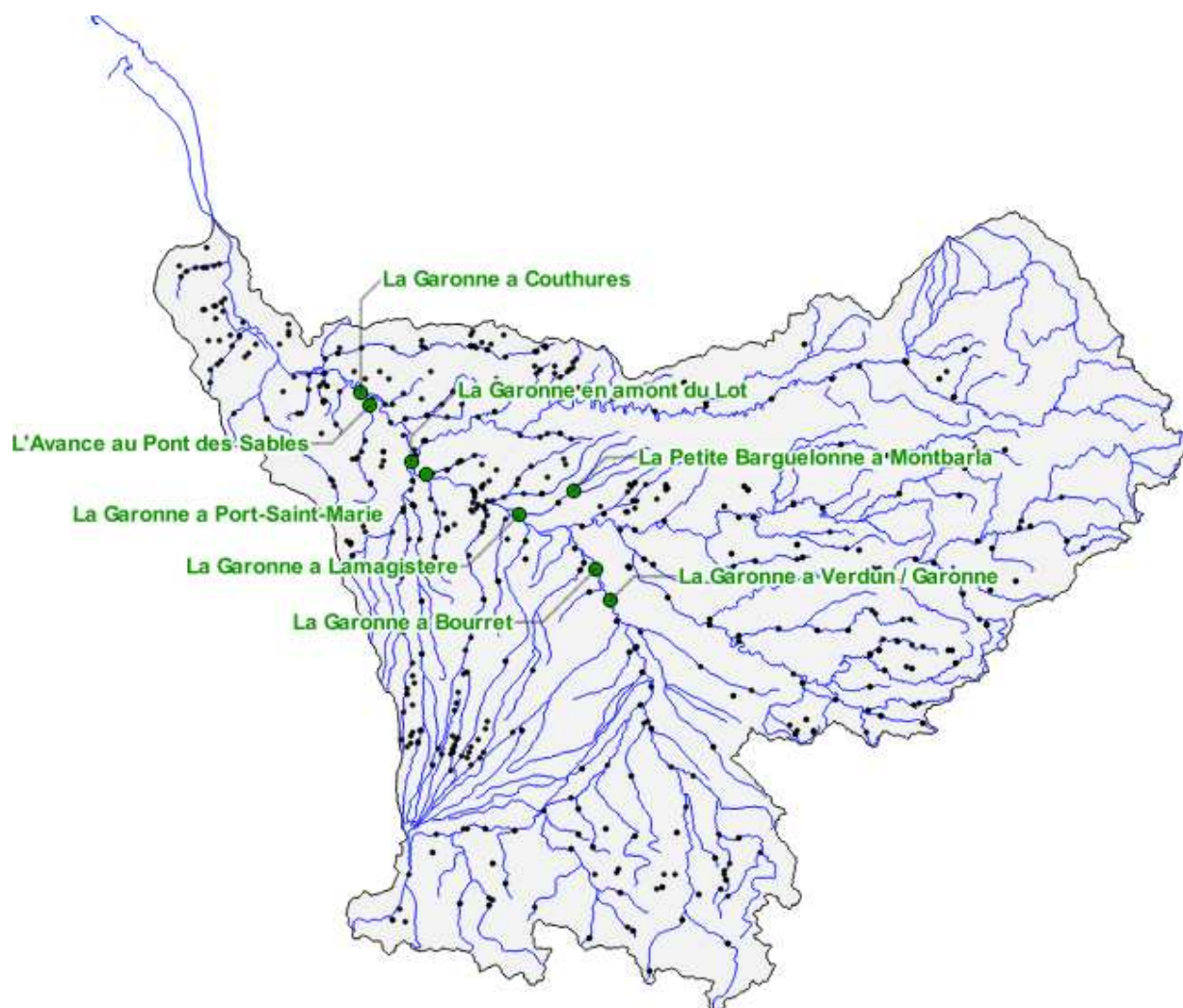


Figure 41 : Localisation des stations RHP du bassin de la Garonne (points noirs) dans la période 1990-2015. Les stations avec présence de juvéniles de lamproie marine sont représentées par des points verts.

2.3.1.2. Pêches spécifiques ammocètes

2.3.1.2.1. Méthodologie

Le protocole de pêche mis en œuvre est inspiré de celui proposé par Harvey et Cowx, (2003), et adapté par MIGADO, initialement sur la Dordogne (Gracia et al., 2016).

Dans un premier temps un repérage des sites propices est effectué, leur cartographie est réalisée selon plusieurs critères (type de substrat, granulométrie, vitesse du courant, contexte morpho-dynamique, ambiance organique...). Des stations de pêche sont définies à partir de cette cartographie, à l'échelle d'un méso-habitat. Elles peuvent s'étendre sur plusieurs dizaines de m².

Les ammocètes sont ensuite échantillonnées par pêche électrique. Un minimum de 2 à 3 passages sont effectués par station. Si des ammocètes sont présentes, il peut y avoir 4 ou 5 passages. Une fois anesthésiées dans une solution d'Eugénol, la biométrie des ammocètes est réalisée. Leur âge est déterminé à travers l'étude des histogrammes des classes de taille.

Ce suivi est effectif depuis 2011 sur la Dordogne et 2015 sur la Garonne. Sur la Garonne, 19 stations ont été inventoriées en 2015 et 32 stations en 2016, principalement en aval de la confluence du Lot (Figure 42).

2.3.1.2.2. Résultats

En 2015, seulement 2 individus ont été capturés sur les 19 stations inventoriées, au niveau de deux stations situées en amont immédiat d'Agen. Ces deux individus étaient âgés (environ 5 ans), tous deux prêts à dévaler.

A la vue de ces résultats, ainsi que des suivis de l'activité de reproduction, les prospections de 2016 se sont concentrées sur la Garonne en aval du Lot, le Lot en aval d'Aiguillon, le Ciron et le Gat-mort (Figure 42).

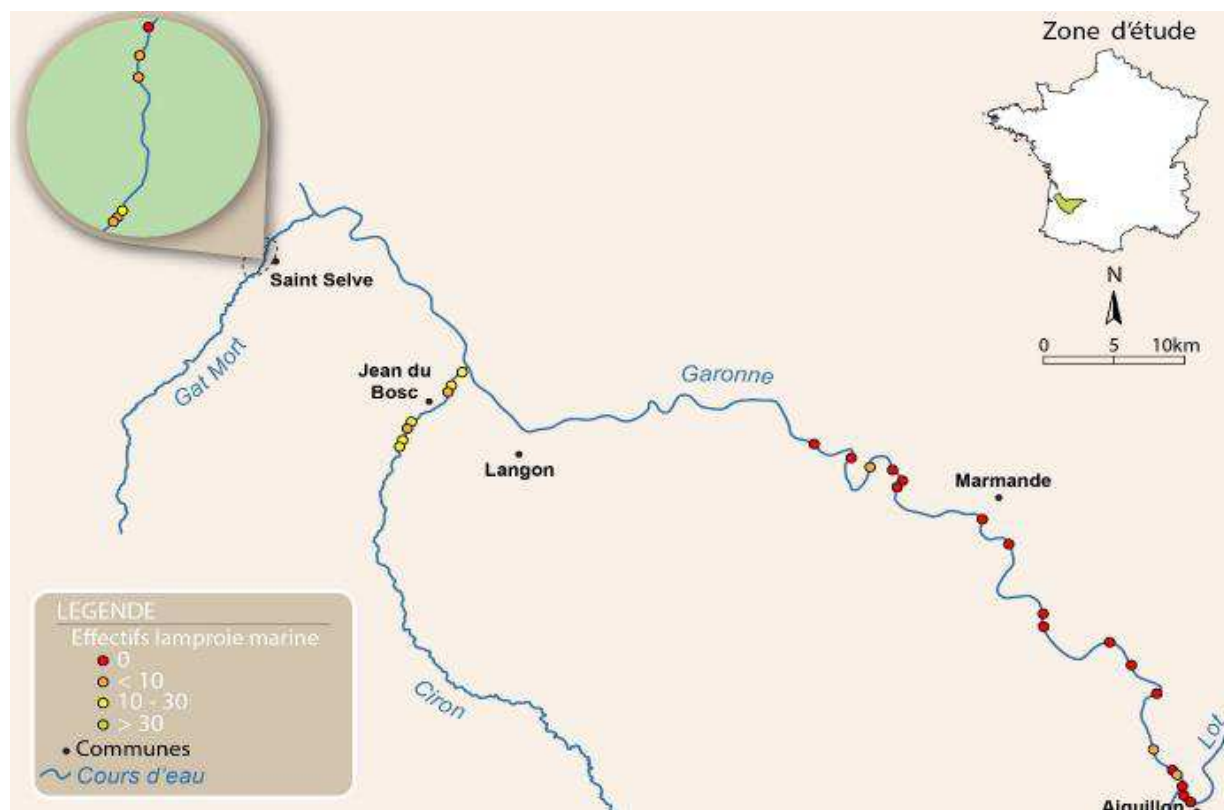


Figure 42 : Localisation des stations de pêche « ammocètes » et effectifs de lamproie marine inventoriés en 2016 (Gracia et al., 2016).

Au total en 2016, 154 larves de lamproie marine ont été capturées. Les plus grosses densités sont décelées sur le Gat-mort (2.6 ind./m²) et le Ciron (2.1 ind./m²), avec des lamproies de tous âges et des individus de petite taille bien représentés (reproduction de 2016).

Les densités d'ammocètes sont très faibles sur la Garonne (0.02 ind./m²), toutes âgées (3 à 5 ans). La recherche d'habitats favorables s'est avérée très difficile, il semblerait qu'ils soient très marginaux notamment en amont de Marmande. Ces résultats confirment les observations réalisées récemment : absence de reproduction en amont de la confluence avec le Lot et surtout absence d'individus au niveau de la station de Golfech (Gracia et al., 2016).

2.4. LES SUBADULTES

A la fin de leur vie larvaire, les lamproies cessent de croître et commencent à accumuler des lipides dans leurs tissus. L'élévation de la température de l'eau est une condition pour que la métamorphose des larves de lamproie débute (Taverny et Elie, 2010). Elle commence en période estivale et dure de 3 à 10 mois. Les tailles des individus sont alors de 133 à 176 mm (Ducasse et Leprince, 1980).

La métamorphose a été décrite en 7 stades différents au cours desquels les larves acquièrent, petit à petit, les caractères morpho-anatomiques de l'adulte : apparition des yeux, formation du disque buccal, individualisation des pores branchiaux, différenciation et développement des nageoires.

A l'issue de cette phase, les sub-adultes ont acquis une grande capacité d'osmorégulation. Il s'en suit une migration de dévalaison qui les mène jusqu'aux eaux des milieux estuarien et marin dès l'automne et jusqu'au début du printemps. La migration se déroule plutôt de nuit, et serait favorisée par les crues, les lamproies se laissant alors entrainer vers l'aval de manière passive (Clemens et al., 2010).

C'est aussi le début de leur alimentation en tant que parasite. Il est admis que l'estuaire joue un rôle de nourricerie pour les subadultes à la recherche de leur première proie. Des cas d'aloses feintes parasitées ont été rapportées dans le bas estuaire de la Gironde (Anonyme, 1979 in Taverny et Elie, 2009), mais pour certains individus la phase d'alimentation parasite peut commencer beaucoup plus tôt (cas d'un brochet parasité par deux individus dans la Dordogne Lotoise (Bordes, 2008 in Taverny et Elie, 2009).

2.4.1. Indicateur d'abondance des subadultes dans la Gironde

Les seules informations disponibles concernant ce stade sont issues du suivi de la faune circulante réalisé par l'IRSTEA pour EDF. Il s'agit d'un échantillonnage, à l'aide de filets de surface et de fond trainés, de la faune de l'estuaire au niveau de la centrale du Blayais. L'échantillonnage est réalisé au niveau de 4 transects situés de part et d'autre du rejet de la centrale, tous les mois, de jour, entre la moitié du flot et l'étalement de pleine mer (Lobry *et al.*, 2016; Lobry et Castelnaud, 2015). Ce suivi est réalisé depuis l'année 1982.

Des lamproies marines ont été capturées lors de 16 des 34 campagnes annuelles. Globalement, lorsqu'il y a des captures de lamproie marine, elles restent faibles (1 à 3 individus, max = 14 individus en 2007). Le premier individu a été capturé en 1985, puis les captures deviennent régulières à partir de 1999.

Les captures de lamproie marine débutent en septembre, mais deviennent régulières à partir de novembre (Figure 43). Le pic de présence des subadultes dans l'estuaire a lieu de janvier à mars. Ensuite les captures diminuent et cessent après le mois de juin.

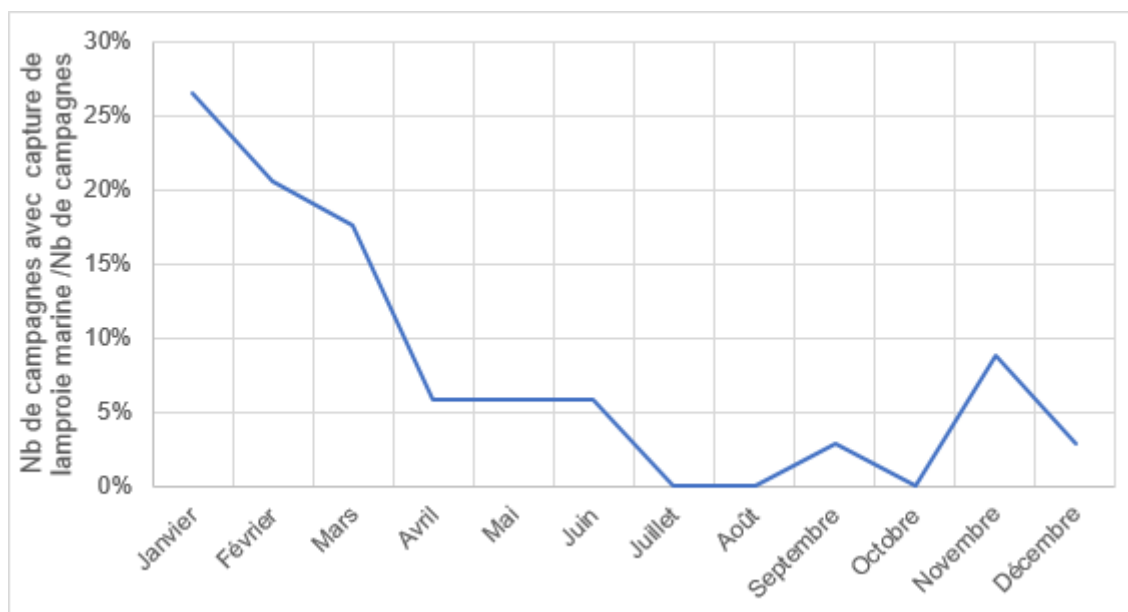


Figure 43 : Proportion des campagnes mensuelles avec capture de lamproie marine sur la période 1982-2015 (Données IRSTEA).

Les individus capturés peuvent être des subadultes dévalants (en transit, poids de 2 à 9 g) ou des subadultes ayant déjà débuté l'alimentation parasite (utilisant l'estuaire comme une nurserie, poids de 15 à 290 g).

En période de flot, les subadultes sont trouvés 2 fois sur trois près de la surface plutôt que près du fond, ce constat vaut pour un milieu à la fois soumis à l'influence des marées et turbide (Taverny et Elie, 2009).

3. CONCLUSION

Le bassin de la Garonne/Dordogne est le bassin abritant la plus grosse population européenne de lamproie marine.

Jusqu'au milieu des années 2000 la lamproie marine colonisait la Garonne jusqu'à Toulouse, voire même à son amont. Ce n'est plus le cas aujourd'hui puisque les passages sont devenus rares en amont de Golfech depuis 2011. Le même constat peut être réalisé sur la Dordogne avec très peu de passages en amont de Tuilières depuis 2011.

Pourtant les données issues de la pêche, provenant de deux sources différentes (suivis statistiques des captures de l'Irstea et de l'AAPPEDG), ne semblent pas indiquer de baisse de la ressource pour les pêcheurs. L'abondance en lamproie a augmenté à partir des années 2000 et a atteint un maximum en 2011. Depuis 2011, une baisse de l'abondance est suspectée à partir des données issues de la pêche, bien que les captures par unité d'effort restent élevées. On remarquera que cela correspond peu ou prou à la disparition des lamproies aux stations de contrôle.

Des zones de reproduction sont localisées sur la Garonne en aval de Golfech, mais il y a, a priori, peu d'habitats favorables aux larves sur l'axe principal de cette partie du bassin. Sur les petits affluents accessibles de la partie aval de la Garonne, la reproduction est régulièrement constatée et des larves sont trouvées en plus grande densité que sur l'axe principal. Toutefois se pose la question de l'importance quantitative de ces petits affluents par rapport au stock de lamproies.

Il y a très peu d'informations sur les quantités et la dynamique de dévalaison des subadultes.

A partir de ces constatations, de nombreuses questions se posent sur cette espèce (liste non exhaustive) :

- Les suivis par radiopistage ont mis en évidence des points d'arrêt des lamproies au niveau de zones propices à leur reproduction. Par contre, le suivi des larves ne permet pas de trouver des ammocètes en quantité. La reproduction des lamproies sur la Garonne est-elle réellement effective ? Si non, pourquoi (silure, autres hypothèses) ? Si oui, est-ce que ce sont les habitats disponibles pour accueillir les larves qui sont limitants et qui occasionnent des pertes trop lourdes au moment de la dispersion des larves ? En effet, il a été constaté que les habitats des larves sont rares sur la partie actuellement colonisée de la Garonne. Ces habitats sont-ils de bonne qualité notamment chimique ?
- Les indicateurs d'abondance issus des pêcheries sont plutôt positifs (cela concerne la partie aval du bassin). Pourtant les lamproies semblent ne plus progresser vers les zones amont du bassin (très peu de lamproies contrôlées à Golfech depuis 2011). Que se passe-t-il entre les zones de pêche et les zones de reproduction ? Quel est l'effet de la présence du silure sur la progression des lamproies à travers le bassin (témoignages de captures de silures avec des traces de ventouse sur la tête, signe de prédation du silure sur la lamproie qui tente de se « défendre » en se ventousant sur la tête de ce dernier, en dehors des zones proches des ouvrages) ? Quelle est l'efficacité du dispositif de Golfech pour cette espèce ? la chute des effectifs aux stations de comptage du bassin Gironde/Garonne/Dordogne a-t-elle été constatée dans d'autres cours d'eau français ? européens ?
- Si la population de la Garonne suit la dynamique des indicateurs de la Dordogne (cours d'eau sur lequel on dispose de plus d'informations : voir ci-dessous), c'est-à-dire des effectifs de géniteurs aux stations de contrôle au plus bas depuis 2010, très peu de reproduction constatée en aval de la station de contrôle, et chute du stock larvaire entre 2011 et 2017, il n'y a donc presque plus de recrutement en lamproie marine depuis 2009 (le sursaut de 2015 n'ayant pas inversé le déclin du stock larvaire). Nous devrions donc voir, nous aurions dû voir le stock de géniteurs décroître rapidement 5 à 8 ans après les derniers recrutements corrects ? sauf si les géniteurs qui reviennent sur le bassin Garonne-Gironde-Dordogne proviennent de jeunes produits par d'autres bassins versants ? D'où proviennent les géniteurs qui viennent se reproduire sur la Garonne (de la Dordogne ? d'autre BV français ? d'autres BV européens ?)

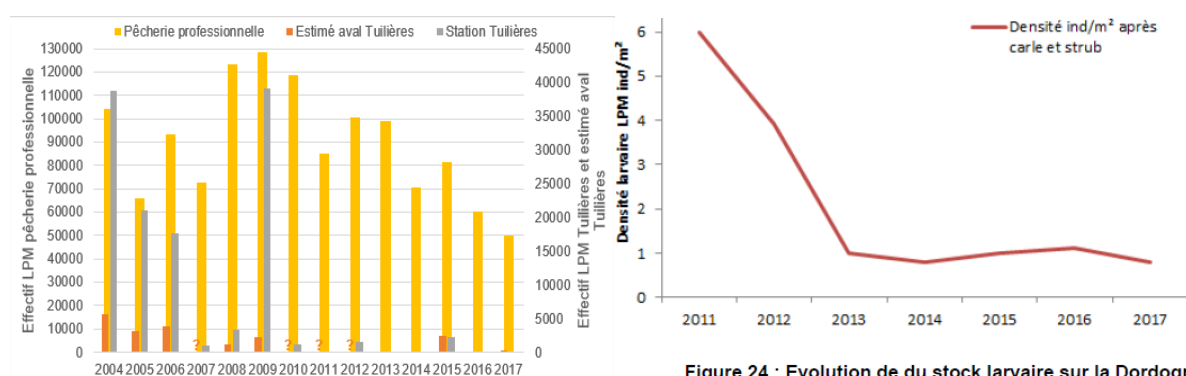


Figure 24 : Evolution de du stock larvaire sur la Dordogne

4. BIBLIOGRAPHIE :

- Almeida, P.R., Póvoa, I., Quintella, B.R., 2007. Laboratory protocol to calibrate sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) EMG signal output with swimming. *Hydrobiologia* 582, 209–220. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0539-8>
- Almeida, P.R., Quintella, B.R., 2013. Sea Lamprey Migration: A Millenial Journey. H. Ueda and K. Tsukamoto, Boca Raton, Florida, pp. 105–131.
- Almeida, P.R., Quintella, B.R., Dias, N.M., 2002. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). *Hydrobiologia* 483, 1–8.
- Almeida, P.R., Rochard, E., 2015. Report of the ICES Workshop on lampreys and shads (WKLS) The evolutionary and behavioural ecology of a European lamprey species pair (*Lampetra fluviatilis* and *L. planeri*): conservation concerns and anthropogenic impacts. ICES - CIEM, Copenhagen - Denmark.
- Andrade, N.O., Quintella, B.R., Ferreira, J., Pinela, S., Póvoa, I., Pedro, S., Almeida, P.R., 2007. Sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) spawning migration in the Vouga river basin (Portugal): poaching impact, preferential resting sites and spawning grounds. *Hydrobiologia* 582, 121–132. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0540-2>
- Bartels, H., Potter, I., 2004. Cellular composition and ultrastructure of the gill epithelium of larval and adult lampreys: Implications for osmoregulation in fresh and seawater. *Journal of Experimental Biology* 207, 3447–3462. <https://doi.org/10.1242/jeb.01157>
- Beamish, F.W.H., 1980. Biology of the North American Anadromous Sea Lamprey, *Petromyzon marinus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1924–1943. <https://doi.org/10.1139/f80-233>
- Beaulaton, L., Taverny, C., Castelnaud, G., 2008. Fishing, abundance and life history traits of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Europe. *Fisheries Research* 92, 90–101. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.01.001>
- Bergstedt, R.A., Seelye, J.G., 1995. Evidence for Lack of Homing by Sea Lampreys. *Transactions of the American Fisheries Society* 124, 235–239. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1995\)124<0235:EFLOHB>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1995)124<0235:EFLOHB>2.3.CO;2)
- Bryan, M.B., Zalinski, D., Filcek, K.B., Libants, S., Li, W., Scribner, K.T., 2005. Patterns of invasion and colonization of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in North America as revealed by microsatellite genotypes: SEA LAMPREY POPULATION STRUCTURE. *Molecular Ecology* 14, 3757–3773. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02716.x>
- Carry, L., Delpeyrou, J.-M., Aboulker, C., 2007. Localisation des zones de frai de la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) en moyenne Garonne. Comportement du silure glane (*Silurus glanis*) au droit du barrage hydroélectrique de Golfech. Technique commune : la radiotélémétrie (No. 12G-07-RT). MIGADO.
- Clemens, B.J., Binder, T.R., Docker, M.F., Moser, M.L., Sower, S.A., 2010. Similarities, Differences, and Unknowns in Biology and Management of Three Parasitic Lampreys of North America. *Fisheries* 35, 580–594. <https://doi.org/10.1577/1548-8446-35.12.580>
- COGEPOMI, 2013. Chapitre 4: Etat des lieux des poissons migrateurs et proposition de gestion, in: Plan de Gestion Des Poissons Migrateurs 2013-2017. p. 64.
- Coustillas, J., Carry, L., Delpeyrou, J.-M., 2008. Localisation des zones de frai de la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) en moyenne Garonne en 2007. Comportement du silure glane (*Silurus glanis*) au droit du barrage de la centrale hydroélectrique de Golfech en 2007. Technique commune : la radiotélémétrie (No. 11G-08-RT). MIGADO.

- Ducasse, J., Leprince, Y., 1980. Etude préliminaire de la biologie des lamproies dans les bassins de la Garonne et de la Dordogne. ENITEF, CEMAGREF, Bordeaux.
- Frey, A., Carry, L., 2009. Localisation des zones de frai de la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) en moyenne Garonne et étude de sa capacité de franchissement du barrage hydroélectrique de Golfech (82). Etude du comportement du silure glane (*Silurus glanis*) au droit du barrage hydroélectrique de Golfech (82). Technique commune : la radiotélémétrie (No. MI.GA.DO 9G-09-RT). MIGADO.
- Gracia, S., Caut, I., Carry, L., 2016. Suivi de la lamproie marine sur la Dordogne et la Garonne. Année 2016.
- Hacala, P., 2001. Relevé des frayères à lamproie migratrices sur la rivière Sée et ses affluents pour la saison 2001 (No. Rapport Conseil Supérieur de la Pêche, Brigade départementale de la Manche). Conseil Supérieur de la pêche.
- Harvey, J.P., Cowx, I.G., 2003. Monitoring the river, brook and sea lamprey: *Lampetra fluviatilis*, *L. planeri* and *Petromyzon marinus*. English Nature, Peterborough.
- Holcik, J., 1986. *Petromyzontiformes*, in: The Freshwater Fishes of Europe. Wiesbaden, p. 313.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2011. Les poissons d'eau douce de France, Biotope Editions, Publications scientifiques du Muséum. ed.
- Lança, M.J., Machado, M., Mateus, C.S., Lourenço, M., Ferreira, A.F., Quintella, B.R., Almeida, P.R., 2014. Investigating Population Structure of Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*, L.) in Western Iberian Peninsula Using Morphological Characters and Heart Fatty Acid Signature Analyses. PLoS ONE 9, e108110. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108110>
- Lasne, E., Sabatié, R., 2009. Flux migratoires et indices d'abondance des populations de lamproies du Scorff, de l'Oir et de la Bresle (*Petromyzon marinus*, *Lampetra fluviatilis* et *L. Planeri*). INRA - ONEMA.
- Lobry, J., Castelnaud, G., 2015. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2014. Etude de la faune circulante 2014. (No. Etude n°188). IRSTEA our EDF.
- Lobry, J., Castelnaud, G., Pierre, M., 2016. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde. Suivi des captures 2015. Etude de la faune circulante 2015. IRSTEA - EDF.
- Maitland, P.S. (Peter), 2003. Ecology of the river, brook and sea lamprey: *Lampetra fluviatilis*, *Lampetra planeri* and *Petromyzon marinus*. English Nature, Peterborough.
- Mayeras, F., BRASIER, W., NOEL, Y., LASCAUX, J.-M., CHANSEAU, M., 2005. Suivi de la reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) et de la lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) sur la Dordogne en aval du barrage de Tuilières - Estimation des stocks reproducteurs 2005 - (Département de la Dordogne et de la Gironde) (No. MI.GA.DO 4D-06-RT). MIGADO.
- PLAGEPOMI, 2015. Plan de Gestion des Poissons Migrateurs Garonne Dordogne Charente Seudre Leyre 2015-2019.
- Quintella, B.R., Andrade, N.O., Koed, A., Almeida, P.R., 2004. Behavioural patterns of sea lampreys' spawning migration through difficult passage areas, studied by electromyogram telemetry. Journal of Fish Biology 65, 961–972. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00497.x>
- Rodríguez-Muñoz, R., Waldman, J.R., Grunwald, C., Roy, N.K., Wirgin, I., 2004. Absence of shared mitochondrial DNA haplotypes between sea lamprey from North American and Spanish rivers. Journal of Fish Biology 64, 783–787.
- Sabatié, M., 1998. Eléments d'écologie de la Lamproie Marine (*Petromyzon marinus* L.) dans une rivière bretonne: Le Scorff. (No. Rapport final de la convention Région Bretagne du 23.10.1995.). INRA.
- Stone, J., 2004. Passage consideration for Pacific Lampreys. Note : Response to request for Lamprey Culvert passage criteria. Columbia River basin lamprey technical workgroup.

- Taverny, C., Elie, P., 2010. Les Lamproies en Europe de l'Ouest, Cémagref, Cirad, Ofremer, Inra. ed, Guide pratique. Quae.
- Taverny, C., Elie, P., 2009. Bilan des connaissances biologiques et de l'état des habitats des lamproies migratrices dans le bassin de la Gironde - Propositions d'actions prioritaires (No. Etude n°123). CEMAGREF, Groupement de Bordeaux.
- UICN France, MNHN, SFI, ONEMA, 2010. La Liste rouge des espèces menacées en France. Poissons d'eau douce de France métropolitaine. IUCN France : MNHN : Société française d'ichtyologie : Office national de l'eau et des milieux aquatiques, Paris.
- Wagner, C.M., Twohey, M.B., Fine, J.M., 2009. Conspecific cueing in the sea lamprey: do reproductive migrations consistently follow the most intense larval odour? *Animal Behaviour* 78, 593–599. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.04.027>



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse de risques « lamproie marine » sur le bassin de la Garonne

Note explicative



Lamproie marine (SMEAG©)

Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse de risques « lamproie marine » sur le bassin de la Garonne. Note explicative. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE	5
2. LES ENJEUX.....	5
2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LA LAMPROIE MARINE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE	5
2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A LA LAMPROIE MARINE...	6
2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON.....	9
3. LES ALEAS	10
3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE	11
3.1.1. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles</i>	11
3.1.2. <i>Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues</i> 11	
3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	12
3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	13
3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS.....	14
3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PECHE	14
3.6. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS	14
4. LA VULNERABILITE	15
4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE	16
4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE	17
4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE	18
4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT	18
5. LE RISQUE.....	18
5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL	18
5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS	19
5.2.1. <i>Cas de la micropollution</i>	19
5.2.2. <i>Cas des passages des subadultes dans les turbines des centrales hydroélectriques</i>	29
6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE	30
7. BIBLIOGRAPHIE.....	31
7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT	31
7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA	31

1. PRINCIPE ET CONSTRUCTION DE L'ANALYSE DE RISQUE

Le groupement ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag a proposé de mener une analyse de type Aléa/Vulnérabilité/Risque (AVR) pour la lamproie marine sur l'ensemble des secteurs du bassin de la Garonne où cette espèce est susceptible de réaliser une partie de son cycle biologique.

Cette analyse a pour but de :

- présenter de manière synthétique l'influence des pressions et des impacts sur le cycle de vie de la lamproie marine,
- identifier et localiser les secteurs de l'axe Garonne correspondant à une altération avérée ou pressentie du cycle de vie de la lamproie marine.

Il est nécessaire d'ores et déjà ici d'apporter quelques précisions sur les termes qui vont être utilisés dans la suite de cette note et de l'analyse de risque.

Le cycle de la lamproie marine est un enchaînement de plusieurs stades de développement qui conduit au renouvellement de l'espèce. **Un enjeu** va être constitué par le déroulement d'une partie de ce cycle (reproduction, développement des œufs et des alevins sous les graviers, dévalaison des smolts, montaison des géniteurs, etc...). Un enjeu se déroule sur une partie du bassin (**un tronçon**) à une certaine **période**.

L'**aléa** correspond à un **paramètre** qui peut constituer une gêne, une entrave (impact faible à modéré) ou un danger (impact fort ou très fort) vis-à-vis d'un **enjeu**. Un aléa est « quantifié » par un **indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des jeux de **données** disponibles (ex : nombre de jours par période au-dessus ou en-dessous de certains seuils, % de la surface des affleurements de roche-mère par rapport à la surface totale d'un tronçon ...).

Les aléas entraînent des pressions et /ou des impacts plus ou moins intenses sur les différents enjeux que nous avons codés, à chaque fois, sur **une échelle de 0 à 3**.

La **vulnérabilité** est la fragilité, la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité. Cette vulnérabilité est codée **sur 3 niveaux** : niveau 1, perturbation de la réalisation de l'enjeu, niveau 2, dégradation de la réalisation de l'enjeu, niveau 3, non réalisation de l'enjeu.

Enfin le risque est défini par le croisement (multiplication) entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu face à cet aléa (donc risque égal à 0, 1, 2, 3, 4, 6 et 9).

Nous détaillons ci-dessous la totalité de la méthodologie et des décisions adoptées pour cette analyse de risque (définitions des enjeux, des tronçons et des périodes de déroulement des enjeux, définitions des indicateurs d'aléas, des échelles qualitatives adoptées...).

2. LES ENJEUX

2.1. DEFINITION DES ENJEUX POUR LA LAMPROIE MARINE SUR LE BASSIN DE LA GARONNE

Le cycle biologique de la lamproie marine est un enchaînement de stades de développement, depuis l'union des cellules sexuelles jusqu'à la mort, qui conduit au renouvellement de l'espèce (Figure 1).

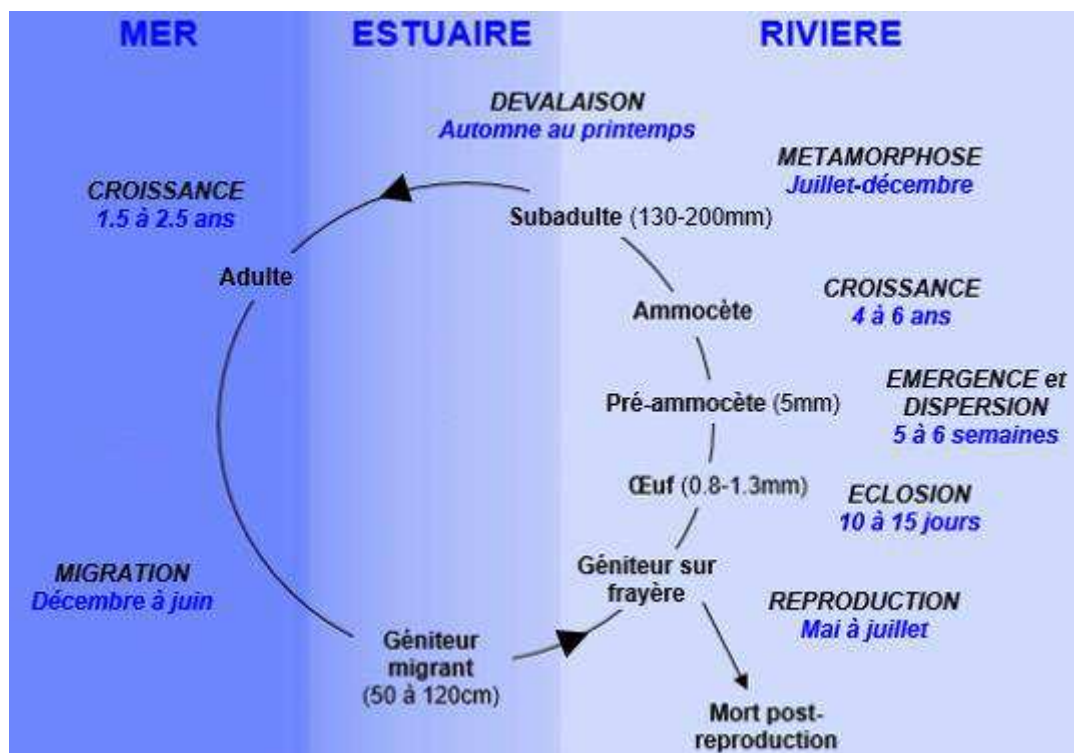


Figure 1 : Cycle biologique de la lamproie marine sur le bassin de la Garonne.

Il a été choisi de distinguer **5 enjeux** qui se déroulent sur le bassin de la Garonne sur différents tronçons et à différentes périodes de l'année :

1. **La vie sous graviers** : elle concerne les œufs fécondés pendant la période d'incubation puis le développement des pré-larves jusqu'à leur émergence de la frayère ;
2. **La croissance des ammocètes** dans les lits à ammocètes ;
3. **La dévalaison des subadultes jusqu'à l'océan** ;
4. **La migration génésique des adultes jusqu'aux zones de frayère** ;
5. **La reproduction des adultes.**

Chacun de ces enjeux peut se dérouler seulement sur une partie du bassin (1 ou plusieurs tronçons) ou bien sur le bassin dans son intégralité, et à une période de l'année qui peut être plus ou moins large.

2.2. SECTORISATION FONCTIONNELLE DE LA GARONNE APPLIQUEE A LA LAMPROIE MARINE

Dans un premier temps, une sectorisation hydro-morphologique « en grand » a été réalisée en considérant les principales confluences Garonne / affluent, d'une part, et le découpage des masses d'eau de transition ou littorale d'autre part.

Ensuite, au sein de ces tronçons hydro-morphologiques homogènes, des sous-tronçons ont été définis pour prendre en compte les principaux obstacles à la continuité piscicole, les portions de Garonne les plus artificialisées (traversée de Toulouse, retenue de Malause), les classements règlementaires (article L214-17 du code de l'environnement).

Au final, pour la lamproie marine, le bassin de la Garonne a été découpée en 14 tronçons (Tableau 1, Figure 2).

Tableau 1 : Les 12 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risque lamproie marine.

Code	Intitulé	Longueur (km)
T1	Estuaire de la Gironde	75
T2	La Garonne de la confluence du Dropt à la confluence de la Dordogne	84.9
GM1	Le Gat-Mort en aval du pont de la D219	10
C1	Le Ciron en aval de la confluence du ruisseau de la Citadelle	23.2
T3	La Garonne de la confluence du Lot à la Confluence du Dropt	68.9
AV1	L'Avance en aval du moulin de Trivail	8.6
L1	Le Lot à l'aval du Temple-sur-Lot	22.1
T4	La Garonne de Malause à la confluence du Lot	73.7
T5	La Garonne dans la retenue de Malause	24.7
T6	La Garonne du Bazacle à la retenue de Malause	74.2
T7	La Garonne de la confluence de l'Ariège au Bazacle	11
A1	L'Ariège de Pébernat à la confluence avec la Garonne	60.2
A2	L'Ariège de Labarre à Pébernat	24.2
T8	La Garonne de Carbonne à la Confluence de l'Ariège	38.6

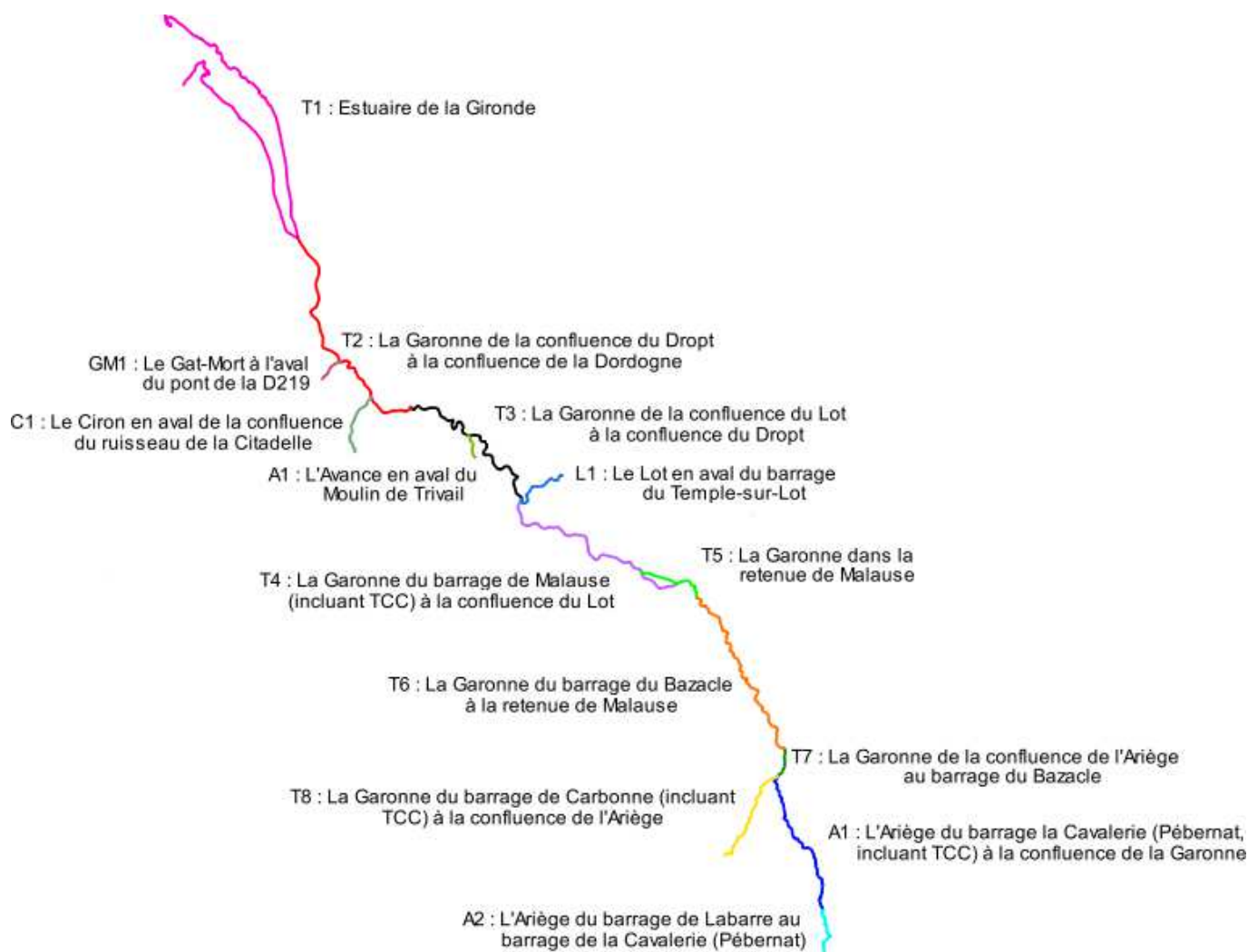


Figure 2 : Les 14 tronçons de la Garonne définis pour l'analyse de risque lamproie marine.

En fonction des tronçons, une ou plusieurs phases du cycle biologique de la lamproie marine, plusieurs enjeux donc, peuvent s'y dérouler (Tableau 2). Par exemple, l'ensemble des enjeux précédemment identifiés vont se dérouler sur le tronçon 12, mais le tronçon 3 n'est concerné que par la migration des géniteurs (enjeux 6 et 7) et la dévalaison des smolts (enjeu 5).

Tableau 2 : Liste des enjeux pris en compte sur les différents tronçons pour l'analyse de risque lamproie marine.

	Enjeu 1 : Vie sous graviers	Enjeu 2 : Croissance des ammocètes	Enjeu 3 : Dévalaison sub-adulte	Enjeu 4 : Migration géniteur	Enjeu 5 : Reproduction
T1					
T2					
GM1					
C1					
T3					
AV1					
L1					
T4					
T5					
T6					
T7					
A1					
A2					
T8					

2.3. DEFINITION DES PERIODES DURANT LESQUELLES SE DERoule UN ENJEU SUR UN TRONÇON

Chaque enjeu se déroule sur un ou plusieurs tronçons à une période donnée. En fonction des tronçons, les périodes de déroulement d'un même enjeu vont différer. Par exemple, il y a un décalage temporel entre l'arrivée des géniteurs en estuaire et leur arrivée sur les tronçons amont.

Les périodes de présence ont été définies par enjeu et par tronçon en utilisant différents jeux de données et en faisant des extrapolations (Tableau 3) :

- Enjeu 5 (reproduction) : à partir des observations réalisées lors des suivis de la reproduction effectués sur le bassin par MIGADO, il a été considéré que la reproduction commence potentiellement au même moment dans tous les tronçons, **à partir du 15 mai, et se termine mi-juillet en aval de Toulouse et fin juillet en amont.**
- Enjeu 1 (vie sous graviers) : en fonction de la période de reproduction. **La vie sous graviers commence dès le début de la reproduction (15 mai)** et se prolonge jusqu'à l'émergence des larves issus des dernières pontes, soit un mois après les dernières pontes (15 juillet ou 31 juillet selon le tronçon considéré).
- Enjeu 2 (croissance des ammocètes) : **elle commence après l'émergence des larves**, quel que soit le tronçon (pour ceux qui sont concernés). Elle dure de 4 à 6 ans et **se termine** dès le début de la dévalaison des subadultes, à savoir **le 1^{er} novembre.**
- Enjeu 3 (dévalaison des subadultes) : on dispose de très peu d'information sur le sujet. La littérature considère que le dévalaison des subadultes **commence au mois de novembre et se poursuit jusqu'à fin mai.**
- Enjeux 4 (migration des géniteurs) : en fonction des données de captures en estuaire et des données de passage enregistrés aux stations de contrôle de Golfech, du Bazacle et de Carbonne. Ces trois points de contrôle servent de références temporelles pour déterminer **la période globale** d'activité de montaison.

Tableau 3 : Périodes retenues pour les 5 enjeux lamproie marine et les 14 tronçons de la Garonne de l'analyse de risque lamproie marine.

Tronçons	Enjeu 1 : Vie sous graviers	Enjeu 2 : Croissance des ammocètes	Enjeu 3 : Dévalaison sub-adulte	Enjeu 4 : Migration géniteur	Enjeu 5 : Reproduction
T1			01/11 au 31/05	01/01 au 31/05	
T2			01/11 au 31/05	01/01 au 31/05	
GM1	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/01 au 31/05	15/05 au 15/07
C1	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/01 au 31/05	15/05 au 15/07
T3	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/02 au 30/06	15/05 au 15/07
AV1	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/02 au 30/06	15/05 au 15/07
L1	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/02 au 30/06	15/05 au 15/07
T4	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/02 au 30/06	15/05 au 15/07
T5			01/11 au 31/05	15/04 au 30/06	
T6	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	15/04 au 30/06	15/05 au 15/07
T7	15/05 au 15/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/05 au 30/06	15/05 au 15/07
A1	15/05 au 31/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/05 au 15/07	15/05 au 31/07
A2	15/05 au 31/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/05 au 15/07	15/05 au 31/07
T8	15/05 au 31/08	01/01 au 31/12	01/11 au 31/05	01/05 au 15/07	15/05 au 31/07

3. LES ALEAS

Définition : Un aléa correspond donc à un paramètre qui peut constituer **une gêne, une entrave ou un danger vis-à-vis du déroulement d'un enjeu.**

Un aléa est « quantifié », chaque fois que c'est possible, par **un indicateur d'aléa**, qui peut prendre différentes formes en fonction des **données disponibles**.

Avec les jeux de données récoltés depuis le début de l'étude, plusieurs types d'aléas ont pu être considérés :

- Physico-chimie : à partir des jeux de données « réseaux » de l'Agence de l'Eau Adour Garonne (données ponctuelles de physicochimie sur la période 1971-2014 35 stations), de l'AFB (données continues de température sur la période 2005-2016, 4 stations), de MIGADO (données journalières de température sur la période 1993-2016, 5 stations de contrôle), du réseau MAGEST (données continues température-oxygène-MES sur la période 2005-2015, 4 stations) ;
- Hydromorphologie : Les données utilisées ici sont issues d'une analyse diachronique par photo interprétation entre une situation de référence (BD ORTHO® Historique des années 50 fournie par l'IGN) et la situation actuelle. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir être menée sur l'ensemble du linéaire étudié de manière homogène. Elle fournit à la fois des données **sur l'état morphologique actuel** de la Garonne et des **grandes tendances d'évolution depuis 1950**. Cette approche est complétée par l'intégration de données issues d'études existantes.
- Hydrologie : à partir des données de la banque HYDRO dont les chroniques dépendent des dates de mise en services des différentes stations (9 stations et également des tendances possibles depuis 1950) ;
- Obstacles et aménagements (hydroélectriques ou autres) : à partir des données du Réseaux d'Obstacle à l'Ecoulement (ROE) de l'AFB (version 2017) et d'études plus précises auxquelles nous avons eu accès (sources : AFB, EDF, FDAAPPMA, MIGADO, ECOGEA...) ;

- Pêche : aléas essentiellement liés à la pratique de la pêche des amateurs aux engins et de la pêche professionnelle. Ces aléas ont été qualifiés à partir des textes réglementaires encadrant les différentes pratiques, les caractéristiques techniques des engins utilisables, des effectifs de pratiquants par catégories et des effectifs capturés.

La période prise en compte pour l'analyse de risques « lamproie marine » a été déterminée dans le but de maximiser le nombre d'indicateurs disponibles, tout en considérant une période assez longue pour intégrer des variations interannuelles. Le jeu de données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne s'est beaucoup étoffé à partir de 2005 (notamment pour le suivi des micropolluants). **La période choisie concerne donc 13 années, de 2005 à 2017 lorsque c'était possible.**

3.1. INDICATEURS D'ALEAS POUR LA PHYSICO-CHIMIE

Les principaux paramètres de la **physico-chimie « classique »** pris en compte pour l'analyse sont :

- La température en °C,
- L'oxygène dissous en mg/l,
- Le pH,
- L'ammoniac non ionisé en µg/l,

Les aléas de « micropollution » (pesticides, métaux ...) ne peuvent pas, en l'état des connaissances, faire l'objet du même traitement : niveau d'aléa X vulnérabilité = Risque. Ils sont quand même inclus dans cette analyse, mais sont traités différemment selon une méthode présentée dans un chapitre dédié (§ 7).

3.1.1. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir des mesures ponctuelles

Pour les indicateurs d'aléas issus des données du réseau de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, les données récoltées **sur l'ensemble des stations comprises dans un tronçon dans la période 2005-2014 ont été compilées**. L'indicateur d'aléa prend la forme d'un nombre de mesures parmi toutes celles réalisées, donc un pourcentage de mesures, dans des plages de valeurs pouvant être problématiques, plages de valeurs que l'on définit ci-après.

Exemple d'indicateurs d'aléa : Pour les nitrites, % du nombre de mesures comprises entre 0.075 et 0.450 mg/l (effets sub-létaux) dans la période de présence du stade ; % de mesures supérieures à 0.450 mg/l (effets létaux) dans la période de présence du stade.

3.1.2. Indicateurs d'aléas physico-chimie « classique » à partir de mesures continues

Pour les indicateurs issus des autres sources de données (concernant principalement le suivi thermique ou l'oxygène du réseau MAGEST), **une station est sélectionnée par tronçon**, la station ayant le plus de données ou la station étant située la plus en aval lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon (Figure 3).

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas à partir de ces données continues sont propres à chaque station, toutes les stations n'ayant pas été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ». La quantification de l'indicateur d'aléa prend une **forme combinée** 1) d'un % de temps durant lequel la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, toutes années confondues, 2) d'un nombre de jour moyen par année durant lesquels la variable atteint certaines plages de valeurs à l'intérieur de la période considérée, 3) d'un pourcentage d'années sur la chronique pour lesquelles la variable a atteint la plage de valeurs plus ou moins problématiques.

Exemple : % du temps, nombre moyen de jours par année et % des années pour lesquelles la température va poser des problèmes vis-à-vis de la migration génésique des adultes.

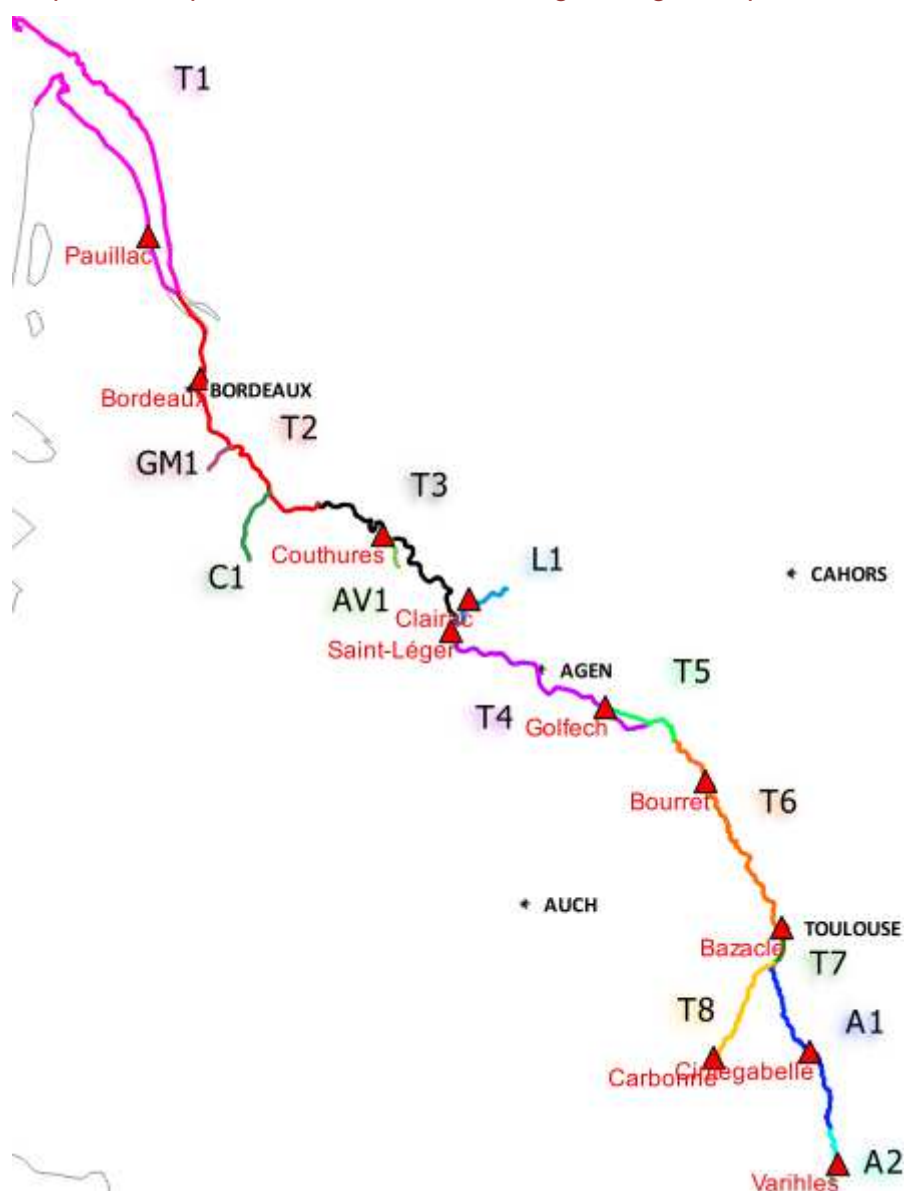


Figure 3 : Les 11 stations de suivi thermique continu retenues pour l'analyse.

3.2. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Les descripteurs de la dynamique fluviale obtenus par photo interprétation sont limités à des mutations marquées des cours d'eau. Les paramètres hydromorphologiques pris en compte sont quantifiés par tronçon en valeurs relatives pour une situation actuelle.

Exemple : % de surface de substratum affleurant dans le lit mineur, linéaire cumulé de retenues créées par des ouvrages, % du linéaire court-circuité, nombre de seuils géologiques par km.

Ils peuvent aussi être quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires). Ils constituent alors **des « tendances »** et des éléments à considérer dans la réalisation actuelle du cycle biologique de la lamproie marine.

Par exemple, l'apparition de seuils géologique implique la détérioration des conditions de migration pour les géniteurs.

3.3. INDICATEURS D'ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Pour les indicateurs d'aléas en lien avec l'hydrologie, la variable ordinairement prise en compte est le débit moyen journalier.

Lorsque plusieurs stations sont présentes dans un même tronçon, la station ayant le plus de données ou la station située la plus en aval est retenue (Figure 4).

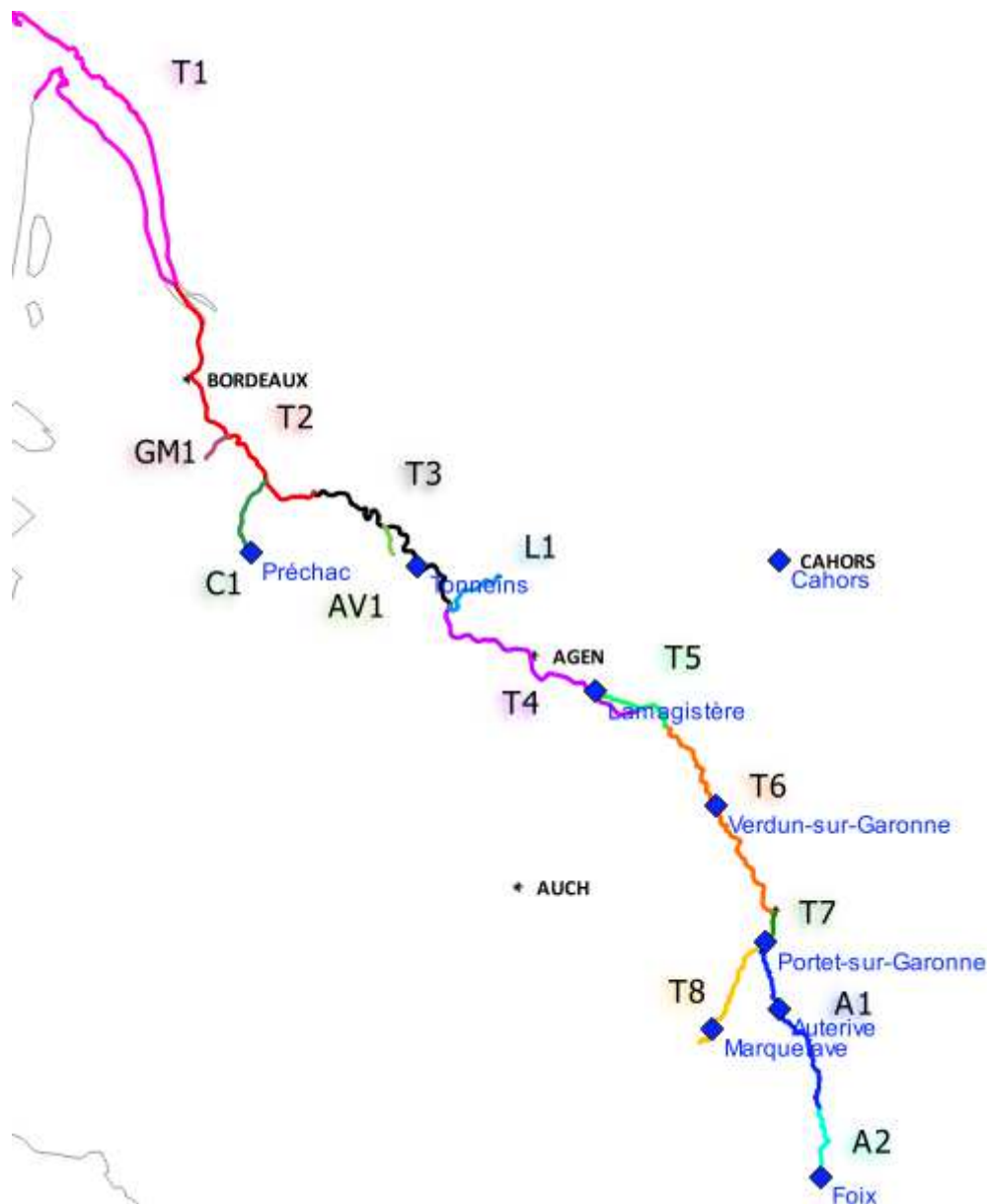


Figure 4 : Les 9 stations de la banque HYDRO utilisées.

Les périodes utilisées pour déterminer les indicateurs d'aléas sont propres à chaque station, les stations n'ayant pas toutes été mises en place en même temps et certaines ayant des chroniques « à trous ».

La quantification de l'indicateur d'aléa prend la forme simple d'un % d'années sur la chronique pour lesquelles l'évènement arrive sur la période ciblée.

Exemple : survenue d'une crue quinquennale en période de vie sous graviers.

La plupart des risques liés à l'hydrologie sont des risques « naturels¹ ». Chaque fois que possible nous avons donc également calculé **une tendance « long terme »** afin de voir si ce risque « naturel » s'aggravait au fil du temps sous l'effet de probables causes anthropiques.

3.4. INDICATEURS D'ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEURS FONCTIONNEMENTS

Les effets des ouvrages et des centrales hydroélectriques concernent de nombreux aspects du fonctionnement des hydrosystèmes (rupture totale ou partielle de la continuité écologique, modification de la morphologie, des écoulements, artificialisation des débits...). Les principaux indicateurs d'aléas utilisés dans l'analyse de risques sont :

- Le nombre cumulé d'ouvrages par tronçons, leur chute cumulée ;
- Le linéaire ennoyé par les retenues ainsi que leur surface ;
- Le linéaire cumulé des tronçons court-circuités par les aménagements ;
- La présence ou l'absence d'ouvrages de franchissement et l'estimation de l'efficacité de franchissement de l'ouvrage (par expertise et/ou issue des résultats du radiopistage) ;
- Les plages de fonctionnement des dispositifs de franchissement, en utilisant les données des stations de comptage, du radiopistage ou en utilisant les plages de débits pour lesquelles ils ont été dimensionnés ;
- L'indicateur « éclusées »² construit par Courret (2014), et plus précisément la note de l'indicateur et le débit de base non dépassé par 10% des baisses.

3.5. INDICATEURS D'ALEAS LIES A LA PECHE

Ils concernent l'activité de pêche (amateurs aux engins, professionnels fluviaux et marins). Ils se basent sur les informations récoltées auprès des différentes associations de pêcheurs (effectifs par catégories et par tronçons), sur les textes réglementaires encadrant les pratiques dans les différents départements concernés (périodes d'ouvertures et caractéristiques techniques des engins utilisés), sur les espèces recherchées et les périodes de pêche ainsi que sur les données de capture.

3.6. NIVEAU D'INTENSITE DES ALEAS

Pour la présente analyse de risques, il est considéré que les aléas présentent 4 niveaux d'intensité de pression sur les enjeux :

- Niveau 0 : non détecté ;
- Niveau 1 : intensité faible ;
- Niveau 2 : intensité moyenne ;
- Niveau 3 : intensité forte.

¹ Lié à des phénomènes naturels tels que l'hydrologie ou la température. Nous avons conscience qu'hydrologie comme température ne sont plus vraiment « naturels » car de nombreuses activités humaines les influencent mais de manière indirectes (modifications sur le bassin versant pour l'hydrologie par exemple, suppression du substrat alluvial, changement climatique pour la température...).

² Contrairement aux autres indicateurs construits à partir des QMJ, l'indicateur « éclusées » est calculé à partir des QTVAR.

Une des difficultés de l'exercice est de déterminer ce niveau d'intensité d'un aléa en fonction de la valeur des indicateurs d'aléas qui ont été calculés.

Dans la plupart des cas le niveau d'intensité des indicateurs d'aléas est directement lié à des dépassements d'un ou plusieurs seuils (en % du temps, % des années, % des données, % du tronçon ...). Le Tableau 4 énumère les principales règles suivies.

Tableau 4 : Principales règles appliquées pour la détermination des niveaux d'intensité des aléas

	Précisions sur les paramètres	Niveaux d'intensité	Règles appliquées
Physico-chimie classique	Effets létaux	1	<5% des données
		2	Entre 5 et 10 % des données
		3	>10% des données
	Effets sub-létaux	1	<25% des données
		2	Entre 25 et 50 % des données
		3	>50% des données
	Stress	1	<33% des données
		2	Entre 33 et 66 % des données
		3	>66% des données
Température continue et certains paramètres hydrologiques (débits de dysfonctionnement des PAP, hydrologie en période sous graviers, débits favorables à l'apparition du bouchon vaseux...)		1	Moins de 10% du temps et de 80% des années
		2	10 à 40% du temps et 80% à 100% des années
		3	>40% du temps et 80% à 100% des années
Autres paramètres hydrologiques (Crues, Note indicateur « éclusées » ...)		1	Moins de 33 % des années
		2	Entre 33 et 66% des années
		3	Plus de 66% des années
Hydromorphologie (surface de roche mère, linéaire de retenue, linéaire de TCC)	Habitats	1	<15% du tronçon
		2	Entre 15 et 30 % du tronçon
		3	>30% du tronçon
Hydromorphologie (nombre de seuils géologiques)	Montaison	1	<0.5 par km
		2	Entre 0.5 et 1 par km
		3	>1 par km

4. LA VULNERABILITE

La vulnérabilité est **la sensibilité d'un enjeu face à un aléa et son intensité**.

Trois niveaux de vulnérabilité ont été définis pour l'analyse de risque lamproie marine :

- Niveau 1 : perturbation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 2 : dégradation de la réalisation de l'enjeu ;
- Niveau 3 : non réalisation de l'enjeu.

Il est important de noter ici que la vulnérabilité se définit à l'échelle de la population de lamproie marine et non à l'échelle individuelle.

Pour un aléa donné, il peut y avoir plusieurs niveaux de vulnérabilité. Par exemple la température va avoir des effets différents en fonction de son intensité et de l'enjeu considéré :

stress, perturbation ou arrêt de l'alimentation, des déplacements, apparition d'effets sub-létaux, mortalité...

Une étude de la bibliographie internationale, reprenant des monographies, des articles scientifiques, des rapports d'études, des synthèses bibliographiques, des actes de colloques, des guides méthodologiques (voir chapitre bibliographie) a permis de déterminer des plages de vulnérabilité pour de nombreux aléas, principalement ceux liés à la physicochimie et à l'hydrologie.

Le cas particulier des mortalités des subadultes passant en dévalaison par les turbines des centrales est abordé dans le chapitre 0.

4.1. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A LA PHYSICO-CHIMIE

Des gammes de température avec différents niveaux de vulnérabilité ont pu être définis par enjeu (Tableau 5).

Tableau 5 : Gammes de températures retenues et vulnérabilités associées pour l'aléa température appliqué aux 8 enjeux lamproie marine

	Gamme (°C)	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 1 : Vie sous graviers	<11	Létal	3
	[11;15[	Non Optimal	1
	]19;25]	Non Optimal	1
	]25;30]	Stress-mortalités	2
	>30	Létal	3
Enjeu 2 : Croissance des ammocètes	<4	Stress-mortalités	2
	[4;10[	Non Optimal	1
	]21;26]	Non Optimal	1
	]26;30]	Stress-mortalités	2
	>30	Létal	3
Enjeu 3 : Dévalaison sub-adulte	<4	Pas d'activité	2
	[4;10[	Activité réduite	1
	]19; 24]	Activité réduite	1
	]24;30]	Pas d'activité	2
	>30	Létal	3
Enjeu 4 : Migration géniteur	<4	Pas d'activité	2
	[4;10[	Activité réduite	1
	]19; 24]	Activité réduite	1
	]24;30]	Pas d'activité	2
	>30	Létal	3
Enjeu 5 : Reproduction	<11	Pas d'activité	2
	[11;15[	Activité réduite	1
	]19;25]	Activité réduite	1
	]25;30]	Pas d'activité	2
	>30	Létal	3

Pour les autres paramètres physicochimiques, les informations récupérées dans la bibliographie n'ont permis que de déterminer des gammes avec différents niveaux de vulnérabilité que pour l'oxygène, le pH et l'ammoniac (Tableau 6).

Tableau 6 : Gammes retenues et vulnérabilités associées pour les principaux aléas relatifs à la physicochimie appliqués à la lamproie marine.

Enjeux	Aléa	Gamme	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 2	Oxygène (mg/l)	<2.3	Début des mortalités	2
Autres		<2	Fortes mortalités	3
		[2;6]	Début des mortalités	2
Tous	pH	<4.5	Létal	3
		[4.5;5.6[	Stress-mortalités	2
		]9;10]	Stress-mortalités	2
		>10	Létal	3
Enjeux 1 et 2	Ammoniac NH3 (µg/l)	>450	Létal	3
		[75;450]	Stress-mortalités	2
		[15;75[	Sub-optimal	1
Autres		>150	Létal	3
		[25;150]	Stress-mortalités	2
		[5;25[	Sub-optimal	1

Rappel : Pour les **4 indicateurs** développés sur les **micropolluants** présents dans l'eau, la méthode qui a été développée conduit à déterminer **directement le niveau de risque** sans passer par l'intermédiaire de la vulnérabilité (voir chapitre 5.2.1).

4.2. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROMORPHOLOGIE

Pour les paramètres hydromorphologiques quantifiés par tronçon pour la situation actuelle, les niveaux de vulnérabilité suivant ont été retenus.

Tableau 7 : Vulnérabilités associées pour les principaux aléas « hydromorphologie ».

	Effet	Niveau de vulnérabilité
Surface de roche mère, linéaire de retenue	Pertes d'habitats totale sur le % mesuré	2
Surface de roche mère, nombre de seuils géologiques	Perturbation ³ des conditions de montaison	1

Pour les paramètres quantifiés par rapport à la situation témoin des années 50 (évolution de la bande active, perte de chenaux secondaires), ils constituent des « tendances » qui seront discutées par rapport à la réalisation actuelle du cycle biologique de la lamproie marine sur la Garonne et depuis le début des plans de restauration dans les années 90 et comme facteur pouvant aggraver les risques liés aux descripteurs de la situation actuelle décrits précédemment.

³ Jusqu'à preuve du contraire, c'est-à-dire vérification de problème important au franchissement de certains seuils géologiques ou « canyon » dans la roche-mère

4.3. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES A L'HYDROLOGIE

Il n'a été possible de déterminer des gammes ou des seuils de débits et de faire le lien avec la vulnérabilité que pour la période de vie sous graviers. Ainsi il a été considéré qu'une crue biennale, provoquant le début de la mise en déplacement de substrat des frayères générerait les premières mortalités (vulnérabilité 2) et qu'une crue quinquennale, susceptible de remodeler complètement la structure de la frayère générerait des mortalités totales (vulnérabilité 3).

4.4. NIVEAUX DE VULNERABILITE VIS-A-VIS DES ALEAS LIES AUX BARRAGES, AUX CENTRALES HYDROELECTRIQUES ET A LEUR FONCTIONNEMENT

Dans le cas des barrages et centrales hydroélectriques, la vulnérabilité est principalement liée à l'effet produit sur le stade considéré (Tableau 8).

Tableau 8 : Paramètres, seuils retenus et vulnérabilités associées pour l'aléa ouvrage appliqués aux enjeux lamproie marine.

	Paramètre / Gamme / Seuil	Effet	Niveau de vulnérabilité
Enjeu 2 : Croissance des ammocètes	Fonctionnement par écluse (note globale de l'indicateur)	Echouages/Piégeages dans les zones à risque, Dérive dans le chenal principal	2
Enjeux 4 : Montaison des adultes	Q>200% du module ou autre seuil*	Perte d'efficacité des passes à poissons	1 ou 2**
	Nombre et franchissabilité des ouvrages	Retard, arrêt de migration	1, 2 ou 3**
Enjeu 5 : Reproduction	Retenue	Perte d'habitats lotiques	3
	TCC	Perte d'habitats lotiques	2

* : D'autres paramètres ont pu être pris en compte en fonction de la configuration des aménagements comme par exemple à Grépiac où il a été considéré une baisse d'efficacité du dispositif dès le module.

** : vulnérabilité variable en fonction de la possibilité ou non de se reproduire sur le tronçon.

5. LE RISQUE

5.1. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS GENERAL

Le risque est défini par le croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité propre de l'enjeu à cet aléa (Tableau 9) :

Tableau 9 : Définition des niveaux de risque.

		Niveau de Vulnérabilité		
		1	2	3
Intensité de l'Aléa	0	0	0	0
	1	1	2	3
	2	2	4	6
	3	3	6	9

Ainsi différents scores de risque sont obtenus, ils sont regroupés en 5 niveaux de risque :

- Pas de risque : score de 0
- Risque faible : score de 1 et 2,
- Risque moyen : score de 3 et 4,
- Risque fort : score de 6,
- Risque très fort : score de 9.

Dans certains cas le risque envisagé n'a pu être évalué par manque d'informations ou de données. Ils seront néanmoins cités pour discussion.

5.2. DETERMINATION DU NIVEAU DE RISQUE : CAS PARTICULIERS

Dans certains cas le niveau de risque n'est pas déterminé par croisement entre l'intensité de l'aléa et la vulnérabilité. Ces cas particuliers sont détaillés ci-dessous.

5.2.1. Cas de la micropollution

5.2.1.1. Construction des indicateurs de micropollution

L'indicateur utilisé ici quantifie un niveau relatif de contamination (et non une toxicité avérée) afin de mettre en évidence des stations, des secteurs et des périodes à problème.

Cet indicateur est calculé pour faire la synthèse de **nombreux résultats de concentrations de nombreuses substances polluantes**.

L'indicateur de micropollution est constitué de 9 métriques regroupées en 3 catégories (Figure 5). Pour chaque période de temps à une station donnée on calculera :

- 3 métriques qualifiant la présence des substances (en nombre, fréquence et cumul de concentrations) ;
- 3 métriques qualifiant la toxicité des substances (en nombre, fréquence et cumul de l'intensité des dépassements des seuils de toxicité) ;
- 3 métriques qualifiant la qualité des données d'entrée (en nombre, fréquence et limite de quantification).

Développement d'un indicateur – Structure de l'indicateur

Un indicateur basé sur des métriques / Choix des métriques

Les métriques sont calculées pour une station et sur une période de temps
 ⇒ nombreuses concentrations concernant de nombreuses substances.

Catégorie	Processus ou paramètres recherchés	Métriques correspondantes
Présence	Perturbations endocriniennes potentielles	P1. Nombre de substances quantifiées
	Durée d'exposition (présence)	P2. Fréquence moyenne de quantification
	Concentration totale en polluant	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées
Toxicité (> seuil)	Effets cocktails des toxiques	T1. Nombre de substances en dépassement
	Durée d'exposition (toxicité)	T2. Fréquence moyenne de dépassement
	Effets additifs des toxicités	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux
Qualité des données	Quantité des données	Q1. Nombre de substances recherchées
	Fréquence de prélèvement	Q2. Fréquence moyenne de recherche par substances
	Qualité des analyses en terme de limite de quantification	Q3. Pourcentage de substance sans difficulté de quantification

Figure 5 : Structure de l'indicateur.

Si une indication sur la "présence" de substance ne requiert que le résultat des analyses d'eau (quantification ou non), une indication sur la "toxicité" des substances fait référence au dépassement d'un seuil de "toxicité".

5.2.1.1.1. Seuils de toxicité

La "toxicité" des eaux est évaluée à partir de seuils de toxicité/écotoxicité issus de bases de données institutionnelles.

Deux types de seuils sont utilisés :

1. **Des seuils généraux d'écotoxicité** issus des bases de données institutionnelles françaises :
 - a. NQE : normes de qualité environnementales (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) ;
 - b. VGE : valeurs guides environnementales (INERIS – DCE) ;
 - c. PNEC : predicted non effect concentration (ANSES - Agritox : <http://www.agritox.anses.fr/>).

NQE et VGE définissent des seuils à ne pas dépasser sous forme de MA (moyenne annuelle, représentant plutôt une toxicité chronique) et CMA (Concentration Maximale Admissible, représentant plutôt une toxicité aiguë). Ces valeurs seuils sont définies pour différentes catégories d'organismes et d'usages de l'eau.

Pour cette étude, nous avons retenu les seuils les plus bas, parmi les 3 types référencés (MA, CMA, PNEC) concernant les organismes aquatiques d'eau douce (contrairement à la DCE qui tient compte d'un autre arbitrage). Comparer les concentrations mesurées aux seuils minimaux permet ainsi d'optimiser la discrimination des zones entre elles et d'identifier des risques potentiels (maximisation du risque).

2. **Des seuils de toxicité spécifiques des différentes espèces de lamproies** issus de la base de données ECOTOXicology Knowledgebase de l'Environmental Protection Agency (EPA, USA : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>).
- Deux types de seuils sont recherchés :

- a. Des seuils de toxicité aigüe (de type LC50⁴) ;
- b. Des seuils apparentés à une toxicité chronique (de type LOEC⁵).

La consultation de la base EPA n'a pas permis la réalisation d'un indicateur spécifique pertinent pour les lamproies. Peu de substances mesurées en Garonne concernant les différentes espèces sont en effet répertoriées (certains seuils sont trop éloignés des conditions environnementales) et aucune de ces substances ne dépasse les seuils de toxicité.

5.2.1.1.2. Choix des substances pour l'indicateur

Seules les substances analysées faisant l'objet d'un seuil de toxicité (substances dont la nocivité est avérée) sont retenues dans l'indicateur.

Des seuils sont ainsi définis pour 160 substances présentes à la fois dans les référentiels institutionnels et dans la base de données des résultats d'analyses d'eau.

Ces substances sont regroupées en 3 classes :

- Les "métaux et ETM" (éléments traces métalliques) et métalloïdes (23 substances) ;
- Les "pesticides" (96 substances) ;
- Les "micropolluants organiques hors pesticide", regroupant les 41 substances non incluses dans les 2 catégories précédentes.

L'indicateur micropollution est appliqué aux différents types de substances, comme détaillé dans le chapitre ci-après.

5.2.1.1.3. Choix des stations sur la Garonne et ses affluents

Le calcul de l'indicateur est réalisé pour l'ensemble des stations sélectionnées sur la Garonne et l'aval de ses affluents. La rivière Ariège fait également l'objet d'un examen (5 stations sur l'Ariège et 2 stations à l'aval d'affluents). **Il n'y a pas de station de mesure permettant d'effectuer le calcul des indicateurs sur le tronçon T1**, une seule station est utilisée pour T2 (la station est située en amont de Bordeaux, elle n'intègre donc pas l'impact de cette agglomération).

Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur permet de caractériser 24 points sur le fleuve et 45 affluents.

5.2.1.1.4. Choix de la période d'étude et de la période de temps

La période d'étude choisie couvre les années 2009 à 2014.

Ces 6 années de suivi incluent 2 années (2009 et 2012) particulièrement bien documentées en termes d'analyse pour un grand nombre de substances.

La plupart des substances ne faisant l'objet que d'un faible nombre d'analyse par station et par an, les résultats d'analyses de chaque station sont regroupés par mois pour l'ensemble de la période étudiée : le mois de janvier (par exemple) englobe donc les résultats des 6 mois de janvier des années 2009-2014.

Pour certaines substances, des mois sont plus représentés que d'autres en résultats d'analyse. Afin d'optimiser la qualité des résultats de l'indicateur (score de la métrique de qualité le plus homogène possible), nous avons fait le choix de regrouper certains mois quand c'était pertinent.

⁴ Concentration létale pour 50% des individus

⁵ Plus petite concentration conduisant à un effet observable

5.2.1.1.5. Normalisation et pondération des données

Une fois les métriques calculées, ces dernières sont normalisées sur 100 points et pondérées entre elles (Figure 6).

Catégorie	Métrique (normalisée entre 0 et 100)	Critère de normalisation	Pondération métrique	Somme par catégorie	« Indicateur »
PRÉSENCE	P1. Nombre de substances quantifiées	100 ⇨ Max	1	/300	/600
	P2. Fréquence moyenne de quantification des substances quantifiées	100 ⇨ 100%	1		
	P3. Cumul des concentrations maximales quantifiées	100 ⇨ centile 95	1		
TOXICITÉ	T1. Nombre de substances en dépassement	100 ⇨ Max	1	/300	
	T2. Fréquence moyenne de dépassement des substances en dépassement	100 ⇨ 100%	1		
	T3. Cumul des taux de dépassement maximaux	100 ⇨ centile 95	1		
« Qualité des données »					
QUALITÉ DES DONNÉES	Q1. Nombre de substances recherchées	100 ⇨ Max	1,50	/300	/300
	Q2. Nombre moyen de recherches par substance	100 ⇨ Max	1		
	Q3. Pourcentage de substances sans difficulté de quantification	100 ⇨ Max	0,50		

Figure 6 : Normalisation, pondération et agrégation des métriques de l'indicateur.

Une fois les métriques normalisées et pondérées, elles sont agrégées pour former 2 scores : un score "Présence + Toxicité" sur 600 points agrégeant les métriques de présence et de toxicité et un score "Qualité" sur 300 points associant les métriques de qualité des données.

L'indicateur calculé est un indicateur multimétrique, un même résultat peut donc être obtenu par différentes combinaisons de métriques. Une situation dégradée (= score important) peut ainsi être due (i) à un faible nombre de substances excédant fortement leur seuil respectif de toxicité ou (ii) à un grand nombre de substances en faible dépassement.

Un score de 600 correspond à une situation [station x période] ayant obtenu le plus haut score simultanément pour chacune des 6 métriques de présence et de toxicité.

Appliqué aux pesticides un score de 400 points a ainsi une toute autre signification que le même score (400 points) obtenu pour un indicateur calculé sur un autre groupe de substances.

Le score de chaque indicateur doit donc être interprété indépendamment et relativement à la signification objective des plus hauts scores.

Un exemple de résultat est donné par la Figure 7 :



Figure 7 : Grille de résultats pour l'indicateur micropollution pesticides (score présence et toxicité). 97 stations du linéaire de Garonne et de ses affluents et 7 stations sur l'Ariège pour 96 substances. Les noms des stations de Garonne sont sur fond vert, les principaux affluents et les stations Ariège sur fond bleu et les affluents secondaires sur fond blanc. Un gradient de couleur basé sur la distribution des données facilite la lecture (rouge : valeurs les plus élevées correspondant aux situations les plus dégradées, jaune : valeurs médianes, vert : valeurs les plus faibles correspondant aux situations les moins dégradées).

Pour cet exemple, sur la grille de résultats ci-dessus (Figure 7), les 10 situations les plus dégradées (parmi celles en rouge) se situent sur les petits affluents au mois de mai, avec un score moyen de 431 correspondant en moyenne (la valeur médiane est indiquée entre parenthèse) à :

- 28 (29) substances détectées ;
- 8 (7) substances en dépassement ;
- Un cumul des concentrations maximales des substances quantifiées de 23 (24) µg/L ;
- Un cumul des taux de dépassements maximums de 345 (309) fois les seuils.

Un score de zéro indique quant à lui, qu'aucune substance n'est quantifiée pour la station et le mois correspondant dans la période 2009-2014.

5.2.1.1.6. Application de l'indicateur pour plusieurs types de micropollution

En plus de l'indicateur micropollution pesticides présenté en exemple, la même démarche est appliquée pour évaluer plusieurs types de micropollutions.

Au final 3 indicateurs caractérisant diverses micropollutions sont calculés (Tableau 10) :

Tableau 10 : Les 5 indicateurs micropollution calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité).

Indicateurs retenus	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution métaux et ETM (Toxicité seule)	2 mois	23
Micropollution pesticides (P+T)	1 mois	96
Micropollution organique hors pesticide (P+T)	2 mois	41

On notera que, pour la "Micropollution métaux et ETM", seule la métrique de toxicité est utilisée dans le calcul de l'indicateur. Les métaux et métalloïdes sont souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux ; la métrique de présence des substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.2. Calcul du risque dans le Cas des indicateurs de « micropollution eau »

Dans le cadre de l'analyse de risques, l'objectif est d'obtenir une caractérisation de la "qualité" des eaux vis-à-vis des différents stades de vie de la lamproie marine pour leurs périodes de présence respectives et sur les différents secteurs de Garonne associés.

Pour les 3 indicateurs retenus, le score de l'indicateur de micropollution pour l'enjeu, le tronçon et la période est tout d'abord calculé sur chaque station à partir des grilles mensuelles. Le score de l'indicateur est ainsi moyenné sur la période de présence du stade (moyenne pondérée par le nombre de jour de présence du stade dans le tronçon considéré). Le passage de la station au tronçon est réalisé en prenant le score maximum des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Ne pouvant évaluer un aléa et une vulnérabilité à chaque situation, c'est directement le risque sur une échelle de 1 à 9 qui est évalué à partir du résultat de l'indicateur de micropollution.

En absence d'étude dédiée sur les lamproies permettant une association la plus directe possible entre un impact sur le poisson et la présence de contaminants, **nous avons fait le choix de transposer pour les lamproies la définition des niveaux de risque obtenus pour le saumon atlantique.**

Sur la base des niveaux de risque ainsi déterminés, le calcul du risque micropolluant est réalisé pour l'ensemble des tronçons et des périodes de présence des différents stades de la lamproie marine.

La méthodologie concernant la détermination des niveaux de risque pour le saumon atlantique est mentionnée pour rappel dans les 3 sections suivantes.

5.2.1.2.1. Choix d'une approche directe de détermination du risque (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Plutôt que de caractériser un aléa, une vulnérabilité et d'en déduire un risque pour chaque substance liée à la micropollution des eaux, le choix a été fait de caractériser directement un risque associé aux valeurs de chaque indicateur de micropollution. En effet :

- Dans la bibliographie il existe peu de seuils de toxicité identifiés sur les différents stades biologiques du saumon au regard de plusieurs centaines de substances dosées et détectées dans l'eau ;
- Malgré l'utilisation de plusieurs années de données, les données par substance sont généralement assez lacunaires une fois distribuées par stade de développement et par

tronçon. En conséquence l'estimation de l'aléa pour une substance serait peu représentative d'une période de présence ;

- La détermination d'une vulnérabilité substance par substance ou notamment d'un effet « cocktail » (mélange de plusieurs substances) est problématique. L'effet cocktail n'étant pas pris en considération dans les tests de toxicité molécule par molécule.

L'objectif est donc d'évaluer un risque des effets globaux de la présence de molécules en mélange plutôt que substance par substance.

Ce calcul sera appliqué aux 3 risques : métaux, pesticides et micropolluants organiques. Ces substances correspondent à des origines différentes (agricole, industrielle, domestique), et à des effets différenciés sur l'écosystème.

La difficulté de cette approche est de définir un niveau de risque : il est donc nécessaire de s'appuyer sur des études dédiées permettant une association entre un impact sur le saumon et la présence de contaminants.

5.2.1.2.2. La stratégie retenue pour définir le niveau de risque lié à l'indicateur pesticides (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Le niveau de risque (chiffre entre 0 et 9) est codé selon le score de l'indicateur considéré. Le risque 0 est jugé négligeable, le risque 9 maximal. Il s'agit donc pour nous d'associer une échelle de valeur des scores de l'indicateur à une échelle de valeur de niveau de risque.

La stratégie d'attribution du niveau de risque est basée sur les travaux de Croze et al. (2006) dans le secteur Malausse - Belleperche (20 km). Nous disposons de 3 stations documentées sur ce secteur (La Garonne à Lamagistère, La Garonne à St-Nicolas de la Grave, La Garonne à St-Aignan).

Il s'agit d'une étude de radiopistage des géniteurs du saumon en lien avec la contamination par les pesticides sur la période 2004-2005. Dans cette étude, Croze et al. (2006) indiquent que si les concentrations en pesticides ne permettent pas, à elles seules, d'expliquer les renoncements des géniteurs radiopistés en montaison, en situation de contamination, les renoncements sont plus nombreux et la mortalité est aggravée.

Le niveau de contamination dans le secteur Malausse - Belleperche en période de montaison sur la période 2004-2005 peut donc être considéré comme **un risque avéré** pour le saumon. Par analogie, les scores calculés pour l'indicateur de micropollution pesticides sur chacune des 3 stations disponibles (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM sur le secteur sont moyennés et **associé à un niveau de risque de 3.**

Les autres bornes de l'échelle se basent sur la distribution des résultats de l'indicateur (Tableau 11) :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 9 divisent en 7 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 regroupent les 3 suivantes,
 - Le niveau de risque 9 correspond à la dernière classe de distribution.

Tableau 11 : Niveau de risque et résultats de l'indicateur Micropollution pesticide. Le niveau de risque entre 2 et 3 (barre épaisse) est déterminé par la moyenne des scores pour l'indicateur de micropollution pesticides des 3 stations : la Garonne à Lamagistère, la Garonne à St-Nicolas de la Grave, la Garonne à St-Aignan (période 2009-2014) lors de la période de pic de migration des PHM. Les autres bornes s'ajustent en fonction la distribution des résultats de l'indicateur de micropollution pesticides de part et d'autre de la limite 2-3.

Niveau de risque	1	2	3	4	6	9
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 en deçà du seuil 2 à 3	50 - 100 en deçà du seuil 2 à 3	0 - 14 au-delà du seuil 2 à 3	14 - 43 au-delà du seuil 2 à 3	43 - 86 au-delà du seuil 2 à 3	86 - 100 au-delà du seuil 2 à 3
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution pesticides	1 à 53	54 à 79	80 à 97	98 à 134	135 à 258	>258

5.2.1.2.3. Stratégie pour les autres indicateurs de micropollution (rappel de la méthode utilisée pour le saumon atlantique) :

Les niveaux de risque sont obtenus pour les autres indicateurs de micropollution (Micropollution métaux et ETM, Micropollution organique hors pesticide, Micropollution Saumon seuils sublétaux) en suivant la même méthodologie, faisant l'hypothèse que le niveau de contamination pour la période 2009-2014 sur le secteur Lamagistère - St Aignan lors du pic de migration correspondait à niveau de risque de 3 (même niveau que précédemment) pour l'ensemble des indicateurs de micropollution (et non uniquement pour l'indicateur micropollution pesticides).

Compte tenu du moindre niveau de toxicité rencontré pour ces substances (en nombre de substances détectées, substances en dépassement, cumul des concentrations maximales des substances quantifiées, cumul des taux de dépassements maximums) et de l'absence de travaux dédiés directement à l'étude de la toxicité de ces substances sur le saumon, le niveau maximum de niveau de risque est fixé à 6 (et non 9 comme pour les pesticides).

Les bornes des niveaux de risques se basent ainsi sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur sous le score correspondant au niveau de risque 3 ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur au-dessus du score correspondant au niveau de risque 3 ;
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

5.2.1.3. Construction des indicateurs de micropollution sur la matrice « sédiment »

Les ammocètes s'enfouissant pendant plusieurs années dans les sédiments du fleuve, un indicateur de micropollution des sédiments a été calculé afin d'évaluer les risques potentiels associés spécifiquement à ce stade de vie.

Les indicateurs de micropollution en sédiments sont calculés de la même manière que ceux présentés pour la micropollution de l'eau (9 métriques de présence, toxicité et qualité, utilisant les mêmes procédures de normalisation et de pondération) :

- Les seuils de toxicité en sédiments proviennent de la base institutionnelle française de l'INERIS (INERIS - DCE : <https://substances.ineris.fr/fr/>) pour les sédiments en eau douce ;
- Les stations sont globalement situées aux mêmes emplacements que pour la caractérisation de la micropollution des eaux, mais leur nombre est plus réduit. Au total sur la Garonne, le calcul de l'indicateur pour les sédiments est réalisé sur 70 stations, il permet de caractériser 19 points sur le fleuve et 37 affluents ;
- La période d'étude choisie, récente et « relativement » bien documentée, couvre les années 2009 à 2014 comme dans le cas de la micropollution eau.

Afin de tenir compte du faible nombre de prélèvements de sédiments (environ 4 analyses en moyenne par substance pour les 6 ans de données sur chaque station), l'ensemble des résultats d'analyses sur les 6 ans est regroupé à l'échelle de la station.

Le mode de groupement des résultats lors du passage de la station au tronçon conserve les mêmes règles que l'indicateur sur eau : le passage de la station au tronçon est réalisé en retenant **le score maximum** des différentes stations appartenant au tronçon considéré.

Compte tenu des seuils de toxicité disponibles, 2 indicateurs caractérisant 2 types de micropollutions ont été mis en place (Tableau 12) :

Tableau 12 : Les 2 indicateurs micropollution sédiment calculés (P pour métriques de présence, T pour métriques de toxicité), ETM pour Eléments Traces Métalliques.

Indicateurs retenus	Matrice	Fréquence d'application	Nombre de substances étudiées (avec seuil)
Micropollution sédiment métaux et ETM (Toxicité seule)	Sédiment	1 période unique	6
Micropollution sédiment hors ETM (P+T)	Sédiment	1 période unique	22

Comme dans le cas de l'indicateur « Micropollution métaux et ETM » sur la matrice eau, la « Micropollution sédiment métaux et ETM » n'utilisent que les métriques de toxicité dans son calcul. Les métaux et métalloïdes sont en effet souvent présents à l'état de bruit de fond géologique dans les eaux et dans les sédiments et la métrique de présence de ces substances n'est pas utilisée car jugée trop délicate dans son interprétation.

5.2.1.4. Calcul du risque dans le cas des indicateurs de « micropollution sédiment »

Les données disponibles ne mettant pas en évidence un très fort impact avéré de la micropollution des sédiments vis-à-vis des ammocètes de lamproies, le niveau de risque le plus élevé de 9 correspondant à des mortalités particulièrement importantes n'a pas été retenu. D'autres éléments comme : la méthode de calcul utilisée (prise en compte des maximums des chroniques), le mode de groupement des résultats à l'année, la possibilité potentielle des organismes à ne pas fréquenter les sites pollués, etc., appuient également ce choix.

Pour les stations de Garonne, l'indicateur « Micropollution sédiment métaux et ETM » montre des dépassements systématiques des seuils de toxicité en arsenic, cuivre et plomb. L'indicateur « Micropollution sédiment hors ETM » montre que les 4 substances les plus présentes, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (en moyenne la présence de ces substances est détectée dans 54 % des prélèvements), dépassent leur seuil respectif de toxicité dans 12 % des cas.

Compte tenu que :

1. l'agence de l'eau Seine Normandie, considère dans son « guide pratique des micropolluants dans les eaux du bassin Seine-Normandie » que ces 2 familles de substances (arsenic, cuivre, plomb d'une part et HAP d'autres part) se révèlent « toxiques » à « très toxiques » pour les poissons d'eau douces et marins aussi bien en terme de toxicité aiguë que de toxicité chronique (Agence de l'eau Seine-Normandie and Aquascop, 2018) ;
2. les doses rencontrées en sédiments en Garonne sont élevées pour ces 2 types de substances (le cumul des taux de dépassements maximums atteint en moyenne 500 fois les seuils pour les 6 ETM et 28 fois les seuils pour les 22 autres micropolluants (hors ETM) sur les tronçons de Garonne situés en aval de Toulouse) ;

Un niveau maximum de risque de 6 a été retenu pour caractériser les plus fortes valeurs de score des 2 indicateurs.

Ne disposant pas de travaux scientifiques en Garonne permettant de relier directement la toxicité en sédiment et son impact sur les lamproies, **les niveaux de risques sont fixés sur la base de la distribution des résultats des scores des indicateurs de micropollutions :**

- Les niveaux de risque 1 et 2 sont attribués à des situations où les substances sont présentes mais ne dépassent pas leur seuil de toxicité respectif.
- Les niveaux de risque 3, 4 et 6 sont attribués à des situations où les substances dépassent leur seuil de toxicité.

Plus en détails, les bornes des niveaux de risques se basent sur la distribution des résultats de chaque indicateur, comme suit :

- Un niveau de risque de 0 correspond à un score de 0 ;
- Les niveaux de risque de 1 et 2 divisent en 2 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur pour la métrique de présence sans dépassement des seuils de toxicité (dans ces cas la métrique de toxicité a donc une valeur nulle) ;
- Les niveaux de risque de 3 à 6 divisent en 4 classes équivalentes la distribution des scores de l'indicateur (métriques de présence + toxicité) :
 - Le niveau de risque 3 correspond à la première classe de distribution,
 - Le niveau de risque 4 regroupe les 2 classes de distribution suivantes,
 - Le niveau de risque 6 correspond à la dernière classe de distribution.

Un exemple de définition des niveaux de risques est fourni pour l'indicateur « Micropollution sédiment hors ETM » (Tableau 13).

Tableau 13 : Niveau de risque et résultats de l'indicateur Micropollution sédiment hors ETM.

Niveau de risque	1	2	3	4	6
Distribution en percentiles des résultats de l'indicateur	0 - 50 Métrique de présence seule (toxicité = 0)	50 - 100 Métrique de présence seule (toxicité = 0)	0 - 25 Métrique P+T (toxicité > 0)	25 - 75 Métrique P+T (toxicité > 0)	75 - 100 Métrique P+T (toxicité > 0)
Echelle des scores de l'indicateur Micropollution sédiment hors ETM	0 à 71	71 à max	107 à 144	145 à 275	> 275

5.2.2. Cas des passages des subadultes dans les turbines des centrales hydroélectriques

5.2.2.1. Détermination des mortalités moyennes par tronçon

Des expérimentations ont été menées dans divers pays (Etats Unis, Canada, Suède, Ecosse, Allemagne, France), principalement sur les juvéniles de salmonidés, pour évaluer les dommages – en termes de % de mortalité et de type de blessures - résultant du transit dans les différents types de turbines. Les résultats obtenus sont assez concordants et permettent de tirer certaines conclusions générales sur les dommages potentiels subis par les poissons.

Des expressions donnant un ordre de grandeur des mortalités des poissons en fonction du type de turbine et de ses caractéristiques hydromécaniques (nombre de pales, vitesse de rotation, diamètre de la roue), de la hauteur de chute et de la taille du poisson ont été proposées, en particulier pour les juvéniles de salmonidés. Ces expressions ont été utilisées notamment dans l'étude de définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrateurs réalisée par Bosc et Larinier (2000).

Dans le cadre de cette étude, il a été considéré que les mortalités générées par le passage des subadultes de lamproie marine dans les turbines des centrales hydroélectrique étaient équivalentes à celles des smolts de saumon atlantique. **Les taux de mortalités pour les subadultes de lamproie marine au droit de chaque turbine sont tirés de l'étude réalisée par Bosc et Larinier sur les smolts de saumon atlantique** après vérification que les caractéristiques hydromécaniques des installations n'aient pas évolué depuis 2000. En cas de modifications constatées, où lorsque les ouvrages n'ont pas été traités par Bosc et Larinier (2000), les taux de mortalités ont été déterminés ou actualisés selon la même méthodologie.

Les résultats obtenus sont ensuite compilés par tronçon.

Les potentialités de chaque tronçon étant inconnues elles ne sont pas incluses dans l'estimation.

5.2.2.2. Détermination du niveau de risque

La méthodologie permettant de calculer directement un taux de mortalité pour le stock de subadulte de lamproie dévalants, le niveau de risque est attribué directement sur la base des mortalités moyennes estimées par tronçon, en appliquant la grille de discrimination suivante :

Tableau 14 : Grille de détermination du niveau de risque dans le cas des passages des passages des smolts dans les turbines.

Niveau de risque	Mortalité moyenne estimée sur le tronçon
0	0%
1	NR
2	NR
3	<5%
4	5 à 10 %
6	10 à 20 %
9	> 20 %

6. QUELQUES CHIFFRES DE L'ANALYSE DE RISQUE

Au final, l'analyse de risque lamproie marine sur le bassin de la Garonne revient à considérer **5 enjeux** (phases du cycle biologique) **sur 14 tronçons** de la Garonne et de certains de ses affluents.

Près de 1100 risques ont pu être déterminés lors de ce travail en utilisant des bases **de données** pouvant dépasser plusieurs centaines de milliers de lignes.

Les résultats de l'analyse de risque seront restitués de **manière cartographique par enjeu** en faisant ressortir **pour chaque tronçon** les aléas présentant **les niveaux de risque les plus élevés (4 à 9) et les tendances significatives**.

7. BIBLIOGRAPHIE

7.1. CITEE DANS LE DOCUMENT

- Agence de l'eau Seine-Normandie, Aquascop. 2018. Guide pratique des micropolluants dans les eaux du bassin Seine-Normandie. Agence de l'eau Seine-Normandie.
- Bosc, S., Larinier, M., 2000. Définition d'une stratégie de réouverture de la Garonne et de l'Ariège à la dévalaison des salmonidés grands migrateurs. Simulation des mortalités induites par les aménagements hydroélectriques lors de la migration de dévalaison. (No. RA.00.01-G17-00-RT). GHAAPPE-MIGADO.
- Courret, D., 2014. Caractérisation de la perturbation hydrologique induite par les régimes d'éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur. Réflexion sur les mesures de mitigation des impacts des éclusées sur les populations de poissons. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.
- Croze, O., Blot, E., Delmas, F., Alesina, R., Jourdan, H., Bau, F., Breinig, T., 2006. Suivi de la qualité de l'eau de la Garonne lors de la migration anadrome du saumon en amont de Golfech (No. RA06.04). GHAAPPE.

7.2. UTILISEE POUR DEFINIR LES GAMMES DE VULNERABILITE PAR ALEA

- Alabaster, J.S., Lloyd, R., 1982. Water quality criteria for freshwater fish., Butterworth Scientific. ed.
- Anonyme, 2016. Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). Ministère de l'Environnement, de l'énergie et de la mer.
- Beamish, F.W.H., Strachan, P.D., Thomas, E., 1978. Osmotic and ionic performance of the anadromous sea lamprey, *Petromyzon Marinus*. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology 60, 435–443. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(78\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0300-9629(78)90013-0)
- Binder, T.R., McDonald, D.G., 2008. The role of temperature in controlling diel activity in upstream migrant sea lampreys (*Petromyzon marinus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65, 1113–1121. <https://doi.org/10.1139/F08-070>
- Bruslé, J., Quignard, J.-P., 2013. Biologie des poissons d'eau douce européens. 2e édition, TEC & DOC. Lavoisier, Paris.
- Chanseau, M., Nars, A., Menchi, O., Carry, L., Bosc, S., 2008. Les conditions du milieu sur le bassin de la Garonne et les besoins des migrateurs amphihalins (No. MI.GA.DO 20G-08-RT).
- Docker, M.F., 2015. Lampreys: Biology, Conservation and Control; Volume 1, Springer. ed, Fish & Fisheries. Springer.
- Doherty, O., Lawlor, D., 2016. Freshwater Pollution Response Implementation Plan 2016-2017. Loughs Agency of the Carlingford and Irish lights commission.
- Gruau, E., 2014. Synthèse des tolérances à la température, au pH, à la concentration en oxygène dissous, à l'ammoniaque et aux nitrites des aloses et de la lamproie marine (Mémoire du projet individuel). Université François Rabelais, Tours.
- Holmes, J.A., Lin, P., 1994. Thermal Niche of Larval Sea Lamprey, *Petromyzon marinus*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51, 253–262. <https://doi.org/10.1139/f94-026>
- INERIS, 2018. Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 31 décembre 2017 (No. INERIS-DRC-17-164559-10404A). Pour le Ministère de la Transition écologique et solidaire.
- Kirchhofer, A., 1996. Biologie, menaces et protection des lamproies en Suisse (No. 56), Informations concernant la pêche. OFEFP.
- Maitland, P.S. (Peter), 2003. Ecology of the river, brook and sea lamprey: *Lampetra fluviatilis*, *Lampetra planeri* and *Petromyzon marinus*. English Nature, Peterborough.

- McCauley, R.W., 1963. Lethal Temperatures of the Developmental Stages of the Sea Lamprey, *Petromyzon marinus* L. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 20, 483–490. <https://doi.org/10.1139/f63-036>
- Morman, R.H., Cuddy, D.W., Rugen, P.C., 1980. Factors Influencing the Distribution of Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1811–1826. <https://doi.org/10.1139/f80-224>
- Myllynen, K., Ojutkangas, E., Nikinmaa, M., 1997. River Water with High Iron Concentration and Low pH Causes Mortality of Lamprey Roe and Newly Hatched Larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36, 43–48. <https://doi.org/10.1006/eesa.1996.1484>
- Piavis, G.W., 1967. Embryological stages in the sea lamprey and effects of temperature on development, *Fishery bulletin* 182. USDI.
- Potter, I.C., Beamish, F.W.H., 1975. Lethal Temperatures in Ammocoetes of Four Species of Lampreys. *Acta Zoologica* 56, 85–91. <https://doi.org/10.1111/j.1463-6395.1975.tb00084.x>
- Reis-Santos, P., McCormick, S.D., Wilson, J.M., 2008. Ionoregulatory changes during metamorphosis and salinity exposure of juvenile sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.). *Journal of Experimental Biology* 211, 978–988. <https://doi.org/10.1242/jeb.014423>
- Rodriguez-Muncoz, R., Nicieza, A.G., Brana, F., 2001. Effects of temperature on developmental performance, survival and growth of sea lamprey embryos. *Journal of Fish Biology* 58, 475–486. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb02266.x>
- Taverny, C., Elie, P., 2010. Les Lamproies en Europe de l'Ouest, Cémagref, Cirad, Ofremer, Inra. ed, Guide pratique. Quae.
- Wilkie, M.P., Wang, Y., Walsh, P.J., Youson, J.H., 1999. Nitrogenous waste excretion by the larvae of a phylogenetically ancient vertebrate: the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) 77, 9.



Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs

Analyse des risques « lamproie marine » sur le bassin de la Garonne Résultats, synthèse et discussion



Auteur(s) : Vincent Cornu (ECOGEA), Samuel Teissier (Adict Solutions) et Pierre Dabos (GEODIAG)

Correspondance : vincent.cornu@ecogea.fr

Relecteur(s) : Jean-Marc Lascaux (jean-marc.lascaux@ecogea.fr)



VALIDATION

Rédacteur(s) :

- Vincent Cornu, ECOGEA – 352 avenue Roger Tissandié – 31600 Muret
vincent.cornu@ecogea.fr
- Samuel Tessier, Adict solutions – Campus ENSAT – Avenue de l'Agrobiopole – BP 32607 – Auzeville Tolosane – 31326 CASTANET-TOSOSAN Cedex
samuel.teissier@adict-solutions.eu
- Pierre Dabos, Géodiag - 47 place de la mairie – 64290 GAN
pierre.dabos@geodiag.fr

Relecteur(s) :

- Jean-Marc Lascaux, jean-marc.lascaux@ecogea.fr

Pour citation :

Cornu V., Tessier S. et Dabos P., 2019. Etat écologique de la Garonne et son impact sur les populations de poissons migrateurs - Analyse des risques « lamproie marine » sur le bassin de la Garonne. Résultats, synthèse et discussion. Rapport ECOGEA/Adict Solutions/Géodiag pour l'AEAG.

Sommaire :

1. RESULTATS PAR ENJEUX	5
1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES.....	5
1.2. ENJEU 1 : VIE SOUS GRAVIERS.....	5
1.3. ENJEU 2 : LA CROISSANCE DES LARVES OU « AMMOCETES »	7
1.4. ENJEU 3 : LA DEVALAISON DES SUB-ADULTES	9
1.5. ENJEU 4 : MIGRATION DES GENITEURS	10
1.6. ENJEU 5 : LA REPRODUCTION	12
2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES.....	14
2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS.....	14
2.2. DISCUSSIONS AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES.....	15
2.2.1. <i>La pêche professionnelle et la pêche des amateurs aux engins</i>	16
2.2.2. <i>La micropollution</i>	18
2.2.3. <i>L'hydromorphologie</i>	18
2.2.4. <i>Les ouvrages et centrales hydroélectriques</i>	19
2.2.5. <i>La thermie</i>	20
2.3. DISCUSSIONS AUTOUR DU SILURE	20
3. CONCLUSION	22
4. BIBLIOGRAPHIE.....	24

1. RESULTATS PAR ENJEUX

1.1. CHOIX DE REPRESENTATION ET CODES UTILISES

Ce document présente de manière synthétique les résultats de l'analyse de risques pour la lamproie marine sur le bassin de la Garonne. Il a été choisi de ne détailler que **les risques de niveaux 4 et plus**, ce qui correspond au croisement :

- d'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de la lamproie marine vis-à-vis de cet aléa de 2 donc un niveau de risque 4 ou 6 ;
- d'un aléa d'intensité 2 ou 3 avec une vulnérabilité de la lamproie vis-à-vis de cet aléa de 3 donc un niveau de risque 6 ou 9.

Les résultats sont présentés pour les 8 enjeux, et détaillés par tronçons. Le nombre total de risques et la distribution des niveaux de risques sont donnés sous la forme d'un diagramme en secteur pour chaque tronçon (Figure 1).

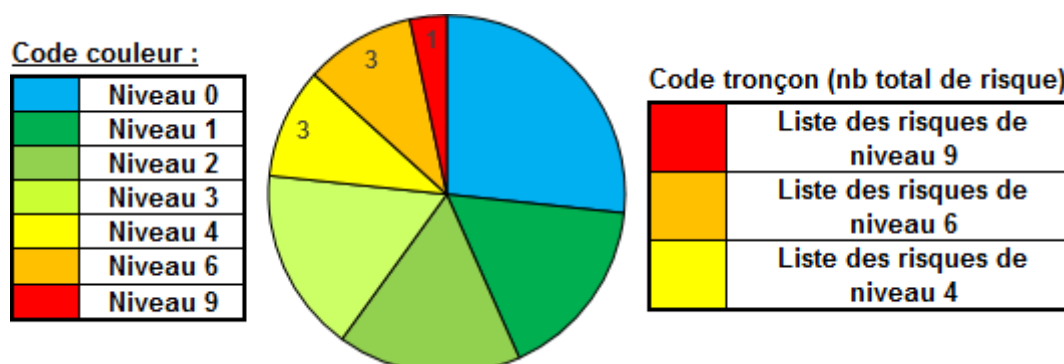


Figure 1 : Représentation de l'ensemble des niveaux de risque calculés par tronçon et par enjeu. A gauche le code couleur, au centre le diagramme en secteur représentant la distribution de tous les niveaux de risque calculés, et, à droite, le détail des risques ≥ 4 par thème.

A côté de chaque diagramme les risques de niveaux supérieurs ou égaux à 4 sont détaillés par thèmes. Lorsque des chroniques permettant d'étudier **la tendance évolutive** du paramètre ont pu être récupérées, la tendance est indiquée entre parenthèses (= stable, $\uparrow$ augmentation de l'intensité de l'aléa, $\downarrow$ diminution de l'intensité de l'aléa).

La proportion de risques de niveau 4 et plus, est reportée sur les différents tronçons à l'aide d'une échelle de couleur et de règles d'épaisseur (Figure 2). Plus la proportion de risques ≥ 4 est élevée et plus la couleur du tronçon est foncée, et plus son trait est épais. Ainsi, il est possible de distinguer rapidement les tronçons les plus « risqués » pour un enjeu donné.

- Effectif de risques ≥ 4 inférieur à 10% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 10 et 15% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 compris entre 15 et 20% des risques calculés
- Effectif de risques ≥ 4 supérieur à 20% des risques calculés

Figure 2 : Représentation graphique des proportions de risques ≥ 4 .

1.2. ENJEU 1 : VIE SOUS GRAVIERS

Cet enjeu se déroule de **mi-mai** (enfouissement des œufs par les géniteurs) à **fin août** (fin de l'émergence des larves des graviers et galets des frayères) en fonction des tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçon est de 18 ; excepté sur le tronçon de l'Ariège amont (A2), du Gat-Mort (GM1) où des risques liés à la micropollution n'ont pu être déterminés faute de données suffisantes. De plus, sur le Gat-Mort et l'Avance, les risques liés aux coups d'eau n'ont pas été calculés car ces petits cours d'eau n'ont pas de station hydrologique.

Pour l'enjeu « vie sous-graviers », l'analyse fait ressortir **des risques moyens (niveau 4) et forts (niveau 6)**.

Aucun risque de niveau supérieur à 3 n'est identifié dans les tronçons du Gat-Mort (GM1), du Ciron (C1), de la Garonne à Toulouse (T7) et dans la Garonne entre Carbonne et l'Ariège (T8) (Figure 3).

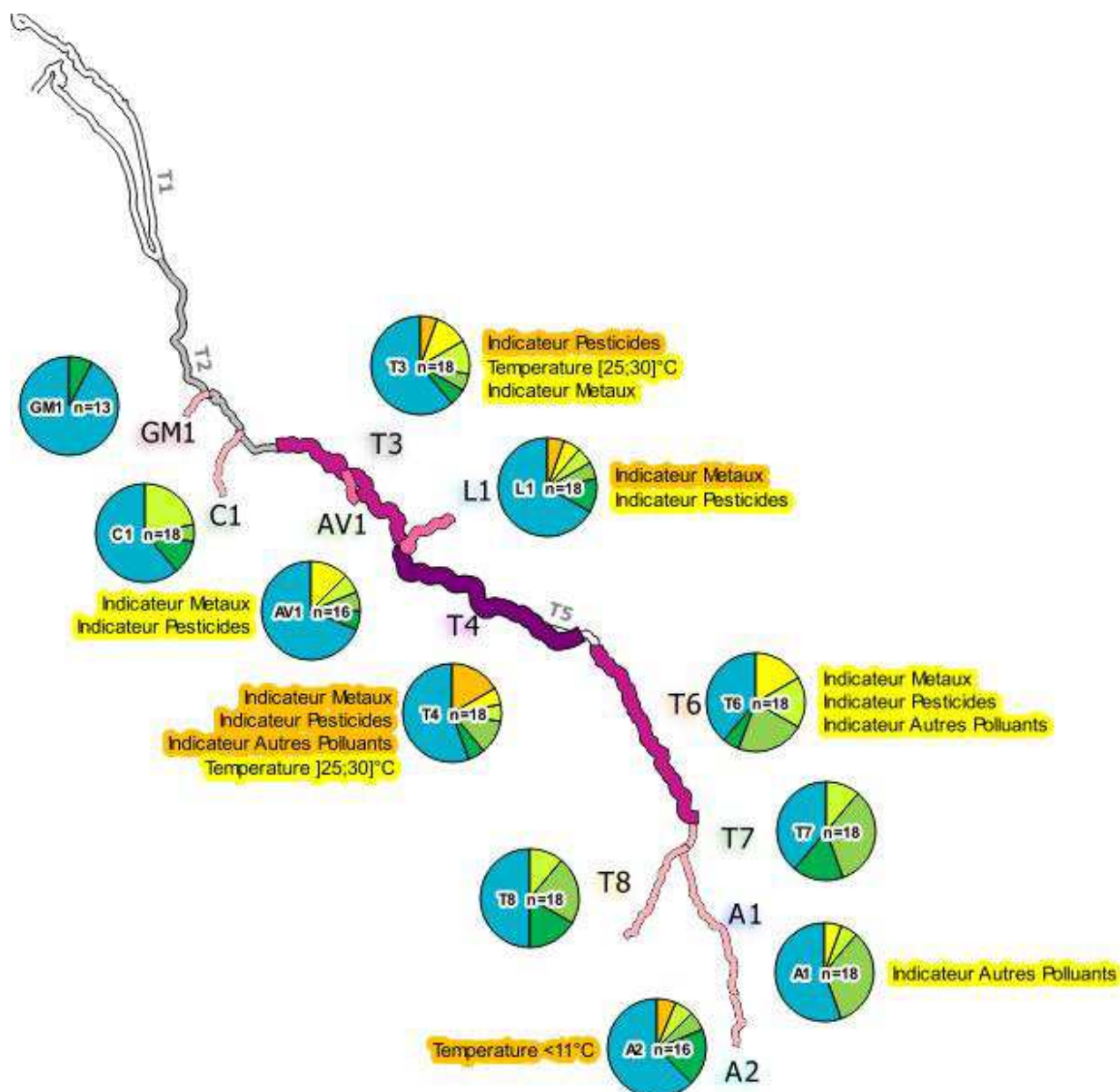


Figure 3 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 1 : la vie sous-graviers.

Deux familles de risques concernent cet enjeu (vie sous graviers) : ceux liés à la micropollution et ceux en rapport avec la température.

La micropollution de l'eau ressort à travers les 3 indicateurs calculés pour la lamproie marine. Le risque est présent dès le tronçon de l'Ariège aval (A1), à un niveau 4, via l'indicateur « autres polluants » qui fait ressortir la présence de substances telles que les HAP (hydrocarbures

aromatiques polycycliques), les PCB (polychlorobiphényles), les organochlorés, les solvants, les détergents et plastifiants, et divers autres composés organiques synthétiques. Passé Toulouse (T6), les 3 indicateurs indiquent un niveau 4, puis le risque s'intensifie en aval de la confluence du Tarn (T4), où les 3 indicateurs passent à un niveau 6. En aval de la confluence du Lot (T3), le risque lié aux « Autres polluants » s'atténue, le risque lié aux pesticides reste fort et celui lié aux métaux devient moyen. Sur le Lot (L1), l'indicateur de micropollution « métaux » est fort, l'indicateur « pesticides » ressort en risque moyen. Enfin sur l'Avance (AV1) des risques moyens affectent les indicateurs « pesticides » et « métaux ».

Les risques liés à la température concernent des températures élevées pour la Garonne en aval de Golfech jusqu'à la confluence du Dropt (T4 et T3) et, à l'inverse, des températures froides pour l'Ariège amont (A2). Pour ce tronçon de l'Ariège, le risque fort est lié à l'apparition de températures inférieures à 11°C, pouvant générer des mortalités avant et après éclosion. Ce risque est détecté tous les ans pendant en moyenne 15 jours (15% de la période considérée). Notons également que la classe [11-15[°C, générant du stress, conduit à un risque de niveau 3 (détecté tous les ans pendant 43 jours en moyenne (40% du temps)). Ces risques sont à modérer car il est probable que la lamproie marine, bien que potentiellement présente dans le tronçon dès le début de la période, ne commence réellement à se reproduire que plus tard, avec l'arrivée de températures plus favorables.

Le risque moyen généré par des températures élevées dans la Garonne de Golfech au Dropt (T4 et T3), concerne la gamme de température [25 ; 30] °C, susceptible de provoquer des mortalités. Sur T3, cette gamme est atteinte tous les ans pendant 15 jours en moyenne. Notons également que la classe]19-25[°C, générant du stress, conduit à un risque de niveau 3 (détecté tous les ans pendant 60 jours en moyenne). En tout, les conditions ne sont pas optimales pour cet enjeu (température élevée) sur le tronçon T3 pendant près de 80% de la période considérée. Les résultats sont similaires pour le tronçon T4.

1.3. ENJEU 2 : LA CROISSANCE DES LARVES OU « AMMOCETES »

Cet enjeu se déroule toute l'année pendant plusieurs années.

Le nombre de risques calculés par tronçon est de 18 ; excepté sur le tronçon de l'Ariège amont (A2), du Gat-Mort (GM1) où des risques liés à la micropollution n'ont pu être déterminés faute de données suffisantes. Pour les 3 tronçons situés en amont de Toulouse, un risque supplémentaire, lié aux éclusées, a été calculé.

Pour les ammocètes, l'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et de niveau 6** (Figure 4). Aucun risque de niveau supérieur à 3 n'est identifié dans le Gat-Mort (GM1), mais il faut garder en tête que les risques liés à la micropollution n'y ont pas été calculés.

Deux familles de risques concernent cet enjeu (croissance des ammocètes), principalement ceux liés à la micropollution de l'eau et des sédiments mais aussi, sur les tronçons amont, ceux liés au fonctionnement des aménagements hydroélectriques.

Au sujet de la micropollution de l'eau, les risques apparaissent en aval de Toulouse (T6), à un niveau fort pour l'indicateur « autres polluants », et à un niveau moyen pour l'indicateur « métaux ». Le risque s'accroît en aval du Tarn (T4), avec l'apparition de l'indicateur « pesticides » à un niveau fort, l'intensification du risque « métaux » (passant de 4 à 6), et le maintien du risque lié aux autres polluants à un niveau moyen. Ensuite, dans le tronçon le plus aval de la Garonne concerné par cet enjeu (T3), le risque diminue mais reste à un niveau moyen pour les 3 indicateurs. Pour les affluents, le risque micropollution est fort pour le Lot (L1) au sujet de la présence de métaux dans l'eau, et moyen pour l'Avance (AV1 : métaux et pesticides) et le Ciron (C1 : autres polluants).

Les risques liés à la micropollution des sédiments apparaissent au niveau de quasiment tous les tronçons. Les tronçons les plus risqués (les deux indicateurs sont à un niveau de risque fort) sont l'Ariège amont (A2), la Garonne en aval de Golfech (T4) et le Lot (L1). Le risque lié aux

sédiments apparaît sur tous les tronçons de la Garonne (T8 à T3), à un niveau 4 pour les deux indicateurs, sauf pour T4 où ils sont de niveau 6. Ce risque apparaît également sur le Ciron, mais uniquement sur l'indicateur sédiment « métaux », à un niveau moyen.

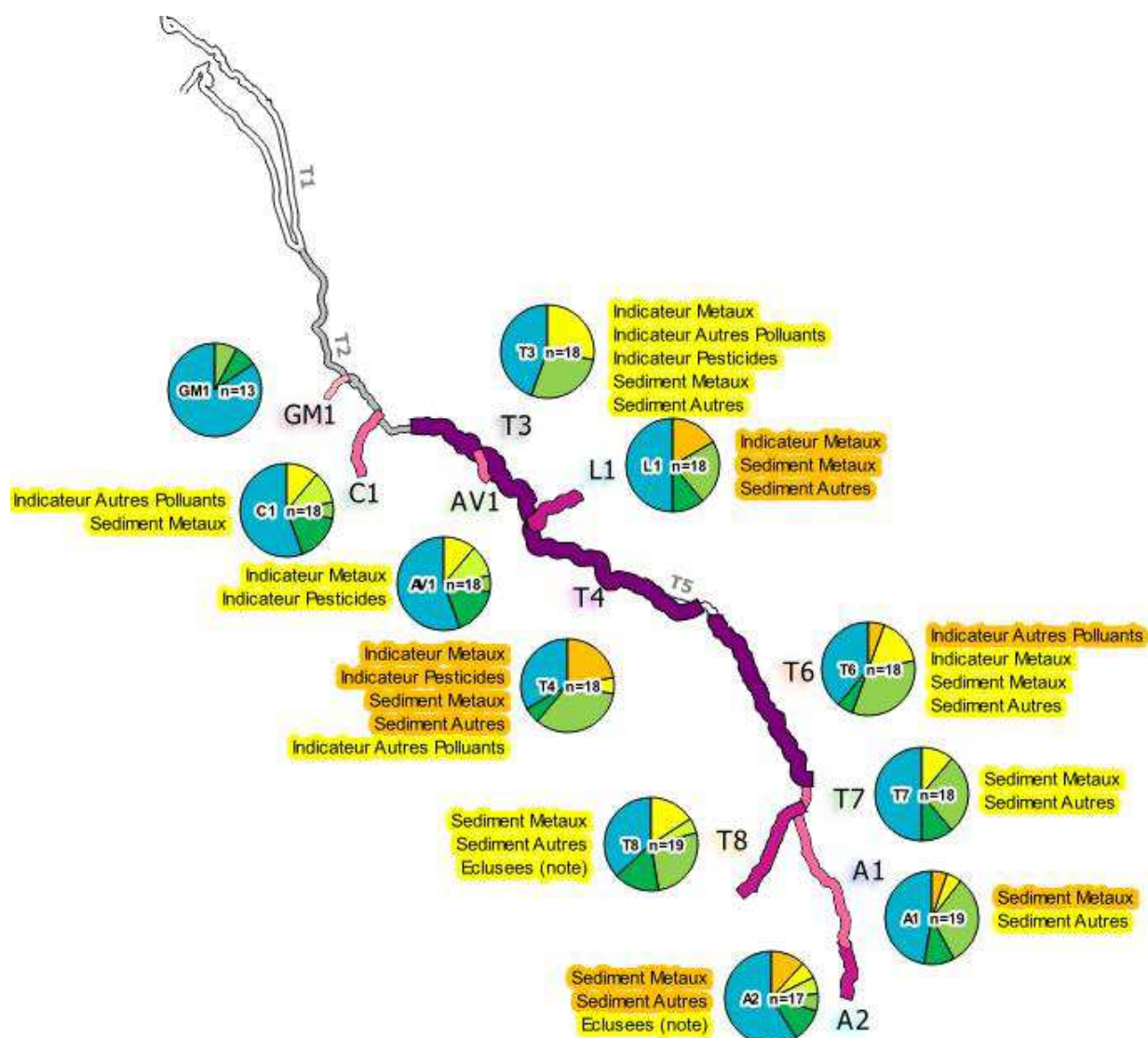


Figure 4 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 2 : la croissance des ammocètes.

Les risques pointés au sujet du fonctionnement des aménagements hydroélectriques par éclusées sur les tronçons de l'Ariège amont (A2) et de la Garonne en aval de Carbone (T8) sont liés à d'éventuelles exondations des habitats des ammocètes lors du retour au débit de base des éclusées. Il s'agit d'un risque, donc d'une potentialité, mise en avant par l'**indicateur éclusées** (Courret, 2014). Sur les 13 années considérées par l'analyse (2005-2017), les notes de l'indicateur éclusées sont de 3 et plus (traduisant une perturbation hydrologique très marquée) pour près de 70% des années dans le tronçon A2 et pour plus de 80% des années dans le tronçon T8. Pour le tronçon A2, la station utilisée pour caractériser le risque sur l'Ariège est celle de Foix, située donc en amont immédiat de A2. Elle ne prend pas en compte la démodulation des éclusées venant de l'amont par l'aménagement de Labarre. Des doutes subsistants quant aux capacités actuelles de démodulation de Labarre (débit d'équipement et comblement de la retenue), il a été choisi de faire apparaître ce risque sur ce tronçon.

1.4. ENJEU 3 : LA DEVALAISON DES SUB-ADULTES

Cet enjeu, peu documenté, se déroule sur une période vaste allant **du mois de novembre à fin mai**, et ce pour tous les tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçon est variable, **entre 13 et 19** pour la plupart des tronçons, excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1) où seulement 8 risques ont pu être déterminés à cause du manque de données concernant la physicochimie.

L'analyse fait ressortir des risques **d'intensité 4 à 6** pour cet enjeu (Figure 5). Aucun risque supérieur à 3 n'apparaît sur la partie aval de la Garonne (T1 et T2) et sur le Gat-Mort (GM1).

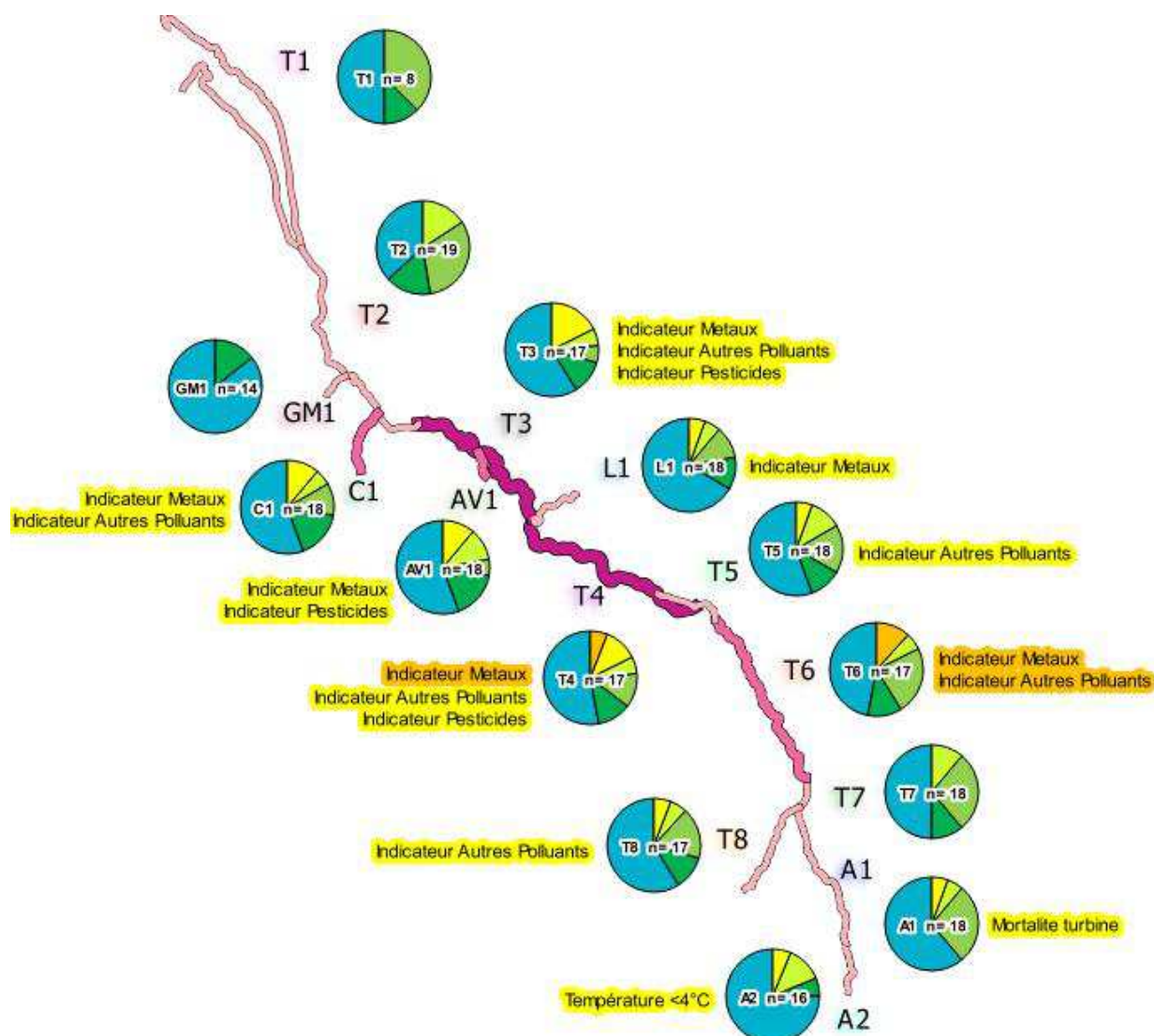


Figure 5 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 3 : la dévalaison des sub-adultes.

Plusieurs types de risques sont mis en évidence pour cet enjeu : la micropollution, la température et l'hydroélectricité.

Les risques liés à la micropollution sont présents sur la Garonne dès le tronçon 8, à un niveau moyen, à travers l'indicateur « autres polluants ». Ils disparaissent avec la confluence de l'Ariège, puis réapparaissent en aval de Toulouse (T6), à un niveau 6, à travers les indicateurs « autres polluants » et « métaux ». Dans la retenue de Malause, le niveau de risque s'atténue, et ne concerne plus que l'indicateur « autres polluants » à un niveau moyen. Ce risque « micropollution » s'intensifie de nouveau en aval de Golfech (T4), où les 3 indicateurs font

ressortir des risques de niveau 6 (métaux) et de niveau 4 (autres polluants et pesticides). Ces risques se maintiennent à un niveau qui reste moyen dans le tronçon en aval de la confluence du Lot (T3), puis s'estompent dans le tronçon 2. Cette atténuation vers l'aval est peut-être le fait de la raréfaction des points de mesures en T2 (une seule station située en amont de Bordeaux). Pour l'estuaire (T1), l'absence de point de mesures ne permet pas de caractériser le risque micropollution. Concernant les affluents, le risque micropollution est moyen, avec l'indicateur « métaux » pour le Lot (L1), l'Avance (AV1) et le Ciron (C1), avec en sus l'indicateur « pesticides » pour l'Avance et l'indicateur « autres polluants » pour le Ciron.

Sur la partie amont de l'Ariège (A2), l'analyse met en évidence un risque de niveau 4, lié à l'apparition de températures entraînant potentiellement un arrêt de la migration ($T < 4^{\circ}\text{C}$). Cette gamme de température survient tous les ans pendant en moyenne 11% de la période. De plus, la gamme $[4-10]^{\circ}\text{C}$, réduisant potentiellement l'activité migratoire, génère un risque de niveau 3 (détecté tous les ans pendant près de 80% du temps). En tout, les conditions thermiques ne sont pas optimales pour cet enjeu sur ce tronçon (température froide) pendant près de 90% de la période considérée.

Le risque découlant de l'hydroélectricité concerne les mortalités générées par le passage des lamproies sub-adultes dans les turbines des centrales. Le tronçon le plus impacté par les passages dans les turbines est celui de l'Ariège aval (A1) où un risque moyen apparaît. En effet, pour l'hydrologie ayant cours durant la période de dévalaison, les mortalités moyennes générées par les turbines de ce tronçon ont été estimées à près de 7% de l'effectif dévalant (en considérant les mortalités brutes des centrales équivalentes aux mortalités qu'elles entraînent sur les smolts de saumon atlantique). Des risques liés aux passages des sub-adultes dans les turbines sont aussi présents dans l'Ariège amont (A2), la Garonne Toulousaine (T7) et au niveau de la centrale de Golfech (T5), mais génèrent en moyenne moins de 5% de mortalité, et donc des risques de niveau 3.

1.5. ENJEU 4 : MIGRATION DES GENITEURS

Cet enjeu se déroule principalement sur une période allant de **janvier à mi-juillet**, en fonction des tronçons considérés.

Le nombre de risques calculés par tronçons est variable, **entre 15 et 21 pour la plupart des tronçons**, excepté pour l'estuaire de la Gironde (T1) où seulement 8 niveaux de risque ont pu être déterminés, notamment par manque de données concernant la physicochimie.

L'analyse fait ressortir des risques moyens à forts (Figure 6). Aucun risque supérieur à 3 ne ressort de l'analyse pour le Gat-Mort (GM1), la Garonne à Toulouse et en amont (T7 et T8) et l'Ariège amont (A2).

Plusieurs types de risques émergent pour cet enjeu (migration des géniteurs) : la micropollution, la pêche professionnelle et amateur aux engins et les ouvrages.

Les risques moyens et forts au sujet de la micropollution concernent principalement les indicateurs « autres polluants » et « pesticides ». Ces deux indicateurs ressortent à un niveau moyen dans l'Ariège aval (A1), s'atténuent dans Toulouse avec les apports de la Garonne, puis réapparaissent en aval de Toulouse (T6). Ils ne s'atténuent à nouveau plus dans la retenue de Malaussé puis deviennent maximum (niveau 6) en aval de Golfech (T4). Passé la confluence du Lot (L1), qui lui ressort en risque fort via l'indicateur « métaux », le risque lié à la micropollution diminue, seul l'indicateur « pesticides » est identifié à un niveau moyen en T3 puis le risque diminue plus en aval, pour les mêmes raisons que celles évoquées précédemment (voir 1.4).

Les risques liés à la pêche professionnelle et amateur aux engins concernent les tronçons situés en aval de Golfech (T4 à T1), où l'espèce est assez recherchée. Ils sont plus élevés (niveau 6) au niveau des tronçons T2 et T3 et de niveau moyen en T1 et T4. C'est dans le tronçon T2 que nous disposons de plus d'informations. Ce tronçon est le plus « pêchable » de l'axe, car sous l'influence des marées qui permet de pratiquer la pêche par débit soutenu (ce

qui est souvent le cas à cette période dans la Garonne, contrairement à l'axe Dordogne). Dans ce tronçon la pêche est réalisable par acquisition de licences permettant de pêcher au filet dérivant et aux bourgnes. La pêche professionnelle dispose potentiellement de 78 licences « Grande Pêche » (1 filet dérivant de 150 m de longueur et 150 bourgnes par licence). Mais en 2018, seules 4 licences ont été acquises. Les pêcheurs amateurs disposent potentiellement de 58 licences Filet Dérivant (1 filet de 60 m de longueur par licence) et de 134 licences Petite Pêche Bateau permettant d'utiliser 6 bourgnes. Le quota de 58 licences Filet Dérivant est intégralement attribué tous les ans. C'est donc potentiellement un effort de pêche important qui peut être réalisé sur ce tronçon par les deux catégories de pêcheur. Pour la pêche professionnelle, sur ce tronçon entre 2005 et 2017, 12.6 tonnes de lamproie marine en moyenne ont été capturées, soit environ 12 600 individus si on considère qu'une lamproie pèse 1 kg. Pour les pêcheurs amateurs aux engins, sur ce même tronçon, ce sont en moyenne 3 300 individus en moyenne qui ont été capturés entre 2014 et 2017. Pour les autres tronçons (T1 et T4), l'effort de pêche potentiel est moindre, le niveau de risque l'est aussi. Par exemple, les quantités de lamproie marine débarquées en T1 en 1999 et 2016 était de l'ordre de 10% des captures totales de la pêche professionnelle fluviale.

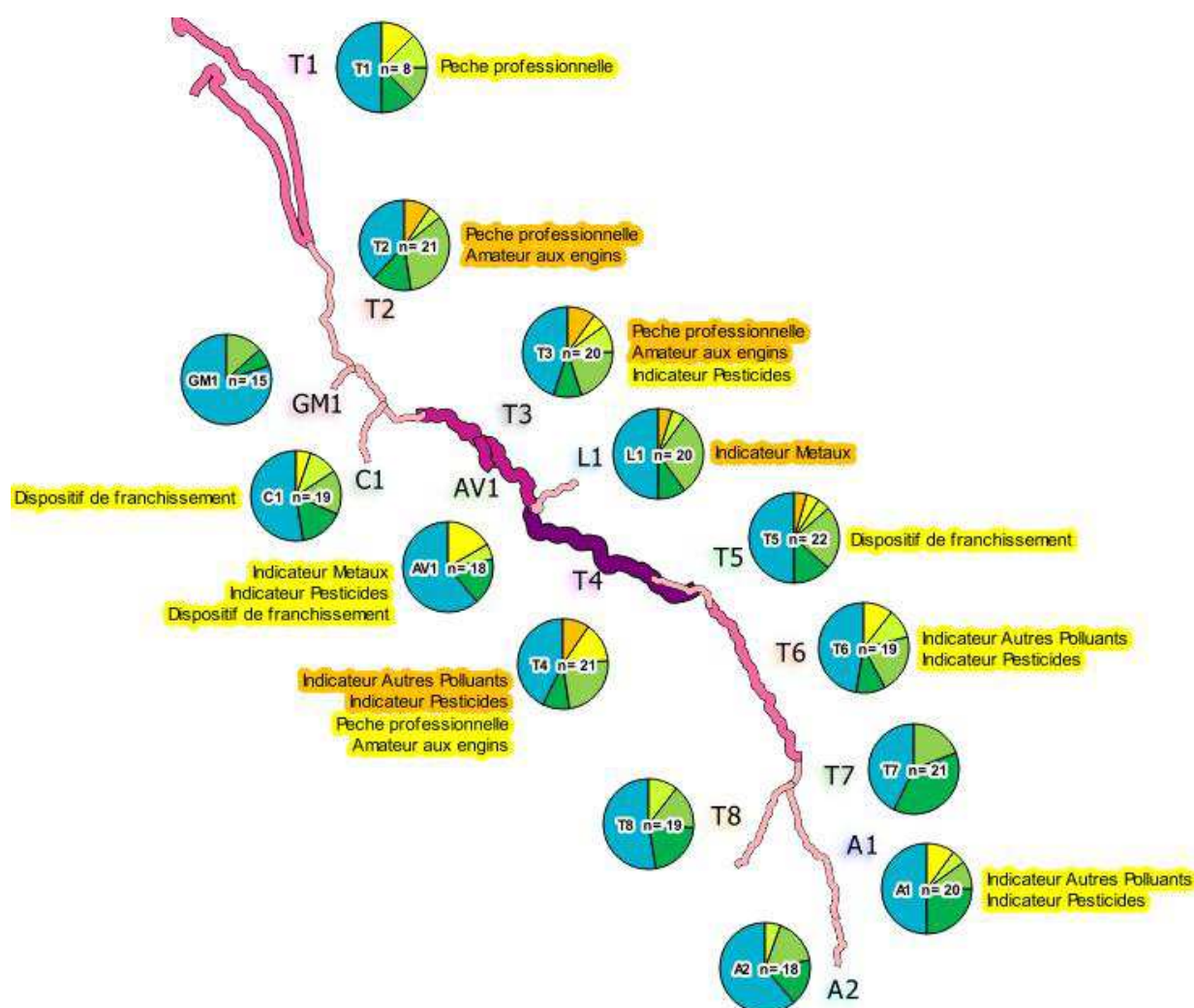


Figure 6 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 4 : la migration génésique des adultes.

La densité des ouvrages ou les caractéristiques de leurs dispositifs de franchissement génèrent au maximum des risques de niveau 4 dans l'Avance (AV1), le Ciron (C1) et la Garonne au niveau de Malause (T5). Pour tous ces tronçons, il existe des possibilités de se reproduire en aval des ouvrages, le cycle peut donc se réaliser. Pour le tronçon 5 (retenue de Malause), il a été considéré que la configuration de l'ascenseur de Golfech, qui conditionne l'accès à ce

tronçon, n'était pas vraiment optimale pour faciliter le passage des lamproies marines. En effet, lors des études de radiopistage réalisées entre 2006 et 2008, seul 8% des individus s'étant présenté au niveau de l'ouvrage ont réussi à le franchir. Il faut rester prudent quant à ce chiffre car il ne concerne qu'une année de suivi (2007, en 2006 et 2008 les individus ne se sont pas présentés à Golfech). Les échecs sont principalement dû au rythme de remontée de la cuve, trop faible (80% des lamproies radiomarquées qui se sont présentées à la centrale sont entrées dans le bassin de stabulation de l'ascenseur (Coustillas *et al.*, 2008)). Depuis, des travaux ont été engagés (mise en place d'une nouvelle entrée) et des modalités de gestion ont été définies (ECOGEA, 2013) mais l'éventuelle amélioration apportée n'a pas été évaluée, principalement parce que les géniteurs ne se présentent plus à la centrale de Golfech depuis 2013. Le Ciron et l'Avance présentent également des risques moyens de par leurs densités d'ouvrages et le fait que la majorité ne sont pas équipés ou équipés de dispositifs obsolètes. Les lamproies peuvent toutefois arriver à s'engager plus ou moins haut dans ces bassins car les ouvrages ne sont pas des infranchissables stricts. A noter qu'un important travail de mise en conformité des ouvrages est en cours sur le Ciron.

Aucune étude ne permet de déterminer un niveau risque concernant la présence du silure sur la partie du bassin où les deux espèces cohabitent. La présence d'ouvrages est connue pour favoriser la prédation des silures sur les poissons migrateurs. Le suivi de la station de comptage de Golfech a montré la prédation du silure sur les lamproies marines dans le canal de transfert mais celle-ci n'a pas été évaluée (depuis les observations très peu de lamproies marines se sont présentées à Golfech). Des retours de pêcheurs font état de traces de ventouses de lamproie marine sur des têtes de silures, ce qui laisse à penser à une prédation de ce dernier sur la lamproie, mais dont le niveau est inconnu.

1.6. ENJEU 5 : LA REPRODUCTION

Cet enjeu se déroule principalement sur le bassin sur une période allant du **15 mai à fin juillet**.

Le nombre de risques calculés par tronçon varie entre 16 et 20. Sur le tronçon de l'Ariège amont (A2) et sur le Gat-Mort (GM1) des risques liés à la micropollution n'ont pu être déterminés faute de données suffisantes.

Pour la reproduction, l'analyse fait ressortir **des risques de niveau 4 et de niveau 6** (Figure 7). Aucun risque supérieur à 3 n'apparaît sur le Gat-Mort (GM1) où les indicateurs de micropollution n'ont pu être calculés.

Quatre familles de risques émergent pour cet enjeu (reproduction), les risques liés à la micropollution de l'eau, aux ouvrages, à l'hydromorphologie et à la température.

Les risques liés à la micropollution sont présents sur l'Ariège aval à un niveau moyen pour les indicateurs « autres polluants » et « pesticides ». Ils apparaissent ensuite de manière continue entre Toulouse (T6) et Casseuil (T3) avec un maximum dans le tronçon en aval de Golfech où les 3 indicateurs ressortent en risque fort, puis s'atténuent vers l'aval en restant toutefois fort pour les pesticides. Les affluents présentent également des risques via les indicateurs « métaux » et « pesticides » pour le Lot (L1) et l'Avance (AV1) et seulement via les pesticides pour le Ciron.

Concernant les ouvrages, les risques concernent les pertes potentielles d'habitats de reproduction par ennoiment. Ce risque est fort pour les tronçons de la Garonne toulousaine (T7) et sur le Lot avec respectivement 65 et 92% de leur linéaire ennoyé. Le risque est moyen pour l'Avance, qui présente un taux d'étagement de 35% (pas d'informations sur les linéaires ennoyés).

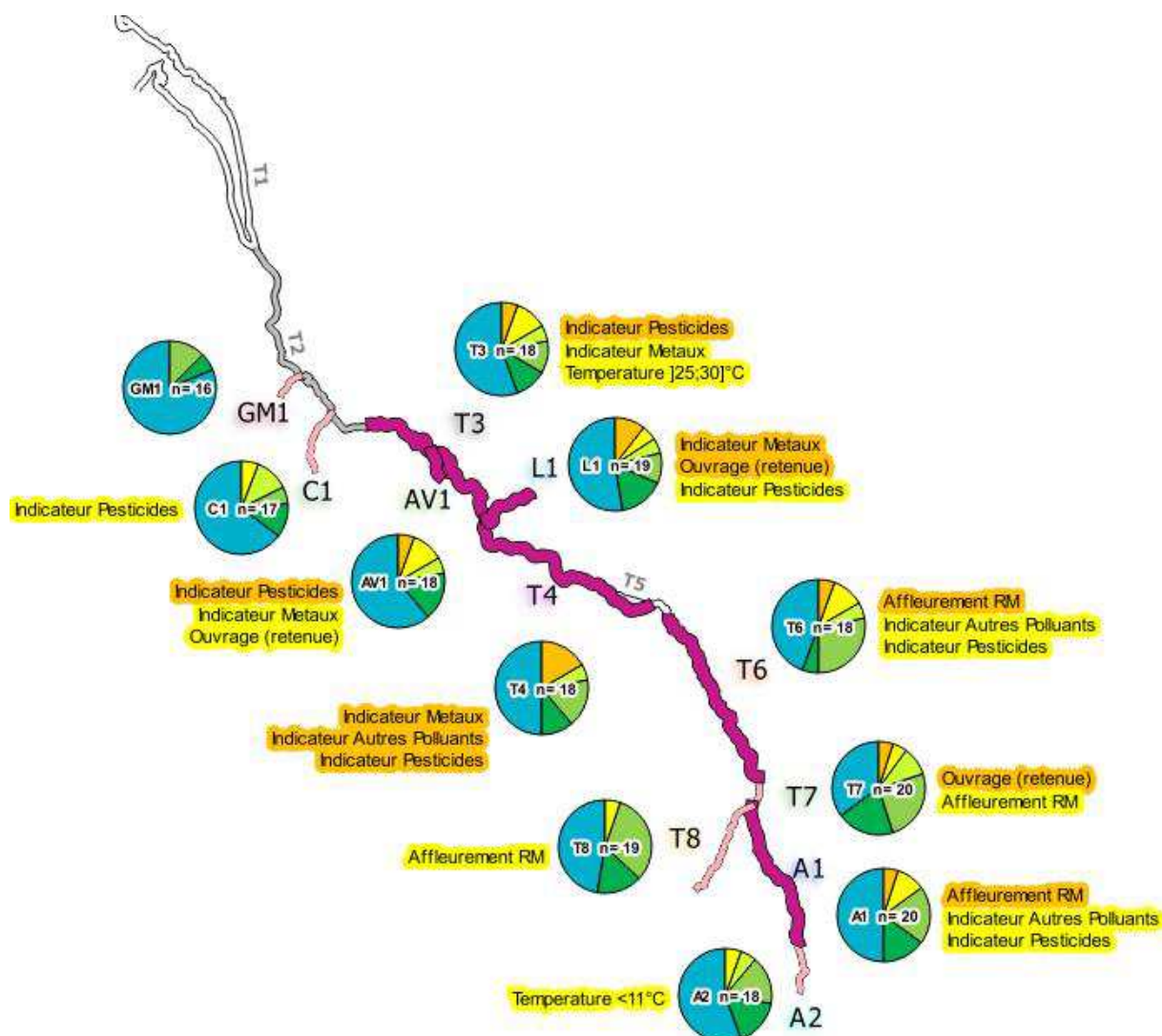


Figure 7 : Résultats de l'analyse de risques pour l'enjeu 5 : la reproduction.

Les risques liés à l'hydromorphologie concernent l'Ariège en aval de Pébernat (A1), la Garonne de Carbone à la confluence de l'Ariège (T8) et la Garonne en aval de Toulouse (T6). L'apparition de roche mère (entre 1950 et aujourd'hui), et donc la perte du substrat alluvial génère automatiquement des pertes de zones potentielles de frayères. Ce risque est fort (niveau 6) pour A1 et T6, avec respectivement près de 47% et 30% de la surface du tronçon occupée par de la roche mère. Il est moyen (niveau 4) pour T8 où la roche mère représente plus de 15% de la surface du tronçon.

2. SYNTHESE ET DISCUSSIONS AUTOUR DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE RISQUES

2.1. TABLEAU SYNTHETIQUE DES RISQUES 4 ET PLUS

Les proportions de risques de niveau 4 et plus (par rapport à l'ensemble des risques évalués) sont synthétisées par enjeu et par tronçon afin de mettre en évidence les enjeux et tronçons potentiellement les plus problématiques (Tableau 1 et Figure 8).

Tableau 1 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus par enjeu et par tronçon. Les cases colorées avec plusieurs nuances de violet représentent les croisements tronçon/enjeu avec plus de 10% des risques calculés de niveau 4 et plus.

	T1	T2	GM1	C1	T3	AV1	L1	T4	T5	T6	T7	A1	A2	T8
Enjeu 1 : Vie sous-gravier			0%	0%	17%	13%	11%	22%		17%	0%	6%	6%	0%
Enjeu 2 : Croissance ammocètes			0%	11%	28%	11%	17%	28%		22%	11%	11%	18%	16%
Enjeu 3 : Dévalaison sub-adultes	0%	0%	0%	11%	18%	11%	6%	18%	6%	12%	0%	6%	6%	6%
Enjeu 4 : Montaison des géniteurs	13%	10%	0%	5%	15%	17%	5%	24%	9%	11%	0%	10%	0%	0%
Enjeu 5 : Reproduction			0%	6%	17%	17%	16%	17%		17%	10%	15%	6%	5%

Aucun risque de niveau 4 et plus n'a été mis en évidence sur le Gat-Mort (GM1), mais ce tronçon ne dispose pas de données permettant de caractériser la micropollution de l'eau et des sédiments.

Les résultats de l'analyse montrent que les **enjeux qui présentent le plus de risques** sont 1) **la croissance des ammocètes**, particulièrement pour les tronçons de la Garonne allant de l'aval de Toulouse à la confluence du Dropt (T6 à T3) et 2) **la reproduction**, sur les tronçons allant de l'Ariège aval à la confluence du Dropt (A1 à T3).

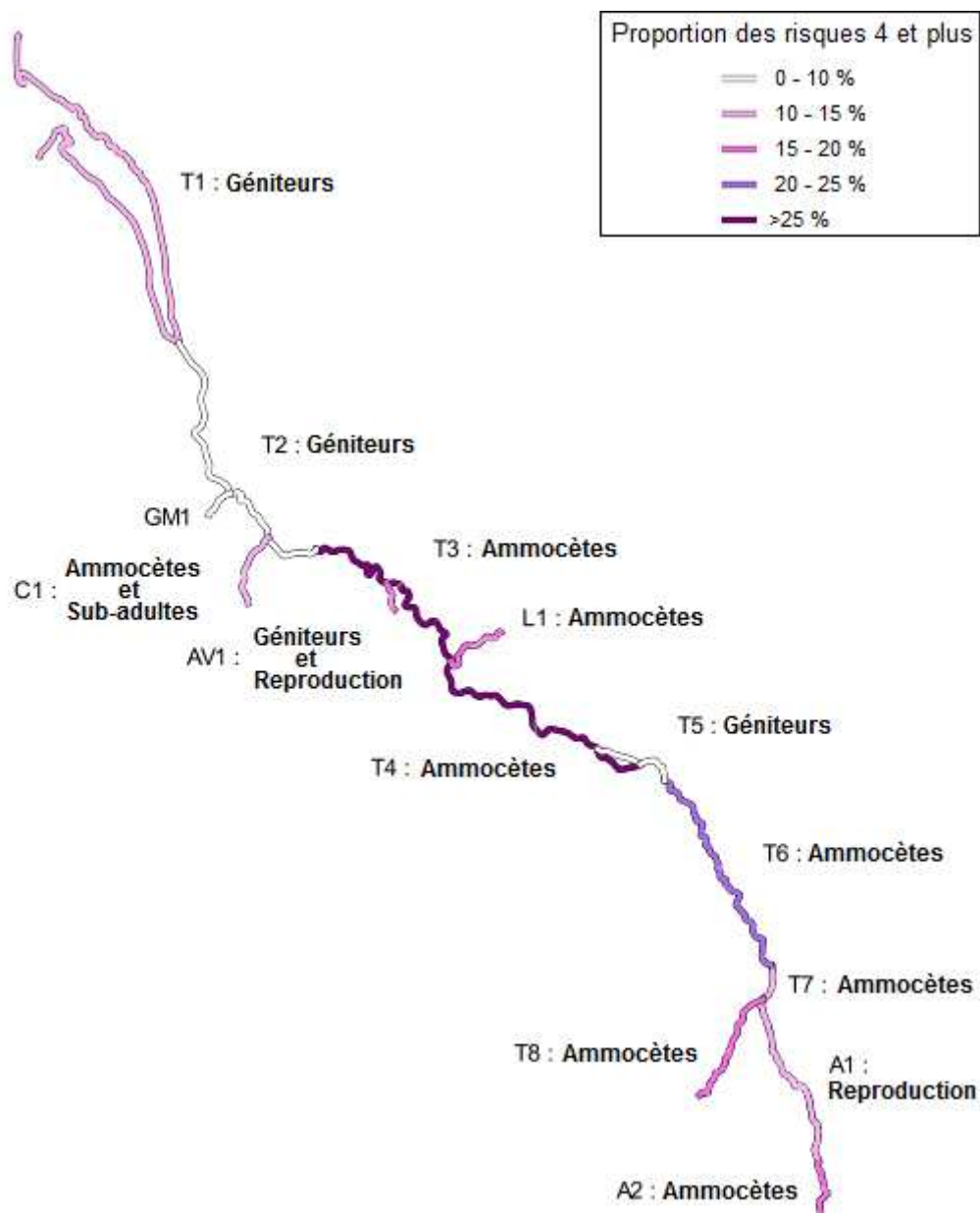


Figure 8 : Synthèse des proportions de risques de niveau 4 et plus pour les enjeux les plus impactés par tronçon.

Les tronçons de **la Garonne en aval de Toulouse (T6)** et de **la Garonne de la centrale de Golfech à la confluence du Dropt (T4 et T3)** sont ceux qui **cumulent le plus de risques de niveau 4 et plus** pour l'ensemble du cycle biologique de la lamproie marine.

Il faut garder à l'esprit que la partie du bassin actuellement colonisée par la lamproie marine se limite à la Garonne en aval de l'aménagement de Golfech (T4 et aval) et de certains de ses affluents.

2.2. DISCUSSIONS AUTOUR DES GRANDES FAMILLES DE RISQUES IDENTIFIEES

Les risques de niveau 4 et plus les plus représentés à l'échelle du bassin sont ceux liés à la micropollution (n=83 ; Tableau 2).

En pondérant, pour chaque grande famille de risques, le nombre de risques égaux ou supérieurs à 4 par l'effectif total de risques calculés, ce sont les risques liés **à la pêche** qui ressortent en premier (63.6% des risques calculés pour cette famille sont des risques de niveau

4 et plus), suivi par la **micropollution** (48.3%), puis l'**hydromorphologie** (28.6%) et les **ouvrages** (22%). La physicochimie « classique » (les macro-polluants) et l'hydrologie ne génèrent aucun risque supérieur à 4 pour le cycle biologique de la lamproie marine (aucun risque de niveau 4 et plus).

Tableau 2 : Somme des risques de niveau 4 et plus par grande famille de risque et par tronçon.

	Thermie	Physico-chimie (macro-polluants)	Micro-pollution	Hydrologie	Hydro-morphologie	Ouvrages	Pêche
T1	0	0				0	1
T2	0	0	0	0		0	2
GM1	0	0				0	
C1	0	0	5	0		1	
T3	2	0	13	0	0	0	2
AV1	0	0	10			2	
L1	0	0	9	0		1	0
T4	1	0	17	0	0	0	2
T5	0	0	2			1	0
T6	0	0	13	0	1		0
T7	0	0	2	0	1	1	0
A1	0	0	7	0	1	1	
A2	3	0	2	0	0	1	
T8	0	0	3	0	1	1	0
BV Garonne	6	0	83	0	4	9	7
Nb total de risques calculés	305	513	172	22	14	41	11
Proportion du nombre total de risques calculés pour la famille	2.0%	0.0%	48.3%	0.0%	28.6%	22.0%	63.6%

2.2.1. La pêche professionnelle et la pêche des amateurs aux engins

La pêcherie professionnelle fluviale, professionnelle maritime et des amateurs aux engins entraînent proportionnellement le plus de risques égaux ou supérieurs au niveau 4. C'est logique puisque **ces activités génèrent des mortalités directes d'une partie du stock fréquentant le bassin pour se reproduire.**

La pêche de la lamproie regroupe principalement deux techniques : la pêche au filet dérivant et la pêche aux nasses, aussi appelées « bourgues ». **Les lamproies ont historiquement été recherchées sur l'axe Garonne jusqu'au barrage de Golfech (T4),** mais elles sont principalement pêchées sur l'axe Dordogne car les conditions de pêche en Garonne sont difficiles de par les débits soutenus en période de migration. **Actuellement sur la Garonne, la pêcherie se cantonne dans les parties aval du bassin, principalement en aval de la confluence du Drop (T2 et T1).**

Sur le tronçon T2, qui concentre la majorité de l'effort de pêche, entre 2005 et 2017, les effectifs de pêcheurs professionnels recherchant la lamproie varient de 17 à 4. **Depuis 2011, les effectifs sont à la baisse, ils passent de 15 pêcheurs en 2005 à 4 en 2017.** Dans une période plus récente (2014-2018), **les effectifs de pêcheurs amateurs aux engins sont en augmentation** puisque tout le quota de licences « filets dérivants » trouve acquéreurs tous les ans et que le nombre de licences « petite pêche bateau » est en augmentation (quotas presque

atteints en 2018). Sur la période 2005-2017, les captures de la pêche professionnelle fluviale sont en moyenne annuelle de **12.6 tonnes (environ 12 600 individus)** selon l'AAPPEDG¹, elles sont en chute depuis 2011, en rapport avec la baisse du nombre de pratiquants. Sur la période 2014-2017, les captures des pêcheurs amateurs aux engins sont en moyennes de **3 300 individus** selon l'ADAPAEF33².

Le taux d'exploitation des géniteurs de lamproie par les pêcheries est une grandeur impossible à apprécier avec les indicateurs dont nous disposons. En effet, si les effectifs de lamproie marine au niveau des stations de comptages sont connus, le comptage des frayères ne permet de déterminer qu'un effectif estimé de géniteurs (et pas avec précision tous les ans), et il est probable que des géniteurs fréquentent le bassin et ne parviennent pas à se reproduire. Sur l'axe Garonne, la complexité à suivre la reproduction et dénombrer les nids sur ce fleuve font que la confrontation des différents indicateurs n'est pas pertinente. Sur la Dordogne le comptage des nids est plus aisé. Il est donc possible de comparer, pour ce cours d'eau, l'effectif de lamproies capturées par les pêcheries par rapport à l'effectif estimé de reproducteurs (Figure 9).

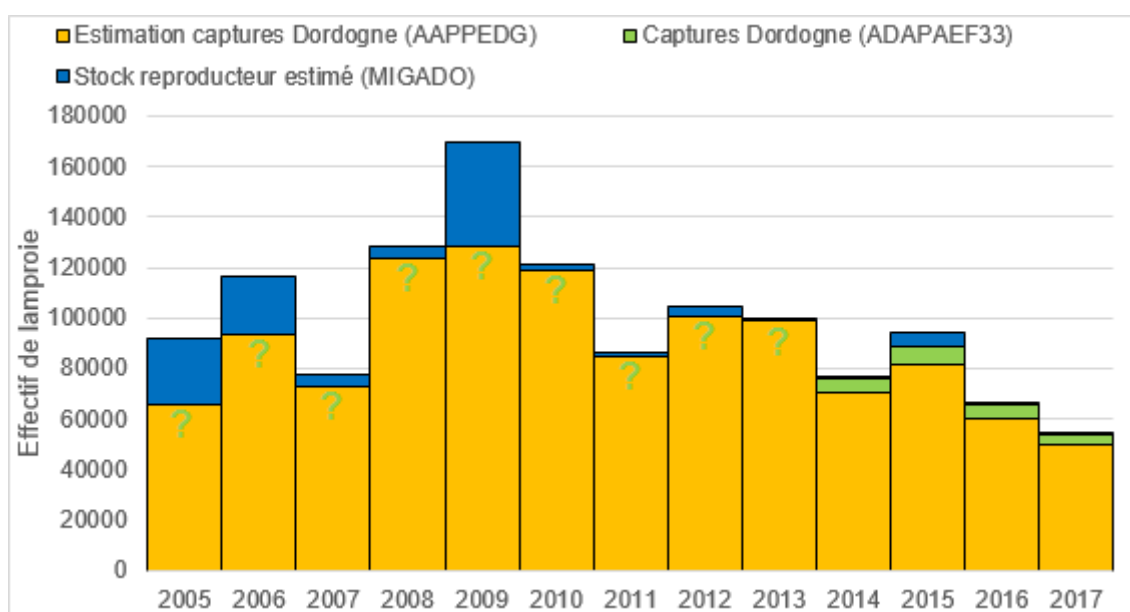


Figure 9 : Effectif de lamproies marines capturées par la pêche professionnelle (2005-2017) et par les amateurs aux engins (2014-2017) et stock de reproducteurs estimé sur l'axe Dordogne (2005-2017 ; Données : AAPPEDG, ADAPAEF33 et MIGADO³).

On constate que, pour la période considérée, les captures de lamproies marines sont conséquentes au regard des individus qui se reproduisent réellement. Il convient de rester prudent quant à ces chiffres, **l'estimation du stock reproducteur pouvant être peu précise certaines années** (mauvaises conditions de prospection, recouvrement important des nids par les herbiers de renoncules). Néanmoins, avec les chiffres disponibles, le rapport entre les effectifs estimés d'individus s'étant reproduits et l'effectif de lamproies marines capturées par les pêcheries peut être considéré comme très faible (de 0.2 à 39% avec une proportion médiane de 4%). La situation est jugée alarmante par le groupe technique du COGEPOMI et **il apparaît urgent de vérifier 1) si le nombre d'individus qui migrent en amont des zones de pêche**

¹ Association Agréée Départementale des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde

² Association Départementale Agréée des Pêcheurs Amateurs aux Engins et Filets

³ (Canto et al., 2013; Carry et al., 2018; Caut, 2012, 2011, 2009; Caut et al., 2009; Chanseau et al., 2008; Gracia et al., 2016; Gracia and Caut, 2016, 2015, 2014; Mayeras et al., 2006)

est suffisant et 2) si ces individus sont susceptibles de se reproduire correctement pour garantir la pérennité de l'espèce (Carry *et al.*, 2018).

Concernant ce dernier point, **l'absence d'effondrement du stock de lamproie, qui aurait dû se produire avec les très faibles quantités de géniteurs se reproduisant depuis presque 10 ans maintenant, est surprenante**. La question de l'origine des géniteurs venant se reproduire sur le bassin doit se poser.

2.2.2. La micropollution

La micropollution est le second groupe de paramètres qui génère proportionnellement le plus de risques de niveau 4 et plus. **Le tronçon 4 est celui où le nombre de risques liés à la micropollution est le plus élevé**, à la fois pour la micropollution de l'eau et pour celle des sédiments. **Les 3 indicateurs de la micropollution de l'eau ressortent de manière équivalente (n= 19-23)**. Concernant la micropollution des sédiments, elle n'a été calculée que pour l'enjeu « croissance des ammocètes » et est ressortie sur tous les tronçons de la Garonne et sur la plupart des affluents. Là aussi, les deux indicateurs ressortent de manière équivalente (n=8).

Suivant les secteurs et les périodes les plus à risques, on identifie, sur les 160 molécules pour lesquelles on dispose aujourd'hui de seuils de toxicité : la présence de 33 à 60 de ces molécules (21 à 38%), et de 10 à 24 molécules qui dépassent les seuils de toxicité au moins une fois.

Il n'y a pas de données en Garonne indiquant **un impact direct** sur les lamproies marines. Les indicateurs utilisés dans l'analyse de risques reprennent les seuils définis pour le saumon atlantique. Il faut donc rester prudent quant à l'interprétation des résultats bruts, les lamproies étant très différentes des salmonidés, et de plus, elles sont réputées assez robustes, comme en atteste les tests réalisés en Amérique du nord pour tenter de se débarrasser des lamproies marines (utilisation de « lampricides ») qui ont profité des voies de navigation pour coloniser les grands lacs et venir menacer les « truites grises ou touladi ». Néanmoins l'analyse pointe des enjeux et des tronçons particulièrement impactés par la micropollution ainsi que **la présence d'un cocktail de molécules, dont on ignore encore complètement les effets**⁴.

La littérature scientifique, sur les effets de la micropollution, mentionne, chez les poissons migrateurs : des troubles du comportement, des altérations de l'osmorégulation, de la sensibilité olfactive, des perturbations endocriniennes, des perturbations de la maturation sexuelle, un affaiblissement des capacités respiratoires et des perturbations des fonctions cardiaques, donc des réductions des capacités de migration ; une dépression immunitaire, et donc une sensibilité renforcée aux parasites et maladies.

2.2.3. L'hydromorphologie

Les risques supérieurs ou égal au niveau 4 identifiés au sujet de l'hydromorphologie concernent la disparition du substrat alluvial. Cela génère **la dégradation voire des pertes nettes d'habitats de reproduction** sur les tronçons aval de l'Ariège (T11) et de la Garonne en aval de Carbonne (T8) et en aval de Toulouse (T6).

Les effets de la dégradation de la morphologie de la Garonne (incision, apparition de roche mère, de seuils géologiques...) sur la migration des géniteurs ne sont pas documentés. Mais en plus des affleurements de roche mère, **un nombre important de seuils géologiques sont apparus**. Depuis 1950, ce sont près de 140 seuils géologiques, dont les caractéristiques sont à ce jour méconnues⁵, qui sont apparus dans ces tronçons (T8, T6, T11, soit plus de 1.3 seuils

⁴ la construction de nos indicateurs de micropollution met l'accent sur de possibles effets « cocktail ».

⁵ Jantzi *et al.*, 2018, signalent un seuil géologique de 3 m de dénivelé sur la commune de Beauzelle, 10 km en aval de Toulouse.

par kilomètre). Les caractéristiques de ces seuils ne sont pas documentées, leurs éventuels impacts sur la migration anadrome sont inconnus.

On notera cependant que cette **dégradation de l'hydromorphologie de la Garonne est plus prégnante en amont de Golfech, soit un secteur qui n'est plus guère aujourd'hui fréquenté par les lamproies.**

En aval de Golfech, le substrat alluvial est encore bien présent pour la reproduction. En revanche, lors des campagnes de pêches électriques dans le but de recenser les ammocètes, l'équipe de MIGADO a des difficultés à trouver des habitats favorables à la croissance de ces larves (zones de dépôts de sédiments fins plus ou moins organiques) (L. Carry, communication personnelle). **Il y a très peu d'informations sur les habitats des juvéniles disponibles, très peu d'informations quantitatives notamment, et pas d'indications sur leurs évolutions** (ce sont des habitats qui bougent facilement avec les crues).

2.2.4. Les ouvrages et centrales hydroélectriques

Les risques supérieurs ou égal au niveau 4 identifiés au sujet des ouvrages concernent **principalement les stades migratoires de la lamproie marine (sub-adultes, géniteurs).** Ce sont **des retards, des blocages et même des mortalités directes** dans le cas du passage des subadultes dans les turbines.

Les actions de restauration de la transparence migratoire menées depuis le lancement du programme saumon sur le bassin, ont profité aux lamproies marines sur l'axe principal de la Garonne. Des problèmes persistent encore à l'heure actuelle, mais des surfaces importantes de reproduction sont disponibles à l'aval du principal ouvrage potentiellement problématique du bassin (Golfech). Sur les affluents des soucis de circulation sont identifiés. Des actions sont parfois en cours pour rétablir la migration, comme par exemple sur le Ciron.

A l'échelle du bassin **les principaux ouvrages impactant la dévalaison des lamproies marines sont situés dans la partie amont de l'aire de répartition de l'espèce.** Actuellement les lamproies remontent rarement en amont de la première centrale de la Garonne, à savoir Golfech. Les risques concernant **l'effet des ouvrages et centrales sur la dévalaison des subadultes est actuellement relativement bien atténué.** En cas de nouvelles colonisations d'une partie plus amont du bassin, une fois encore, les aménagements réalisés pour le saumon à la dévalaison profiteront également aux dévalants de lamproie marine. Les affluents sont, de manière générale, assez peu équipés de centrales hydroélectriques.

Par contre, il n'y a pas d'informations concernant l'impact de la prise d'eau du CNPE du Blayais sur les subadultes dévalants.

Une autre thématique dans l'impact des ouvrages concerne **la perte d'habitats de reproduction** par ennoisement dans les retenues ou par diminution de la section d'écoulement dans les tronçons court-circuités. Mais il faut cependant aussi prendre en considération que, si la présence des retenues génère des pertes nettes en habitats de reproduction, **elles constituent, des zones d'accumulation de sédiments fins utilisés par les ammocètes, à conditions que ces sédiments conservent une certaine qualité.** Il a par exemple été retrouvé, lors de la rupture de la vanne du barrage de Tuilières, et donc la vidange inopinée de la retenue, des quantités importantes d'ammocètes dans les sédiments dénoyés.

Jantzi H., Carozza JM., Probst JL. et Valette P., 2018. Ajustements géomorphologiques de la moyenne Garonne en aval de Toulouse (Sud-Ouest France) depuis les années 1950 sous l'effet des extractions de granulats. IS RIVERS 2018, LYON.

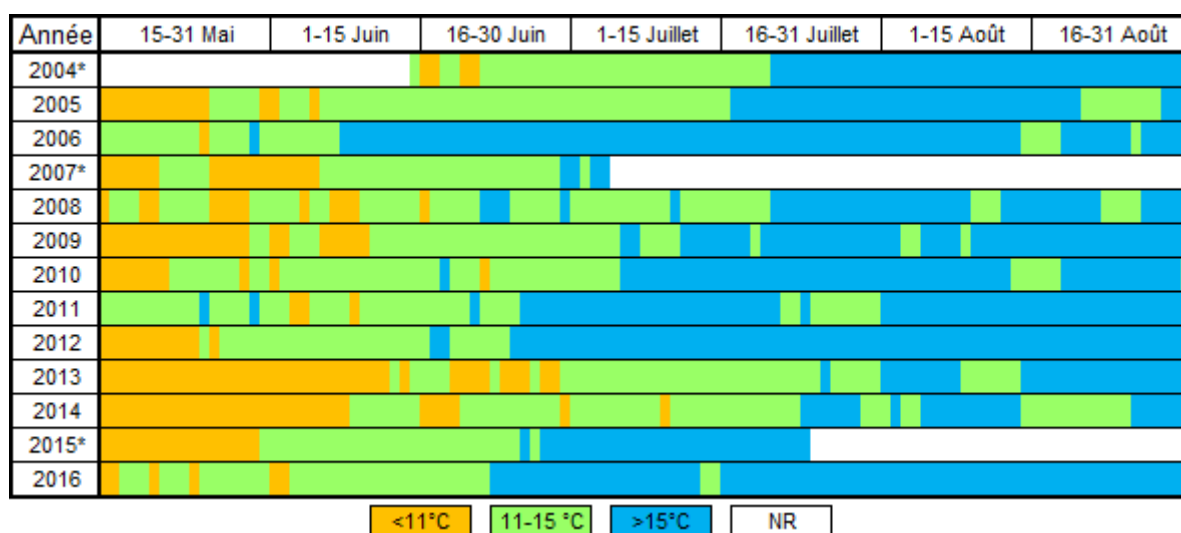
2.2.5. La thermie

Les risques de niveau 4 et plus, liés à la thermie, sont présents sur seulement deux tronçons. **Les effets de la température sur la lamproie concernent la perturbation du développement, de la croissance, la baisse de l'activité, l'arrêt des déplacements et, à l'extrême peuvent générer des mortalités.**

Il faut distinguer l'effet des températures froides, qui va conduire plutôt à une baisse générale de l'activité du poisson, de celui des températures chaudes, qui peuvent participer à la dégradation de l'état sanitaire des animaux et entraîner des mortalités directes.

Concernant les températures froides, le risque concerne uniquement l'Ariège amont (A2), pour l'enjeu 5 (la reproduction), l'enjeu 1 (la vie sous graviers) et l'enjeu 4 (dévalaison des subadultes). Pour ce tronçon, la période de déroulement de ces enjeux a sans doute été mal ciblée (à notre connaissance aucune observation de lamproie n'a jamais été réalisée dans ce secteur bien que celui-ci soit classé en liste 2 pour l'espèce). Si les lamproies marines sont bien potentiellement présentes dans ce tronçon dès la mi-mai, il est probable qu'elles attendent que les températures soient favorables pour se reproduire. En effet la température ne devient réellement optimale à la reproduction qu'à partir de fin juin (Tableau 3), et une fois que le seuil est atteint, il est assez rare que la température repasse en dessous des 15°C. Dans ce cas, il y aurait alors peu de risques thermiques.

Tableau 3 : Détail de la température moyenne journalière de l'Ariège à Varilhes pour la période considérée pour l'enjeu 1 et 5.



Les années avec des * correspondent à des années dont les données sont incomplètes.

Le risque « températures chaudes » concerne la Garonne en aval du Lot (T3) pour la reproduction (enjeu 5) et la vie sous graviers (enjeu 1) et le tronçon T4 (la Garonne de Golfech au Lot) pour la vie sous graviers. Les seuils atteints sont des seuils d'arrêt de l'activité de reproduction pour les adultes et de mortalités partielles pour les embryons et pré-larves. Aucune tendance significative au réchauffement n'a été mise en évidence sur les chroniques récupérées et sur les périodes de déroulement des différentes phases biologiques de la lamproie marine mais les séries chronologiques sont relativement courtes.

2.3. DISCUSSIONS AUTOUR DU SILURE

L'analyse de risques ne fait pas ressortir les risques générés par la présence du silure, espèce présente dans la plupart des tronçons considérés pour l'analyse. En effet, aucune donnée chiffrée ne permet à ce jour de réaliser l'exercice.

Toutefois, un ensemble d'observations interroge quant à l'arrivée du silure dans l'hydrosystème et son impact sur la population de lamproie :

- Des arrêts de géniteurs dans des fosses avant d'atteindre les zones de frayères potentielles du bassin, fosses dans lesquelles ils restent jusqu'à la fin de la période de reproduction sans jamais tenter de rejoindre les zones de frayères (suivis par radiopistage réalisé par MIGADO en 2017 et 2018 : Carry *et al.*, 2018 ; Carry communication personnelle).
- Des traces de ventouses au niveau de la tête de certains silures signalées par les pêcheurs bien en aval des premiers ouvrages du bassin (P. Gautier, communication personnelle).
- Relative passivité des lamproies lorsqu'elles sont en activité de fraie, ce qui les rend probablement vulnérables à la prédation.
- Prédation constatée de lamproies marines par des silures dans le canal de transfert de Golfech lors du suivi par vidéocomptage (Figure 10).

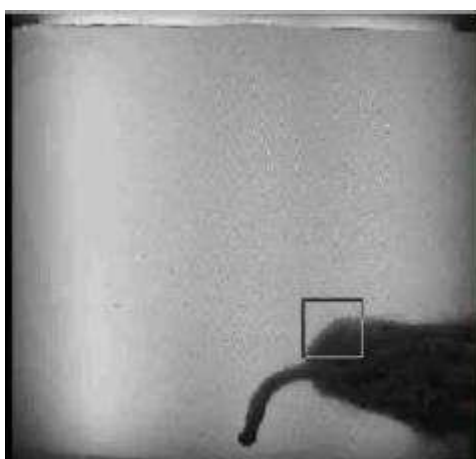


Figure 10 : Silure prédatant une lamproie marine au niveau du local de comptage du canal de transfert de Golfech (MIGADO).

Syväranta *et al.*, 2009, ont montré, par analyse isotopique, une contribution considérable (53 à 65%) des migrateurs anadromes à l'alimentation des silures de la Garonne aval (cela suppose : les 2 aloses, les lamproies, vivantes ou mortes après la reproduction, le saumon, les mulets). Guillerault *et al.*, 2015, par le même type d'analyse, entre la confluence du Lot et Golfech cette fois (T4), arrivent à une contribution estimée de 51% en moyenne, avec une augmentation de celle-ci avec la taille des silures, mais pas avec la proximité de l'aménagement Golfech. Les contenus stomacaux réalisés par différents auteurs sur la Dordogne (Verdeyroux et Guerri, 2016), la Garonne et la Dordogne (Rapet, 2015) ou la Loire (Boisneau et Belhamiti, 2014), montrent que certains silures peuvent consommer des quantités importantes de poissons migrateurs amphihalins (saumon atlantique, lamproie marine et fluviatile, grande alose et alose feinte), pendant les périodes de migrations, et même en dehors de tout effet de concentration à proximité des obstacles.

Sur la Dordogne, l'analyse de 226 contenus stomacaux a été réalisée sur des silures capturés au filet ou à la ligne (Verdeyroux et Guerri, 2016). 573 éléments ont été retrouvés dans les 226 estomacs, dont 97 poissons migrateurs appartenant à 7 espèces. 77 des 97 poissons migrateurs étaient des lamproies marines, avec jusqu'à 8 lamproies marines dans un même estomac.

Le silure consomme donc des lamproies marines au droit des barrages mais également en l'absence de tout ouvrage. **Mais quel est son impact réel sur la population de lamproie marine qui vient se reproduire sur le bassin ?** Est-il en partie responsable de la diminution

de l'aire de répartition des lamproies marines sur le bassin ? Est-il responsable de la réduction du nombre de géniteurs sur les frayères ?

3. CONCLUSION

Le cycle de la lamproie marine est complexe et il demeure encore des zones d'ombre afin de pouvoir agir efficacement pour la préservation de l'espèce. Une des principales interrogations porte sur **l'origine des géniteurs qui fréquentent le bassin Gironde-Garonne-Dordogne**. Il est de fait difficile d'appréhender l'échelle de gestion la plus pertinente pour l'espèce (échelle de bassin, échelle française ou européenne ?). De par la configuration de l'estuaire et l'absence de homing, les stocks Garonne et Dordogne sont liés, et les problématiques doivent être abordées au moins à l'échelle de ces deux axes.

Les fleuves Dordogne et Garonne accueillent, au niveau Européen, la plus grande population de lamproie. L'estimation de l'abondance sur le bassin de la Garonne, reconstruite depuis les années 1970, grâce aux suivis statistiques de la pêche (2 sources de données différentes), montre une tendance à l'augmentation depuis la fin des années 1990 avec un maximum atteint entre 2008 et 2012. **A partir de 2013, les captures par unité d'effort fluctuent fortement (en restant élevées), et les captures totales de lamproie diminuent traduisant probablement une baisse de l'abondance avec quelques sursauts.**

La première problématique pour cette espèce porte sur l'estimation du stock de lamproie fréquentant le bassin Gironde-Garonne-Dordogne et son exploitation par la pêche professionnelle et des amateurs aux engins. **Les données issues de la pêche (captures importantes avec un pic entre 2008 et 2012) et des dispositifs de contrôles et de répartitions de l'espèce sur le bassin sont contradictoires (baisse du stock reproducteur et diminution de l'aire de répartition avec la désertion de la partie moyenne de la Garonne et de la Dordogne depuis 2010).** Avec les indicateurs disponibles, les quantités prélevées par la pêche paraissent importantes quand elles sont confrontées aux estimations du stock reproducteur. Il est urgent de vérifier, sur les 2 axes, **si le nombre d'individus qui migrent en amont des zones de pêche est 1) suffisant** pour garantir la pérennité de l'espèce, **2) si les géniteurs échappant à la pêche parviennent bien à se reproduire** (disparition entre la zone de pêche et les zones de fraie) et **3) si l'espèce en l'état peut supporter une double pêche professionnelle et des amateurs aux engins.**

La lamproie marine ne fréquente actuellement plus que la partie de la Garonne située en aval de Golfech. Dans cette partie du bassin des habitats de reproduction sont disponibles et les suivis par radiopistage démontrent que les lamproies s'y arrêtent pour se reproduire. En revanche, les pêches électriques dédiées peinent ensuite à capturer des ammocètes. Donc, soit les lamproies présentes sur les zones de reproduction n'arrivent pas au terme de la séquence et donc à la dépose d'œufs fécondés dans le substrat, soit le développement des œufs et des tout premiers stades larvaires dans les frayères ne se fait pas, ne se fait plus, correctement. Il faut ajouter à cela que les habitats des ammocètes semblent rares sur cette partie de la Garonne (MIGADO, communication personnelle), sans pour autant que l'on ait de données quantitatives sur ces lits d'ammocètes.

La micropollution de l'eau et des sédiments de la Garonne et de ses affluents est une source d'inquiétude. Pour le moment, les effets des différentes familles de micropolluants sur la lamproie marine sont mal documentés, et les effets « cocktails » quasiment pas. Le nombre de substances ainsi que l'ajout constant de nouvelles molécules rendent la tâche très complexe. Les connaissances sur l'impact de cette micropollution, en particulier sur la lamproie qui vit plusieurs années enfouie dans les sédiments, sont donc largement à enrichir, documenter et affiner, ce qui ne dispense pas d'engager, d'ores et déjà et sur le long terme, des mesures pour réduire la présence de toutes ces molécules dans l'eau. En effet, de nombreuses sont conçues pour être des biocides (herbicides, fongicides, insecticides, ...), il est donc logique de penser que ces molécules et/ou leurs dérivés puissent garder une action de ce type sur les cellules

vivantes dans les milieux naturels, et en l'occurrence dans les cours d'eau, avec des effets directs sur les lamproies ou des effets indirects, sur leurs ressources trophiques par exemple.

Enfin des interrogations demeurent quant à l'arrivée du silure dans l'hydrosystème et son impact sur la lamproie marine. L'arrêt d'individus radio-pistés, avant d'atteindre les zones de frayères, au niveau de certaines fosses utilisées par les silures à cette période de l'année, les traces de ventouses constatées par les pêcheurs au niveau de la tête de certains silures, la passivité des lamproies sur les nids, les rendant de fait plus vulnérables à la prédation, posent la question de l'impact de cette espèce sur le stock de reproducteur. Est-elle en partie responsable de la diminution de l'aire de répartition des lamproies sur le bassin (dispersion densité-dépendante, moins de stock moins large dispersion) ? Le silure empêche-t-il les lamproies de franchir l'ouvrage de Golfech (prédation, effarouchement) ? Est-il responsable de la réduction du nombre de géniteurs sur les frayères ?

4. BIBLIOGRAPHIE

Boisneau, C., Belhamiti, N., 2014. Prédation des poissons migrateurs par le silure en Loire. AADPPMFEDLA - CITERES Université de Tours.

Canto, N., Gracia, S., Caut, I., 2013. Suivi de la reproduction naturelle de la grande alose et la lamproie marine sur la Dordogne 2012. Actions AALAD12 et ALPMD12 (No. MI.GA.DO 16D-13-RT). MIGADO.

Carry, L., Filloux, D., Caut, I., 2018. Suivi de la lamproie marine sur la Dordogne et la Garonne - Année 2017. MIGADO.

Caut, I., 2012. Suivi de la reproduction naturelle de la grande alose et la lamproie marine sur la Dordogne 2011. Actions AALAD11 et ALPMD11 (No. MI.GA.DO. 24D-12-RT). MIGADO.

Caut, I., 2011. Suivi de la reproduction naturelle de la grande alose et de la lamproie marine sur la Dordogne (No. MI.GA.DO. 23D-11-RT). MIGADO.

Caut, I., 2009. Suivi de la reproduction naturelle de l'aloise vraie et de la lamproie marine. Suivi de la population de l'aloise feinte (*Alosa fallax*) du bassin Gironde-Garonne-Dordogne (No. MI.GA.DO. 24D-10-RT). MIGADO.

Caut, I., Carry, L., Gracia, S., Filloux, D., 2009. Les poissons migrateurs amphihalins du bassin de la Dordogne. Secteur Aquitaine. Dossier APROG 08 (No. MI.GA.DO. 15D-09-RT). MIGADO.

Chanseau, M., Caut, I., Lascaux, J.M., 2008. Suivi de la reproduction naturelle de la grande alose et de la lamproie marine sur le bassin de la Dordogne année 2007. Sous dossiers AALAD07 et ALPMD07. MIGADO.

Courret, D., 2014. Caractérisation de la perturbation hydrologique induite par les régimes d'éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur. Réflexion sur les mesures de mitigation des impacts des éclusées sur les populations de poissons. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.

Coustillas, J., Carry, L., Delpeyrou, J.-M., 2008. Localisation des zones de frai de la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) en moyenne Garonne en 2007. Comportement du silure glane (*Silurus glanis*) au droit du barrage de la centrale hydroélectrique de Golfech en 2007. Technique commune : la radiotélémétrie (No. 11G-08-RT). MIGADO.

ECOGEA, 2013. Ascenseur à poissons de Golfech. Réglages de l'ascenseur avec fonctionnement de la deuxième entrée. Note suite aux visites du 25/03/2011; 12/07/2011, 21/03/2011 et 22/08/2013. ECOGEA pour EDF CIH.

Gracia, S., Caut, I., 2016. Suivis de la lamproie marine sur la Dordogne 2015. ALPMD15. MIGADO.

Gracia, S., Caut, I., 2015. Suivi de la lamproie marine sur la Dordogne 2014. ALPMD14 (No. MI.GA.DO. 16D-15-RT).

Gracia, S., Caut, I., 2014. Suivi de la reproduction naturelle de la grande alose et la lamproie marine sur la Dordogne 2013. Actions AALAD13 et ALPMD13 (No. MI.GA.DO. 25D-14-RT). MIGADO.

Gracia, S., Caut, I., Carry, L., 2016. Suivi de la lamproie marine sur la Dordogne et la Garonne. Année 2016.

Guillerault, N., Delmotte, S., Poulet, N., Santoul, F., 2015. Etudes des interactions du Silure glane (*Silurus glanis*) avec l'ichtyofaune métropolitaine. ONEMA-EcoLab.

Mayeras, F., Brasier, W., Noel, Y., Lascaux, J.-M., Chanseau, M., 2006. Suivi de la reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) et de la lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) sur la Dordogne en aval du barrage de Tuilières - Estimation du stock reproducteur 2005 - (Département de la Dordogne et de la Gironde) (No. MI.GA.DO. 4D-06-RT). MIGADO.

Rapet E., 2015. Etude de la population de silure glane (*Silurus glanis*) de l'estuaire de la Gironde : Caractérisation, régime alimentaire, déplacements. Rapport AADPPED Gironde/IMA

Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Martino, A., Céréghino, R., et Santoul, F. (2009). Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften*, 96(5), 631-635.

Verdeyroux, P., Guerri, O., 2016. Etude du Silure sur la Dordogne. Synthèse des résultats des 4 premières années (avril 2012 - juillet 2016). EPIDOR.