



**HAL**  
open science

**Utilisation de deux outils hydroacoustiques pour  
analyser la dynamique migratoire du saumon atlantique  
(*Salmo salar* L.) dans deux fleuves de la baie du  
Mont-Saint-Michel**

François Martignac

► **To cite this version:**

François Martignac. Utilisation de deux outils hydroacoustiques pour analyser la dynamique migratoire du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans deux fleuves de la baie du Mont-Saint-Michel. Biodiversité et Ecologie. Agrocampus Ouest, 2016. Français. NNT : 2016NSARH097 . tel-01610747

**HAL Id: tel-01610747**

**<https://theses.hal.science/tel-01610747>**

Submitted on 5 Oct 2017

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

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

# AGRO CAMPUS

---

## OUEST

**François MARTIGNAC** • 28 janvier 2016

Thèse AGROCAMPUS OUEST  
sous le label de l'Université Européenne de Bretagne  
pour obtenir le grade de  
**DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST**  
Spécialité Écologie

ÉCOLE DOCTORALE • Vie-Agro-Santé (VAS)  
LABORATOIRE D'ACCUEIL • UMR 0985 INRA - AGROCAMPUS  
OUEST Écologie et santé des écosystèmes (ESE)

**Utilisation de deux outils  
hydroacoustiques pour analyser  
la dynamique migratoire  
du saumon atlantique  
(*Salmo salar L.*)  
dans deux fleuves de la baie  
du Mont Saint-Michel**

**Philippe BOËT**

Directeur de Recherche, IRSTEA / *président*

**Stéphane GAUTHIER**

Chercheur Scientifique, Pêches et Océans Canada /  
*rapporteur*

**Anne LEBOURGES-DHAUSSY**

Ingénieure de Recherche, IRD / *examinatrice*

**Jonathan HATELEY**

Senior Scientist & Technical advisor, Environment  
Agency / *examineur*

**Dominique OMBREDANE**

Professeure AO, UMR INRA - AO ESE /  
*directrice de thèse*

**Jean-Luc BAGLINIÈRE**

Directeur de Recherche, UMR INRA - AO ESE /  
*co-directeur de thèse*

**Jean GUILLARD**

Ingénieur de Recherche, UMR INRA - AO ESE /  
*co-directeur de thèse*



## Remerciements

Six ans. Bien qu'officiellement bouclé en trois ans, ce mémoire de thèse est l'aboutissement de plus de six ans de travail au cours duquel nombreuses ont été les personnes qui m'ont aidé, motivé, cadré et encadré, supporté aussi (dans les deux sens du terme) et ont participé de près ou de loin à ce résultat, que j'espère à la hauteur de vos attentes, courageux lecteur. La construction de ce travail s'est déroulée en plusieurs étapes, au sein desquelles chacune des pierres apportées à l'édifice aura joué un rôle indispensable. En essayant de n'oublier personne, ce chapitre est le témoignage de ma reconnaissance.

Mes premiers remerciements vont à mes encadrants, à qui je dois le fil directeur de cette thèse. Jean-Luc, du sujet de stage griffonné sur un bout de bureau en février 2009 à la finalité de ce travail presque 7 ans plus tard, en passant par la découverte du monde de la recherche, les réflexions scientifiques et tes nombreux conseils avisés, un énorme merci pour ton soutien sans faille, ta bienveillance, ton optimisme et ta bonne humeur communicative. Jean, d'infinis remerciements pour avoir cru en ce projet dès les premières semaines, d'avoir maintenu ta confiance face aux difficultés rencontrées pour officiellement le lancer, pour m'avoir transmis (quelques-unes) de tes connaissances hydroacoustiques et pour ta réactivité impressionnante à chacune des questions, corrections ou chacun des conseils dont j'ai eu besoin. Dominique, merci pour ton appui, ta gentillesse et d'avoir pu rendre ce projet réalisable.

Merci à Asconit Consultants, Serge Rochepeau, Jean-Paul Mallet, Philippe Blancher notamment, d'avoir cru, soutenu, et porté ce projet de thèse depuis le début. Merci à Laurent Thiulle d'en être à l'initiative. La tâche a été rude, pas toujours sans encombre, mais rien n'aurait été possible sans votre persévérance et votre confiance. Malgré les difficultés, le soutien d'Asconit a été sans faille, à l'échelle de la société comme à l'échelle de l'agence, mais je ne manquerai pas d'y revenir... Mes remerciements également aux financeurs et partenaires de cette thèse, à commencer par le Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel, via Audrey Hémon, au cœur du projet depuis ses prémices. Merci à toi Audrey pour ta bienveillance, ton professionnalisme et ton suivi assidu. Merci à l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et à l'ONEMA pour leurs financements dans le cadre du Projet Sélune et pour leur confiance.

Merci à Philippe Boët et à Stéphane Gauthier d'avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse, merci à Anne Lebourges-Dhaussy et à Jon Hateley d'en être les examinateurs. Vos connaissances et votre expérience, à travers vos avis et vos conseils m'aideront, sans nul doute, à élever le niveau de ce travail. Merci à Marie-Laure Acolas, Erwann Josse et Jean-Marc Roussel pour leur active participation aux comités de thèse et pour leurs conseils précieux qui ont fait progresser nos réflexions et la problématique. Merci à Christophe Cudennec, tuteur de cette thèse pour l'Ecole Doctorale VAS, pour sa disponibilité et son suivi. Merci enfin à Aurélie Daroux pour son appui, son assistance opérationnelle et son travail statistique sur les données de mesures de taille et autres vidéos du fameux DIDSON, qu'on a couvé pendant plus de 2 ans.

Cette thèse a été l'occasion de rencontrer, échanger et bénéficier des compétences de nombreuses personnes que je tiens également à remercier. Merci à la famille Beaucé, d'avoir

accueilli notre matériel sur ses berges du Couesnon au cours de ces 6 derniers étés, et qui nous a fait mesurer la chance que nous avons eu d'être tombé sur de bonnes personnes, les bonnes personnes. Merci à Richard Delanoë pour ses précieux coups de main, sa disponibilité... et sa boîte à outils qui nous a sauvé bien des fois. Merci à toute l'équipe de l'U3E, Didier, Frédéric, Julien, Antoine, Cédric, Bernard, pour leur aide sur les expérimentations réalisées au cours de cette thèse, toujours dans la bonne humeur. Merci aussi à la première équipe DIDSON française, l'Institut d'Aménagement de la Vilaine, Cédric Briand, Brice Sauvaget pour leurs conseils précieux. Un grand merci à Helge Balk, qui a mis son logiciel Sonar5-Pro à notre disposition pour les premières années du suivi, pour sa réactivité malgré son emploi du temps surchargé, pour ses fréquentes mises à jour en réponse à nos remarques, et pour sa gentillesse. Helge, *takk så mye*. Grâce à une bourse de mobilité sortante de l'Université Européenne de Bretagne, j'ai saisi l'opportunité de bénéficier de l'expérience et de l'expertise de deux équipes anglo-saxonnes, *Fisheries Assessment Team (Natural Resources Wales, Cardiff)* et *National Fisheries Services (Environment Agency, Warrington)* que je tiens à remercier chaleureusement. A huge thank you to Peter Clabburn, Richard Davies, John Griffith, Jerry Davis (NRW) and to Jon Hateley (EA) who welcomed me as a fully member of their team, shared with me their strong acoustic camera knowledge and their experience, and made me discover a lot of British crazy things, such as the gravy on the fish & chips, their tasty breakfasts (and ciders, and ale pints), the Welsh language and its funny pronunciation, some amazing landscapes, and of course the incredible Pop Master Challenge. Guys, I'm looking forward to share some works about salmonids (and some pints) with you again.

Une thèse cause un soupçon de stress, c'est vrai, et une once de pression, d'accord, demande beaucoup de travail, certes, mais que l'épreuve est plus légère dans une atmosphère de travail dynamique et agréable ! Bureau d'études ou laboratoire de recherche, il y a quelques différences c'est vrai, mais j'ai pu y trouver ce point commun. Merci donc à tous les Ascollègues de Nantes avec qui j'ai partagé des moments inoubliables de terrain (beaucoup), de bureau (pas mal) et de n'importe quoi (surtout). A tous ceux qui sont passés, Anne-la-Jouanne, Claire-Chef-oui-Chef, Cédric-la-Dibe, Jérôme-la-Tarte, aux derniers irréductibles nantais, Fiona, Romain, Mathieu, Nico-La-Goune, Tony-La-Tonne, Rémi-la-RET, Tagazok-Seb et à tous les stagiaires, CDD et autres collègues se cachant derrière de mystérieux acronymes (ABA, FOG, GDE, JMA, LLA, LLM, MAS, MLE, NCL, ORO, PMI, SBY, XJA), merci pour votre bonne humeur, votre goût pour l'absurde et le comique de répétition, vos questions, vos réponses, votre goût pour l'absurde et le comique de répétition, votre second degré, votre goût pour l'absurde et le comique de répétition et pour votre soutien. Alors, bien qu'il paraît qu'« y'a plus de solidarité à Asconit », je n'en ai jamais manqué. Merci également au cocon de l'UMR ESE pour m'avoir fait une petite place sur cette dernière année de thèse. Que ça soit dans un bureau à moquette murale et son patchwork de moisissures ou dans un débarras avec Quentin et Nathalie, l'atmosphère positive et la chaleur de ce laboratoire m'ont apporté toute la sérénité dont j'avais besoin dans ces ultimes mois de rédaction. Alors, à Gervaise, Marie-Thérèse et Jessica pour leur gestion administrative de premier ordre (et pour ma chaise de bureau qui fait des envieux), à Gilles pour son expertise sur Windows 98 et pour être la seule personne au monde à pouvoir allier la classe d'un bouc avec la prestance d'une salopette en jean, à Marie, Clarisse, Quentin, Marc, au grand, l'immense Dominique, sans qui

rien n'aurait été possible, aux permanents, aux CDD, aux nouveaux thésards, aux anciens (Jessica, dont le brevet du « rouge-Jessica » est en cours d'enregistrement), aux stagiaires passés dans le coin (Axelle, la photo de ton banan'artwork est toujours en bonne place sur mon bureau) et à tous ceux que j'oublie, un grand merci dans un sourire pas-faux-derche. Je ne pouvais évidemment pas terminer ce paragraphe sans mentionner Isabelle, Marion, Guillaume et Stéphane. A défaut d'avoir le syndrome de la page blanche (Fraisie 2013), je tiens à vous remercier pour chaque rire, défini dans la littérature spécialisée comme « un comportement réflexe, exprimant généralement un sentiment de gaieté, de joie ou d'amusement, qui se manifeste par un enchaînement de petites expirations saccadées accompagnées d'une vocalisation inarticulée plus ou moins bruyante » (Muller 2013), pour chaque GIF, chaque définition du Wiktionnaire, chaque pause-café, chaque verre partagé, pour Manchester, les soirées sacoches, les karaokés, les œufs, les pyramides, les imitations, les énumérations de trucs cools à rallonge, et pour votre amitié. Par ailleurs, Stéphane, une vanne se cache dans ce manuscrit, sois attentif tout au long de ta lecture. Vous assurez comme des chefs la transition de ce paragraphe au suivant.

Celui-ci s'adresse à mes proches, famille et amis, soutien de tous les instants, vous qui supportez cette thèse autant que moi depuis ses prémices. Merci à mes parents, premiers supporters, conseillers avisés pour votre soutien sans faille et votre confiance aveugle dans chacun de mes choix. Ce travail, je vous le dédie, au regard de tout ce que vous m'avez apporté, vous le méritez amplement. Merci à mes frangines également, Bénédicte, 2<sup>ème</sup> Dr Martignac officiel, comme toujours tu m'ouvres la voie, je te rejoins maintenant dans la cours des grands, et Caroline, chacun porte sa croix, il nous fallait bien une littéraire dans la famille, et tu joues ce rôle aussi bien que celui de frangine, comme tu le constates, une thèse c'est à la portée de tout le monde ! Une pensée également à Pierrot et à Jean-Doud', ainsi qu'à ma grand-mère, oncles, tantes, cousin(e)s, qui se délecteront de chacune des pages de ce manuscrit, sans oublier Patricia, Laurent, Nathalie et Sylvana. Et une belle dédicace à mon noyau dur, vous qui avez traversé les époques et êtes aussi présents qu'il y a dix, quinze, voire vingt-cinq ans : Laure, Claire, Lauriane, Tom, Alex, Garry. Chacun de notre côté, on évolue, on se marie, on fait des enfants, on achète des maisons, des apparts, on déménage de l'autre côté de l'Atlantique... mais les étapes franchies par chacun d'entre nous sont des inspirations et des progressions pour tous. Bon, après, je ne sais pas vraiment ce que vous apportera cette thèse, mais vous y êtes forcément associés. Je n'oublie pas, bien sûr, Camille, Laurita, Brioche, Pierre, Clem, Audrey, Lucie, Seb, Elo, Aurélien, les amis d'ici et d'ailleurs, d'une époque ou d'une autre et enfin à la génération n+1, Poupette, qui, si elle n'a vu le jour que quelques semaines auparavant, sera également pleinement dans mes pensées lors de la soutenance, à Tom, à *bbpdm* et à la mini-brioche, qu'on attend tous avec impatience. Enfin, merci à Ludivine, qui a partagé chacune des étapes de ce travail, supporté aussi bien les contraintes de cette thèse que supporté celui qui la rédige, merci pour tes encouragements, ton réconfort, ta patience et ta présence. Ce travail n'aurait pas été le même sans ton soutien, mille merci.

Cette page bien remplie peut maintenant se tourner, au sens propre comme au figuré... en attendant avec impatience de savoir de quoi sera fait le prochain chapitre !



# Table des matières

<b>Introduction</b> .....	<b>15</b>
<b>Chapitre 1. Contexte général et connaissances actuelles</b> .....	<b>18</b>
<b>1.1. DES ESPÈCES DIADROMES EN DÉCLIN</b> .....	<b>18</b>
<b>1.2. LE SAUMON ATLANTIQUE (SALMO SALAR), AMBASSADEUR EMBLÉMATIQUE DES POISSONS MIGRATEURS</b> .....	<b>20</b>
1.2.1. <i>Etat de la population et statut de protection</i> .....	20
1.2.2. <i>Un cycle vital entre eau douce et milieu marin</i> .....	22
1.2.3. <i>Le retour en eau douce : une phase charnière de la vie des saumons conditionnée par de nombreux facteurs</i> .....	25
<b>1.3. LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL : ESPÈCES MIGRATRICES ET MODIFICATIONS HYDROLOGIQUES</b> .....	<b>31</b>
1.3.1. <i>Le Couesnon, acteur majeur du Rétablissement du Caractère Maritime du Mont-Saint-Michel</i> .....	32
1.3.2. <i>La Sélune en reconquête de sa continuité écologique</i> .....	33
<b>1.4. DÉCRIRE LES DYNAMIQUES MIGRATOIRES DES SAUMONS ATLANTIQUES EN RIVIÈRE PAR HYDROACOUSTIQUE : CONDITIONS D’UTILISATION ET AVANTAGES DE LA MÉTHODE FACE À DES CONTRAINTES OPÉRATIONNELLES FORTES</b> .....	<b>34</b>
1.4.1. <i>Les méthodes usuelles de description des populations de poissons diadromes vs. l’hydroacoustique</i> .....	34
1.4.2. <i>Principes de l’hydroacoustique</i> .....	35
1.4.3. <i>Evolution de l’hydroacoustique, du mono-faisceau à la caméra acoustique</i> .....	36
1.4.4. <i>La technologie hydroacoustique : fonctionnement et interprétation des données</i> .....	63
1.4.5. <i>L’hydroacoustique pour décrire les populations de poissons migrateurs</i> .....	69
<b>1.5. OBJECTIFS ET AXES D’ÉTUDE DU TRAVAIL PRÉSENTÉ</b> .....	<b>70</b>
1.5.1. <i>Axe 1 – Décrire la migration de saumons atlantiques par hydroacoustique : quel potentiel pour quelles limites ?</i> .....	70
1.5.2. <i>Axe 2 – Le nouveau barrage de la Caserne : la restauration du caractère insulaire du Mont-Saint-Michel impacte-t-elle l’accès et l’activité de migration du saumon sur le Couesnon ?</i> .....	71
<b>1.6. ORGANISATION DU MÉMOIRE</b> .....	<b>73</b>
<b>Chapitre 2. Matériel et méthodes</b> .....	<b>75</b>
<b>2.1. PRÉSENTATION DES BASSINS VERSANTS ET DESCRIPTION DES SITES DE SUIVI</b> .....	<b>75</b>
2.1.1. <i>Le Couesnon</i> .....	75
2.1.2. <i>La Sélune</i> .....	83
<b>2.2. MÉTHODOLOGIES MISES EN PLACE : IDENTIFIER LES SAUMONS ATLANTIQUES À PARTIR DES DONNÉES HYDROACOUSTIQUES</b> .....	<b>87</b>

Martignac F., Daroux A., Baglinière J.L., Ombredane D., Guillard J., 2015. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. <i>Fish and Fisheries</i> <b>16</b> : 486-510.....	38
---	----



2.2.1. Pistage automatique des saumons et gamme de TS à partir des données de l'échosondeur à faisceau-partagé installé sur le Couesnon.....87

2.2.2. Amélioration des connaissances et de l'utilisation de l'outil DIDSON et analyse semi-automatique des « vidéos acoustiques » pour identifier les saumons de la Sélune.....92

## 2.3. RISQUE DE CONFUSION ENTRE LES GRANDS SALMONIDÉS, SAUMONS ET TRUITES DE MER .96

# Chapitre 3. Axe 1. Evaluation de l'efficacité des méthodologies et optimisation de leurs performances ..... 97

## 3.1. EVALUATION DE LA MÉTHODOLOGIE D'IDENTIFICATION DES SAUMONS SUR LE COUESNON .....98

3.1.1. Validation de la gamme de TS.....99

3.1.2. Sélectivité des critères d'identification des saumons atlantiques..... 107

Martignac F., Baglinière J.L., Ombredane D., Guillard J., 2015. Acoustic Atlantic salmon's identification: split-beam sonar methodology's efficiency assessment using a DIDSON acoustic camera, **in prep.**..... 108

## 3.2. IDENTIFICATION DES SAUMONS DE LA SÉLUNE : AMÉLIORATION DE L'UTILISATION DU DIDSON ET ÉVALUATION DE LA MÉTHODE..... 131

3.2.1. Précision des mesures de taille des poissons sur les vidéos acoustiques du DIDSON..... 132

Daroux A., Martignac F., Nevoux M., Baglinière J.L., Ombredane D., Guillard J., 2015. Fish length measurements using an acoustic camera (DIDSON): accuracy and impacting factors *Freshwater biology*, **submitted.** ..... 133

3.2.2. Evaluation de l'efficacité d'un module d'analyse semi-automatique des vidéos acoustiques du DIDSON par Sonar5-Pro..... 146

Martignac F., Baglinière J.L., Daroux A., Ombredane D., Guillard J., 2015. Effectiveness of the Sonar5-Pro® tracking tool in monitoring fish populations in rivers using long-term DIDSON data. *Methods in Ecology and Evolution*, **submitted.** ..... 147

3.2.3. Méthodologie semi-automatique de sélection des saumons atlantiques ..... 165

3.2.4. Evaluation de la méthodologie d'identification des saumons de la Sélune..... 168

## 3.3. DISCUSSION ET CONCLUSION GÉNÉRALE ..... 174

3.3.1. Un réel avantage du DIDSON comparé à l'échosondeur à faisceau-partagé pour la description de la morphologie des saumons à l'aide des caractéristiques de leurs échos..... 174

3.3.2. Des mises au point méthodologiques différentes selon les outils pour décrire les populations de saumons..... 175

3.3.3. Conclusion..... 177

# Chapitre 4. Axe 2. Influence de la modification de l'hydrologie du Couesnon sur la dynamique migratoire des saumons atlantiques..... 179

## 4.1. ANALYSE DE LA DYNAMIQUE MIGRATOIRE DES SAUMONS ATLANTIQUES SUR LE COUESNON ..... 180

4.1.1. Influence de la gestion du barrage de la Caserne sur les conditions environnementales des parties basses du Couesnon ..... 180

4.1.2. Identification des saumons atlantiques du Couesnon lors des campagnes 2010 à 2014.. 188

4.1.3. Dynamique migratoire et composante d'âge marin des saumons du Couesnon ..... 189

4.1.4. Dynamique migratoire des saumons du Couesnon et influence du barrage de la Caserne ..... 191

Martignac F., Baglinière J.L., Thieulle L., Ombredane D., Guillard J., 2015. Influence of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont-Saint-Michel Bay) using hydroacoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **134**, 181-187 ..... 192

4.1.5. *Utilisation de la méthodologie adaptée pour la sélection des saumons atlantiques sur le Couesnon.* ..... 208

4.1.6. *Discussion : description de la dynamique migratoire des saumons du Couesnon par hydroacoustique* ..... 212

#### **4.2. ANALYSE DE LA DYNAMIQUE MIGRATOIRE DES SAUMONS ATLANTIQUES SUR LA SÉLUNE** 217

4.2.1. *Fonctionnement hydrologique du site de la Sélune* ..... 217

4.2.2. *Identification, caractéristiques morphologiques et composantes marines des saumons de la Sélune lors des campagnes 2013 et 2014* ..... 221

4.2.3. *Description de la migration des saumons par hydroacoustique*..... 224

4.2.4. *Discussion : description de la dynamique migratoire des saumons de la Sélune* ..... 233

#### **4.3. COMPARAISON DES DYNAMIQUES MIGRATOIRES DES SAUMONS DES DEUX FLEUVES DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL : ÉVALUATION DU NIVEAU DE PERTURBATION D’UN BARRAGE ESTUARIEN SUR LA DYNAMIQUE MIGRATOIRE**..... 240

Martignac F., Baglinière J.L., Guillard J., Ombredane D., 2015. Adaptation of the Atlantic salmon migration behaviour face to an estuarine dam: comparison with natural conditions on a nearby river using hydroacoustics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **in prep**..... 241

### **Chapitre 5. Conclusion générale et perspectives** ..... 265

#### **5.1. LES OUTILS HYDROACOUSTIQUES COMME MOYENS DE SUIVI À LONG TERME DES POPULATIONS DE POISSONS**..... 265

5.1.1. *Les avantages et les limites des outils hydroacoustiques dans le cadre de l'étude* ..... 265

5.1.2. *Evaluation des apports technologiques des caméras acoustiques face aux échosondeurs à faisceau-partagé*..... 267

#### **5.2. L'ÉTUDE DE LA DYNAMIQUE MIGRATOIRE DES SAUMONS : RÔLE DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET INFLUENCE DU BARRAGE SUR LE COUESNON**..... 269

5.2.1. *Dynamique migratoire du saumon et influence des facteurs environnementaux en conditions naturelles sur la Sélune*..... 269

5.2.2. *La dynamique migratoire du saumon sur le Couesnon et l'influence du barrage de la Caserne*..... 270

#### **5.3. PERSPECTIVES : DÉVELOPPEMENTS FUTURS ET DOMAINES D'APPLICATION DES MÉTHODES HYDROACOUSTIQUES** ..... 272

5.3.1. *Couplage des deux outils*..... 272

5.3.2. *Utilisation de la caméra DIDSON*..... 273

### **Références bibliographiques**..... 275

### **Annexe** ..... 292

Martignac F., Hémon A., Blancher P., 2015. Hydroacoustique et poissons migrateurs amphihalins : analyse innovante de leur dynamique migratoire. *Sciences, Eaux et Territoire* **17**, 18-23..... 292

## Table des illustrations

Figure 1. Evolution des captures de saumons atlantiques dans l'Atlantique Nord de 1960 à 2012 (en tonnes), source : ICES (2013) .....	21
Figure 2. Evolution de la répartition du saumon atlantique en France. A) milieu du XVIII <sup>ème</sup> siècle ; B) fin du XIX <sup>ème</sup> siècle ; C) fin du XX <sup>ème</sup> siècle (Thibault, 1994).....	21
Figure 3. Cycle vital du saumon atlantique ( <i>Salmo salar</i> ), sources : <i>North Atlantic Salmon Conservation Organization, Atlantic Salmon Trust</i> and Robin Ade.....	22
Figure 4. Observation de saumons atlantiques de 1990 à 2015 en France (données : Museum National d'Histoire Naturelle (Allardi & Keith 2001), fond cartographique : Géoportail) et dans la baie du Mont-Saint-Michel (Perrier <i>et al.</i> 2011a).....	31
Figure 5. Représentation d'un diagramme de directivité (Eckart 1968) .....	64
Figure 6. Exemple d'un échogramme enregistré en utilisation horizontale sur le Couesnon (EY500, 70 kHz), visualisation avec le logiciel Sonar5-Pro. En abscisse : heure de l'émission-réception ; en ordonnée : distance du sondeur, ou <i>range</i> (en mètres).....	64
Figure 7. Zones de détection et zones aveugles lors d'acquisitions hydroacoustiques : influence du fort écho du fond sur l'exploitation des données des sondeurs mono et multifaisceaux, d'après Diner (Lévénéz <i>et al.</i> 2006). .....	65
Figure 8. Les quatre fleuves colonisés par le saumon atlantique de la Baie du Mont-Saint-Michel, localisation des sites de suivi sur le Couesnon et la Sélune (cercles gris) et des barrages présents sur ces bassins versants (triangles noirs). .....	75
Figure 9. Cartographie du bassin versant du Couesnon et fréquentation du chevelu par les poissons migrateurs (source : Bretagne Grands Migrateurs, 2012) .....	76
Figure 10. Evolution du débit mensuel moyen du Couesnon à Romazy (source : Banque Hydro, données de 1968 à 2005).....	77
Figure 11. Fonctionnement d'ouverture et fermeture des vannes du barrage de la Caserne sur le Couesnon depuis 2009 lorsque les conditions de marée et de débit fluvial permettent la réalisation d'un lâcher d'eau (données : Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel).....	79
Figure 12. Représentation schématique de la couverture du faisceau de détection de l'échosondeur installé sur le site de suivi du Couesnon .....	81
Figure 13. Débit mensuel moyen de la Sélune à Ducey (source : Banque Hydro, données de 1990 à 2005).....	83
Figure 14. Représentation schématique de la couverture du faisceau de détection du DIDSON installé sur le site de suivi de la Sélune.....	85
Figure 15. Visualisation de la stratégie d'échantillonnage utilisée sur le site de suivi de la Sélune. En vert, la fenêtre d'enregistrement du DIDSON, à moitié du temps entre 2 et 12 mètres, l'autre moitié entre 7 et 17 mètres.....	93
Figure 16. Images extraites des enregistrements du DIDSON avant (à gauche) et après (à droite) l'aplanissement du lit de la Sélune en vidant les sacs de gravats en septembre 2014.....	94
Figure 17. Distribution des tailles centimétriques des saumons atlantiques (n = 4 106) et des truites de mer (n = 1 234) capturés à Cerisel sur la période 1997 à 2012 (données U3E-INRA).....	96
Figure 18. Dispositif expérimental au Moulin de Cerisel (novembre 2012) : passage de grands salmonidés de taille connue devant l'échosondeur à faisceau partagé (SIMRAD EY500, 70 kHz). A) Photographie de l'amont vers l'aval ; B) Photographie de l'aval vers l'amont ; C) Schéma du dispositif en vue apicale ; D) Schéma du dispositif en vue latérale à partir de la rive gauche. ....	100
Figure 19. Boxplot des TS enregistrées des 17 grands salmonidés détectés par le sondeur en fonction de leur longueur totale (Lt) et de l'espèce (TRF : truite commune ; TRM : truite de mer ; SAT : saumon atlantique).....	102

Figure 20. Boxplot des TS observées (moyenne, médiane et maximale) sur les échogrammes pour les passages des 17 grands salmonidés et des TS calculées pour ces mêmes poissons à l'aide des équations de Love (1971), Lilja <i>et al.</i> (2000), pour des angles de passage de 90° et 65°, de Kubecka & Duncan (1998) et de Frouzova <i>et al.</i> (2005). Les * correspondent aux TS calculées significativement différentes des TS moyennes observées.....	104
Figure 21. Evolution des TS observées (moyennes, médianes et maximales) et théoriques en fonction de la taille des poissons (n=17).....	105
Figure 22. Schéma conceptuel de la méthodologie semi-automatique mise au point pour sélectionner les passages de saumons atlantiques à partir des données du DIDSON sur la Sélune.....	166
Figure 23. Evolution des moyennes journalières des températures de l'eau (aire, en orange) du site de suivi sur le Couesnon en fonction, de haut en bas, des coefficients de marée, du débit fluvial (à Romazy, en m <sup>3</sup> .sec <sup>-1</sup> , données : banque Hydro) et des températures maximales journalières de l'air (données : InfoClimat) pour les campagnes 2013 et 2014 (courbes). En gris, données de températures de l'eau manquantes.....	181
Figure 24. Evolution des températures de l'eau (en °C) du site de suivi sur le Couesnon entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage : écoulement libre (n = 73 cycles de marée), gestion avec remplissage fluvial (n = 58 cycles de marées), gestion avec remplissage fluviomaritime (n = 407 cycles de marées). ....	182
Figure 25. Evolution des hauteurs d'eau sur le site de suivi sur le Couesnon en fonction des coefficients de marée et du débit fluvial (à Romazy, en m <sup>3</sup> .sec <sup>-1</sup> , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014.....	184
Figure 26. Evolution des vitesses de courant au niveau du site de suivi sur le Couesnon en fonction des coefficients de marée et du débit fluvial (à Romazy, en m <sup>3</sup> .sec <sup>-1</sup> , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014. En gris, données manquantes.....	184
Figure 27. Evolution des hauteurs d'eau (en m IGN69) et des vitesses de courant (en cm.s <sup>-1</sup> ) sur le site du Couesnon entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage : écoulement libre (n = 73 cycles de marée), gestion avec remplissage fluvial (n = 58 cycles), gestion avec remplissage fluviomaritime (n = 407 cycles). ....	186
Figure 28. Répartition annuelle des saumons sélectionnés lors des cinq campagnes sur le Couesnon	188
Figure 29. Distribution des tailles estimées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques ( <i>via</i> l'équation de Lilja <i>et al.</i> , 2000, n = 397) et des saumons capturés à la ligne sur le Couesnon de 2010 à 2014 en fonction de leur âge de mer (1SW : n = 108 ; MSW: n = 76). ....	189
Figure 30. Distribution des tailles estimées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques (n = 397) en fonction de leur âge de mer potentiel (1SW : n = 301 ; MSW: n = 96) d'après les répartitions issues des données de captures à la ligne sur le Couesnon.....	190
Figure 31. Répartition mensuelle des passages de castillons (1SW, n = 301) et de saumons de printemps (MSW, n = 96) au cours des cinq campagnes de suivi sur le Couesnon (2010 à 2014). ....	190
Figure 32. Répartition des saumons détectés en fonction de l'année, du mode de gestion du barrage et du débit à Romazy (en m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> , données : Banque Hydro).....	201
Figure 33. Débit moyen mensuel à Romazy de 2010 à 2014 (données : Banque Hydro).....	202
Figure 34. Répartition des passages de saumons lors d'une gestion avec remplissage fluvial (n = 17) A) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) ; B) : au cours des heures de la journée.....	203
Figure 35. Répartition des passages de saumons lors d'une gestion en écoulement libre (n = 97) A) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) ; B) : au cours des heures de la journée.....	203
Figure 36. Répartitions des passages de saumons entre deux étales de pleine mer (PM) lors d'une gestion en écoulement libre (n = 97) pour les cinq années de suivi hydroacoustique .....	204
Figure 37. Taux de saumons détectés en phase d'écoulement libre en fonction du jour lors duquel le pic de débit est enregistré (J) (n = 97).....	205

Figure 38. Répartition des passages de saumons lors d'une gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 283) A) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) ; B) : au cours des heures de la journée.....	205
Figure 39. Répartitions des passages de saumons entre deux étales de pleine mer (PM) lors d'une gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 283) pour les cinq années de suivi hydroacoustique...	206
Figure 40. Corrélations des abondances de saumons en fonction de leur date de passage et en fonction de la méthodologie utilisée pour les sélectionner (critères initiaux : n = 397 ; critères adaptés : n = 200) et leurs répartitions respectives en fonction de leur date de passage (données 2010 à 2014). .....	209
Figure 41. Distribution des tailles estimées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques avec les critères initiaux (n = 397) et les critères adaptés (n = 200) et des saumons capturés à la ligne sur le Couesnon lors des campagnes d'acquisitions 2010 à 2014 en fonction de leur âge de mer (1SW : n = 108 ; MSW: n = 76). .....	209
Figure 42. Répartition des passages de saumons entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) : écoulement libre (n = 46), gestion avec remplissage fluvial (n = 5), gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 149). .....	210
Figure 43. Répartition des passages de saumons au cours du nyctémère en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) : écoulement libre (n = 46), gestion avec remplissage fluvial (n = 5), gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 149). .....	211
Figure 44. A) Evolution des captures de saumons par pêche à la ligne sur le Couesnon de 1990 à 2015, données : CNICS ; B) Moyennes annuelles des Indices d'abondance Saumons sur le Couesnon et ses affluents de 2006 à 2014 (12 stations échantillonnées) et à moyenne régionale à l'échelle de la Bretagne, données : FDPPMA35, Bretagne Grand Migrateurs.....	214
Figure 45. A) Evolution des hauteurs d'eau du site de suivi sur la Sélune en fonction du débit fluvial (à Ducey, en m <sup>3</sup> .sec <sup>-1</sup> , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014, en bleu clair, les chroniques complétées à l'aide du débit ; B) Evolution des vitesses de courant au niveau du site de suivi sur la Sélune en fonction du débit fluvial (à Ducey, en m <sup>3</sup> .sec <sup>-1</sup> , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014, en rouge clair, les chroniques complétées à l'aide du débit. ....	219
Figure 46. Corrélations entre les moyennes journalières des hauteurs d'eau (en mm) et des vitesses de courant (en cm.s <sup>-1</sup> ) au niveau du site de suivi sur la Sélune et celles du débit fluvial (à Ducey, en m <sup>3</sup> .sec <sup>-1</sup> , données : banque Hydro), d'août 2013 à décembre 2014. ....	219
Figure 47. Evolution des températures de l'eau du site de suivi sur la Sélune A) en fonction du débit fluvial (à Ducey, en m <sup>3</sup> .sec <sup>-1</sup> , données : banque Hydro) ; B) en fonction des températures maximales journalières de l'air (données : InfoClimat) campagnes 2013 et 2014. En orange clair, les chroniques complétées à l'aide des données de température de l'eau enregistrées sur l'Oir (données U3E INRA). .....	220
Figure 48. A) Evolution des hauteurs d'eau du site de suivi sur la Sélune en fonction des coefficients de marée ; B) Evolution des hauteurs d'eau (en mm) du site de suivi sur la Sélune entre deux étales de pleine mer (PM) (n = 370 cycles de marée) .....	221
Figure 49. Distribution des tailles mesurées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques (n = 923) et des saumons capturés à la ligne sur la Sélune lors des campagnes d'acquisitions 2013 et 2014 (1SW : n = 115 ; MSW: n = 112, données CNICS <sup>3</sup> ). .....	222
Figure 50. Distribution des tailles corrigées des saumons mesurés à partir des images DIDSON (n = 923) et des saumons capturés à la ligne sur la Sélune lors des campagnes d'acquisitions 2013 et 2014 (1SW : n = 115 ; MSW: n = 112, données CNICS).....	223
Figure 51. Distribution des tailles corrigées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques (n = 923) en fonction de leur potentiel âge de mer d'après les répartitions issues des données de captures à la ligne sur le Couesnon (1SW : n = 604 ; MSW: n = 320) .....	223
Figure 52. Distribution des tailles corrigées des saumons identifiés sur les données acoustiques (n = 923) et des saumons capturés sur l'Oir à Cerisel en 2013 et 2014 (1SW : n = 64 ; MSW: n = 18), données U3E INRA .....	224

Figure 53. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) lors des campagnes 2013 et 2014.....	225
Figure 54. Répartition des passages de castillons et de saumons de printemps au cours de l'année sur les deux campagnes de suivi sur la Sélune (2013 et 2014) d'après la distribution des tailles des deux composantes au sein des captures à la ligne sur la Sélune (1SW, n = 319, MSW, n = 604).....	225
Figure 55. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des hauteurs d'eau moyennes de la saison enregistrées sur le site de suivi (en mm) et des saisons hiver (n = 27) ; printemps (n = 82), été (n = 559), automne (n = 255) ..	226
Figure 56. A) Distribution des passages journaliers de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) en fonction des moyennes journalières de températures de l'eau sur le site de suivi ; B) Nombre de passages de saumons moyen par jour en fonction de la gamme de température de l'eau (°C) .....	227
Figure 57. A) Distribution des passages journaliers de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) en fonction des débits fluviaux moyens quotidiens (à Ducey, données Banque Hydro) ; B) Nombre de passages de saumons moyen par jour en fonction de la gamme de débit fluvial de la Sélune (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ) sur la période mi-mars à fin novembre. ....	228
Figure 58. Vitesse d'écoulement enregistrée lors du passage des saumons au droit du site de suivi de la Sélune (n = 923) .....	229
Figure 59. Distribution des passages de saumons atlantiques (sur 6h consécutives) sur la Sélune lors des pics de débit du 29 avril (n = 24), 21 juillet (n = 128) et 11 novembre 2014 (n = 68) en fonction du débit de la Sélune à Ducey (en m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ) .....	230
Figure 60. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) en fonction des heures de la journée (GMT+2) .....	231
Figure 61. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune en fonction des heures de la journée (GMT+2) et des saisons : hiver (n = 27) ; printemps (n = 82), été (n = 559), automne (n = 255) .....	232
Figure 62. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune en fonction des heures de la journée (GMT+2) et des phases observées lors des pics de crue d'avril, juillet et novembre 2014 : conditions stables avant la crue (n = 58), crues mineures (n = 81), décrue (n = 13), crues majeures (n = 12) et retour aux conditions stables (n = 56) .....	233
Figure 63. Distribution des passages de saumons atlantiques sur le Couesnon (n = 152) et sur la Sélune (n = 923).....	240

## Tableaux :

Tableau 1. Valeurs des constantes utilisées dans l'équation de Frouzova <i>et al.</i> (2005) propres à l'espèce et à l'orientation du corps du poisson.....	67
Tableau 2. Valeurs des constantes utilisées dans l'équation de Kubecka & Duncan (1998) propres à l'espèce et à l'orientation du corps du poisson.....	68
Tableau 3. Valeurs des constantes utilisées dans l'équation de Lilja <i>et al.</i> (2000) propres à l'espèce du poisson .....	68
Tableau 4. Caractéristiques des campagnes d'acquisition de données acoustiques sur le Couesnon de 2010 à 2014. ....	82
Tableau 5. Période de migration en rivière et de reproduction des espèces migratrices présentes dans la baie du Mont-Saint-Michel, d'après l'EPTB Charente (2011).....	87
Tableau 6. Paramètres d'acquisition de l'échosondeur SIMRAD EY500 installé sur le Couesnon.....	88
Tableau 7. Paramètres sélectionnés pour décrire les pistages de poissons lors du pistage automatique avec le logiciel Sonar5-Pro .....	90

Tableau 8. Caractéristiques biométriques des 21 grands salmonidés capturés (TRF = truite fario ; TRM = truite de mer ; SAT = saumon atlantique) et propriétés acoustiques de leurs échos lors de leur pistage avec Sonar5-Pro.....	102
Tableau 9. TS théoriques calculées par les équations de Love (1971), Lilja <i>et al.</i> (2000), Kubecka & Duncan (1998) et Frouzova <i>et al.</i> (2005) à partir des tailles mesurées des poissons.....	103
Tableau 10. Les différentes catégories d'erreur potentiellement observées lors de la validation des cibles sélectionnées par la méthodologie semi-automatique des données du DIDSON sur la Sélune.	167
Tableau 11. Comparaison des résultats de l'identification des saumons atlantiques par la méthodologie utilisée sur la Sélune (fond bleu) avec un dépouillement visuel de l'intégralité du jeu de données avec le logiciel SMC (fond vert). .....	170
Tableau 12. Répartition mensuelle et par campagne d'acquisition (%) des trois modes de gestion du barrage sur le Couesnon d'avril à octobre lors des campagnes 2010 à 2014. RFM : Remplissage Fluvio-Maritime ; RF : Remplissage Fluvial ; EL : Ecoulement Libre.....	200
Tableau 13. Description du nombre de cibles sélectionnées par les deux filtres en fonction des 5 campagnes de suivi: critères initiaux et critères adaptés.....	208
Tableau 14. Nombre de passages de saumons par heure sur la Sélune lors des trois périodes étudiées (en passages.heure <sup>-1</sup> ) .....	231

## Introduction

Le déclin de la biodiversité à travers le monde au cours des dernières décennies est en partie attribué aux modifications du paysage par l'Homme (Butchart *et al.* 2010). Parmi les réservoirs de biodiversité, les écosystèmes d'eau douce, rivières, lacs et zones humides, sont, à ce titre, extrêmement sensibles au changement global (Heino *et al.* 2009). Les rivières sont en effet considérées comme des corridors écologiques qui assurent la connectivité des différents patchs paysagers (Malanson 1993; Ward 1998). Les aménagements humains sur les réseaux hydrographiques ont donc un impact important sur leur rôle écosystémique et leur fonctionnalité. Ainsi, la présence d'ouvrages tels que les barrages est problématique pour de nombreux écosystèmes aquatiques, car elle bouleverse leur fonctionnement de différentes manières : altération des flux hydrologiques et hydrosédimentaires, transformation des caractéristiques physiques et biologiques des rivières et des zones humides, dégradation de la qualité de l'eau et perturbation de la continuité écologique des cours d'eau (Ligon *et al.* 1995; Ward & Stanford 1995; Stanford *et al.* 1996; Poff *et al.* 1997). D'un point de vue fonctionnel, ces ouvrages sont à l'origine d'une rupture du continuum hydrologique (Vannote *et al.* 1980; Thorp & Delong 1994; Benda *et al.* 2004), qui peut être à l'origine d'une fragmentation des habitats et des populations. Si certaines populations peuvent subsister face à ces contraintes, d'autres espèces voient leur abondance et leur aire de répartition drastiquement diminuer.

Les poissons migrateurs, espèces d'intérêt écologique et patrimonial, font partie de ces espèces menacées (Ransom *et al.* 1996; Limburg & Waldman 2009). En effet, leur cycle de vie leur impose des déplacements d'une zone vitale à une autre, allant même jusqu'à exiger pour certaines d'entre elles, les espèces diadromes, d'évoluer dans des milieux aussi différents que l'océan et les eaux douces des fleuves. A ce titre, les poissons migrateurs sont des espèces dont la présence et l'abondance sont des indicateurs significatifs de la bonne santé et de la fonctionnalité d'un écosystème aquatique (Karr 1991; Rose 2000).

Le saumon atlantique (*Salmo salar L.*) est probablement l'espèce la plus emblématique parmi ces espèces. Malgré son statut patrimonial et culturel, ces populations sont en déclin à l'échelle mondiale, au même titre que les autres espèces migratrices. L'espèce est fragilisée par la dégradation de ses conditions de vie en cours d'eau, milieu dans lequel elle naît et se reproduit, et en mer, où le saumon passe une partie de sa vie. La phase de migration des saumons adultes de la mer vers les zones de fraie en rivière constitue par ailleurs une période sensible sur laquelle de nombreux facteurs environnementaux et anthropiques ont une



influence (Banks 1969; Jonsson 1991; Thorstad *et al.* 2008). Une perturbation durable de la dynamique migratoire des saumons est susceptible d'impacter directement l'intégrité d'une population en place, en modifiant son niveau d'abondance. La gestion du saumon atlantique sur un bassin versant nécessite ainsi une bonne connaissance de son niveau d'abondance, de sa dynamique migratoire et de sa distribution sur le cours d'eau qui dépendent de l'écologie de l'espèce (stratégie d'histoire de vie, démographie, comportement) et des facteurs environnementaux (Waine 2010). Il importe donc de se doter de moyens efficaces pour suivre l'évolution spatio-temporelle de l'abondance de ces espèces et leur dynamique migratoire, pour pouvoir effectuer un diagnostic de leur état de santé. Plusieurs méthodologies sont communément mises en place pour suivre les migrations de saumons dans les cours d'eau. Parmi celles-ci, l'hydroacoustique, méthode de plus en plus fréquemment utilisée, offre une alternative à d'autres méthodes plus intrusives et plus stressantes pour les poissons (piégeage, comptage vidéo, télémétrie) en raison de nombreux avantages : aucune manipulation ni passage forcé, indépendance des conditions de luminosité et impact limité de la turbidité de l'eau. Les méthodes acoustiques peuvent donc permettre l'acquisition de données biologiques en continu et à très haute fréquence sans impacter l'intégrité physique ou le comportement des poissons.

La Baie du Mont-Saint-Michel recueille les eaux de quatre fleuves français encore fréquentés par le saumon atlantique, dont le Couesnon et la Sélune. Classée au patrimoine mondial de l'UNESCO depuis 1979, la baie abrite, en plus du saumon, une biodiversité riche et variée qu'il est nécessaire de protéger. Cependant, les modalités de gestion de ces quatre fleuves côtiers et les activités humaines sont différentes. Le Couesnon est au cœur d'un vaste projet de Rétablissement du Caractère Maritime du Mont-Saint-Michel pour lequel sont engagés de gros travaux depuis 2006. Le nouveau barrage, présent au niveau de l'estuaire, a été équipé de vannes qui permettent de capter les volumes d'eau apportés par la marée pour les relâcher à marée basse, afin de repousser les sédiments fins des abords du Mont plus au large. Cette modification de la continuité estuarienne est susceptible d'impacter les échanges hydrosédimentaires, mais également biologiques entre la mer et le fleuve, et ainsi de perturber le comportement de remontée des saumons lors de leur migration génésique, mettant potentiellement en péril la colonisation du Couesnon. Pour évaluer le niveau de perturbation de cette gestion hydraulique sur les dynamiques migratoires des saumons du Couesnon, un échosondeur a été installé dès l'été 2010 dans le cadre d'un projet pluriannuel du bureau d'étude Asconit Consultants pour le Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel. Pour

pouvoir quantifier l'influence de la gestion hydraulique du barrage estuarien du Couesnon, un second site de suivi équipé d'une caméra acoustique, appartenant à la dernière génération des sonars à très haute fréquence, a été installé en 2013 sur la Sélune, dont l'estuaire voisin est libre et qui peut ainsi servir de référence. Ce fleuve est quant à lui concerné par un projet ambitieux de restauration de la continuité écologique de son cours principal. En effet, deux grands barrages hydroélectriques limitant l'aire de distribution des poissons migrateurs à seulement un tiers des surfaces favorables du bassin versant devraient être effacés à l'horizon 2020. Le suivi hydroacoustique sur la Sélune permet donc d'effectuer un état initial de la dynamique migratoire des saumons en aval des barrages avant que les travaux ne débutent.

La mise en place de ces méthodes innovantes pour suivre les populations de saumons atlantiques lors de leur remontée en eau douce, par Asconit Consultants, et en synergie avec des laboratoires de Rennes (UMR INRA/Agrocampus Ouest *Ecologie et Santé des Ecosystèmes*) et de Thonon-les-Bains (UMR INRA/Université Savoie Mont Blanc *Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Limniques*), a alimenté la réflexion et le questionnement scientifique au cœur de ce travail de thèse. Les financements apportés par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, l'ONEMA et le Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel ont rendu possible son lancement en janvier 2013. La collaboration entre un gestionnaire local, des laboratoires de recherche et un bureau d'études en environnement qui donne lieu à cette thèse a fait l'objet d'une publication au sein du journal *Sciences, Eaux et Territoires* (Martignac *et al.* 2015b), jointe en annexe à ce mémoire.

**L'objectif principal de cette thèse est d'étudier et de comparer la dynamique migratoire du saumon dans deux zones estuariennes, l'une perturbée, celle du Couesnon, et l'autre non perturbée, celle de la Sélune. Cette dynamique migratoire est étudiée à l'aide d'outils hydroacoustiques différents dont il importe de maîtriser les avantages, mais également les limites, avant de les comparer. Ainsi, la première partie de ce mémoire vise à mettre en place des méthodologies optimisées pour décrire la dynamique migratoire des populations de saumons à partir des données acoustiques enregistrées par les deux outils pour répondre efficacement au second axe de recherche : évaluer l'influence du fonctionnement du barrage du Couesnon sur le comportement de remontée du saumon. Pour répondre à ces deux questions, ce mémoire s'appuie sur sept articles scientifiques publiés, soumis ou en préparation.**

## Chapitre 1. Contexte général et connaissances actuelles

### 1.1. Des espèces diadromes en déclin

Les poissons diadromes sont des espèces qui effectuent une migration entre les eaux marines et les masses d'eau continentales pour accomplir leur cycle vital. La diadromie s'exprime sous la forme de deux stratégies distinctes pour les poissons de nos régions : *i*) l'anadromie intégrant une phase de reproduction en eau douce et de grossissement en mer ; elle concerne le saumon atlantique, la truite commune, les lamproies, les aloses et l'éperlan et *ii*) la catadromie intégrant une phase de reproduction en mer et de grossissement en eau douce ; elle concerne en France l'anguille, le mulot et le flet (McDowall 1988).

L'apparition de la diadromie chez différentes familles (*Anguillidae*, *Salmonidae*, *Galaxiidae*, *Osmeridae* et *Clupéidés*) est considérée comme une stratégie adaptative de l'histoire de vie, liée à la recherche de la diminution de la pression de prédation des jeunes stades ou d'un milieu à plus grande disponibilité trophique (McDowall 2001). Les poissons diadromes composent moins d'un pour-cent de la richesse faunistique ichtyologique mondiale connue, mais leur valeur socio-économique et culturelle était et reste très importante (Limburg & Waldman 2009; Kulmala *et al.* 2013). Au-delà de cette valeur, ces espèces occupent une place écologiquement structurante au sein des écosystèmes via les transferts de nutriments (Darimont *et al.* 2010) et jouent un rôle important dans les services écosystémiques qu'offrent les cours d'eau, qu'il s'agisse de services d'auto entretien (dynamique des réseaux trophiques, recyclage des éléments nutritifs), d'approvisionnement (pêche alimentaire) ou culturels (pêche récréative) (Holmlund & Hammer 1999; Butler *et al.* 2009). Surtout, l'utilisation par ces poissons de différents habitats marins et dulçaquicoles au cours de leur cycle de vie fait de ces espèces des indicateurs du bon fonctionnement des écosystèmes (Karr 1991; Rose 2000). Le déclin de ces espèces au cours du siècle dernier est symptomatique d'une dégradation générale des milieux et de l'augmentation des pressions d'origine anthropique, diminuant le nombre, la surface et l'accès aux zones les plus favorables pour leur grossissement ou leur reproduction (Ransom *et al.* 1996; Limburg & Waldman 2009).

Quatre facteurs importants ont été identifiés pour expliquer ce déclin.

- Le premier facteur d'impact compte tenu de son importance dans l'espace-temps est la présence de barrages. Cette présence constitue une des altérations des écosystèmes aquatiques les plus répandues dans le monde puisque 60 % des cours d'eau de la planète sont munis de barrages (Nilsson *et al.* 2005). D'une centaine en 1800 à l'échelle mondiale, ces ouvrages étaient d'environ 1 000 en 1900, 5 000 en 1950 et près de 40 000 en 2000 (Comité Français des Barrages et Réservoirs 2013). Cette explosion a de fait drastiquement réduit l'aire de distribution des poissons migrateurs en rendant inaccessibles des parties de cours d'eaux et en fragmentant les habitats favorables (Petts 1984; Jager *et al.* 2001; Limburg *et al.* 2003; Brown *et al.* 2013). Même quand ils sont franchissables, ces ouvrages sont susceptibles de modifier la dynamique migratoire (Gerlier & Roche 1998; Chanseau & Larinier 1999). La présence de barrages modifie également le fonctionnement physico-chimique, hydrologique (régulation des débits et perte des « débits d'appel ») et hydrosédimentaire (Bednarek 2001), tous ces paramètres jouant un rôle majeur sur la distribution des poissons diadromes à l'intérieur d'un cours d'eau (Larinier 2001). La survie des juvéniles chez les espèces anadromes et des adultes chez les espèces catadromes peut également être impactée lors de la phase de dévalaison (Chanseau *et al.* 1999).

- La dégradation de la qualité de l'eau qui peut modifier à la fois la dynamique migratoire de ces espèces diadromes (Chittenden 1971), leur stratégie d'histoire de vie (croissance et survie), comme dans le cas des ombles chevaliers (Jørgensen *et al.* 2004) ou leur succès reproducteur, comme dans le cas des anguilles européennes et américaines (Palstra *et al.* 2006).

- La surexploitation par pêche pour certaines espèces (Limburg & Waldman 2009), notamment chez l'anguille européenne (Dekker 2004).

- Le réchauffement climatique qui décale vers le nord les aires de répartition des espèces migratrices par le changement progressif des conditions environnementales en eau douce (Waldman 2006; Lassalle & Rochard 2009; Jonsson & Jonsson 2009) ou en mer (Wirth & Bernatchez 2003). Ce phénomène modifie les phénologies de migration (Huntington *et al.* 2003) ou les stratégies d'histoire de vie des espèces de poisson (Baglinière *et al.* 2013). Ainsi, chez le saumon atlantique, ont été décrits une contraction globale du cycle vital des individus au fil des décennies (Greene *et al.* 2010) et une modification progressive de la croissance, via l'augmentation de la taille des jeunes stades (Aprahamian *et al.* 2008; Rivot *et al.* 2009), et la diminution de la taille des géniteurs (Quinn *et al.* 2006; McCarthy *et al.* 2008; Saura *et al.* 2010; Bal 2011). Néanmoins, il reste souvent délicat de déterminer la part du changement

global vs changement local (dont l'eutrophisation) dans les pressions et les impacts que subissent les écosystèmes aquatiques (Baglinière *et al.* 2013).

La plupart des poissons diadromes sont considérés comme des espèces menacées ou proches de l'extinction (Baglinière *et al.* 2003; Lackey 2009; Limburg & Waldman 2009). Face à cette menace, de nombreuses mesures de protection ont été prises à l'échelle nationale et internationale. La législation Européenne, à travers la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (European Commission 2000), ainsi que la législation nationale, traduisant la loi européenne (Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques, LEMA de 2006), ainsi que d'autres lois telles que la loi Grenelle 2 (2009) en France ou encore le Code de l'Environnement (Article L214-17, 2006), imposent la libre circulation des espèces dans les masses d'eau continentales et le rétablissement de la continuité écologique. La DCE définit la continuité écologique d'un cours d'eau comme « la libre circulation des organismes vivants et leur accès aux zones indispensables à leur reproduction, leur croissance, leur alimentation ou leur abri, le bon déroulement du transport naturel des sédiments ainsi que le bon fonctionnement des réservoirs biologiques (connexions, notamment latérales, et conditions hydrologiques favorables) ». La DCE fixe cette condition pour l'attribution de la « bonne qualité écologique » d'une masse d'eau. En ce sens, les poissons migrateurs sont considérées comme des espèces sentinelles indicatrices de l'état de santé de l'écosystème aquatique et il apparaît donc nécessaire de suivre l'évolution de l'abondance et des caractéristiques biologiques de leurs populations (Karr 1991; Rose 2000).

## **1.2. Le saumon atlantique (*Salmo salar*), ambassadeur emblématique des poissons migrateurs**

### **1.2.1. Etat de la population et statut de protection**

Parmi ces poissons diadromes, le saumon atlantique (*Salmo salar* L.), anadrome, est l'une des espèces patrimoniales les plus étudiées. Consommés à large échelle à travers le monde, les saumons issus de piscicultures représentent plus de 98% de la biomasse de cette espèce sur le globe (Parrish *et al.* 1998) alors que les effectifs de saumons sauvages sont en déclin depuis le milieu des années 1970 (Figure 1) (Mills 1991).

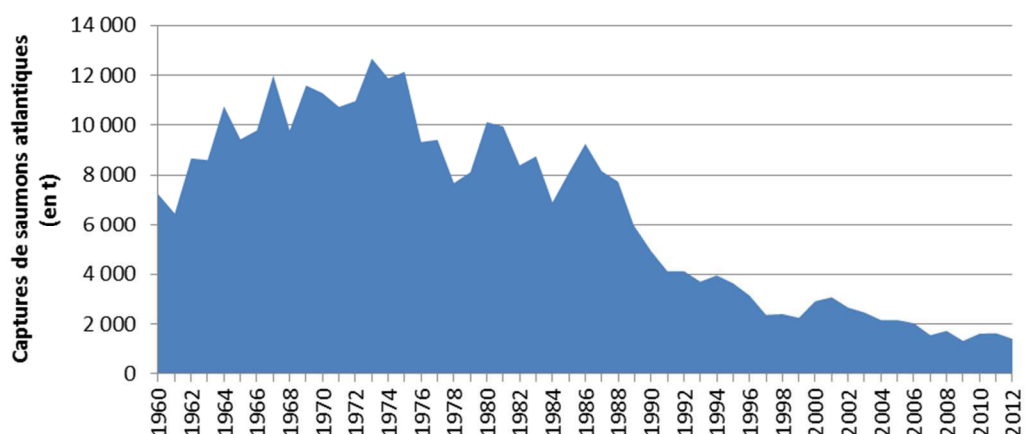


Figure 1. Evolution des captures de saumons atlantiques dans l'Atlantique Nord de 1960 à 2012 (en tonnes), source : ICES (2013)

Les tonnages pêchés ont fortement diminué pour les trois grands groupes géographiques de stocks de saumons atlantiques : le groupe nord-américain, le groupe nord-européen (nord de l'Islande - Nord de la Russie) et le groupe sud-européen (nord du Portugal - Sud de l'Islande). C'est sur cette dernière zone que le nombre de captures reste le plus important bien que 3 700 tonnes étaient capturées dans la décennie 1960 contre 595 pour la décennie 2000 (source : ICES, 2013). Actuellement seuls les stocks des rivières de l'Europe du Nord et du Labrador (groupe nord-américain) sont au-dessus des valeurs de seuils de conservation mis en place pour assurer le maintien des populations. Les stocks européens, dont ceux de la France, sont en général en dessous des seuils de conservation fixés (ICES Advisory Committee 2013).



Figure 2. Evolution de la répartition du saumon atlantique en France. A) milieu du XVIII<sup>ème</sup> siècle ; B) fin du XIX<sup>ème</sup> siècle ; C) fin du XX<sup>ème</sup> siècle (Thibault, 1994)

En France, le saumon était présent en abondance à la fin du XVIII<sup>ème</sup> siècle sur les rivières ; actuellement, l'espèce ne colonise plus qu'une trentaine de cours d'eau, dont la majorité se situe en Bretagne, en Basse-Normandie et au Pays Basque (Figure 2) (Thibault 1994). Le déclin de sa population place le saumon atlantique sous un statut de protection nationale (liste

rouge des poissons d'eau douce de France métropolitaine (2009), liste des espèces de poissons protégées sur l'ensemble du territoire français, Article 1 (1988), communautaire (Annexe II et l'Annexe V de la Directive Habitat Faune Flore 92/43/CEE, espèce classée vulnérable sur la liste rouge européenne de l'UICN) et international (Annexe V de la Convention OSPAR, 1992 et Annexe III de la Convention de Berne, 1979).

### 1.2.2. Un cycle vital entre eau douce et milieu marin

Le saumon atlantique est une espèce diadrome anadrome et philopatric : sa reproduction s'effectue obligatoirement en eau douce et son cycle inclut une phase de grossissement en mer (Figure 3). Cette stratégie de vie amphihaline est majoritaire chez l'espèce, mais il existe des populations réalisant l'intégralité de leur cycle en eau douce (*land-locked populations*) en Amérique du Nord et en Scandinavie (MacCrimmon & Gots 1979; Taylor 1991).

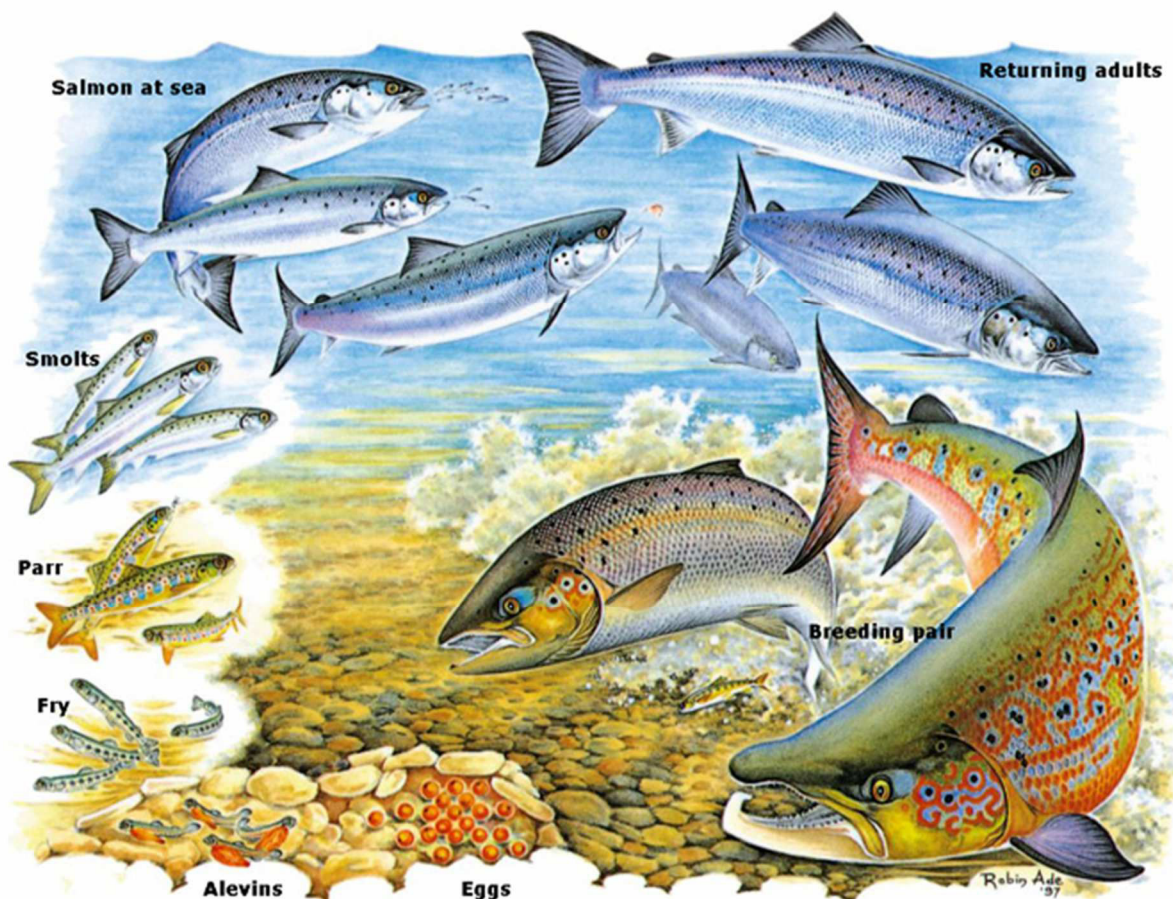


Figure 3. Cycle vital du saumon atlantique (*Salmo salar*), sources : North Atlantic Salmon Conservation Organization, Atlantic Salmon Trust and Robin Ade

La reproduction a lieu en eau douce sur des zones de graviers-cailloux. Les œufs incubent dans les frayères entre deux à trois mois suivant la température de l'eau. Lors de leur éclosion, les embryons possèdent une vésicule vitelline sur laquelle ils se nourrissent jusqu'à ce qu'ils émergent des frayères et commencent à se nourrir d'invertébrés aquatiques dans la rivière (Heland & Dumas 1994). La croissance des juvéniles, ou tacons, s'effectue en rivière sur 1 à 8 ans selon la latitude, mais excède rarement 2 ans en France et dans les autres rivières proches de la limite sud de son aire de répartition (Heland & Dumas 1994). De récentes études ont mis en évidence une diminution du temps de séjour en rivière (Rivot *et al.* 2009). Dès qu'il a acquis suffisamment de réserves, ce qui se traduit par une condition et une taille suffisante, le tacon entre dans la phase de smoltification dès l'hiver précédent sa descente en mer. Il subit des transformations morphologiques, physiologiques (modification de son osmorégulation c'est-à-dire de ses échanges hydriques avec le milieu extérieur) et comportementales qui le préparent à son futur changement de milieu (Saunders *et al.* 1985; McCormick *et al.* 1998). Les smolts dévalent le cours d'eau en bancs au printemps et partent vers les zones marines de grossissement sur lesquelles les ressources trophiques importantes assurent aux saumons un fort taux de croissance. Plusieurs de ces zones ont pu être identifiées : la zone Groenland - Labrador et îles Féroé sont les plus importantes, d'autres se localisent en mer de Norvège et en mer baltique (MacCrimmon & Gots 1979; Klemetsen *et al.* 2003; Finnegan 2009).

A l'issue d'un temps de séjour en mer d'un à quatre ans (Hutchings & Jones 1998), les saumons adultes amorcent leur retour vers leur rivière natale. Espèce philopatride, 95% de ces individus en moyenne se reproduisent dans la rivière qui les a vus naître (Quinn 1993; Jonsson *et al.* 2003; Pedersen *et al.* 2007). Ce phénomène de « homing » met en œuvre la mémoire olfactive des saumons acquise lors de leur descente en mer pour reconnaître les odeurs caractéristiques de leur rivière et de la population juvénile dont ils sont issus et guider leur retour (Hasler *et al.* 1978; Stabell 1984; Nevitt *et al.* 1994; Dittman & Quinn 1996). Le taux de dispersion de 5% des populations sauvages peut atteindre 15% chez des poissons issus d'élevage et déversés dans les cours d'eau à de jeunes stades (Quinn 1993; Pedersen *et al.* 2007). Ce phénomène de divagation permet la colonisation de nouvelles zones (Makhrov *et al.* 2005; Perrier *et al.* 2009) et tend à augmenter la diversité génétique des populations (Hindar *et al.* 2004; Fraser *et al.* 2006; Schtickzelle & Quinn 2007; Kuparinen *et al.* 2009). En France, les populations de saumons sont structurées en cinq unités génétiques dont l'unité bas-normande à laquelle appartiennent les populations de la baie du Mont-Saint-Michel (Perrier *et al.* 2011b). Dans cette zone, les populations fonctionnent en métapopulations



puisque'il a été démontré l'existence d'échanges importants d'individus entre les quatre cours d'eau (Perrier *et al.* 2013)

La période de retour en eau douce à nos latitudes est fonction du temps de séjour marin : les castillons, ou saumons n'ayant passé qu'un hiver en mer (55 à 70 cm) migrent plus tardivement (juin à octobre) que les saumons de printemps (65 à 90 cm) ayant passé plus d'une année en mer avant leur retour (Mills 1971; Power 1981; Jonsson *et al.* 1990; Klemetsen *et al.* 2003).. La proportion de ses deux composantes peut varier en fonction de caractéristiques liées à la position géographique et la taille de la rivière (longueur et surface du bassin versant) ainsi qu'aux conditions de migration à l'intérieur du réseau hydrographique. Ainsi, les grandes rivières à forte pente et à forte hydraulité ont tendance à être colonisées par une proportion plus importante de saumons de plusieurs hivers de mer qui possèdent plus de réserves énergétiques pour atteindre leurs zones de reproduction (Shearer 1992; Erkinaro *et al.* 1999; Klemetsen *et al.* 2003; Niemelä *et al.* 2006). C'est le cas de la rivière Teno (Finlande et Norvège), où 28 % de la population en moyenne (1973-2006) est composée de 3, 4 et 5 ans de mer (Anonyme 2008). En France, la population de saumons de l'Allier, qui doit remonter plus de 800 km pour atteindre leur zones de frayères était composée dans les années 1980 d'une majorité de saumons de trois ans de mer (Baglinière & Porcher 1994) et actuellement de 98% de saumons de plusieurs hivers de mer, dont 60% de deux-hivers-de-mer, et plus de 35% de trois-hiver-de-mer (Bach *et al.* 2014). A l'opposé, les castillons dominent les populations du Massif Armoricaïn et de Basse-Normandie et cette proportion tend à augmenter (Davaine & Prouzet 1994; Baglinière *et al.* 2005) notamment parce que la proportion des saumons de deux hivers de mer a fortement diminué (Baglinière *et al.* 2004).

Les saumons adultes ne s'alimentent plus dès leur entrée en eau douce (Fleming 1996; Smith & Smith 1997). Ils investissent une grande partie de leurs ressources énergétiques dans le développement de leur système reproducteur et de caractères sexuels morphologiques secondaires. La couleur de leur robe passe d'argentée à des teintes plus orangées à rouge surtout chez les mâles. Ces derniers développent un bec caractéristique formé par l'allongement de leur mâchoire inférieure et une nouvelle dentition (Fleming 1996).

Sous nos latitudes, la reproduction s'étale de fin novembre à début février avec un optimum en décembre (Beall 1994). La majorité des œufs est déposée sur les frayères en décembre (Mills 1971). La femelle creuse une frayère dans une zone de graviers où l'oxygénation est importante. Les œufs sont déposés par la femelle, fécondés par les mâles, puis recouverts avec des graviers par la femelle (Mills 1971; Flemming 1988). Certains mâles mûrent

précocement au stade tacon et peuvent ne plus partir en mer (Baglinière & Maisse 1985; Klemetsen *et al.* 2003). Ces mâles à la taille nettement réduite par rapport aux individus revenant de mer participent activement à la reproduction et peuvent féconder jusqu'à 60% des œufs d'une frayère (Saunders *et al.* 1982; Baglinière & Maisse 1985; Flemming 1988). Le saumon étant une espèce itéropare, certains individus peuvent survivre à leur première reproduction mais la proportion de ces poissons à fraies multiples est extrêmement faible, constituant environ 1,1% des remontées annuelles de saumon (Baglinière & Porcher 1994) mais augmente sur les dix dernières années (2005-2015) en passant à 1,45 % (Baglinière, données non publiées) L'espèce est alors très souvent considérée comme semelpare (Rivot 2003). En effet, selon le cours d'eau, le coût énergétique de la reproduction chez les saumons adultes représente 35 à 70% des ressources énergétiques disponibles à leur entrée en rivière (Jonsson *et al.* 1997; Jonsson & Jonsson 2003), ce qui limite fortement leur capacité à effectuer un nouveau cycle de migration (Klemetsen *et al.* 2003)

### **1.2.3. Le retour en eau douce : une phase charnière de la vie des saumons conditionnée par de nombreux facteurs**

La migration du saumon lors de son retour en rivière a fait l'objet de nombreuses études. Les différents facteurs qui influencent la migration génésique des saumons peuvent jouer un rôle sur la dynamique de colonisation d'un bassin, mais également sur la survie des individus et donc sur leur succès reproducteur (Lucas & Baras 2001; Karppinen *et al.* 2004; Thorstad *et al.* 2008). Il importe donc de connaître le niveau d'influence de chacune des variables influençant la migration. Cette migration en rivière implique une phase de transition estuarienne avant la remontée en eau douce. Cependant, cette phase de transition entre les eaux marines et les eaux douces des masses d'eau continentales du saumon atlantique a été peu étudiée (Baglinière & Porcher 1994) et reste mal connue actuellement. Néanmoins, les connaissances actuelles montrent qu'elle est caractérisée par différentes séquence comportementales : exploration, passivité et activité dont le déroulement est fonction des conditions environnementales (température, débit et marée). Les facteurs jouant sur l'activité migratoire sont essentiellement environnementaux mais un facteur d'origine biologique à savoir l'âge de mer reste essentiel puisque les poissons de plusieurs hivers de mer migrent plus tôt en saison que les castillons (Baglinière & Porcher 1994).

Les principales relations entre conditions environnementales et rythmes de migration ont été mises en évidence très tôt (Day 1887), et sont bien connues des pêcheurs qui les utilisent pour

maximiser leurs captures (Banks 1969). Si les débits fluviaux ont été considérés comme des déclencheurs du passage des saumons de la mer vers les masses d'eau continentales, il semble qu'un ensemble complexe de paramètres environnementaux participent et conditionnent l'amorce de cette phase (Banks 1969; Northcote 1984). Température de l'eau et de l'air, turbidité, pression atmosphérique, pluviométrie, couverture nuageuse et physico-chimie de l'eau sont autant de *stimuli* plus ou moins directement en relation avec les débits fluviaux qui peuvent être amenés à influencer la dynamique migratoire des saumons atlantiques (Banks 1969). D'autres facteurs, tels que les conditions de marée ou l'heure de la journée interviennent dans ce processus. Les saisons, qui jouent déjà un rôle dans la répartition des périodes de migration des deux composantes d'une population de saumons, modulent l'effet de ces différents facteurs. Au-delà de ces conditions naturelles, la présence d'obstacles franchissables à la migration, tels que les barrages équipés de passes à poissons ou les seuils aménagés, conditionne également la dynamique migratoire des saumons.

#### **1.2.3.1. Le débit fluvial**

Les variations de débit, notamment lors des crues, sont des facteurs prépondérants de la remontée des saumons dans les petits cours d'eau (Stewart 1973; Jensen *et al.* 1986; Baglinière *et al.* 1990) : les pics d'intensité sont en général observés après le pic d'élévation du niveau d'eau (Huntsman & Hoar 1939; Huntsman 1948), de jour comme de nuit. Ce comportement a également été décrit chez d'autres espèces migratrices, comme la truite de mer (*Salmo trutta*) (Lamond 1916) et le saumon Pink (*Oncorhynchus gorbusha*) (Davidson *et al.* 1943). La stimulation induite par l'augmentation du débit se poursuit même après le retour à son niveau initial (Jensen *et al.* 1986). Sur les cours d'eau dont le flot est contrôlé par des barrages à proximité de l'estuaire, des augmentations artificielles du débit fluvial, conjuguées à des conditions de marée et météorologiques favorables, ont permis le déclenchement de migrations des saumons vers les eaux fluviales (Hayes 1953). Le débit agit comme un déclencheur de la migration au-delà d'un certain seuil (Swain & Champion 1969), mais peut également être un inhibiteur de toute activité lors des crues trop importantes (Smith *et al.* 1994). En période de très fortes crues associées à une turbidité très élevée, le saumon cherche à se protéger en se positionnant sur le fond ou près des berges où les vitesses de courant sont plus faibles (Thioulouse 1972; Hawkins 1988).

Plusieurs hypothèses ont été formulées pour expliquer l'influence du débit fluvial sur le déclenchement de la migration des saumons atlantiques. La période de migration des saumons se déroule du printemps à l'automne, dont une majeure partie lors de la période estivale qui

correspond dans l'hémisphère nord à des températures plus hautes, des précipitations moins élevées, et par conséquent à des débits fluviaux plus faibles. L'apparition d'une crue lors de cette période permet aux poissons migrateurs, dont les saumons atlantiques, de pouvoir franchir plus facilement les seuils et autres obstacles (Stuart 1962; Winstone *et al.* 1985). Cela permet de réduire les risques de maladies, maximisés par des températures hautes et des taux d'oxygène dissous faibles (Shepherd 1978), qui peuvent à eux-seuls causer la mort des individus (Ellis *et al.* 1978). Les conditions de crue réduisent aussi le risque de prédation grâce à de plus fortes vitesses de courant (Abrahams & Kattenfeld 1997) et à une turbidité plus importante (Dunkley & Shearer 1982). Cette hypothèse est appuyée par l'absence d'effet de l'augmentation des débits sur les migrations de saumons sur les grands cours d'eau (Lilja & Romakkaniemi 2003; Thorstad *et al.* 2003; Karppinen *et al.* 2004) : les débits et hauteurs d'eau y sont suffisants durant toute la période de migration pour permettre aux saumons de remonter vers l'amont à tout moment (Jonsson & Jonsson 2004). Cette dépendance aux niveaux d'eau jouerait également un rôle sur la répartition des différentes tailles de saumons au cours de la période de migration : les plus grands saumons migrant préférentiellement lors de périodes aux débits plus forts, alors que les plus petits migrent plus tard lorsque les débits sont plus faibles (Thorstad *et al.* 2008). Sur certains cours d'eau dont les niveaux d'eau sont très faibles tôt dans l'année, les saumons plus petits migrent avant les gros qui ne remontent le cours d'eau que lors des crues automnales (Jonsson & Jonsson 2004). Par ailleurs, les saumons seraient également sensibles à l'évolution des conditions météorologiques en période d'étiage : lors de l'apparition d'une forte couverture nuageuse, les saumons semblent stimulés visuellement et migrent en raison de l'apparition de conditions favorables (Ellis 1962).

Une seconde hypothèse a été déduite de l'étude des saumons en estuaire lors des premières semaines de leur migration. Les saumons peuvent passer une période allant de quelques heures (Heggberget *et al.* 1988) à quelques mois (Brawn 1982) en estuaire. Lors de cette phase, ils semblent vouloir rester dans des eaux saumâtres sans faire face à de grandes modifications de salinité, probablement pour finaliser leur adaptation physiologique à l'eau douce (Westerberg 1982). Mais le passage en eau douce semble dépendant du flux d'eau avec des conditions favorables en période de crue (Hayes 1953; Potter 1988; Solomon & Potter 1988). Les saumons pourraient utiliser les flux d'eau douce pour se repérer dans l'estuaire en détectant les indices olfactifs provenant de leur rivière natale, orientant leur migration (Hasler 1966; Stasko 1971). Lors de ce passage, la température de l'eau douce joue plus un rôle inhibiteur puisqu'un retard de l'entrée en rivière a été montré en période d'eaux de neige ou pour des valeurs supérieures à 20°C (Hawkins, 1988).

### 1.2.3.2. Les conditions de marée

Lors de la phase estuarienne de la migration, deux types de comportements successifs ont été décrits, l'un passif, l'autre actif. D'abord, les saumons, souvent observés en banc aux abords des côtes (Brawn 1982) adoptent un comportement de dérive passive en lien avec le cycle des marées et progressent peu vers l'amont (Stasko 1975; Brawn 1982; Potter 1988). En période d'activité, le saumon utilise le flot pour progresser vers l'amont et lutte contre le jusant pour tenir sa position lorsque la marée descend (Stasko 1975; Idler *et al.* 1981; Aprahamian *et al.* 1998). Des progressions actives vers l'amont ont également été décrites aux étales de pleine mer et de basse mer chez le saumon atlantique (Stasko 1975) et chez d'autres espèces diadromes, les saumons du pacifique (Scholz *et al.* 1972) et l'aloise américaine (*Alosa sapidissima*) (Dodson & Leggett 1973). Dans la plupart des cas, le passage des saumons en eau douce est observé lors de toutes les phases de la marée (Potter 1988; Webb & Hawkins 1989; Smith & Smith 1997; Erkinaro *et al.* 1999).

### 1.2.3.3. La température de l'eau

Les poissons sont des individus poïkilothermes (ou hétérothermes) : leur température interne n'est pas régulée. Par conséquent, le coût énergétique de la migration chez les poissons croît avec la température de l'eau (Glebe & Leggett 1981; Enders *et al.* 2005; Wootton 2012). En effet, le niveau d'activité du poisson et sa vitesse de nage augmentent jusqu'à une température optimale, cette dernière étant liée à la teneur en oxygène dissous dans le milieu, élément dont la saturation diminue quand la température augmente. Ainsi, l'activité du poisson est limitée à la fois par une température élevée et par une disponibilité moindre en oxygène dissous (Svendsen *et al.* 2003; Salinger & Anderson 2006).

Par conséquent, la température de l'eau est, au même titre que le débit fluvial, un des paramètres susceptibles de déclencher, stimuler ou réduire voir stopper l'activité de migration des saumons. Ainsi, pour les saumons atlantiques, toute activité migratoire en rivière comme en estuaire cesse au-dessus de 22°C (Alabaster 1990), voire 20°C, (Thioulouse 1972; Hawkins 1988) et au-dessous de 7°C. Ces seuils peuvent varier en fonction de la taille de la rivière, de la période de remontée et de la présence ou non d'obstacle sur le parcours (Menzies & Smart 1966; Thioulouse 1972; Mills & Graesser 1981)

#### **1.2.3.4. La luminosité**

Directement en lien avec le facteur précédent, la sensibilité du saumon à la luminosité conditionne son rythme d'activité nyctéméral. Différentes études mettent en évidence deux patterns distincts vis-à-vis de la lumière, observées aussi bien en estuaire qu'en eau douce.

En conditions hydrologiques normales, lorsque le débit fluvial ne varie pas et que la clarté de l'eau est importante, les déplacements des saumons vers l'amont s'organisent autour de deux périodes charnières : l'aube et le crépuscule (Ward 1939). La majorité des migrations est observée la nuit, très peu en pleine journée, les saumons fuyant les éclaircissements intenses (Swain & Champion 1969; Thioulouse 1972; Dunkley & Shearer 1982; Hawkins & Smith 1986; Hawkins 1988; Laughton 1991; Smith & Smith 1997). Les passages de la zone estuarienne vers les eaux douces du fleuve se déroulent également préférentiellement la nuit (Hayes 1953; Banks 1969; Potter 1988; Smith & Smith 1997; Solomon *et al.* 1999).

A l'opposé, après le pic d'élévation du niveau d'eau et en condition de crue, les migrations sont aussi bien nocturnes que diurnes (Huntsman 1948; Dunkley & Shearer 1982; Baglinière & Porcher 1994). L'augmentation du taux de matières en suspension consécutive à cette modification hydrologique augmente la turbidité de l'eau, et diminue ainsi la visibilité des saumons par leurs prédateurs.

#### **1.2.3.5. Les obstacles à la migration**

La présence d'obstacles sur la trajectoire du saumon est susceptible de modifier sa dynamique migratoire vers l'amont. Même naturellement présents sur le cours d'eau, les obstacles peuvent potentiellement n'être franchissables que dans certaines conditions de débit, de hauteur d'eau ou de température. Toutes les espèces de poissons migrateurs n'ont pas les mêmes capacités physiques, un obstacle peut être franchissable pour une espèce et pas pour une autre (Baudoin *et al.* 2014). En ce sens, le saumon atlantique fait partie des espèces amphihalines disposant des aptitudes physiques les plus importantes (Lucas *et al.* 1999).

Malgré celles-ci, la présence d'un barrage modifie le comportement naturel de migration du saumon et provoque des retards à la remontée qui peuvent durer de quelques jours à plusieurs semaines en aval des ouvrages (Chanseau & Larinier 1999; Solomon *et al.* 1999; Larinier 2001; Thorstad *et al.* 2003; Croze 2008), ainsi qu'en amont après le franchissement (Gowans *et al.* 1999). Le saumon explore l'obstacle avant de se replier dans une zone de repos située bien en aval, dans l'attente de conditions favorables pour le franchissement (Baglinière & Porcher 1994). En règle générale, le saumon ne franchit pas un obstacle si la température de l'eau est trop basse ou trop haute en raison de la réduction de ses capacités de nage (Beamish

1978). Ainsi, sur la Loire, aucun obstacle n'est franchi en dessous d'une température de l'eau de 7°C (Baril & Gueneau 1986). Le franchissement de l'obstacle semble se faire exclusivement de jour (Stasko 1975; Baril & Gueneau 1986) et souvent après un certain nombre de tentatives infructueuses (Ombredane *et al.* 1987). Le franchissement par les saumons dépend effectivement d'indices visuels qui l'aident à jauger l'effort qu'il a à effectuer lors de son saut, telles que la hauteur de chute, la vitesse de nage nécessaire à adopter pour maximiser ses chances de passer à l'amont (Banks 1969). En cas d'échec, une certaine proportion des saumons peut faire demi-tour et renoncer définitivement à progresser sur leur cours d'eau d'origine, même lorsqu'un dispositif de franchissement est aménagé. Certains de ces poissons se reproduiront sur d'autres cours d'eau du chevelu (Rivinoja *et al.* 2001; Thorstad *et al.* 2003), d'autres peuvent même dévaler jusqu'à la mer pour s'engager ensuite sur un cours d'eau voisin (Jepsen *et al.* 2005; Croze 2008).

#### ***1.2.3.6. L'influence des variables environnementales sur les migrations de saumons : une synergie complexe et propre à chaque site***

Ainsi, les facteurs environnementaux à différentes échelles temporelles (du nyctémère à la saison) et spatiales (estuaire, rivière) et leurs interactions créent un ensemble complexe de variables susceptibles de conditionner le comportement des saumons lors de leur migration génésique. Ces interactions dépendent directement des caractéristiques morphologiques, hydrologiques et biologiques propres au bassin versant étudié. Ainsi, si Hayes (1953) décrit les conditions idéales pour une remontée des saumons atlantiques à une période lors de laquelle « une augmentation du débit fluvial survient alors que l'étale de pleine mer est atteint au crépuscule avec un vent du large », ces conditions ne seraient probablement pas optimales sur une autre rivière. Le saumon atlantique est une espèce disposant d'une forte plasticité comportementale individuelle : la réponse aux variables environnementales peut différer d'un cours d'eau à l'autre, indiquant une adaptation spécifique de la population aux conditions locales (Hansen & Jonsson 1991; Hodgson *et al.* 2006). Cette capacité adaptative permet au saumon de choisir le meilleur compromis entre les différentes contraintes auxquelles il est soumis lors de sa remontée pour maximiser ses chances d'accéder aux zones de fraie et se reproduire. Plusieurs auteurs ont mis en relief la difficulté de décrire ces inter et intra relations sans disposer de données précises à des échelles temporelles et spatiales réduites (Trépanier *et al.* 1996; Erkinaro *et al.* 1999; Thorstad *et al.* 2008). Thorstad *et al.* (2008) insistent également sur l'intérêt de décrire les migrations de saumons sur des sites non impactés par des activités humaines susceptibles de perturber leur comportement naturel.

### 1.3. La baie du Mont-Saint-Michel : espèces migratrices et modifications hydrologiques

La baie du Mont-Saint-Michel abrite quatre rivières à saumon : le Couesnon et la Sélune, qui possèdent les plus grands bassins versants, ainsi que la Sée et la Siene (Figure 4). Ces cours d'eau sont colonisés par de nombreuses espèces de poissons diadromes : le saumon atlantique (*Salmo salar*), la truite de mer (*Salmo trutta*), l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*), la grande alose (*Alosa alosa*), l'alose feinte (*Alosa fallax*) et le mulot (*Liza ramada*).

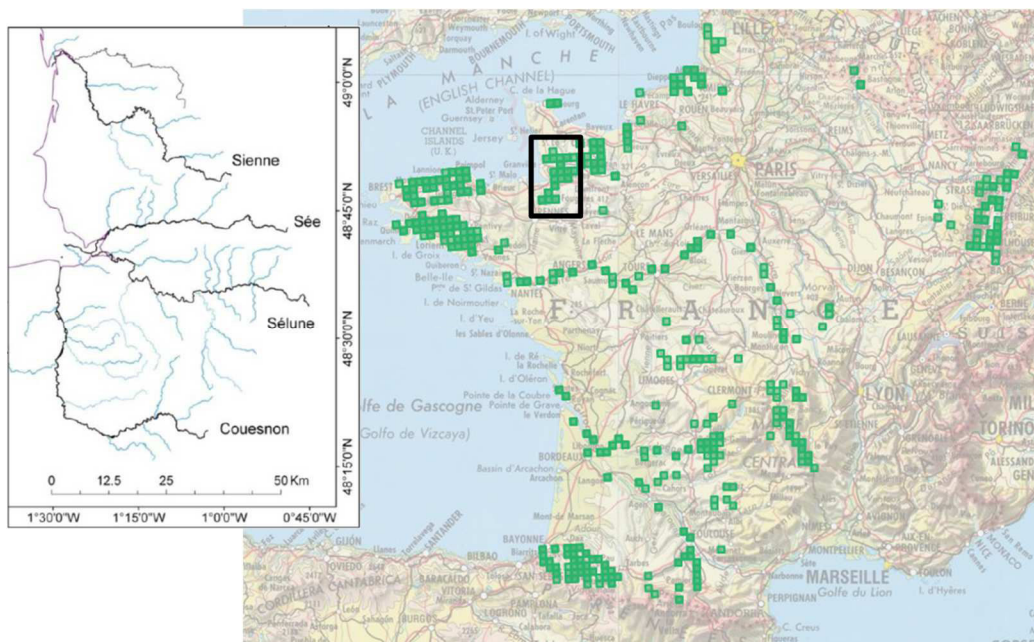


Figure 4. Observation de saumons atlantiques de 1990 à 2015 en France (données : Museum National d'Histoire Naturelle (Allardi & Keith 2001), fond cartographique : Géoportail) et dans la baie du Mont-Saint-Michel (Perrier *et al.* 2011a)

Cependant, ces cours d'eau n'ont pas tous la même histoire et ont été plus ou moins modifiés par l'Homme au cours des derniers siècles. Cela a accentué leurs différences de potentiel salmonicole et a eu des conséquences sur les niveaux d'abondance des populations actuelles. Face au déclin de son abondance, le saumon atlantique fait l'objet de programmes de restauration et/ou de suivi sur ces quatre fleuves qui visent à comprendre l'évolution de ses populations en fonction des contraintes locales et du changement global.



### **1.3.1. Le Couesnon, acteur majeur du Rétablissement du Caractère Maritime du Mont-Saint-Michel**

Le Couesnon a été le siège de profondes modifications hydromorphologiques au cours des derniers siècles : rectification, recalibrage et construction de barrages, dont celui, estuarien, de la Caserne en 1969. Ce barrage en porte à flot avait comme objectif de prévenir les inondations des terres agricoles et d'empêcher les eaux salées de remonter dans les eaux fluviales. Pendant près de quarante ans, son fonctionnement a limité les échanges biologiques entre mer et fleuve. Conséquence directe de ce cloisonnement partiel et des modifications physiques du cours d'eau, la population de saumon atlantique du Couesnon avait quasiment disparu dans les années 1970. Les efforts entrepris à l'aide de soutien d'effectif massif avec des poissons de repeuplement (1979-2010) et d'aménagement ou d'effacement d'ouvrages sur le bassin ont participé au retour d'une population qui se maintient aujourd'hui de façon autonome mais dont l'équilibre reste fragile (Le Gonidec 2011). Parallèlement à la restriction des migrations de poissons diadromes, le barrage de la Caserne a limité les échanges estuariens particuliers, favorisant l'accumulation des matières fines à son amont et à son aval immédiat. Couplé aux conséquences de la poldérisation et de la construction du parking au pied du Mont-Saint-Michel, les abords du Mont ont progressivement été colonisés par les sédiments fins et les herbues (Détriché *et al.* 2011; Bonnot-Courtois *et al.* 2014).

Pour faire face à ces modifications, le vaste projet de Rétablissement du Caractère Maritime du Mont-Saint-Michel a été lancé en 2006, mettant en œuvre des travaux d'envergure, tels que le creusement de deux chenaux, un curage de la partie aval du Couesnon, le remplacement de la digue-route au pied du Mont-Saint-Michel par un ponton et surtout l'aménagement du barrage de la Caserne (Desguée 2008). En effet, pour repousser les sédiments fins des abords du Mont, ce nouveau barrage estuarien capte dans le fleuve les volumes d'eau apportés par la marée pour les relarguer à l'étalement de basse mer. Il s'ensuit des ruptures régulières dans la continuité fleuve - estuaire et les mouvements d'eau qui en découlent modifient l'hydrologie des parties basses du fleuve en accentuant les rythmes et l'amplitude des courants naturellement observés en estuaire. L'impact de ce barrage sur la dynamique migratoire des poissons diadromes et plus particulièrement celle du saumon n'est pas connu.

### 1.3.2. La Sélune en reconquête de sa continuité écologique

Historiquement, la Sélune était une excellente rivière à saumon (Thomas 2015) en raison des importantes surfaces d'habitats favorables (pente forte liée notamment au substrat géologique du bassin versant). Cependant, la population de saumons a rapidement décliné avec la construction dans les années 1920-1935 de deux grands barrages hydroélectriques infranchissables, la Roche-Qui-Boit, 16 mètres de haut, et Vezins, 36 mètres, situés respectivement à 18 et 22 km de l'embouchure (Salanié *et al.* 2004). De fait, la capacité d'accueil pour les saumons est limitée à 26% de la zone de production historique. Cette baisse de la production est atténuée par les échanges avec les deux cours d'eau voisins, la Sée et la Sienne (fonctionnement en métapopulation) qui présentent une bonne productivité en juvéniles de saumons (Rivot 2003; Perrier 2010; Perrier *et al.* 2011b).

Suite à une décision ministérielle de 2009, confirmée en 2012, l'effacement des deux ouvrages est envisagé à l'horizon 2020 suite au non-renouvellement de leur concession à ERDF. Cette décision fait suite au Grenelle de l'Environnement et se place dans le cadre de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Ce projet ambitieux vise à restaurer la continuité écologique d'un cours d'eau depuis la source jusqu'à la mer. Il permettra également aux migrateurs de recoloniser les zones potentielles d'habitats actuellement inaccessibles (74% des zones potentielles du bassin de la Sélune). Un programme scientifique de suivi de l'impact d'enlèvement de ces deux barrages a débuté en 2012. Une partie du travail de thèse fait partie de ce suivi qui a pour objectif, dans un premier temps, de réaliser un état de référence du fonctionnement du cours d'eau avant le début des travaux, en s'intéressant à tous ses compartiments biologiques, et plus particulièrement à celui des poissons diadromes.

## **1.4. Décrire les dynamiques migratoires des saumons atlantiques en rivière par hydroacoustique : conditions d'utilisation et avantages de la méthode face à des contraintes opérationnelles fortes**

### **1.4.1. Les méthodes usuelles de description des populations de poissons diadromes vs. l'hydroacoustique**

Les modifications des conditions d'accès au cours d'eau (à partir de l'estuaire) et aux habitats favorables (au sein du cours d'eau) imposent d'évaluer quantitativement et qualitativement les migrations des populations de saumons du Couesnon et de la Sélune. Il est ainsi nécessaire de disposer de chroniques de données suffisamment longues concernant les migrations de saumons, tout en minimisant les impacts sur leur comportement et leur intégrité physique, sans perturber le fonctionnement de l'écosystème aquatique. De nombreuses techniques de recensement pour acquérir ces chroniques sont utilisées mais elles ont toutes des avantages et des inconvénients. La capture au filet reste souvent traumatisante (voire létale) pour les différentes espèces de poissons. Le recensement par pêche électrique souvent utilisé pour connaître le recrutement en juvéniles est difficile en eau profonde (Vincent 1971). De surcroît, de telles méthodes ne donnent que des images de la population à des moments précis et ne permettent pas un suivi continu dans le temps. D'autres techniques le permettent. Il s'agit d'abord des techniques télémétriques (marquages et radiopistages) mais elles sont obligatoirement conditionnées à des captures (Croze 2005; Keefer *et al.* 2008; Baisez *et al.* 2011). Ensuite, l'établissement de techniques de vidéo-comptage dépend de la présence d'un ouvrage qui peut être équipé, ce qui n'est pas le cas du barrage de la Caserne. Les caméras optiques (Otis & Dickson 2005; Killam 2006) ou comptages visuels (Orell *et al.* 2011), efficaces dans certains cours d'eau nord-américains sont inefficaces dans ces milieux très chargés en matières en suspension. Enfin construire une station de piégeage s'avère un moyen performant mais très coûteux et demande un investissement continu en temps humain très important. Ainsi, au regard des sites d'étude, des conditions opérationnelles et des objectifs du suivi, les techniques hydroacoustiques semblent disposer de caractéristiques permettant de s'affranchir de ces différentes contraintes. Cependant, ces nouveaux outils, mis au point pour le recensement des poissons, n'ont été et ne sont que très peu utilisés en France dans ce cadre. L'intérêt grandissant de cette technologie pour les suivis écologiques s'explique par plusieurs raisons : l'hydroacoustique est une technique sans impact pour la faune aquatique permettant

l'observation de comportements naturels, qui dispose d'une grande résolution temporelle et qui est en perpétuelle évolution. Les limites d'hier sont compensées et corrigées par les progrès technologiques et l'augmentation de la précision des outils.

#### **1.4.2. Principes de l'hydroacoustique**

La propagation du son dans l'eau est une source d'information utilisée par certains mammifères marins qui ont développé cette faculté pour orienter leur déplacement dans l'espace, détecter un obstacle ou repérer des ressources trophiques. Ce processus, identique à l'écholocation chez les chauves-souris, permet aux cétacés d'émettre des signaux acoustiques, d'en réceptionner les échos et d'en identifier les sources. L'hydroacoustique se base sur les mêmes principes physiques.

Une onde résulte de la déformation d'une surface émettrice qui se propage auprès des particules voisines du milieu. Si cette déformation est provoquée de façon régulière, la surface quitte sa position initiale pour atteindre un maximum de déformation, passe par sa position initiale pour atteindre un maximum dans le sens opposé et revenir à la position première, puis entame un nouveau cycle. La fréquence représente le nombre de cycle effectué par unité de temps et s'exprime en Hertz, ou nombre de cycles par seconde. Pour observer les populations de poissons par hydroacoustique, les fréquences utilisées sont comprises entre 12 kHz et 1 800 kHz. L'énergie acoustique progresse dans l'eau avec une célérité plus de 4 fois supérieure à sa propagation dans l'air et celle-ci est dépendante de la température et de la salinité de l'eau. L'onde se propage dans le milieu liquide sur une surface de plus en plus grande et sa pression s'atténue au cours de sa transmission. De plus, l'énergie acoustique doit faire face au phénomène d'absorption moléculaire, dépendante de la fréquence utilisée et des conditions de salinité. Ainsi, plus la fréquence d'émission est faible, plus la portée est importante. Dans les mêmes conditions, pour un sondeur de 12 kHz ayant une portée maximale de 8 kilomètres, un sondeur de 120 kHz aura une portée d'environ 200 mètres (Simmonds & MacLennan 2005). Les avancées technologiques ont au fil du temps amélioré les outils pour pouvoir extraire de plus en plus d'informations des échos reçus par les sonars : localisation des bancs de poissons, quantification des biomasses, estimation de la taille des individus, description des comportements, de la direction de la nage jusqu'à l'observation de l'ondulation du corps des poissons sur des images proches de la résolution d'une vidéo.

### 1.4.3. Evolution de l'hydroacoustique, du mono-faisceau à la caméra acoustique

La propagation caractéristique du son dans l'eau a été décrite très tôt par les écrits de Léonard de Vinci dès 1490. Par la suite, la vitesse du son dans l'eau a été l'objet de nombreuses études, et figure dans plusieurs écrits, dont « Vingt mille lieues sous les mer », de Jules Verne (1870). Au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, les évènements historiques ont accéléré les recherches dans ce domaine pour des utilisations à des fins militaires (repérage des sous-marins ennemis lors de la première guerre mondiale), ou à fins de sécurité navale (détection des obstacles). A la suite du naufrage du Titanic en 1912, les deux premiers brevets concernant des prototypes de source électroacoustique ont été déposés. Les premiers sonars n'ont dès lors jamais cessé d'être améliorés grâce à l'avènement de l'électronique : la portée a été augmentée par l'utilisation de quartz, un matériau piézo-électrique par Langevin en 1917, la directivité des systèmes améliorée et la taille des appareils réduite par l'utilisation des fréquences ultrasonores (Lévénéz *et al.* 2006). Les premiers sonars ont été commercialisés dès 1925. Très rapidement, leur utilité pour repérer les bancs de poissons a été mise en évidence. Les premiers échogrammes sur lesquels apparaissent des bancs de morues sont publiés dans les années 1930 (Sund 1935). Plusieurs études ont tenté de quantifier la biomasse observée sur ces échogrammes. L'échointégration, mettant en relation la densité de poissons et le carré du voltage de leur écho, a été mise au point par Dragsund et Olsen en 1965, et s'est répandue dans les années 1980. Plusieurs constructeurs ont participé à l'amélioration de la technologie hydroacoustique. BioSonics Inc. (BioSonics Inc., Seattle, WA, USA) a développé les premiers sondeurs à double faisceau (*dual-beam*) pour affiner les résultats des échointégrations par des mesures *in situ* de la réflexion acoustique des poissons ou TS (*Target Strength*) (Dahl & Mathisen 1983; Eggers 1994). Pour assurer une comparaison des données, des processus de calibration utilisant des sphères aux TS connues ont été définis (Foote *et al.* 1987). Le constructeur SIMRAD (Kongsberg Maritime A.S., Kongsberg, Norvège) a ensuite mis au point des sonars à faisceau partagé (*split-beam*) optimisant la mesure du TS des poissons et permettant de suivre leurs déplacements dans le faisceau en pistant leurs échos successifs (*tracking*). A partir des années 1990, la possibilité d'observer et de décrire différents compartiments biologiques de l'écosystème grâce à différentes fréquences d'émissions acoustiques a développé l'emploi simultané de plusieurs sondeurs (Cochrane *et al.* 1991; Stanton *et al.* 1994) et a permis l'arrivée de sonars large bande (*wideband*), utilisant une onde acoustique balayant une large gamme de fréquences (Ona *et al.* 2007). Pour élargir le volume échantillonné tout en gardant une résolution fine des échogrammes, les

échosondeurs multifaisceaux (*multibeam*) ont été conçus. Ils ne sont cependant pas encore en mesure d'extraire aussi facilement les TS qu'avec des échosondeurs *split-beam*, cette capacité s'éloignant de leurs objectifs principaux (Trenkel *et al.* 2008).

La dernière génération de sonar utilise également un nombre de faisceaux important, en plus d'augmenter largement la fréquence utilisée : les caméras acoustiques, dont en premier lieu le DIDSON (*Dual frequency Identification Sonar*, SoundMetrics Corp., Bellevue, WA, USA), bénéficient de ces améliorations technologiques pour produire des données dont la résolution est proche de celle d'une vidéo. Dans le cadre de ce travail de thèse, le fonctionnement de cette caméra acoustique, ses avantages et ses limites ont fait l'objet d'un article publié en 2015 dans la revue *Fish and Fisheries* (Martignac *et al.* 2015a). Cette synthèse bibliographique démontre l'intérêt et la pertinence de l'utilisation des caméras acoustiques pour le suivi des populations de poissons migrateurs. Ses avantages importants par rapport aux précédentes générations de sonars y sont listés, particulièrement l'intérêt de la visualisation de la morphologie et du comportement du poisson sur des images haute résolution pour améliorer la possibilité d'identifier les espèces, la large ouverture de son champ de détection ou encore la réduction des zones aveugles. Néanmoins, l'utilisation d'une très haute fréquence limite la portée des émissions acoustiques et augmente le volume informatique des données acquises. De plus, dans le cadre d'une utilisation de cet outil à des fins écologiques dans le cadre de suivi de longue durée, aucune procédure de traitement automatique n'est pour l'heure opérationnelle.

Martignac F., Daroux A., Baglinière J.L., Ombredane D., Guillard J., 2015. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries* **16**. 486-510



FISH and FISHERIES, 2015, **16**, 486–510

## The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology

François Martignac<sup>1,2</sup>, Aurélie Daroux<sup>2</sup>, Jean-Luc Bagliniere<sup>2</sup>, Dominique Ombredane<sup>2</sup> & Jean Guillard<sup>3</sup>

<sup>1</sup>ASCONIT Consultants, 3 impasse Sirius, 44470, Carquefou, France; <sup>2</sup>UMR 985 INRA – Agrocampus Ouest «Ecologie et Santé des Ecosystèmes» (ESE), 65 rue de St Briec, CS 84215, 35042 Rennes Cedex, France; <sup>3</sup>INRA – Université de Savoie, UMR «Centre Alpin de Recherches sur les Réseaux Trophiques et Ecosystèmes Limniques» (CARRTEL), 75 avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains cedex, France

### Abstract

European Union legislation, through the Water Framework Directive (2000/60/EC), as well as national legislation, such as the 'Grenelle Environnement' (2007) in France, requires restoration of ecological connectivity in streams to improve free circulation of migratory fish. Different methods (e.g. capture by trap or net, telemetry, hydroacoustics) are used to evaluate the efficiency of fish passes to estimate the migratory species abundance and analyse changes in their within-river distributions. Among these methods, hydroacoustics is non-intrusive, allowing long-term observation and description of fish populations based on physical properties of sound in water. However, the main limit to hydroacoustic tools is their difficulty in identifying species. Initially designed for military purposes, dual-frequency identification sonar (DIDSON) has been used in environmental management for a decade. This acoustic camera uses higher frequencies and more sub-beams than common hydroacoustic tools, which improves image resolution and then enables observation of fish morphology and swimming behaviour. The ability to subtract static echoes from echograms and directly measure fish length improve the species-identification process. However, some limits have been identified, such as automatic dataset recording and the low range of the detection beam, which decreases accuracy, but efficient tools are now being developed to improve the accuracy of data recording (morphology, species identification, direction and speed). The new technological properties of acoustic cameras, such as the video-like visualization of the data, have greatly improved monitoring of diadromous fish populations (abundance, distribution and behaviour), helping river and fisheries managers and researchers in making decisions.

**Keywords** Acoustic camera, dual-frequency identification sonar, hydroacoustics, migratory fish, monitoring

### Correspondence

François Martignac,  
ASCONIT Consultants,  
3 impasse  
Sirius, 44470  
Carquefou, France  
Tel.: (+33) 2 51 13  
10 81  
Fax: (+33) 2 40 04  
61 29  
E-mail: francois.  
martignac@asconit.  
com

Received 27 May  
2013

Accepted 27 Nov  
2013

<b>Introduction: General context and objectives</b>	<b>487</b>
<b>Common hydroacoustic methods for fish monitoring</b>	<b>488</b>
Advantages	488
Disadvantages	490

<b>Description of DIDSON technology</b>	<b>491</b>
High-frequency sonar: an acoustic camera	491
Recording and processing of DIDSON data	492
<i>Setting and processing tools</i>	492
<i>Extraction of fish data from DIDSON records</i>	493
Relevance of DIDSON data	495
<i>Counting individual fish</i>	495
<i>Estimating fish length</i>	496
<i>Species identification</i>	497
<i>Operator effect</i>	497
Technological improvements for identifying species	497
<i>Identifying eels</i>	497
<i>Interpreting acoustic fish shadows</i>	497
<i>Studying frequency of caudal fin beating</i>	498
Limits of DIDSON	498
<b>Monitoring of migratory fish populations: an ecological purpose for the acoustic cameras</b>	<b>500</b>
Installation of acoustic camera on study sites	500
<i>Recommended study-site characteristics</i>	500
<i>Positioning and settings of acoustic camera</i>	500
<i>Recommended components</i>	500
Monitoring examples	501
<b>Does acoustic cameras replace, or instead complement, common hydroacoustic methods?</b>	<b>502</b>
<b>Conclusion</b>	<b>504</b>
<b>Acknowledgements</b>	<b>504</b>
<b>References</b>	<b>504</b>

### Introduction: General context and objectives

Migratory fish species have complex life histories characterized by migratory behavioural feature. In diadromous fish, life history can include alternating periods in water of different salinity, requiring active migrations, for example, between seas and rivers (Verspoor *et al.* 2007), estuaries and rivers (Almeida 1996), or seas and lagoons (Beck *et al.* 2001). In other migratory fish, it can also include long travel within rivers without leaving freshwater (Bagliniere 1999; Radinger and Wolter 2013). Dam building and degradation of habitats and water quality have reduced the distribution and abundance of migratory fish by decreasing the number and area of zones suitable for spawning or growth (Ransom *et al.* 1998; Limburg and Waldman 2009). Most migratory fish are considered threatened or for some of them close to extinction even though they have ecological and

societal value (Bagliniere *et al.* 2003; Lackey 2009; Limburg and Waldman 2009). So it is important to know their abundance level and its evolution in time.

European Union legislation, through the Water Framework Directive (2000/60/EC) as well as national legislations, such as 'Grenelle Environnement', a law passed in 2007 in France, requires restoration of a good ecological status of rivers (water and habitat quality and connectivity) to improve access of migratory fish. Thus, the presence and abundance of migratory fish are relevant indicators of the good working function and biological integrity of aquatic ecosystems (Karr 1991; Rose 2000). Their complex life cycle and the diversity of different life-history strategies make these species particularly relevant for studying the evolutionary processes of aquatic organism adaptive capacity facing to global change (Rivot *et al.* 2009).



DIDSON use for migratory fish studies *F Martignac et al.*

At the watershed scale, managing populations of these species depends on knowledge and understanding of factors influencing their sustainability, that is, fish ecology, such as life-history traits, demography, behaviour and environmental factors (Brehmer *et al.* 2011a). Their study at the watershed scale focuses on two concepts: an ecosystem approach to fisheries (Garcia and Cochrane 2005; Cury *et al.* 2008) and ecological connectivity (Amoros and Bornette 2002). It is therefore important to know the spatial and temporal changes in abundance of these species to assess their status. Predictive models have been developed to monitor fish stock, such as the simple Maximum Sustainable Yield (MSY), used notably in North America in salmon population studies (Fair *et al.* 2004). Nevertheless, limitations of these theoretical methods have been proved (Sissenwine 1978; Forbes and Peterman 1994; Walters *et al.* 2005), and have led managers and scientists to develop other monitoring methods, such as video-counting (Shardlow 2004; Meynecke *et al.* 2008; Perrier *et al.* 2010), and fish traps (Baglinière *et al.* 2005). These techniques cannot be used on many rivers due to high turbidity and expensive human and/or material resources. So, despite their limits, notably in species identification, hydroacoustic methods have been increasingly used in fish ecology studies at sea (Kracker 2007), in estuaries (Guillard *et al.* 2004; Grothues and Able 2010; Guillard *et al.* 2012b; Martignac *et al.* 2013; Samedy *et al.* 2013) or in river (Duncan and Kubecka 1996; Hughes 1998), providing more accurate monitoring of migratory fish (Burwen *et al.* 1998; Guillard and Colon 2000; Pfisterer 2002; Taylor and Elison 2010). About ten years ago, a dual-frequency identification acoustic camera, the DIDSON (Sound Metrics Corp., Lake Forest Park, WA, USA) (Belcher *et al.* 2001), appeared, enabling more accurate monitoring of migratory fish due to better species identification. This technological improvement leads to the development of a new generation of hydroacoustic devices: the acoustic cameras. This innovation is now exploited by several companies which also tested high-frequency devices in fisheries science topics, such as the BlueView Technologies ProViewer D900 (Cronkite *et al.* 2008) or the Kongsberg Mesotech Ltd. M3 sonar (Melvin *et al.* 2012). Nevertheless, whatever hydroacoustic method is used, it is restricted to a population level, as individual fish are not sampled, preventing analysis of life-history strategy through individual studies.

Thus, this review details the advantages and disadvantages of common hydroacoustic methods, describes this recent technology and the interest of acoustic camera techniques for fish monitoring. In the conclusion, properties of both techniques in biological monitoring studies are compared.

### Common hydroacoustic methods for fish monitoring

#### Advantages

Acoustic systems are the only way to penetrate the aquatic environment over great distances. Echosounders are electronic devices that transmit acoustic pulses through a transducer into water. When a pulse is emitted into the environment, it spreads until it meets a target with a different density from the propagation environment. Thus, fish and other objects can be detected (Simmonds and MacLennan 2005). The acoustic pulse is reflected from this target and returns to the transmitter. The transducer acts as a receiver, detecting some of the returning energy. Echosounders can emit acoustic pulses at several frequencies, but only acoustic waves of the initially emitted frequency are received (Lucas and Baras 2000). The detected acoustic echoes are displayed on an echogram, on which target echoes may be represented by coloured patches which colour scale refers to the strength.

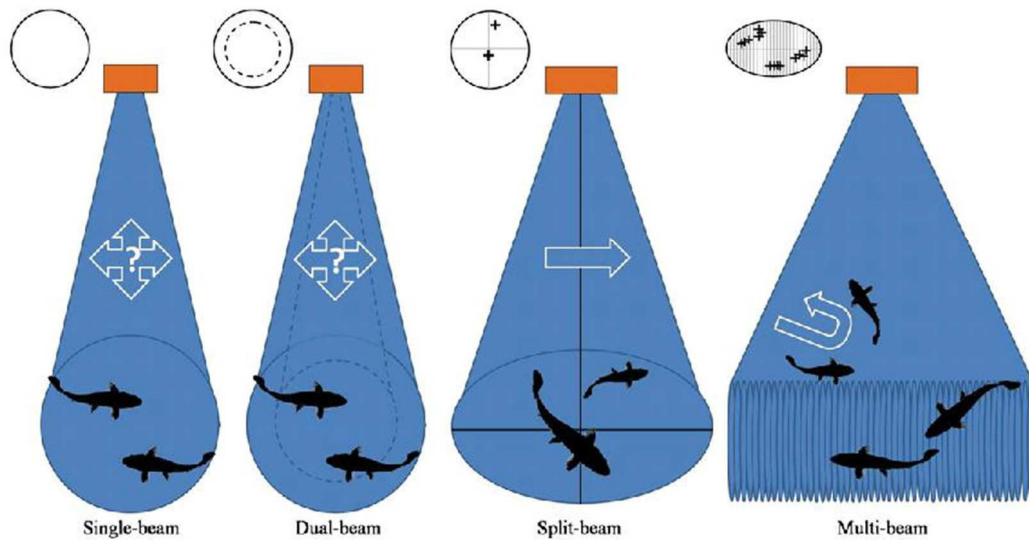
Hydroacoustic methods are widely used in fisheries management to monitor fish stocks efficiently because they are quantitative, non-invasive, fast and synoptic (Foote 2009). They convert physical measurements into relevant ecological units describing the fish population (Trenkel *et al.* 2011), minimizing the disturbance on its behaviour or its integrity in comparison with capture methods. Nevertheless, acoustic emissions on sea ecosystem contribute to the noise pollution phenomenon of oceans, which impacts living marine organisms (Myrberg 1990; Dotinga and Oude-Elferink 2000). The influence on fish behaviour is more important when the platform moves: in this case, the avoidance of the populations could be a source of bias (Fréon and Misund 1999). The time between emission and reception of the pulse provides an estimate of the distance between the target and the transducer. Used vertically in marine or lacustrine environments, echosounding can estimate fish density from the energy reflected from fish inside a given water volume (Simmonds

and MacLennan 2005). Fish density is generally too high, however, to allow visual counting of individuals on the echogram. Echo-integration, which integrates the return-echo strength in the echosounder's sampled volume, is used to estimate the number of fish in the detection beam (Simmonds and MacLennan 2005). This method has been used efficiently in numerous studies of marine fish populations (Josse *et al.* 1999; Brehmer *et al.* 2006b; Doray *et al.* 2010) or lake fish population monitoring (Guillard *et al.* 2006; Winfield *et al.* 2009; Mehner *et al.* 2010; Guillard *et al.* 2012a), among numerous references. Furthermore, echo properties provide descriptive information about the targets themselves. Target Strength (TS), the difference (in decibels) between emission and reception, is proportional to the echo intensity (Simmonds and MacLennan 2005). According to Ona (1999), a relation between target size and echo response exists. Many equations relating echo strength to fish length have been published, such as the common equations of Love (1971, 1977), whose general formulas to estimate length of individual fish are still used in multispecies population approaches (Boswell *et al.* 2008; Emmrich *et al.* 2012). TS must be used with caution, however, especially when fish diversity is high, because if two fish of different species have the same length, their TS could differ (Ona 1999; Horne and Jech 2005). Indeed, more than 90% of the scattered energy is reflected by the swim bladder, a gas-filled organ whose shape and size differ among species (Foote 1980; McClatchie *et al.* 1996). Moreover, relations between TS and length are complex and variable because they depend mainly on position of the target (Ona 1999; Horne 2003). Therefore, these relations must be approached statistically (Simmonds and MacLennan 2005). Many equations have been published for common freshwater fish (Kubecka and Duncan 1998; Lilja *et al.* 2000; Knudsen *et al.* 2004; Lilja *et al.* 2004; Frouzova *et al.* 2005). Authors have integrated several variables acting on the relation between TS and fish length to increase the accuracy of estimates, such as the fish orientation in the beam (Kubecka and Duncan 1998; Lilja *et al.* 2000; Frouzova *et al.* 2005). Thus, hydroacoustics can describe the structure of a population; size distribution, cohort organization and distribution in the water column can be consequently observed at small spatial scales (Brehmer *et al.* 2003; Bertrand *et al.* 2010; Guillard *et al.* 2012a).

In horizontal beaming, hydroacoustic methods can estimate a proxy of the abundance of migratory populations when other techniques cannot be applied (e.g. excessive turbidity preventing visual counting). Furthermore, when using a fixed transducer, fish can be counted while minimizing effects on their behaviour (Mercer and Wilson 2009), except for some clupeids such as shads which may react to ultrasounds (Gregory *et al.* 2007). Fish must be large enough and separated enough to be individually identified, which makes counting inappropriate for schooling small fish. Hydroacoustic technologies have been considerably improved over time (Rudstam *et al.* 2012; Stanton 2012) (Fig. 1). Single-beam sonar has been used since the 1970s to count salmon passages in large rivers (Johnston and Steig 1995), but the informations extracted of the data recorded are very restricted. During the 1980s, dual-beam echosounders (Fig. 1) were used to monitor fish (Dahl and Mathisen 1983; Eggers 1994; Kubecka 1996). This system, using one narrow and one wide concentric beams, was especially designed to evaluate the actual TS regardless of the distance of the fish to the beam axis by comparing the echoes received in each one of the beams. Therefore, it provides more information than single-beam units, such as the distance from the target to the centre of the beam, increasing the accuracy of length estimates (Lucas and Baras 2000; Rudstam *et al.* 2012).

In the early 1990s, split-beam sounders were developed. The beam is divided into four quadrants, which increased the reliability of data about the position of fish in the water column, allowing to estimate fish orientation and swimming direction (Arrhenius 2000). Split-beams were initially designed for accurate estimate of the TS through the measurements of its distance to the beam axis by comparing phase variations between the quadrants. But it appeared soon that this device could also describe the path inside the beam and track the fish movements. Nowadays, this kind of echosounder is currently used to count upstream migrations of salmon (Mulligan and Kieser 1996; Ransom *et al.* 1998; Pfisterer 2002; Xie *et al.* 2002; Cronkite *et al.* 2007), particularly where migrations are spread, and passage rates are low (less than 2000 fish/hour) (Enzenhofer *et al.* 1998).

Recent sonars increase the number of beams, and then widen the angle of detection, increasing the echogram resolution (Gerlotto *et al.* 1999, 2000; Brehmer *et al.* 2011b), but cannot easily



**Figure 1** Different echosounders used in fish population studies, and the level of information recorded about the position of the fish.

measure TS of single targets, unlike split-beam echosounders. However, multibeam devices have been used to monitor fish populations in shallow waters (Gerlotto *et al.* 1998; Guillard 1998; Brehmer *et al.* 2006b, 2011b). Some multibeam sonar integrates TS values, but its large physical dimensions and capacities can only be used by offshore scientific vessels for now (Trenkel *et al.* 2008). The properties of multibeam sonars could be also helpful to distinguish pelagic and benthopelagic fish schools (Brehmer *et al.* 2006a).

Ultimately, hydroacoustics can provide quantitative (abundance or density estimates), and qualitative (direction, speed, activity rhythm, length) assessment of migratory fish populations without greatly interfering with their behaviour, but these methods are still limited by the uncertainty in identifying species.

**Disadvantages**

Indeed, the main limit of hydroacoustic methods concerns the identification of fish species. Reviewing acoustic approaches, Horne (2000) concluded that true identification is impossible when using only acoustic waves. Nevertheless, good knowledge of migration behaviour, ecology and biological characteristics of fish present in the monitored river can allow the indirect identification of targets. Thus, length differences (extracted from TS distributions), fish morphology, migration period

or position of fish in the water column have been used to distinguish species (Burwen and Bosch 1995; Burwen *et al.* 1998; Guillard and Colon 2000; Burwen *et al.* 2003; Miller *et al.* 2005; Brehmer *et al.* 2006a; Martignac *et al.* 2013). However, rivers and estuaries can host several species whose sizes and migration periods overlap, which increases the difficulty in using acoustic technology to estimate abundance of each species (Hughes 2012). Most of these studies are consequently combined with complementary validation methods, such as video or visual recording (Enzenhofer *et al.* 1998), fishing with nets, traps or hooks (Ransom *et al.* 1996; Burwen *et al.* 1998; Guillard and Colon 2000; Romakkaniemi *et al.* 2000; Pfisterer 2002), or electro-fishing (Hughes 2012). High turbidity, local environmental characteristics (e.g. river width, bank shape), specific differences in catchability or low fish densities, however, can prevent the use of these validation techniques. Furthermore, the quality of echogram data can be corrupted by parasites such as echoes of bubbles, drifting debris or a static solid surface (e.g. river bottom, rocks), which risk being misinterpreted as fish (Brehmer *et al.* 2006a). The bottom emits an echo which strength is several orders of magnitude higher than a fish echo. Indeed, one echo transmitted by a desired target could be hidden by this strong acoustic return (Maxwell and Gove 2004; Hughes 2012). In the case of marine shallow waters (such as mangrove

or reef environments), numerous parasites and strong return of the bottom echo make fish echoes difficult to track (Guillard and Lebourges 1998). Data from echosounders cannot describe swimming direction of fish schools and furthermore tends to underestimate fish biomass when fish are in schools (Guillard *et al.* 2010).

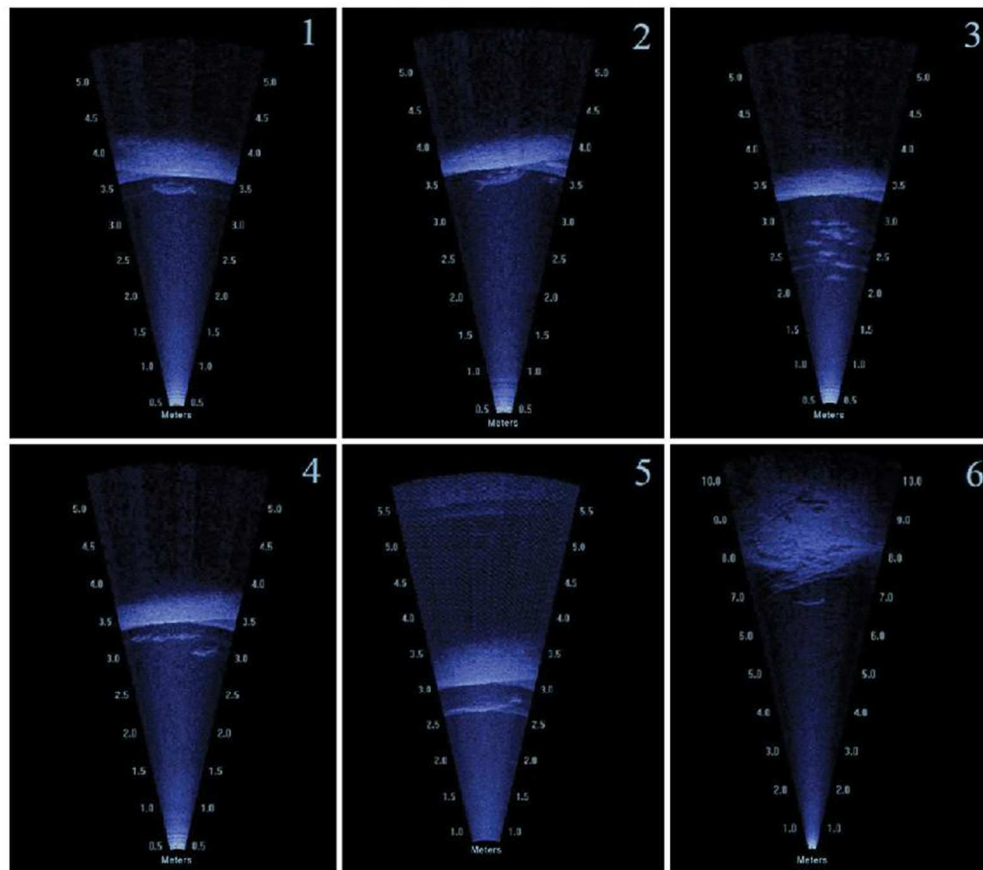
**Description of DIDSON technology**

**High-frequency sonar: an acoustic camera**

An acoustic camera is a multibeam high-frequency sonar with a unique acoustic lens system designed to focus the beam to create high-resolution images (Fig. 2). Unlike common hydroacoustic methods, skin and fins are better perceived by acoustic camera's very high frequencies. Thus, fish

morphology and swimming behaviour can be visualized (Baumgartner *et al.* 2006). Consequently, parasite echoes such as those from bubbles or debris can be visually identified and deleted from the echogram. In fact, the shape of a fish and its non-linear movement differ from echoes of debris drifting with the flow (constant velocity and direction). Measurements of size from the recorded data can be made directly from fish body images, without the uncertainty and inaccuracy of TS conversion.

Originally developed by the University of Washington (USA) Applied Physics Lab, DIDSON creates video-like images (Belcher *et al.* 2001, 2002b). Its initial uses were to help supervise divers in turbid waters (Elliott 2005), detect obstacles or mines (Belcher *et al.* 2002a), observe underwater construction such as pipelines (Belcher 2006) or inspect marine vessel hulls (Vaganay *et al.* 2005).



**Figure 2** Snapshots of data recorded by DIDSON: (1, 2) large fish (70 and 77 cm), (3, 4) fish schools, and (5, 6) longnose gar (*Lepisosteus osseus*, Lepidosteidae), identified by their length and body shape (Hughes 2012).

The acoustic lens can focus on targets as close as 1 m away. One of two emission frequencies can be used: 1.8 MHz (high-frequency mode) and 1.1 MHz (low-frequency mode). The high-frequency overall beam is divided into 96 beams ( $0.3^\circ$  horizontally  $\times$   $14^\circ$  vertically) with range settings from 12 to 15 m (Maxwell and Gove 2004; Cronkite *et al.* 2006; Pipal *et al.* 2010b; Hughes 2012), while the low-frequency beam is divided into 48 beams ( $0.5^\circ$  horizontally  $\times$   $14^\circ$  vertically) with range settings up to 40 m (Fig. 3). The field of a DIDSON camera covers  $29^\circ$  horizontally and  $14^\circ$  vertically for both frequencies (Maxwell 2007). A long-range DIDSON camera can increase range settings up to 33 m at high frequency (1.2 MHz) and up to 80 m at low frequency (0.7 MHz) (Lilja and Orell 2011).

The pulse width is range-dependent and varies from 4.5 to 144  $\mu$ s. Frame rates can be set up to 21 frames per second. Control and playback software is organized like a digital video programme (Maxwell and Gove 2004). The data are collected and displayed in two dimensions, with resolution in the X and Y dimensions (horizontal and range), but not in the Z-dimension (vertical) (Hughes 2012). In horizontal use, when the beam is perpendicular to the bank, the DIDSON camera provides information about the distance to and movement direction of fish but not about their positions in the water column (Fig. 1).

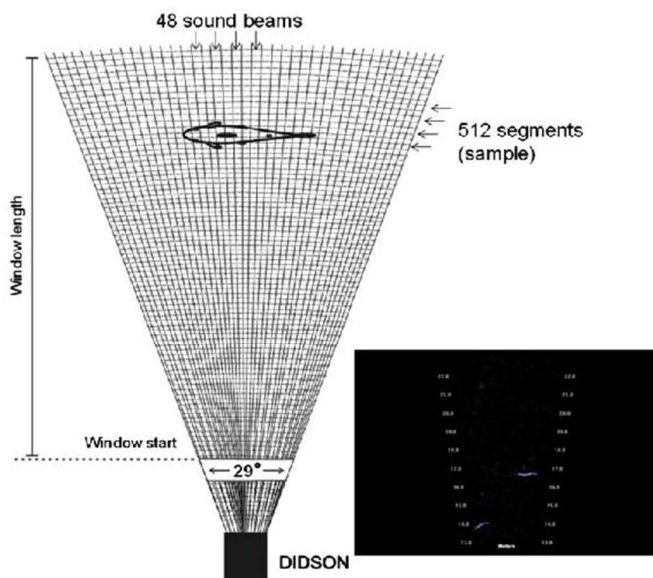
### Recording and processing of DIDSON data

Dual-frequency identification sonar software (Sound Metrics Corp.) is used to control the frequency, and ping rate of the emission. The program also manages the recording and processing of data. An electronic rotation device can be added to the acoustic camera, allowing the sonar to be tilted in the X and Z dimensions, with a  $0.1^\circ$  precision to optimize beam coverage and detection.

### Setting and processing tools

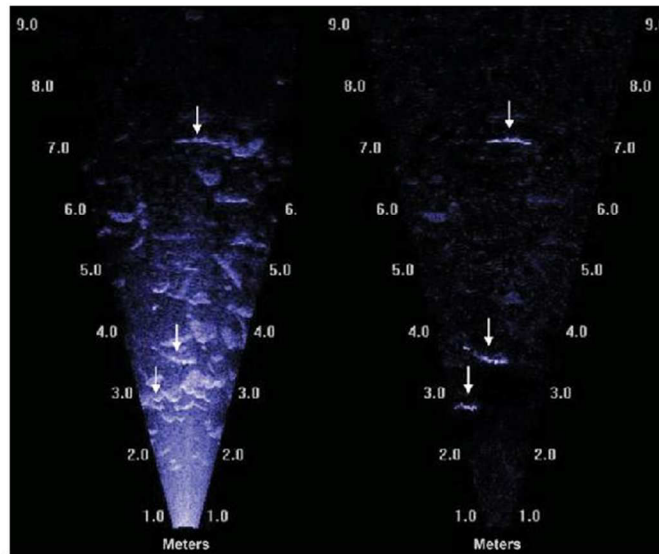
The software has tools to optimize data acquisition and facilitate data processing (Cronkite *et al.* 2006; SoundMetrics Corporation 2010):

1. Playback images: the software has a reader similar to a digital video program (Maxwell and Gove 2004). Data visualization can be accelerated during periods without fish passages.
2. Background subtraction (Fig. 4): this tool removes static echoes from the echogram, highlighting mobile fish traces on a dark background (Lilja and Orell 2011). In this way, fish echoes can be extracted from the background noise (including parasite echoes of the bottom), increasing the efficiency of their interpretation (Mercer and Wilson 2009). An equivalent of this tool exists in the Echoview software for echosounding data.



**Figure 3** Schematic representation (from above) of a DIDSON frame in low-frequency mode (1.1 kHz) and an image of a DIDSON screen with two salmon swimming from right to left (Lilja and Orell 2011).

**Figure 4** High-frequency DIDSON images of three fish (noted with arrows) swimming over a rocky cobble background (left) and the same three fish with the static background removed (right) (Maxwell and Gove 2004).



3. Convolved Samples Over Threshold (CSOT) tool: this module creates a smaller version of the original recording, retaining fish passages and deleting periods of inactivity. Thresholds for minimum and maximum cluster sizes can be set (in  $\text{cm}^2$ ) to distinguish small and big fish or to filter out macrophytes, debris and other parasitic echoes. Cluster sizes can be adapted to target species, for example, minimum cluster sizes of  $250 \text{ cm}^2$  to distinguish sea trout (*Salmo trutta*, Salmonidae) and  $300 \text{ cm}^2$  to distinguish Atlantic salmon (*Salmo salar*, Salmonidae) (Davies 2009).
4. Correct Transmission Loss: this option equalizes the intensity of fish echoes detected near the transducer and those detected further away. Without this correction, fish recorded near the sonar appear brighter than those detected further away (Lilja *et al.* 2010). The Time Varied Gain (TVG) function ensures this compensation role in common echosounders.
5. Mark fish (Fig. 5): fish length can be measured by drawing a line along its body. The estimated length is automatically exported to a text file.
6. Echogram mode (Fig. 6): an echogram, similar to those recorded by split-beam sounders, can be displayed. However, DIDSON echograms only show targets detected by the central beam; not peripheral beams.
7. Timer data entry: files are large, around  $14\text{--}18 \text{ MB}\cdot\text{min}^{-1}$  (Maxwell and Gove 2004; Lilja

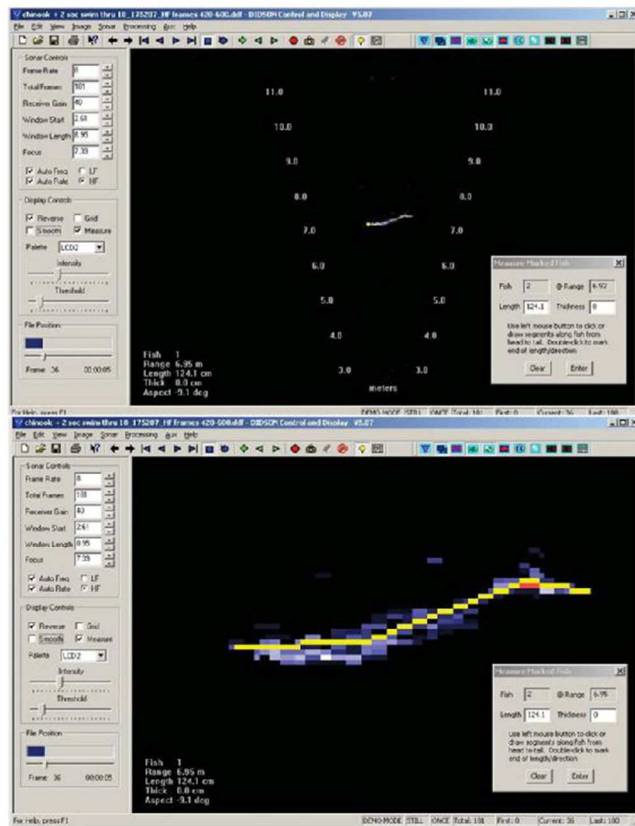
*et al.* 2008; Pipal *et al.* 2010b). Consequently, long-term monitoring requires high-capacity hard drives, and sampling strategies adapted to reduce data size. The *Timer data entry* function defines sampling strategies according to study conditions (e.g. species behaviour, water-level changes, species migration pattern). Data acquired from chosen time slots provides relevant information about population movements, creating smaller files. For example, sampling 10–20 min per hour is sufficient to estimate the number of migrant sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*, Salmonidae) (Maxwell and Gove 2004; Cronkite *et al.* 2006; Lilja *et al.* 2008). Nevertheless, estimation of population abundance is more relevant when migration rate is constant, and fish densities are high (Cronkite *et al.* 2006). With this technique, an experienced operator looking for sea trout and salmon larger than 35 cm can process 24 h of data in 50–125 min (Davies 2009).

#### Extraction of fish data from DIDSON records

Dual-frequency identification sonar software has no tool to automatically detect fish from recorded data (Rakowitz 2009). Several methods have been tested using the modules described previously to count individuals during migratory fish population studies.

The echogram mode provides faster visualization of movements in the detection beam at low

DIDSON use for migratory fish studies F Martignac et al.



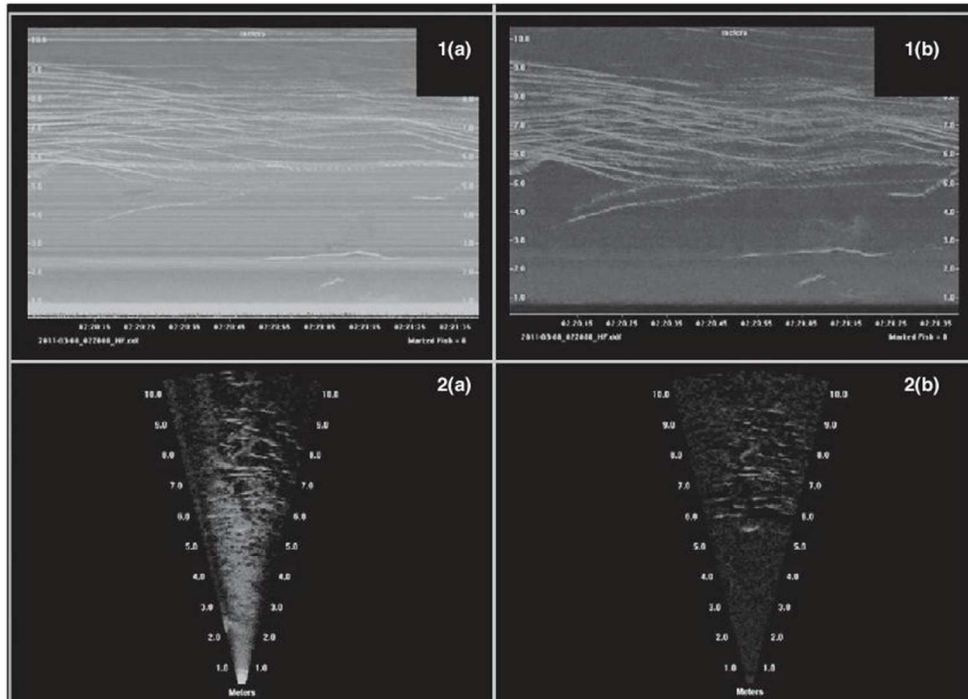
**Figure 5** Illustration of the DIDSON software fish-marking tool to measure length of fish images in normal (top) and zoom (bottom) modes (Burwen et al. 2007).

migration rates (Balk et al. 2011). High migration rate and high-density populations prevent an efficient count of individuals (Cronkite et al. 2006).

According to the literature, visual counting of fish on DIDSON images is the most efficient and common method. Data are processed with two DIDSON software tools to optimize fish detection: transmission loss correction, and background subtraction (Lilja et al. 2010). CSOT is also useful to reduce the amount of data to process (Davies and Griffiths 2011). One method used in several studies (Cronkite et al. 2006; Davies et al. 2010; Lilja et al. 2010; Davies and Griffiths 2011) has the following steps: (i) recorded data are viewed at high speed (up to ten times the original frame rate) until a fish is detected; (ii) playback is stopped and the window is zoomed on the echo; (iii) fish images are scrolled in the zoom window to find the clearest display; and (iv) a line is drawn along the body with the *Mark Fish* option. Once validated, the mark is added to a text file that

describes fish length, distance, species (if visually identified), behaviour (e.g., migrating, milling, pre-dating) and comments.

Several alternative software programs can process DIDSON data. Sonar5-Pro® (Lindem Data Acquisition, Oslo, Norway) (Balk and Lindem 2012) has tools for dual-beam and split-beam sounders to display echograms, track fish echoes automatically and extract tracks into a database (Balk and Lindem 2012). This program has recently added a new module to process multi-beam sounder data (Balk and Lindem 2002; Balk et al. 2009). Like the Sound Metrics Corp. software, Sonar5-Pro® makes DIDSON data (echogram and video displays) visible, manually tracking fish echoes and extracting information into a database. An automatic tracking tool is available. It has several settings (e.g. number of consecutive pings, number of ping gaps, cluster size), but it enables consecutive echoes to be grouped into a track. Sonar5-Pro® can extract all



**Figure 6** Echogram visualization (1) and DIDSON screen view (2) of DIDSON data, with (B) and without (A) background subtraction (Hughes 2012).

available data in DIDSON files (Fig. 7). Similarly, Echoview software (SonarData Inc., Hobart, Tasmania, Australia) also visualizes and exploits DIDSON data. Some Echoview tools perform semi-automated data analysis (Han *et al.* 2009; Kang 2011) and some are similar to the DIDSON software, such as the background subtraction tool. Coded in Matlab (MathWorks, Novi, MI, USA), tracking algorithms automatically analyse DIDSON data like any other sonar data. All of these programs count fish passages, provide information on estimate fish length (Han *et al.* 2009) and can describe fish behaviour (Kang 2011), but they are too recent to know and compare their performance.

#### Relevance of DIDSON data

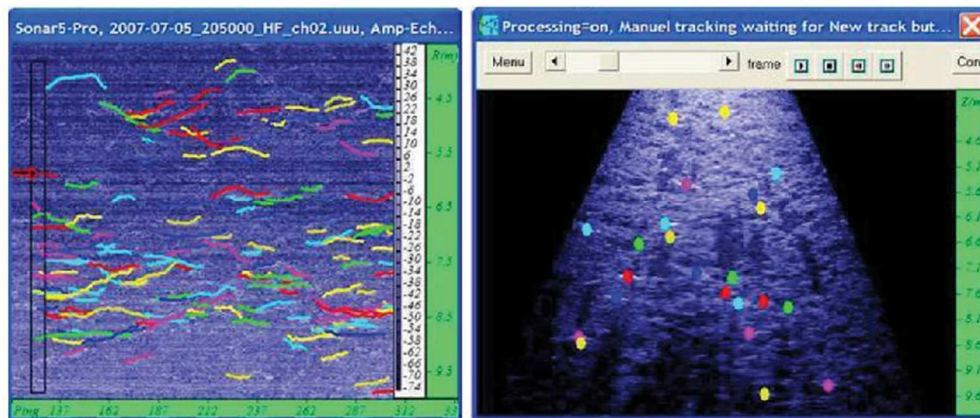
Dual-frequency identification sonar is the subject of many studies focusing on the relevance of interpretations extracted from it by comparing its data to those from other capture methods (net, electrofishing) or observations (underwater cameras).

#### Counting individual fish

Comparing counts by acoustic camera to those of visual counting demonstrate the former's reliability when beam coverage is total (entire section). Holmes *et al.* (2006) conclude that fish counts produced by DIDSON are as accurate as visual counts, even when migration rate is high. Nevertheless, densities can influence the reliability of estimated fish numbers (Cronkite *et al.* 2006). At low densities and passage rates, camera's counts are more accurate than visual counts, notably in turbulent conditions. In contrast, at high densities and migration rates, the sonar count can be underestimated due to fish shadows passing close to the transducer (Maxwell and Gove 2004). According to these authors, salmon numbers estimated from DIDSON data are generally consistent with counts from commercial fisheries. Likewise, Hateley and Gregory (2006) note that, despite the risk of confusion with drifting debris, silver eel (*Anguilla anguilla*, Anguillidae) counts from acoustic camera's data are remarkably consistent with estimates from trap captures and then permit to



DIDSON use for migratory fish studies *F Martignac et al.*



**Figure 7** Sonar5-Pro® views of DIDSON data. Left: echogram with tracks detected by the automated tracking tool; right: DIDSON viewer plotting output from the tool (Balk *et al.* 2009).

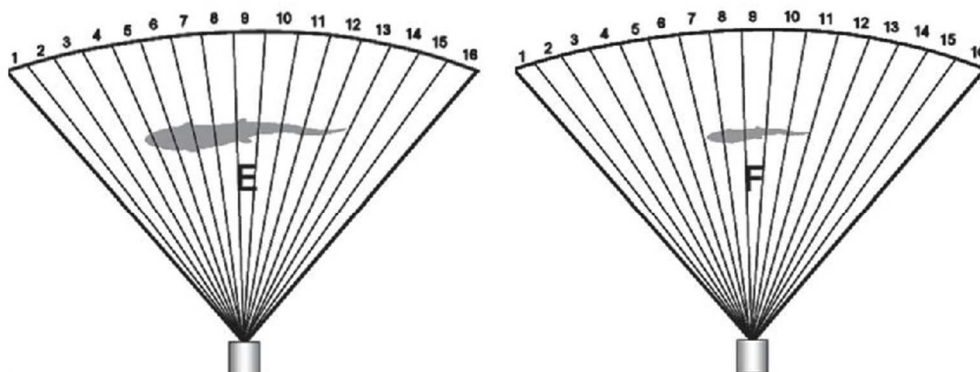
have long data series without impacting the ecosystem. The risk of counting several times an echo from the same fish must be taken into account, that is, multipass hypothesis as defined by Brehmer *et al.* (2006a). To reduce its bias, site conditions must be carefully chosen (part 3.1.1).

*Estimating fish length*

Several authors observed the passage of large fish of known length (salmonid adults being a good model because they are usually longer than 30 cm) into the sonar detection beam and compared the lengths estimated by the software to manually measured lengths (Cronkite *et al.* 2006; Burwen *et al.* 2007; Davies *et al.* 2010) (Fig. 5). High-frequency DIDSON estimates were relatively similar to measured lengths of both free-swimming

and tethered fish (Burwen *et al.* 2007), but uncertainties were identified. Length estimates from DIDSON data tended to overestimate the length of fish shorter than 68 cm and underestimate that of fish longer than 68 cm (e.g. 40-cm fish would be estimated as 3.3 cm (SE = 0.7) longer, 90-cm fish would be estimated as 2.5 cm (SE = 0.9) shorter) (Burwen *et al.* 2007). These uncertainties as a function of fish length can be explained by differences in receiver sensitivity between acoustic beams. Sub-beams far from the central axis are less sensitive than those close to it (Fig. 8). Consequently, the length of large fish with part of their bodies outside the central axis will be underestimated (Burwen *et al.* 2007; Davies *et al.* 2010).

In low-frequency mode, DIDSON detection range increases (up to 40 m) but results in larger



**Figure 8** If fish E is exactly twice as long as fish F and both are detected at the same distance from the transducer, fish E will appear less than twice as long as fish F because the reflective surface of the larger fish extends further off-axis, where power is reduced (Burwen *et al.* 2007).

differences between estimated and manually measured lengths (10–20% less) due to the lower resolution, which decreases accuracy of estimates (Lilja *et al.* 2010). Furthermore, it is possible that the weakest echoes, returned by the caudal fin (10–11% of the body length of Atlantic salmon and sea trout), are too weak to be considered when estimating length (Lilja *et al.* 2010).

This bias can result from (i) uncertainty in what data DIDSON software uses to estimate length (e.g. fork length, total length or something in-between) when conditions are not optimal (e.g. low-frequency mode, high noise due to turbulences or air bubbles, long distance from the receiver, high population density); (ii) beam dispersion, which increases with distance; (iii) lower resolution of detections at the furthest range of the sonar, decreasing measurement accuracy; or (iv) 2-cm measurement steps included in the Mark Fish tool (Cronkite *et al.* 2006).

According to Burwen *et al.* (2007), comparison between known lengths of free-swimming fish and DIDSON estimates had a standard error of 5.1 cm for a range of salmon adults from 55 to 118 cm. However, these authors agree that the factors mentioned above generally produce moderate errors in DIDSON length estimates. In the same way, (Cronkite *et al.* 2006) showed a small but significant difference of 1.6 cm between the mean measured fork length of tagged fish and DIDSON estimates. Furthermore, in other studies, fish size-distribution was similar between DIDSON estimates and measurements from net captures or electro-fishing (Hughes 2012).

#### *Species identification*

Length estimates by DIDSON software provide reliable clues to species identification (Fig. 2). The addition of morphological and behavioural characteristics increases its accuracy. If the range of differences in length between species is higher than the standard deviation, simple size thresholds can be sufficient to distinguish species. Even if length ranges overlap, an estimate of species composition is possible by modelling distribution curves of length estimated by DIDSON (Fleischman and Burwen 2003).

#### *Operator effect*

Like in other method requiring the expertise of an observer, fish distinction from debris echoes, length estimates, and species determination from

acoustic camera's images may differ depending on the operator. Comparison of results showed that variability in observations due to operator bias remained low (6% error), due mainly to fatigue or interruptions in viewing (Cronkite *et al.* 2006). These errors can be reduced by increasing operator experience. Observer bias was highest for length estimates and equalled an average of 5.1–5.9 cm and 4.8–6.5 cm in high and low-frequency modes, respectively, for fish from 30–80 cm (Davies *et al.* 2010). These authors recommend that operators calculate the mean of multiple measurements from several frames of fish views to increase the accuracy of the fish length estimates.

#### **Technological improvements for identifying species**

Although acoustic cameras provide high-quality images, subjective identification of species is disputable and depends on observations of remarkable morphological characteristics or particular echo signals (Langkau *et al.* 2012). Consequently, individuals from two species that have similar shape and size (e.g. sea trout and Atlantic salmon) can barely be distinguished despite a good knowledge of species ecology. Currently, tools are being developed and optimized to improve species determination:

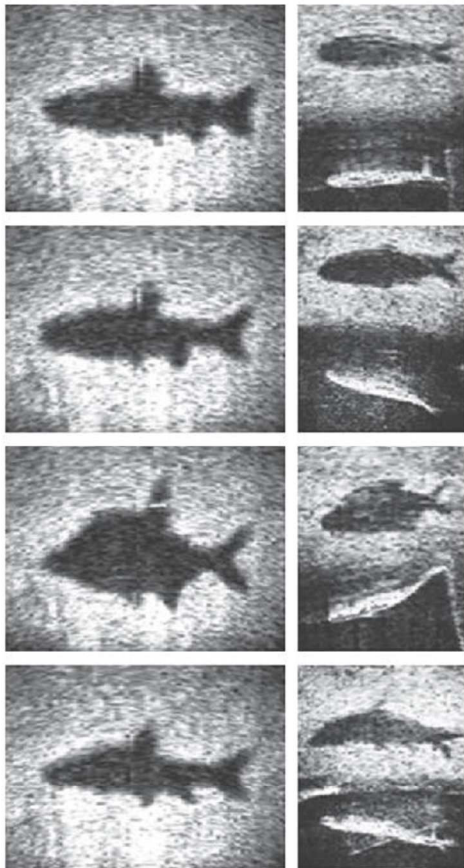
#### *Identifying eels*

Eels have a particular morphology (snake-like) and swimming behaviour (Webb 1982) that make them recognizable on DIDSON videos and echograms. Consequently, a computer tool has been designed to distinguish silver eel echoes from debris echoes (Mueller *et al.* 2008). The tool has four steps to classify DIDSON data to identify eels: (i) image processing, (ii) target tracking, (iii) parameter selection and (iv) classification. Threshold parameters are defined during phase 3: mean cluster area ( $A$ ) in  $\text{cm}^2$ ; mean border length ( $B$ ) in cm; mean of the intensity variation coefficient (standard deviation of pixel intensity/mean pixel intensity) in dB; mean compactness ( $C = B^2/4\pi A$ ); and the  $X$ -axis velocity, approximately parallel to the flow, in  $\text{cm/s}$  (Mueller *et al.* 2008). The setting of this tool using characteristics of species that live in the study system could provide identification clues.

#### *Interpreting acoustic fish shadows*

Fish passing in the detection beam reflect a part of emitted sound: consequently acoustic shadows are

created behind the fish body (Langkau *et al.* 2012). These shadows are strongly related to object shapes and can be considered a criterion for identifying fish species (Fig. 9). By placing a plate with a 45° ground angle facing the beam, the shadow of fish moving parallel to the flow are observable on DIDSON images with correct proportions. In this way, morphological characteristics (e.g. fin position and size, profiling, lateral compression) can be observed and proving clues to identify species. A computer-imaging process classifies the shadows according to their shapes and to species present in the river. Furthermore, shadow study provides information about the position of fish in



**Figure 9** Acoustic shadows recorded by DIDSON of 50-cm stainless-steel templates (left) and living fish (right). From top to bottom: trout (*Salmo trutta*, Salmonidae), chub (*Leuciscus cephalus*, Cyprinidae), bream (*Abramis brama*, Cyprinidae), and barbell (*Barbus barbus*, Cyprinidae) (Langkau *et al.* 2012).

the water column (Balk and Lindem 2012). Nevertheless, this method has not proven effective for fish shorter than 20 cm, and has not yet been tested in the field (Langkau *et al.* 2012).

#### *Studying frequency of caudal fin beating*

Some studies focused on beat frequency of the caudal fin to identify species (Mueller *et al.* 2010), because each species has a specific one. Beat frequency of fish in a steady-swimming mode is calculated on the recorded echograms. Each beat appears as a punctual change along the fish outline (Fig. 10). No correlation has been observed between fish length, its behaviour and the frequency beat. This technique seemed able to distinguish two species of Canadian salmon of similar length ranges (*O. nerka* and *O. tshawytscha*, Salmonidae), but Mueller *et al.* (2010) note that the environment must not be too noisy so that high-quality DIDSON images are produced.

#### Limits of DIDSON

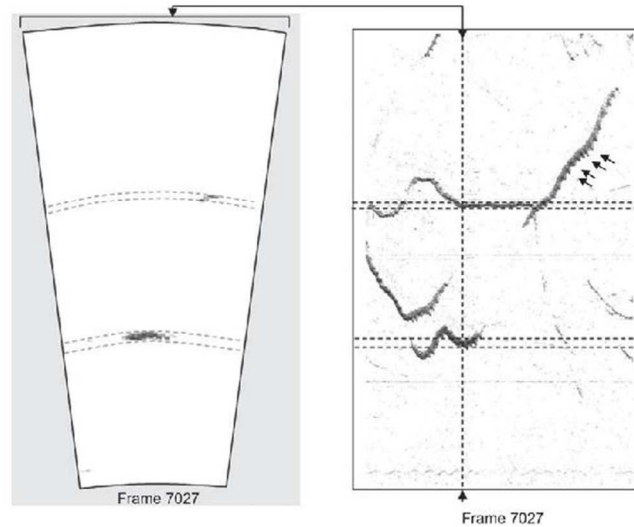
The first limit concerns the minimum size of targets detected by DIDSON. Most studies used the DIDSON camera to detect medium-to-large organism, up to 20 cm. The few authors focusing on small organisms restricted analysis to targets larger than 5 cm (total length) for fish (Mueller *et al.* 2006) and 2 cm (total length) for nekton (Kimball *et al.* 2010). The restricted maximal range is also an important limit for monitoring fish populations: site conditions must be carefully selected.

The DIDSON camera records data in only two dimensions. Consequently, in case of horizontal use, the vertical distribution of fish cannot be described (Hughes 2012). However, fish movements are described in the two other axes, which ensures counting of all the fish passing through the beam (Cronkite *et al.* 2006).

Dual-frequency identification sonar files are large because data are often recorded during long-term or permanent monitoring studies, which usually require a sampling strategy.

Sonar maintenance is also an important consideration to ensure reliable and usable data. The submerged DIDSON lens can be obscured by the salt of sea water or become clogged with silt (Maxwell and Gove 2004) or pollen (Lilja *et al.* 2010) (Fig. 11). Dirtying of the lens prevents emission of acoustic waves without stopping data recording. Thus, the camera has to be regularly removed

**Figure 10** Snapshot of the DIDSON screen (left) and its corresponding echogram view (right) during the passages of two fish. Arrows indicate discontinuities in the acoustic trace of fish, signals of each caudal fin beat. The range increases from the bottom to the top. Frequency beats can consequently be calculated (Mueller *et al.* 2010).



**Figure 11** Photo of the DIDSON lens: clean (left) and covered by drifting pollen (right) (Lilja *et al.* 2010).

from the water to have its lens cleaned. The DIDSON camera can also be placed in a protective case (Pipal *et al.* 2010a).

The efficiency of automated tracking by DIDSON software depends highly on population abundance. Furthermore, verification is necessary to ensure that tracked objects are fish and not parasite echoes. Milling behaviour and a weak signal-to-noise ratio can reduce the accuracy of automatic counting (Balk *et al.* 2011). Also, velocity needs to be manually calculated (Hughes 2012).

Dual-frequency identification sonar lacks tools to automatically track fish, whereas previous generations of echosounders have such tools (Pipal *et al.* 2010a). All fish have to be manually counted and measured to ensure that the data exported are reliable (Pavlov *et al.* 2009; Lilja

*et al.* 2010). Software modules are under development to meet this need.

Common scientific echosounders and sonars need to be calibrated to be used and to know their accuracy and precision levels (Foote 2009). The principles of standard-target calibration are well known for scientific echosounders (Foote *et al.* 1987) and multibeam sonars (Foote *et al.* 2005), which use acoustic properties of fish echoes. The beam pattern of the acoustic camera can be checked following these procedures. Nevertheless, the acoustic camera uses image properties, such as cluster area or body length, but does not use acoustic properties in the same way as common echosounders and sonars. Consequently, no calibration process has been already defined for acoustic cameras for the time being, rendering less

certain the quality of recorded data over time, particularly for the shortest targets, and reducing the reliability of using acoustic properties of fish echoes.

#### **Monitoring of migratory fish populations: an ecological purpose for the acoustic cameras**

Considering the characteristics described previously, acoustic cameras can provide much information for ecological monitoring studies, in a same way as multibeam sonars are now used (Brehmer *et al.* 2006c). Five essential conditions have been defined to use hydroacoustic methods for estimating the number of migrant fish (Maxwell 2007):

1. Fish must cross the detection beam.
2. Fish must migrate actively and unidirectionally. Fish passing back and forth in front of the beam may be counted several times, introducing bias.
3. The bottom profile should be as flat as possible, with a laminar flow.
4. The bank must be steeper than the river channel; otherwise, the beam may reach the fish but will not reflect back to the transducer.
5. If the studied species is not the only one in the system, it is necessary to estimate the relative abundance of each species using differences in their behaviours or size ranges.

#### **Installation of acoustic cameras on study sites**

##### *Recommended study-site characteristics*

Study sites must be carefully chosen and be suitable to the sonar characteristics to optimize data recording and minimize operational problems. Several authors (Maxwell and Gove 2004; Maxwell 2007; Balk *et al.* 2011) have published recommendations about:

*River morphology.* If the site is located in a river, the river must have one single branch to detect all fish. The bottom must be flat (no mounds or obstacles) and the substrate must be sand, mud or small gravel. Rocks must be rare on the detection beam because they may create blind spots where fish cannot be detected (Brehmer *et al.* 2006c; Pipal *et al.* 2010b). Water flow must be uniform and non-turbulent to avoid bubble echoes (Maxwell 2007; Mercer 2012) and fish milling behaviour (Enzenhofer *et al.* 1998; Hughes 2012). In large rivers (width up to 50 m), the bank needs to

be steep enough to fit an acoustic beam from near the bank to the maximum distance of fish passage (Maxwell 2007). In even larger rivers, a deflector weir may need to be set up in the channel to ensure that all the fish cross the detection beam. Fish must actively migrate through the site, and the sonar should not be located in a pool to avoid capturing milling behaviour, which can reduce the accuracy of counting (Pipal *et al.* 2010b). It is recommended to begin beam mapping before selecting a site to ensure that all fish beyond a certain length can be detected as unique targets. This mapping defines the maximum range of the beam and ensures that no blind zone is created by obstacles (Burwen *et al.* 2007).

*Site position in the watershed.* For a spawning migration survey, the site should be located downstream from any tributaries or river sections where spawning occurs to ensure that the entire population is monitored (Pipal *et al.* 2010b). Thus, the site must be located relatively close to the mouth of the river but also upstream of the tidal-influence zone to avoid large daily changes in water level, which can reduce sampling efficiency (Daum and Osborne 1998).

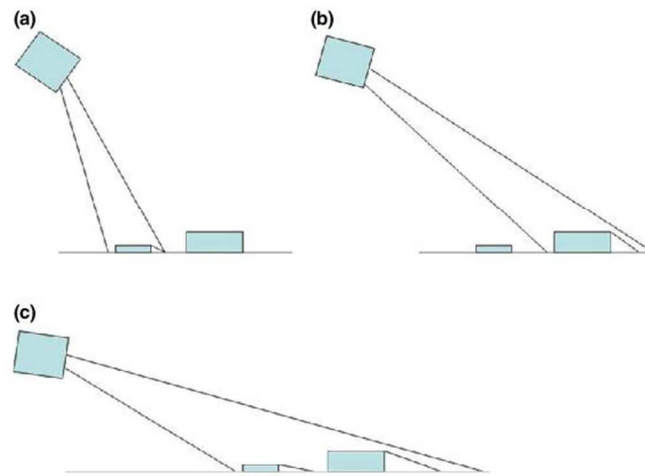
Those operating the sonar should remain near the site to intervene quickly in case of exceptional events (e.g. floods, high rainfall) (Pipal *et al.* 2010b) or to maintain the equipment (Lilja *et al.* 2010).

##### *Positioning and settings of acoustic cameras*

Tilt of the camera should be adapted to site characteristics to ensure proper beam coverage of the channel. The tilt should be optimized as a function of the bank slope and shape of the channel section. If the beam angle is too steep, the sample zone may be limited to only a small portion of the channel (Fig. 12). If it is angled too high, it may lose the ability to detect fish migrating close to the stream bottom (Pipal *et al.* 2010b). The channel profile must not require the beam to be either too steep or too shallow. In an ideal situation, the upper part of the sonar beam edge follows the water surface and the bottom is reached for the entire field of view (Lilja *et al.* 2010).

##### *Recommended components*

The basic equipment required for successful operation of a monitoring study of migratory species using high-frequency sonar includes a DIDSON unit, sonar mount, pan and tilt rotator, laptop



**Figure 12** A schematic illustration of consequences of DIDSON tilt settings on target ensonification on a bottom (side views) (Pipal *et al.* 2010b).

computer, data-storage device with associated cables and a weather-proof storage box (Pipal *et al.* 2010b). Furthermore, the sonar can be protected by an aluminium housing to protect it from large debris travelling downstream during high-flow events. Several fixation units have been designed and described in the literature (Fig. 13). The most frequent system used in migratory salmonid monitoring is a support adapted to the flat slopes of large rivers. Two devices have been described: a tripod (Enzenhofer and Cronkite 2000; Pipal *et al.* 2010b) and an H-mount (Maxwell and Gove 2004; Lilja *et al.* 2010; Mercer 2012). Both systems, ballasted, can adjust the

sonar height to site conditions but make the sonar tilt settings difficult. Deflector weirs (Fig. 14) can force the fish to migrate into the beam to ensure that all the population movements are recorded (Enzenhofer and Cronkite 2000; Cronkite *et al.* 2006). These deflectors are often used in studies in large rivers, because the range of high-frequency detection is limited (Maxwell and Gove 2004).

#### Monitoring examples

Acoustic cameras are innovative equipment that has been used by several research laboratories and



**Figure 13** Two different DIDSON fixation supports: left: an aluminium H-mount (Mercer and Wilson 2009); right : a tripod-style DIDSON mount (Pipal *et al.* 2010b).

DIDSON use for migratory fish studies F Martignac *et al.*



**Figure 14** Cross-section of a DIDSON hydroacoustic site on the Horsefly River (Canada), using a deflector weir. Photograph by J. Lilja (Cronkite *et al.* 2006).

management organizations to monitor fish populations (abundance, within-river distribution) for a decade. The Alaska Department of Fish and Game uses this device to monitor salmon migration (counting) in many rivers (Maxwell and Gove 2004). The Fisheries Research Board of Canada also tested the effectiveness of a DIDSON for monitoring salmon migration in British Columbia (Cronkite *et al.* 2006). In other countries where professional salmonid fisheries represent important economic resources (Scandinavia, Russia), acoustic cameras are used with success (Pavlov *et al.* 2009; Lilja *et al.* 2010; Lilja and Orell 2011; Pavlov *et al.* 2011).

Migrations of other species have also been monitored and described with these cameras. Upstream anadromous migrations of sea lampreys (*Petromyzon marinus*, Petromyzontidae) (Davies and Griffiths 2011) and downstream catadromous migration of silver eels (Hateley and Gregory 2006; Mueller *et al.* 2008; Bilotta *et al.* 2011) have been published. Furthermore, eel migrations are efficiently recorded up to a range of 20 m for fish up to 90 cm long. Smaller eels (up to 70 cm) can be easily identified up to a range of 15 m (Hateley and Gregory 2006).

However, acoustic devices seem to have an impact on the Clupeidae fish family. Monitoring studies on shad migration showed that this family species displays weak avoidance behaviour when fish detect acoustic waves, up to 120 kHz (Dunning *et al.* 1992; Nestler *et al.* 1992), including DIDSON's (Gregory *et al.* 2007). Indeed, fish of the subfamily *Alosinae* (Clupeidae family) can detect frequencies up to 3 kHz, unlike other fish (Wilson *et al.* 2008). These authors described the tendency of *Alosinae* juveniles to acquire avoidance behaviour

after exposure to odontocete predator echolocation (Mann *et al.* 2001). Some monitoring methods have attempted to use this particularity to count migrating shads, but they have disturbed migratory dynamics (Gregory and Clabum 2003).

Besides estimating the abundance of migrating fish, acoustic cameras obtain data about fish behaviour and predation, such as: fish-pass effectiveness (Baumgartner *et al.* 2006), active avoidance behaviour in front of a trap (Baumgartner *et al.* 2006) or pelagic trawl net (Rakowitz *et al.* 2012) or predation behaviour of piscivorous predators (fish or birds) that use fish passes to hunt prey (Baumgartner *et al.* 2006). The recorded data can increase understanding of predator-prey relations by showing the behaviour of forage fish schools (Handegard *et al.* 2012).

#### **Does acoustic cameras replace, or instead complement, common hydroacoustic methods?**

The Alaska Department of Fish and Game was the first organization to compare the performances of different hydroacoustic tools. The 2002 study compared DIDSON to (i) Bendix sonar (single-beam), used in Alaska rivers since the 1970s, (ii) split-beam sonar, tested for a few years and (iii) visual counting performed from observation towers (Maxwell and Gove 2004). The study concluded that the camera seemed immune to many problems that plague other sonars, including fish changing aspect-tilt angle, remaining for long periods in the sonar beam and travelling downstream. Its wide horizontal beam allows wider viewing of fish behaviour than previous sonars. Thus, DIDSON has replaced other acoustic equipment used

**Table 1** Human and material cost-effectiveness, efficiency and impact on fish and migratory dynamics of the most common devices used to monitor migratory fish populations in rivers and estuaries. The efficiency of each method is symbolized by gradual colours, from black (weak efficiency or negative impact) to white (high efficiency or no negative impact).

		Acoustic methods				Visual methods		Capture methods	
		Single-Beam Echosounder	Dual-Beam Echosounder	Split-Beam Echosounder	Multi-Beam Echosounder	Acoustic cameras	Visual counting	Video-counting	Trapping in fish passes
Individual fish	Counting fish	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Exhaustiveness of population abundance estimation	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Describing individual behaviour	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Individual-fish approach	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Impact on fish (integrity and/or behaviour)	White	White	White	White	White	White	White	White
Fish school	Estimation of stock in fish school	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Describing school behaviour	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
Target description	Identifying species	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Measuring length	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
Device adaptability	Human cost-effectiveness	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Material cost-effectiveness	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black
	Independent of environmental conditions	White	White	White	White	White	White	White	White
	Transposable whatever site characteristics	Black	Black	White	Black	White	White	Black	Black

to monitor salmon migration in Alaska (Maxwell and Gove 2004).

Other studies have been performed to compare acoustic cameras to common split-beam acoustic devices (Maxwell and Gove 2004; Xie *et al.* 2005; Pipal *et al.* 2010b; Balk *et al.* 2011; Hughes 2012), and they have clearly showed the advantages of DIDSON (Table 1):

1. Its wider beam (29° × 14°) detects fish better than those of split-beam devices, even close to the transducer (Maxwell and Gove 2004; Burwen *et al.* 2007; Pipal *et al.* 2010b).
2. Fish-movement changes and swimming behaviour are clearly apparent on DIDSON images, whereas they cannot be easily extracted from the echograms of previous sounders (Maxwell and Gove 2004). In the echograms of split-beam devices, fish-movement direction can be hidden by saturation of the echogram with parasite echoes or during high-density population movement (Maxwell and Gove 2004; Cronkite *et al.* 2006). Thus, in the case of behavioural researches, acoustic cameras are useful tool. Moreover, acoustic cameras are efficient to characterize fish behaviour in trawl (Handegard and Williams 2008), spawning behaviour (Grabowski *et al.* 2012), predation

behaviour (Price *et al.* 2013) or spatial distribution (Shen *et al.* 2013).

3. DIDSON's background subtraction tool can remove static echoes. Fish movement can consequently be recorded throughout the beam, even beyond the contact zone and the bottom (Balk *et al.* 2011). In contrast, the reception of split-beam sounders is often saturated by strong echoes from the bottom (Maxwell and Gove 2004; Hughes 2012).
4. Manual size measurement provides useful information up to a range of 12 m (Maxwell and Gove 2004; Burwen *et al.* 2007), although the measurement step in DIDSON software is 2 cm × 2 cm (Cronkite *et al.* 2006). Beyond 12 m, measurement accuracy decreases as target fuzziness increases.
5. DIDSON is easier to operate than other split-beam sounders. Its settings and echo visualization, based on an image of fish shape, improve data interpretation by even inexperienced operators. These characteristics minimize operational mistakes and consequently improve the relevance of the data collected (Lilja *et al.* 2010).

However, acoustic cameras and split-beam sounders have certain limitations in common



(Table 1). Solutions have been designed and tested to address some of those of cameras, such as sampling strategies to reduce data volumes and processing times, computer methods to improve species identification and improvement of data-processing tools.

In certain environment like shallow coastal waters, mangrove, reefs, that is, mainly shallow waters environment (Blondel 2009), acoustic cameras seem to be particularly adapted (Frias-Torres and Luo 2009). In the same way, fish aggregation under Fish Aggregating Devices (FAD) (Josse *et al.* 2000) could be studied with such technology, combined with common acoustic devices, and greatly improved our knowledge of these traps. Whereas, in other environment (i.e. lakes, seas, large rivers), cameras do not yet appear more efficient than existing echosounders but rather as a complementary tool that can improve species identification (Guttormsen *et al.* 2010). Although echo-integration can be applied to echograms to estimate fish density and biomass in lakes and seas, acoustic cameras cannot estimate biomass and then cannot map fish population distribution, because this information cannot currently be extracted from the recorded data (Hateley and Gregory 2006). Furthermore, fish position and trajectories in three dimensions cannot be recorded in camera data. Likewise, when monitoring fish in rivers too wide to be covered completely by acoustic camera, a split-beam sounder, which can detect fish up to 250 m away (Pfisterer 2002), can be combined with a camera, which can help in species identification (Hughes 2012).

### Conclusion

Despite some limitations, acoustic cameras, such as DIDSON, seem an accurate and cost-effective method to obtain abundance estimates for management purposes. Cameras meet the expectations of scientists and managers for ecological monitoring of fish populations in rivers and estuaries. It improves the understanding of fish behaviour via direct 'video-like' visualization of passages in the detection beam, does not affect the migratory behaviour of most species and allow the ownership of long data series, necessary in long-term monitoring in a changing world. Furthermore, its wide beam angle and background subtraction tool optimize image interpretation. Acoustic cameras

are particularly useful for identifying fish species, a major limitation of current acoustic methods. These characteristics make the DIDSON an efficient tool in several applications where fish populations are difficult to observe using common methods, such as marine shallow water applications. Improvement of data-processing tools will eventually address the main limitations of DIDSON described here. Acoustic camera technology thus appears to be the most efficient monitoring method in rivers and estuaries up to 20 m wide and a useful complementary tool for identifying fish species in other ecological uses.

### Acknowledgements

We thank the founders of our study: Agence de l'Eau Seine Normandie, and ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques). Thanks to M. Corson for the wise corrections and the helpful advices about English syntax. Thanks to François Gerlotto and Patrice Brehmer for their advices and comments allowing the improvement of the manuscript.

### References

- Almeida, P.R. (1996) Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza Ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. *Journal of Experimental Biology and Ecology* **202**, 137–150.
- Amoros, G. and Bornette, G. (2002) Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* **47**, 761–776.
- Arrhenius, F. (2000) Can stationary bottom split-beam hydroacoustics be used to measure fish swimming speed in situ? *Fisheries Research* **45**, 31–41.
- Bagliniere, J.L. (1999) Introduction: The brown trout (*Salmo trutta* L.): its origin, distribution and economic and scientific significance. In: *Biology and Ecology of the Brown and Sea Trout* (eds J.L. Bagliniere and G. Maisse). Springer-Praxis, Chichester, UK, pp. 1–12.
- Bagliniere, J.L., Sabatié, M.R., Rochard, E., Alexandrino, P. and Aprahamian, M.W. (2003) The allis shad (*Alosa alosa*): biology, ecology, range, and status of populations. In: *Biodiversity, Status and Conservation of the World's Shad. American Fisheries Society Symposium*, Vol. 35, (eds K.E. Limburg and J.R. Waldman). American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 85–102.
- Bagliniere, J.L., Marchand, F. and Vauclin, V. (2005) Interannual changes in recruitment of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) population in the River Oir (Lower Normandy, France): relationships with spawners and

- in-stream habitat. *ICES Journal of Marine Science* **62**, 695–707.
- Balk, H. and Lindem, T. (2002) Fish detection in rivers with split-beam sonars (*Proceedings of the 25nd Scandinavian Symposium on Physics Acoustics*), Ustaaset, Norway, 6 pp.
- Balk, H. and Lindem, T. (2012) *Sonar4 and Sonar5-Pro, Post Processing Systems, Operator Manual Version 6.0.1*. University of Oslo, Oslo, Norway, 469 pp.
- Balk, H., Lindem, T. and Kubecka, J. (2009) New Cubic Cross Filter detector for multi-beam data recorded with DIDSON acoustic camera. In: (Proceedings of the Underwater acoustic measurements, Technologies & results, Heraklion, Greece, 2009). (eds J.S. Papadakis and L. Bjorno), Foundation for Research & Technology, pp. 1461–1468.
- Balk, H., Järnegen, J. and Haraldsson, G. (2011) Evaluation of the counting system DIDSON in Karasjohka 2010, 15 pp.
- Baumgartner, L.J., Reynoldson, N., Cameron, L. and Stanger, J. (2006) *Assessment of a Dual-Frequency Identification Sonar (DIDSON) for Application in Fish Migration Studies*. NSW Department of Primary Industries, Narrandera Fisheries Centre, Narrandera NSW, 35 pp.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W. et al. (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* **51**, 633–641.
- Belcher, E.O. (2006) *Vision in Turbid Water*. Sound Metrics Corp., Lake Forest Park, WA, 5 pp.
- Belcher, E.O., Matsuyama, B. and Trimble, G.M. (2001) Object identification with acoustic lenses. (Proceedings of the MTS/IEEE oceans, volume 1, session 1., Honolulu, Hawaii, 2001), 6 pp.
- Belcher, E.O., Hanot, W. and Burch, J. (2002a) Dual-frequency identification sonar. (Proceedings of the 2002 International Symposium on underwater technology, Tokyo, Japan, 2002b), pp. 187–192.
- Belcher, E.O., Fox, W.L.J. and Hanot, W.H. (2002b) *Dual-Frequency Acoustic Camera: A Candidate for an Obstacle Avoidance, Gap-Filler, and Identification Sensor for Untethered Underwater Vehicles*. Applied Physics Laboratory, University of Washington, St. Seattle, WA, 5 pp.
- Bertrand, A., Ballón, M. and Chaigneau, A. (2010) Acoustic observation of living organisms reveals the upper limit of the oxygen minimum zone. *PLoS ONE* **5**, e10330.
- Bilotta, G.S., Sibley, P., Hateley, J. and Don, A. (2011) The decline of the European eel *Anguilla anguilla*: quantifying and managing escapement to support conservation. *Journal of Fish Biology* **78**, 23–38.
- Blondel, P. (2009) Shallow-water environments. In: *The Handbook of Sidescan Sonar* (ed. P. Blondel). Springer, Berlin Heidelberg, pp. 185–199.
- Boswell, K.M., Kaller, M.D., Cowan, J.A. and Wilson, C.A. (2008) Evaluation of target strength–fish length equation choices for estimating estuarine fish biomass. *Hydrobiologia* **610**, 113–123.
- Brehmer, P., Gerlotto, F., Guillard, J., Sanguinède, F., Guénnégan, Y. and Buestel, D. (2003) New applications of hydroacoustic methods for monitoring shallow water aquatic ecosystems: the case of mussel culture grounds. *Aquatic Living Resources* **16**, 333–338.
- Brehmer, P., Chi, T.D. and Mouillot, D. (2006a) Amphidromous fish school migration revealed by combining fixed sonar monitoring (horizontal beaming) with fishing data. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **334**, 139–150.
- Brehmer, P., Guillard, J., Guénnégan, Y., Bigot, J.L. and Liorzou, B. (2006b) Evidence of a variable “unsampled” pelagic fish biomass in shallow water (<20 m): the case of the Gulf of Lion. *ICES Journal of Marine Science* **63**, 444–451.
- Brehmer, P., Lafont, T., Georgakarakos, S., Josse, E., Gerlotto, F. and Collet, C. (2006c) Omnidirectional multi-beam sonar monitoring: applications in fisheries science. *Fish and Fisheries* **7**, 165–179.
- Brehmer, P., Chi, T.D., Laugier, T. et al. (2011a) Field investigations and multi-indicators for shallow water lagoon management: perspective for societal benefit. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **21**, 728–742.
- Brehmer, P., Guillard, J., Pinzon, P.I.C. and Bach, P. (2011b) Exploratory and instantaneous swimming speeds of Amphidromous Fish school in shallow-water coastal lagoon channels. *Estuaries and Coasts* **34**, 739–744.
- Burwen, D. and Bosch, D. (1995) Estimates of Chinook salmon abundance in the Kenai River using Dual-Beam sonar. *Fishery Data Series*, 32 pp.
- Burwen, D.L., Bosch, D.E. and Fleischman, S.J. (1998) *Evaluation of Hydroacoustic Assessment Techniques for Chinook Salmon on the Kenai River, 1995*. Alaska Department of Fish and Game. Fishery Data Series, Division of Sport Fish, Research and Technical Services, Anchorage, AL, 65 pp.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J., Miller, J.D. and Jensen, M.E. (2003) Time-based signal characteristics as predictors of fish size and species for a side-looking hydroacoustic application in a river. *ICES Journal of Marine Science* **60**, 662–668.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J. and Miller, J.D. (2007) *Evaluation of a Dual-Frequency Imaging Sonar for Detecting and Estimating the Size of Migrating Salmon*. Alaska Department of Fish and Game. Fishery Data Series, Division of Sport Fish, Research and Technical Services, Anchorage, AL, 40 pp.
- Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H., Ridley, T., Holmes, J., Lilja, J. and Benner, K. (2006) *Use of High-Frequency Imaging Sonar to Estimate Adult Sockeye Salmon Escapement in the Horsefly River, British Columbia*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2647. Fisheries and Oceans Canada, Science Branch,

- Pacific Region, Pacific Biological Station, Nanaimo, BC, 47 pp.
- Cronkite, G.M.W., Mulligan, T., Holmes, J. and Enzenhofer, H. (2007) Categorising salmon migration behaviour using characteristics of split-beam acoustic data. *Aquatic Living Resources* **20**, 205–212.
- Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J. and Holmes, J.A. (2008) *Evaluation of the BlueView ProViewer 900 Imaging Sonar as a Tool for Counting Adult Sockeye Salmon in the Adams River, British Columbia*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2798, iv + 21 pp.
- Cury, P.M., Shin, Y.J., Planque, B. et al. (2008) Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends of Ecology and Evolution* **23**, 338–346.
- Dahl, P.H. and Mathisen, O.A. (1983) Measurement of fish target strength and associated directivity at high frequencies. *Journal of Acoustical Society of America* **73**, 1205–1211.
- Daum, D.W. and Osborne, B.M. (1998) Use of fixed-location, split-beam sonar to describe temporal and spatial patterns of adult fall chum salmon migration in the Chandalar River, Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* **18**, 477–486.
- Davies, R.N. (2009) Evaluation of motion detection features in the DIDSON (SMC) software for minimising data processing and storage requirements during fish counting. Ref No – FAT/09/08, 18 pp.
- Davies, R.N. and Griffiths, J. (2011) Monitoring adult Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) migration using a DIDSON imaging sonar on the River Tywi 2009/10, 35 pp.
- Davies, R.N., Clabum, P., Griffiths, J. and Davis, J. (2010) Assessment of the accuracy of length estimates of free swimming fish obtained from a DIDSON imaging sonar. Ref No - FAT/10/DRAFT, 16 pp.
- Doray, M., Masse, J. and Petitgas, P. (2010) *Pelagic Fish Stock Assessment by Acoustic Methods at IFREMER*. IFREMER, Centre de Nantes, Département Ecologie et Modèles pour l'Halieutique, Rue de l'Île d'Yeu, Nantes, 18 pp.
- Dotinga, H.M. and Oude-Elferink, A.G. (2000) Acoustic pollution in the oceans: the search for legal standards. *Ocean Development & International Law* **31**, 151–182.
- Duncan, A. and Kubecka, J. (1996) Patchiness of longitudinal fish distributions in a river as revealed by a continuous hydroacoustic survey. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 161–165.
- Dunning, D.J., Ross, Q.E., Geoghehan, P., Reichle, J.J., Menezes, J.K. and Watson, J.K. (1992) Alewives avoid high-frequency sound. *North American Journal of Fisheries Management* **12**, 407–416.
- Eggers, D.M. (1994) On the discrimination of sockeye and chinook salmon in the Kenai River based on target strength determined with 420 kHz dual-beam sonar. *Alaska Fishery Research Bulletin* **1**, 125–139.
- Elliott, D.B. (2005) *DIDSON Diver Evaluation*. NOAA Diver – Nat. Ocean Service, Silver Spring, MD, 5 p.
- Emmrich, M., Winfield, I.J., Guillard, J. et al. (2012) Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology* **57**, 2436–2448.
- Enzenhofer, H. and Cronkite, G.M.W. (2000) *Fixed Location Hydroacoustic Estimation of Fish Migration in the Riverine Environment: An Operational Manual*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 46 pp.
- Enzenhofer, H.J., Olsen, N. and Mulligan, T.J. (1998) Fixed-location riverine hydroacoustics as a method of enumerating migrating adult Pacific salmon: comparison of split-beam acoustics vs. visual counting. *Aquatic Living Resources* **11**, 61–74.
- Fair, L.F., Bue, B.G., Clark, R.A. and Hasbrouck, J.J. (2004) *Spawning Escapement Goal Review of Bristol Bay Salmon Stocks*. Regional Information Report No. 2A04-17, 117 pp.
- Fleischman, S.J. and Burwen, D.L. (2003) Mixture models for the species apportionment of hydroacoustic data, with echo-envelope length as the discriminatory variable. *ICES Journal of Marine Science* **60**, 592–598.
- Foote, K.G. (1980) Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: a comparison of gadoid and mackerel target strengths. *Journal of Acoustical Society of America* **67**, 2084–2089.
- Foote, K.G. (2009) Acoustic Methods: Brief Review and Prospects for Advancing Fisheries Research. In: *The Future of Fisheries Science in North America. Fish & Fisheries Series* (ed. R.J. Beamish and B.J. Rothschild), pp. 313–342.
- Foote, K.H., Knudsen, H.P., Vestnes, G., MacLennan, D.N. and Simmonds, E.J. (1987) Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical Guide. *ICES Cooperative Research Report* **144**, 57.
- Foote, K.G., Chu, D., Hammar, T.R. et al. (2005) Protocols for calibrating multibeam sonar. *Acoustical Society of America* **117**, 15.
- Forbes, L.S. and Peterman, R.M. (1994) Simple size-structured models of recruitment and harvest in Pacific Salmon (*Oncorhynchus* spp.). *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* **51**, 603–616.
- Fréon, P. and Misund, O.A. (1999) Effects of behaviour on stock assessment using acoustic survey. In: *Dynamics of Pelagic Fish Distribution and Behaviour: Effects on Fisheries and Stock Assessment*. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd., Oxford, pp. 258–273.
- Frias-Torres, S. and Luo, J. (2009) Using dual-frequency sonar to detect juvenile goliath grouper *Epinephelus itajara* in mangrove habitat. *Endangered Species Research* **7**, 237–242.
- Frouzova, J., Kubecka, J., Balk, H. and Frouz, J. (2005) Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research* **75**, 86–96.

- García, S.M. and Cochrane, K.L. (2005) Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science* **62**, 311–318.
- Gerlotto, F., Hernandez, C. and Linares, E. (1998) Experiences with multibeam sonar in shallow tropical waters. *Fisheries Research* **35**, 143–147.
- Gerlotto, F., Soria, M. and Fréon, P. (1999) From two dimensions to three: the use of multibeam sonar for a new approach in fisheries acoustics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**, 6–12.
- Gerlotto, F., Georgakarakos, S. and Eriksen, P.K. (2000) The application of multibeam sonar technology for quantitative estimates of fish density in shallow water acoustic surveys. *Aquatic Living Resources* **13**, 385–393.
- Grabowski, T.B., Boswell, K.M., McAdam, B.J., Wells, R.J.D. and Marteinsdottir, G. (2012) Characterization of Atlantic Cod spawning habitat and behavior in Icelandic Coastal Waters. *PLoS ONE* **7**, e51321.
- Gregory, J. and Clabum, P. (2003) Avoidance behaviour of *Alosa fallax fallax* to pulsed ultrasound and its potential as a technique for monitoring clupeid spawning migration in a shallow river. *Aquatic Living Resources* **16**, 313–316.
- Gregory, J., Lewis, M. and Hateley, J. (2007) *Are Twaité Shad Able to Detect Sound at a Higher Frequency Than any Other Fish? Results From a High Resolution Imaging Sonar* (Proceedings of the Institute of Acoustics, Loughborough University, UK), 29 pp.
- Grothues, T.M. and Able, K.W. (2010) Association of Adult Fishes with Piers in the Lower Hudson River: Hydroacoustic Surveys for an Undersampled Resource. Institute of Marine and Coastal Sciences, 50 pp.
- Guillard, J. (1998) Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary (Sine-Saloum, Senegal) using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fisheries Research* **35**, 21–29.
- Guillard, J. and Colon, M. (2000) First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echocounting in a lock on the Rhône River (France) using a split-beam sounder, and relationships with environmental data and fish caught. *Aquatic Living Resources* **13**, 327–330.
- Guillard, J. and Lebourges, A. (1998) Preliminary results of fish population distribution in a Senegalese coastal area with depths less than 15 m, using acoustic methods. *Aquatic Living Resources* **11**, 13–20.
- Guillard, J., Albaret, J.J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J. and Tito De Morais, L. (2004) Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: moored and mobile sampling. *Aquatic Living Resources* **17**, 47–55.
- Guillard, J., Perga, M.E., Colon, M. and Angeli, N. (2006) Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fisheries Management and Ecology* **13**, 319–327.
- Guillard, J., Balay, P., Colon, M. and Brehmer, P. (2010) Survey boat effect on YOY fish schools in a pre-alpine lake: evidence from multibeam sonar and split-beam echosounder data. *Ecology of Freshwater Fish* **19**, 373–380.
- Guillard, J., Darchambeau, F., Mulungula, P.M. and Descy, J.P. (2012a) Is the fishery of the introduced Tanganyika sardine (*Limnothrissa miodon*) in Lake Kivu (East Africa) sustainable? *Journal of Great Lakes Research* **38**, 524–533.
- Guillard, J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J., Albaret, J.J. and Morais, L.T.D. (2012b) Fish biomass estimates along estuaries: a comparison of vertical acoustic sampling at fixed stations and purse seine catches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **107**, 105–111.
- Guttormsen, M.A., McCarthy, A. and Jones, D. (2010) Results of the February–March 2009 echo integration-trawl surveys of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) conducted in the Gulf of Alaska, Cruises DY2009-01 and DY2009-04, 67 pp.
- Han, J., Honda, N., Asada, A. and Shibata, K. (2009) Automated acoustic method for counting and sizing farmed fish during transfer using DIDSON. *Fish Sciences* **75**, 1359–1367.
- Handegard, N.O. and Williams, K. (2008) Automated tracking of fish in trawls using the DIDSON (Dual frequency IDentification SONar). *ICES Journal of Marine Science* **65**, 636–644.
- Handegard, N.O., Boswell, K.M., Ioannou, C.C., Leblanc, S.P., Tjøstheim, D.B. and Couzin, I.D. (2012) The dynamics of coordinated group hunting and collective information transfer among schooling prey. *Current Biology* **22**, 5.
- Hateley, J. and Gregory, J. (2006) Evaluation of a multi-beam imaging sonar system (DIDSON) as Fisheries Monitoring Tool: Exploiting the Acoustic Advantage, 7 pp.
- Holmes, J.A., Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J. and Mulligan, T.J. (2006) Accuracy and precision of fish-count data from a “dual-frequency identification sonar” (DIDSON) imaging system. *ICES Journal of Marine Science* **63**, 543–555.
- Horne, J.K. (2000) Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography* **9**, 4, 356–371.
- Horne, J.K. (2003) The influence of ontogeny, physiology, and behaviour on the target strength of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*). *ICES Journal of Marine Science* **60**, 1063–1074.
- Horne, J.K. and Jech, J.M. (2005) Models, measures, and visualizations of fish backscatter. In: *Sounds in the sea: From Ocean Acoustics to Acoustical Oceanography*. (ed. H. Medwin). University Press, Cambridge, UK, Cambridge, pp. 374–397.

- Hughes, S. (1998) A mobile horizontal hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom. *Fisheries Research* **35**, 91–97.
- Hughes, J.B. (2012) Combining Count Data from Split-beam and Multiple DIDSON Sonar Techniques to Estimate Spawning Run Abundance of Anadromous Fishes in the Roanoke River, NC. Master of Science, Graduate Faculty of North Carolina State University, 127 pp.
- Johnston, S.V. and Steig, T.W. (1995) Evolution of fixed-location hydroacoustic techniques for monitoring upstream migrating adult salmonids (*Oncorhynchus* spp.) in riverine environments. In: *ICES International Symposium Fisheries and Plankton Acoustics*. ICES, Marine Laboratory, Aberdeen, Scotland, 15 pp.
- Josse, E., Bertrand, A. and Dagorn, L. (1999) An acoustic approach to study tuna aggregated around fish aggregating devices in French Polynesia: methods and validation. *Aquatic Living Resources* **12**, 303–313.
- Josse, E., Dagorn, L. and Bertrand, A. (2000) Typology and behaviour of tuna aggregations around Fish Aggregating Devices from acoustic surveys in French Polynesia. *Aquatic Living Resources* **13**, 183–192.
- Kang, M. (2011) Semiautomated analysis of data from an imaging sonar for fish counting, sizing, and tracking in a post-processing application. *Fisheries and Aquatic Sciences* **14**, 218–225.
- Karr, J.R. (1991) Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* **1**, 66–84.
- Kimball, M.E., Rozas, L.P., Boswell, K.M. and Cowan, J.H. Jr. (2010) Evaluating the effect of slot size and environmental variables on the passage of estuarine nekton through a water control structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **395**, 181–190.
- Knudsen, F.R., Fosseidengen, J.E., Oppedal, F., Karlsten, Ø. and Ona, E. (2004) Hydroacoustic monitoring of fish in sea cages: target strength (TS) measurements on Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Fisheries Research* **69**, 205–209.
- Kracker, L. (2007) *Hydroacoustic surveys: A non-destructive approach to monitoring fish distributions at National Marine Sanctuaries*, NOAA, National Ocean Service, National Centers for Coastal Ocean Science, Center for Coastal Environmental Health and Biomolecular Research, Vol. 219 Fort Johnson Road, Charleston, South Carolina 29412-9110.
- Kubecka, J. (1996) Use of horizontal dual-beam sonar for fish survey in shallow water. In: *Stock Assessment in Inland Fisheries*. (ed. I.G. Cowx). Fishing News Books, Blackwell Science Ltd, Oxford, pp. 165–178.
- Kubecka, J. and Duncan, A. (1998) Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. *Fisheries Research* **35**, 115–125.
- Lackey, R.T. (2009) Challenges to sustaining Diadromous fishes through 2100: Lessons learned from Western North America. *American Fisheries Society Symposium* **69**, 609–617.
- Langkau, M.C., Balk, H., Schmidt, M.B. and Borchering, J. (2012) Can acoustic shadows identify fish species? A novel application of imaging sonar data. *Fisheries Management and Ecology* **19**, 313–322.
- Lilja, J. and Orell, P. (2011) Use of DIDSON to estimate spawning run of Atlantic salmon in the River Karasjohka, the tributary of the River Tana, 25 pp.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Riikonen, R. and Jurvelius, J. (2000) Side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), whitefish (*Coregonus lavaretus*), and pike (*Esox lucius*). *Aquatic Living Resources* **13**, 355–360.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Jurvelius, J., Rossi, T. and Heikkola, E. (2004) Simulation and experimental measurement of side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at high frequency. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**, 2227–2236.
- Lilja, J., Ridley, T., Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J. and Holmes, J.A. (2008) Optimizing sampling effort within a systematic design for estimating abundant escapement of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in their natal river. *Fisheries Research* **90**, 118–127.
- Lilja, J., Romakkaniemi, A., Stridsman, S. and Karlsson, L. (2010) Monitoring of the 2009 salmon spawning run in River Tornionjoki/Torneälven using Dual-frequency Identification SONar (DIDSON). 43 pp.
- Limburg, K.E. and Waldman, J.R. (2009) Dramatic declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience* **59**, 955–965.
- Love, R.H. (1971) Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *Journal of Acoustical Society of America* **49**, 816–823.
- Love, R.H. (1977) Target strength of an individual fish at any aspect. *Journal of the Acoustical Society of America* **62**, 1397–1403.
- Lucas, M.C. and Baras, E. (2000) Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and fisheries* **1**, 283–316.
- Mann, D.A., Higgs, D.M., Tavolga, D.M., Souza, W.N. and Popper, A.N. (2001) Ultrasound detection by clupeiform fishes. *Journal of the Acoustical Society of America* **109**, 3048–3054.
- Martignac, F., Bagliniere, J.L., Thieulle, L., Ombredane, D. and Guillard, J. (2013) Influences of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont Saint Michel Bay) using hydroacoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **134**, 181–187. [dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.1002.1003](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.1002.1003).
- Maxwell, S.L. (2007) Hydroacoustics: Rivers. In: *Salmonids Field Protocols Handbook. Techniques for Assessing Status and Trends in Salmon and Trout Populations* (eds D.H. Johnson, B.M. Shrier, J.S. O'Neal, J.A. Knudzen, X. Augerot, T.A. O'Neil and T.N. Peasons). American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 133–152.

- Maxwell, S.L. and Gove, N.E. (2004) The feasibility of estimating migrating salmon passage rates in turbid rivers using a dual frequency identification sonar (DIDSON), 88 pp.
- McClatchie, S., Alsop, J. and Coombs, R.F. (1996) A re-evaluation of relationships between fish size, acoustic frequency, and target strength. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 780–791.
- Mehner, T., Busch, S., Helland, I.P., Emmrich, M. and Freyhof, J. (2010) Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecology of Freshwater Fish* **19**, 408–419.
- Melvin, G., Fox, P.A. and Condiotty, J. (2012) Adaption of the M3 multi-beam sonar to fisheries. (Proceedings of the ECUA 2012 11th European Conference on Underwater Acoustics, Edinburgh, Scotland, 2012). American Institute of Physics, Acoustical Society of America, 10 pp.
- Mercer, B. (2012) *2011 Teslin River DIDSON Sonar Feasibility Study*, B. Mercer & Associates Ltd., Whitehorse, YT, 31 pp.
- Mercer, B. and Wilson, J.K. (2009) *Chinook Salmon Sonar Enumeration on the big Salmon River, 2008*. J. Wilson & Associates, Whitehorse, YT, 26 pp.
- Meynecke, J.O., Poole, G.C., Werry, J. and Lee, S.Y. (2008) Use of PIT tag and underwater video recording in assessing estuarine fish movement in a high intertidal mangrove and salt marsh creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **79**, 168–178.
- Miller, J.D., Burwen, D.L. and Fleischman, S.J. (2005) Estimates of Chinook Salmon abundance in the Kenai River using Split-beam sonar, 2003. Fishery Data Series, 102 pp.
- Mueller, R.P., Brown, R.S., Hop, H. and Moulton, L. (2006) Video and acoustic camera techniques for studying fish under ice: a review and comparison. *Fish Biology Fisheries* **16**, 213–226.
- Mueller, A.M., Mulligan, T. and Withler, P.K. (2008) Classifying sonar images: can a computer-driven process identify eels? *North American Journal of Fisheries Management* **28**, 1876–1886.
- Mueller, A.M., Burwen, D.L., Boswell, K.M. and Mulligan, T. (2010) Tail-beat patterns in dual-frequency identification Sonar Echograms and their potential use for species identification and bioenergetics studies. *Transactions of the American Fisheries Society* **139**, 900–910.
- Mulligan, T. and Kieser, R. (1996) A split-beam echo-counting model for riverine use. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 403–406.
- Myrberg, A.A. (1990) The effects of man-made noise on the behavior of marine animals. *Environment International* **16**, 575–586.
- Nestler, J.M., Ploskey, G.R., Pickens, J., Menezes, J. and Schilt, C. (1992) Responses of blueback herring to high-frequency sound and implications for reducing entrainment at hydropower dams. *North American Journal of Fisheries Management* **4**, 667–683.
- Ona, E. (1999) *Methodology for TS measurements*. ICES Cooperative Research Report. 235 pp.
- Pavlov, D.S., Borisenko, E.S. and Pashin, V.M. (2009) Investigations of spawning migration and assessment of abundance of the Kamchatka steelhead (*Parasalmo mykiss*) from the Utkholok River by means of Didson Dual-frequency identification sonar. *Journal of Ichthyology* **49**, 1042–1064.
- Pavlov, D.S., Borisenko, E.S., Mochek, A.D. and Degtev, E.I. (2011) Hydroacoustic study of *Salmo Salar* migration in the Shuya River (Onega Lake Basin). *Journal of Ichthyology* **51**, 646–651.
- Perrier, C., Evanno, G., Belliard, J., Guyomard, R. and Baglinière, J.L. (2010) Natural recolonization of the Seine River by Atlantic salmon (*Salmo salar*) of multiple origins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **67**, 4.
- Pfisterer, C.T. (2002) Estimation of Yukon River Salmon passage in 2001 using hydroacoustic methodologies, 65 pp.
- Pipal, K., Jessop, M., Boughton, D. and Adamas, P. (2010a) Using dual frequency identification sonar (DIDSON) to estimate adult steelhead escapement in the San Lorenzo River, California. *California Fish and Game* **96**, 90–95.
- Pipal, K., Jessop, M., Holt, G. and Adams, P. (2010b) Operation of Dual Frequency identification sonar (DIDSON) to monitor adult steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) in the central California coast, 89 pp.
- Price, V.B., Auster, P.J. and Kracker, L. (2013) Use of high-resolution DIDSON sonar to quantify attributes of predation at ecologically relevant space and time scales. *Marine Technology Society Journal* **47**, 33–46.
- Radinger, J. and Wolter, C. (2013) Pattern and predictors of fish dispersal in rivers. *Fish and fisheries* (in press) doi: 10.1111/faf.12028.
- Rakowitz, G. (2009) Didson counting - manual or automatic?. (Proceedings of the Underwater Acoustic Measurements: Technologies and Results, Nafplion, Greece, 2009), 6 pp.
- Rakowitz, G., Tuser, M., Riha, M., Juza, T., Balk, H. and Kubecka, J. (2012) Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. *Fisheries Research* **123–124**, 37–48.
- Ransom, B.H., Steig, T.W. and Neelson, P.A. (1996) Comparison of hydroacoustic and net catch estimates of Pacific salmon smolt (*Oncorhynchus spp.*) passage at hydropower dams in the Columbia River Basin, USA. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 477–481.
- Ransom, B.H., Johnston, S.V. and Steig, T.W. (1998) Summary of the Use of Hydroacoustics for Quantifying the Escapement of Adult Salmonids (*Oncorhynchus* and *Salmo spp.*) in Rivers. (Proceedings of the International Symposium and Workshop on Management and Ecol-

- ogy of River Fisheries, University of Hull, England, 1998), 25 pp.
- Rivot, E., Perrier, C., Jouanin, C. et al. (2009) Climate change may have affected growth and life history in Atlantic Salmon Juveniles over the past 30 years. *American Fisheries Society Symposium* **69**, 855–857.
- Romakkaniemi, A., Lilja, J., Nyakänen, M., Marjomäki, T.J. and Jurvelius, J. (2000) Spawning run of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the River Tornionjoki monitored by horizontal split-beam echosounding. *Aquatic Living Resources* **13**, 349–354.
- Rose, K.A. (2000) Why are quantitative relationships between environmental quality and fish populations so elusive? *Ecological Applications* **10**, 367–385.
- Rudstam, L.G., Jech, J.M., Parker-Stetter, S.L., Horne, J.K., Sullivan, P.J. and Mason, D.M. (2012) Fisheries Acoustics. In: *Fisheries Techniques*, 3rd edn (eds A.V. Zale, D.L. Parrish and T.M. Sutton). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 40.
- Samedy, V., Josse, E., Guillard, J., Pierre, M., Girardin, M. and Boet, P. (2013) Comparisons of vertical hydroacoustic survey strategies for monitoring fish distributions in the Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **134**, 174–180.
- Shardlow, T. (2004) Using time-lapsed video to estimate survey life for area-under-the-curve methods of escape-ment estimation. *North American Journal of Fisheries Management* **24**, 1413–1420.
- Shen, W., Yang, L., Zang, J. and Peng, G. (2013) The survey of fishery resources and spacial distribution using DIDSON imaging sonar data. *Computer and Computing Technologies in Agriculture IV*, 366–375.
- Simmonds, J. and MacLennan, D. (2005) *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2nd edn. (Fish and Aquatic Resources Series 10, Vol., Blackwell Publishing, Oxford.
- Sissenwine, M.P. (1978) Is MSY an adequate foundation for optimum yield? *Fisheries* **3**, 22–45.
- SoundMetrics Corporation (2010) *Dual-Frequency Identification Sonar DIDSON Operational Manual V5.25*, Sound Metrics Corp., Lake Forest Park, WA.
- Stanton, T.K. (2012) 30 years of advances in active bioacoustics: a personal perspective. *Methods in Oceanography* **1–2**, 49–77.
- Taylor, D.V. and Elison, T.B. (2010) Kanektok River Salmon Monitoring and Assessment, 2009, 66 pp.
- Trenkel, V.M., Mazauric, V. and Berger, L. (2008) The new fisheries multibeam echosounder ME70: description and expected contribution to fisheries research. *ICES Journal of Marine Science* **65**, 645–655.
- Trenkel, V.M., Ressler, P.H., Jech, M., Giannoulaki, M. and Taylor, C. (2011) Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series* **442**, 285–301.
- Vaganay, J., Elkins, M.L., Wilcox, S. et al. (2005) Ship Hull Inspection by Hull-Relative Navigation and Control, 6 pp.
- Verspoor, E., Stradmeyer, L. and Nielsen, J.L. (2007) *The Atlantic Salmon. Genetics, Conservation and Management*. Blackwell Publishing, Oxford, 523 pp.
- Walters, C.J., Christensen, V., Martell, S.J. and Kitchell, J.F. (2005) Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. *ICES Journal of Marine Science* **62**, 558–568.
- Webb, P.W. (1982) Locomotor patterns in the evolution of Actinopterygian fishes. *American Society of Zoologists* **22**, 329–342.
- Wilson, M., Acolas, M.L., Bégout, M.L., Madsen, P.T. and Wahlberg, M. (2008) Allis shad (*Alosa alosa*) exhibit an intensity-graded behavioral response when exposed to ultrasound. *Journal of Acoustical Society of America* **124**, 243–247. doi:210.1121/1121.2960899.
- Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B. and Bean, C.W. (2009) Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK. *Fisheries Research* **96**, 30–38.
- Xie, Y., Mulligan, T.J., Cronkite, G.M.W. and Gray, A.P. (2002) Assessment of Potential Bias in Hydroacoustic Estimation of Fraser River Sockeye and Pink Salmon at Mission, B.C., 50 pp.
- Xie, Y., Gray, A.P., Martens, F.J., Boffey, J.L. and Cave, J.D. (2005) Use of Dual-Frequency Identification Sonar to Verify Split-Beam Estimates of Salmon Flux and to Examine Fish Behaviour in the Fraser River, 64 pp.

#### 1.4.4. La technologie hydroacoustique : fonctionnement et interprétation des données

##### 1.4.4.1. Fonctionnement d'un échosondeur, ou équipement d'acoustique active

Le faisceau de détection d'un sonar correspond au volume dans lequel une onde émise dans le milieu, se propage, se réfléchit sur un objet et revient vers l'émetteur. Le décalage temporel entre l'émission et la réception permet le calcul de la distance entre le sonar et l'objet réflecteur, ou *range* (R). Les outils hydroacoustiques sont par conséquent couramment utilisés pour déterminer des bathymétries.

Les outils hydroacoustiques fonctionnent tous selon le même schéma : un émetteur-récepteur (*Transceiver*), coordonne les émissions et les réceptions sous forme d'impulsions électriques et sert d'interface avec le matériel informatique, et un transducteur convertit les impulsions électriques en signaux acoustiques et inversement. Ainsi, la partie émettrice envoie des impulsions électriques d'une forme, une amplitude et une récurrence de tir (ici, nombre de *pings* par secondes) préalablement paramétrées au transducteur, qui génère des impulsions acoustiques aux caractéristiques semblables dans l'eau. Les volumes couverts par les faisceaux de détection peuvent différer selon les types de transducteurs. L'ouverture du faisceau, sa forme ou son angle de détection dépendent de l'organisation des éléments piézo-électriques séparés d'électrodes, qui se contractent et se relâchent en fonction des signaux électriques, créant les signaux acoustiques. Les éléments les plus périphériques du transducteur ont une intensité pondérée qui permet au faisceau d'être directionnel en concentrant l'essentiel de l'énergie acoustique selon un même axe, le lobe principal. Malgré ces adaptations, ce lobe est entouré d'une couronne de lobes secondaires au sein desquels l'énergie est plus faible (Figure 5). A proximité de l'émetteur, les interférences ne forment pas encore une onde plane, ainsi, aucune valeur acoustique pertinente ne peut être calculée dans le champ proche, ou distance de Fresnel (Hedgepeth & Thorne 1989).



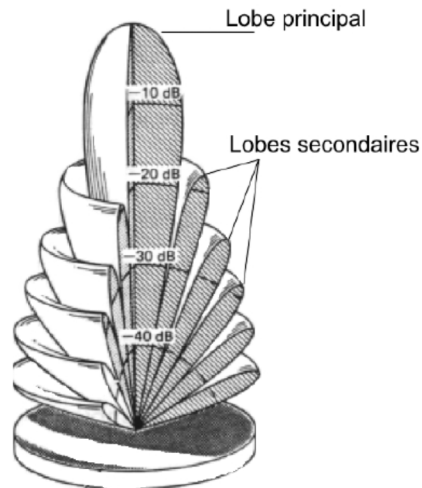


Figure 5. Représentation d'un diagramme de directivité (Eckart 1968)

Tous les échos reçus par le transducteur et correspondant à la fréquence d'émission sont convertis en signaux électriques puis transmis à l'émetteur-récepteur. Par le biais d'une conversion du voltage en intensité et d'amplifications, les signaux reçus et leurs caractéristiques sont numérisés, et par conséquent, observables sur un écran de visualisation sous forme d'échogrammes, ou de vidéos pour les caméras acoustiques, et enregistrés.

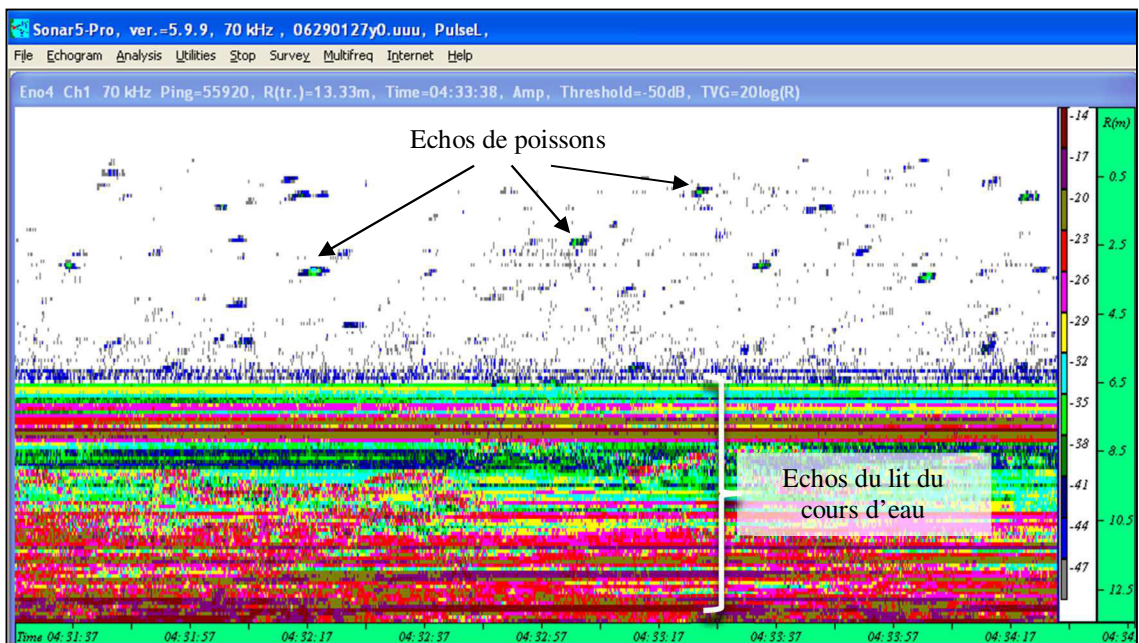


Figure 6. Exemple d'un échogramme enregistré en utilisation horizontale sur le Couesnon (EY500, 70 kHz), visualisation avec le logiciel Sonar5-Pro. En abscisse : heure de l'émission-réception ; en ordonnée : distance du sondeur, ou *range* (en mètres)

Les échogrammes (Figure 6) sont des représentations visuelles qui mettent en relation les réceptions d'échos à un temps donné (axe temporel en abscisse) et la distance entre le sondeur et tous les échos reçus au cours d'un *ping* (*range*, en ordonnées). La lecture peut différer en fonction de la disposition du sondeur : les acquisitions peuvent être fixes ou mobiles (auquel cas, l'axe des abscisses est à la fois temporel et géographique), verticales (projection transversale de l'échogramme) ou horizontales (projection apicale). Dans tous les cas, l'intensité de l'écho renvoyé par le fond est très forte et ne peut pas être confondue avec les échos d'organismes vivants, mais peut les masquer. Lorsqu'une partie du faisceau atteint une limite continue à forte réverbération acoustique telle que le fond, les échos renvoyés rendent inexploitable les informations potentiellement incluses à des distances plus importantes, y compris dans la partie du faisceau qui n'est pas entrée en contact avec cette limite (Figure 7).

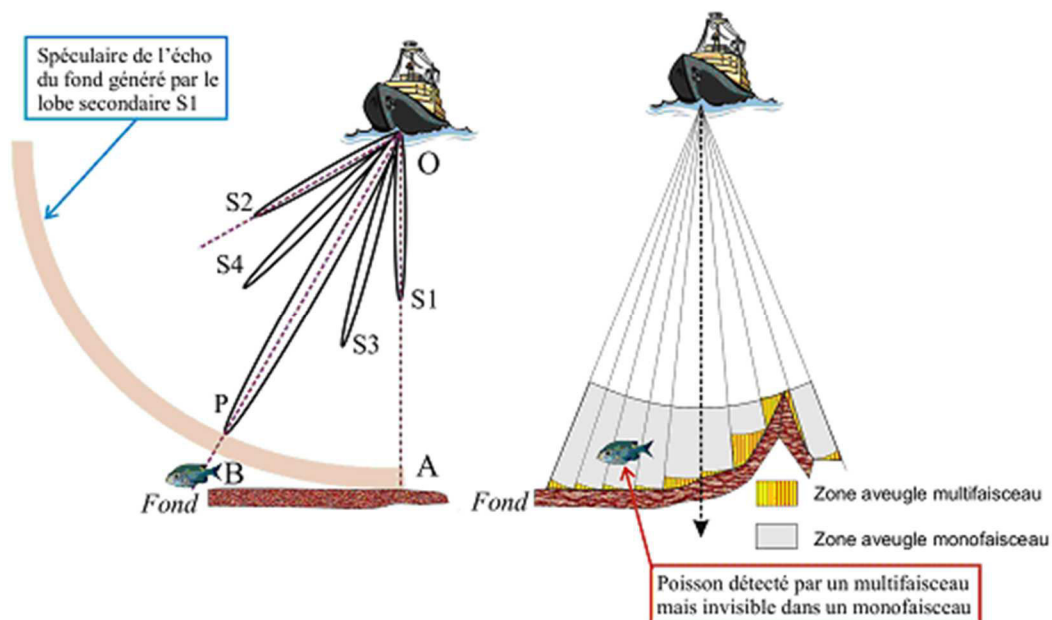


Figure 7. Zones de détection et zones aveugles lors d'acquisitions hydroacoustiques : influence du fort écho du fond sur l'exploitation des données des sondeurs mono et multifaisceaux, d'après Diner (Lévénéz *et al.* 2006).

Les sonars multifaisceaux compensent cette limite par le dépointement du lobe principal de chacun des faisceaux : contrairement aux sonars mono-faisceau, les lobes principaux peuvent ne pas être axés perpendiculairement au transducteur, permettant d'élargir l'ouverture du faisceau. En plus de cette particularité, les caméras acoustiques, telles que le DIDSON, utilisent des fréquences acoustiques très élevées, qui limitent drastiquement la portée du faisceau. Les ondes sont alors renvoyées par toutes les parties du corps du poisson, ce qui permet une visualisation de sa morphologie et de sa nage sur des images proches de la

résolution d'une vidéo subaquatique. La taille des poissons peut alors être directement mesurée sur les images enregistrées. La description biométrique des poissons et leur distinction d'autres objets passant dans le faisceau sont alors nettement facilitées : si les analyses des données des caméras acoustiques se basent sur un traitement d'images, celles des données enregistrées par les transducteurs à faisceau partagé ne se basent que sur les propriétés acoustiques des échos reçus et demandent des analyses particulières.

#### ***1.4.4.2. Estimation de la taille des poissons par l'acoustique : du décibel au centimètre***

Contrairement aux caméras acoustiques, les échos observés sur les échogrammes sont visibles selon une échelle de couleur représentant leur indice de réflexion acoustique (*Target Strength*, ou *TS*). Cette valeur négative, s'exprimant en décibels (dB) quantifie l'énergie renvoyée par tout objet en fonction de son impédance acoustique, ou « résistance » au passage des ondes, propriété intrinsèque du type d'objet. Pour les poissons, l'importance de cette impédance est conditionnée par la présence d'une vessie natatoire ou non (Simmonds & MacLennan 2005). Lorsque cet organe gazeux est présent, permettant aux poissons de se positionner dans la colonne d'eau, il renvoie 85 à 90% de l'énergie acoustique renvoyée par les poissons physostomes et physoclistes, l'énergie restante étant renvoyée par la graisse, les os et la chair (Foote 1980). De nombreuses études ont mis en évidence que la TS d'un poisson était proportionnelle à la taille de sa vessie natatoire, et par extension à sa taille réelle (Ona 1999). Cependant, cette valeur possède une forte variabilité due à l'influence des nombreux facteurs qui impactent la forme et le volume de la vessie, dont la position dans la lame d'eau, la période de reproduction, ou encore si l'estomac du poisson est vide ou plein (Ona 1999). La fréquence utilisée a également été identifiée comme une cause de cette variabilité (Horne 2000), bien que de récentes études aient pondéré son influence (Guillard *et al.* 2014). Des équations génériques ont été publiées (Love 1971). L'équation de Love, définie à partir d'un individu insonifié dans toutes les positions dans le faisceau, est encore couramment utilisée.

$$TS = A \times \log_{10}(L) + B - C \times \log_{10} f$$

Avec  $TS = Target Strength$ , en dB

$L$  = estimation de la taille réelle, en cm

$f$  = fréquence, en kHz

$A$ ,  $B$  et  $C$  sont des constantes avec  $A=18,4$  ;  $B= - 61,6$  ;  $C = 1,6$

Cependant, les caractéristiques morphologiques et morphométriques de la vessie natatoire sont propres aux groupes taxonomiques, voire aux espèces, ce qui modifie la relation TS – taille réelle du poisson (Ona 1999; Horne & Jech 2005). L'orientation du poisson dans le faisceau joue également un rôle prépondérant sur la TS reçue par le transducteur : si le poisson nage face au sondeur, sa TS sera bien plus faible que s'il est insonifié perpendiculairement au faisceau, la TS étant proportionnelle à la surface réfléchissante. Pour intégrer ces variables, des équations spécifiques ont été publiées pour les espèces marines en utilisation verticale (Foote 1987; Simmonds & MacLennan 2005), ainsi que pour les espèces dulçaquicole en utilisation horizontale (Kubecka & Duncan 1998; Lilja *et al.* 2000; Frouzova *et al.* 2005).

Frouzova *et al.* (2005) se sont intéressés aux réponses de la truite commune, du gardon, de la carpe, de la brème et de la perche à des ondes acoustiques de 120 kHz et attribuent des constantes propres à chacune des espèces étudiées et selon leur position : perpendiculaire au faisceau (*side-aspect*) et parallèle au faisceau (*head-aspect* et *tail-aspect*).

$$TS = A \times \log_{10}(L) + B$$

Avec  $TS = Target Strength$ , en dB ;  $L$  = estimation de la taille réelle, en mm ; A et B sont des constantes dépendantes de l'espèce et de l'orientation du poisson (Tableau 1)

Tableau 1. Valeurs des constantes utilisées dans l'équation de Frouzova *et al.* (2005) propres à l'espèce et à l'orientation du corps du poisson dans le faisceau

Espèce	A	B	Orientation
Truite fario	17,25	-75,48	<i>Side</i>
Truite fario	6,77	-73,87	<i>Head-Tail</i>
Gardon	33,55	-107,51	<i>Side</i>
Gardon	2,49	-62,66	<i>Head-Tail</i>
Carpe	25,27	-92,06	<i>Side</i>
Carpe	27,47	-119,43	<i>Head-Tail</i>
Brème	33,03	-108,36	<i>Side</i>
Brème	20,97	-106,51	<i>Head-Tail</i>
Perche	24,98	-88,98	<i>Side</i>
Perche	15,36	-93,20	<i>Head-Tail</i>

Kubecka & Duncan (1998) ont défini une équation commune et des constantes propres aux espèces communes d'eau douce des rivières européennes à partir d'acquisition à 200 kHz : truite arc-en-ciel, gardon, vandoise, chevaine, carpe commune, brème commune et perche.

Les constantes sont calculées pour une insonification du poisson perpendiculaire au faisceau (*side-aspect*) ou pour l'intégralité des positions du poisson dans le faisceau (*mean*).

$$TS = A \times \log_{10}(L) + B$$

Avec  $TS = Target Strength$ , en dB ;  $L =$  estimation de la taille réelle, en mm ; A et B sont des constantes dépendantes de l'espèce et de l'orientation du poisson (Tableau 2).

Tableau 2. Valeurs des constantes utilisées dans l'équation de Kubecka & Duncan (1998) propres à l'espèce et à l'orientation du corps du poisson dans le faisceau

Espèce	A	B	Orientation
Truite arc-en-ciel	28,90	-99,30	<i>Side</i>
Truite arc-en-ciel	18,60	-87,20	<i>Mean</i>
Gardon	26,70	-91,00	<i>Side</i>
Gardon	15,80	-78,00	<i>Mean</i>
Vandoise et chevaine	24,30	-86,80	<i>Side</i>
Vandoise et chevaine	17,90	-82,10	<i>Mean</i>
Carpe	19,20	-72,60	<i>Side</i>
Carpe	22,60	-89,80	<i>Mean</i>
Brème	23,80	-85,20	<i>Side</i>
Brème	18,20	-81,60	<i>Mean</i>
Perche	23,00	-83,00	<i>Side</i>
Perche	18,20	-83,00	<i>Mean</i>

Les travaux de Lilja *et al.* (2000) à une fréquence de 200 kHz ont permis la définition d'équations propres aux truites de mer, saumons atlantiques, brochets et corégones lavarets, en intégrant la variabilité due à l'orientation du poisson.

$$TS = A \times \log_{10}(L) + B + C \times \cos(2 \times aspect)^3$$

Avec  $TS = Target Strength$ , en dB ;  $L =$  Estimation de la taille réelle, en cm ;  $Aspect =$  Angle de la cible par rapport à la perpendiculaire à l'axe du faisceau central, en radian ( $\pi =$  perpendiculaire au faisceau) ; A, B et C sont des constantes espèce-dépendantes (Tableau 3).

Tableau 3. Valeurs des constantes utilisées dans l'équation de Lilja *et al.* (2000) propres à l'espèce du poisson

Espèce	A	B	C
<b>Saumon atlantique</b>	<b>22,20</b>	<b>-75,20</b>	<b>8,70</b>
Truite de mer	22,20	-75,20	8,70
Brochet	26,10	-81,20	9,50
Corégone lavaret	35,00	-95,80	9,80

Les TS montrent donc une très grande variabilité et les données biométriques extraites de ces données doivent être considérées avec précaution. En se référant à l'équation de Lilja *et al.* (2000), un saumon de 60 cm peut avoir une TS comprise entre -43,65 dB s'il fait face au sondeur et -26,25 dB si son déplacement est perpendiculaire à l'axe central du faisceau. D'autres critères doivent par conséquent être utilisés pour permettre de distinguer les individus de cette espèce des poissons résidents de la zone.

#### **1.4.5. L'hydroacoustique pour décrire les populations de poissons migrateurs**

Couramment utilisés en milieu marin ou lacustre pour estimer les biomasses de poissons (Josse *et al.* 2000; Guillard *et al.* 2006, 2012; Brehmer *et al.* 2006; Emmrich *et al.* 2010), le développement de l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu peu profond pour des études de suivi de la migration de poissons diadromes s'explique donc par leur fort potentiel, malgré des limites connues (Burwen & Fleischman 1998; Enzenhofer *et al.* 1998; Daum & Osborne 1998; Guillard & Colon 2000). Peu impactée par des turbidités importantes, l'hydroacoustique permet de plus l'acquisition de données en continu et constitue une technique transposable d'un cours d'eau à l'autre. De plus, les ondes émises par les sonars ne perturbent pas la faune aquatique lors de leur passage rendant possible l'observation des comportements naturels des poissons. L'identification des espèces de poissons est cependant la principale limite de ces méthodes que des innovations technologiques tentent de corriger. Ainsi, les échosondeurs à faisceau partagé, fournissent des informations telles que la TS de l'écho du poisson, le sens de son déplacement, sa position et sa vitesse de nage. Dans le cadre de certains suivis biologiques en milieux peu profonds, ces échosondeurs sont progressivement remplacés par des « caméras acoustiques » (Pavlov *et al.* 2009; Lilja *et al.* 2010; Rakowitz *et al.* 2012; Grote *et al.* 2014). Cette dernière génération de sonar permet de disposer d'une image dont la résolution est du même ordre que celle d'une vidéo (Belcher *et al.* 2001). La morphologie, la taille et le comportement du poisson sont alors visualisables directement sur les données enregistrées, facilitant l'identification des espèces. Néanmoins, le volume des données et l'absence de méthodologie de traitement optimisée pour les acquisitions à long terme constituent les deux limites principales des caméras acoustiques. Ces deux générations de sonars possèdent des caractéristiques et limites différentes : la base de données extraite des enregistrements d'échosondeurs à faisceau partagé est issue de données purement acoustiques alors que celle exportée des caméras acoustiques provient d'un traitement d'image. C'est avec ces deux outils hydroacoustiques de générations différentes

qu'a été réalisé ce travail. Un échosondeur SIMRAD EY500 (70 kHz) est installé depuis 2010 sur le Couesnon lors de la période de migration des saumons atlantiques et une caméra acoustique DIDSON (1 800 kHz) enregistre les passages de poissons en continu sur la Sélune depuis 2013.

## **1.5. Objectifs et axes d'étude du travail présenté**

Au regard des problématiques locales et du contexte, l'objectif général du travail qui est d'étudier et de comparer la dynamique migratoire du saumon dans deux zones estuariennes, l'une perturbée, celle du Couesnon, et l'autre non perturbée, celle de la Sélune, est décliné en deux questions scientifiques principales. Elles constituent les axes du travail de thèse autour desquels est organisé le manuscrit. L'étude s'est focalisée sur une seule espèce compte tenu du caractère innovant des outils utilisés. L'objet d'étude choisi est le saumon atlantique en raison des connaissances acquises et de l'importance locale de cette espèce et des enjeux de restauration qui lui sont liés.

### **1.5.1. Axe 1 – Décrire la migration de saumons atlantiques par hydroacoustique : quel potentiel pour quelles limites ?**

L'identification des espèces est la principale limite de l'hydroacoustique. Ainsi, cette identification lors des études de suivi des populations de poissons diadromes a été réalisée à l'aide d'outils de validation, par caméra optique, par observation visuelle (Enzenhofer *et al.* 1998), ou par captures (Ransom *et al.* 1996; Burwen & Fleischman 1998; Hughes 2012). Par ailleurs, l'identification est plus facile sur les sites où la richesse spécifique du peuplement de poisson est faible et dominée par les espèces cibles dont les gammes de taille diffèrent nettement de celles des autres populations (Enzenhofer *et al.* 1998; Romakkaniemi *et al.* 2000; Cronkite *et al.* 2007; Davies & Griffith 2011).

Sur les sites du Couesnon et de la Sélune, aucune méthode efficace de validation des méthodes hydroacoustiques ne peut être mise en place et la richesse spécifique de la communauté pisciaire, notamment celle résidant sur les sites de suivi, est relativement importante. Ainsi, l'efficacité de la méthodologie mise en place pour identifier les saumons atlantiques à partir des données acoustiques des deux sonars doit être évaluée. Il importe, en effet, de s'assurer de la pertinence de la comparaison des données obtenues avec des

méthodes différentes avant de comparer les dynamiques migratoires des saumons atlantiques du Couesnon et de la Sélune. Après une présentation du matériel et des méthodes, le Chapitre 3 s'attachera à évaluer la pertinence de l'utilisation de l'hydroacoustique pour des suivis de poissons migrateurs en rivière dans le cadre de cours d'eau à forte biodiversité pisciaire, d'en identifier les limites et de mettre en relief ses avantages par rapport aux méthodologies plus communément employées. L'utilisation de deux générations d'outils hydroacoustiques dans le même cadre et pour un objectif similaire vise également à évaluer l'avancée technologique des caméras acoustiques par rapport aux échosondeurs à faisceau partagé.

### **1.5.2. Axe 2 – Le nouveau barrage de la Caserne : la restauration du caractère insulaire du Mont-Saint-Michel impacte-t-elle l'accès et l'activité de migration du saumon sur le Couesnon ?**

Une littérature abondante met en évidence que le comportement de remontée des grands salmonidés lors de leur migration est influencé par de nombreux facteurs environnementaux, telles que les conditions de marée (Potter 1988; Smith & Smith 1997), de débit (Potter 1988; Arnekleiv & Kraabøl 1996; Trépanier *et al.* 1996; Hodgson *et al.* 2006), de température (Jensen *et al.* 1989; Alabaster 1990; Quinn *et al.* 1997) ou de luminosité (Potter 1988) et que ces facteurs peuvent être interdépendants (Jonsson 1991; Smith & Smith 1997; Erkinaro *et al.* 1999). De plus, les activités humaines, par la présence d'ouvrages ou de tout autre obstacle à l'écoulement, sont susceptibles de modifier le comportement naturel des saumons (Banks 1969). Le Couesnon fait face à un changement des conditions d'accès dans son estuaire qui est susceptible d'impacter le passage des saumons de la mer vers le fleuve lors de leur retour en eau douce. Les modifications hydrologiques engendrées par le fonctionnement du barrage peuvent également perturber la remontée de ces poissons de l'estuaire vers les eaux douces du fleuve. Le barrage de la Caserne, en ouvrant et fermant ses vannes selon les phases de la marée, selon les coefficients de marée et selon les débits fluviaux, ajoute une variable à l'équation de la colonisation du Couesnon par les saumons adultes de retour des zones de grossissement en mer. Il apparaît alors nécessaire de décrire et de quantifier ces éventuelles perturbations.

Parallèlement, une dizaine de kilomètres plus à l'Ouest, sur l'estuaire de la Sélune, la dynamique de migration des saumons n'est impactée par aucun ouvrage et s'effectue dans des conditions naturelles. Dans ses travaux sur l'étude des migrations du saumon atlantique et de leurs relations avec les conditions environnementales d'une rivière canadienne, Trépanier et



*al.* (1996) ont pointé l'échelle temporelle comme principale limite de leur analyse. La difficulté à relier les comptages de remontées de saumons au niveau d'une passe à poisson aux changements hydrologiques du cours d'eau à très court terme met en évidence l'importance d'acquérir des données à très haute fréquence pour disposer de la précision nécessaire à la compréhension des mécanismes liant facteurs environnementaux et dynamique de migration des saumons (Erkinaro *et al.* 1999). Coupler les techniques hydroacoustiques avec des capteurs enregistrant en continu des variables environnementales telles que la température de l'eau, la hauteur d'eau ou encore la vitesse de courant permet d'analyser le comportement de migration à une échelle temporelle très fine : les interactions entre observations biologiques et conditions environnementales locales sont dès lors décrites à un pas de temps très réduit. En ce sens, le site de suivi sur la Sélune, dont l'influence de l'activité humaine impacte peu le fonctionnement estuarien, permet de décrire finement le comportement naturel de migration des saumons et leurs interactions avec les conditions environnementales. Les acquisitions continues visent à évaluer l'influence de la saison sur ces interactions, à définir la variabilité de l'activité de migration à différentes échelles de temps et à révéler d'éventuelles différences de comportement entre les deux composantes principales de la population de saumon (castillons et saumons de printemps). Cette étude est également susceptible d'apporter des précisions sur le comportement estuarien de l'espèce, cette phase du cycle étant peu documentée (Baglinière & Porcher 1994).

Les bassins versants du Couesnon et de la Sélune, fleuves voisins de la Baie du Mont-Saint-Michel, offrent des contextes résolument différents aux saumons atlantiques qui les colonisent. Un barrage est présent au sein de l'estuaire du Couesnon et est susceptible de modifier leur comportement de migration, alors que deux barrages infranchissables limitent l'aire de distribution de cette espèce sur la Sélune mais n'impactent pas l'hydrologie du tronçon aval de la Sélune. Son estuaire est alors considéré comme témoin. La comparaison de la dynamique migratoire des saumons atlantiques sur ce cours d'eau avec celle observée sur l'estuaire du Couesnon, cours d'eau proche et soumis à des contraintes environnementales naturelles similaires doit permettre de préciser l'impact du barrage de la Caserne et de la gestion actuelle de l'hydrologie des parties basses du Couesnon par le barrage sur les remontées de saumons atlantiques.

## 1.6. Organisation du mémoire

Après l'introduction, le mémoire de thèse se présente sous forme de 5 chapitres dont la plupart s'articule autour d'articles scientifiques publiés ou en passe de l'être. Ce premier chapitre traite du contexte général et des connaissances actuelles, biologiques ou méthodologiques. Il s'appuie notamment sur un premier article (Martignac *et al.* 2015a), publié dans *Fish and Fisheries*, qui détaille les apports des innovations technologiques dont bénéficie l'hydroacoustique et développe ses principales applications à des fins écologiques.

Le deuxième chapitre, présente les sites étudiés, le matériel et les méthodes utilisées pour extraire des informations relatives aux saumons atlantiques à partir des données acoustiques. Le troisième chapitre se concentre sur le premier axe de recherche, l'évaluation des niveaux de performance des deux outils hydroacoustiques utilisés au cours de cette thèse, et vise à évaluer et améliorer les méthodologies mises au point pour identifier et décrire les migrations de saumons atlantiques à partir des données acoustiques. La première partie s'intéresse aux critères utilisés pour décrire les saumons atlantiques sur les données de l'échosondeur, puis s'appuie sur un second article (Martignac *et al.* in prep.) pour évaluer l'efficacité de la méthode de sélection des saumons sur le Couesnon. Une seconde partie vise à augmenter le niveau de connaissance de l'outil DIDSON et inclut deux articles : le premier évalue la pertinence des données morphologiques issues des données de cette caméra acoustique et analyse l'effet de différentes variables sur la précision des mesures de taille des poissons (Daroux *et al.* submitted) ; un second présente les avantages et limites d'un logiciel alternatif pour l'analyse des données du DIDSON (Martignac *et al.* submitted) et introduit la méthodologie définie pour extraire de façon semi-automatique les caractéristiques des migrations des saumons de la Sélune.

Le chapitre 4 se consacre au second axe de recherche et se divise en trois parties. La première vise à décrire la dynamique migratoire des saumons du Couesnon lors des campagnes 2010 à 2014. Il s'appuie sur un article (Martignac *et al.* 2013), publié dans *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, qui présente les résultats préliminaires de l'influence du barrage de la Caserne sur la dynamique migratoire des saumons du Couesnon d'après les deux premières campagnes. Les trois campagnes suivantes viseront à préciser cette influence, en s'intéressant notamment aux modifications des conditions hydrologiques du site de suivi au regard de la gestion du barrage. Une seconde partie décrit les migrations de saumons sur la Sélune au sein d'un système au fonctionnement naturel, en mettant notamment en relation leur dynamique

migratoire en relation avec les facteurs environnementaux enregistrés à très haute fréquence. L'analyse de ces résultats statuera sur l'apport des techniques hydroacoustiques pour renseigner l'activité de migration à une échelle spatiale plus réduite que celle des techniques employées plus couramment. La dernière partie est consacrée à la comparaison de la dynamique de migration observée sur le Couesnon avec celle observée sur la Sélune, cours d'eau à l'estuaire libre. Cette analyse fait l'objet d'un dernier article en préparation (Martignac *et al.* in prep.).

Le 5<sup>ème</sup> et dernier chapitre développe une conclusion générale à ce travail. Les apports de ce travail à l'échelle locale (baie du Mont-Saint-Michel) et à plus large échelle sont discutés, en mettant en relief les avantages et limites des techniques hydroacoustiques pour décrire les dynamiques migratoires des populations de poissons diadromes. Les nombreuses réflexions qui résultent de ces conclusions permettent de déboucher sur des perspectives de recherche concernant le potentiel important de l'hydroacoustique pour l'observation et le suivi des différents compartiments des écosystèmes aquatiques.

## Chapitre 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Présentation des bassins versants et description des sites de suivi

Le Couesnon et la Sélune sont deux fleuves voisins dont les estuaires ne sont séparés que de quelques kilomètres. Ils se jettent tous deux dans la Manche en fond de baie du Mont-Saint-Michel, entre la Bretagne et la Normandie (Figure 8). Le Couesnon est d'ailleurs la frontière administrative entre ces deux régions sur quelques kilomètres. Au-delà de leur proximité géographique, ces deux cours d'eau se ressemblent par leur ichtyofaune riche et diversifiée et sont tous deux les acteurs de vastes projets, bien que leurs objectifs respectifs diffèrent.



Figure 8. Les quatre fleuves colonisés par le saumon atlantique de la Baie du Mont-Saint-Michel, localisation des sites de suivi sur le Couesnon et la Sélune (cercles gris) et des barrages présents sur ces bassins versants (triangles noirs).

#### 2.1.1. Le Couesnon

##### 2.1.1.1. Présentation du bassin versant

Le bassin versant du Couesnon, d'une surface d'environ 1 124 km<sup>2</sup>, s'étale sur les départements de la Mayenne, l'Ille-et-Vilaine et la Manche et se compose principalement de surfaces agricoles. Le cours principal s'écoule sur 98 km et reçoit les eaux de nombreux affluents, dont les principaux sont, de l'amont vers l'aval, le Nançon (20 km, rive droite), la

Minette (25 km, rive droite), la Tamoute (20 km, rive gauche), la Loysance (30 km, rive droite), le Tronçon (17 km, rive droite), la Guerge (26 km, rive droite) et le Chesnelais (13 km, rive gauche) (Figure 9).

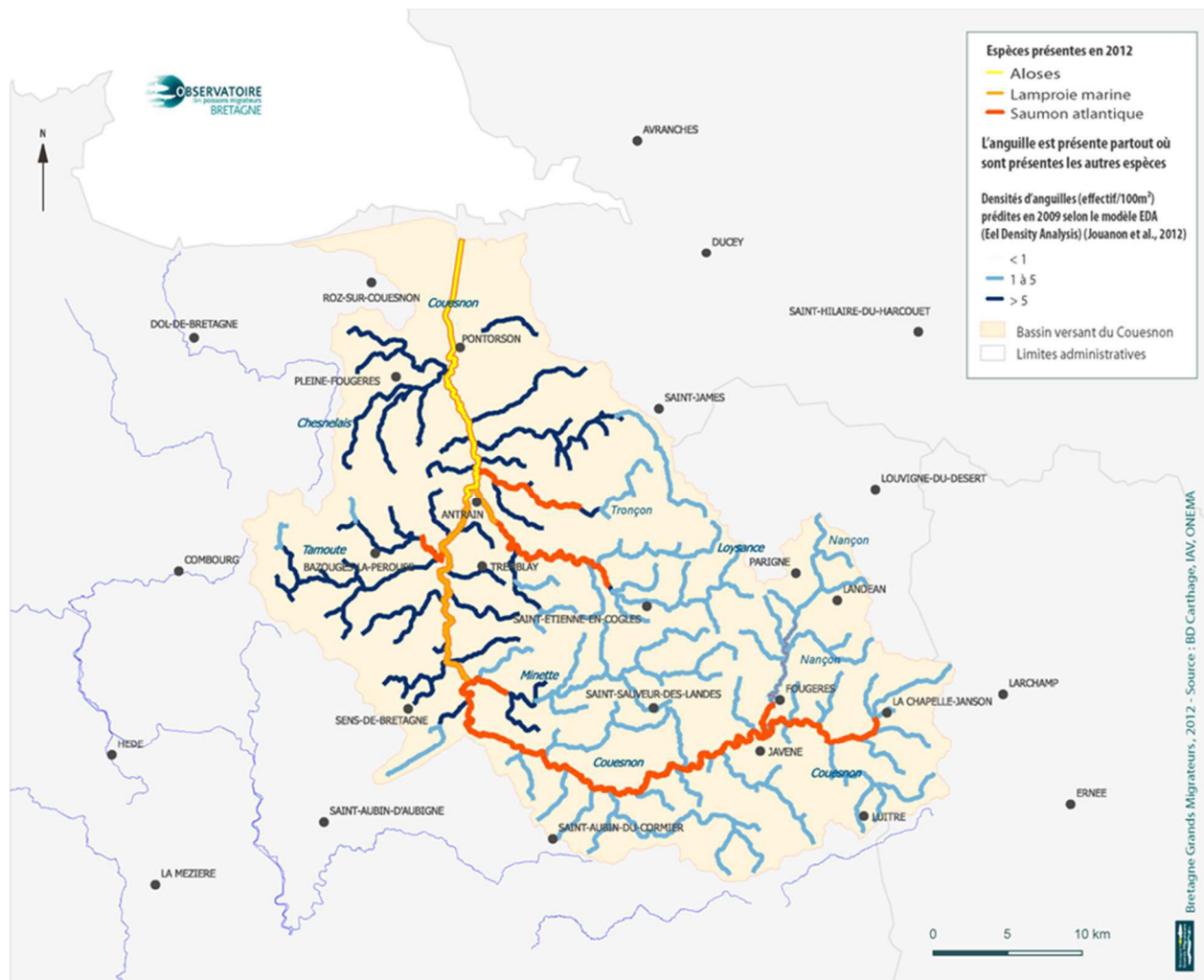


Figure 9. Cartographie du bassin versant du Couesnon et fréquentation du chevelu par les poissons migrateurs (source : Bretagne Grands Migrateurs, 2012)

Le Couesnon présente un profil en long particulier, avec une rupture de pente sur son cours moyen. Les affluents ont une pente plus forte, qui, à l'exception de la Loysance et de la Minette, s'affaiblit à proximité de la confluence avec le Couesnon (FDPPMA35 2015). La saisonnalité du débit du Couesnon est très marquée (Figure 10), la période de hautes eaux se déroule en janvier et février (débit moyen de  $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) et la période d'étiage survient en août et septembre ( $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , QMNA5 :  $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) (Banque Hydro, données à Romazy de 1968 à 2015).

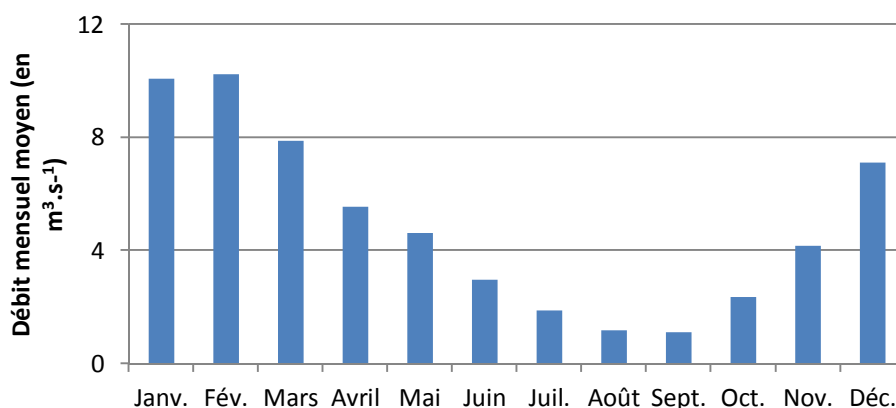


Figure 10. Evolution du débit mensuel moyen du Couesnon à Romazy (source : Banque Hydro, données de 1968 à 2005)

Les 19 masses d'eau du bassin versant (10 Cours d'Eau et 9 Très Petits Cours d'Eau) définies dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau sont concernées par des problèmes hydromorphologiques et de qualité de l'eau (nitrates, pesticides et macropolluants) (SAGE Couesnon 2009). Ces paramètres déclassant n'ont pas permis à la majorité des masses d'eau d'atteindre les objectifs de bon état écologique fin 2015. La Loysance, la Minette et le Tronçon sont les affluents dont l'hydromorphologie est la plus préservée, ce sont également ceux qui présentent les zones de fraie les plus favorables pour le saumon atlantique (FDPPMA35 2015). L'estuaire du Couesnon a été profondément modifié à partir de 2006 dans le cadre du projet de Rétablissement du Caractère Maritime du Mont-Saint-Michel. En amont du barrage estuarien, présent depuis 1969, le lit du fleuve, canalisé depuis le XIX<sup>ème</sup> siècle, a été curé, les berges ont été dégagées d'une partie des denses phragmitaies. En aval du barrage, la digue-route est en passe d'être détruite et a été remplacée par un ponton. Deux chenaux ont été creusés entre le barrage et le Mont et des seuils de partages construits pour que les eaux puissent à nouveau entourer le Mont-Saint-Michel lors des grandes marées (ASCONIT Consultants 2014). Le barrage existant a été remplacé dès 2006 par un barrage au fonctionnement particulier, modifiant profondément l'écosystème estuarien du Couesnon.

### ***2.1.1.2.. Fonctionnement du nouveau barrage de la Caserne et redistribution de l'ichtyofaune estuarienne du Couesnon***

Le nouveau barrage de la Caserne se situe deux kilomètres en amont du Mont-Saint-Michel, sur la partie aval de l'estuaire du Couesnon. Fonctionnel depuis 2009, il est équipé de huit vannes qui s'ouvrent et se ferment en fonction des phases de la marée. Quatre modes de gestion sont possibles en fonction des conditions environnementales pour maximiser l'efficacité des lâchers d'eau.

1) Le mode de gestion le plus courant est pratiqué lorsque les coefficients de marée sont suffisants (supérieurs à 50) pour apporter des volumes d'eau assez conséquents pour pouvoir réaliser un lâcher d'eau efficace (Figure 11). Les vannes se ferment une heure et trente minutes avant l'étale de pleine mer : le premier flot bute sur le barrage et les sédiments se déposent en aval du barrage, c'est une étape de **décantation**. L'eau ainsi débarrassée de la majorité des sédiments fins en suspension limitera l'envasement du Couesnon à l'amont du barrage. Entre une heure et dix minutes après l'étale de pleine mer, les vannes s'ouvrent et la marée remplit le Couesnon par surverse avec l'eau la moins chargée en sédiments. La marée entre dans le Couesnon, c'est la phase de **remplissage maritime** du fleuve. La fin de remplissage maritime s'effectue avec les vannes totalement abaissées. Au début de la marée descendante (une heure et trente minutes après la pleine mer), les vannes se ferment, la **phase de remplissage fluvial** commence. Le volume d'eau stocké derrière le barrage augmente, et atteint alors 70 000 à 1 700 000 m<sup>3</sup> selon les saisons et les marées. Six heures après l'étale de pleine mer, soit à l'étale de basse mer, les vannes sont progressivement ouvertes, créant un **lâcher d'eau** progressif, initialement en sous-verse, sans vague ni déferlement, pendant une durée de 30 minutes à 3 heures. A la fin de cette phase de lâcher, les vannes sont totalement ouvertes alors que la marée remonte. Plus le volume stocké est important, plus le lâcher d'eau sera long, plus il sera efficace dans le transport des sédiments. Ce mode de fonctionnement sera nommé **gestion avec remplissage fluvio-maritime** dans ce manuscrit.

2) Lorsque les coefficients de marée sont faibles (inférieurs à 50) mais que les débits fluviaux permettent un lâcher d'eau, les vannes ne s'ouvrent pas à l'étale de pleine mer : le Couesnon ne se remplit qu'à partir des eaux douces fluviales. Six heures après la pleine mer, les vannes s'ouvrent et le lâcher d'eau débute. Ce fonctionnement est une **gestion avec remplissage fluvial**. Hormis la phase de remplissage maritime qui disparaît, les autres phases restent inchangées. Ce mode de gestion est utilisé pour prévenir d'éventuelles inondations en amont du barrage, notamment des surfaces agricoles des polders.

3) En période de morte-eau (coefficients inférieurs à 45), lorsque les volumes d'eau de mer qui atteignent le fond de la baie du Mont-Saint-Michel sont très faibles, et que les débits fluviaux sont trop peu importants pour permettre un lâcher d'eau efficace, les vannes restent ouvertes lors de l'intégralité du cycle de marée. Il s'agit du fonctionnement en **écoulement libre**.

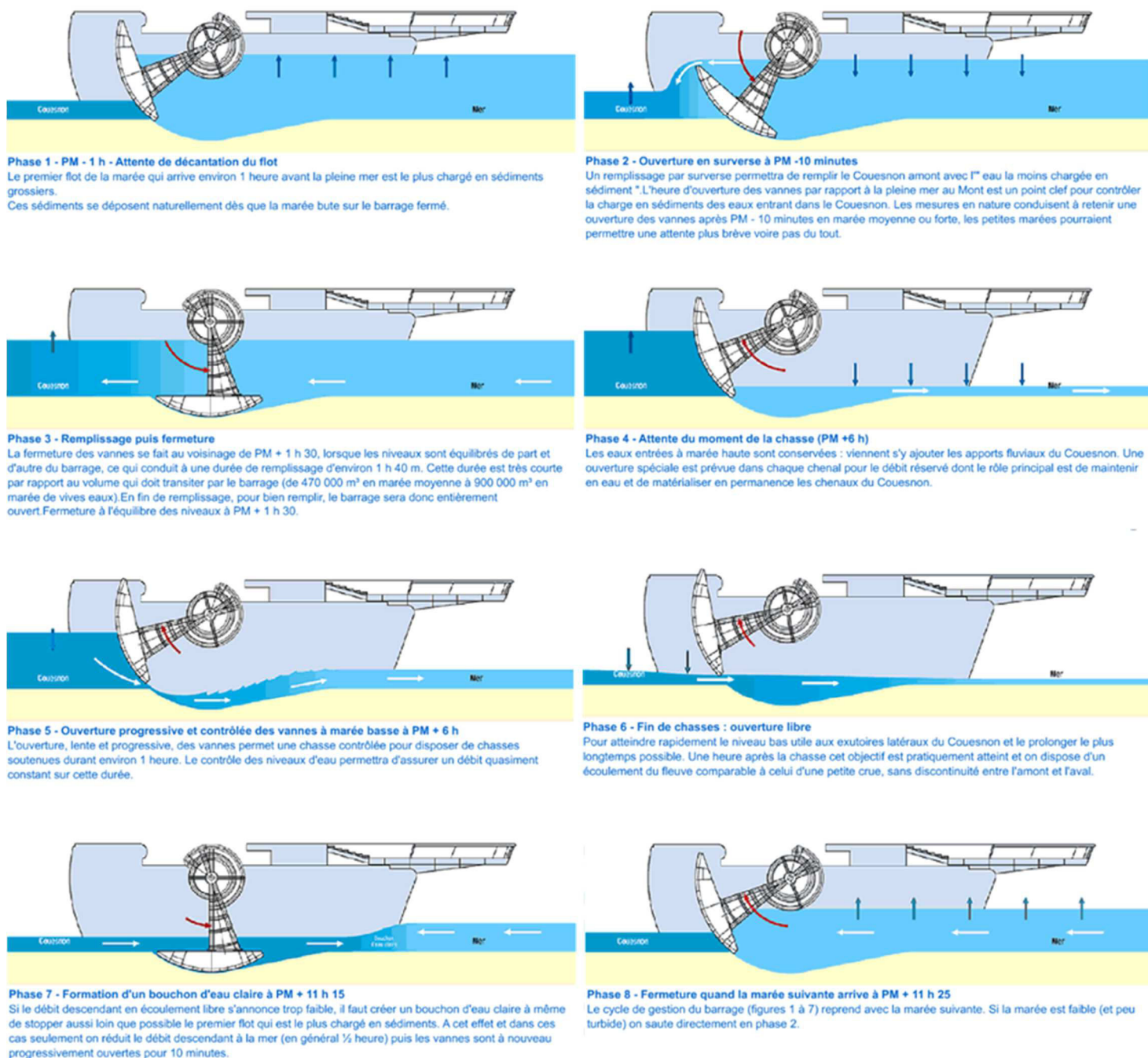


Figure 11. Fonctionnement d'ouverture et fermeture des vannes du barrage de la Caserne sur le Couesnon depuis 2009 lorsque les conditions de marée et de débit fluvial permettent la réalisation d'un lâcher d'eau (données : Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel)

4) Lorsque les coefficients de marée et le débit du Couesnon sont élevés et que les volumes d'eau risquent de provoquer des inondations à l'amont du barrage, les vannes se ferment à pleine mer pour empêcher les eaux marines de pénétrer dans le fleuve. Le barrage adopte alors un fonctionnement en **porte à flot**.



La mise en route du nouveau barrage en 2009 a causé plusieurs modifications du fonctionnement de l'écosystème estuarien du Couesnon. Le précédent barrage fonctionnait exclusivement en porte à flot et limitait les échanges eau de mer - eau douce. Le gradient de salinité naturellement trouvé au sein des estuaires était clairement interrompu par la présence et le fonctionnement de l'ouvrage, impactant directement l'abondance et la diversité de l'ichtyofaune de cette zone (Lafaille *et al.* 2000). Les poissons migrateurs se retrouvaient de fait concentrés en amont ou en aval immédiat du barrage en fonction de la direction de leur migration (Elie *et al.* 1990; Feunteun *et al.* 1998). En revanche, le suivi des populations de poissons de l'estuaire du Couesnon dès la mise en fonctionnement du nouveau barrage de la Caserne a mis en lumière l'influence de ce changement sur l'hydrologie des parties aval et sur la distribution des espèces (ASCONIT Consultants 2014). La limite de marée dynamique a été nettement repoussée à l'amont, repoussant également en amont la limite de salure des eaux. La nouvelle gestion du barrage a favorisé le mélange des eaux et une restauration de la zonation longitudinale estuarienne naturelle, aussi bien au niveau du gradient de salinité que de l'organisation des populations de poissons. En effet, alors que les lâchers d'eau douce limitent l'installation d'un peuplement marin à sténohalin à l'aval du barrage, la zone de balancement des marées s'est élargie, repoussant les espèces dulçaquicoles vers l'amont du cours d'eau (ASCONIT Consultants 2014).

### ***2.1.1.3. Le site de suivi hydroacoustique***

#### ***a) Localisation, caractéristiques morphologiques et écologiques du site***

Le site est situé au niveau de la nouvelle limite de salure des eaux du Couesnon, huit kilomètres en amont du barrage de la Caserne (Figure 8). Le choix de ce site a pris en compte plusieurs facteurs. Au-delà des facteurs opérationnels (alimentation électrique, sécurisation du matériel contre les dégradations et les intempéries), ce site possède l'avantage d'être localisé sur un tronçon dont la géomorphologie transversale optimise l'efficacité du suivi.

En effet, lors de la première phase de leur migration génésique, les saumons atlantiques remontent rapidement l'estuaire et les parties basses des fleuves jusqu'à atteindre une zone de repos, généralement un profond (« pool ») en aval d'un radier (Baglinière & Porcher 1994). Le site de suivi se situe au milieu d'un faciès profond à plusieurs kilomètres plus en aval d'un radier et dans la zone de balancement des marées. Il ne constitue pas par conséquent une zone favorable au repos des saumons, mais une zone de passage. Aucune confluence avec un

affluent n'est présente en aval du site. Tous les saumons passent donc obligatoirement au droit du site.

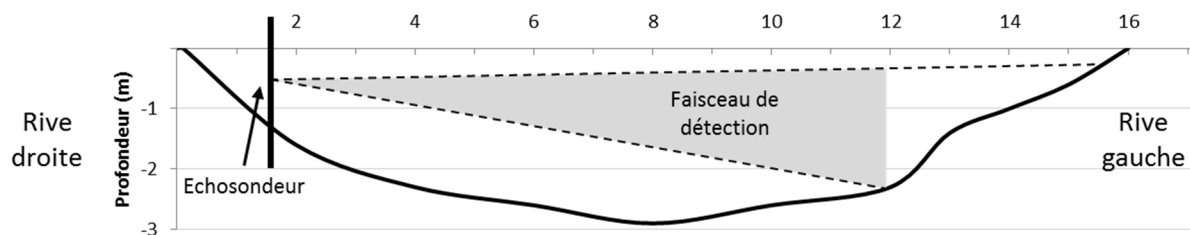


Figure 12. Représentation schématique de la couverture du faisceau de détection de l'échosondeur installé sur le site de suivi du Couesnon

Les caractéristiques morphologiques du site répondent également aux exigences d'installation de l'échosondeur : le chenal présente des berges à pentes fortes, optimisant la couverture du faisceau de détection (Figure 12) ; la largeur en eau est d'approximativement 16 mètres et la profondeur maximale proche de 3 mètres à l'étiage.

L'ichtyofaune résidente sur ce tronçon du Couesnon est typique d'un cours d'eau de seconde catégorie piscicole (ASCONIT Consultants 2013, 2014). Majoritairement composée de cyprinidés inféodés aux milieux lenticules d'eau douce, tels que le chevaine (*Squalius cephalus*), la carpe commune (*Cyprinus carpio*), la brème (*Abramis sp.*), le gardon (*Rutilus rutilus*), l'ablette (*Alburnus alburnus*) et la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), la zone est également fréquentée par le brochet (*Esox lucius*), la perche commune (*Perca fluviatilis*) ou l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*). Le décalage vers l'amont de la limite de marée dynamique et de salure des eaux avec le nouveau barrage est confirmé par la présence d'espèces euryhalines comme le flet (*Platichthys flesus*) et le mullet porc (*Liza ramada*). Outre le saumon atlantique, de nombreux autres poissons diadromes ont été observés sur ce tronçon : la truite de mer (*Salmo trutta*), l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), la grande alose (*Alosa alosa*) et la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*), recensée en 2011 pour la première fois sur un cours d'eau breton (ASCONIT Consultants 2014).

### ***b) Campagnes d'acquisition des données acoustiques***

Six campagnes (2010 à 2015) ont été réalisées sur le Couesnon mais seulement cinq d'entre elles sont analysées dans ce manuscrit. Les données ont été acquises de façon continue pendant des périodes de 3 à 6 mois par an au même endroit, les passages de poissons ont donc

été enregistrés dans le même volume d'eau. Bien que les campagnes n'aient pas couvert exactement les mêmes durées (Tableau 4), elles se sont concentrées sur la période de migration des castillons, présents en effectifs plus importants que les saumons de printemps sur les fleuves du massif armoricain (Davaine & Prouzet 1994; Baglinière *et al.* 2005). Cependant, les campagnes ont été émaillées de pannes impondérables dues à l'obsolescence du système d'exploitation informatique et à des problèmes d'alimentation électrique, empêchant l'établissement de chroniques totalement continues.

Tableau 4. Caractéristiques des campagnes d'acquisition de données acoustiques sur le Couesnon de 2010 à 2014.

Campagne	Début	Fin	Nombre de jours d'acquisition	Pourcentage de couverture temporelle de la campagne
2010	19/05	14/09	107	90%
2011	28/06	11/09	63	83%
2012	23/05	07/09	94	87%
2013	06/05	02/10	99	66%
2014	24/04	05/11	134	68%

Par ailleurs, le fonctionnement du barrage n'a pas été régulier au cours des cinq campagnes. Lors de la campagne 2010, une panne du système d'ouverture des vannes a empêché le bon fonctionnement du barrage du 12 août au 13 septembre. L'avarie électrique a entraîné une impossibilité d'assurer les gestions initialement prévues à ces dates : les vannes de la rive gauche ont fonctionné en porte à flot (fermeture au flot, ouverture au jusant) lors des marées à fort coefficients, et en écoulement libre lors des marées aux coefficients les plus faibles (ouverture au cours de l'intégralité du cycle de marée). Seul, un lâcher d'eau sur les deux prévus quotidiennement a été réalisé. A l'exception de ceux du 22 au 24 août et du 13 et 14 septembre, ils correspondaient à des remplissages uniquement fluviaux.

En 2012, le mode de gestion du barrage a été modifié entre janvier et fin juin. Pour diminuer les intrusions salines dans le Couesnon et réduire la teneur en sel de la tange<sup>1</sup> exportée lors des travaux de curage, seul un remplissage fluviomaritime sur deux était effectué lorsque les conditions le permettaient. Entre juillet et septembre, le barrage a repris son fonctionnement normal.

<sup>1</sup> Sédiments très fins des vasières littorales de la zone intertidale formés de fragments de coquilles calcaires, de limons et d'argiles

## 2.1.2. La Sélune

### 2.1.2.1. Présentation du bassin versant

Le bassin versant de la Sélune a une surface de 1 040 km<sup>2</sup>. Le cours principal de 85 km s'écoule dans le département de la Manche sur un substrat très peu perméable propre au massif armoricain. Son réseau hydrographique est bien développé, avec d'amont en aval, la Cance, la Gueuche, l'Argonce, la Douenne, l'Yvrande et l'Oir en rive droite, l'Esnelles, l'Airon, le Lair et le Beuvron en rive gauche (SAGE Sélune 2007).

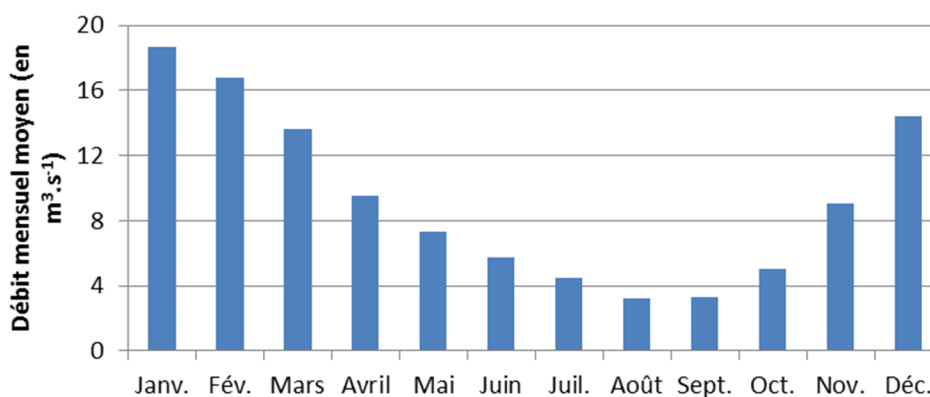


Figure 13. Débit mensuel moyen de la Sélune à Ducey (source : Banque Hydro, données de 1990 à 2005)

Comme sur le Couesnon, la saisonnalité du débit de la Sélune est très marquée (Figure 13). La période de hautes eaux se déroule en janvier et février (débit moyen de 17,5 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) et la période d'étiage survient en août et septembre (3,2 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) (Banque Hydro, données de 1990 à 2015). Les masses d'eau du bassin de la Sélune ont une qualité moyenne en termes de nitrate, de phosphore et de pesticides, conséquence directe de l'occupation des sols du bassin par l'agriculture (SAGE Sélune 2007). La connectivité écologique est également au cœur de la problématique environnementale du bassin de la Sélune. Les barrages de la Roche-Qui-Boit (16 mètres de haut) et de Vezins (36 mètres de haut) situés sur le cours principal de la Sélune ne sont pas franchissables par les poissons migrateurs. Or, comme le Couesnon, la Sélune est classée au titre de l'article L432-6 du code de l'environnement et est donc reconnue comme axe migrateur majeur par le SDAGE Seine-Normandie. La libre circulation des poissons migrateurs doit donc y être assurée.

### **2.1.2.2. La reconquête de la continuité écologique : effacement des barrages hydroélectriques**

Le barrage de la Roche-Qui-Boit a été construit dès 1914 par la société des forces motrices de la Sélune pour fournir de l'électricité à l'industrie de la chaussure de Fougères. La production devenant insuffisante, le barrage de Vezins a été construit à partir de 1929. Lors de la nationalisation de l'électricité en 1946, l'exploitation des barrages a été transférée à EDF. En 2007, la production théorique de Vezins était de 18 millions de kWh, celle de la Roche-Qui-Boit de 4 millions de kWh, soit l'équivalent de la consommation d'une ville comme Avranches (10 000 habitants) (SAGE Sélune 2007). Les deux barrages captent près des trois quarts des eaux du bassin versant, soit 737 km<sup>2</sup>. Les retenues en amont de ces barrages s'étendent sur 30 ha (5 km de long) pour la Roche-Qui-Boit, 151 ha (19 km de long) pour Vezins.

La fin de concession du barrage de Vezins a été prononcée par arrêté préfectoral le 3 juillet 2012. Cependant, ERDF en assure toujours l'exploitation sous mandat de gestion pour le compte de l'Etat, propriétaire de l'ouvrage, et ce jusqu'au rétablissement du libre écoulement des eaux de la Sélune. Le non-renouvellement de l'autorisation de la Roche-Qui-Boit a également été prononcé en juillet 2012. ERDF continue de gérer le barrage jusqu'à la date de notification des conditions de réalisation de la vidange, et de la remise en état du site qu'il doit opérer. La décision du démantèlement des barrages a été prise en 2009 à l'issue du Grenelle de l'Environnement. Dans le cadre de la procédure « loi sur l'eau », après l'avis de l'Autorité environnementale sur l'étude d'impact, l'enquête publique de l'automne 2014 a donné lieu à un avis favorable de la commission d'enquête (Cholley *et al.* 2015). La procédure, en cours, vise à restaurer la continuité fluviale par l'effacement de ces deux barrages à l'horizon 2020.

D'un point de vue sociétal local, ce changement était loin d'être consensuel au début mais le devient maintenant avec la planification d'un grand projet de revalorisation du territoire accepté par l'ensemble des élus locaux. D'un point de vue écologique, ce démantèlement représente un outil potentiel fort pour la restauration des cours d'eau et un cas d'étude exemplaire et sans précédent considérant l'ampleur des ouvrages hydrauliques concernés, le linéaire de rivière actuellement ennoyé et le verrou qu'ils représentent pour la circulation des poissons sur le réseau hydrographique. Les zones d'habitats favorables aux poissons diadromes qui seront à nouveau accessibles représentent plus de 70% de la totalité du bassin versant, soit l'équivalent de la somme des surfaces favorables de la Sée (cours d'eau voisin) et celles accessibles de la Sélune. Au regard des conditions morphologiques (pente, largeur), le

tronçon au plus fort potentiel est celui ennoyé par les retenues des deux barrages : ces 24 km représentent 34% des surfaces favorables pour le saumon atlantique, contre 36% pour le chevelu en amont des retenues (FDPPMA50 2014). Un travail de modélisation (Forget *et al.* 2014) a estimé que le niveau de production future en saumon du bassin après effacement pourrait être plus de quatre fois le niveau actuel, soit 1 300 saumons adultes potentiels supplémentaires sur la Sélune. La zone ennoyée fournirait alors autant de saumons adultes que la zone actuellement accessible.

### 2.1.2.3. Le site de suivi hydroacoustique

#### a) Localisation, caractéristiques morphologiques et écologiques du site

Le site de suivi est localisé à 10 kilomètres en amont de l'embouchure et 8,5 km en aval du barrage de la Roche-Qui-Boit, au cœur de la ville de Ducey (50) (Figure 8). Plus précisément, le dispositif est situé en amont de la zone de marée dynamique et 15 mètres en amont d'un seuil aménagé d'une passe à poisson de 2 mètres de large. Cet ouvrage est totalement transparent pour les poissons migrateurs et assure une hauteur d'eau minimale nécessaire pour que le sonar ne soit pas hors d'eau. Un abri a été construit pour assurer la protection du matériel et le bon enregistrement des données en rive droite de la Sélune. Un système de levage facilite l'entretien du matériel immergé.

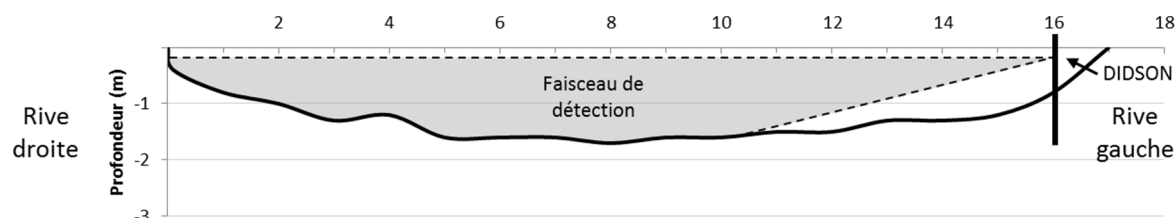


Figure 14. Représentation schématique de la couverture du faisceau de détection du DIDSON installé sur le site de suivi de la Sélune

La largeur de la Sélune au droit du site est de l'ordre de 18 mètres, pour une profondeur maximale de 1,8 mètre au milieu du chenal, ce qui maximise la couverture du faisceau du sonar (Figure 14). Si la position du site sur le bassin versant diffère peu de celui du Couesnon en termes de distance à l'estuaire, un affluent important de la Sélune est cette fois présent en aval du site : l'Oir est l'un des bassins versants pilote de l'ORE (Observatoire de Recherche en Environnement) INRA « DIA PFC » (poissons diadromes et petits fleuves côtiers) et du Pôle ONEMA-INRA « Gest'Aqua ». Il possède aujourd'hui près d'un tiers des surfaces favorables au saumon atlantique pour un bassin versant couvrant seulement 8% de la surface

totale du bassin de la Sélune (SAGE Sélune 2007). Les populations de poissons migrateurs, notamment les salmonidés, y sont décrites depuis plus de 30 ans, avec des études plus spécifiques sur le saumon : relations stock recrutement (Prevost *et al.* 1996) et facteurs de régulation et dynamique de population (Baglinière *et al.* 2005).

Bien qu'en première catégorie piscicole, la richesse spécifique de ce tronçon est proche de celle du site sur le Couesnon. Les cyprinidés y sont bien représentés : le gardon (*Rutilus rutilus*), la brème commune (*Abramis brama*) et bordelière (*Blicca bjoerkna*), la carpe commune (*Cyprinus carpio*), l'ablette (*Alburnus alburnus*) et le chevaine (*Squalius cephalus*) et y côtoient d'autres espèces d'eau douce telles que la perche commune (*Perca fluviatilis*), le sandre (*Sander lucioperca*) et le brochet (*Esox lucius*) (données ONEMA<sup>2</sup>). Espèce euryhaline, le mulot-porc (*Liza ramada*) peut également y être occasionnellement observé, seul ou en banc. S'ajoute la présence de truite commune (*Salmo trutta*) exceptionnellement de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Comme sur le Couesnon, de nombreuses espèces de poissons diadromes autres que le Saumon atlantique fréquentent cette zone : la truite de mer (*Salmo trutta*) la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) et la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*), l'alose feinte (*Alosa fallax*) et la grande alose (*Alosa alosa*) et enfin l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*). Espèce catadrome, l'anguille est présente sur le site tout au long de l'année (Martignac *et al.* 2015c).

### ***b) Campagnes d'acquisition***

Les acquisitions hydroacoustiques ont débuté en août 2013. Contrairement au suivi sur le Couesnon, ciblé sur le saumon, l'installation sur la Sélune vise à observer et décrire toutes les espèces diadromes dont les périodes de migration sont très différentes (Tableau 5). L'enregistrement des données par le DIDSON est donc effectué en continu sur l'année, 24 heures sur 24 et sept jours sur sept.

---

<sup>2</sup> Base de données IMAGE, 1995 à 2013 (ONEMA)

Tableau 5. Période de migration en rivière et de reproduction des espèces migratrices présentes dans la baie du Mont-Saint-Michel, d'après l'EPTB Charente (2011)

	J	F	M	A	M	J	Ju	A	S	O	N	D
Saumon atlantique	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Truite de mer	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Anguille civelle	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Anguille jaune, puis argentée	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Grande alose	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Alose feinte	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Lamproie marine	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Lamproie fluviatile	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

■ Montaison ■ Dévalaison ■ Reproduction

Les enregistrements ont subi très peu d'arrêts depuis le début des acquisitions. Les données disponibles analysées dans le cadre de ce mémoire couvrent la période août 2013 à décembre 2014, ce qui permet d'analyser deux périodes automnales. Le temps imparti à ce travail ne permettait pas de traiter les données recueillies en 2015.

## 2.2. Méthodologies mises en place : identifier les saumons atlantiques à partir des données hydroacoustiques

Dans le cas de notre étude, les outils hydroacoustiques utilisés sont très différents (échosondeur *split-beam* sur le Couesnon et caméra acoustique DIDSON sur la Sélune) ce qui nécessite de développer deux méthodologies résolument distinctes pour pouvoir extraire les informations relatives aux saumons atlantiques à partir d'un traitement acoustique (Couesnon) ou d'une analyse d'image (Sélune). L'identification des espèces est au cœur de la problématique de cette étude : comment sélectionner dans les données un maximum de saumons sans inclure d'individus d'autres espèces avec une méthodologie la moins chronophage possible.

### 2.2.1. Pistage automatique des saumons et gamme de TS à partir des données de l'échosondeur à faisceau-partagé installé sur le Couesnon

#### 2.2.1.1. Dispositif de suivi

Le matériel hydroacoustique installé sur le Couesnon est un SIMRAD EY500. Le sondeur est équipé d'un transducteur *split-beam* émettant à 70 kHz: le faisceau de détection du sondeur



est divisé en quatre parties, ce qui permet d'augmenter la précision des caractéristiques physiques des échos des poissons (Arrhenius *et al.* 2000; Simmonds & MacLennan 2005). Ainsi, la position du poisson dans le faisceau et la direction de son déplacement peuvent être décrites. Le dispositif informatique est installé à une vingtaine de mètres de la berge du Couesnon, sous abri. L'échosondeur, datant de 1995, fonctionne sous un système d'exploitation particulier, le DOS-RMX, fonctionnant uniquement sous Windows 98. Les données sont enregistrées sur un disque dur externe et déchargées hebdomadairement. Le sondeur est paramétré pour émettre une impulsion acoustique toutes les 0,2 s. Les paramètres d'acquisition sont détaillés dans le tableau 6.

Tableau 6. Paramètres d'acquisition de l'échosondeur SIMRAD EY500 installé sur le Couesnon

Paramètres d'acquisition	Seuil
<i>Ping rate</i>	0,2 sec.
<i>Pulse width</i>	0,2 ms
<i>Sampling threshold (dB)</i>	-60 dB
<i>Min Echo Length</i>	0,60
<i>Max Echo Length</i>	1,80
<i>Max Gain Compensation</i>	6,0 dB
<i>Max Phase Deviation</i>	2,0

Le transducteur est fixé dans le cours d'eau à 1,20 mètre de la rive gauche du fleuve. Son faisceau de détection conique est orienté vers la rive droite et est incliné de 5° vers le lit du cours d'eau (Figure 12). Ce paramétrage vise à s'adapter aux contraintes opérationnelles intrinsèques de ce type d'échosondeur, liées notamment à une ouverture étroite du faisceau de détection, de l'ordre de 11°. Chaque objet passant dans ce faisceau renvoie un écho capté et décrit par le transducteur, à commencer par la distance entre le transducteur et l'objet. Les multiples échos renvoyés par le lit du cours d'eau ou par la surface du cours d'eau sont d'une intensité bien plus forte que celles des poissons et tendent à saturer les informations reçues par le sondeur. Tout passage de poisson est donc totalement masqué dès que le faisceau de détection rentre en contact avec une surface continue. Le transducteur doit par conséquent être finement orienté pour optimiser le volume couvert. L'installation du dispositif sur le Couesnon permet la couverture d'environ 100 m<sup>3</sup>, soit 32% de la section mouillée lorsque les hauteurs d'eau sont les plus basses. Les acquisitions sont permanentes. L'EY500 est calibré tous les deux ans selon la procédure décrite par Foote (1987), en vertical et en eau profonde à

l'aide d'une sphère de calibration, pour s'assurer de l'absence de dérive du matériel et de la pertinence des données acoustiques extraites des enregistrements.

La température et la hauteur de l'eau ainsi que la vitesse de courant ont été enregistrées en continu sur le site lors des campagnes 2013 et 2014. Des capteurs de température et un débitmètre ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) ont été installés directement sur le dispositif d'accueil du sondeur. Les deux capteurs de température *TidbiT* (Onset Computer Corporation, Bourne, MA 02532, USA) enregistrent en continu la température de l'eau au niveau de l'échosondeur avec une précision de 0,2°C. Le débitmètre *Mainstream IV* (Hydreka SAS, Lyon, France), enregistre les vitesses de courant par le biais d'un capteur de vitesse à effet Doppler (résolution de 1 mm.s<sup>-1</sup>) et les hauteurs d'eau du site grâce à un capteur piézorésistif. Celui-ci est installé en berge : les vitesses de courant ne seront pas celles de la veine d'eau principale, mais celles de la zone à proximité de la rive gauche du Couesnon. L'objectif est d'observer la dynamique hydrologique dictée par la gestion du barrage et l'effet des augmentations et des diminutions de ces variables environnementales sur les migrations des saumons atlantiques du Couesnon.

D'autres données environnementales ont également été utilisées. Il s'agit : des hauteurs d'eau enregistrées à Pontorson par le Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel lors des trois campagnes précédentes, du débit journalier du Couesnon à Romazy (35), situé 20 kilomètres en amont du site d'étude (hors de l'influence de la marée dynamique, données : Banque Hydro, [www.hydro.eaufrance.fr](http://www.hydro.eaufrance.fr)), des coefficients de marée et des phases de gestion du barrage (voir 2.1.1.2), couplées aux horaires des lâcher d'eau (source : Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel). Ainsi, les variables biologiques issues des données acoustiques (représentées sous forme d'échogrammes) et environnementales ainsi que celles relatives à la gestion du barrage ont alimenté une base de données au format Microsoft Access.

### ***2.2.1.2. Sélectionner les saumons atlantiques sur les échogrammes***

Le logiciel Sonar5-Pro (Balk & Lindem 2012) est utilisé pour analyser les données enregistrées sur le Couesnon. Dédié au traitement de données hydroacoustiques, ce logiciel permet d'assurer le pistage des échos d'objets, ou cibles, passant dans le faisceau de détection automatiquement et d'en exporter les caractéristiques. Les passages des poissons sont identifiés à partir des échos simples reçus par le sondeur et extraits par Sonar5-Pro (*Single Echo Detection*, ou SED, d'après les paramètres suivants : *Min Echo Length* = 0,60 ; *Max Echo Length* = 1,80 ; *Min Target Size* = -60 dB ; *Max angle std. dev.* = 1,00). Le paramétrage

de l'outil de pistage automatique est volontairement très peu restrictif pour ne manquer aucun saumon : dès deux échos proches spatialement et chronologiquement, ils sont reliés et analysés comme résultant d'une même cible. Le nombre minimal d'échos (*Min Track Length*) a donc été fixé à deux *pings*, le nombre maximal de « blancs » entre ces deux échos (*Max Ping Gap*) à trois *pings*. En pistant les cibles, le logiciel recense toutes les caractéristiques de leur passage dans un tableur facilement exportable (date, heure, position dans le faisceau, vitesse moyenne, direction...) et calcule la TS moyenne de l'écho de la cible (Tableau 7).

Tableau 7. Paramètres sélectionnés pour décrire les pistages de poissons lors du pistage automatique avec le logiciel Sonar5-Pro

<b>Paramètre</b>	<b>Unité</b>	<b>Description</b>
<i>Track nr.</i>	/	Numéro du pistage
<i>Ping</i>	/	Premier ping de la cible pistée
<i>Track Date</i>	jj.mm.aaaa	Date du pistage
<i>Track time 1</i>	hh:mm:ss	Heure du pistage
<i>Duration</i>	secondes	Durée du pistage
<i>No. Echoes</i>	/	Nombre d'échos de la cible
<i>Mean TSu</i>	décibels	<i>Target Strength</i> (TS) moyenne de la cible pistée
<i>R (c.g.)</i>	mètres	Distance cible pistée – sondeur
<i>Target depth</i>	mètres	Profondeur de la cible
<i>Above bottom</i>	mètres	Distance cible – fond
<i>Aspect-angle</i>	°	Angle de détection de la cible
<i>XY-angle</i>	°	Angle de la cible pistée par rapport à l'axe X-Y
<i>Dist First Last X</i>	mètres	Distance effectuée entre le 1er écho et le dernier écho sur l'axe X
<i>Mean(Echo Speed)</i>	m/s	Vitesse moyenne de l'écho
<i>Vx First Last</i>	/	Vitesse relative par rapport à l'axe X du premier et du dernier écho
<i>Vy First Last</i>	/	Vitesse relative par rapport à l'axe Y du premier et du dernier écho
<i>Vz First Last</i>	/	Vitesse relative par rapport à l'axe Z du premier et du dernier écho
<i>Mean (Vx)</i>	m/s	Vitesse moyenne de l'écho par rapport à l'axe X
<i>Mean (Vy)</i>	m/s	Vitesse moyenne de l'écho par rapport à l'axe Y
<i>Alo (c.g.)</i>	°	Centre de gravité moyen de la cible vue par le sondeur (Alo)
<i>Ath (c.g.)</i>	°	Centre de gravité moyen de la cible vue par le sondeur (Athwart)
<i>Start pos x</i>	mètres	Position du premier écho du tracking de la cible sur l'axe des x
<i>Start pos y</i>	mètres	Position du premier écho du tracking de la cible sur l'axe des y
<i>Start pos z</i>	mètres	Position du premier écho du tracking de la cible sur l'axe des z

Les cibles dont les échos ont des valeurs de TS inférieures à -45 dB sont éliminées des analyses : leur faible TS indique qu'il s'agit de petits poissons (11 cm d'après Love, 1971), ou plus probablement d'objets dérivants inertes. L'intégralité des autres cibles pistées est archivée dans une base de données au format Microsoft Access. Cette base regroupe donc

tous les passages de poissons du Couesnon au droit du sondeur. Pour distinguer les saumons atlantiques des autres espèces, des critères définis sur la base des connaissances de la biologie de l'espèce et des caractéristiques de la population du Couesnon, ainsi que sur les conditions du site de suivi sont utilisés. Certaines hypothèses ont donc été formulées pour augmenter la sélectivité du filtre utilisé pour identifier les saumons.

D'après la localisation du site sur le bassin versant (voir 2.1.1.3), les saumons remontant le Couesnon qui passent au niveau du sondeur abordent la première phase de leur migration, une phase de remontée rapide jusqu'à une zone de repos en aval d'un radier (Baglinière & Porcher 1994), leur permettant de sortir d'une zone de balancement des marées couteuse en énergie. *A priori*, les saumons fréquentant ce tronçon ne passeront donc dans le faisceau de détection que **de l'aval vers l'amont**. La direction de la nage des individus sera donc le premier critère utilisé. Au regard des autres espèces présentes sur le tronçon, les saumons peuvent être considérés comme les poissons les plus rapides, particulièrement lors de cette phase de migration. Fixer un seuil de nage minimal permet d'éliminer les cyprinidés résidents se déplaçant à vitesse lente. Au regard des rares données de la littérature à propos de la vitesse de nage des saumons dans les parties basses des fleuves, une limite basse de **0,4 m.s<sup>-1</sup>** semble être pertinente (Potter 1988; Sanchez *et al.* 2002) et sera le second critère.

Enfin, la TS des échos des poissons lors de leur détection apporte une information relative à leur morphologie. Ainsi, nous avons utilisé l'équation définie par Lilja *et al.* (2000) propre au saumon atlantique pour estimer la taille des individus en fonction de leur TS à la suite d'expérimentation à 200 kHz.

$$TS = 22,20 \times \log_{10}(L) - 75,20 + 8,70 \times \cos(2 \times aspect)^3$$

Avec  $TS = Target Strength$ , en dB

$L =$  Estimation de la taille réelle, en cm

$Aspect =$  Angle de la cible par rapport au transducteur, en radian ( $\pi =$  perpendiculaire au faisceau)

D'après notre hypothèse initiale, les saumons franchissent la zone au droit du sondeur avec une vitesse soutenue. Au regard de la largeur du cours d'eau et de la morphologie du tronçon, les adultes passeront dans le faisceau avec un angle proche de la perpendiculaire par rapport à l'axe central du faisceau. La distribution des tailles des saumons fréquentant le Couesnon s'étale de 51 à 95 cm, mais 95% des saumons sont inclus dans l'intervalle [58 cm ; 90 cm] (données CNICS, Centre National des Captures de Salmonidés migrateurs sur les captures à la ligne sur le Couesnon entre 1987 et 2014). D'après l'équation de Lilja *et al.*, l'écho d'un

saumon de 58 cm migrant à la perpendiculaire dans le faisceau de détection aurait une TS de -27,35 dB, celui d'un saumon de 90 cm -23,1 dB. Augmenter cette intervalle de TS de quelques dixièmes de décibels à [-28 dB ; -23 dB] permet d'inclure une tolérance de +/- 7 degrés lors du passage des saumons dans le faisceau, et également d'inclure les plus petits saumons passant perpendiculairement au faisceau.

La description des caractéristiques de l'outil utilisé met en évidence le sous-échantillonnage obligatoire de la section mouillée. Bien qu'optimisés, la position et l'ouverture du faisceau ne peuvent couvrir qu'un tiers de cette section. Ainsi, le dénombrement des poissons détectés n'est qu'une sous-estimation du niveau d'abondance de la population de saumons. Les informations quantitatives extraites de ce suivi doivent dès lors être considérées comme un *proxy*, ou un indicateur comparable d'une période à l'autre dont il est nécessaire de maximiser la précision. De plus, il est indispensable de limiter la présence d'individus d'une autre espèce dans les analyses sous peine de biaiser la description de la dynamique migratoire du saumon sur le Couesnon. L'addition des trois critères (nage vers l'amont ; vitesse minimale de nage de 0,4 m.s<sup>-1</sup> ; TS comprise entre -28 et -23 dB) crée un filtre restrictif qui vise à exclure les individus d'autres espèces fréquentant le Couesnon, qu'il est cependant nécessaire de tester. Ces analyses font l'objet du Chapitre 3.

## **2.2.2. Amélioration des connaissances et de l'utilisation de l'outil DIDSON et analyse semi-automatique des « vidéos acoustiques » pour identifier les saumons de la Sélune**

### **2.2.2.1. Dispositif de suivi**

Le matériel hydroacoustique installé sur la Sélune est une caméra acoustique DIDSON. Mis à l'eau à un mètre de la rive droite, le transducteur du DIDSON est perpétuellement immergé et est relié via l'émetteur-récepteur au dispositif informatique permettant la visualisation et l'enregistrement des données. Les acquisitions, permanentes, sont réalisées en mode Haute Fréquence, à 1 800 kHz, pour maximiser la résolution des images en diminuant la taille du pixel (1,95 cm) et ainsi maximiser la précision des mesures des tailles des poissons. Le DIDSON est paramétré pour enregistrer 5 images par seconde (*frame rate*). Le nombre important de faisceaux de cette caméra (96) permet une large couverture de la section mouillée : l'ouverture de 29° horizontalement et 14° verticalement permet l'enregistrement de l'activité biologique dans un volume important représentant 90% de la section mouillée

(Figure 14). Cependant, son utilisation en haute fréquence limite sa fenêtre d'enregistrement à 10 mètres.

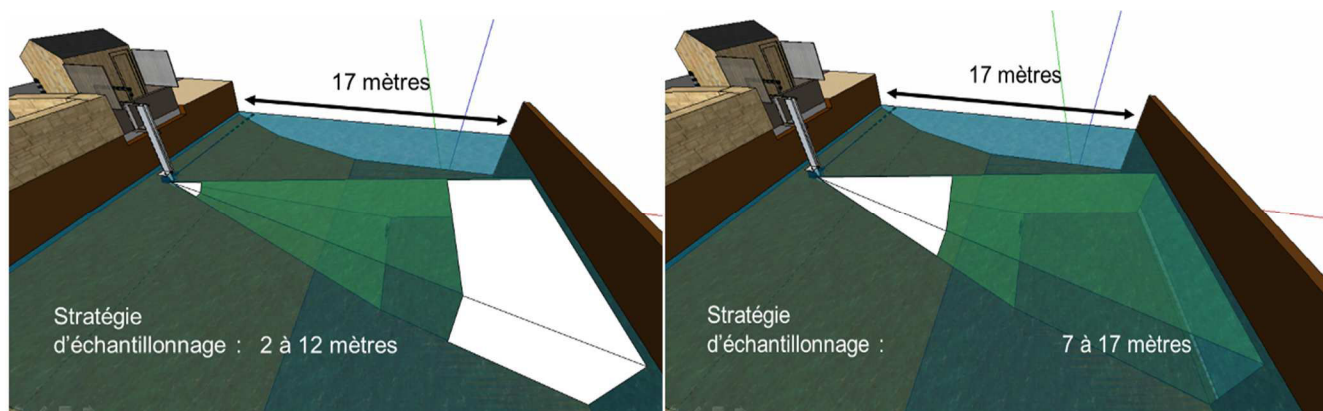


Figure 15. Visualisation de la stratégie d'échantillonnage utilisée sur le site de suivi de la Sélune. En vert, la fenêtre d'enregistrement du DIDSON, à moitié du temps entre 2 et 12 mètres, l'autre moitié entre 7 et 17 mètres.

Pour collecter des informations sur toute la section mouillée, une stratégie d'échantillonnage a été adoptée (Figure 15). La moitié du temps, les enregistrements couvrent la fenêtre 2 à 12 mètres, et couvrent la fenêtre 7 à 17 mètres le reste du temps (changement de fenêtre toutes les 15 minutes). Compte tenu du nombre de faisceaux, les données peuvent être enregistrées même après que le faisceau de détection total soit entré en contact avec le lit du fleuve (voir 1.4.4). De plus, les ombres portées sont observées sur les vidéos du DIDSON, créant quelques zones aveugles au sein desquelles les poissons ne peuvent être visualisés. Celles-ci résultent de la présence naturelle de blocs sur le lit de la Sélune, mais surtout de sacs de gravats ayant servi de batardeaux lors de la rénovation du Vieux Pont de Ducey en 2009. Ces ombres n'ont que peu d'influence sur les observations, les zones aveugles ne représentant qu'un volume très faible et ne sont pas présentes sur l'intégralité de la largeur du faisceau : tous les poissons le traversant intégralement sont visibles sur les images enregistrées. De plus, la majeure partie de ces zones est située sur le côté gauche du faisceau (vers l'amont), et n'empêchent pas la visualisation du côté droit. Aucun passage de saumon ne peut être manqué suite à la présence de ces ombres.

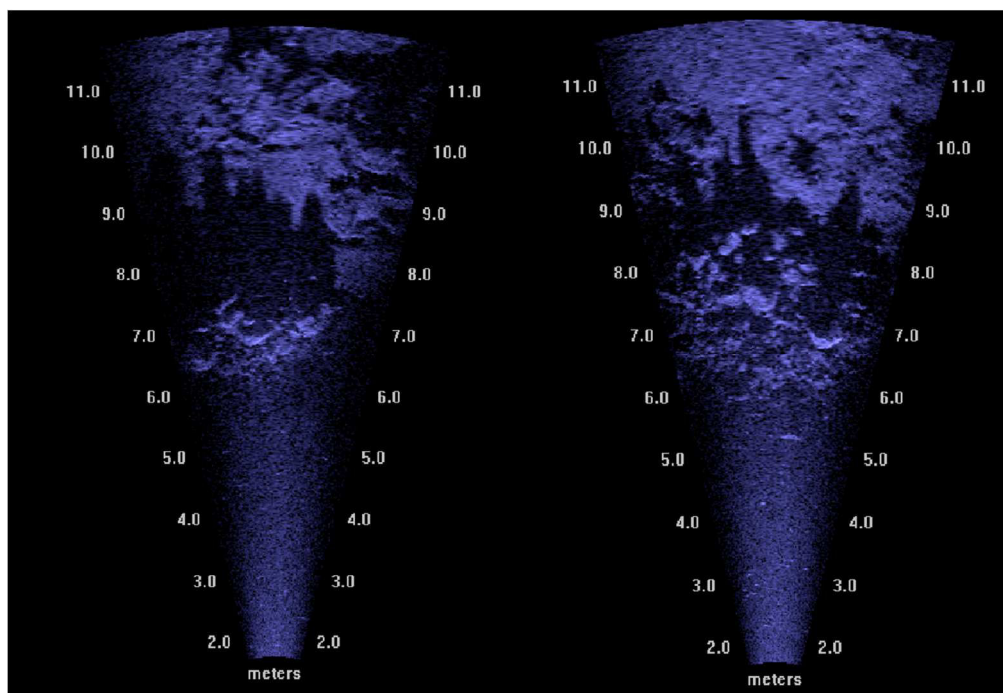


Figure 16. Images extraites des enregistrements du DIDSON avant (à gauche) et après (à droite) l’aplanissement du lit de la Sélune en vidant les sacs de gravats en septembre 2014

Un aplanissement du fond par l’ouverture de ces sacs a néanmoins été réalisé en septembre 2014, diminuant les zones d’ombres (Figure 16). Les enregistrements sont récupérés hebdomadairement, le volume de données étant très important (environ 200 Go par semaine). Contrairement aux échosondeurs de la génération précédente, les caméras acoustiques ne disposent pas de procédures de calibration connues. De fait, une cible de taille connue est insonifiée régulièrement et mesurée pour s’assurer de l’absence de dérive dans la résolution des vidéos.

La température de l’eau et la hauteur d’eau ainsi que la vitesse de courant sont enregistrées sur le site depuis août 2013. Comme sur le Couesnon, des capteurs de température et un débitmètre ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) ont été installés sur le dispositif d’accueil du DIDSON. Le matériel est similaire entre les deux sites : capteurs de température *TidbiT* et débitmètre *Mainstream IV*. D’autres données ont également été utilisées : le débit journalier de la Sélune à Ducey (50) (données : Banque Hydro, [www.hydro.eaufrance.fr](http://www.hydro.eaufrance.fr)) et les coefficients de marée. Ainsi, les variables biologiques issues des données acoustiques et environnementales ont alimenté une base de données au format Microsoft Access.

### 2.2.2.2. Sélection des saumons sur les vidéos enregistrées par le DIDSON

Au-delà de l'assurance de bien observer un poisson, le DIDSON permet de décrire sa morphologie et son comportement, facilitant ainsi l'identification des espèces. Les critères utilisés pour l'identification des saumons atlantiques sont par conséquent adaptés aux caractéristiques de l'outil. Contrairement à la méthodologie mise en place sur le Couesnon, la taille des poissons est ici mesurée sur les images, et non pas estimée *via* une valeur acoustique, la taille mesurée minimale considérée est de 50 cm (quasiment aucun saumon adulte n'a actuellement une taille inférieure sur la Sélune à de très rares exceptions près). La morphologie et l'ondulation caractéristique de la nage sont également des facteurs discriminants qui empêchent toute confusion avec les anguilles et les lamproies marines. L'observation comportementale du poisson dans le faisceau du DIDSON apporte de nombreuses d'indications permettant de discriminer les saumons à savoir la direction de nage, de trajectoire, le comportement trophique, la nature des interactions avec les autres poissons (fuite, prédation, reproduction). Ainsi, des critères comportementaux additionnels sont utilisés pour identifier un saumon : trajectoire franche vers l'amont (pas d'arrêt ni de trajectoire erratique), absence de comportement de prédation ou de comportement alimentaire.

Les vidéos enregistrées peuvent être « rejouées » grâce au logiciel chargé de paramétrer l'enregistrement des données. Le logiciel SoundMetrics Corp. (SMC), dispose d'un panel d'outils intéressants dans le cadre d'un suivi de population de poissons (voir l'article publié dans *Fish and Fisheries*, au paragraphe 1.4.3) : le module *Background subtraction* masque les échos présents en permanence sur les images pour ne laisser apparents que les pixels sur lesquels un objet est en mouvement. La possibilité d'augmenter la vitesse de défilement des images (ou *frames*) jusqu'à 100 images.sec<sup>-1</sup>, soit 20 fois le défilement en vitesse réelle dans notre cas, possède également l'intérêt d'optimiser la recherche de poissons de l'espèce cible. Le module CSOT (*Convolved Samples Over Threshold*) permet la compression des fichiers en conservant seulement les images sur lesquels de l'activité est observée. Enfin, le module *Mark fish* permet la mesure directe du poisson sur les images, en dessinant une polygone le long de l'axe du corps du poisson pour en exporter sa taille centimétrique. L'utilisation de ces outils permet de connaître, automatiquement, la direction de nage du poisson, sa position en X et en Z dans le faisceau (pour rappel, le DIDSON ne permet pas d'extraire la position du poisson dans la hauteur d'eau), l'orientation de son corps en fonction de l'axe du faisceau central, ainsi que des informations temporelles telle que la date, l'heure et le numéro de l'image sur lequel le poisson a été mesuré.



La lecture de l'intégralité des données, l'observation visuelle de chacun des passages de poissons et leur mesure manuelle sur les images ne laissent que peu de place à la sélection de poissons autres que le saumon dans les jeux de données qui seront analysées dans ce travail. Néanmoins, la méthodologie mise en place se heurte à une limite principale : la chronophagie de l'analyse des données, particulièrement dans le cadre d'un suivi à long terme. Les améliorations proposées pour palier à cet inconvénient font l'objet du chapitre 3.

### 2.3. Risque de confusion entre les grands salmonidés, saumons et truites de mer

La truite de mer peut-être présente sur le Couesnon comme sur la Sélune. Or cette espèce est la seule susceptible d'être sélectionnée au même titre que le saumon en raison de valeurs de TS (échosondeur à faisceau partagé) ou de critères morphologiques et comportementaux similaires (DIDSON). Cependant, ce risque de confusion est très limité pour deux raisons. La première est liée à la faible abondance de la population de truite de mer colonisant les cours d'eau de la baie du Mont-Saint-Michel en raison d'une stratégie marine d'histoire de vie pour la truite peu représentée dans cette région, tout comme en Bretagne (Quéméré *et al.* 2015). La seconde est liée à la taille moyenne des individus, bien inférieure à celles des saumons adultes dans la baie du Mont-Saint-Michel (Figure 17). En effet, les données collectées à la station de Cerisel montrent que plus de 90% des truites de mer mesurées ont une taille inférieure à 50 cm.

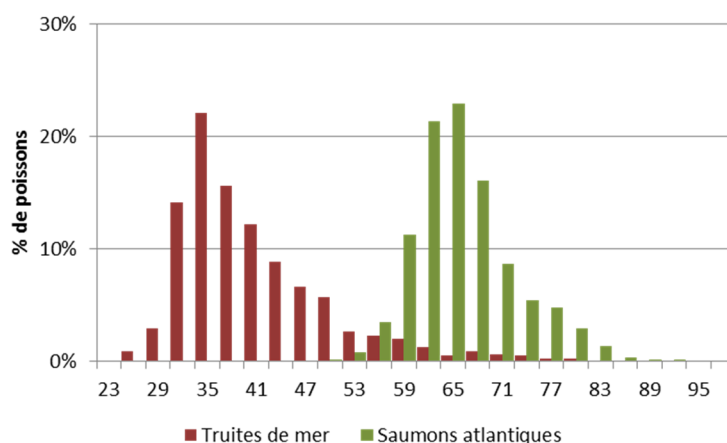


Figure 17. Distribution des tailles centimétriques des saumons atlantiques (n = 4 106) et des truites de mer (n = 1 234) capturés à Cerisel sur la période 1997 à 2012 (données U3E-INRA)

## Chapitre 3. Axe 1. Evaluation de l'efficacité des méthodologies et optimisation de leurs performances

Deux différents outils acoustiques sont utilisés dans le cadre de ce travail. Ce chapitre vise à évaluer leur niveau de performance respectif et à évaluer l'efficacité des méthodologies mises au point pour identifier les saumons atlantiques à partir de leurs données. La sélection des saumons se base sur des critères comportementaux et morphologiques, il convient donc de s'assurer, notamment, de la précision des tailles estimées des poissons à partir de leurs échos. S'il existe des avantages indéniables de l'hydroacoustique par rapport aux outils utilisés couramment pour les suivis des populations de poissons migrateurs, l'identification des espèces en est la principale limite. Plusieurs solutions ont été testées pour compenser ce désavantage. Le couplage à une méthode complémentaire de validation est fréquemment décrit dans la littérature. Les principales études de suivi de la migration de poissons diadromes valident leurs résultats en utilisant des caméras optiques, voire des observations visuelles directes (Enzenhofer *et al.* 1998; Guillard & Colon 1998). Cependant, la mise en place de ces méthodes est dépendante des conditions locales et se prête peu à nos sites de suivi. Dans le cas du Couesnon ou de la Sélune, aucune méthode de validation fonctionnelle de ce type ne peut être couplée avec les dispositifs hydroacoustiques. Les eaux de ces deux rivières et plus particulièrement celles du Couesnon sont chargées en particules fines même en période d'étiage, limitant la transparence de l'eau. Ces conditions empêchent l'installation de caméras optiques dans l'eau au droit des sonars, car leur portée serait inférieure au mètre. Des méthodes de captures des poissons (Ransom *et al.* 1996; Burwen & Fleischman 1998; Hughes 2012) peuvent également apporter de précieuses informations sur les abondances des différentes espèces étudiées ou sur la richesse spécifique de la rivière mais sont peu utilisées pour dénombrer les poissons migrateurs au stade adulte. Néanmoins, des inventaires par pêche électrique ont été réalisées sur les tronçons du Couesnon et de la Sélune concernés par les suivis (ASCONIT Consultants 2013; Martignac *et al.* 2015c). Les tronçons concernés de ces cours d'eau n'étant pas prospectables à pied, les pêches ont été faites en bateau avec un protocole qui ne permet pas d'estimer l'abondance des populations en place. Ces suivis ont confirmé la présence d'une communauté diversifiée d'espèces dulçaquicoles au sein desquelles les cyprinidés sont les plus représentés (voir 2.1.1.3 et 2.1.2.3), mais n'apportent pas d'informations permettant une validation de l'identification des saumons atlantiques sur les données enregistrées. Les espèces ne pourront donc être identifiées qu'à partir de leurs

caractéristiques morphologiques et comportementales sur les données hydroacoustiques des deux sonars. L'un des objectifs de ce chapitre est d'analyser la capacité des outils hydroacoustiques à fournir des données pertinentes sur la biologie et le comportement d'une espèce cible, le saumon atlantique, sans méthode complémentaire de validation de l'identification des espèces. L'utilisation de deux outils appartenant à des générations différentes d'échosondeurs illustre l'amélioration des technologies hydroacoustiques qui visent à augmenter les possibilités d'identifier les espèces. Avant de pouvoir interpréter les données relatives à la dynamique migratoire des saumons sur ces deux fleuves, il est nécessaire de s'assurer de la pertinence des méthodes utilisées pour identifier les individus de cette espèce et d'en évaluer le taux d'erreur. Les saumons du Couesnon sont identifiés à l'aide des caractéristiques acoustiques de leurs échos (voir 2.2.1.2), ceux de la Sélune à partir de leur description morphologique et de leur comportement sur les images enregistrées (voir 2.2.2.2). Ce chapitre s'appuiera sur les connaissances acquises sur les populations de saumon de la baie du Mont-saint Michel (données de piégeage, captures lignes).

### **3.1. Evaluation de la méthodologie d'identification des saumons sur le Couesnon**

Pour rappel, les saumons du Couesnon, dont le suivi est réalisé par l'échosondeur SIMRAD EY500, sont sélectionnés grâce à trois critères : la direction de la nage des poissons, de l'aval vers l'amont, un seuil minimal de vitesse de nage et une gamme de taille. Sur les données enregistrées par l'échosondeur, ce dernier critère se base sur la TS de l'écho du poisson, expression de leur taille réelle (Ona 1999). La taille du saumon est estimée en utilisant une équation propre à cette espèce qui convertit la TS de l'écho du poisson en valeur centimétrique (voir 1.4.4.2). Une première expérimentation vise à évaluer la pertinence de l'utilisation de cette équation pour estimer les tailles des saumons lors de leur passage devant l'échosondeur installé sur le Couesnon. Il a également été nécessaire d'évaluer l'efficacité de la méthodologie définie pour sélectionner les passages de saumons parmi tous les objets détectés par l'échosondeur. Pour répondre à cette seconde question, l'échosondeur est couplé à la caméra acoustique DIDSON, qui joue ici un rôle d'outil de validation sur le site de la Sélune. Ce couplage permet de vérifier si les poissons sélectionnés par les trois critères sont effectivement des saumons.

### 3.1.1. Validation de la gamme de TS

Ce paramètre possède une très forte variabilité pour des poissons d'une même taille en fonction de l'espèce et de la position du corps dans le faisceau (Ona 1999). Plusieurs équations ont été définies pour estimer la taille des poissons à partir de la TS, certaines sont spécifiques, d'autres sont généralistes (voir 1.4.4.2). Il est donc nécessaire de valider la gamme de TS en choisissant l'équation la plus adaptée en s'assurant qu'elle correspond au mieux à la gamme de taille des saumons qui colonisent la baie du Mont-Saint-Michel. Pour évaluer l'efficacité et la précision de plusieurs équations publiées dans la littérature, les caractéristiques du passage de plusieurs grands salmonidés de taille connue devant le sondeur ont été analysées. Cette étude vise à statuer sur la pertinence d'utiliser l'équation de Lilja *et al.* (2000) pour estimer les tailles des saumons du Couesnon.

#### 3.1.1.1. Matériel et méthodes

Le pôle Gest'Aqua ONEMA-INRA dispose d'une station de comptage au moulin de Cerisel sur la partie aval de l'Oir, un des affluents de la Sélune (voir 2.1.2.1). Les salmonidés migrateurs (saumon atlantique et truite de mer) y sont recensés et capturés lors de la dernière phase de migration, précédant la reproduction (novembre à décembre). En novembre 2012, l'échosondeur à faisceau partagé utilisé sur le Couesnon (SIMRAD EY500, 70 kHz) a été installé dans le chenal à 4 mètres en aval de la gouttière de sortie des poissons, le faisceau dirigé vers l'exutoire avec un axe du faisceau central parallèle à la berge (Figure 18). Un soin particulier a été porté pour que le sondeur et la zone de passage des poissons s'éloigne de la zone de « champ proche » (*near field*, ou zone de Fresnel). L'intensité des ondes acoustiques issues de cette zone située à proximité du transducteur peuvent énormément varier sur des distances très courtes (Simmonds & MacLennan 2005). Les valeurs issues de cette zone ne doivent par conséquent pas être prises en compte. La limite maximale de cette zone se calcule à partir de la fréquence utilisée, de l'ouverture du faisceau de détection et de la vitesse du son dans le milieu. Pour notre utilisation, à 70 kHz, dans de l'eau douce et avec un faisceau de 11°, le champ proche se limite à 1,07 m du transducteur.

Le transducteur a été orienté de quelques degrés vers le bas pour que la partie haute du faisceau n'entre pas en contact avec la surface de l'eau. Afin que les poissons ne se dirigent pas directement vers l'amont et qu'ils puissent être « insonifiés » le plus latéralement possible, un obstacle partiel a été installé en amont immédiat de la sortie (Figure 18.C).

Néanmoins, le positionnement de cette dernière n'est pas perpendiculaire à la berge, mais accuse un angle de  $65^\circ$ .

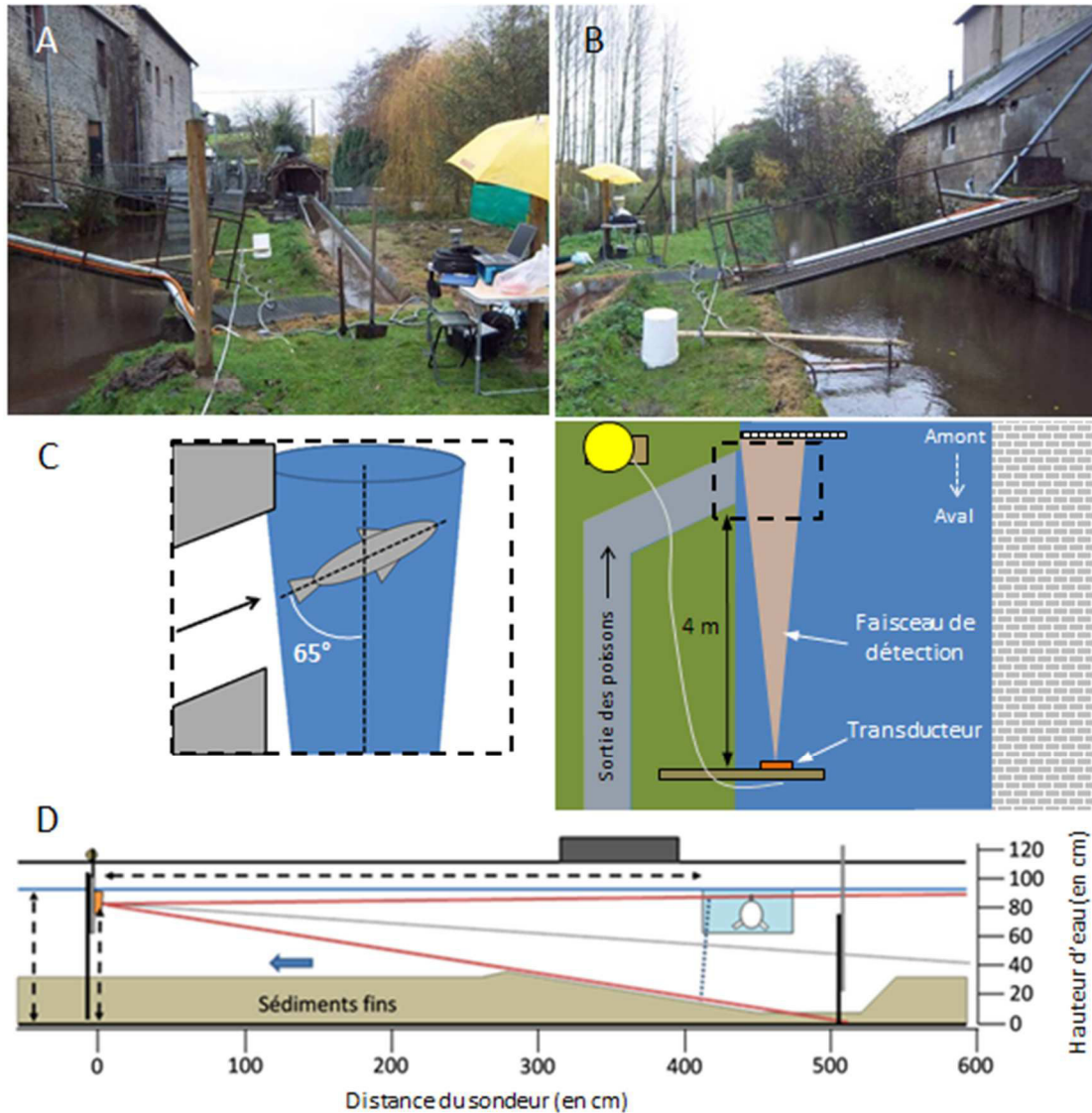


Figure 18. Dispositif expérimental au Moulin de Cerisel (novembre 2012) : passage de grands salmonidés de taille connue devant l'échosondeur à faisceau partagé (SIMRAD EY500, 70 kHz). A) Photographie de l'amont vers l'aval ; B) Photographie de l'aval vers l'amont ; C) Schéma du dispositif en vue apicale ; D) Schéma du dispositif en vue latérale à partir de la rive gauche.

Pour cette expérimentation, 14 saumons atlantiques (SAT, longueurs totales ( $L_t$ ) = 59 à 84 cm), 6 truites de mer (TRM,  $L_t$  = 32 à 53 cm) et une truite commune (TRF,  $L_t$  = 35 cm) capturés au piège ont été utilisés (Tableau 8). Les poissons ont été relâchés un à un. Les échos propres aux passages de chacun des individus sont visualisés et pistés manuellement sur le logiciel Sonar5-Pro (seuil de  $-45$  dB, *Min. Track Length* = 1 ; *Max Ping Gap* = 2). Les caractéristiques acoustiques propres à chaque poisson, dont leur TS, sont exportées et mises

en relation avec leurs données biométriques respectives. Les TS observées pour une taille donnée ont été comparées aux TS théoriques calculées pour cette même taille par quatre formules différentes (voir 1.4.4.2) : Love (1971), formule généraliste, Kubecka & Duncan (1998), avec les constantes calculées pour des truites arc-en-ciel, Lilja *et al.* (2000), spécifique au saumon atlantique et à la truite de mer, et Frouzova *et al.* (2005), propre à la truite commune. L'équation de Lilja *et al.* (2000), possédant une variable d'orientation du corps des poissons dans le faisceau, est utilisée pour calculer les TS théoriques des poissons avec des angles de 90° (passage perpendiculaire au faisceau), de 65°, cet angle correspondant à l'angle de sortie des poissons de la gouttière, et de 45°, pour évaluer l'influence du positionnement du poisson sur le calcul des TS.

### **3.1.1.2. Résultats**

Lors de la lecture des données, les échos de 17 poissons ont pu être identifiés soit près de 81% des poissons relâchés. Les échos des quatre poissons non détectés sont masqués par les échos renvoyés par le déflecteur en amont de la sortie de la gouttière. Les caractéristiques acoustiques des 17 poissons détectés sont présentées dans le tableau 8. Les passages de ces poissons détectés ne le sont que sur un nombre d'échos très limité. Cinq de ces poissons ne sont même observés que sur un seul écho. La figure 19 confirme qu'il y a bien une relation entre la taille du poisson et la TS enregistrées. Par ailleurs, la variabilité moyenne pour les autres individus est de 1,3 dB  $\pm$  1,6 dB. Les valeurs moyennes (*TS moy*), médianes (*TS med*) et maximales de TS (*TS max*) seront analysées. Il n'existe aucune différence significative entre *TS moy* et *TS med* (Wilcoxon,  $p = 0,78$ ), ni entre *TS moy* et *TS max* (Wilcoxon,  $p = 0,38$ ).

Tableau 8. Caractéristiques biométriques des 21 grands salmonidés capturés (TRF = truite fario ; TRM = truite de mer ; SAT = saumon atlantique) et propriétés acoustiques de leurs échos lors de leur pistage avec Sonar5-Pro

Code Poisson	Longueur totale (mm)	Poids (g)	Nombre d'échos	Range (en m)	TS moy (en dB)	TS med (en dB)	TS max (en dB)	
TRF	349	888	9	3,91	-39,73	-40,17	-37,23	
TRM1	321	252	1	3,70	-44,11	-44,11	-44,11	
TRM2	353	391	Non détecté					
TRM3	387	501	Non détecté					
TRM4	417	543	1	4,40	-36,35	-36,35	-36,35	
TRM5	492	1151	3	4,45	-36,70	-36,76	-35,84	
TRM6	536	1730	4	4,00	-32,63	-33,31	-31,49	
SAT1	595	1554	2	3,93	-33,60	-33,60	-33,16	
SAT2	609	1632	2	3,63	-32,86	-33,49	-31,09	
SAT3	611	1575	2	4,10	-34,84	-34,85	-34,49	
SAT4	631	1398	2	4,45	-32,01	-32,05	-31,46	
SAT5	647	1748	2	4,10	-34,46	-34,50	-33,97	
SAT6	675	2218	4	4,41	-31,46	-31,95	-29,77	
SAT7	679	2228	2	4,10	-31,00	-31,43	-29,47	
SAT8	700	2670	Non détecté					
SAT9	704	2417	4	4,40	-31,10	-31,61	-29,28	
SAT10	714	3159	Non détecté					
SAT11	728	3062	3	4,43	-29,80	-29,95	-29,23	
SAT12	740	3072	1	4,35	-28,56	-28,56	-28,56	
SAT13	747	3529	1	4,40	-29,21	-29,21	-29,21	
SAT14	841	4087	1	4,10	-28,21	-28,21	-28,21	

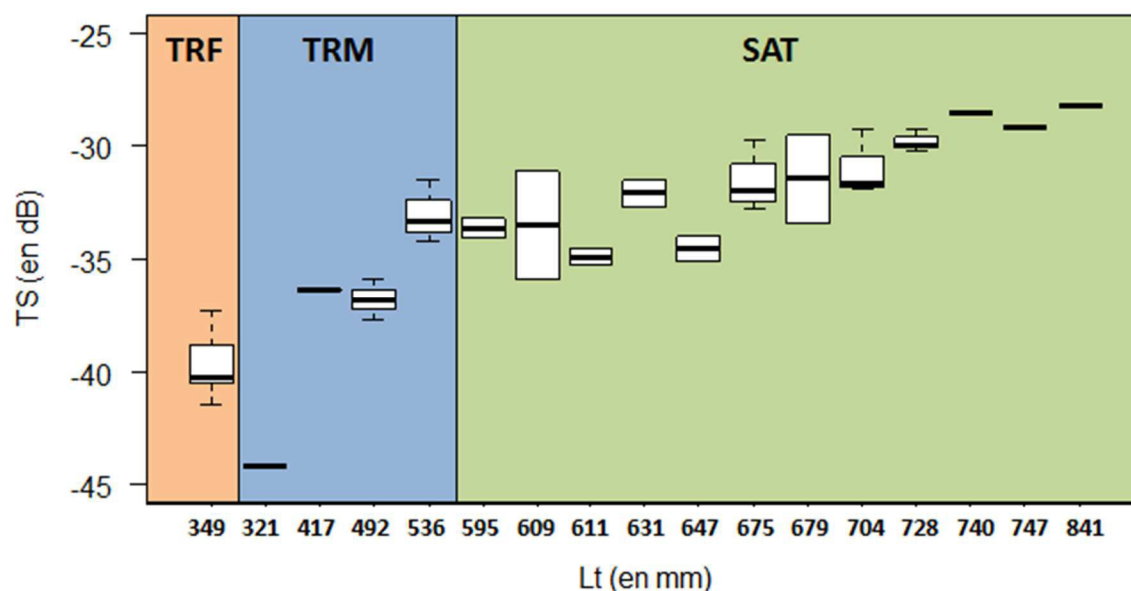


Figure 19. Boxplot des TS enregistrées des 17 grands salmonidés détectés par le sondeur en fonction de leur longueur totale (Lt) et de l'espèce (TRF : truite commune ; TRM : truite de mer ; SAT : saumon atlantique)

Les TS calculées à partir des équations de Lilja *et al.* (2000) pour des angles de 45° et 90°, de Kubecka & Duncan (1998) et de Frouzova *et al.* (2005) pour des insonifications des poissons perpendiculairement au faisceau, sont significativement différentes des TS moyennes, médianes et maximales observées (Wilcoxon,  $p < 0,05$ ) (Tableau 9). Par contre, aucune différence significative n'est observée entre les TS moyennes, médianes et maximales observées et les TS théoriques correspondantes aux tailles des 17 poissons via les équations de Lilja *et al.* (Wilcoxon,  $p = 0,38$  ;  $p = 0,50$  ;  $p = 0,07$ ) et Love (Wilcoxon,  $p = 0,45$  ;  $p = 0,38$  ;  $p = 0,66$ ) (Figure 20).

Tableau 9. TS théoriques calculées par les équations de Love (1971), Lilja *et al.* (2000), Kubecka & Duncan (1998) et Frouzova *et al.* (2005) à partir des tailles mesurées des poissons

Espèce	Love, 1971 (dB)	Lilja <i>et al.</i> , 2000 (dB)			Kubecka & Duncan, 1998 (dB)	Frouzova <i>et al.</i> , 2005 (dB)
		90°	65°	45°		
<b>Angle</b>	-	<b>90°</b>	<b>65°</b>	<b>45°</b>	<b>90°</b>	<b>90°</b>
TRF	-36,15	-32,24	-38,63	-41,74	-25,80	-31,61
TRM1	-36,82	-33,04	-39,43	-40,94	-26,84	-32,23
TRM2	-36,08	-32,15	-38,54	-40,85	-25,68	-31,54
TRM3	-35,34	-31,26	-37,65	-39,96	-24,52	-30,85
TRM4	-34,74	-30,54	-36,93	-39,24	-23,58	-30,28
TRM5	-33,43	-28,95	-35,34	-37,65	-21,51	-29,05
TRM6	-32,73	-28,11	-34,50	-36,81	-20,42	-28,40
SAT1	-31,90	-27,10	-33,49	-35,80	-19,11	-27,62
SAT2	-31,72	-26,89	-33,27	-35,59	-18,83	-27,45
SAT3	-31,69	-26,85	-33,24	-35,55	-18,79	-27,42
SAT4	-31,43	-26,54	-32,93	-35,24	-18,38	-27,18
SAT5	-31,23	-26,29	-32,68	-34,99	-18,06	-26,99
SAT6	-30,90	-25,89	-32,28	-34,59	-17,54	-26,68
SAT7	-30,85	-25,83	-32,22	-34,53	-17,46	-26,63
SAT8	-30,60	-25,54	-31,93	-34,24	-17,08	-26,40
SAT9	-30,56	-25,48	-31,87	-34,18	-17,01	-26,36
SAT10	-30,44	-25,34	-31,73	-34,04	-16,82	-26,25
SAT11	-30,29	-25,16	-31,55	-33,86	-16,58	-26,11
SAT12	-30,16	-25,01	-31,40	-33,71	-16,39	-25,99
SAT13	-30,08	-24,91	-31,30	-33,61	-16,26	-25,92
SAT14	-29,14	-23,77	-30,16	-32,47	-14,77	-25,03



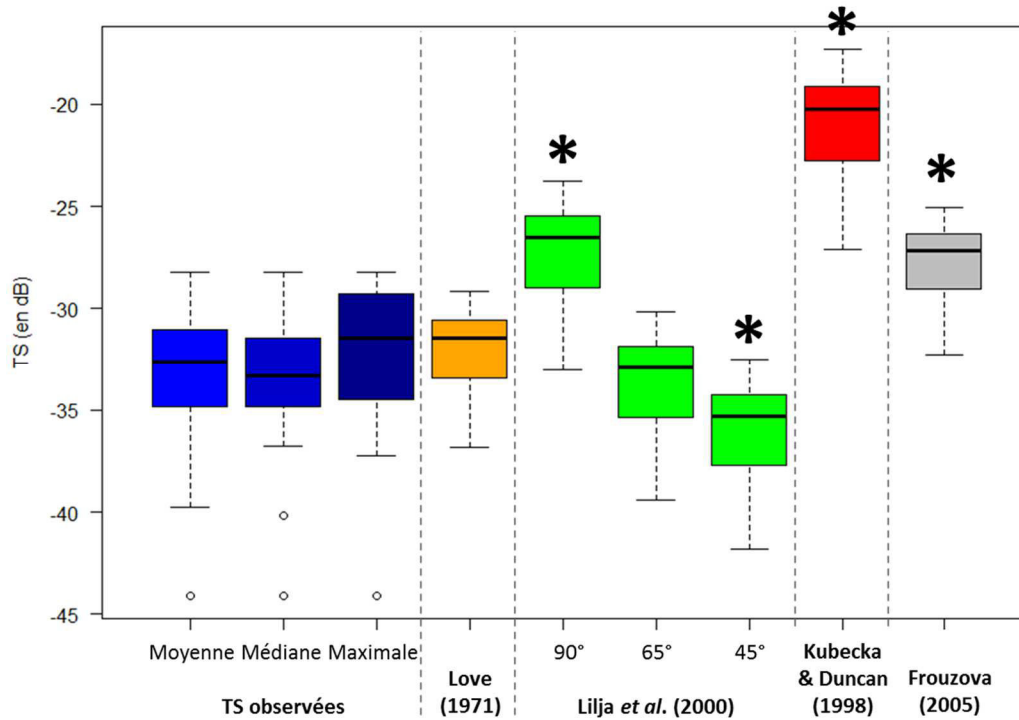


Figure 20. Boxplot des TS observées (moyenne, médiane et maximale) sur les échogrammes pour les passages des 17 grands salmonidés et des TS calculées pour ces mêmes poissons à l'aide des équations de Love (1971), Lilja *et al.* (2000), pour des angles de passage de 90° et 65°, de Kubecka & Duncan (1998) et de Frouzova *et al.* (2005). Les \* correspondent aux TS calculées significativement différentes des TS moyennes observées.

Des régressions linéaires des TS en fonction des tailles mesurées et des équations utilisées ont été calculées pour évaluer la meilleure représentation de l'évolution des TS observées sur les échogrammes (Figure 21). La pente des TS issues des équations de Love est significativement différente de la pente des courbes avec les TS moyennes, médianes et maximales observées (ANOVA ;  $p < 0,05$ ). En revanche, la pente de la courbe avec les TS théoriques calculée avec l'équation de Lilja *et al.* pour des angles de 65° ainsi que son ordonnée à l'origine ne sont pas significativement différentes des valeurs moyennes observées (respectivement, ANOVA,  $p = 0,44$  et ANOVA,  $p = 0,56$ ). Ce même résultat est observé pour les valeurs de TS médianes observés (ANOVA,  $p = 0,84$  et ANOVA,  $p = 0,88$ ), mais pas pour les TS maximales des individus, dont la pente est significativement différente (ANOVA,  $p < 0,05$ ).

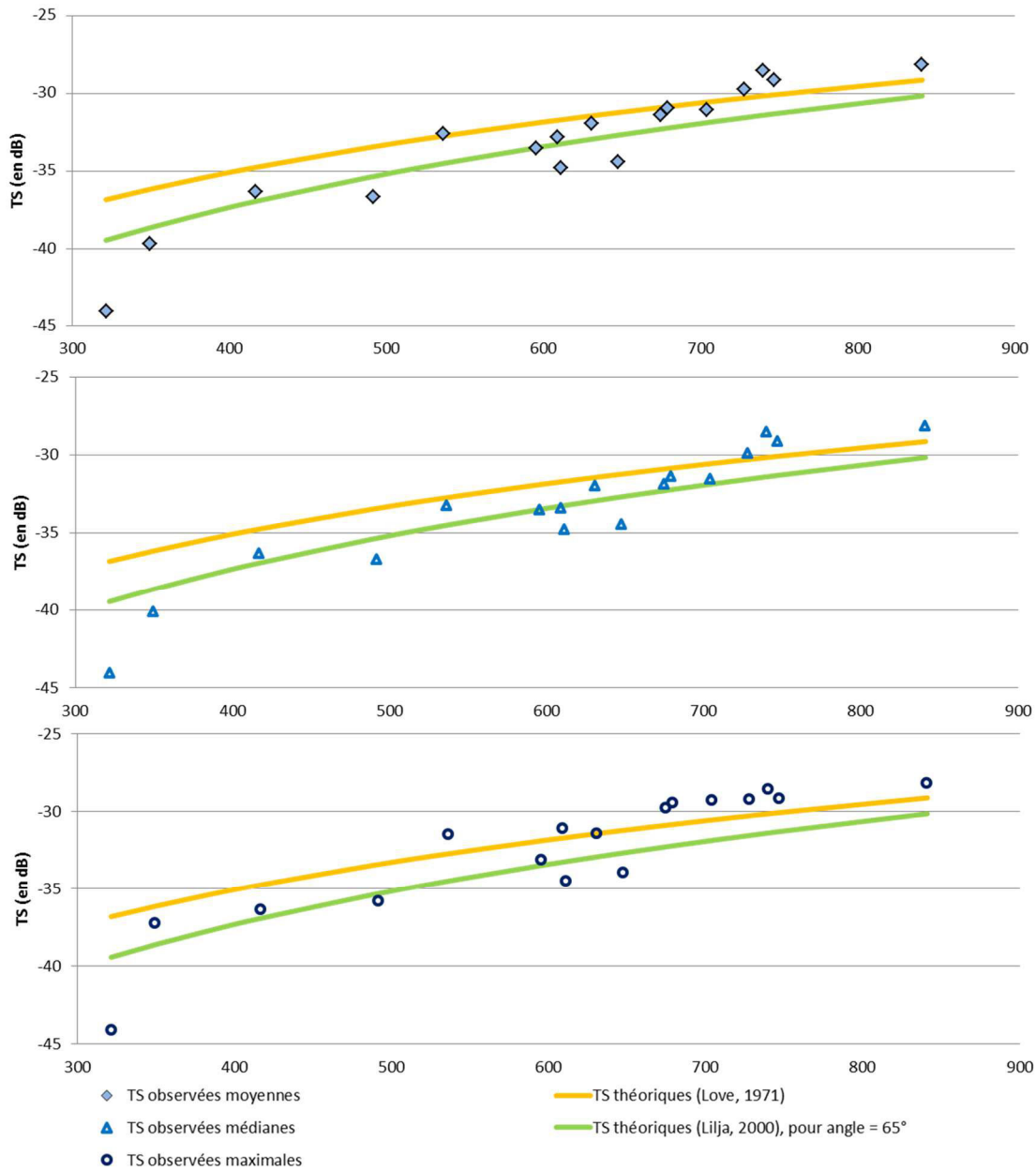


Figure 21. Evolution des TS observées (moyennes, médianes et maximales) et théoriques en fonction de la taille des poissons (n=17)

### 3.1.1.3. Discussion

Les résultats obtenus confirment la pertinence d'utiliser l'équation de Lilja *et al.* (2000) dans le cadre d'un suivi de la migration de saumons atlantiques adultes par hydroacoustique. Cette équation est la seule parmi celles testées lors de cette expérimentation à estimer des intensités acoustiques non différentes significativement de celles extraites des échogrammes enregistrés lors du passage des poissons insonifiés (différence absolue moyenne de 1,5 dB). Cette expérimentation met également en relief l'importance de l'angle de corps du poisson dans le faisceau de détection. Pour un même poisson et avec cette équation, les écarts

atteignent 6,4 dB pour un écart de 25° par rapport à un passage perpendiculaire au faisceau et 8,7 dB pour un écart de 45°. La variabilité des TS intra-individu n'a pas montré de différence significative : d'après notre jeu de données, les TS médianes peuvent être aussi bien utilisées que les TS moyennes pour estimer la taille des grands salmonidés avec l'équation de Lilja *et al.*. Les valeurs maximales observées montrent à l'opposé une évolution différente : les utiliser pour les estimations de taille réelle n'est pas recommandé d'après nos résultats car elles surestiment les tailles réelles des poissons. Néanmoins, le nombre d'individus testés et le nombre d'échos pour chacun des individus sont très faibles. Du fait de pannes matérielles ou de remontées de poissons dans le piège de Cerisel trop tardives, cette expérimentation n'a pas pu se poursuivre ni en 2013 ni en 2014.

L'équation de Lilja *et al.* (2000) reste la plus adaptée puisqu'elle a été construite à partir de données spécifiques concernant le saumon atlantique et la truite de mer. Néanmoins, l'équation de Love (1971), une des premières publiées, offre de bonnes estimations des tailles réelles des salmonidés en utilisation horizontale (différence absolue moyenne entre les TS calculées et observées de 1,8 dB) même si elle donne des résultats significativement différents des valeurs observées dans notre expérimentation. Néanmoins, nos résultats démontrent que l'équation de Lilja est tout de même celle qui se rapproche le plus des valeurs observées pour les plus petits salmonidés. En revanche, la faible pertinence des équations de Kubecka & Duncan (1998), et de Frouzova *et al.* (2005) provient probablement de leur définition à partir de données enregistrées pour la truite commune ou arc-en-ciel, dont les tailles sont plus réduites que celles des saumons atlantiques. Ces équations semblent par conséquent moins adaptées au saumon atlantique, espèce ciblée dans ce travail, ou aux conditions du suivi (différences absolues moyennes respectives de 2,1 et 5,7 dB par rapport aux TS observées moyennes).

Au regard de ces résultats, l'équation Lilja *et al.* (2000) sera utilisée pour la définition d'une gamme de TS, calquée sur la courbe de taille des saumons atlantiques de la baie du Mont-Saint-Michel et leur comportement dans les parties basses des fleuves. La taille de la majorité des saumons de la baie se répartissent entre 58 et 90 cm (voir 1.4.4.2). Ceux-ci adoptent lors de la première phase de leur migration une vitesse élevée en direction de l'amont jusqu'à une zone de repos, laissant supposer un passage franc presque perpendiculairement au faisceau de détection. Ainsi, ces deux premiers critères focalisent la sélection sur des poissons dont les TS moyennes sont calculées entre -28 et -23 dB pour un passage perpendiculaire au faisceau, participant à la sélection de saumons et de truites de mer adultes lors de leur passage.

Les résultats témoignent de la pertinence de cette formule pour ces deux espèces de grands salmonidés migrateurs. La TS moyenne de l'écho de la truite de mer la plus large (53,6 cm) était même plus forte que les TS de quatre saumons testés pourtant plus grands (59,5 à 64,7 cm). Le risque de sélectionner des truites de mer avec cette gamme de TS est donc envisageable. Cependant, au regard des caractéristiques morphologiques des truites de mer adultes présentes dans la baie du Mont-Saint-Michel et de ses faibles abondances (voir 2.3), ce risque de confusion reste minimal sur le Couesnon.

L'équation de Lilja *et al.* (2000) permet une estimation pertinente de la taille des saumons atlantiques à partir des TS de leurs échos lors de leur passage devant l'échosondeur. La position du poisson, notamment l'angle de son corps dans le faisceau de détection influence largement la relation entre TS et taille réelle du poisson.

### 3.1.2. Sélectivité des critères d'identification des saumons atlantiques

Si la gamme de TS utilisée pour identifier le saumon atlantique semble pertinente, il convient de s'assurer de l'efficacité de la méthodologie définie en 2.2.2.2 pour sélectionner un taux important de saumons atlantiques sans néanmoins inclure des individus d'autres espèces. Si de fait, l'abondance des saumons atlantiques du Couesnon est sous-estimée par la couverture d'un tiers de la section mouillée, le cumul restrictif des trois critères de sélection peut d'autant plus augmenter cette imprécision. Ainsi, le taux d'erreur de cette méthodologie doit être évalué pour ne pas biaiser l'interprétation des résultats.

Pour évaluer ce taux d'erreur, le couplage d'un échosondeur à faisceau partagé semblable à celui utilisé sur le Couesnon à une méthode de validation de la sélection des saumons est nécessaire. Ainsi, un SIMRAD EK60 (70 kHz) a été installé en parallèle du DIDSON sur la Sélune durant 14 jours en juillet 2014. La méthodologie mise en place sur le Couesnon a été utilisée pour pister automatiquement les saumons passés simultanément dans le faisceau de détection des deux sondeurs. Chaque saumon potentiel sélectionné sur les données de l'échosondeur SIMRAD est validé sur les vidéos du DIDSON permettant d'évaluer l'efficacité de la méthode en termes de sélectivité (« quelle est la proportion de saumons dans la sélection ? ») et en termes d'échantillonnage (« quelle est la proportion de saumons sélectionnés parmi tous les saumons passés dans les deux faisceaux de détection ? »). Cette étude est présentée sous forme d'un article scientifique, actuellement en préparation.

Martignac F., Baglinière J.L., Ombredane D., Guillard J., 2015. Acoustic Atlantic salmon's identification: split-beam sonar methodology's efficiency assessment using a DIDSON acoustic camera, **in prep.**

## **Acoustic Atlantic salmon's identification: split-beam sonar methodology's efficiency assessment using a DIDSON acoustic camera**

Martignac F.<sup>1 2</sup>, Baglinière J.L.<sup>2</sup>, Ombredane D.<sup>2</sup>, Guillard J.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> ASCONIT Consultants, Carquefou

<sup>2</sup> UMR 0985 INRA/Agrocampus Ouest Ecologie et Santé des Ecosystèmes, Rennes

<sup>3</sup> UMR CARTELE, INRA – Univ. de Savoie Mont Blanc

Key-words: hydroacoustics; species identification; migratory fish; target strength; Sonar5-Pro

### **Abstract**

Hydroacoustic methods are more and more frequently used to describe aquatic populations. These techniques benefit from their intrinsic characteristics, such as the non-intrusiveness or their relative independence from turbid or deep environments, and also from technological improvements. Echograms became video-like data with acoustic cameras advent, on which the behaviour and the morphology of the fish can be seen, improving the species identification possibilities. However, the split-beam echosounders are yet still used by a lot of managers to monitor migratory fish populations, methods have to be defined to ensure that, despite the technological evolution, the comparison of the data remains reliable.

In two rivers of the Mont-Saint-Michel, have been settled two hydroacoustic devices, one from the split-beam echosounder generation (SIMRAD EY500), one from the acoustic camera generation (Soundmetrics Corp. DIDSON). The same Atlantic salmon (*Salmo salar*) population is present on both rivers. Salmon spawners are identified on EY500 echograms and DIDSON videos though a multi-criteria methodology on the Sonar5-Pro software, based on literature and local knowledge of the population. After this selection, if the DIDSON salmon can be visually checked one by one on the videos, this validation cannot be done on the split-beam echograms. Consequently, the split-beam methodology efficiency need to be measured. To be sure to compare efficiently the Atlantic salmon on both sites, a coupling test has been done: the potential salmon detected with the split-beam methodology (SBM) are compared with salmon's database exported from the DIDSON files.

The results highlight the necessity to improve the SBM identification efficiency. Only 28% of the salmon moving into the detection beam are selected and only 22% of the selected fish are true salmon. The analysis show that descriptors like the TS has to be carefully considered and that certain parameters threshold has to be adapted (swimming speed) or added (range, tracking duration) to improve the method. After modulation of these criteria, the identification rate has been increased to 71%, dividing by seven the number of fish from other species selected. The salmon abundance underestimate has been reduced (36% of the salmon moving into the beam are selected), but this rate has to remain this low in order to be sure to not select fish from other species and to not bias the qualitative analysis of the salmon population.

## Introduction

Hydroacoustic systems are more and more frequently used in aquatic ecological studies. This method provides reliable information about fish populations without interfering with their behaviour and can record biological data where other methods are less effective or ineffective, such as turbid or deep environments (Trenkel *et al.*, 2011). Hydroacoustic technologies are based on the propagation capacity of acoustic waves in the water. The acoustic pulse emitted by echosounders spreads into the propagation environment and meets with every object in the detection beam (Simmonds and MacLennan, 2005). The echo acoustic energy provides some information about the target nature through some characteristics, such as its position in the detection beam or its acoustic intensity or Target Strength (TS), which can be expressed as the physical expression of the target size (Ona, 1999; Simmonds and MacLennan, 2005).

Consequently, hydroacoustic tools, which are used since a long time to estimate fish biomass in the sea, create more and more interest for managers and scientists in order to describe freshwater fish populations, notably for the most threatened species, such as the migratory fish species. International legislation defines the presence and the abundance of migratory fish as relevant indicators of the good working function and biological integrity of aquatic ecosystems (Karr, 1991; Rose, 2000). The first salmon population monitoring study by hydroacoustic was led in the 1970's in North America (Johnston and Steig, 1995). Since, the acoustic method never stops to increase its efficiency and the accuracy of the exported data. In the early 1990's, the split-beam echosounders have been developed. They collect information about the fish position in the beam and thus swimming direction and greatly improve the TS estimation accuracy. This kind of transducer is currently used to count upstream migrations of salmon (Mulligan and Kieser, 1996 ; Ransom *et al.*, 1998 ; Pfisterer, 2002 ; Xie *et al.*, 2002 ; Cronkite *et al.*, 2007). However, since a decade, a new generation of sonar appears: the acoustic cameras. Increasing the number of beams and using a dramatically higher frequency, the acoustic cameras enable a visualisation through video-like data of both morphology and behaviour of the fish, improving the main issue of acoustic technologies, the fish species identification.

A general trend of scientific groups and stakeholders is to replace on monitoring studies the split-beam echosounder by acoustic cameras, thanks to an easy handling of the data by simple analysis, such as the direct measurement of fish length on the data files (Martignac *et al.*, 2015). However, some precautions have to be taken to ensure that comparisons between DIDSON and split-beam data are relevant. The Couesnon River and the Sélune River reach in the Mont-Saint-Michel Bay (Normandy, France) and both of them are colonised by the same population of Atlantic salmon (*Salmo salar*) (Perrier *et al.*, 2013). Both rivers are equipped with hydroacoustic devices to monitor the upstream migration dynamic of Atlantic salmons: a split-beam echosounder since 2010 on the Couesnon River and a DIDSON since 2013 on the Sélune River. Acoustic salmon identification is based on behavioural criteria, such as swimming speed and direction of fish, and on morphological characteristics, such as fish length. This description can be extracted by direct measurements on the DIDSON video-like data, or by a conversion of the TS value from sonar data. In order to know if any comparison between those sites is relevant, we need to ensure that our methodology to distinguish salmons from the other species through the split-beam echosounder is efficient. To compare the datasets from both generations of sonar, a split-beam echosounder has been paired with the DIDSON on the Sélune monitoring site during several weeks.

## Material and methods

### The hydroacoustic devices: DIDSON acoustic camera vs. SIMRAD EK60 split-beam echosounder (70 kHz)

The two generations of echosounder paired in this study have some intrinsic differences (Martignac *et al.*, 2015). Some characteristic differences force to adapt the sampling strategy. Split-beam echosounders can cover a large range unless the DIDSON coverage is limited to 10 meters in High Frequency mode (Cronkite *et al.*, 2006). Furthermore, when the detection beam of a split-beam sonar enters in contact with the river bed or the water surface, reverberations saturate the echogram and no target can be detected further this point (Maxwell and Gove, 2004 ; Hughes, 2012). In acoustic camera technology, even further than the contact zone between the beam and the riverbed, fish movement can be observed and described. Both devices acquire permanently some data, but the DIDSON sampling strategy alternates two recording windows: one half of the time, the coverage focuses on range 2 to 12 meters, the other half focuses on range 7 to 17 meters. The DIDSON detection beam is largely wider than the split-beam echosounder (figure 1): 29° horizontally and 14° vertically (Belcher *et al.*, 2002) vs. a conic beam of 11° (Guillard and Colon, 2000).

The exported data from both devices also differs. Although the split-beam provides information about the fish position in 3 dimensions (X, Y and Z), the DIDSON only describes X and Z axis fish coordinates: no information about the fish position in the water column can be detailed (Hughes, 2012).

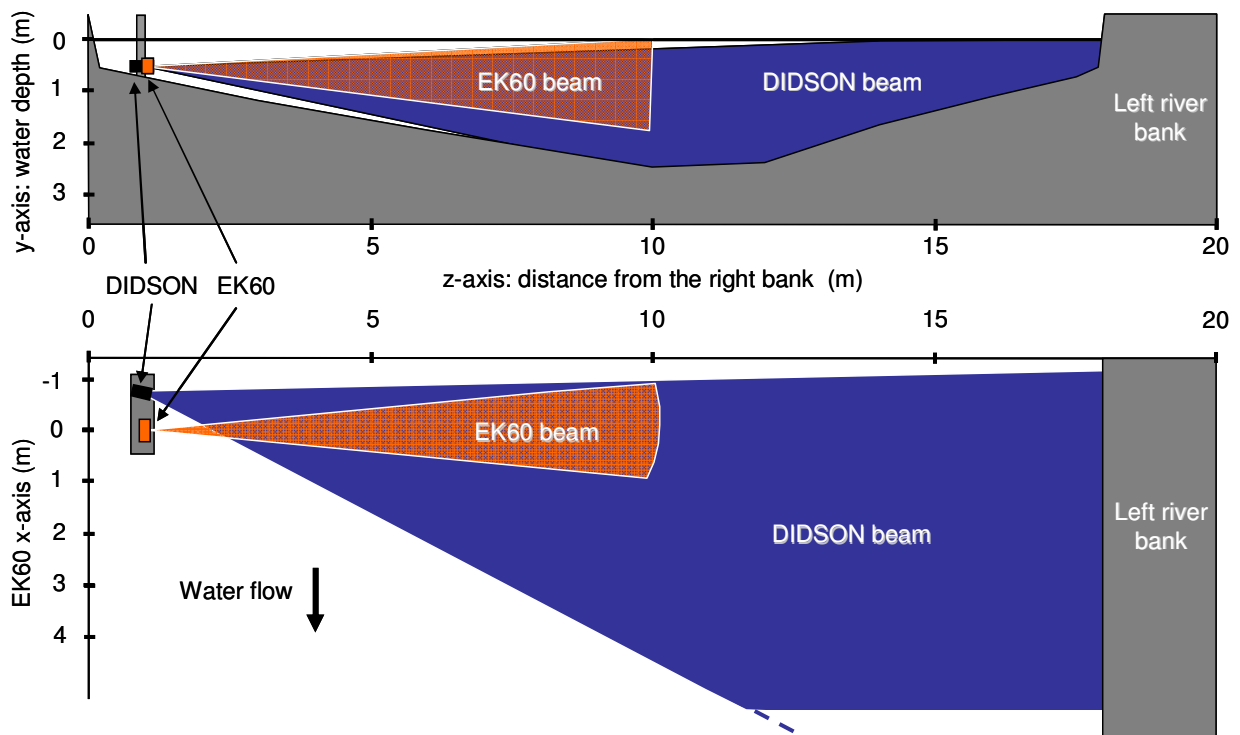


Figure 1. Pairing of the SIMRAD EK60 and the DIDSON data on the Sélune River monitoring site. Up: projection on top view (Z-axis on X-axis) of the DIDSON beam (in blue) and the SIMRAD EK60 beam (in orange); down: projection on side view (Y-axis on X-axis). Both acoustic devices are settled at one meter from the right riverbank.

The split-beam echosounder technology provides acoustic information about the detected targets, through the Target Strength (TS), which is, for fish targets, the expression of the

swimbladder size. This gaseous organ reflects more than 90% of the scattered energy (Foote, 1980 ; McClatchie *et al.*, 1996). Its size and shape differ within the fish species. Several authors published equations converting TS into estimated fish length. Some are generalist formula (Love, 1971 ; Love, 1977), others are specific equations (Kubecka and Duncan, 1998 ; Lilja *et al.*, 2000 ; Knudsen *et al.*, 2004 ; Lilja *et al.*, 2004 ; Frouzova *et al.*, 2005). In such equations, variables have been added to increase their accuracy, such as the fish body angle in the detection beam. In the DIDSON records, the fish lengths can be directly measured on the video-like data. These measurements proved their accuracy, the pixel size representing 1.95 cm in a 10-meters-range high frequency record (Burwen *et al.*, 2007). Both SIMRAD split-beam echosounders and DIDSON are used in river environment to monitor migratory fish population as Atlantic salmon.

### **The Atlantic salmon population (*Salmo salar*)**

Recent genetic studies showed that Sélune River and Couesnon River are inhabited by the same metapopulation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and that spawners' exchanges are a frequent phenomenon (Perrier *et al.*, 2013).

Atlantic salmon is an anadromous fish spawning in freshwater. Juveniles stay in-river for one or two years under our latitudinal conditions, then they travel to the sea to grow into adults, and thereafter, they return to the river for spawning after mainly one or two years at sea (Baglinière *et al.*, 2001). The upstream migration period of Atlantic salmon adults in Brittany and Normandy (France) ranges from April to September and is influenced by the duration of the growth period spent at sea (related to sea stay duration) (Baglinière and Porcher, 1980, 1994). The grilse (one-sea-winter salmon) migration period starts in June and ends in October. For multi-sea winter salmon (mainly two winters) migration occurs from April to June. According to local managers' data, the typical length of adult salmon observed in the Couesnon River and in the Sélune River are closes and ranges from 54 cm to 96 cm (ONEMA, unpublished results of angling captures' database).

The behaviour of Atlantic salmon spawners during this migration phase is well described in the literature. Salmon adults start their upstream migration from the sea to the estuarine part of the rivers following environmental factors which act as triggers, such as the river flow, or as inhibitors, such as the lowest or highest water temperatures or daylight. In the first days of migration into the river, Atlantic salmon spawners adopt their faster speed (Baglinière and Porcher, 1994) until they reach a pool where they can rest. This activity is especially true for grilse (Turner, 1975). Salmon migration speed in estuary can be evaluated between 0.4 and 0.8 m.s<sup>-1</sup> (Sanchez *et al.*, 2002). According to the literature, salmon swimming speed is higher than the speeds of other freshwater species (Kreitmann, 1932 ; Bernatchez and Dodson, 1987 ; Almeida, 1995). Kreitmann (1932) showed that Atlantic salmon have a speed limit twice as large as the speed of chubs and breams of equal sizes. During its upstream migration in freshwater, the Atlantic salmon does not feed and energy reserves are used to fuel body maintenance, gonad growth and migration (Jonsson *et al.*, 1997).

According to these morphological and behavioural characteristics, some specific criteria can be defined to distinguish Atlantic salmon from the other resident fish species of the Mont-Saint-Michel Bay tributaries: upstream direction, swimming speed higher than 0.4 m.s<sup>-1</sup> and a minimal fish length of 54 cm. Moreover, the behaviour of the fish provides important clues about its species. Feeding behaviour and fish interactions are some indications that can orientate the selection.



## The monitoring sites

The Sélune River is a small coastal river (approximately 1 040 km<sup>2</sup> catchment area, main course of 85 km) located in Normandy (France) and sharing a common estuary with the Sée River. Such as the Couesnon River (98 km; 1 124 km<sup>2</sup>), these streams flow into the English Channel at the Mont-Saint-Michel Bay (figure 2).

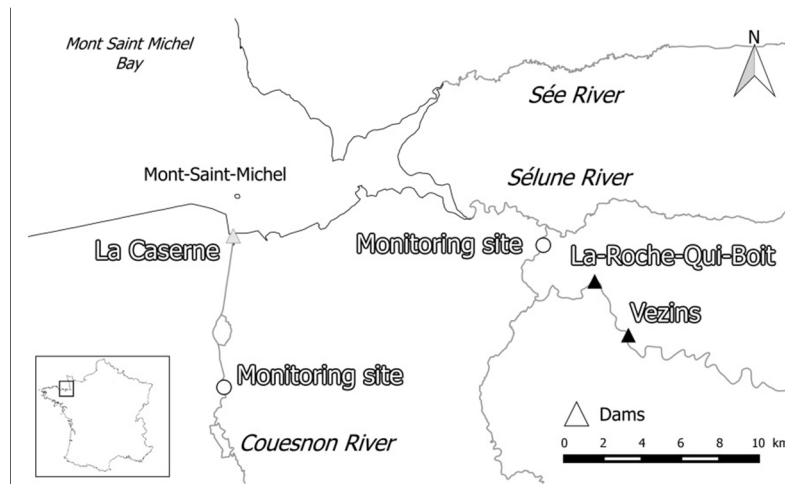


Figure 2. Location of the study sites on the Couesnon River and the Sélune River watersheds in the Mont-Saint-Michel Bay (Normandy, France). Triangles show the dams.

### The Couesnon River: the split-beam methodology (SBM) to monitor Atlantic salmon

The monitoring site on the Couesnon River is located 8 kilometres from the estuarine dam, built in 2009 to proceed to water releases at low tide to remove the fine sediments from the Mont-Saint-Michel surroundings. The Couesnon River aquatic fauna has to adapt to these new hydrological conditions, which can be observed until the upper part of the estuary. Martignac *et al.* (2013) described the functioning of the dam, its influence on hydrological conditions of the Couesnon River and the monitoring site and highlight the clear relationship between the new environmental functioning and the salmon spawners of the Couesnon River through hydroacoustic. Martignac *et al.* (2013) detailed the split-beam methodology (SBM) employed to identify the Atlantic salmon genitors from the other fish, using Sonar5-Pro software (Balk and Lidem, 2003). Only echoes with a TS value higher than -45 dB are tracked to delete drifting objects and the smallest fish from the analysis. The swimming speed (higher than 0.4 m.s<sup>-1</sup>) and the upstream swimming direction (through the  $V_x$  First/Last parameter) are the firsts identification criteria. The third criterion is a minimal threshold of the salmon length, but has to be converted into a TS value. The TS criteria maximal and minimal thresholds have been defined according the Lilja *et al.*'s equation (2000), which integrates the fish body angle variable and is specific to Atlantic salmon.

$$TS = 22.2 \times \log(L) - 75.2 + 8.7 \times \cos(2 \times aspect)^3$$

with TS = Target Strength (dB); L = total length (cm); aspect = Fish body angle in the beam (rad)

The TS thresholds correspond to fish lengths from 54 to 91 cm for fish moving perpendicularly to the central axis of the detection beam (figure 3). To maximize our

probabilities to only consider migratory salmon and not other species in our analysis, restrictive limits of TS from -28 dB to -23 dB have been chosen.

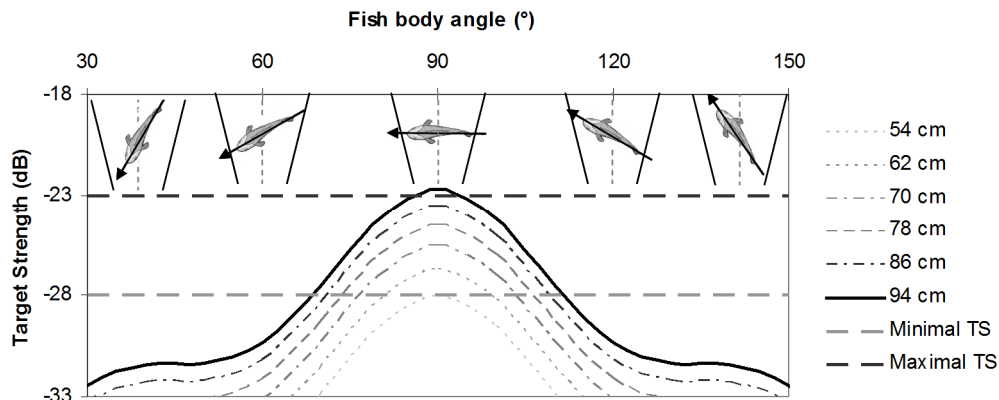


Figure 3. Theoretical TS through the Lilja *et al.*'s equation (2000) for Atlantic salmon lengths of 54 to 94 cm function of fish body angle.

The addition of these three criteria creates a very restrictive barrier and limits the selection of fish from another species, but risks to underestimate dramatically the true abundance of Atlantic salmon on the Couesnon River. However, the intrinsic characteristics of the split-beam echosounder already limit the coverage of the beam: fish abundance are *de facto* minimised. The results of 2010 and 2011 surveys have revealed the reliability of this methodology by the observation already described behaviours of Atlantic salmon and a good correlation between our results and the collected data from local managers' sources, such as the salmon length curves caught by angling (Martignac *et al.*, 2013).

### The Sélune River and the semi-automatic methodology to identify Atlantic salmon on DIDSON data

The DIDSON has been settled eight kilometers downstream the dam in August 2013. This survey aims to describe the zero state of the migration dynamics of the salmon in the Sélune River in present conditions before the dams' removal in 2020. The monitoring site is located in the upper part of the estuary, upstream from the limit of water salinity and dynamic tide. At this level, the river is 18 meters wide and almost 2 meters deep during low flows period in the middle of the channel. The location of this site was chosen according to several criteria as *i*) the shape of the riverbed fits with the detection beam of the DIDSON (the blind zone is reduced in low flow conditions in a zone above the narrowest part of the detection beam between 0 and 7 meters); *ii*) a little weir equipped with a fish pass (2 meters wide) is located less than 15 meters downstream the site; we assume its presence reduces or prevents a milling behaviour of the Atlantic salmon adults or any downstream movements of fish which have already passed the detection beam.

However, this section is not only a passage zone for salmon, but it is also a habitat for several resident fish species. A lot of cyprinids species usually present at this level of the watershed have been observed: roach (*Rutilus rutilus*), common bream (*Abramis brama*), silver bream (*Blicca bjoerkna*), common carp (*Cyprinus carpio*), chub (*Leuciscus cephalus*), and other freshwater species such as the European perch (*Perca fluviatilis*), the zander (*Sander lucioperca*), or the pike (*Esox lucius*). Thinlip grey mullets (*Liza ramada*), alone or in schools, can also be observed. Other migratory fish are present in the Sélune River: anadromous species, such as the sea lamprey (*Petromyzon marinus*), the River lamprey

(*Lampetra fluviatilis*), the allis shad (*Alosa alosa*), the twaite shad (*Alosa fallax*) or the sea trout (*Salmo trutta*). The European eel (*Anguilla anguilla*), a catadromous migratory fish, is also present on our site.

As on the SBM methodology, the software Sonar5-Pro<sup>®</sup> is used to analyze the DIDSON data. The automatic tracking tool of the software allows a selection of targets corresponding to the Atlantic salmon specific criteria. The direction criteria and minimal swimming speed threshold stay the same (upstream direction, swimming speed higher than  $0.4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ). The estimated length threshold is a few centimeters lower than the minimal expected salmon length (50 cm vs. 54 cm) because the Sonar5-Pro software tends to minimize the fish length, particularly when the fish does not swim perpendicularly from the beam central axis (Martignac *et al.*, submitted). The fish characteristics recorded in the closest range (0 to 2 meters) appears to not be relevant: the fish length overtakes the beam width in its narrowest part. Consequently, this close range (range  $\leq 2$  meters) is excluded.

According to the high resolution of DIDSON data, each selected target can be visually observed on the Soundmetrics software (SMC) to validate or not the species identification. To identify salmon spawners, the operator measures the true fish length, and observes the behaviour of the fish. The feeding behaviour of some fish provides reliable clues about their species. Zanders and pikes use to hunt little fish. Carps and breams feed in fine sediments, causing the drifting of sand and silt particles. The operator consequently focuses on fish which only passing upstream through the beam without these particular behaviours.

### **Evaluation of the SBM by overlapping both acoustic devices**

The main difference between the two methodology described above is the possibility to visually validate the automatic tracking of Sonar5-Pro. Although each target which corresponds to the specific criteria can be observed on DIDSON videos, the uncertainty remains in the split-beam echosounder selection. To evaluate this method efficiency, a SIMRAD EK60 (70 kHz) echosounder has been paired with the DIDSON on the Sélune River monitoring site during 14 days (from July 8<sup>th</sup> to July 22<sup>nd</sup> 2014). Both devices have been set to overlap their respective detection beams (figure 1). Almost 96% of the EK60 detection beam ( $7 \text{ m}^3$ ) overlaps with the DIDSON beam ( $150 \text{ m}^3$ ). The comparison will only concern the fish moving in the *a priori* common part of the beams: with X-axis and Z-axis consistent positions.

The SIMRAD EK60 dataset is analysed with the SBM used on the Couesnon River site (Martignac *et al.*, 2013). All the targets selected are then one by one checked on the DIDSON files (SMC software) to visually validate the Atlantic salmon identification. If the selected target is not a salmon, the error is categorized to understand why this target was selected. This process allows evaluating the selectivity of the filters. The DIDSON dataset is analysed as usual with the semi-automatic methodology. Both EK60 and DIDSON databases are then compared, which provides an efficiency assessment of the SBM: salmon number through the EK60 analysis vs. salmon number through the DIDSON process. The salmon detected on the DIDSON data and not selected by the split-beam methodology are manually tracked in EK60's echograms to analyse their characteristics. This analysis aims to improve the efficiency of the methodology, by optimizing the salmon specific criteria.

## Results

### Acoustic datasets

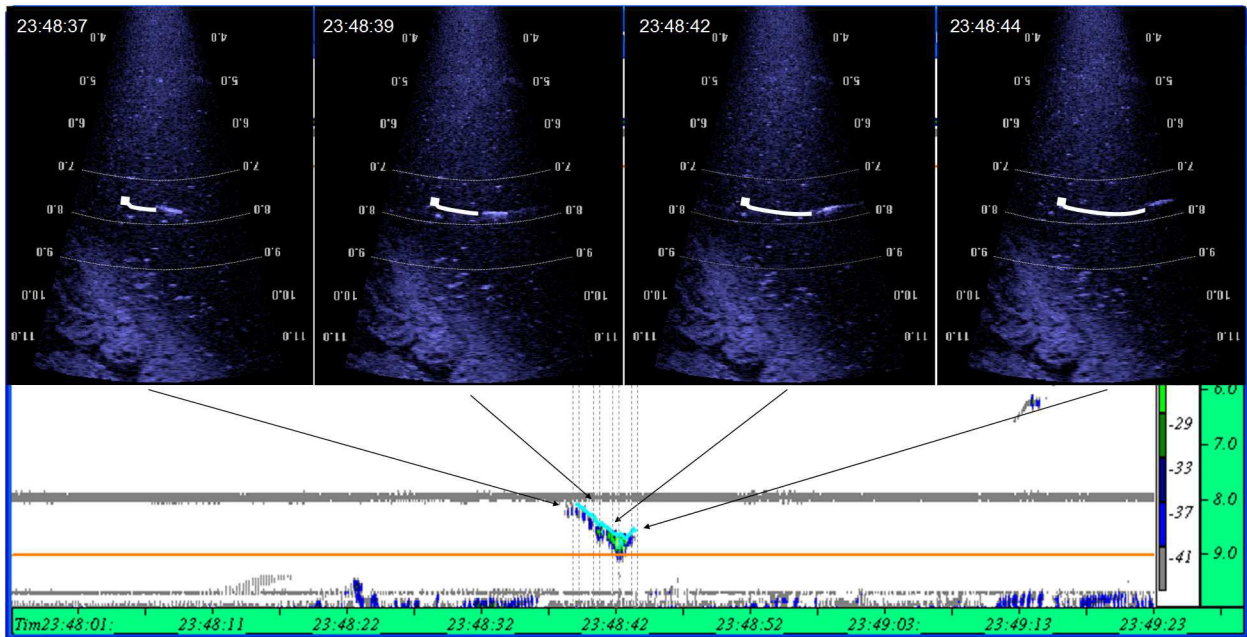


Figure 4. Passage from the same salmon on the EK60 echogram (down) and the same fish on different successive frames from the DIDSON video (up, from left to right).

More than 22 580 targets whose TS is higher than -45 dB have been detected on the recorded data with the SBM. The analysis focusing on the comparison between split-beam sounder data and acoustic camera observations, only the fish passing into both detections beams are considered, according to their detection time and range. Consequently, 11 523 targets have been filtered and compose our database.

During the same period, 105 Atlantic salmon have been identified in the DIDSON files though the Sélune River methodology. Within these fish, only 16 salmon can be *a priori* detected in the EK60 echograms. The other 89 salmon migrate further than 9 meters or in the downstream part of the DIDSON beam, avoiding the EK60 beam. Nevertheless, the positions of the salmon are only defined by their X and Z position, the Y-axis position cannot be extracted of the DIDSON files. Consequently, some of these fish can migrate in the blind zone above the EK60 detection beam.

Table 1. Upstream migration characteristics of the 16 Atlantic salmon detected on the DIDSON files during EK60 records whose position consistent with detection on the EK60 echograms.

ID Salmon	Date	Time	Measured length (cm)	R (m)	Angle (°)	Speed (m. s <sup>-1</sup> )	Vx First/Last (m. s <sup>-1</sup> )
DIDSON01	10/07/2014	00:49:03	61.50	6.45	114.27	0.69	-0.45
DIDSON02	10/07/2014	23:20:44	54.53	8.24	86.83	0.60	-0.47
DIDSON03	11/07/2014	06:22:24	60.00	3.39	92.98	0.54	-0.49
DIDSON04	11/07/2014	22:58:30	74.94	3.34	59.46	0.50	-0.16
DIDSON05	12/07/2014	10:48:23	56.40	8.23	80.81	0.48	-0.40
DIDSON06	13/07/2014	01:19:19	54.70	8.13	105.17	0.41	-0.39
DIDSON07	13/07/2014	01:19:26	54.62	7.83	92.61	0.40	-0.40
DIDSON08	13/07/2014	23:47:59	55.40	6.90	87.91	0.55	-0.29
DIDSON09	18/07/2014	02:19:52	59.56	3.08	91.02	0.50	-0.45
DIDSON10	18/07/2014	12:35:09	60.67	8.21	71.69	0.70	-0.51
DIDSON11	18/07/2014	22:23:13	55.30	4.00	91.72	0.44	-0.40
DIDSON12	20/07/2014	02:19:27	75.16	2.59	116.03	0.41	-0.19
DIDSON13	20/07/2014	05:49:38	60.86	8.25	98.01	0.44	-0.21
DIDSON14	20/07/2014	05:54:25	57.12	7.99	79.88	0.58	-0.50
DIDSON15	20/07/2014	06:17:56	61.12	7.72	97.44	0.47	-0.42
DIDSON16	20/07/2014	18:46:39	56.92	6.81	81.74	0.42	-0.25

### Efficiency of the SBM to identify Atlantic salmon

Among the 11 523 targets tracked with the SBM, 18 have been selected thanks to the three specific criteria (0.16%). Their passages have been checked on the SMC software: only four of these targets correspond to true Atlantic salmon upstream migrations. The efficiency of the split-beam methodology to detect salmon with our criteria is evaluated at 22%.

Table 2. Validation on the SMC software of the 18 selected targets on the EK60 echograms thanks to salmon specific filters.

Exported from Sonar5-Pro software										Visual validation (SMC software)		
ID Salmon	Date	Time	Duration (sec.)	# Echoes	TS (-dB)	R (m)	Angle (°)	Speed (m. s <sup>-1</sup> )	Vx First Last (m. s <sup>-1</sup> )	Salmon (Y/N)	Comment	Measured length (cm)
EK60_01	09/07/2014	06:15:51	0.20	2	-26.89	6.59	111.91	0.51	-0.24	N	Feed on the riverbed	45.40
EK60_02	09/07/2014	07:16:54	0.82	4	-23.84	7.78	62.58	0.54	-0.10	N	Feed on the riverbed	45.70
EK60_03	09/07/2014	23:46:23	0.21	2	-27.62	7.41	91.36	0.95	-0.47	N	Too small fish	48.76
EK60_04	10/07/2014	06:59:13	1.23	4	-27.31	7.66	84.25	0.52	-0.06	N	Feed on the riverbed	48.63
EK60_05	10/07/2014	17:56:27	0.61	3	-27.89	4.56	89.27	0.50	-0.40	N	Too small fish	43.28
EK60_06	11/07/2014	19:21:43	1.03	5	-25.23	6.87	89.19	0.50	-0.17	N	Too small fish	46.37
<b>EK60_07</b>	<b>12/07/2014</b>	<b>02:45:46</b>	<b>0.82</b>	<b>4</b>	<b>-27.26</b>	<b>7.58</b>	<b>75.98</b>	<b>0.47</b>	<b>-0.07</b>	<b>Y</b>		<b>52.13</b>
<b>EK60_08</b>	<b>12/07/2014</b>	<b>10:48:31</b>	<b>0.21</b>	<b>2</b>	<b>-26.07</b>	<b>7.76</b>	<b>83.38</b>	<b>1.42</b>	<b>-0.56</b>	<b>Y</b>		<b>58.13</b>
<b>EK60_09</b>	<b>15/07/2014</b>	<b>05:16:34</b>	<b>0.41</b>	<b>3</b>	<b>-27.52</b>	<b>7.89</b>	<b>73.56</b>	<b>0.86</b>	<b>-0.54</b>	<b>Y</b>		<b>55.10</b>
EK60_10	16/07/2014	07:25:44	1.14	7	-26.68	2.98	87.70	0.52	-0.26	N	Too small fish	40.18
EK60_11	16/07/2014	20:49:59	0.21	2	-24.72	7.62	67.50	1.22	-0.38	N	Coypu	
EK60_12	17/07/2014	01:49:24	0.21	2	-26.92	7.64	90.73	0.71	-0.35	N	Too small fish	46.17
EK60_13	17/07/2014	02:08:28	0.41	3	-27.63	7.62	84.13	0.66	-0.13	N	Too small fish	41.45
EK60_14	17/07/2014	03:57:48	0.31	2	-27.54	7.34	49.04	0.40	-0.11	N	Too small fish	48.00
EK60_15	17/07/2014	05:53:37	0.82	5	-27.48	4.05	40.52	0.47	-0.06	N	Too small fish	43.13
EK60_16	18/07/2014	08:23:05	1.14	9	-25.46	7.98	73.57	0.79	-0.02	N	Too small fish	45.85
<b>EK60_17</b>	<b>20/07/2014</b>	<b>02:01:15</b>	<b>0.21</b>	<b>2</b>	<b>-27.99</b>	<b>7.92</b>	<b>88.59</b>	<b>1.31</b>	<b>-0.07</b>	<b>Y</b>		<b>55.25</b>
EK60_18	20/07/2014	07:42:45	0.42	3	-26.77	7.88	85.78	0.71	-0.42	N	Too small fish	36.57

In the 14 non-salmons targets, one results of a coypu passage (*Myocastor coypus*) and 13 from fish whose length is shorter than the minimal length of salmon adults. 10 from these 13 fish are indefinable species, three of them have been observed feeding on the river bed. The drifting sediment resuspension observed and the nearly vertical fish positions, tail up, are reliable clues to indicate that those fish are probably common carps or breams.

### Comparison of the SBM results with the DIDSON methodology results on the same period

On the 16 identified salmons moving upstream on the DIDSON data, only one (DIDSON05 salmon) corresponds to a salmon detected by the SBM methodology (EK60\_08 salmon). To identify why the other 15 salmons have not been selected, a manual tracking of each fish is done on the Sonar5-Pro software. Three salmon passages are not visible on the echograms: they probably swam above the detection beam of the EK60 sounder. The parameters from the other salmons' passages are exported in table 3.

Table 3. Migration characteristics of the 16 Atlantic salmon detected on the DIDSON files after a manual tracking on the EK60 data with Sonar5-Pro. In bold font, the parameters consistent with salmon specific criteria; in italic font, the parameters above or below the threshold criteria.

ID salmon	Date	Time	Duration (sec.)	# Echoes	TS (-dB)	R (m)	Asp. Angle (°)	Speed (m. s <sup>-1</sup> )	Vx First Last (m. s <sup>-1</sup> )		
DIDSON01	10/07/2014	00:49:03	No detection on EK60 echogram: above the EK60 detection beam?								
DIDSON02	10/07/2014	23:21:03	0.72	6	<b>-25.31</b>	7.77	80.35	<i>0.38</i>	<b>-0.09</b>		
DIDSON03	11/07/2014	06:22:24	0.31	3	<i>-44.99</i>	3.27	87.01	<b>0.47</b>	<b>-0.15</b>		
DIDSON04	11/07/2014	22:58:30	0.50	4	<i>-34.15</i>	3.24	59.75	<i>0.34</i>	<b>0.00</b>		
DIDSON05	12/07/2014	10:48:31	0.21	2	<b>-26.07</b>	7.76	83.38	<b>1.42</b>	<b>-0.56</b>		
DIDSON06	13/07/2014	01:19:34	0.21	2	<b>-24.58</b>	7.41	90.60	<i>0.19</i>	<i>0.07</i>		
DIDSON07	13/07/2014	01:19:26	0.72	2	<i>-31.12</i>	7.30	77.43	<i>0.18</i>	<b>-0.08</b>		
DIDSON08	13/07/2014	23:47:59	0.63	2	<i>-28.04</i>	9.31	84.30	<i>0.21</i>	<i>0.05</i>		
DIDSON09	18/07/2014	02:19:52	0.21	2	<i>-33.76</i>	2.91	86.43	<b>0.48</b>	<b>-0.24</b>		
DIDSON10	18/07/2014	12:35:09	No detection on EK60 echogram: above the EK60 detection beam?								
DIDSON11	18/07/2014	22:23:13	0.21	2	<i>-44.24</i>	3.48	96.91	<i>0.17</i>	<b>-0.10</b>		
DIDSON12	20/07/2014	02:19:27	1.00	5	<i>-35.34</i>	3.95	76.17	<b>0.43</b>	<b>-0.19</b>		
DIDSON13	20/07/2014	05:49:38	NA	1	<i>-31.64</i>	9.22	NA	NA	NA		
DIDSON14	20/07/2014	05:54:25	NA	1	<i>-41.22</i>	7.65	NA	NA	NA		
DIDSON15	20/07/2014	06:17:56	2.23	5	<i>-28.98</i>	7.84	101.51	<b>0.93</b>	<b>-0.55</b>		
DIDSON16	20/07/2014	18:46:39	No detection on EK60 echogram: above the EK60 detection beam?								

Two salmon are hardly tracked in the EK60 echograms: the DIDSON13 and DIDSON14 salmon have been tracked on only one echo. No information about the angle, the swimming speed and the direction of those fish can consequently be exported. Focusing on the 11 salmon whose exported parameters are entire, the TS of three salmon are included in the salmon specific criterion [-28 dB; -23 dB] (27%), 5/11 salmon swam faster than 0.4 m.s<sup>-1</sup> (45%) and 9/11 have been described as swimming upstream (82%). Only one fish combine the three criteria and has consequently been selected by the methodology: the DIDSON05 salmon (TS = -26.07 dB; Swimming speed = 1.42 m.s<sup>-1</sup>; Vx First Last = -0.56 m.s<sup>-1</sup>).

Three other salmon have been selected by the split-beam methodology, but are not present in the DIDSON database. Those fish have been efficiently tracked by Sonar5-Pro in the first step of our data analysis, but some of the characteristic exported do not correspond to our criteria (table 4).

Table 4. Characteristics of the three salmon identified by the EK60 methodology not selected with the DIDSON methodology. In bold font, the parameters consistent with salmon specific criteria; in italic font, the parameters above or below the threshold criteria.

ID Salmon	Date	Time	Fish length (cm)	R (m)	Angle (°)	Speed (m. s <sup>-1</sup> )	Vx First Last (m. s <sup>-1</sup> )
EK60_07	12/07/2014	02:45:35	<b>50,64</b>	<b>7,75</b>	69,43	<i>0,24</i>	<b>-0,04</b>
EK60_09	15/07/2014	05:16:24	<b>62,05</b>	<b>8,37</b>	83,98	<i>0,20</i>	<b>-0,03</b>
EK60_17	20/07/2014	02:00:52	<b>51,99</b>	<b>8,33</b>	86,39	<i>0,14</i>	<b>-0,04</b>

The three non-selected salmon would have been selected thanks to three of the four criteria: the range is higher than 2 meters, the estimated fish length is higher than 50 cm and the Vx First Last indicates that they are moving upstream. However, the swimming speed is below

the threshold of  $0.4 \text{ m.s}^{-1}$ : these fish have consequently not been selected for a visual validation on the SMC software.

The combination of the two hydroacoustic devices allows obtaining the abundance of 16 salmons moving upstream in both detection beams: 13 have been identified through the DIDSON analysis methodology, 4 with the split-beam methodology (and a validation on DIDSON files). Only one salmon is selected by both methods. Only four of the 18 selected targets thanks to the SBM on the EK60 data are true salmons.

## **Discussion**

### **Comparison between split-beam and DIDSON analysis methodology results**

11 523 targets tracked during the monitoring period theoretically appear on the DIDSON files. The three criteria employed in the SBM allow the selection of only 18 targets (0.16%). Only four of these targets have been identified as salmons on the DIDSON videos, estimating the efficiency of the species identification to 22%. Although this rate appears to be low, more than 99% of the targets resulting of other fish or object echoes have not been selected. The three behavioural and morphological criteria have to be adapted to increase the identification efficiency, decreasing the number of targets which are not salmons to ensure that the description of the population is reliable.

The DIDSON file analysis through the Sonar5-Pro software selected 1 442 targets on 117 426 (1.20%). These targets have been visually checked one by one on the DIDSON video to finally identify 16 Atlantic salmon migrations (1.11% of the selected targets, or 0.01% of the initial database).



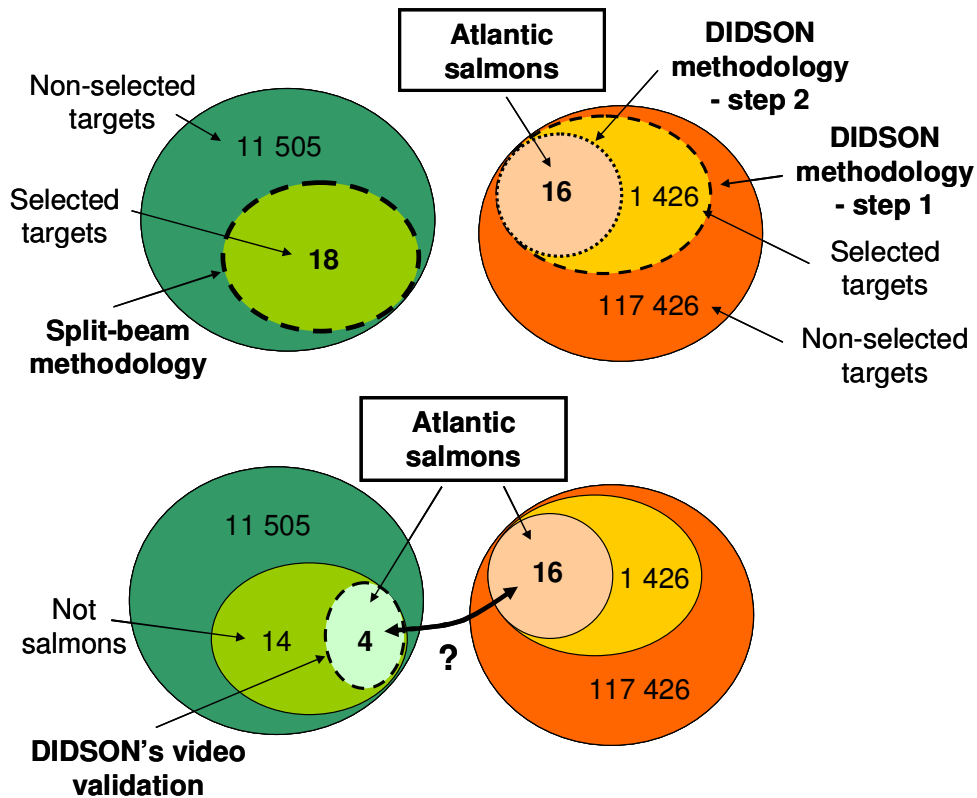


Figure 5. Graphical representation of the SBM (green) and DIDSON methodology (orange) to identify Atlantic salmon on fish which can theoretically be seen on both data ( $n = 11\,523$  targets on EK60 data;  $n = 118\,868$  targets on DIDSON data). Up: selectiveness of both methodologies on the database: split-beam methodology selects 0.16% of the tracked targets; DIDSON methodology step-1 selects 1.20% of the tracked target; DIDSON methodology step-2 allows validating that 1.11% of these detections are actually salmon's migrations (= 0.01% of the database). Down: a DIDSON video validation on the SBM' selection identify 4 salmons on the 18 selected targets (22%).

The comparison between Atlantic salmon identified on both hydroacoustic devices shows that only one salmon was commonly selected by both methodologies. This result illustrates one of the differences between the two devices: the DIDSON sonar opening angle is wider than the EK60 detection beam: 5 salmon's passages cannot or hardly (on only one echo) be detected on EK60 echograms. These salmon probably moved near or in the blind zone above the EK60 detection beam. Unfortunately, the lack of information about the fish position in the water column on the DIDSON files does not allow validating this assumption. The 13 other salmon highlighted that both identification methodologies can be improved to increase their efficiencies. 10 of the 11 salmon identified on the DIDSON files (90.1%) have not been selected by the split-beam methodology and 3 of the 4 salmon (75%) seen on EK60 files have not been selected by the DIDSON step 1 process.

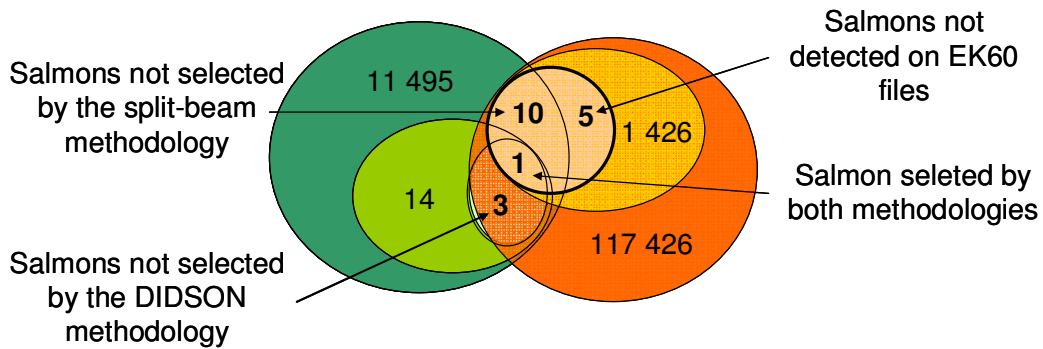


Figure 6. Graphical representation of the comparison between the split-beam methodology (green) and the DIDSON (orange) methodology results to identify Atlantic salmons. Distribution of the 4 salmons identified on the EK60 dataset (on the 18 selected targets) and the 16 salmons detected on the DIDSON files.

This study focuses on the split-beam methodology efficiency. The validation on the DIDSON files shows that the true salmon identification rate remains low. The main objective is to increase this rate by optimizing the criteria thresholds, decreasing the number of non-salmons selected and the number of salmons which are not selected by the filters.

### Salmon specific criteria improvement: how to select more salmons on the split-beam records?

The study of the characteristics of the 11 Atlantic salmons seen on both DIDSON and EK60 records provides relevant indications about why most of them are not selected with the split-beam methodology and how we should improve this process. The results show that the expression of the swimming direction through *Vx First/Last* is the most reliable criterion to describe salmon migrations (9 on 11 salmons, *i.e.* 82%). The swimming speed and the TS seem to be less effective as salmon discriminators (45% and 27% respective efficiencies). The swimming speed and direction mismatches concern principally the salmons which have been tracked only on two echoes on the EK60 echograms (66% and 100% of the targets). These quantitative values are less robust because they are only based on two fish positions in the beam. DIDSON02 and DIDSON04 salmons have been detected swimming 0.34 and 0.38 m.s<sup>-1</sup>, which are close, but lower than the defined minimal threshold.

The TS criterion is not very efficient with the 11 salmons detected on both devices: only three salmons have TS values between -28 dB and -23 dB and no significant relationship between the TS and the measured length on the DIDSON files has been revealed. However, there is a clear relationship between the TS values and the detection range: more the fish passage is close to the EK60 transducer, more the TS value is low ( $R^2=0.63$ ,  $p\text{-value}<0.05$ ). This result can be explained by the detection beam width differences between the DIDSON and the EK60. The fish which are moving at low ranges may not entirely pass into the EK60 beam (only 77 cm diameter at 4 meters' range). The target strength of a fin or of any other part of the fish body is much lower than the reverberation of the acoustic waves by the swimbladder.

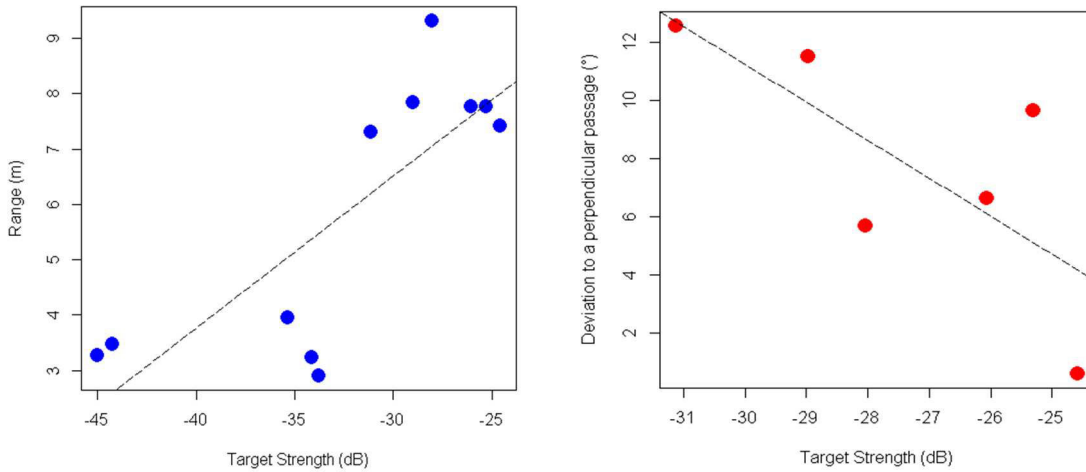


Figure 7. Left: interaction between the TS values and the range of the fish detection ( $n = 11$ ;  $R^2 = 0.63$ ;  $y = 0.27x + 14.75$ ,  $p = 0.0034$ ); Right: interaction between the TS values and the aspect angle of the salmons moving further than 4 meters ( $n = 6$ ;  $R^2 = 0.54$ ;  $y = -1.306x - 27.955$ ,  $p = 0.0967$ ).

Below this first explanation for the 5 low range salmons ( $R < 4$  meters), another factor interacts with the TS values: the fish body angle in the beam. Indeed, the TS of the fish echo is dependant of its position in the beam: on a head or tail view ( $0^\circ$  or  $180^\circ$  angle to the central beam axis), the swimbladder does not reflect the same level of energy as on a side view ( $90^\circ$  angle to the central beam axis). Focusing on the six salmons detected further than 4 meters (54 to 61 cm), although no significant effect can be expressed, the TS seems to be lower when the fish movement is away from a perpendicular axis ( $R^2 = 0.54$ ,  $p = 0.097$ ). This trend should confirm the present knowledge about TS, fish angles and real length: more the fish passes perpendicularly with the beam axis, higher the TS is.

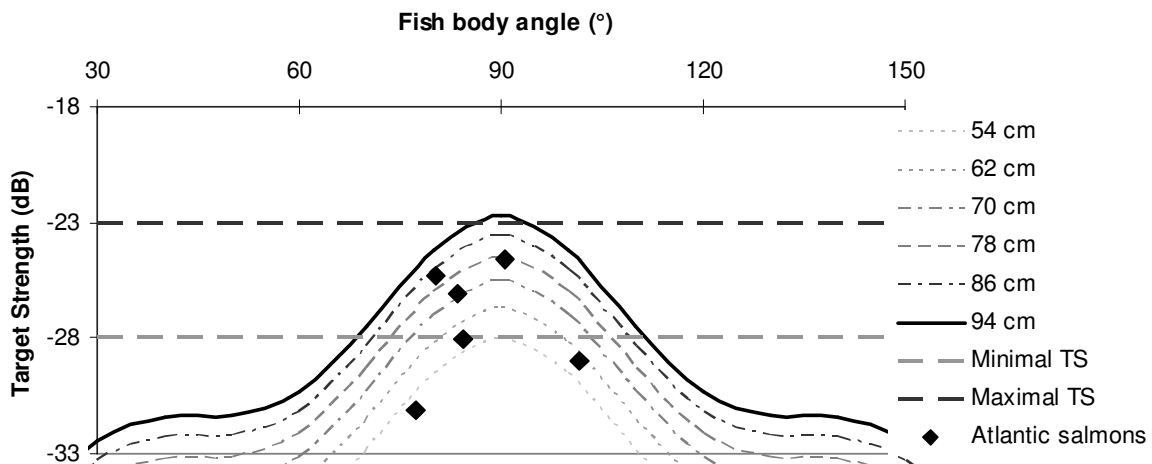


Figure 8. Position of the six Atlantic salmons detected on echograms ( $R > 4$  m) in theoretical TS curves though the Lilja's equation (2000) for Atlantic salmon lengths of 54 to 94 cm in function of the fish body angle.

According to our database, the use of the Lilja's equation is consistent for Atlantic salmon, unless the real fish lengths seem to be maximised, the six salmon length being between 54 and 61 cm.

The conclusion of this first part is that to increase the selection rate of Atlantic salmon spawners on a split-beam echosounder data, some criteria need to be adapted. The present criteria have only selected one salmon on the 11 identified with the DIDSON methodology. However, certain characteristics of the 11 salmon's descriptive parameters cannot be modified, at the risk of include an amount of fish from other species which would parasite the interpretation of the results. This first part of the analysis reveals that low detection ranges prevent a good detection of the fish, which impacts its TS value. The fish which are only described on 2 echoes have behavioural characteristics, such as the direction or the swimming speed, which have to be considered carefully. Among the parameters which can be adapted, the swimming speed and the TS appear to have too restricted values. To decrease these criteria selectivity leads to select more salmon migrations, but also more fish which are not salmon. The modulations of these parameters and their effects on salmon identification can be evaluated studying the number of true salmon on the selection of the SBM.

### **Salmon specific criteria improvement: how to decrease the selection of non-salmon fish?**

The exploitation of the tracking characteristics of the 4 salmon and the 14 selected targets which are not salmon bring some clues to improve our identification method. The threshold of two of our criteria can be corrected (the TS and the swimming speed criteria), and three new discriminant parameters have been highlighted: the range, the tracking duration and the fish body angle. Three non-salmon fish have been tracked at a low range (2.98 m; 4.05 m; 4.56 m) although all the real salmon have been recorded between 7 and 8 meters. Applying a new filter relative to the range ( $R_{max} = 4.6$  meters) increases the identification efficiency from 22% to 26% (4 salmon on 15 fish). This new filter does not risk missing Atlantic salmon, according to the first part of the analysis.

The tracking duration is the time spent by the fish in the detection beam. According to our first assumption, the Atlantic salmon spawners move upstream with a constant speed on our site. According to our results, defining "duration<sub>max</sub>" to 1.0 second leads to unselect 3 non-salmon fish: 33% of the fish in the selection are salmon. The angle of the fish body in the detection beam is linked with the TS. Our observations validate this information: the four true salmon are recording moving upstream with an angle between 70° and 90° to the axis of the central beam. Four of the fish wrongly identified as salmon have been detected with high body angle deviations with the central axis. A restricted factor body angle parameter from 70° to 110° (perpendicular movement +/- 20°) leads to increase the efficiency from 33% to 50%. This adaptation is consistent with the conclusions of the first part of the study (figure 7): beyond these angle limits, the TS thresholds are not efficient to identify salmon according to the Lilja's equation (2000).

The inclusion of these 3 filters allows selecting only 4 fish which are not salmon without losing information about the true salmon. To further increase the identification efficiency, the threshold of the three existent filters can be adapted. We previously show that some salmon which are observed on the DIDSON files but not selected through this method have a swimming speed lower than 0.4 m. s<sup>-1</sup>. By decreasing the threshold to 0.35 m. s<sup>-1</sup>, only two new fish are added to the selection. After a DIDSON files validation, both of them are true salmon, even if one of these targets results from one salmon already described (EK60\_17). 60% (6 on 10) of the selected targets are Atlantic salmon spawners. Finally, the last way to increase the method efficiency is to increase the minimal threshold of TS from -28 dB to -27.6 dB. Two non-salmon fish and one salmon track are unselected. However, the salmon concerned has been tracked two times (EK60\_17 & EK60\_20). The optimised efficiency of the methodology has been improved from 22% to 71%: more than 7 fish on 10 selected by

this method are true salmons. According to the results of this study, this rate is maximised with the previously described adapted methodology.

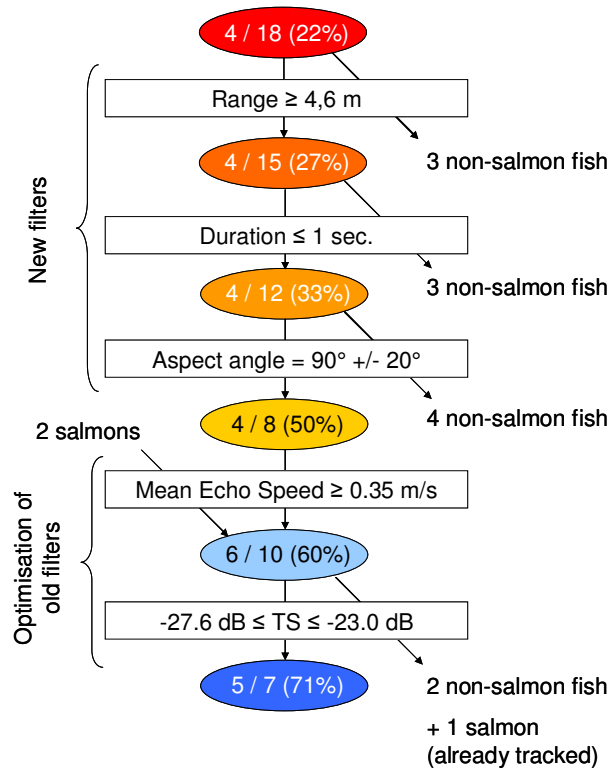


Figure 9. Optimisation of the identification process of Atlantic salmon spawners in split-beam echosounder echograms through behavioural and morphological criteria.

Although the Lilja's equation (2000) proved its efficiency to estimate Atlantic salmons from the TS and angle of the salmon targets, any filter based on Lilja's estimation leads to a dramatically high selection of targets which are not salmons. On the 11 523 targets tracked on the EK60 echograms, if a criterion "Estimated length (Lilja *et al.*, 2000) = [54 cm; 91 cm]" replaces the "TS" and "Fish body angle" criteria, 33 targets would have been selected, for only 5 salmons, the same ones that the adapted methodology efficiently identified. The salmon identification rate would have been decreased from 71% to 15%. The Lilja *et al.*'s equation (2000) provides good estimation for known salmons, but seems to not be adapted for identifying Atlantic salmons from the multi-species population on our sites.

### **Conclusion: optimisation of the efficiency of the split-beam methodology**

The main limitation of the hydroacoustic devices in the frame of ecological studies was clearly the species identification, before the emergence of the acoustic cameras, bringing precious visual clues such as morphological or behavioural characteristics. Authors developed methods to identify fish species according to the length of the fish, the caudal fin beating frequency, its body undulation, or the shape of the fish through the acoustic shadow observations. Feeding behaviour, prey-predator or reproductive interactions between individuals are also important information to extract from the video-like data. All these characteristics are unfortunately not available in the echograms of the split-beam echosounders, without pairing with another device allowing the species appointment, alternative methods have to be found.

This study demonstrates the reliability to describe an Atlantic salmon population migration dynamic with split-beam sonar but raises some issues about the species identification process. Defined on literature information about the morphology and behaviour of Atlantic salmon spawners, the identification criteria bring some relevant information on the Couesnon River study (Martignac *et al.*, 2013) but this process had to be validated. The pairing of the split-beam sounder and the DIDSON acoustic camera on the Sélune River attests that this methodology is efficient to exclude fish which are not salmon (more than 99.8% of the non-salmon targets are excluded from the database). However, the results show also that the rate of salmon selection (28.5% of the salmon visible on both sonar have been selected) and the rate of salmon selectivity (22.2%) must be improved to make the finest qualitative and quantitative analyse of the Atlantic salmon migration dynamic.

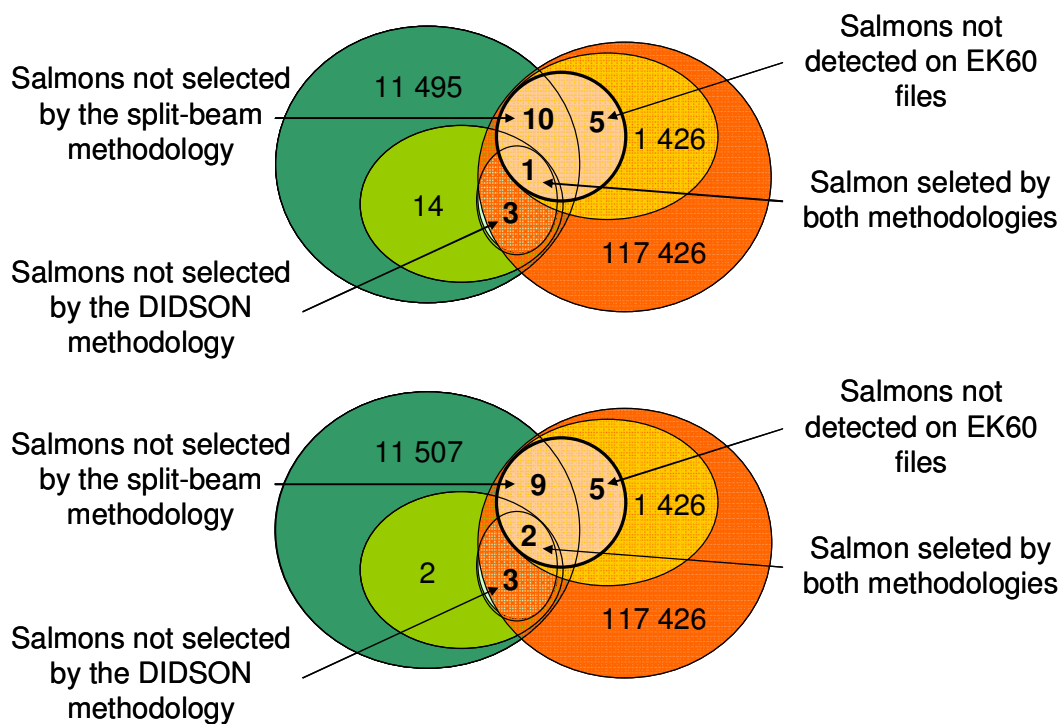


Figure 10. Graphical representation of the comparison between the split-beam methodology (green) and the DIDSON (orange) methodology results to identify Atlantic salmon before (up) and after the adaptation of the specific criteria (down). Distribution of the 5 salmon identified on the EK60 dataset (on 7 selected targets) and the 16 salmon detected on the DIDSON files.

To optimise the methodology, a trade-off has to be found between including the most upstream migrations of salmon on our database and not selecting fish from another species. Filters threshold have been carefully adapted according to our pairing results.

The salmon selection rate has been increased from 28.5 to 35.7%: almost 65% of the salmon migrating though the detection beam cannot be selected. This evolution remains low because a lot of parameters interfere with the TS of the salmon's echoes, such as the detection range, or the body angle of the fish, which makes difficult any changes in the TS threshold. Unless the Lilja *et al.*'s equation (2000) is clearly efficient to estimate salmon's true lengths, using a criterion based on the estimated length calculated from the TS and the aspect angle leads to the selection of numerous non-salmon targets, and does not allow selecting more salmon than stated maximal and minimal threshold.

Beyond the under-evaluation of the salmon abundance, the most important point is to ensure that the selected targets correspond to true Atlantic salmon migrations in order to not bias the interpretation of the data. On ten selected targets on the EK60 data, 2 only were salmons with the previous criteria thresholds (22% efficiency). After our corrections, 7 fish on 10 selected are true salmons (71% efficiency). The identification efficiency though the SBM has been multiplied by 3. In conclusion, for 100 salmons migrating into the detection beam, 36 will be selected by the new criteria, whose represent 71% of the fish selection. The methodology selects consequently 50 targets whose 36 are salmons and 14 are not. The real abundance moving in the beam represents twice the number of targets selected. For the same salmon abundance, the previous methodology selected 29 salmons and 99 fish from another species (total selection of 128 targets). The number of selected targets which are not salmons is consequently reduced by 7.

This analysis highlights that if species identification is possible on the split-beam echosounder data, a good knowledge of fish populations and a previous validation though a pairing with an effective method are indispensables. The identification efficiency can be maximised by adapting the behavioural and morphological filters, but the underestimation of the abundance cannot be prevented, even if this minimisation can be estimated. Every method has its biases, it is just necessary to know and quantify them in order to realise the most accurate estimates and reliable descriptions.

### **Acknowledgments**

We are grateful to the AESN (*Agence de l'Eau Seine Normandie*) and to the ONEMA (*Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques*) for funding this study. We are also grateful to Helge Balk for his support and his helpful advices since the beginning of this study.

### **References**

- Almeida, P.R., 1995. Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza Ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. *Journal of Experimental Biology and Ecology* **202**, 137-150.
- Baglinière, J.L., Porcher, J.P., 1980. Principales caractéristiques des adultes de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) capturés par pêche à la ligne dans trois fleuves côtiers du Massif Armoricain : le Scorff, la Sée et la Sélune. *Bulletin Français de Pisciculture* **279**, 65-75.
- Baglinière, J.L., Porcher, J.P., 1994. Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique., in: J.C. Guéguen et P. Prouzet (Eds), I., Brest (Ed.), *Le saumon atlantique : Biologie et gestion de la ressource*, pp. 101-122.
- Baglinière, J.L., Guyomard, R., Héland, M., Ombredane, D., Prévost, E., 2001. Ecologie des populations de Poissons des cours d'eau à Salmonidés. In "L'eau dans l'espace rural. Vie et milieux aquatiques", A. Neveu, C. Riou, R. Bonhomme, P. Chassin, F. Papy (Eds), *Collection Mieux Comprendre*, INRA, Paris, pp. 31-49.
- Balk, H., Lindem, T., 2002. Fish detection in rivers with split-beam sonars. (Proceedings of the 25nd Scandinavian Symposium on Physics Acoustics, Ustaoset, Norway, 2002). 6 p.
- Belcher, E.O., Matsuyama, B., Trimble, G.M., 2001. Object identification with acoustic lenses. (Proceedings of the MTS/IEEE oceans, volume 1, session 1., Honolulu, Hawaii, 2001). 6 p.

- Belcher, E.O., Hanot, W., Burch, J., 2002. Dual-frequency identification sonar. (Proceedings of the 2002 International Symposium on underwater technology, Tokyo, Japan, 2002b). 187-192.
- Bernatchez, L., Dodson, J.D., 1987. Relationship between Bioenergetics and Behavior in Anadromous Fish Migrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**, 399-407.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J., Miller, J.D., 2007. Evaluation of a Dual-Frequency Imaging Sonar for Detecting and Estimating the Size of Migrating Salmon ; Alaska Department of Fish and Game. *Fishery Data Series*, 40 p.
- Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H., Ridley, T., Holmes, J., Lilja, J., Benner, K., 2006. Use of High-Frequency Imaging Sonar to Estimate Adult Sockeye Salmon Escapement in the Horsefly River, British Columbia. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 p.
- Cronkite, G.M.W., Mulligan, T., Holmes, J., Enzenhofer, H., 2007. Categorising salmon migration behaviour using characteristics of split-beam acoustic data. *Aquatic Living Resources* **20**, 205-212.
- Foote, K.G., 1980. Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: A comparison of gadoid and mackerel target strengths. *Journal of Acoustical Society of America* **67**, 2084 - 2089.
- Guillard, J., Colon, M., 2000. First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echocounting in a lock on the Rhône River (France) using a split-beam sounder, and relationships with environmental data and fish caught. *Aquatic Living Resources* **13**, 327-330.
- Frouzova, J., Kubecka, J., Balk, H., Frouz, J., 2005. Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research* **75**, 86-96.
- Hughes, J.B., 2012. Combining Count Data from Split-beam and Multiple DIDSON Sonar Techniques to Estimate Spawning Run Abundance of Anadromous Fishes in the Roanoke River, NC. Master of Science, Graduate Faculty of North Carolina State University, 127 pages.
- Johnston, S.V., Steig, T.W., 1995. Evolution of fixed-location hydroacoustic techniques for monitoring upstream migrating adult salmonids (*Oncorhynchus spp.*) in riverine environments. In: *ICES International Symposium Fisheries and Plankton Acoustics*. Aberdeen, Scotland, p. 15 pp.
- Jonsson N, Jonsson B, Hansen LP (1997) Changes in proximate composition and estimates of energetic costs during upstream migration and spawning in Atlantic salmon *Salmo salar*. *J Anim Ecol* **66**:425–436
- Karr, J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* **1**, 66-84.
- Knudsen, F.R., Fosseidengen, J.E., Oppedal, F., Karlsen, Ø., Ona, E. (2004) Hydroacoustic monitoring of fish in sea cages: target strength (TS) measurements on Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Fisheries Research* **69**, 205-209.
- Kubecka, J., Duncan, A., 1998. Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. *Fisheries Research* **35**, 115-125.
- Kreitmann, M.L., 1932. La vitesse de nage des poissons. *Bulletin Français de Pisciculture* **54**, 186-197.



- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Riikonen, R., Jurvelius, J., 2000. Side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), whitefish (*Coregonus lavaretus*), and pike (*Esox lucius*). *Aquatic Living Resources* **13**, 355-360.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Jurvelius, J., Rossi, T., Heikkola, E., 2004. Simulation and experimental measurement of side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at high frequency. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**, 2227-2236.
- Love, R.H., 1971. Measurements of fish target strength: a review. *Fishery Bulletin* **69**.
- Love, R.H., 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. . *Journal of the Acoustical Society of America* **62**, 1397-1403.
- Lucas, M.C., Baras, E., 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and fisheries* **1**, 283-316.
- Martignac F., Baglinière J.L., Daroux A., Ombredane D., Guillard J., *submitted*. Effectiveness of the Sonar5-Pro® tracking tool in monitoring fish populations in rivers using long-term DIDSON data. *Methods in Ecology and Evolution*
- Martignac, F., Bagliniere, J.L., Thieulle, L., Ombredane, D., Guillard, J., 2013. Influences of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont-Saint-Michel Bay) using hydroacoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **134**, 181-187.
- Martignac F., Daroux A., Baglinière J.L., Ombredane D., Guillard J., 2015. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries* **16** (3), 486-510.
- Maxwell, S.L., Gove, N.E., 2004. The feasibility of estimating migrating salmon passage rates in turbid rivers using a dual frequency identification sonar (DIDSON). 88 p.
- McClatchie, S., Alsop, J., Coombs, R.F., 1996. A re-evaluation of relationships between fish size, acoustic frequency, and target strength. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 780-791.
- Mulligan, T., Kieser, R., 1996. A split-beam echo-counting model for riverine use. *ICES Journal of Marine Science* **53**, 403-406.
- Ona, E. (1999) Methodology for TS measurements. *ICES Cooperative Research Report*, 235 p.
- Perrier C., Guyomard R., Bagliniere J.-L., Nikolic N. & Evanno G., 2013. Changes in the genetic structure of Atlantic salmon populations over four decades reveal substantial impacts of stocking and potential resiliency. *Ecology and Evolution* , **3**, 2334–2349.
- Ransom, B.H., Johnston, S.V., Steig, T.W., 1998. Summary of the Use of Hydroacoustics for Quantifying the Escapement of Adult Salmonids (*Oncorhynchus* and *Salmo* spp.) in Rivers. (Proceedings of the International Symposium and Workshop on Management and Ecology of River Fisheries, University of Hull, England, 1998). 25 p.
- Rose, K.A., 2000. Why are quantitative relationships between environmental quality and fish populations so elusive? *Ecological Applications* **10**, 367-385.
- Sanchez, F., Prouzet, P., Diner, N., Lissardy, M., Casamajor, M.N.D., Cuende, F.X., 2002. Observations acoustiques sur la remontée du Saumon atlantique (*Salmo salar*) dans l'estuaire de l'Adour (1999-2001), in: Adour, I., UPPA, IFREMER (Eds.).
- Simmonds, J., MacLennan, D., 2005. Fisheries Acoustics : Theory and Practice. Second Edition, (*Fish and Aquatic Ressources Series* **10**, Vol., Blackwell Publishing.
- Pfisterer, C.T., 2002. Estimation of Yukon River Salmon passage in 2001 using hydroacoustic methodologies. 65 p.

- Trenkel, V.M., Ressler, P.H., Jech, M., Giannoulaki, M., Taylor, C., 2011. Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series* **442**, 285-301.
- Turner, G.E., 1975. Timing of migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) within the Miramichi River system, New Brunswick. ICES Anadromous and Catadromous Fish Committee **24**, 4 p.
- Xie, Y., Mulligan, T.J., Cronkite, G.M.W., Gray, A.P., 2002. Assessment of Potential Bias in Hydroacoustic Estimation of Fraser River Sockeye and Pink Salmon at Mission, B.C., 50 p.

Les résultats de cette comparaison font état d'une faible efficacité de la méthodologie utilisée pour la détection par l'échosondeur SIMRAD pour identifier les saumons atlantiques. Sur les 13 saumons enregistrés par le DIDSON et passant dans le faisceau de détection de l'échosondeur, un seul a été sélectionné en utilisant les 3 critères définis pour cette méthodologie. Ce faible taux s'explique principalement par des TS plus faibles que celles attendues pour des saumons et bien inférieures au seuil minimal de -28 dB. Ces faibles valeurs de TS sont notamment dues au passage des saumons à des distances très proches du transducteur (TS de -45,0 à -33,7 dB,  $n = 5$ ), bien que les poissons soient détectés hors du champ proche (voir 1.4.4). Cela illustre une des limites de l'échosondeur à savoir la très faible ouverture de son faisceau. Ainsi, le corps des plus grands poissons ne passe pas intégralement dans le faisceau, diminuant d'autant la TS de leur écho. L'angle du corps du poisson est également un paramètre influençant la TS des poissons : plus la trajectoire du poisson s'écarte d'un passage perpendiculaire au faisceau, plus la TS de son écho semble faible ( $R^2 = 0,54$  ;  $n = 6$ ) ce qui avait été déjà souligné lors du suivi expérimental sur l'Oir. Parallèlement, sur les 18 cibles retenues par les critères d'identification du saumon utilisés pour le SIMRAD, seulement 4 correspondent effectivement à des passages de saumons, soit 22% de la sélection. Les autres cibles sélectionnées sont, pour la majorité, des poissons d'autres espèces dont la taille mesurée est comprise entre 40 et 50 cm.

L'efficacité du filtre de sélection des saumons peut donc être augmentée en ajoutant de nouveaux critères tels que la distance minimale au sondeur, le seuil maximal de durée de détection dans le faisceau et une restriction aux seuls poissons dont le passage s'écarte de plus ou moins  $20^\circ$  de la perpendiculaire au faisceau. L'abaissement de la vitesse de nage minimale à  $0,35 \text{ m.s}^{-1}$  et l'adaptation de la gamme de TS à  $[-27,6 ; -23,0 \text{ dB}]$  optimisent également l'efficacité de la sélection. Ces améliorations divisent le nombre de cibles sélectionnées n'étant pas des saumons par 7, augmentant l'efficacité de la méthode à 71% (5 saumons sur 7 cibles sélectionnées).

La principale limite de ce travail est l'effectif bien trop réduit de saumons ayant migré dans le faisceau de détection. Il s'avère difficile de valider statistiquement ces résultats sans disposer de plus d'individus. Pour compléter le jeu de données, le sondeur utilisé sur le Couesnon a été installé auprès du DIDSON dans les mêmes conditions que la présente étude du 26 mars au 27 avril 2015, puis entre septembre et décembre 2015. Les données récoltées sont en cours d'analyse et n'ont pas pu compléter les résultats de ce travail. De ce fait, l'interprétation des résultats sur le Couesnon sera réalisée à partir des saumons identifiés sur la base des critères définis initialement (voir paragraphe 2.2.1.2). Toutefois, les caractéristiques de la dynamique

migratoire identifiées à partir de la méthodologie initiale seront comparées à celle analysée à partir de la méthodologie mise au point dans ce paragraphe (« Méthodologie adaptée »).

La méthodologie de sélection des saumons à partir des données collectées sur le Couesnon semble peu efficace d'après ces résultats. Ils mettent en évidence les principales limites de l'échosondeur: faible ouverture du faisceau et consécutivement faible volume échantillonné, estimation des tailles par conversion des TS délicate par la faute de la forte variabilité de cette valeur. Cependant, les effectifs étant très faibles, des acquisitions complémentaires sont en cours pour augmenter la fiabilité de cette évaluation. Suite à cette étude, les critères utilisés pour sélectionner les saumons peuvent être affinés, les résultats de cette méthodologie adaptée seront comparés à ceux de la méthodologie initiale dans le Chapitre 4.

### **3.2. Identification des saumons de la Sélune : amélioration de l'utilisation du DIDSON et évaluation de la méthode**

Pour rappel, sur la Sélune, les poissons enregistrés par le DIDSON sont sélectionnés comme saumons à partir de plusieurs critères : la vitesse de nage  $\geq 0,4 \text{ m.s}^{-1}$ , la taille et des observations comportementales recueillies à partir de l'analyse de la totalité des enregistrements. La taille est estimée directement à partir des vidéos enregistrées mais sa précision dépend de leur mesure manuelle sur image et nécessite d'être évaluée. Par ailleurs, la lecture de la totalité des vidéos acoustiques, même à une vitesse de défilement importante est un processus extrêmement chronophage, particulièrement dans le cadre d'un suivi de longue durée sur un site comme celui de la Sélune. En effet, l'outil *CSOT* du logiciel SMC (voir 1.4.3) ne permet pas une compression efficace des fichiers de notre site de suivi, en raison de la richesse ichtyologique présente et de l'importance de l'activité biologique. Ces observations ont motivé la définition d'une méthodologie automatique d'analyse des vidéos acoustiques du DIDSON basée sur l'utilisation d'un module récemment implémenté du logiciel Sonar5-Pro, déjà utilisé pour le traitement des échogrammes enregistrés sur le Couesnon (voir 2.2.1.2). La définition de cette méthodologie s'est faite en plusieurs étapes : test de l'efficacité de Sonar-5Pro puis mise au point d'une méthode d'utilisation. L'efficacité de cette méthodologie semi-automatique nécessite d'être évaluée, en termes de sélectivité des critères utilisés, ainsi que d'abondance des saumons sélectionnés par rapport aux individus étant effectivement passés dans le faisceau de détection. La richesse spécifique du site et les

débits fluviaux sont deux variables susceptibles d'influencer cette efficacité, leurs effets sont évalués, sur le site de la Sélune, et sur un site également équipé d'un DIDSON d'une rivière galloise gérée par *Natural Resources Wales*.

### **3.2.1. Précision des mesures de taille des poissons sur les vidéos acoustiques du DIDSON**

La variabilité des TS des échos de poissons n'est pas un facteur limitant chez les caméras acoustiques, les mesures des tailles se faisant directement sur l'image du poisson *via* les vidéos enregistrées. Néanmoins, comme la taille est un paramètre primordial pour identifier le saumon atlantique, des expérimentations ont été entreprises pour évaluer la précision des mesures des poissons et identifier les facteurs qui l'impactent : position et orientation du poisson dans le faisceau, taille réelle, espèce, effet opérateur et effet expérience de l'opérateur. La question du nombre minimal de mesures nécessaire au calcul d'une mesure de longueur la plus précise a également été étudiée. Ces expérimentations, réalisées en bassin à l'aide de poissons aux tailles connues, font l'objet de l'article co-écrit avec Aurélie Daroux, ingénieure d'études à l'UMR Ecologie et Santé des Ecosystèmes (INRA, Rennes) soumis dans la revue *Freshwater biology* en 2015.

Daroux A., Martignac F., Nevoux M., Baglinière J.L., Ombredane D., Guillard J, 2015. Fish length measurements using an acoustic camera (DIDSON): accuracy and impacting factors *Freshwater biology*, submitted.

## **Fish length measurements using an acoustic camera (DIDSON): accuracy and impacting factors**

Daroux A.<sup>1\*</sup>, Martignac F.<sup>1 2</sup>, Nevoux M.<sup>1</sup>, Baglinière J.L.<sup>1</sup>, Ombredane, D.<sup>1</sup>, Guillard J.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> UMR 0985 INRA/Agrocampus Ouest Ecologie et Santé des Ecosystèmes, 65 route de saint Briec, 35042 Rennes

<sup>2</sup> ASCONIT Consultants, 3 Impasse Sirius, 44470 Carquefou

<sup>3</sup> UMR CARTELE, INRA – Univ. Savoie Mont Blanc, 75 Avenue de Corzent, 74200 Thonon-les-Bains

\* Author to whom correspondence should be addressed. Tel.: +33689039938; email: aurelie.daroux@rennes.inra.fr

**Running headline:** Accuracy of length measurements using a DIDSON

**Key words:** hydroacoustic; acoustic camera; measurement accuracy; repeated measurements; fish length

### **Summary**

1. Acoustic cameras are increasingly used to monitor fish populations in rivers. They provide fish morphological and behavioral information. Fish length is directly reachable from DIDSON (Dual frequency Identification SONar) images.

2. During two experimental surveys in a tank, the movements of 50 free swimming fish (silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*), previously measured (total length), have been recorded using a DIDSON camera. Multiple views of each fish have been analyzed by two trained operators with Soundmetrics software, measuring each fish several times (length, angle and distance to the camera). Furthermore, a subset of data has been analyzed by two untrained operators.

3. The results showed high intra-fish length measurement variability. Using bootstrap method, the sufficient number of measurements per fish to obtain wise length accuracy (95% confidence interval) has been estimated. A recommendation of 5 measurements per fish for future monitoring survey is given.

4. No significant difference between the mean DIDSON-based length measurements (20 measures per fish per operator) and the true fish length have been observed. If no evidence of fish position (angle and distance from the camera) effect has been detected, an operator effect (partially explained by training) has been pointed out.

5. General linear mixed models also showed that the smallest fish (length < 55 cm) were overestimated and the largest fish (length > 55 cm) were underestimated in comparison of their true lengths.

## Introduction

River restoration has become a priority for water authorities and river managers in many countries (Bernhardt *et al.*, 2005). The restoration of the Sélune River (Germaine and Lespez, 2014), one of four salmon (*Salmo salar* Linnaeus 1758) rivers located in the Mont-Saint-Michel Bay (Lower-Normandy, France) is a unique opportunity to study the impact of two dams removal on diadromous fish population. In this context of environmental changes, it is important to quantify the evolution of abundance level and biological characteristic of fish population. Hydroacoustic devices are increasingly used for ecological studies particularly for fish monitoring studies (Lucas & Baras, 2000; Rudstam *et al.*, 2012). They are non-intrusive and represent the only way to penetrate water over long distance, even with a high turbidity (Mueller *et al.*, 2006). Over the last decade, hydroacoustic methods have been considerably improved (Rudstam *et al.*, 2012). The transition from single-beam echosounders to split-beam allowed the improvement of Target Strength (TS) measurement (a proxy of fish size), fish position tracking, while multi-beam devices and multi-frequencies approaches reach to ecosystem description (Trenkel *et al.*, 2011). Hydroacoustics tools are nowadays able to provide quantitative population assessment (abundance or density estimates), and qualitative fish description (position, trajectory, length) with a limited effect on their behavior. But they are still limited by the uncertainty in species identification (Koslow, 2009).

Unlike traditional sonars, the acoustic camera DIDSON (dual-frequency identification acoustic camera - Soundmetrics Corp., Lake Forest Park, WA, USA) is a high frequency multibeam echosounder which provides near video-quality images (Belcher *et al.*, 2001). By allowing direct visualization of fish morphology and behavior, the acoustic camera offers accurate clues for species identification (Martignac *et al.*, 2015). In addition, it enables length measurements to be made directly from the images, thus avoiding bias on the conversion from TS to metric unit. Furthermore, its wide field of view ( $29^{\circ} \times 14^{\circ}$ ) combined with a high number of beams (96 beams in high frequency mode and 48 in low frequency mode) provide a unique fish tracking efficiency.

A manual data processing (with Soundmetrics software) is used by the majority of authors and Burwen *et al.* (2007; 2010) found a strong linear relationship ( $R^2 = 0.9$ ) between manual DIDSON-based lengths and true lengths for a variable number of swimming fish at different ranges (distance to the camera). However, given that measured length is generally the major criterion to identify species (Burwen *et al.*, 2007; Becker *et al.*, 2011), stronger attention to length estimation may be required for management and biological research of fish population. In particular, the accuracy of manual DIDSON-based length measurements (DL) and the parameters playing a role on this accuracy have to be studied.

Burwen *et al.* (2010) described the variability in DL measurements for the same fish during a single tail beat cycle. As this variability being high, repeated measurements is required to get accurate fish length assessment from DIDSON data. However, to our knowledge, the need for replicated measurements and its influence on length accuracy has never been published on DIDSON data. The aim of this paper is *i*) to describe how replicated measurements can minimize the error in fish measurements and *ii*) to investigate the factors affecting this variability. Manual DL measurements on 50 free-swimming fish of known size in an experimental tank were measured and the relevance of replicates was tested using the bootstrap method. A particular emphasis has been put on parameters which can affect measurement accuracy (Davies *et al.*, 2010; Hightower *et al.*, 2013), i.e. operator, fish range and angle and true fish length.

## Material and methods

### Material and survey design

Two experiments using 50 free swimming fish of known length (millimeter precision) from two species have been used. In the first experiment (February 2014), 20 silver carps (*Hypophthalmichthys molitrix*) were deployed in the tank. Its true total length (TL) ranged from 51.7 cm to 67.3 cm. In the second experiment (February 2015), 30 rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) have been used. Its length ranged from 51 cm to 58.9 cm long. Tested size are in the low size range in Atlantic salmon population (grilse component) running up yearly in the Sélune River. This fish species is the main target of the river restoration.

The DIDSON camera was settled in a 10 meters long, 2 meters large and 1 meter deep experimental tank filled with fresh water, similar to previous methodological studies (Weiland and Carlson, 2003; Yu *et al.*, 2006; Langkau *et al.*, 2012; Tušar *et al.*, 2014). The DIDSON has been fixed to a metallic trolley in one side of the tank, looking to the other side. The DIDSON camera was operating in high frequency mode (1.8 MHz). The windows length was set at 10 m, to maximize the tank volume coverage. Considering the windows length and the 512 samples of a DIDSON image, a pixel represents 1.95 cm (Burwen *et al.*, 2010). The frame rate was set to 7 frames per second and the receiver gain at -40 dB during the recording, according to Backer *et al.* (2011) and Burwen *et al.* (2010). Every fish passage in the tank was registered with SoundMetrics Corp (SMC, software version 5.25).

## Methods

### Data collection

The fish were placed in the tank one by one and let freely swim until a sufficient number of images were available (Fig. 1) at different ranges (distance to the camera) and angles (absolute value of fish orientation relative to the sonar beam central axis). The average recording time was 4:01 minutes (range: 0:47 to 13:32 minutes).

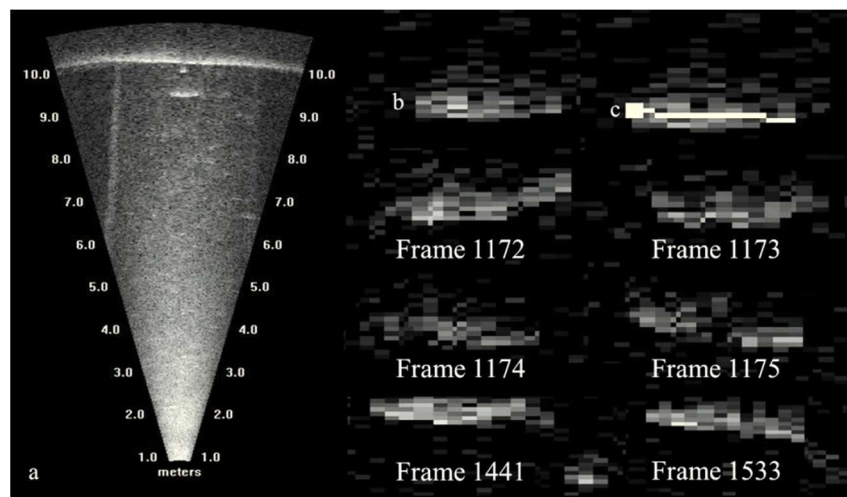


Figure 1: An example of a succession of images where a carp is detected by the DIDSON camera: original image (a), the zoom image with the background subtraction (b) and the segmented lines realized when the operator clicks along the length of the fish to measure it (c).



DL were recorded using the manual fish-measuring module in the SMC software from a set of best quality images selected by the operator by. Firstly, the background subtraction tool was used to remove the echo created by the tank wall (Davies *et al.*, 2010; Burwen *et al.*, 2010). The standard view was not used, instead a zoom was done on the fish area (Fig 1.b) and a line from head to tail was manually drawn along the fish body image (Fig. 1.c) and the DL (in cm) was exported for each single measurement. Display threshold and intensity were adjusted to optimize the contrast of the echo traces of interest (threshold: 15; intensity: 85).

Two trained operators, who have analyzed DIDSON data for 2 years, selected independently 20 images on 50 fish for measurement. For each image, the range, the fish angle, the DL and the operator identity were recorded and compared to TL (dataset n°1). In addition, a selection of 20 images was chosen by an untrained operator on a subsample of 15 fish. Each image was analyzed by the 2 trained operators as well as by 2 other untrained operators (dataset n°2).

## Statistical analysis

### Bootstrap approach to study repeated measurements

Bootstrap approach (Crowder & Hand, 1990) was used to track changes in DL accuracy as a function of the number of measurement per fish. The error between DL and TL was calculated for 1 to 20 randomly chosen DL per fish, that were sampled in the set of 40 measurements available per fish in data set n°1 (considering that the data set n°1 with the separation of the 2 trained operators data showed the same results). The mean absolute error (difference between the TL and the DL) per fish was calculated for each sampling design. This random sampling was repeated 100 times for each sampling design. The optimal number of repeated measurements, described as the minimum number of replicates required to obtain an error that does not exceed plus or minus 1 pixel (1.95cm), is then selected.

### Linear mixed model approach to study DL error, fish and operator effects

A linear mixed model was used to investigate the variables that affect the error between the TL and the DL (Pinheiro and Bates, 2000). The angle (A), the range (R), the operator (O) and the true fish length (TL) were entered into the model as fixed effects. As random effects, the operator and the fish identity (fishID) were considered to account for non-independence in the data set n°1, such as:

$$error \sim O + R + A + TL + (1|O) + (1|fish_{ID}), \quad (1)$$

Visual inspection of residual plots did not reveal any deviations from homoscedasticity or normality. Likelihood ratio tests (LRT) were computed to assess the significance of each fixed effect (Winter, 2013), following a backward model selection procedure.

Then, we investigated in more details the origin of the operator effect on the measurement error. First, operators may differ in their identification of the fish shape on a given DIDSON image (Hypothesis 1), resulting in systematic difference in DL between operators. Secondly, difference in the selection of images, due to subjectivity in the definition of a good quality image, may also lead to contrasted DL between operators (Hypothesis 2). In addition, we investigated the role of operator training on these two operator-based sources of error in length measurement. The data set n°2 was used to test for Hypothesis 1, by comparing operator performance on a common set of images, such as:

$$\text{error 1} \sim \text{Operator} + (1|\text{fish}_{ID}), \quad (2)$$

The operator is only kept as a fixed effect because the random effect is inert, in the sense that it has a variance of zero, and hence can be removed. Parameter estimates from model (2) were then used to correct DL in data set n° 3 (measurements realized by the two trained operator and the untrained operator n° 1 on a subsample of 15 fish) from the operator effect that was imputable to difference in the identification of fish shape. In this dataset, it is assumed that any residual operator effect was attributable to image selection (Hypothesis 2), such as:

$$\text{error corrected} \sim \text{Operator} + (1|\text{fish}_{ID}), \quad (3)$$

All models were run with the R program (R Core Team, 2015) and the *lme4* package (Bates, Maechler & Bolker, 2015).

## Results

### Repeated measurements

Because of high DL measurements variability, the optimal number of repeated measurements to obtain a mean accurate DL is calculated. The data set n°1 from the 2 trained operators is chosen. With a random sampling strategy, the mean absolute error and the 95% confidence interval (Fig. 2) for the associated number of repeated DL (comprised between 1 and 20) are calculated. The mean absolute error for each number of repeated measurements and the 95% CI decrease when the number of repeated measurements increases. From 5 repeated measurements, the mean absolute error between DL and TL is 2.69 cm and seems to stabilize.

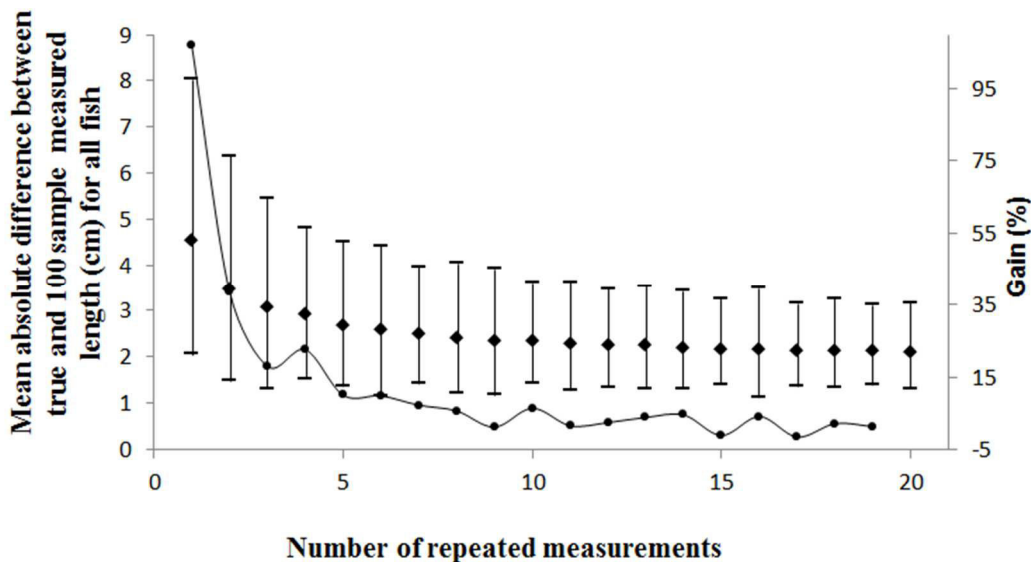


Figure 2: Variation of mean absolute error in function of the number of repeated measurements. The lines represent the gain of the increase of repeated measurements.

### Description of fish effects

A high variability of DL measurements is revealed for each fish, but no significant difference between mean DL and mean TL for the whole data set ( $W=1984100$ ,  $p\text{-value}=0.664$ ) is detected. That implies the existence of a strong link between DL and TL. The large variability

in DL recorded by the 2 trained operators (Fig. 3), comes from different parameters among one is the fish position in the beam.

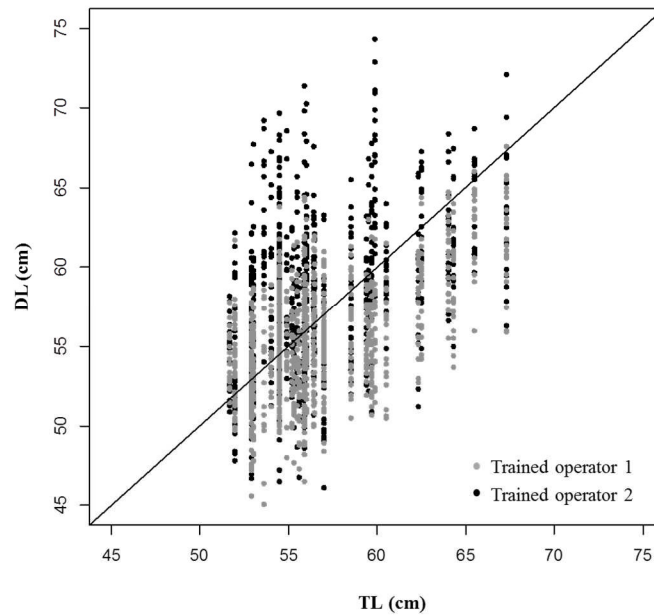


Figure 3: Graphic representation of the 2 trained operators DL and the true fish length TL. The line represents the equation  $x=y$  in case of a full correlation between DL and TL.

Then, the influence of the angle was studied (Fig. 4). Following a backward model selection procedure, the angle had a small effect on the error ( $\chi^2(1)=4.611$ ,  $p\text{-value}=0.0312$ ). In contrast, no range effect has been detected ( $\chi^2(1)=1.4078$ ,  $p\text{-value}=0.2354$ ) (Fig. 4), i.e. the range did not explain a significant proportion of the observed fish length measurement variability. Furthermore, the measured length of small fish (less than 55 cm) was overestimated while measured length was underestimated in large fish (more than 55 cm) (Fig. 5).

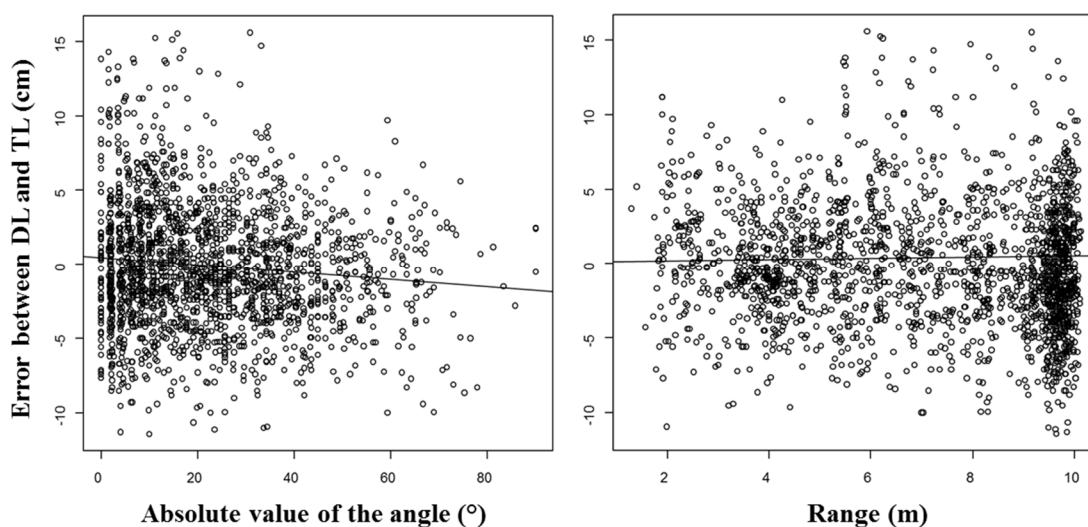


Figure 4: Representation of the difference between DL and TL depending on the absolute angle (left) and on the range (right). The line represents the model equation including the angle effect.

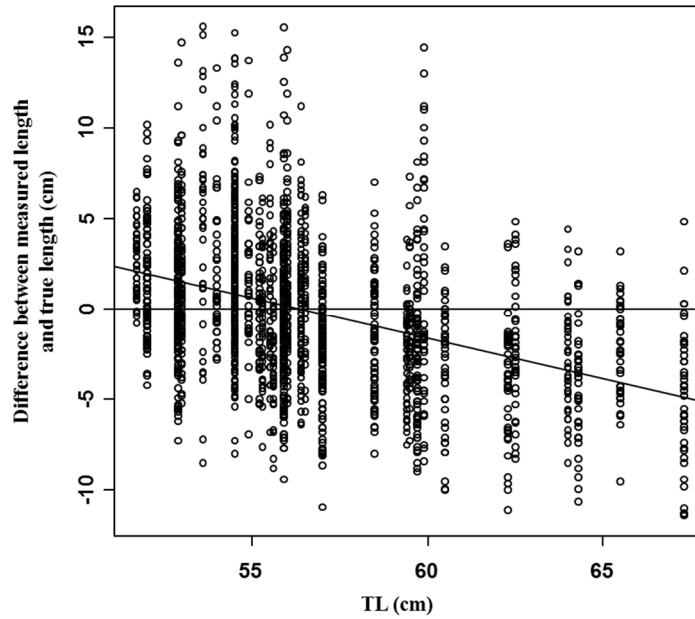


Figure 5: Representation of the error between DL and TL depending on TL. The line represents the model equation including the angle effect and the TL effect.

The operator variable is finally added to the model as a fixed effect and the LRT revealed a significant effect ( $\chi^2(1)=20.707$ ,  $p\text{-value}=<0.001$ ).

### Description of operator effect

A strong significant difference of length measurements between the 4 operators is observed ( $W=355640$ ,  $p\text{-value} < 0.001$ ) (Fig. 6), with a mean error of 2.6 cm and of 4.7 cm between the trained operators and the untrained operators respectively. Therefore the operator training has a significant effect ( $\chi^2(4)=95.839$ ,  $p\text{-value}=<0.001$ ).

Errors from data set n°2 (from the same image measurements) and data set n°3 (from operator-chosen image measurements: 2 trained operators and 1 untrained operator) are used to distinguish the length measurement effect (Hypothesis 1) and the image selection effect (Hypothesis 2).

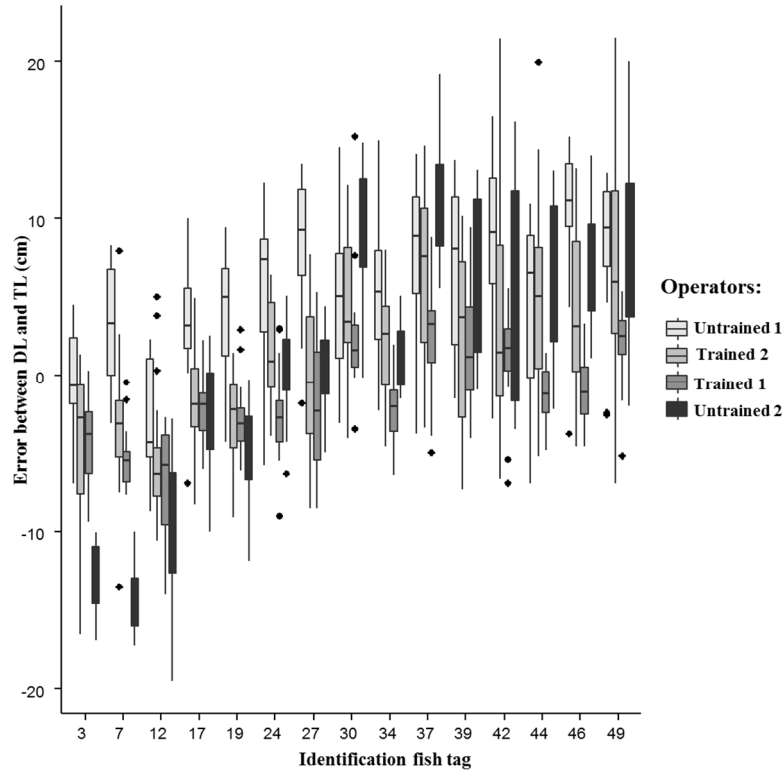


Figure 6: Boxplot of the error of the 4 operators for the subsample of 15 measured fish.

**Hypothesis 1:**

On the data set n°2, following hypothesis 2, there exist significant mean differences (Table 1). The mean error linked to the length measurement effect is 1.49 cm and is significant ( $\chi^2(3)=268.77$ , p-value < 2.2e-16).

Table 1: Results of mean error comparison between operators

	Trained 1	Trained 2	Untrained 1	Untrained 2
Trained 1				
Trained 2	W = 33 126 p= 2.238e-08			
Untrained 1	W=14 280 p< 2.2e-16	W= 25 542 p < 2.2e-16		
Untrained 2	W= 38 100 p= 0.001156	W= 48 082 p= 0.1467	W=64 498 p< 2.2e-16	

**Hypothesis 2:**

The fitted error previously calculated (per operator per fish) is subtracted to the 20 measurements realized on the data set n°3. The mean fitted error explained by the image selection is 0.12 cm which is not significant ( $\chi^2(2)=0.6913$ , p-value=0.7077).

**Discussion**

The high intra-individual variability of DL measurements appears as a striking result in the present work. Nevertheless, five measurements per fish on the best quality frames seem to be

a good compromise between variability and feasibility with field data coming from a DIDSON operating in high frequency mode. Through bootstrapping technics, 5 DL on the same fish result on a mean accuracy of 2.699 cm with a 95% CI [11.6; 44.3]. Increasing the number of measurements does not lead to an important gain in accuracy but increases the time spent on data analysis. Indeed, making a sixth measurement only lead to a 10% gain (Appendix 1).

The linear mixed models reveal that fish range do not affect the DL variability. Inversely, a small effect of the fish absolute angle on error was highlighted. But the effect is negligible as the mean error is smaller than a pixel regarding this effect (the size of a pixel is 1.95 cm in our DIDSON configuration). Furthermore, Burwen *et al.* (2010) showed that the best angle to measure fish length is  $0^\circ$  (perpendicular to the beam central axis) when the entire fish body surface is mostly insonified by the acoustic camera. In our study, the absence of effect for fish position effect on DL is most likely related to the choice of the best images by the operator, i.e the ones, being close to  $0^\circ$  (Fig. 7).

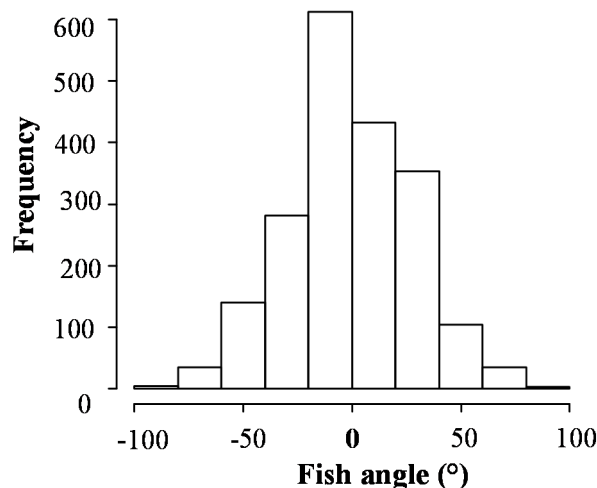


Figure 7: Histogram of the angle DL distribution.

Using the DIDSON in its high frequency mode, Hightower *et al.* (2013) have found a species effect on manual DL using 14 Atlantic sturgeon, 12 strip bass, 5 white perch and 3 channel catfish (fish length ranging from 20 cm to 141 cm) Nevertheless, the TL was a significant factor if species was not included in the model. In our study, there is a small but non negligible effect of the TL. The two trained operators tend to overestimate the smallest fish (less than 55 cm) and to underestimate the largest ones (more than 55 cm). These results agree with those from Davies *et al.* (2010) who found nearly the same result at different ranges using the DIDSON in both high and low frequency mode. Burwen *et al.* (2007) have noticed that the TL (133 free swimming fish) explains 90% of the total variance of the manual DL. Furthermore, unlike our study, an overestimation of fish measuring less than 68 cm and an underestimation of fish measuring more than 68 cm has been highlighted. Thus, the experiment requires another set of data with a wider range of fish length to confirm or deny what is the real trend.

The data variance of the DL is mainly explained by the operator effect. Grote *et al.* (2014) also worked on repeated measured with several operators and compared DL to TL. They showed a real operator effect but with a small mean error. In our study, the error calculated between the two trained operators is smaller than the one obtained between the two untrained

ones resulting in a significant effect of training. Furthermore, the level of experience has an effect on DL accuracy. Nevertheless, no difference has been found between the trained operator N° 2 and the untrained operator N° 2. It may be due to the learning to measure fish by the trained operator N° 2 to the untrained operator N° 2 just before the experiment. Image selection by the operator does not explain the DL variability even if there is a significant difference between DL when the 4 operators worked on same images. A DIDSON data analysis by one or a small number of trained operators which regularly work together on the same images should be encouraged to make similar and comparable DL measurements in the framework of long term monitoring studies.

Besides that, the number of studied fish has been limited while the DIDSON system was operated between 0 and 10 meters and only in high frequency mode. A new study with wider fish length range and DIDSON acquisition further than 10 meters (using both frequencies) should provide more information on the accuracy of DIDSON-based length measurements. Furthermore, the influence of the image quality is not quantified. Indeed, the general quality of the image in the tank is not optimal due to the strong tank wall echo and in natural conditions the image quality varies. The display threshold has been adjusted and set at 15, and the analysis of its effect on DL measurement has been not planned in our study. Nevertheless, a small experiment has been carried out for testing the display threshold effect using only an untrained operator. The results showed a significant difference between the DL at a 15 threshold and at an 8 threshold ( $t = 44.52$ ,  $df = 1955.9$ ,  $p\text{-value} < 2.2 \times 10^{-16}$ ) and the best estimation was obtained with a 15 threshold.

Anyway, the accuracy of the mean lengths (2.69 cm for 5 measurements) is close from the accuracy of a video camera system (between 2 and 3 cm in Atlantic salmon adult in relation with turbidity level and the fish distance to the glass (Dartiguelongue, 2015)). Acoustic cameras provide accurate length estimates, and this accuracy is largely enough to monitor fish population in natural conditions, particularly when there is no length range overlapping between species to discriminate. In contrast, the discrimination of sea-age groups in anadromous salmonids using size estimation can appear more difficult. Given that measured length is generally the major criterion to identify species, the accuracy of DIDSON length measurement must be taken into consideration. Nevertheless, hydroacoustic methods being non-intrusive, its use is a determinant factor to select this method for fishery studies. For long-term monitoring, manual process is very time-consuming and thus not adapted. Consequently, automated processing should be developed to analyze efficiently a large dataset.

### **Acknowledgments**

This study was funded by Seine Normandy Water Agency and ONEMA. We would like to thank the U3E (INRA, Rennes) unit for its great help during the two experimental studies.

### **References**

- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, **67**(1), 1-48.
- Baumgartner, L. J., Reynoldson, N., Cameron, L., Stanger, J. (2006). Assessment of a Dual-frequency Identification Sonar (DIDSON) for application in fish migration studies. In *NSW Department of Primary Industries–Fisheries Final Report Series No.*, p.33
- Becker, A., Whitfield, A.K., Cowley, P. D., Järnegren, J. and Næsje, T. F. (2011). An assessment of the size structure, distribution and behaviour of fish populations within a

- temporarily closed estuary using dual frequency identification sonar (DIDSON). *Journal of Fish Biology*, **79**: 761–775
- Belcher, E., Matsuyama, B., Trimble, G. (2001) Object identification with acoustic lenses. In *OCEANS, 2001. MTS/IEEE Conference and Exhibition* (Vol. 1, pp. 6-11). IEEE.
- Bernhardt E.S., Palmer M.A., Allan J.D. *et al.* (2005) Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science*, **308**, 636–637.
- Burwen, D. L., Fleischman, S. J., & Miller, J. D. (2007). Evaluation of a dual-frequency imaging sonar for detecting and estimating the size of migrating salmon. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish, Research and Technical Services.
- Burwen, D. L., Fleischman, S. J., & Miller, J. D. (2010). Accuracy and precision of salmon length estimates taken from DIDSON sonar images. *Transactions of the American Fisheries Society*, **139**(5), 1306-1314.
- Crowder, M. J., & Hand, D. J. (1990). Analysis of repeated measures (Vol. 41). CRC Press.
- Dartiguelongue, J. 2015. Contrôle du fonctionnement de la passe à poissons de installée à Kerhamon sur la rivière Elorn (29). Suivi de l'activité Ichtyologique en 2014. Rapport de sous-traitance S.C.E.A./ Fédération du Finistère pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques 73 p.
- Davies, R.N., Claburn, P., Griffiths, J., Davis, J. (2010). Assessment of the accuracy of length estimates of free swimming fish obtained from a DIDSON imaging sonar. Ref No - FAT/10/DRAFT, 16 p.
- Germaine M.-A. & Lespez L. (2014) Le démantèlement des barrages de la Sélune (Manche). Des réseaux d'acteurs au projet de territoire ? *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*.
- Grote, A. B., Bailey, M. M., Zydlewski, J. D., & Hightower, J. E. (2014). Multibeam sonar (DIDSON) assessment of American shad (*Alosa sapidissima*) approaching a hydroelectric dam. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **71**(4), 545-558.
- Hightower, J. E., Magowan, K. J., Brown, L. M., Fox D. A. (2013). Reliability of fish size estimates obtained from multibeam imaging sonar. *Journal of Fish and Wildlife Management* **4**(1), 86-96.
- Koslow, J. A. (2009). The role of acoustics in ecosystem-based fishery management. *ICES Journal of Marine Science*, **66**: 966–973.
- Langkau, M. C., Balk, H., Schmidt, M. B. and Borchering, J. (2012). Can acoustic shadows identify fish species? A novel application of imaging sonar data. *Fisheries Management and Ecology*, **19**: 313–322
- Lucas, M. C., Baras, E. (2000). Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and fisheries*, **1**(4), 283-316.
- Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J.-L., Ombredane, D. and Guillard, J. (2015). The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, **16**: 486–510
- Mueller, R. P., Brown, R. S., Hop, H., & Moulton, L. (2006). Video and acoustic camera techniques for studying fish under ice: a review and comparison. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **16**(2), 213-226.
- Pinheiro, J., & Bates, D. (2006). Mixed-effects models in S and S-PLUS. *Springer Science & Business Media*.
- Rudstam, L. G., Jech, J. M., Parker-Stetter, S. L., Horne, J. K., Sullivan, P. J., & Mason, D. M. (2012). Fisheries acoustics. *Fisheries techniques, 3rd edn. American Fisheries Society, Bethesda*, 597-636.



- Trenkel, V., Ressler, P., Jech, M., Giannoulaki, M. & Taylor, C. (2011). Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series*, **442**, 285–301.
- Tušer, M., Frouzová, J., Balk, H., Muška, M., Mrkvička, T., & Kubečka, J. (2014). Evaluation of potential bias in observing fish with a DIDSON acoustic camera. *Fisheries Research*, **155**, 114-121
- Weiland M.A. & Carlson T.J. (2003) Technologies for valuating fish passage through turbines. *PNNL-14437, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA*.
- Winter B. (2013) Linear models and linear mixed effects models in R with linguistic applications. *arXiv:1308.5499 [cs]*.
- Yu, S. C., Kim, T. W., Asada, A., Weatherwax, S., Collins, B., & Yuh, J. (2006). Development of high-resolution acoustic camera based real-time object recognition system by using autonomous underwater vehicles. HAWAII UNIV HONOLULU.

**Appendices**

**Appendix 1: Results of the bootstrap analysis**

<b>number of repeated measurements</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>
mean absolute error (cm)	4.55	3.48	3.09	2.91	<b>2.69</b>	2.59	2.49	2.41	2.36	2.35
IC- (cm)	2.08	1.50	1.32	1.52	<b>1.37</b>	1.16	1.42	1.23	1.18	1.43
IC+ (cm)	8.05	6.38	5.45	4.83	<b>4.52</b>	4.43	3.97	4.04	3.94	3.63
Gain (%)	107.23	38.64	17.91	22.54	<b>10.00</b>	9.80	7.21	5.64	1.16	6.37
<b>number of repeated measurements</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>
mean absolute error (cm)	2.28	2.27	2.24	2.21	2.16	2.17	2.13	2.15	2.13	2.11
IC- (cm)	1.28	1.35	1.30	1.29	1.39	1.14	1.36	1.32	1.39	1.32
IC+ (cm)	3.61	3.46	3.55	3.43	3.25	3.50	3.15	3.25	3.12	3.18
Gain (%)	1.54	2.43	3.83	4.52	-1.14	4.10	-1.59	2.12	1.31	

Les conclusions de ces expérimentations soulignent la fiabilité des mesures morphologiques extraites des données enregistrées par le DIDSON. Cependant, plusieurs paramètres sont à prendre en compte, dont la variabilité des tailles mesurées pour un même poisson. La taille d'un même poisson peut être surestimée ou sous-estimée en fonction de la qualité de l'image choisie et de l'expérience de l'opérateur. Il est alors nécessaire pour s'assurer d'une taille moyenne mesurée sur les images acoustiques proche de la taille réelle du poisson, de réaliser plusieurs mesures pour un même poisson. De plus, cette étude met en évidence la subjectivité de l'opérateur pour déterminer *i*) une image pertinente sur laquelle effectuer la mesure du poisson, *ii*) les pixels représentant les extrémités du corps du poisson. Face à ces contraintes, l'utilisation d'une méthode informatique automatique et objective constitue une voie d'amélioration.

### **3.2.2. Evaluation de l'efficacité d'un module d'analyse semi-automatique des vidéos acoustiques du DIDSON par Sonar5-Pro**

Plusieurs auteurs ont mis en avant le manque d'opérationnalité de l'outil d'analyse automatique du logiciel SMC (Tiffan *et al.* 2004; Maxwell & Gove 2007; Burwen *et al.* 2007; Rakowitz *et al.* 2009). Si dans certains cas, les données sont analysées manuellement après compression des fichiers avec le module *CSOT* (Cronkite *et al.* 2006; Lilja *et al.* 2010; Davies & Griffith 2011), dans d'autres cas, le logiciel Echoview (SonarData Inc., Hobart, Tasmania, Australia) est utilisé pour développer des outils codés sous Matlab (MathWorks, Novi, MI, USA) (Boswell *et al.* 2008; Mueller *et al.* 2008, 2010; Han *et al.* 2009; Kang 2011). La littérature mentionnant Sonar5-Pro pour l'utilisation de méthodologies automatiques d'analyse de données du DIDSON est rare, voire inexistante. Le potentiel de ce logiciel, communément utilisé pour l'analyse de données issues de la génération précédente d'échosondeurs, a donc été testé dans le cadre de ce travail. Cette étude fait l'objet d'un article qui présente les fonctionnalités de l'outil, ses avantages, mais également ses limites, en se concentrant sur les poissons aux tailles les plus importantes. Cet article a été soumis dans la revue *Methods in Ecology and Evolution* durant le second semestre 2015.

Martignac F., Baglinière J.L., Daroux A., Ombredane D., Guillard J., 2015. Effectiveness of the Sonar5-Pro® tracking tool in monitoring fish populations in rivers using long-term DIDSON data. *Methods in Ecology and Evolution*, submitted.

## **Effectiveness of the Sonar5-Pro® tracking tool in describing fish populations in rivers using long-term DIDSON data**

Martignac F.<sup>1 2</sup>, Baglinière J.L.<sup>2</sup>, Daroux A.<sup>2</sup>, Ombredane D.<sup>2</sup>, Guillard J.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> ASCONIT Consultants, Carquefou, France

<sup>2</sup> UMR 0985 INRA/Agrocampus Ouest Ecologie et Santé des Ecosystèmes, Rennes, France

<sup>3</sup> UMR 0042, INRA/Univ. Savoie Mont Blanc, CARRETEL, Thonon-les-Bains, France

Key words: hydroacoustics; acoustic camera; automatic processing; freshwater fish management; migratory fish population conservation; ecological continuity

### **Abstract**

Acoustic cameras are a non-intrusive method increasingly used to monitor fish populations. Echograms are video-like data that provide information on fish behaviour and morphology to distinguish fish species. However, acoustic cameras in long-term monitoring studies generate a large amount of data, and one of the technical limits is time spent analysing data, especially in multi-species fish community ecosystems. A specific analysis software (Sound Metrics Corp., SMC), provided by the DIDSON company, is difficult to use with a large dataset. Other software, such as Sonar5-Pro®, offers reliable advantages due to an automatic tracking tool that tracks and describes targets moving into the detection beam and distinguishes fish from other targets. This study aims to assess the effectiveness of this tool for monitoring diadromous fish in a river with high fish-species diversity. Comparison of Sonar5-Pro outputs and a complete analysis of the recorded dataset allowed evaluation of the tool's accuracy in distinguishing fish using fish morphological and behavioural descriptors. Ninety eight percent of the fish moving into the detection beam were successfully tracked, demonstrating the effectiveness of the fish-tracking tool. The swimming direction of each tracked fish was correctly calculated. However, true fish abundance and the estimated fish length were biased and required validating and measuring each tracked fish with SMC software. Sonar5-Pro and its automatic tracking tool have great potential as a database pre-filtering process and decrease the overall time spent on data analysis. A protocol combining Sonar5-Pro and SMC software provides reliable results and reduces by three the time spent analysing a DIDSON dataset from an entire video reading. This tool appears highly useful for long-term monitoring of fish populations.

## **Introduction**

Hydroacoustic systems are increasingly used in aquatic ecological studies and monitoring of fish populations. These methods provide reliable information about aquatic organisms without interfering with their behaviour and are able to record biological data when other methods are less effective or ineffective, notably in turbid or deep environments (Trenkel *et al.* 2011). Hydroacoustic technologies use the propagation capacity of acoustic waves in the water. The acoustic pulse emitted into the environment by echosounders spreads until it meets a target with a density different from that of the propagation environment (Simmonds & MacLennan 2005). These techniques are in constant evolution. Recently, the sonar opening angle was increased to cover more volume by increasing the number of detection beams (Colbo *et al.* 2014). Over the past decade, the frequency of the acoustic emission has increased to more than 1 MHz to improve data resolution, giving birth to a new generation of sonar: acoustic cameras. The DIDSON (Dual-frequency Identification Sonar) (Sound Metrics Corp., Lake Forest Park, WA, USA) was the first sonar of this generation available for environmental studies (Belcher *et al.* 2001). DIDSON data can be read as video files and provide visual information on targets from the acoustic data, unlike the previous generation of echosounders (Martignac *et al.* 2015a). Fish morphology and behaviour are directly described from the files. Although the main limitation of acoustic devices is identifying fish species (Horne 2000), the visual observation of fish length, feeding behaviour and swimming behaviour (speed and direction) provide reliable clues to identify the species. Consequently, acoustic cameras are frequently used in monitoring surveys to describe diadromous fish populations (Cronkite *et al.* 2006; Pavlov *et al.* 2011; Crossman *et al.* 2011; Grote *et al.* 2014). Most of these fish species are considered threatened, and some are near extinction, even though they have ecological and societal value (Baglinière *et al.* 2003; Lackey 2009; Limburg & Waldman 2009). Given their presence in both marine and freshwater habitats throughout their lifespan, the presence and abundance of diadromous fish are relevant indicators of the functioning and biological integrity of aquatic ecosystems (Karr 1991; Rose 2000). Consequently, the health of their populations must be assessed in long-term monitoring studies. A large acoustic dataset and a large amount of data (up to 20 GB per day) are recorded, and each file requires careful analysis. The most effective way to count all the targeted fish is to read the entire dataset; however, this method is dramatically time-consuming (Cronkite *et al.* 2006; Burwen *et al.* 2007). The Sound Metrics Corp. software is an effective video reader but does not have effective automatic fish tracking (Pavlov *et al.* 2009; Rakowitz *et al.* 2012). For most authors, the Sound Metrics Corporation's (SMC) software is useful for short-term studies but is not sufficient for long-term monitoring (Cronkite *et al.* 2006; Lilja *et al.* 2010; Davies & Griffith 2011). Reading or treatment methods require improvement and optimisation for long-term monitoring studies. Alternative software, Sonar5-Pro® (Balk & Lindem 2012), was developed with a specific tool that enables better automatic fish tracking, but its effectiveness must be assessed.

Since August 2013, a DIDSON has been positioned in the Sélune River (Normandy, France), colonised by several diadromous fish species, such as Atlantic salmon (*Salmo salar*), the European eel (*Anguilla anguilla*), the sea lamprey (*Petromyzon marinus*), and numerous resident fish species. The catchment of the Sélune River is the subject of a large project to restore ecological continuity. Two large dams that reduce the areas available for diadromous fish to the lower part of the river will be removed in 2020. To describe a zero state before removal, the DIDSON continuously records fish passages at the monitoring site. The large amount of recorded data and the high natural diversity of resident fish create difficulties in extracting relevant information about diadromous fish when using the SMC software. The

automatic tracking tool of Sonar5-Pro may be a solution to decrease the time spent analysing the DIDSON data. Similar to SMC software, Sonar5-Pro provides behavioural information, such as swimming direction and morphological characteristics, by estimating fish length and can extract additional fish descriptors such as swimming speed. Both criteria are relevant clues for identifying the targeted diadromous fish. Consequently, its accuracy should be measured to validate these criteria as reliable descriptors. To evaluate the effectiveness of the method, a dataset was analysed with the Sonar5-Pro's tracking tool and compared quantitatively and qualitatively to the result from an accurate reading using the SMC software. This comparison of both software programs provides a practical method to read and analyse DIDSON datasets and defines an optimised method focused on Atlantic salmon. This species, which colonises the four large rivers flowing into the Mont-Saint-Michel Bay, is the most emblematic of the diadromous fish and the first target in the Sélune River restoration programme after removal of the two large dams.

## **Materials and methods**

### **The monitoring site in the Sélune River**

The Sélune River is a small coastal river (catchment area of approximately 1 010 km<sup>2</sup>, main course of 79 km) located in Normandy (France). The stream flows into the English Channel in Mont-Saint-Michel Bay.

The DIDSON was positioned 8 km downstream of the dam nearest to the mouth. The monitoring site is located in the upper part of the estuary, just upstream from the dynamic tide limit. At the site, the river is 18 m wide and has a maximum depth of almost 1.8 m during low-flow periods. Flow velocity, water temperature and water level are recorded continuously. The site was chosen according to two criteria: *i*) the shape of the riverbed fits with the detection beam of the DIDSON: the blind zone is reduced in low-flow conditions in a zone above the narrowest part of the detection beam from 0-7 m; *ii*) a small weir equipped with a fish pass (2 m wide) is present about 15 m downstream from the site, reducing milling or erratic behaviour of adult Atlantic salmon (Croze 2008).

At the site, the river is not only a passage zone for diadromous fish, but also a resting zone for several resident fish species. Many cyprinid species are usually present in this part of the catchment (ONEMA 2013): roach (*Rutilus rutilus*), common bream (*Abramis brama*), silver bream (*Blicca bjoerkna*), common carp (*Cyprinus carpio*), chub (*Squalius cephalus*), with other freshwater species such as European perch (*Perca fluviatilis*), zander (*Sander lucioperca*) and pike (*Esox lucius*). Thinlip grey mullets (*Liza ramada*), often in large schools, are also observed. Other diadromous fish are present in the Sélune River: sea lamprey (*Petromyzon marinus*), river lamprey (*Lampetra fluviatilis*), allis shad (*Alosa alosa*), twaite shad (*Alosa fallax*), sea trout (*Salmo trutta*) and European eel (*Anguilla anguilla*).

### **Dataset**

Sixteen 30-minute files, recorded by the DIDSON from 12 August at 4:30 PM to 13 August at 12:30 AM, were analysed. This period allows observation of nocturnal fish and corresponds to the highest movement activity (Martignac *et al.* 2013) maximising the number of tracked fish. The hydrologic conditions were constant during this period ( $3.12 \pm 0.03 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ ). Different behaviours, lengths and species were observed in the dataset. During this period, the

DIDSON was set to record in High-Frequency Mode (1 800 kHz) in a 10-m window length, from 6.5-16.5 meters.

## Analysis software

### **Sound Metrics Corporation® software (V5.25.40)**

The SMC software acts as a video player to read DIDSON files. Martignac *et al.* (2015a) detailed the settings and analysis parameters of this software. The SMC software is easy for an inexperienced user to use to perform basic analyses, such as measuring fish length by drawing a line along the body. Nevertheless, its capacity for automatic tracking is limited (Rakowitz *et al.* 2012). The automatically tracked targets are unreliable because there are too few tracking settings, which are consequently not sufficiently selective. Previous analysis has shown that many drifting objects and riverbed echoes are often considered as fish, and a cluster of small fish is counted as only one fish (unpublished data). Furthermore, the automatic process itself is time-consuming (5-6 minutes for a 30-minute file). After analysis, the exported text files cannot be easily imported into a database, and each column must be manually integrated into a database. Finally, the exported passage characteristics are limited to basic parameters, such as fish length (cm), swimming direction (upstream/downstream, but without swimming speed), position in the beam (in the X and Z dimensions), body angle (in degrees), cluster area (cm<sup>2</sup>) and the date and hour of detection.

### **Sonar5-Pro® software (V 6.0.2)**

Sonar5-Pro® (Balk & Lindem 2012) is software commonly used in Europe to analyse echosounders' data from vertical surveys to quantify fish biomass in lakes (Kubecka & Wittingerova 1998; Guillard *et al.* 2006) and from horizontal surveys in rivers to describe diadromous fish populations (Enzenhofer *et al.* 1998; Romakkaniemi *et al.* 2000; Cronkite *et al.* 2007; Martignac *et al.* 2013). Several parameters describe each fish passage, and module settings are easily customised by users. The software is often updated to add new functions. A specific DIDSON data module was included with an automatic tracking tool, but few studies have used it to analyse DIDSON data (Rakowitz *et al.* 2012; Tušer *et al.* 2014). Sonar5-Pro extracts the same morphological and behavioural data from DIDSON videos as the SMC software, such as fish length, swimming direction or position in the beam, but Sonar5-Pro provides additional information, such as swimming speed, and creates an output file easy to import into a database.

The Sonar5-Pro module is composed of several windows, of which two are for visualisation: one to observe DIDSON data in echogram mode and the other to play videos. Two menus of settings are available. The first, the Echogram Control Dialog, is common to all acoustic data analysis in Sonar5-Pro and defines echogram visualisation thresholds and the section of the echogram analysed. The second, specific to DIDSON data, contains several tabs, such as visualisation settings (brightness and contrast thresholds, range selection, etc.), a manual tracking tool that is easier to operate than the one in the SMC software and the automatic tracking tool.

The automatic tracking tool can be configured according to three settings:

- Pre-filtering of DIDSON videos. The algorithms smooth the data and remove all static echoes to focus only on moving objects.

- The conditions under which targets are tracked. Users can enter minimum and maximum values according to targeted species, such as the length or the area, through the Perimeter length parameter. These values are expressed in samples, an expression of the video pixel, whose metric size depends on the window length during acquisition. In High-Frequency mode, the number of samples is constant at 512 samples, from the bottom to the top in the window length.

$$\text{Sample size (m)} = \text{window length (m)} / 512 \text{ samples}$$

Consequently, in a 10 m window, the sample size represents 1.95 cm. Other specific morphological criteria can be configured, such as the number of beams, the number of range bins cut by the target in a frame or the ratio of the number of beams to the number of range bins, which can express the length of the fish. Finally, detection can be restricted to only one part of the DIDSON beam, excluding zones in the X and Z axes. This option is useful when macrophytes are present in one part of the beam.

- Tracking parameter settings. Users set the minimum number of consecutive frames (corresponding to pings) in which the target can be seen on the files and the maximum “gap” length, expressed as the number of frames between two detections of the same target.

According to these three settings, the corresponding targets are then automatically tracked in one file or in the entire dataset by checking the “multi-file” box. Similarly, when using split-beam echosounders, users can classify tracked targets according to their morphological (length) or behavioural characteristics (swimming direction, swimming speed, detection range and angle) and put them in “fish-baskets” easily exported into a database with the complete description of each detected target.

Among the parameters exported by the Sonar5-Pro tool, two are major clues for identifying species, particularly in studies monitoring migratory fish populations: estimated fish length and swimming direction. The software creates a “backbone” along the fish body from the constituent contiguous pixels according to their level of brightness (Figure 1). The estimate is made from visual information. The backbone of one frame is then tracked on the following frame to record the trajectory of the target in the detection beam. The fish length that is exported is the mean value of calculated length on all the frames in which the target was tracked.



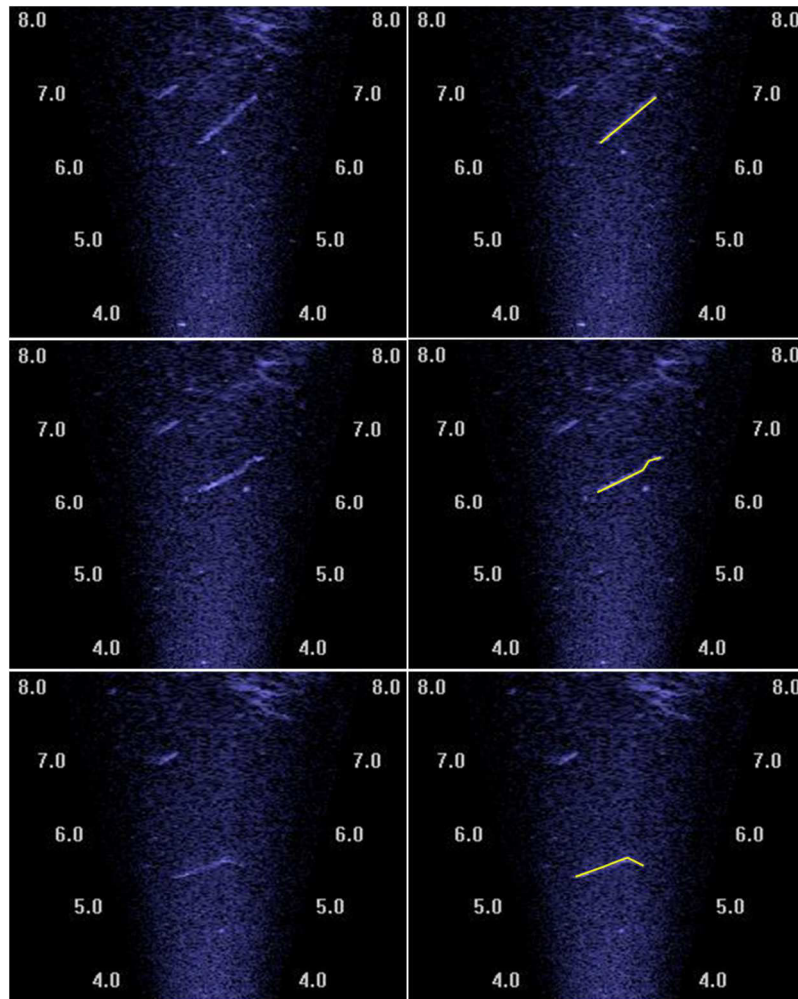


Figure 1. Left: echoes of the same large fish in successive frames on the DIDSON (from top to bottom: frames 66, 73, 115); right: automatic tracking of the fish and “backbone” drawing in the same frames with the Sonar5-Pro tool.

To quantify target swimming directions, the software estimates the “velocity in the Ath/x direction between the first and last echo” ( $V_{x \text{ First Last}}$ ). The sonar is installed horizontally in the river, and the X-axis extends on either side of the central beam. In our case, the DIDSON is set near the right bank. Theoretically, a negative value of  $V_{x \text{ First Last}}$  corresponds to a fish moving from downstream to upstream.

### Software settings and validation protocol

The Sonar5-Pro automatic tracking tool was configured to focus on selecting fish larger than 35 cm. In the “Evaluator” menu, the only parameter checked was perimeter length, which was configured to a minimum value of 17 samples corresponding in the minimum target length at 33.2 cm. This step was also as least restrictive as possible: the minimum track length was reduced to 3 consecutive frames, and the maximum gap was set to 2 frames. These automatic tracking tool settings aimed to maximise the tracking rate of the fish larger than 35 cm.

All tracked targets were exported into a database. Each was checked with the SMC software to validate whether the targets were fish and to compare Sonar5-Pro descriptions with observations from DIDSON data. The fish were manually described using the selected parameters (length, behaviour, swimming direction) and other parameters automatically

calculated according to the line manually drawn along the fish body during fish measurement on the most representative frame (frame number, angular position on the X-axis, fish body angle in the beam, time and hour). The measured length was then compared to the length estimated by Sonar5-Pro. The Vx First Last parameter and information about the position of the fish in the beam were also compared to visual observation of the swimming behaviour of each fish.

To count all fish > 35 cm which were not automatically tracked in the 16 files, the dataset was fully and accurately read with the SMC software. The rate of tracking was evaluated as the number of fish tracked by sonar5-Pro compared to the observed number of fish with SMC software.

## **Statistical analysis**

Statistical analysis was performed using the Wilcoxon signed-rank test (Wilcoxon 1945) or the Student's t-test depending upon the presence or absence of a normal distribution. These tests were used to quantify the difference between exported Sonar5-Pro values and observed values of fish descriptors, such as length.

Generalised Linear Models (GLMs) (McCullagh & Nelder 1989) were used to evaluate the relationship between certain exported Sonar5-Pro factors, such as fish position and orientation in the beam, the number of echoes during fish tracking, measured fish length, and the accuracy of the software's automatic fish-length calculation. The fittest model was selected using the Akaike Information Criteria (AIC) (Akaike 1987), which highlighted the factors which contributed most to the model or which explained most of the change in the model. Analysis of variance (ANOVA) between the null model and the GLM revealed if significant differences existed between models.

## **Results**

### **Effectiveness of automatic fish tracking**

In about 15 minutes, 248 targets were automatically tracked by the Sonar5-Pro tool from the 16 DIDSON files. Observation of these targets with the SMC software revealed that 48% of these targets would have been counted as fish by a user reading all 16 files in the SMC software (Table 1). Sonar5-Pro displayed four types of errors: multiple counting of the same fish (24% of the exported database), aggregation of 2-3 small fish into one single target (22%), tracking of drifting objects (5%), and tracking of the fish acoustic shadow as an existing target (1%). Seventy two percent of the targets corresponded to individual fish echoes, but 24% are fish passages that had already been counted. Complete reading of the 16 files identified the passage of 123 fish ( $L > 30$  cm) into the detection beam, while 120 were detected in the database exported from the Sonar5-Pro automatic tracking (97.6%). The first of the 3 fish not tracked by Sonar5-Pro (35 cm) moved from upstream to downstream at a range of 15 m, leading to non-continuous visible movement into the detection beam. The second (52 cm) and third (48 cm) untracked fish had similar behaviour: they swam from upstream to downstream, but turned back in the left part of the entire detection beam without crossing the central beam.

Table 1. Visual checking, using SMC software, of targets automatically tracked by Sonar5-Pro

Target	Number	Percentage
Individual fish passage	120	48%
Fish already tracked (multiple counting)	59	24%
Aggregation of small fish	54	22%
Drifting objects	12	5%
Picture "parasites"	3	1%
<b>Automatically tracked targets</b>	<b>248</b>	<b>100%</b>

### Accuracy of fish description

Characteristics of the 179 fish tracked by the Sonar5-Pro tool were compared to the visual information extracted from the DIDSON videos with the SMC software. The 179 fish represented the 120 individual fish targets and the 59 multiple-counted fish targets. The fish were measured in the most representative frame, and their swimming direction defined according to three classes: upstream movement (Up), downstream movement (Dn) and erratic movement (Err), which includes turning around.

### Behavioural characteristics

Comparing the  $V_x$  First Last parameter to visual behavioural observation showed good agreement between these quantitative and qualitative variables (Figure 2).

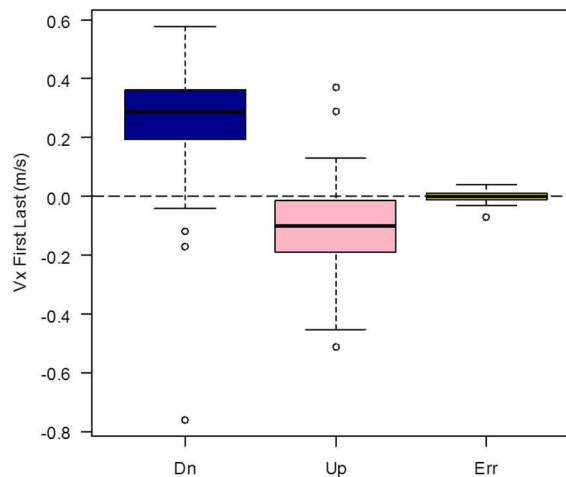


Figure 2.  $V_x$  First Last distribution ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) as a function of the visual description of the swimming direction of the 179 automatically tracked fish (Dn: downstream direction,  $n=75$ ; Up: upstream direction,  $n=95$ ; Err: erratic behaviour,  $n=9$ ).

As expected, the  $V_x$  First Last values were mainly positive (89 %) when the fish moved from upstream to downstream (mean velocity =  $0.25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) and were negative or null (91%) when they moved from downstream to upstream (mean velocity =  $-0.12 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Erratic behaviour was clearly defined by a null  $V_x$  First Last value (mean velocity =  $0.00 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Distributions of  $V_x$  First Last were significantly different according to swimming direction ( $p < 0.05$ ). Most fish moving downstream had a speed of  $0.2\text{-}0.4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , which corresponds to the flow velocity recorded at the site during the period. Most of these fish drifted with the flow in the detection

beam. For fish moving upstream, the Vx First Last range included null values (76% for Vx First Last < 0 vs. 91% for Vx First Last ≤ 0). Significant correlations existed between the range, the X-axis position and the angle of the fish body measured with Sonar5-Pro and those automatically calculated from the drawing line along the fish body in the SMC software, demonstrating the reliability of the Sonar5-Pro software tool (Figure 3).

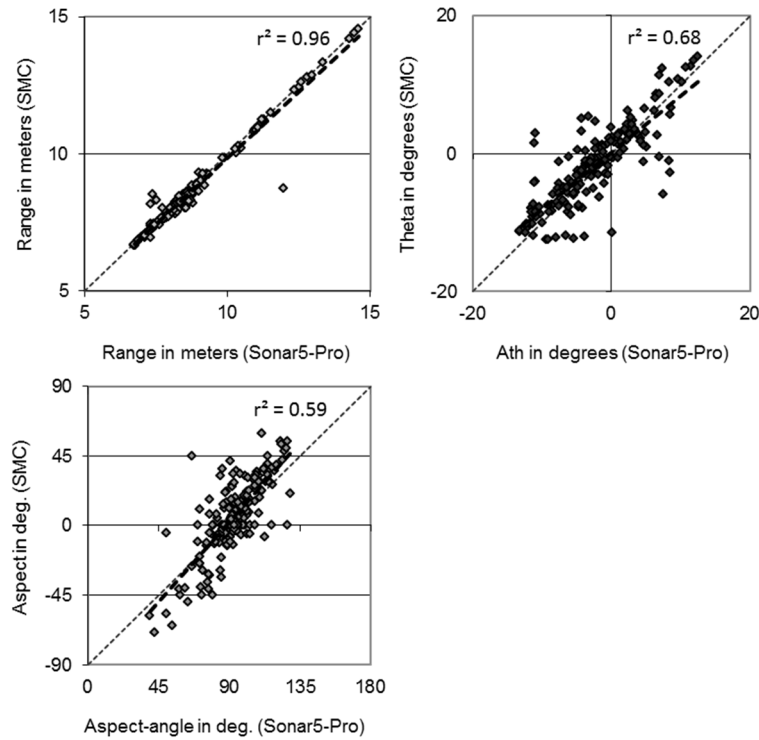


Figure 3. Correlations between parameters exported from the SMC software and those exported by the Sonar5-Pro software for the same fish (n=179). From left to right: detection ranges (m); angular X-axis position (degrees); fish body angle in the beam (degrees).

SMC software exports parameters from the manual measurement of each fish. Consequently, the range, X-axis position and fish body angle resulted from only one frame. Conversely, fish position from Sonar5-Pro tracking is measured during its entire trajectory in the beam. These differences influence their estimates, particularly for fish which do not have a constant and linear trajectory in the beam.

## Morphological characteristics

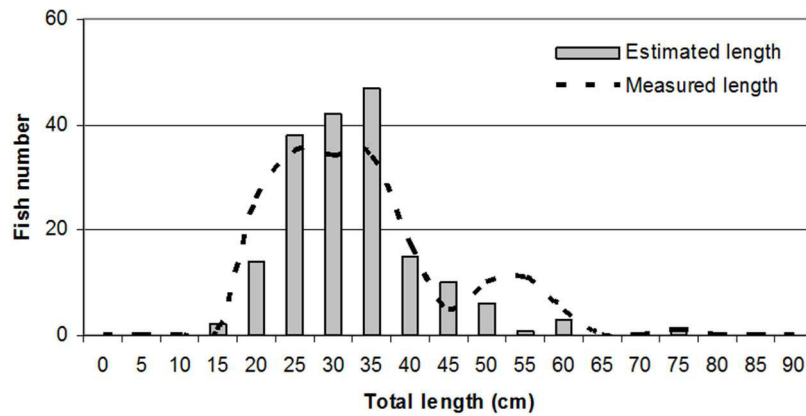


Figure 4. Length distribution estimated by Sonar5-Pro software and measured manually with SMC software for the 179 individual fish tracked by the Sonar5-Pro DIDSON tool.

No significant difference was observed between the estimated length distribution exported from Sonar5-Pro data and the measured length distribution (Wilcoxon test,  $p = 0.90$ ), showing a similar mode between 25 cm and 35 cm (Figure 4). Even when the tool configuration focused analysis on fish > 35 cm with the 17-sample length limitation, 80% of the tracked fish had lengths below this threshold. The GLM revealed the significant influence of two target characteristics on underestimates of the length by the Sonar5-Pro automated tracking tool. The most influential characteristic was fish length (Figure 5A): the larger the fish, the more the length was underestimated ( $r^2 = 0.47$ ;  $p < 0.05$ ). The second characteristic was the angular deviation from a fish's perpendicular passage relative to the central axis of the detection beam ( $r^2 = 0.29$ ;  $p < 0.05$ ). The fish with the most underestimated lengths were tracked during transversal movement into the beam (Figure 5B). Other characteristics such as swimming speed, the number of echoes or the detection range of the fish were also significant (ANOVA;  $p > 0.05$ ).

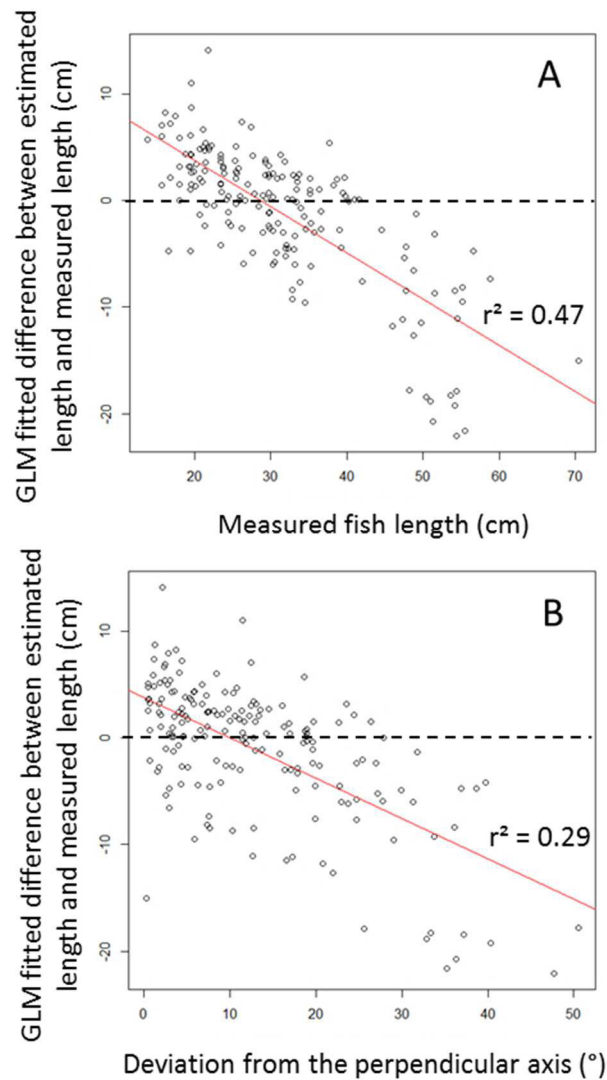


Figure 5. Evaluation of the accuracy of the Sonar5-Pro-exported length as a function of A) measured fish length (cm), and B) fish body angle (degrees) using a Generalised Linear Model (n=179).

Fish < 45 cm vs. > 45 cm had different accuracy distributions (Figure 6). Estimated lengths of the smallest fish (15-45 cm, n=152) were significantly correlated with their measured lengths ( $r^2 = 0.53$ ;  $p < 0.05$ ). The difference between each fish's measured and estimated length differed by less than 10 cm for 80% of them. The mean absolute difference (3.9 cm) was not significant ( $p = 0.20$ ). Conversely, according to the two influential factors mentioned, lengths of fish > 45 cm (n=27) tended to be significantly ( $p < 0.05$ ) underestimated (mean absolute difference = 13.7 cm). The correlation between their estimated and measured lengths was not significant ( $r^2 = 0.11$ ;  $p = 0.20$ ).

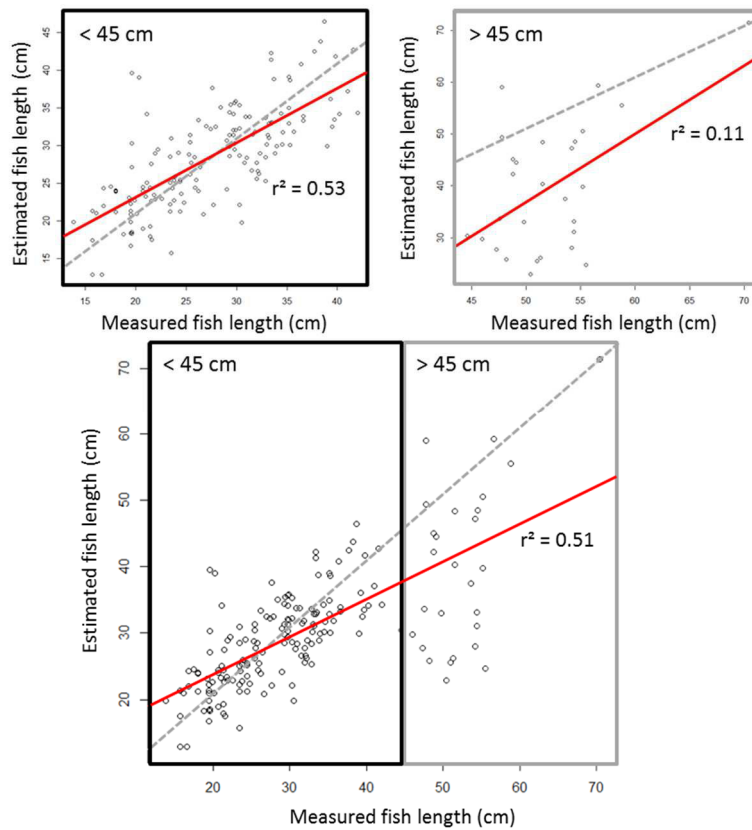


Figure 6. Correlation between fish length estimated by the Sonar5-Pro tool and fish length measurements in the SMC software as a function of the length of the fish. Grey dashed lines represent 1:1 lines.

A GLM for fish > 45 cm strengthened this difference (Figure 7B) and confirmed that fish body orientation was the main cause of underestimating length by the Sonar5-Pro automatic tracking tool (ANOVA;  $p < 0.05$ ). No similar strong or significant relationship was identified in a GLM focused on fish < 45 cm (Figure 7A).

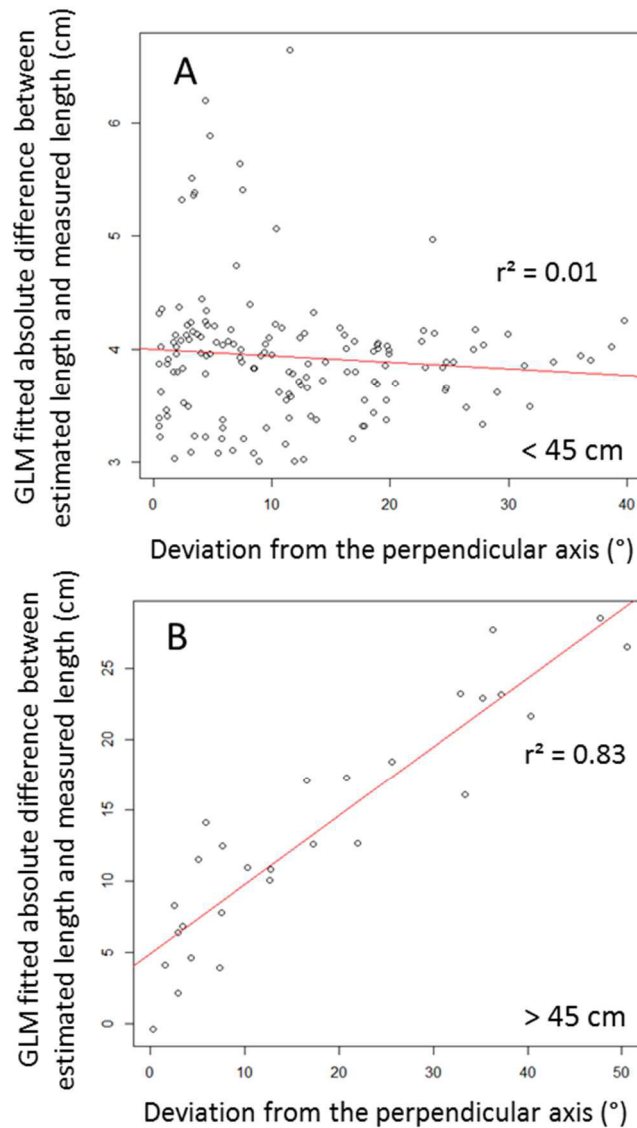


Figure 7. Evaluation of the influence of fish body deviation from the perpendicular axis (degrees) on the accuracy in estimated length with Sonar5-Pro, as a function of fish length. A) fish < 45 cm (n=152); B) fish > 45 cm (n=27).

These results show that accuracy in estimating fish lengths was optimised for the smallest fish or for the largest fish moving perpendicularly to the central axis of the detection beam. The more a large fish followed a transversal trajectory, the more inaccurate was the length that Sonar5-Pro exported for it.

### Definition of a method to select Atlantic salmon passages from the Sonar5-Pro tracking tool

These results help to define a protocol using both the Sonar5-Pro automatic tracking tool and the SMC software to reduce the time spent reading data for analysis and to optimise identification and counting of adult Atlantic salmon. In this process, the Sonar5-Pro automatic tracking tool acts as an initial filter to select the targets which are most likely Atlantic salmon. Tracking settings are focused on the largest fish, according to biological knowledge about the Sélune population: 96% of the Atlantic salmon angled in the rivers of Mont-Saint-Michel Bay



are > 58 cm long (Sauvadet 2015). The 17-sample threshold showed good reliability in tracking fish > 35 cm long. The fish basket was set to select only fish with behavioural and morphological characteristics of adult Atlantic salmon: upstream direction ( $V_x \text{ First Last} \leq 0$ ), swimming speed (Mean Echo Speed)  $\geq 0.4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , fish length  $\geq 50 \text{ cm}$ . All other targets were exported as “garbage targets” in the database. As the study demonstrated frequent underestimation of fish length by the software, two precautions were consequently integrated into the protocol: *i*) the minimum fish-length threshold was decreased to 50 cm, and *ii*) particular care was taken for fish passing in the beam with a transversal trajectory. To integrate the variability in trajectory, fish > 35 cm with aspect-angle deviations > 15° from the perpendicular were added to the database of targets, which were then validated. With this additional filter, the probability of missing an Atlantic salmon decreased, but proportions of other species could increase.

## Discussion

### **Sonar5-Pro software in DIDSON data analysis: limitations and advantages**

The Sonar5-Pro automatic tracking tool offers an alternative method to SMC software. In long-term monitoring studies, the time spent analysing data is an important parameter to consider. Different analysis protocols are available for DIDSON users, such as data sub-sampling (Davies & Griffith 2011) or pairing with another estimation method, such as visual counting (Holmes *et al.* 2006) or optical cameras (Moursund 2003). However, automatic tracking processes allow file reading, data collection and database creation to remain independent from other devices.

This study demonstrates the strong potential of Sonar5-Pro software for analysis of DIDSON data. The plasticity of its settings offers many possibilities for users to adapt its tools to particular study conditions, such as the site configuration, the species studied or the information to extract from the data. The large number of descriptors in its library allows nearly all of the quantitative information in DIDSON files to be extracted. Integrating tracking results into a database is easy and effective. After two levels of configuration, the automatic tracking tool begins reading the dataset and records all tracked targets that correspond to users' filters. Our results show that the largest fish are well detected and tracked by the Sonar5-Pro tool. In the dataset, < 3% of the fish > 30 cm in length that moved into the beam were not selected. Detection seems limited when a fish does not cross the central beam or swims a long distance from the sonar. However, more than the half of the tracked targets would not have been counted by a user in a visual reading of the DIDSON files. Fish which do not have constant movement in the beam, or whose detection is cut by a reverberation or an acoustic shadow, may be tracked multiple times. Changes in swimming speed or direction, as well as not detecting a fish in one or more consecutive beams, are other causes of multiple counting by Sonar5-Pro software. Twenty-four percent of the targets from our database had been previously counted as fish. When two fish are so close in the beam that their pixel clusters are contiguous, Sonar5-Pro detects only one fish whose characteristics are biased. In our dataset, 22% of the tracked targets resulted from aggregations. Other false targets, such as drifting objects (5% of the database) or acoustic echoes (1%) were observed. Over-estimation of fish abundance is even higher during high-flow conditions: of more than 2,100 targets exported by Sonar5-Pro software, only 3 were fish that had moved into the beam (Martignac, unpublished data). In these particular conditions, during which biological activity is greatly reduced (Cunjak 1996), the drifting of fine sediment clouds represents most of the exported database. Although the fish-detection rate of the tracking tool is high, target abundance differs greatly from true fish abundance and must be considered with caution.

Both behavioural and morphological characteristics can be calculated and exported. The behaviour of a fish during its detection can be described from quantitative values. Fish swimming behaviour is assessed from its position in consecutive frames. Users can collect information about fish swimming speed, its trajectory into the beam, the angle of the fish in the beam, and its direction. The comparison of calculated and observed swimming direction showed the high reliability of this parameter, essential in monitoring studies of migrating fish. SMC software cannot automatically extract this kind of information with such accuracy. SMC software uses observations from one single frame, while Sonar5-Pro provides behavioural descriptors based on all frames of each fish detected in the DIDSON beam.

Fish length is also important for identifying species, particularly when a multi-species fish community lives in the monitoring site. In SMC software, users directly measure fish length on the DIDSON video. The exported fish lengths are close to the true lengths (Holmes *et al.* 2006; Burwen *et al.* 2010; Hightower *et al.* 2013), although high intra- and inter-user variability can benefit from repeating the manual measurement to increase accuracy (Daroux, unpublished data). Sonar5-Pro uses an algorithm to detect each fish and to create a backbone along its body according to the brightness of contiguous video pixels. The fish are then tracked on all consecutive frames. Estimation considers all fish backbone lengths during the entire tracking. Our results revealed that fish lengths are accurate for the shortest fish (< 45 cm), but can be greatly underestimated for the largest fish under certain conditions (e.g., up to a 30 cm difference for a 55 cm measured fish). No influence of detection range, swimming speed or the number of consecutive frames in which the fish was tracked was observed on the accuracy of length estimates for fish > 45 cm. Nevertheless, a clear relationship exists between fish body angle in the beam and the underestimation of its length.

As on the screen, when a fish moves perpendicular to the beam's central axis, its entire body is clearly visible; consequently, Sonar5-Pro's estimate of length is accurate. The higher the deviation from this position, the less the edges of a fish's body can be observed. Sonar5-Pro software suffers from this loss in intensity, which decreases the physical connectivity between the fish body and its caudal fin in DIDSON pictures. In DIDSON videos, the extremities of fish moving transversally are darker than the rest of its body. This phenomenon causes Sonar5-Pro to greatly underestimate fish length. With SMC software, the high accuracy of manual length measurements in DIDSON files is due to human skill in compensating for the decrease in caudal-fin pixel brightness by observing fish body undulation in consecutive frames.

### **Assessing effectiveness of the semi-automatic method to optimise selection of Atlantic salmon passages in DIDSON videos**

The semi-automatic method defined to select Atlantic salmon from all fish passages in a large video database must be assessed, as the Sélune River has high richness of resident fish. Its effectiveness was assessed by comparing large DIDSON datasets recorded at two sites: the Sélune River and the Teifi River in Wales (Martignac *et al.* 2015b). In the Teifi River, resident fish richness is much lower than in the Sélune River, and large fish are mainly adult Atlantic salmon and sea trout. The selection rate of Sonar5-Pro software (65% of moving Atlantic salmon) was similar between the sites, despite their differences in fish species richness. However, the selection rate depended more on an interaction between fish species richness and hydrological conditions than on species richness alone. In high-flow conditions, most Atlantic salmon move upstream perpendicularly to the central beam axis. Consequently, 76% of moving salmon were selected. In low-flow conditions, only 60% of salmon were selected. Non-selected salmon moved upstream more slowly or along a transverse axis into the beam. In this case, Sonar5-Pro greatly underestimated fish lengths, leading it not to select

the fish. A trade-off must be found between the time spent analysing files and effective identification of Atlantic salmon. If the selectivity of the criteria is decreased, many more tracked targets must be visually checked with the SMC software. The time spent on data analysis and the rate of salmon selection is positively and highly correlated. This semi-automatic method has been applied to Sélune River monitoring since August 2013.

### **The Sonar5-Pro® automatic tracking tool on DIDSON data as a true optimisation of DIDSON long-term dataset analysis**

Study results show that the automatic tracking tool of Sonar5-Pro software can analyse the same DIDSON files in one-third the time. Image conversion and automatic tracking analysis are passive processes for users, who have to monitor the software to identify unexpected issues. Exporting the tracked-target data is easy and quick. The last step, validating each target in the raw files using SMC software, is the most time-consuming. At this step, users can adapt the selectivity threshold to the purpose of the study and conditions of the monitoring site. For the Sélune River, the main issue is the high species diversity and the low proportion of Atlantic salmon in the present fish population. Previously available tools, such as the CSOT tool in SMC software or data sub-sampling, are inefficient or not efficient enough. Sonar5-Pro offers an alternative that acts as a pre-filter of the raw files and identifies several periods of high activity of the study species. Known problems of this software, such as overestimated fish abundance or high uncertainty in estimated fish length, must be corrected through visual validation by users. Sonar5-Pro is an evolving tool which is often updated with new algorithms and new fish descriptors. Compared to other DIDSON-analysis software, Sonar5-Pro demonstrated its strong potential, even if additional studies and tools are required to increase its detection rate of fish, such as Atlantic salmon in the Sélune River. Counting fish with non-intrusive tools is an effective way to monitor threatened fish populations and helps to preserve and restore them. The development of automatic protocols will greatly improve their future use.

### **Acknowledgments**

This article is contribution number 4 in the Sélune River Dam Removal Project. We are grateful to the AESN (*Agence de l'Eau Seine Normandie*) and to the ONEMA (*Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques*) for funding this study. We would like to thank Richard Delanoë for his assistance at the monitoring site. We are also grateful to Helge Balk for his support and helpful advice since the beginning of this study; Peter Clabburn (*Natural Resources Wales*) and Jon Hateley (*Environment Agency*), who shared their experience and data; and the *Université Européenne de Bretagne* (UEB) for funding an internship in the UK.

### **References**

- Akaike, H. (1987). Factor analysis and AIC. *Psychometrika*, 52, 317–332.
- Baglinière, J.-L., Sabatie, M., Rochard, E., Alexandrino, P. & Aprahamian, M. (2003). The allis shad *Alosa alosa*: Biology, ecology, range, and status of populations. Biodiversity, Status and Conservation of the World's Shad., pp. 85–102. *American Fisheries Society*.
- Balk, H. & Lindem, T. (2012). Sonar4 and Sonar5-Pro, post processing systems. Operator manual version 6.0.1. Balk and Lindem, Oslo, Norway.
- Belcher, E., Matsuyama, B. & Trimble, G. (2001). Object Identification with Acoustic Lenses. p. 6 pp. Honolulu, Hawaiï.

- Burwen, D.L., Fleischman, S.J. & Miller, J.D. (2010). Accuracy and Precision of Salmon Length Estimates Taken from DIDSON Sonar Images. *Transactions of the American Fisheries Society*, **139**, 1306–1314.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J. & Miller, J.D. (2007). Evaluation of a Dual-Frequency Imaging Sonar for detecting and estimating the size of migrating salmon. Alaska Department of Fish and Game, Divisions of Sport Fish and Commercial Fisheries, 33 Raspberry Road, Anchorage, Alaska 99518-1565.
- Colbo, K., Ross, T., Brown, C. & Weber, T. (2014). A review of oceanographic applications of water column data from multibeam echosounders. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **145**, 41–56.
- Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J., Ridley, T., Holmes, J., Lilja, J. & Benner, K. (2006). Use of High-Frequency Imaging Sonar to estimate adult Sockeye Salmon escapement in the Horsefly River, British Columbia. Fisheries and Oceans Canada, Science Branch, Pacific Region, Pacific Biological Station, Nanaimo, British Columbia, V9T 6N7.
- Cronkite, G., Mulligan, T., Holmes, J. & Enzenhofer, H. (2007). Categorising salmon migration behaviour using characteristics of split-beam acoustic data. *Aquatic Living Resources*, **20**, 205–212.
- Crossman, J.A., Martel, G., Johnson, P.N. & Bray, K. (2011). The use of Dual-frequency Identification SONar (DIDSON) to document white sturgeon activity in the Columbia River, Canada. *Journal of Applied Ichthyology*, **27**, 53–57.
- Croze, O. (2008). The Impact of the Channeled Part of the Aulne River (France) on the Upstream Migration of Returning Adult Atlantic Salmon as Determined by Radio-Tracking. American Fisheries Society Symposium, 61, 23–37.
- Cunjak, R.A. (1996). Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**, 267–282.
- Davies, R.N. & Griffith, J. (2011). Monitoring adult Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) migration using a DIDSON imaging sonar on the River Tywi 2009/10. Environment Agency, Cardiff, Wales.
- Enzenhofer, H.J., Olsen, N. & Mulligan, T.J. (1998). Fixed-location riverine hydroacoustics as a method of enumerating migrating adult Pacific salmon: comparison of split-beam acoustics vs. visual counting. *Aquatic Living Resources*, **11**, 61–74.
- Grote, A.B., Bailey, M.M., Zydlewski, J.D. & Hightower, J.E. (2014). Multibeam sonar (DIDSON) assessment of American shad (*Alosa sapidissima*) approaching a hydroelectric dam. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **71**, 545–558.
- Guillard, J., Perga, M.E., Colon, M. & Angeli, N. (2006). Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fisheries Management and Ecology*, **13**, 319–327.
- Hightower, J.E., Magowan, K.J., Brown, L.M. & Fox, D.A. (2013). Reliability of fish size estimates obtained from multibeam imaging sonar. *Journal of Fish and Wildlife Management*, **4**, 86–96.
- Holmes, J., Cronkite, G., Enzenhofer, H. & Mulligan, T. (2006). Accuracy and precision of fish-count data from a 'dual-frequency identification sonar' (DIDSON) imaging system. *ICES Journal of Marine Science*, **63**, 543–555.
- Horne, J.K. (2000). Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography*, **9**, 356–371.
- Karr, J.R. (1991). Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, **1**, 66–84.
- Kubecka, J. & Wittingerova, M. (1998). Horizontal beaming as a crucial component of acoustic fish stock assessment in freshwater reservoirs. *Fisheries Research*, **35**, 99–106.

- Lackey, R.T. (2009). Challenges to sustaining diadromous fishes through 2100: lessons learned from western North America. *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*, pp. 609–617. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Lilja, J., Romakkaniemi, A., Stridsman, S. & Karlsson, L. (2010). Monitoring of the 2009 salmon spawning run in River Tornionjoki/Torneälven using Dual frequency IDentification SONar (DIDSON). Finnish Game and Fisheries Research Institute, Finland ; Swedish Board of Fisheries.
- Limburg, K.E. & Waldman, J.R. (2009). Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience*, **59**, 955–965.
- Martignac, F., Baglinière, J.L., Thieulle, L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2013). Influences of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont-Saint-Michel Bay) using hydroacoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **134**, 181–187.
- Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2015a). The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, **16**, 486–510.
- Martignac, F., Daroux, A., Clabburn, P., Davies, R.N., Baglinière, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2015b). DIDSON data and Sonar5-Pro, an efficient tool to estimate upstream migration of large migratory salmonids? Poster session, May 25-28. Nantes, France.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1989). *Generalized Linear Models*, Second Edition. CRC Press.
- Moursund, R. (2003). A fisheries application of a dual-frequency identification sonar acoustic camera. *ICES Journal of Marine Science*, **60**, 678–683.
- ONEMA (2013). IMAGE (Information on Aquatic Environments for the Environment Management) database from electro-fishing surveys, 1995 to 2013. ONEMA (French national Agency for Water and Aquatic Environments), Vincennes, France.
- Pavlov, D.S., Borisenko, E.S., Mochev, A.D. & Degtev, E.I. (2011). Hydroacoustic study of *Salmo Salar* migration in the Shuya River (Onega Lake Basin). *Journal of Ichthyology*, **51**, 646–651.
- Pavlov, D.S., Borisenko, E.S. & Pashin, V.M. (2009). Investigations of spawning migration and assessment of abundance of the Kamchatka steelhead (*Parasalmo mykiss*) from the Utkholok River by means of DIDSON dual-frequency identification sonar. *Journal of Ichthyology*, **49**, 1042–1064.
- Rakowitz, G., Tušer, M., Říha, M., Jůza, T., Balk, H. & Kubečka, J. (2012). Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. *Fisheries Research*, **123-124**, 37–48.
- Romakkaniemi, A., Lilja, J., Nykänen, M., Marjomäki, T.J. & Jurvelius, J. (2000). Spawning run of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the River Tornionjoki monitored by horizontal split-beam echosounding. *Aquatic Living Resources*, **13**, 349–354.
- Rose, K.A. (2000). Why are Quantitative Relationships between Environmental Quality and Fish Populations so Elusive? *Ecological Applications*, **10**, 367–385.
- Sauvadet, C. (2015). INRA, 1036 (U3E), Pôle ONEMA INRA GEST'AQUA, CNICS, F-35042, Rennes, France.
- Simmonds, E.J. & MacLennan, D.N. (2005). *Fisheries acoustics: theory and practice*, 2nd edn. Blackwell Science, Oxford ; Ames, Iowa, USA.
- Trenkel, V., Ressler, P., Jech, M., Giannoulaki, M. & Taylor, C. (2011). Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series*, **442**, 285–301.

Une analyse visuelle (lecture totale de l'intégralité des fichiers, mesure manuelle de la taille des plus gros poissons) et automatique par l'outil de Sonar5-Pro (conversion des fichiers, pistage automatique des poissons en paramétrant l'outil pour cibler les plus gros poissons) a été réalisée sur un jeu de données enregistrés sur la Sélune. L'outil Sonar-5Pro permet une description bien plus complète des caractéristiques des passages de poissons que ne le permet le logiciel SMC. Le nombre de métriques y est très important, et inclut des critères utiles à l'identification des espèces, dont la vitesse de nage du poisson. La comparaison des deux bases de données vise à évaluer l'efficacité du pistage automatique, la précision des descripteurs tels que la direction de la nage du poisson et l'estimation de sa taille réelle, ainsi que le gain de temps effectif grâce à cette méthodologie.

L'étude conclue à la bonne fiabilité de l'utilisation du module adapté au DIDSON de Sonar5-Pro mais sous réserves de certaines précautions. La quasi-totalité des plus gros poissons qui sont passés dans le faisceau de détection ont effectivement été pistés et la direction de leur nage correctement déterminée. Cependant, le nombre de cibles pistées est deux fois supérieur à l'abondance observée des poissons dans des conditions d'étiage et cette surestimation est encore plus importante en conditions de hautes eaux. De plus, la taille estimée des poissons peut être largement sous-estimée en fonction de leur position dans le faisceau du DIDSON. Pour bénéficier des avantages de Sonar5-Pro, compenser ses limites et assurer la pertinence des données exportées, une validation visuelle sur les vidéos de chaque cible sélectionnée est donc obligatoire. La méthodologie hybride utilisant Sonar5-Pro, puis une validation visuelle des cibles une à une permet de diviser le temps de traitement par trois par rapport à une lecture intégrale en accéléré du jeu de données.

### 3.2.3. Méthodologie semi-automatique de sélection des saumons atlantiques

Compte tenu des observations précédentes, une méthodologie semi-automatique utilisant Sonar5-Pro comme un préfiltre a été définie pour analyser les données collectées sur la Sélune et distinguer le saumon atlantique des autres espèces de poissons (Figure 22).

Comme pour la méthodologie d'analyse des données du Couesnon, l'outil de pistage automatique de Sonar5-Pro propre aux fichiers du DIDSON a été paramétré de façon peu restrictive et tel que décrit dans le paragraphe précédent (voir 3.1.1) dans l'objectif de ne pas pister les objets les plus petits, mais surtout ne manquer aucun poisson de plus de 35 cm :  $Perimeter\ length \geq 17$  ;  $Min\ Track\ Length \geq 2$  ;  $Max\ Ping\ Gap \geq 3$ . Deux paniers de sélection

ont été paramétrés : le premier pour sélectionner les poissons répondant favorablement aux caractéristiques spécifiques aux saumons atlantiques (*Fish basket*), le second pour stocker les poissons non sélectionnés (*Garbage*).

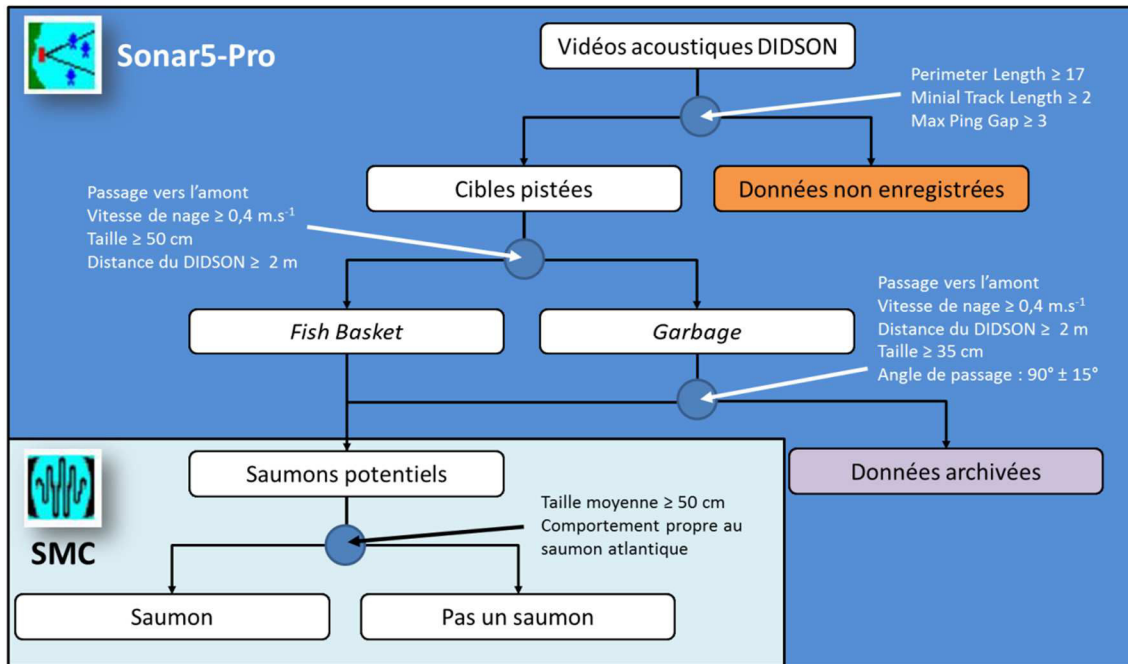


Figure 22. Schéma conceptuel de la méthodologie semi-automatique mise au point pour sélectionner les passages de saumons atlantiques à partir des données du DIDSON sur la Sélune

Deux des critères utilisés pour identifier les saumons atlantiques sont similaires à ceux utilisés sur le Couesnon : vitesse de nage supérieure à  $0,4 \text{ m.s}^{-1}$  et nage de l'aval vers l'amont. Le troisième critère concerne une valeur de taille supérieure à 50 cm. Cette valeur est inférieure à la taille minimale des individus recherchés pour compenser la possible sous-estimation par le logiciel. Un quatrième critère est utilisé : une distance de la cible au DIDSON supérieure à 2 mètres. D'après nos observations, les poissons passant trop près de la caméra acoustique et dont la taille dépasse le diamètre du faisceau ne peuvent pas être mesurés, ou identifiés de façon efficace. Les poissons correspondant à ces quatre critères sont ajoutés au premier panier, les autres sont archivés dans le second. Les deux paniers sont ensuite exportés dans deux bases de données séparées.

Compte tenu de la sous-estimation des tailles calculées par le logiciel en fonction de l'orientation du corps du poisson (voir 3.1.1), les cibles dont la taille estimée est supérieure à 35 cm et dont l'angle de passage dans le faisceau s'éloigne de plus de  $15^\circ$  de la perpendiculaire et qui répondent aux précédents critères (vitesse de nage, direction et distance au sondeur) sont extraits du second panier pour être ajouté au premier.

Le pistage automatique par Sonar5-Pro donne une forte proportion de cibles résultant de comptages multiples du même individu. Pour éviter cette erreur et diminuer le nombre de cibles à valider visuellement, les cibles détectées moins de 5 secondes après la précédente et géographiquement proches (*range* +/- 2 mètres) sont considérées comme des répliques du premier écho et sont éliminées du premier panier. Le panier n'intègre alors plus que les cibles qui vont être validées visuellement une à une sur le logiciel SMC.

Cette ultime étape est facilitée par un outil au format Microsoft Access qui crée des clips de quelques dizaines de secondes centrés sur la cible à valider à partir des fichiers vidéos brut (Davies R., *Natural Resources Wales*, comm. pers.). Chacun des passages des cibles est alors passé en revue à partir de son clip propre. L'opérateur détermine s'il s'agit du passage d'un saumon atlantique au regard de son comportement et de sa taille mesurée sur les vidéos. Les poissons adoptant un comportement trophique particulier (prédation, fouille des sédiments fins) ou tout autre comportement s'éloignant de celui d'un saumon lors de la première phase de sa migration sont écartés. Chacune des cibles n'étant pas un saumon est catégorisée selon les modalités du tableau 10.

Tableau 10. Les différentes catégories d'erreur potentiellement observées lors de la validation des cibles sélectionnées par la méthodologie semi-automatique des données du DIDSON sur la Sélune

Erreur	Description	Commentaires éventuels à ajouter
01	Objet dérivant ou macrophytes	Canoë, branchages, hydrophyte...
02	Ombres de poissons	
03	Agglomération de cibles	Plusieurs petits poissons, deux poissons
04	Dévalaison	
05	Demi-tour	
06	Taille insuffisante	
07	Autre espèce	Espèce migratrice ou résidente + justification (comportement trophique)
08	Banc de poissons qui stabule	Gamme de taille des poissons
09	Banc de poissons qui traverse	Gamme de taille des poissons
10	Saumon déjà pisté	Numéro du poisson
11	Parasites dus à un problème technique	Justification (sortie de l'eau du DIDSON...)
12	Poisson non mesurable	

Si le comportement et la taille du poisson sont conformes à ceux d'un saumon atlantique, l'opérateur mesure le poisson sur les cinq images qu'il estime être les plus représentatives et les plus nettes, conformément aux résultats présentés dans le paragraphe 3.2.1. Ces informations sont intégrées à une base de données au format Microsoft Access.



Permettant une estimation précise de la longueur réelle des poissons, ces mesures fournissent des informations précieuses à l'échelle de l'individu et des populations. Couplées à d'autres critères comportementaux tels que la direction de la nage, la vitesse de la nage, mais également leur comportement trophique, les caméras acoustiques maximisent les possibilités d'identifier les espèces de poissons. Cependant, si cette nouvelle génération de sonar tente de lever cette limite, la lecture de l'intégralité du jeu de données pour en extraire les informations relatives aux saumons atlantiques est trop chronophage pour être optimale dans le cadre d'un suivi sur du long terme. Le logiciel Sonar5-Pro permet d'effectuer une pré-lecture automatique des fichiers bruts du DIDSON en pistant les poissons passant dans le faisceau selon un paramétrage spécifique. Le passage de chacune des cibles est décrit selon un grand nombre de métriques. Si la description des directions de nage est efficace, les calculs des tailles des poissons par l'outil souffrent d'imprécisions sous certaines conditions (voir 3.2.2.). Validation visuelle et mesure manuelles des cibles sélectionnées sont donc indispensables. La méthodologie utilisée sur la Sélune exploite les capacités de la caméra acoustique et de Sonar5-Pro pour sélectionner les saumons atlantiques de façon semi-automatique.

#### **3.2.4. Evaluation de la méthodologie d'identification des saumons de la Sélune**

Si le risque d'inclure des poissons n'étant pas des saumons atlantiques est de fait très réduit, celui de ne pas sélectionner l'intégralité de la population passant dans le faisceau de détection doit être évaluée. Comme pour l'EY500 sur le Couesnon, les abondances sont de fait sous-estimées par les caractéristiques intrinsèques du DIDSON : les enregistrements en haute fréquence étant limités à une fenêtre de 10 mètres alors que la largeur de la rivière au niveau du site est de 18 m. La méthodologie mise en place risque d'augmenter cette sous-estimation des abondances. Il est par conséquent important d'évaluer la perte d'information due à cette méthodologie. Pour ce faire, le nombre de saumons identifiés à partir de la méthodologie Sonar5-Pro est comparé à celui extrait d'une lecture intégrale du même jeu de données.

L'efficacité de la méthodologie utilisée pour l'analyse des données collectées sur la Sélune est estimée à travers deux questions : *i*) quelle est la proportion de saumons inclus dans la sélection du logiciel Sonar5-Pro. Les cibles n'étant pas des saumons devant être validées visuellement une à une, cette première approche quantifie le gain de temps offert par l'utilisation de Sonar5-Pro ; *ii*) quelle est la proportion de saumons passant effectivement dans le faisceau de détection qui est sélectionnée par la méthodologie. La variabilité de cette efficacité est évaluée en fonction de deux facteurs environnementaux interactifs : la richesse

spécifique de la faune résidente sur le site (dont le taux de fréquentation du faisceau peut-être important) et les conditions hydrologiques. Les conditions hydrologiques peuvent provoquer deux changements susceptibles d'influencer l'efficacité de la méthode : *i*) la fréquentation par les espèces résidentes est moindre lors des épisodes de crues, alors qu'en période de débit stable l'activité observée est importante et certaines espèces stabulent dans le faisceau ; *ii*) le comportement des saumons atlantiques, dont leur vitesse de nage, s'adapte aux conditions qu'ils rencontrent. En période de débits stables ou de basses eaux (ce qui correspond à la période estivale où la migration est importante), les saumons sont susceptibles de remonter le cours d'eau à des vitesses moindres et leur déplacement de ne pas être aussi directif qu'en cas de coup d'eau. Ces deux facteurs ont été pris en compte, le premier en comparant la Sélune avec un autre site où la diversité spécifique est plus faible et le second en analysant les données enregistrées à des périodes de débit différents.

#### **3.2.4.1. Matériel et méthodes**

Les jeux de données sont extraits des suivis hydroacoustiques des populations de saumons réalisés à l'aide de DIDSON sur la Sélune et sur la Teifi (Pays de Galles, 122 km et 26 m de largeur au site du DIDSON). Le site de suivi de la Teifi est géré par l'organisation gouvernementale *National Resources Wales (Cyfoeth Naturiol Cymru)* et se situe à environ 13 kilomètres en amont de l'estuaire de la Teifi, qui se jette dans la mer d'Irlande. Contrairement au site de la Sélune, qui dispose d'une richesse spécifique très importante, celui de la Teifi est fréquenté par peu d'espèces de grande taille, et celles-ci sont en majorité migratrices : les saumons atlantiques côtoient les truites communes (résidentes ou marines), brochets et ombres commun (*Thymallus thymallus*), espèces résidentes, ainsi que les anguilles européennes, lamproies marines et fluviatiles, et grande aloses (Davis 2003). La Teifi est réputée au Royaume-Uni pour ses populations abondantes de grands salmonidés migrateurs. La stratégie d'échantillonnage est similaire sur les deux sites à savoir un enregistrement en haute fréquence sur des fenêtres de 10 mètres.

Les trente heures de données utilisées pour chaque site sont enregistrées au milieu de la période de migration du saumon : quinze heures durant lesquelles les débits étaient stables, quinze heures lors d'épisodes de crues modérées. Les données de la Sélune sont extraites à des heures aléatoires lors des journées du 25 août ( $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ ) et du 07 septembre 2013 ( $2,4 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ ) pour la période de bas débits, le 8 août 2014 ( $12,4 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ ) pour la période de « crue ». Sur la Teifi, Les données utilisées ont été enregistrées le 31 août 2013 ( $4,0 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ , données *Natural Resources Wales*) pour la période de débit stable, les 24 août ( $14 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ ,

données *Natural Resources Wales*) et 23 septembre 2013 (15 m<sup>3</sup>.sec<sup>-1</sup>, données *Natural Resources Wales*) pour la période de crue. Pour les deux sites et les deux périodes, un nombre équivalent de vidéos acoustiques couvrant des fenêtres d'enregistrement similaires : proches du DIDSON (1 à 11 ou 2 à 12 mètres) et plus éloignées (5 à 15 ou 7 à 17 mètres).

Chacun des jeux de données est analysé par la méthodologie décrite en 3.2.3 (sélection de cibles répondant favorablement aux critères spécifiques aux saumons atlantiques, puis validation visuelle de chacune de ces cibles sélectionnées sur le logiciel SMC), puis intégralement visionné sur le logiciel SMC du DIDSON, en recensant chaque saumon passé dans le faisceau.

### 3.2.4.2. Résultats

Un premier résultat met en évidence le faible pourcentage de saumons dans la sélection : seulement 14% des cibles sélectionnées par les filtres utilisés sur Sonar5-Pro sur les 60 heures de données extraites du DIDSON sont effectivement des saumons, réaffirmant l'absolue nécessité de valider chacune de ces cibles visuellement sur le logiciel SMC (Tableau 11).

Tableau 11. Comparaison des résultats de l'identification des saumons atlantiques par la méthodologie utilisée sur la Sélune (fond bleu) avec un dépouillement visuel de l'intégralité du jeu de données avec le logiciel SMC (fond vert).

	Sélune			Teifi			Total
	Stable	Crue	Total	Stable	Crue	Total	-
<i>Jeu de données</i>	15h	15h	30h	15h	15h	30h	60h
Cibles sélectionnées	220	12	232	55	39	94	326
Saumons identifiés dans la sélection (a)	9	6	15	20	10	30	45
<b>% de saumons dans la sélection</b>	<b>4%</b>	<b>50%</b>	<b>6%</b>	<b>36%</b>	<b>26%</b>	<b>32%</b>	<b>14%</b>
Saumons enregistrés lors de la lecture intégrale des données (b)	14	8	22	34	13	47	69
<b>% de saumons sélectionnés sur les saumons enregistrés (a) / (b)</b>	<b>64%</b>	<b>75%</b>	<b>68%</b>	<b>59%</b>	<b>77%</b>	<b>64%</b>	<b>65%</b>

Ces résultats varient en fonction du site puisque la sélection de cibles n'étant pas des saumons est significativement plus importante sur la Sélune que sur la Teifi ( $K_{hi}^2$  ;  $p < 0,05$ ). Pour la Sélune, la sélectivité de la méthodologie est significativement plus importante lors de la période de crue ( $K_{hi}^2$  ;  $p < 0,05$ ), contrairement aux résultats observés sur la Teifi, qui ne varient pas significativement entre les deux périodes de débit ( $K_{hi}^2$  ;  $p = 0,07$ ).

La proportion de saumons sélectionnés (supérieure à 60%) parmi ceux étant passés dans le faisceau de détection n'est pas significativement différent entre les deux sites ( $Khi^2$  ;  $p = 0,72$ ), et ce même résultat est observé en conditions stables ( $Khi^2$  ;  $p = 0,72$ ) comme en cas de coup d'eau ( $Khi^2$  ;  $p = 0,92$ ). Si aucune différence significative n'est observée à l'échelle de chacun des sites entre les deux conditions hydrologiques (Sélune :  $Khi^2$  ;  $p = 0,60$  ; Teifi :  $Khi^2$  ;  $p = 0,25$ ), une proportion plus importante de saumons est sélectionnée lors des crues que lors des conditions de débit stable (75% contre 65% sur la Sélune, 77% contre 59% sur la Teifi). Les abondances calculées par le biais de la méthodologie utilisée sont significativement différentes des abondances observées *via* la lecture intégrale des vidéos lors de la période hydrologiquement stable sur les deux sites (Sélune :  $Khi^2$  ;  $p = 0,01$  ; Teifi :  $Khi^2$  ;  $p < 0,05$ ), mais pas lors des périodes de crue (Sélune :  $Khi^2$  ;  $p = 0,13$  ; Teifi :  $Khi^2$  ;  $p = 0,07$ ).

**3.2.4.3. La méthodologie semi-automatique d'analyse des données du DIDSON permet-elle une description pertinente de la dynamique migratoire des saumons ?**

**a) Sélectivité de la méthodologie**

Cette étude confirme que les sélections issues du pistage automatique de l'outil Sonar5-Pro sur les images du DIDSON doivent impérativement être validées visuellement. Seulement 14% des cibles sélectionnées sur l'ensemble du jeu de données par les critères spécifiques au saumon atlantique appartiennent effectivement à cette espèce. La plus faible sélectivité sur la Sélune que sur la Teifi (6 % vs. 32 %) est due essentiellement à un facteur à savoir la richesse spécifique. La Sélune accueille une abondante communauté de cyprinidés, dont les adultes peuvent atteindre une taille supérieure à 40 cm. La plupart de ces espèces évoluent en bancs et errent sur le tronçon, voire stabulent dans le faisceau de détection. A l'opposé, la Teifi n'est colonisée que par des poissons diadromes et quelques espèces résidentes. Les probabilités de sélectionner un poisson n'étant pas un saumon sont par conséquent bien plus importantes sur la Sélune que sur la Teifi. Les conditions hydrologiques renforcent ce critère de sélection : les taux de sélection de saumons sur la Sélune sont nettement inférieurs lors des périodes calmes où la faune pisciaire résidente est très active que lors des coups d'eau, où les passages de saumons atlantiques sont majoritaires (respectivement, 4% et 50% de la sélection). A l'opposé, aucune différence significative n'est mise en évidence sur la Teifi. La richesse spécifique du site est un paramètre important à prendre en compte dans le choix d'une

méthodologie adaptée. Néanmoins, les conditions sub-optimales de suivi sur la Teifi ne permettent pas d'utiliser l'outil de pistage automatique de Sonar5-Pro sans validation par un opérateur pour sélectionner les saumons atlantiques à partir des données du DIDSON.

### ***b) Estimation du niveau d'abondance des saumons atlantiques***

La méthodologie utilisée sur la Sélune pour détecter les saumons reste bonne puisqu'elle permet de sélectionner en moyenne 65% des saumons passant dans le faisceau de détection des caméras acoustiques DIDSON. Cette efficacité est similaire entre les deux sites (68 % pour la Sélune et 64 % pour la Teifi) en dépit des différences déjà évoquées concernant le niveau d'abondance de la population de saumons et la richesse ichthyologique.

Les conditions hydrologiques influencent néanmoins la reconnaissance de l'espèce saumon et donc l'estimation de leur niveau d'abondance car elles modulent leur comportement. En période de crues, les poissons sont stimulés : les mouvements les plus importants chez les saumons étant observés, en général, après le pic d'élévation du niveau d'eau, de jour comme de nuit, en raison de l'augmentation de la turbidité (Dunkley & Shearer 1982). L'observation sur les images du DIDSON confirme ce comportement se traduisant par un passage franc vers l'amont avec une vitesse soutenue. Leur passage est parallèle au courant pour limiter la surface de frottement et ainsi diminuer leurs dépenses énergétiques. Au regard des conditions d'installation des deux dispositifs de suivi sur la Sélune et la Teifi, le passage de ces saumons se rapproche donc d'un axe perpendiculaire au faisceau de détection du DIDSON ce qui permet une bonne estimation de la taille par l'outil de pistage automatique de Sonar5-Pro (voir 3.2.2). Or la taille est un critère important de reconnaissance du saumon parmi les cibles détectées. De fait, plus des trois quarts des saumons (16/21) étant passés lors de l'épisode de crues ont été effectivement sélectionnés. Les 5 saumons non détectés n'ont pas été sélectionnés en raison d'une sous-estimation de leur taille, malgré des angles de passage proche de la perpendiculaire. 3 d'entre eux ont migré sur des zones très proches du DIDSON sur le site de la Teifi (*range* entre 2 et 3,5 mètres), zone à forte réverbération du lit sur les images. L'écho de ces poissons est confondu avec celui du fond et Sonar5-Pro ne détecte par conséquent qu'une partie du corps des poissons. Les deux saumons non détectés sur la Sélune sont à l'inverse passés à des distances importantes du DIDSON (*range* supérieur à 15 mètres), réduisant fortement leur visibilité.

En dépit d'une absence de différence significative entre les efficacités lors des deux périodes conditions hydrologiques contrastées, une tendance similaire se dégage sur les deux sites : la proportion de saumons non sélectionnés est plus importante alors que les débits sont faibles

et/ou stables : près de 6 saumons sur 10 sont effectivement détectés et sélectionnés. Deux observations expliquent ce résultat : 63% des poissons (12/19) avaient une vitesse de passage estimée à moins de  $0,4 \text{ m.s}^{-1}$  et 84 % d'entre eux (16/19) avaient une taille estimée inférieure à 50 cm. Leur passage vers l'amont semble se faire d'une manière moins tranchée et selon une trajectoire moins parallèle à la berge, ce qui provoque une sous-estimation de leur taille par Sonar5-Pro, et par conséquent une absence d'identification de l'espèce en tant que saumon par les critères utilisés. Les observations faites sur la Teifi révèlent même que plusieurs individus adoptent un comportement de nage plutôt erratique (dévalaison/remontée) au droit du site en période de faibles débits. Le site de suivi étant localisé entre deux radiers, dans des conditions d'étiage, il est possible que les saumons utilisent ce tronçon comme une zone de repos. Ce type de comportement n'est pas observé sur la Sélune, en raison de la présence du seuil aménagé à l'aval immédiat du site et d'une grande longueur de faciès profonds en amont. Ainsi, les résultats obtenus traduisent une modification du comportement de migration du saumon lors des conditions hydrologiques stables et des débits faibles avec notamment une adaptation de sa vitesse de nage en fonction de celle du courant rencontré. Par ailleurs, si la plus faible efficacité de détection en périodes de débit stable et faible était réellement démontrée, l'efficacité du DIDSON pour donner un ordre de grandeur de la population de saumon pourrait être limitée puisqu'actuellement l'essentiel de la migration a lieu en été en raison de la dominance de la composante castillons dans les rivières du massif armoricain.

Le couplage des avantages du pistage automatique du logiciel Sonar5-Pro avec l'observation visuelle des comportements des poissons et la mesure manuelle de leur taille fait preuve d'une bonne efficacité sur le site de la Sélune (près de 7 saumons sur 10 sont sélectionnés). Cette méthodologie est transposable à des sites de suivi doté d'une richesse spécifique différente. Le comportement des saumons lors de leur migration joue un rôle sur l'efficacité de la méthode, qui démontre une efficacité sensiblement plus élevée lors d'un épisode de crue que dans des conditions hydrologiques calmes, malgré la turbulence des eaux, et une charge en matière en suspension plus élevée.

### 3.3. Discussion et conclusion générale

L'ensemble des résultats obtenus ont permis 1) d'apporter des éléments de comparaison entre les deux types d'outils hydroacoustiques utilisés dans le cadre d'un suivi des populations de poissons migrateurs et notamment du saumon, 2) de mettre au point des méthodologies adaptées à chaque outils pour caractériser la dynamique migratoire du saumon dans ces deux cours d'eau.

#### 3.3.1. Un réel avantage du DIDSON comparé à l'échosondeur à faisceau-partagé pour la description de la morphologie des saumons à l'aide des caractéristiques de leurs échos

La comparaison du niveau de performance de deux générations successives d'outils hydroacoustiques passe par l'analyse des informations apportées par ces deux outils dans le cadre d'un suivi de poissons diadromes migrateurs. La différence essentielle apparaît dans leur capacité à décrire la morphologie des poissons et met en avant le DIDSON. En effet, le remplacement du traitement de propriétés acoustiques des échos par un traitement visuel des images du passage du poisson facilite l'identification des espèces. Sur les données d'un échosondeur à faisceau-partagé, les tailles des poissons ne peuvent être qu'estimées à partir des TS de leur écho. La TS est proportionnelle au volume de la vessie natatoire, dont la taille dans l'organisme d'un poisson est une caractéristique propre à chaque famille, voire à chaque espèce. Nos résultats ont montré que ces TS avaient une grande variabilité liée surtout à la position du poisson dans le faisceau mais également à l'espèce. L'équation de Lilja *et al.* (2000), qui intègre ces variables est identifiée comme la plus adaptée des formules testées pour estimer la taille des grands salmonidés détectés sur les échogrammes et notamment le saumon. Néanmoins, l'étude expérimentale renforce l'importance de l'angle du corps du poisson sur la TS de leur écho. De fait, la gamme de TS [-28 dB ; -23 dB], choisie dans le cadre de la méthodologie utilisée sur le Couesnon, n'est pas bien adaptée car elle nécessite que la trajectoire du saumon soit perpendiculaire à l'axe du faisceau, avec une tolérance de  $\pm 7^\circ$ . Les saumons s'écartant de cet axe auront des TS plus faibles, et seront susceptibles de ne pas être sélectionnés. A l'inverse, des individus d'autres espèces résidentes en eau douce peuvent avoir des TS identiques à celles d'un saumon et être comptabilisés. Ainsi, un cyprinidé de plus petite taille que celle d'un saumon adulte (> 50 cm) peut renvoyer une TS

identique. En effet, pour des passages perpendiculaires au faisceau, l'écho d'un chevine de 35 cm aurait une TS de -24,98 dB (Kubecka & Duncan 1998) et celui d'une carpe commune de 38,5 cm une TS de -22,96 dB (Kubecka & Duncan 1998) voire de -26,73 dB (Frouzova *et al.* 2005). Ceci souligne alors la nécessité d'utiliser des critères de direction et un seuil minimal de vitesse de nage pour détecter les saumons avec le SIMRAD.

Les caméras acoustiques s'affranchissent en grande partie de cet inconvénient puisque la morphologie des poissons peut être directement décrite et mesurable sur les images enregistrées. Cependant, les résultats obtenus mettent en évidence un réel effet opérateur témoignant d'une subjectivité lors des mesures de taille. De fait, l'obtention d'une mesure manuelle proche de la valeur réelle, nécessite une répétition des mesures pour un même poisson et à l'opérateur de se forger une expérience dans l'analyse des données. Cet avantage des caméras acoustiques apparaît moins évident lorsque le logiciel Sonar5-Pro est utilisé pour son côté très pratique lié à la diminution par trois du temps de lecture des fichiers vidéo. En effet, l'estimation des tailles faites à partir de ce logiciel nécessite une validation par l'opérateur sur les vidéos puisque les tailles des plus grands individus peuvent être largement sous-estimées en fonction de la position du poisson dans le faisceau de détection. De fait, l'angle de passage du poisson dans le faisceau, comme dans le cas du SIMRAD, apparaît comme un paramètre susceptible de diminuer l'efficacité de sélection de la méthodologie mise en place pour l'analyse semi-automatique de données du DIDSON, les filtres étant appliqués sur la taille estimée par le logiciel.

### **3.3.2. Des mises au point méthodologiques différentes selon les outils pour décrire les populations de saumons**

Les caractéristiques intrinsèques des deux outils impliquent la mise en œuvre de stratégies différentes pour identifier les espèces et notamment le saumon. Toutes deux se basent sur les caractéristiques morphologiques et comportementales propres au saumon atlantique, mais les objectifs et les procédures pour mettre en place les méthodologies d'optimisation du suivi diffèrent. Les échosondeurs à faisceau-partagé permettent une analyse automatique et rapide par des logiciels fonctionnels, tel que Sonar5-Pro, mais n'offrent pas à l'opérateur la possibilité d'une validation visuelle des résultats de cette procédure. Ainsi, l'objectif de la méthodologie mise en place à partir des données enregistrées par le SIMRAD sur le Couesnon était de sélectionner les saumons atlantiques sans y inclure d'individus d'autres espèces, Cette méthodologie prend en compte trois critères la direction de la nage des poissons, de l'aval



vers l'amont, un seuil minimal de vitesse de nage et une gamme de taille estimée à partir de la TS de l'écho du poisson. A l'inverse, l'utilisation des caméras acoustiques est limitée actuellement par l'absence de traitement automatique des données, même si leur résolution proche de celle d'une vidéo offre à l'opérateur la possibilité de valider visuellement l'identification de l'espèce. Ainsi, l'objectif de la méthodologie définie sur la Sélune était d'optimiser le temps d'analyse en réduisant le nombre de poissons à valider visuellement ainsi que le nombre de saumons non détectés. Cette méthodologie prend en compte plusieurs critères : la vitesse de nage  $\geq 0,4 \text{ m.s}^{-1}$ , la taille et des observations comportementales. .

Les méthodologies mises en œuvre sur les deux sites à partir des données enregistrées par les deux types d'outils hydroacoustiques ont été comparées en plaçant les appareils sur un même site. Le but était de valider les cibles sélectionnées par la méthodologie utilisée sur le Couesnon en utilisant les meilleures performances du DIDSON. Les conclusions de ce travail n'aboutissent pas à une réelle validation de la méthodologie mise au point sur le Couesnon en raison du très faible nombre d'individus détectés dans la zone couverte simultanément par les deux outils. Néanmoins, cette comparaison fait ressortir que *i)* le faisceau de l'échosondeur est très étroit, et ne permet pas d'observer de façon pertinente le passage d'un saumon d'une taille supérieure au diamètre du faisceau dans les quatre premiers mètres ; *ii)* les saumons qui s'éloignent d'un axe perpendiculaire au faisceau ont un écho d'une intensité plus faible qu'attendue, les excluant de l'intervalle théorique du filtre et *iii)* les seuils utilisés semblent mal adaptés puisque des individus d'autres espèces sont inclus dans la sélection de saumons. Ainsi, cette comparaison entre les deux outils a permis d'optimiser la méthodologie mise au point sur le Couesnon en modifiant les critères utilisés ce qui a permis de multiplier par 3 l'efficacité de la méthode en divisant par 7 le nombre d'individus d'autres espèces sélectionnés.

Dans le cadre de la méthodologie mise au point sur la Sélune, les risques d'inclusion d'individus d'autres espèces que le saumon dans les observations faites par le DIDSON sont très limitées voire nulle grâce aux procédures de validation de chacune des cibles sélectionnées. Par ailleurs, le sous-échantillonnage opéré par la méthodologie semi-automatique définie avec Sonar5Pro permet d'optimiser la méthodologie de traitement des données du DIDSON en réduisant le temps d'analyse. Il apparaît également que le complexe interactif richesse ichtyologique-conditions hydrologiques joue un rôle important sur l'optimisation de la performance de la méthodologie. Son efficacité est plus élevée en périodes de crue, en raison d'une baisse d'activité générale des espèces résidentes et d'une

stimulation du comportement migratoire chez le saumon. Si la plus faible efficacité de détection en périodes de débit stable et faible était réellement démontrée, l'efficacité du DIDSON pour donner un ordre de grandeur de la population de saumon pourrait être limitée puisqu'actuellement l'essentiel de la migration a lieu en été en raison de la dominance de la composante castillons dans les rivières du massif armoricain.

Enfin, un dernier point important sur l'optimisation de ces deux méthodologies de détection du saumon atlantique est le risque de confusion avec la truite de mer qui est très faible sur ces deux cours d'eau en raison de leur très faible abondance et de leur plus petite taille.

### **3.3.3. Conclusion**

Des méthodologies d'étude pour caractériser la dynamique migratoire du saumon ont pu être mises au point avec ces deux outils (échosondeur et DIDSON) même si leur niveau de performance n'est pas le même. Les caméras acoustiques constituent une amélioration notable par rapport aux performances des échosondeurs de la génération précédente pour la détection, l'identification des espèces et donc le suivi des populations de poissons diadromes. L'apport d'un niveau de validation tel que la visualisation directement sur les images enregistrées de la morphologie du poisson est un avantage considérable pour l'identification des espèces. Cependant, l'efficacité du DIDSON est limitée par des contraintes techniques : la fenêtre d'enregistrement est restreinte à 10 mètres de la largeur du cours d'eau pour maximiser la résolution des images et l'automatisation de l'analyse des données en est à ses prémices. La mise en place d'une méthodologie semi-automatique, si elle doit être optimisée pour minimiser les pertes d'information, est obligatoire dans le cadre d'un suivi permanent sur un site à forte richesse spécifique. Enfin, la comparaison des données enregistrées par les deux outils a permis d'améliorer la méthodologie de détection par l'échosondeur mise en place sur le Couesnon. Ce processus d'amélioration va se poursuivre suite à une autre campagne de récolte de données par les deux outils sur un même site.

Le chapitre suivant traite de l'influence de la modification de l'hydrologie du Couesnon sur la dynamique migratoire des saumons atlantiques. Dans un premier temps, les résultats sur les caractéristiques de la dynamique migratoire obtenus à partir de la méthodologie mise au point sur le Couesnon avec les critères initialement choisis sont présentés. Dans un second temps, ils seront suivis par la présentation des résultats issus des 5 campagnes en appliquant les nouveaux critères. Ces observations seront comparées aux résultats issus des campagnes d'observations réalisées avec le DIDSON en utilisant la méthodologie mise en place. Celle-ci

exploite au mieux le potentiel du DIDSON dans le cadre d'un suivi permanent, en optimisant l'analyse des données et en maximisant la pertinence des identifications spécifiques. La description des dynamiques migratoires des saumons sur la Sélune, dont l'estuaire est libre, jouera le rôle de témoin et précisera le niveau d'influence du barrage estuarien sur les saumons du Couesnon.

## **Chapitre 4. Axe 2. Influence de la modification de l'hydrologie du Couesnon sur la dynamique migratoire des saumons atlantiques.**

La population de saumons atlantiques du Couesnon est suivie par hydroacoustique depuis l'été 2010, soit un an après la mise en fonctionnement du nouveau barrage de la Caserne situé dans l'estuaire du fleuve. Ce barrage au fonctionnement particulier ouvre et ferme ses vannes en fonction des phases de la marée et des conditions hydrologiques de la rivière (voir 2.1.1.2). Son fonctionnement a pour but d'optimiser l'efficacité du lâcher des volumes d'eau stockés à l'étales de basse mer, repoussant les sédiments fins loin des abords du Mont-Saint-Michel. Installé en rive droite huit kilomètres en amont du barrage, l'échosondeur à faisceau-partagé enregistre en continu tous les passages de poisson dans son faisceau de détection lors des périodes estivales, propices à la migration de la composante castillon (individus de 1+ an de mer) de saumons atlantiques (voir 1.2.1). Couplé depuis la campagne 2013 à une acquisition permanente et à un pas de temps très réduit (voir 2.2.1) des conditions hydrologiques et de la température de l'eau, le dispositif de suivi vise à évaluer et comprendre les effets du barrage sur la première phase de la migration en cours d'eau des saumons atlantiques adultes. Le comportement de remontée des grands salmonidés lors de leur migration est influencé par de nombreux facteurs environnementaux, souvent interactifs. Comprendre l'effet du barrage sur les remontées de saumons passe par l'observation de son effet sur l'hydrologie et les conditions environnementales des parties basses du Couesnon et que rencontre un saumon adulte lors de son déplacement vers l'amont.

Une première partie de ce chapitre se concentre sur la description des interactions entre conditions hydrologiques au droit du site de suivi, conditions tidales et modalités de gestion du barrage. Dans la seconde partie, les caractéristiques morphologiques des saumons identifiés par la méthodologie mise au point (TS, vitesse de nage  $\geq 0,4 \text{ m.s}^{-1}$  et sens de la nage vers l'amont : voir 2.2.1.2) sont décrites et comparées avec les données biologiques disponibles issues notamment des captures à la ligne. Enfin, la dynamique migratoire des saumons est analysée en prenant en compte les principaux facteurs environnementaux, naturels et anthropiques, qui conditionnent les parties basses du Couesnon. Cinq campagnes menées sur le Couesnon font l'objet de cette analyse. Cette partie s'appuie notamment sur les résultats préliminaires acquis lors des campagnes 2010 et 2011, qui ont fait l'objet d'une publication dans *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Les données acquises lors des campagnes de 2012, 2013 et 2014 compléteront cette analyse.

En l'absence de données comparables avant la mise en fonctionnement du barrage sur le Couesnon, l'influence de cet ouvrage sur la dynamique migratoire des saumons est analysée via une comparaison avec un système proche mais non impacté par un barrage, la Sélune, dont l'estuaire et la partie basse sont en effet libres de tout obstacle. Sur la Sélune, les saumons sont identifiés à l'aide d'une caméra acoustique DIDSON en utilisant la méthodologie mise au point dans le chapitre 3 (gamme de taille, vitesse de nage  $\geq 0,4 \text{ m.s}^{-1}$ , nage vers l'amont et observations comportementales). Les effets de différents facteurs d'influence tels que l'âge de mer des saumons, les conditions hydrologiques et tidales, la température, ainsi que la luminosité seront analysés et décrits en conditions non perturbées. Au terme de la description des dynamiques migratoires des saumons sur les deux fleuves voisins, une dernière partie comparera leurs caractéristiques pour évaluer le niveau de perturbation du barrage sur cette population, et ainsi valider ou infirmer les effets décrits au début de ce chapitre. Cette analyse fait l'objet du sixième et dernier article scientifique de ce mémoire.

## **4.1. Analyse de la dynamique migratoire des saumons atlantiques sur le Couesnon**

### **4.1.1. Influence de la gestion du barrage de la Caserne sur les conditions environnementales des parties basses du Couesnon**

Depuis le début de la campagne 2013, trois paramètres environnementaux sont enregistrés en continu sur le site de suivi. L'analyse des données collectées en 2013 et 2014 identifie les effets de la gestion du barrage sur les conditions environnementales rencontrées par les saumons sur le site de suivi du Couesnon.

#### ***4.1.1.1. La température de l'eau***

Pour étudier l'influence des valeurs moyennes journalières des coefficients de marée, du débit du Couesnon et de la température de l'air, tous trois en effets fixes, un modèle linéaire généralisé [GLM1] est défini à partir de l'équation suivante:

$$[\text{GLM1}] \text{Temp}_{\text{eau}} \sim \text{Coeff} + Q_{\text{Couesnon}} + \text{Temp}_{\text{air max}} (\text{AIC} = 1149,2)$$

avec  $\text{Temp}_{\text{eau}}$  : moyenne journalière de température de l'eau ;  $\text{Coeff}$  : Coefficient de marée ;  $Q_{\text{Couesnon}}$  : débit moyen journalier du Couesnon à Romazy ;  $\text{Temp}_{\text{air max}}$  : température maximale de l'air sur la journée

La distribution des résidus suit une loi normale (Shapiro :  $p = 0,90$ ) et leur homoscedasticité est validée (Harrison - McCabe :  $p = 0,48$ ). D'après ce modèle, les chroniques de température de l'eau sur les campagnes d'acquisition 2013 et 2014 ne laissent apparaître aucun effet significatif des coefficients de marées (ANOVA :  $p = 0,59$ ), au contraire du débit fluvial (ANOVA :  $p < 0,05$ ) et de la température de l'air (ANOVA :  $p < 0,05$ ). En effet, la température de l'eau diminue lors de la plupart des pics de débit observés lors des acquisitions (Figure 23) et l'évolution de la température du Couesnon à l'échelle de la journée suit celle de l'air.

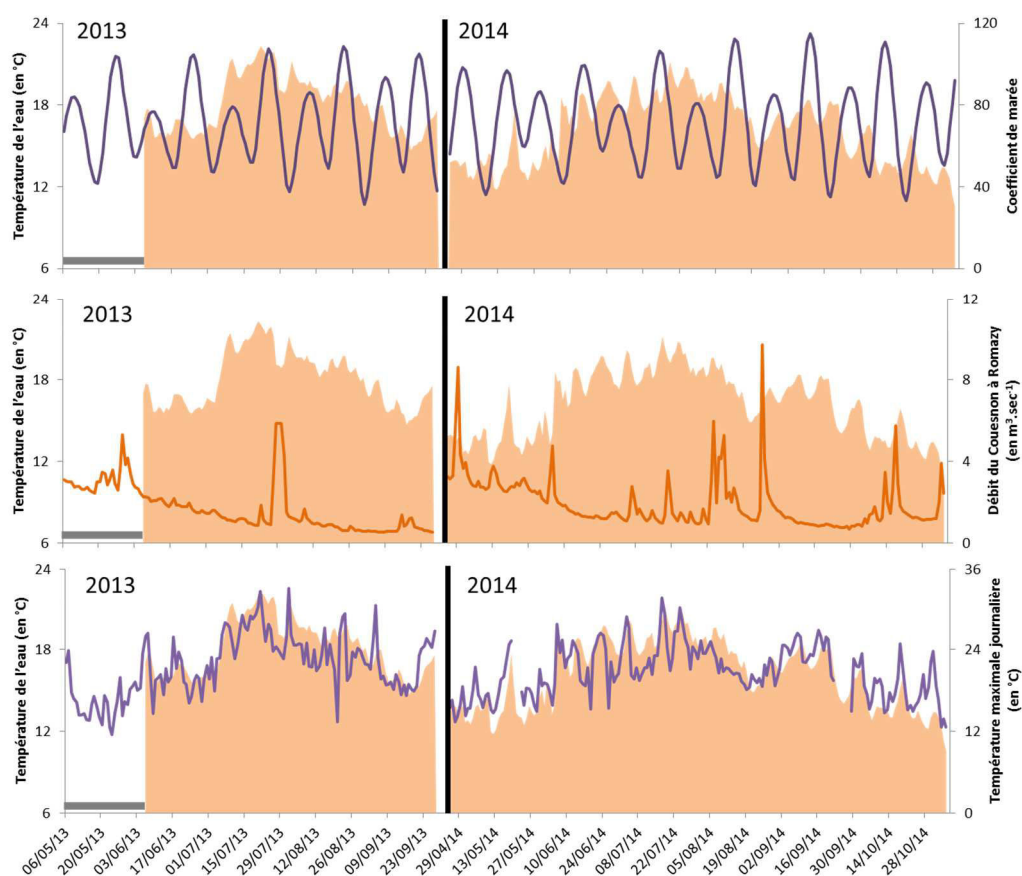


Figure 23. Evolution des moyennes journalières des températures de l'eau (aire, en orange) du site de suivi sur le Couesnon en fonction, de haut en bas, des coefficients de marée, du débit fluvial (à Romazy, en  $\text{m}^3.\text{sec}^{-1}$ , données : banque Hydro) et des températures maximales journalières de l'air (données : InfoClimat) pour les campagnes 2013 et 2014 (courbes). En gris, données de températures de l'eau manquantes.

A l'exception de la phase d'écoulement libre, le fonctionnement du barrage provoque des phases d'ouverture et fermeture des vannes qui sont susceptibles de modifier les conditions environnementales des parties basses du Couesnon. Ces phases se succèdent tout au long d'un cycle de marée. Un changement d'échelle vise donc à observer l'effet du fonctionnement du barrage sur les températures de l'eau à l'échelle du cycle de marée (entre deux étales de pleine mer, ou PM) en fonction du mode de gestion (Figure 24). Les comparaisons des moyennes horaires successives de température de l'eau à l'aide d'un test de Wilcoxon permettent d'évaluer la significativité d'une évolution temporelle de cette variable environnementale. Ainsi, aucune évolution significative n'est observée en fonction du mode de gestion du barrage au cours d'un cycle de marée (Ecoulement Libre : Wilcoxon, p-values entre 0,43 et 0,92 ; Gestion avec Remplissage Fluvial : p-values entre 0,18 et 0,77 ; Gestion avec Remplissage Fluvio-Maritime : p-values entre 0,32 et 0,99). La température de l'eau n'est pas impactée par le fonctionnement du barrage.

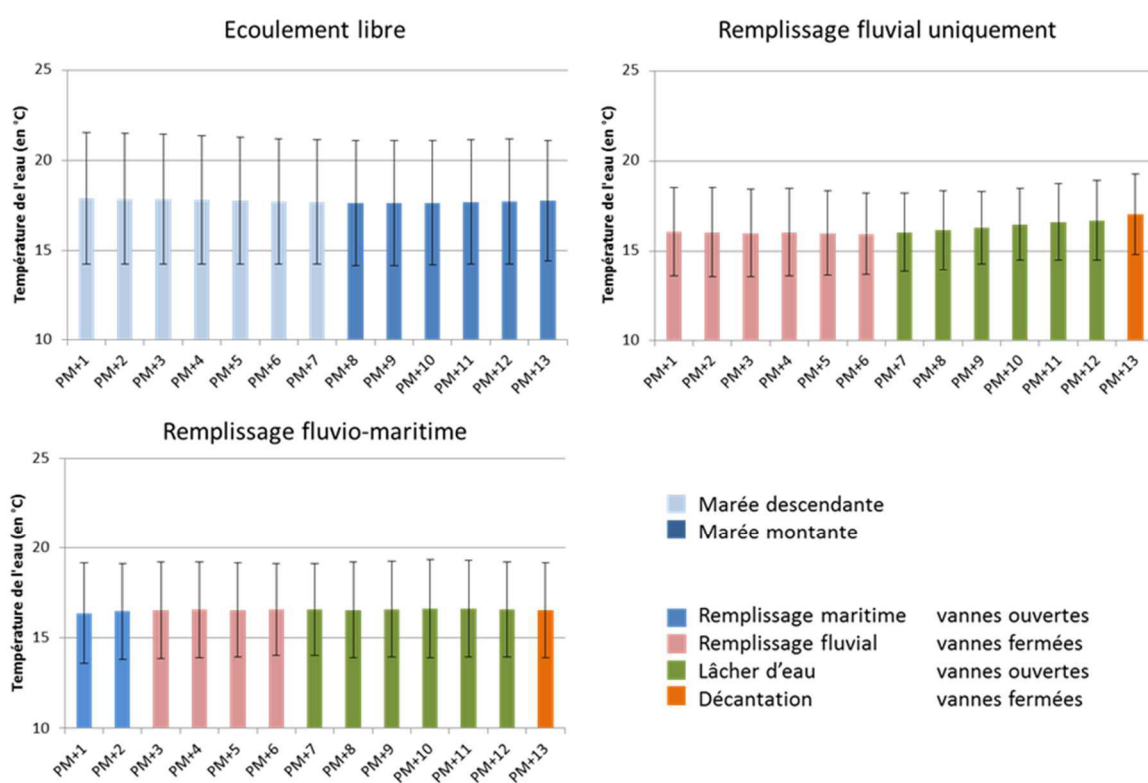


Figure 24. Evolution des températures de l'eau (en °C) du site de suivi sur le Couesnon entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage : écoulement libre (n = 73 cycles de marée), gestion avec remplissage fluvial (n = 58 cycles de marées), gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 407 cycles de marées).

Ces résultats soulignent que la température de l'eau est dépendante de la température de l'air et du débit fluvial. Les conditions tidales n'interviennent pas dans son évolution sur le site de suivi.

#### **4.1.1.2. La hauteur d'eau et la vitesse d'écoulement**

La construction de deux GLM relie les débits moyens journaliers et les coefficients de marée (effets fixes) avec les moyennes journalières de hauteurs d'eau pour [GLM2], et celles des vitesses d'écoulement pour [GLM3].

$$[\text{GLM2}] \text{ HE} \sim \text{Coeff} + Q_{\text{Couesnon}} (\text{AIC} = -316,0)$$

avec HE : moyenne journalière de hauteur de l'eau sur le site de suivi ; Coeff : Coefficient de marée ;  $Q_{\text{Couesnon}}$  : débit moyen journalier du Couesnon

$$[\text{GLM3}] \text{ VC} \sim \text{Coeff} + Q_{\text{Couesnon}} (\text{AIC} = 1160,4)$$

avec VC : moyenne journalière de vitesse d'écoulement sur le site de suivi ; Coeff : Coefficient de marée ;  $Q_{\text{Couesnon}}$  : débit moyen journalier du Couesnon

L'écart à la normalité de la distribution des résidus de [GLM2] et [GLM3] ne s'éloignent pas graphiquement d'une loi normale ni d'une homoscedasticité (Harrison – McCabe, respectivement :  $p = 0,98$  et  $p = 0,57$ ). Les chroniques des hauteurs d'eau enregistrées en continu au droit du sondeur depuis la campagne 2013 confirment que le site est sous l'influence forte de la marée dynamique (ANOVA ;  $p < 0,05$ ) (Figure 25).



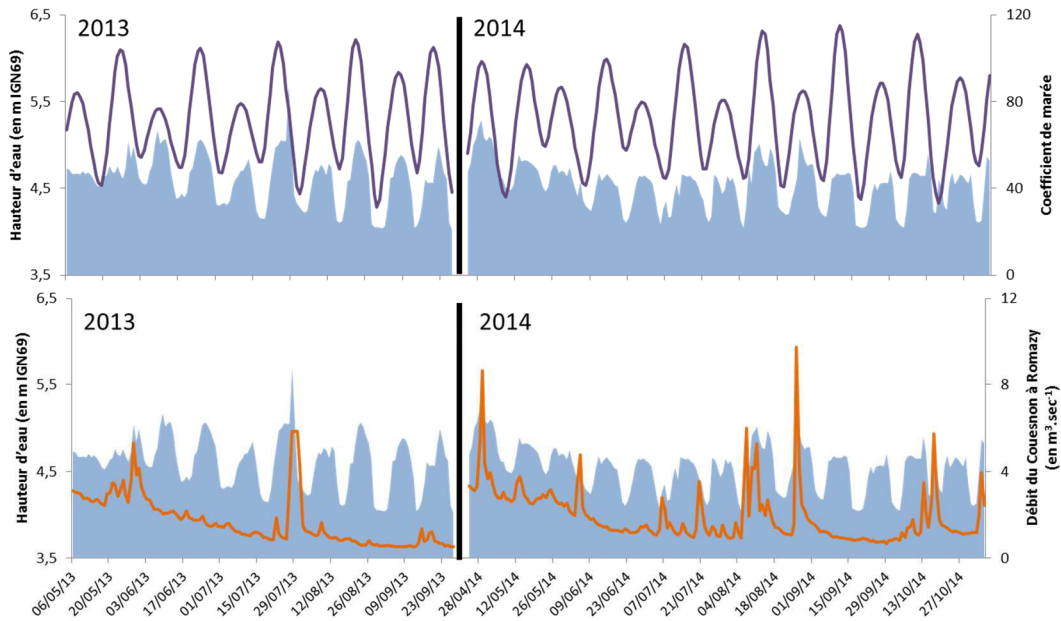


Figure 25. Evolution des hauteurs d'eau sur le site de suivi sur le Couesnon en fonction des coefficients de marée et du débit fluvial (à Romazy, en  $\text{m}^3.\text{sec}^{-1}$ , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014.

Néanmoins, les pics de débits du fleuve sont tout de même ressentis au niveau des hauteurs d'eau (ANOVA ;  $p < 0,05$ ). Les vitesses d'écoulement enregistrées au niveau du site ne sont pas influencées par les coefficients de marée à l'échelle de la journée (ANOVA ;  $p = 0,50$ ), mais subissent l'influence des débits fluviaux (ANOVA ;  $p < 0,05$ ) (Figure 26).

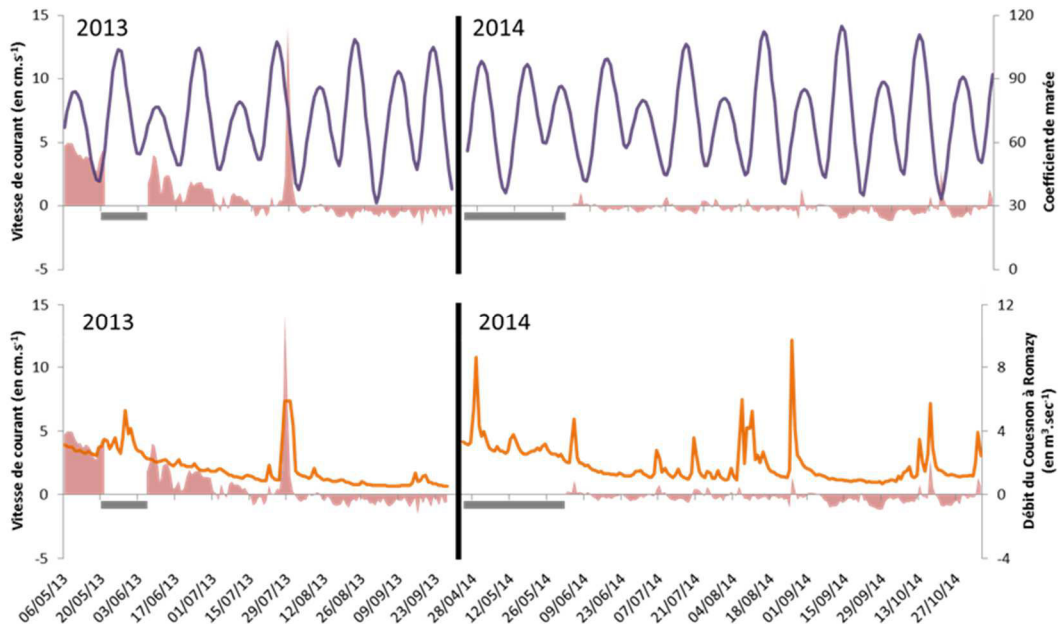


Figure 26. Evolution des vitesses de courant au niveau du site de suivi sur le Couesnon en fonction des coefficients de marée et du débit fluvial (à Romazy, en  $\text{m}^3.\text{sec}^{-1}$ , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014. En gris, données manquantes

Comme le barrage utilise l'effet des marées pour optimiser les lâchers d'eau dans l'estuaire du Couesnon, l'influence de la marée dynamique peut être modulée par les phases de gestion de l'ouvrage lors de la manœuvre des vannes. Le barrage possède quatre modes de fonctionnement (voir 2.1.1.2), calés sur les cycles tidaux, dépendants des coefficients de marée et du débit fluvial. Au regard de la période de suivi, majoritairement estivale, aucun fonctionnement en porte à flot n'était prévu lors des marées étudiées. Cependant, ce mode de gestion a quelque fois été adopté face à des contraintes imprévisibles, notamment en août 2010 (voir 2.1.1.3.2). Deux de ces modes de gestion engagent des mouvements d'ouverture et de fermeture des vannes pour procéder à des lâchers d'eau. Lors du troisième mode de gestion, en écoulement libre, les vannes restent ouvertes pendant toute la durée du cycle de marée.

L'étude des moyennes horaires successives des hauteurs d'eau et des vitesses de courant enregistrées sur le site de suivi entre deux étales de pleine mer (PM) vise à quantifier l'influence des phases d'ouverture et fermeture des vannes lors des différents modes de gestion du barrage (Figure 27). Les résultats confirment que l'influence du barrage sur les conditions hydrologiques du site diffère selon son mode de gestion. Lors des marées en écoulement libre, les vannes restent ouvertes et il n'y a aucune modification des hauteurs d'eau et des vitesses de courant puisqu'il n'apparaît pas de différence significative entre les moyennes horaires successives des hauteurs d'eau (Wilcoxon ; p-values entre 0,06 et 0,99) et des vitesses de courant (t-test ; p-values entre 0,06 et 0,83) au cours d'un cycle de marée. Lors de ce mode de fonctionnement, la marée n'atteint que très faiblement la partie basse du Couesnon, les volumes d'eau de mer n'atteignent pas le site : les écoulements restent faibles et constants. Au cours d'une gestion avec remplissage fluvial, les coefficients de marée sont faibles limitant les apports en eau qui se font uniquement par le fleuve. Les volumes d'eau douce sont néanmoins suffisants pour que le lâcher reste efficace. Les vannes, fermées dès la pleine mer, s'ouvrent à l'étale de basse mer. Cependant, les effets de ce mode de gestion ne sont pas ressentis sur le site: les hauteurs d'eau (Wilcoxon ; p-values entre 0,06 et 0,92) et les vitesses d'écoulement (t-test ; p-values entre 0,06 et 0,74) ne changent pas significativement tout au long du cycle de marée.

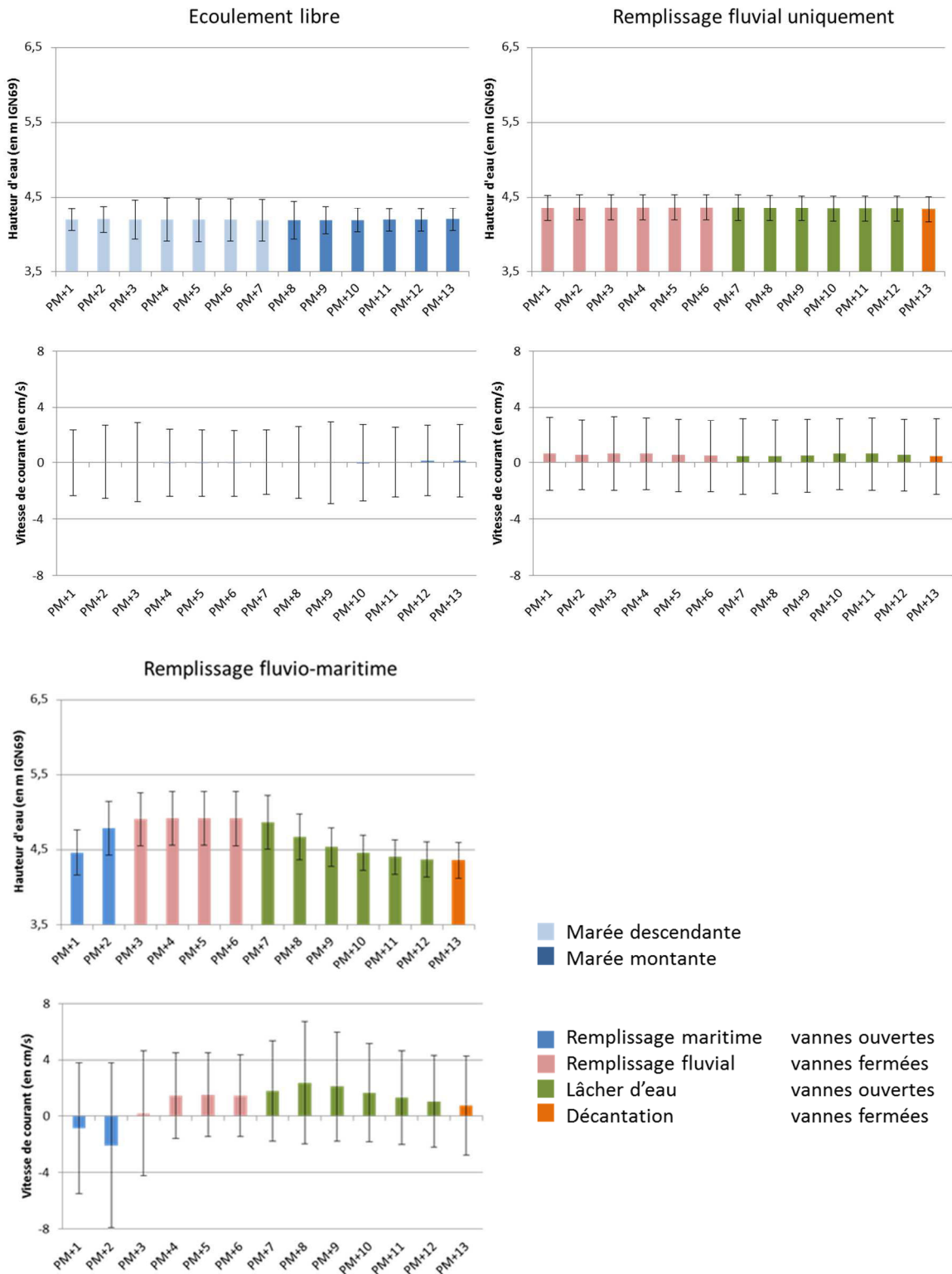


Figure 27. Evolution des hauteurs d'eau (en m IGN69) et des vitesses de courant (en  $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ) sur le site du Couesnon entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage : écoulement libre (n = 73 cycles de marée), gestion avec remplissage fluvial (n = 58 cycles), gestion avec remplissage fluviomaritime (n = 407 cycles).

A l'opposé des deux précédents modes de gestion, une gestion avec remplissage fluvio-maritime modifie significativement l'hydrologie du site en fonction des phases de manœuvre des vannes du barrage au cours d'un cycle de marée. Le courant s'inverse avec le flot lors de la phase de remplissage maritime (t-test ;  $p \ll 0,05$ ) alors que les hauteurs d'eau augmentent (Wilcoxon ;  $p \ll 0,05$ ). Dès la fermeture des vannes pour la phase de remplissage fluvial, les niveaux d'eau et les courants se stabilisent : il n'existe aucune différence significative de hauteur d'eau ni de vitesse d'écoulement entre PM+4 et PM+6 (Wilcoxon ;  $p = 0,55$ ). A l'étale de basse mer, le lâcher d'eau provoque une brève augmentation des vitesses d'écoulement, qui diminuent ensuite alors que les hauteurs d'eau se stabilisent en revenant à leur niveau initial. Durant ces deux dernières phases du cycle de marée, les évolutions horaires sont significatives (vitesses d'écoulement : t-test ;  $p \ll 0,05$  ; hauteurs d'eau : Wilcoxon ;  $p \ll 0,05$ ). Le marnage moyen du Couesnon au niveau du site de suivi est de 62 cm lors des campagnes 2013 et 2014 et a lieu en quelques heures à la suite du lâcher d'eau dont l'impact est presque immédiat, même huit kilomètres en amont du barrage.

Le barrage de la Caserne ne semble avoir aucune influence sur la température de l'eau d'autant plus que cette dernière peut même être régulée par les phases de gestion du barrage induisant des mouvements et des brassages d'eau réguliers. En revanche, lors d'une gestion avec remplissage fluvio-maritime, le fonctionnement du barrage a une action non négligeable sur les conditions hydrologiques du site de suivi. Toutefois, les mouvements d'eau observés au droit du site correspondent à ceux existants sur des masses d'eau aux estuaires à l'écoulement naturel : le courant de flot rentre dans l'estuaire avec la marée montante et repousse les volumes d'eau douce jusque dans la partie fluviale dans la zone de balancement des marées. A la suite de l'étale de basse mer, le jusant ramène les volumes d'eau au large. Le Couesnon retrouve un fonctionnement hydrologique d'estuaire, inexistant avec le précédent barrage en porte à flot. Le barrage provoque cependant une accentuation et concentration de ces phénomènes naturels : la dynamique de ces courants est contrainte à une période brève et son intensité est maximisée par la mise en place de différences de niveaux d'eau entre l'amont et l'aval du barrage. Ainsi, les mouvements d'eau naturels qui pouvaient repousser les sédiments fins des abords du Mont-Saint-Michel à la suite de l'effacement du précédent barrage sont accentués et optimisés par la mise en place de ce nouvel ouvrage. Les ruptures régulières de la connectivité estuarienne et l'hydrologie atypique des parties basses du Couesnon induites par le barrage lors de la gestion avec remplissage fluvio-maritime sont susceptibles de perturber le comportement de remontée des saumons.

#### 4.1.2. Identification des saumons atlantiques du Couesnon lors des campagnes 2010 à 2014

Les critères d'identification des saumons atlantiques permettent la sélection de 397 individus répartis sur les cinq campagnes 125 en 2010, 58 en 2011, 62 en 2012, 40 en 2013 et 112 saumons en 2014 (Figure 28). Le pourcentage d'enregistrement des données a varié selon les années de 66 % en 2013 à 90% en 2010 (Tableau 4, cf. 2.1.1.3). Néanmoins, ce taux est resté important quelle que soit l'année pendant la période la plus importante de la migration à savoir 80% en juillet et 75% en août.

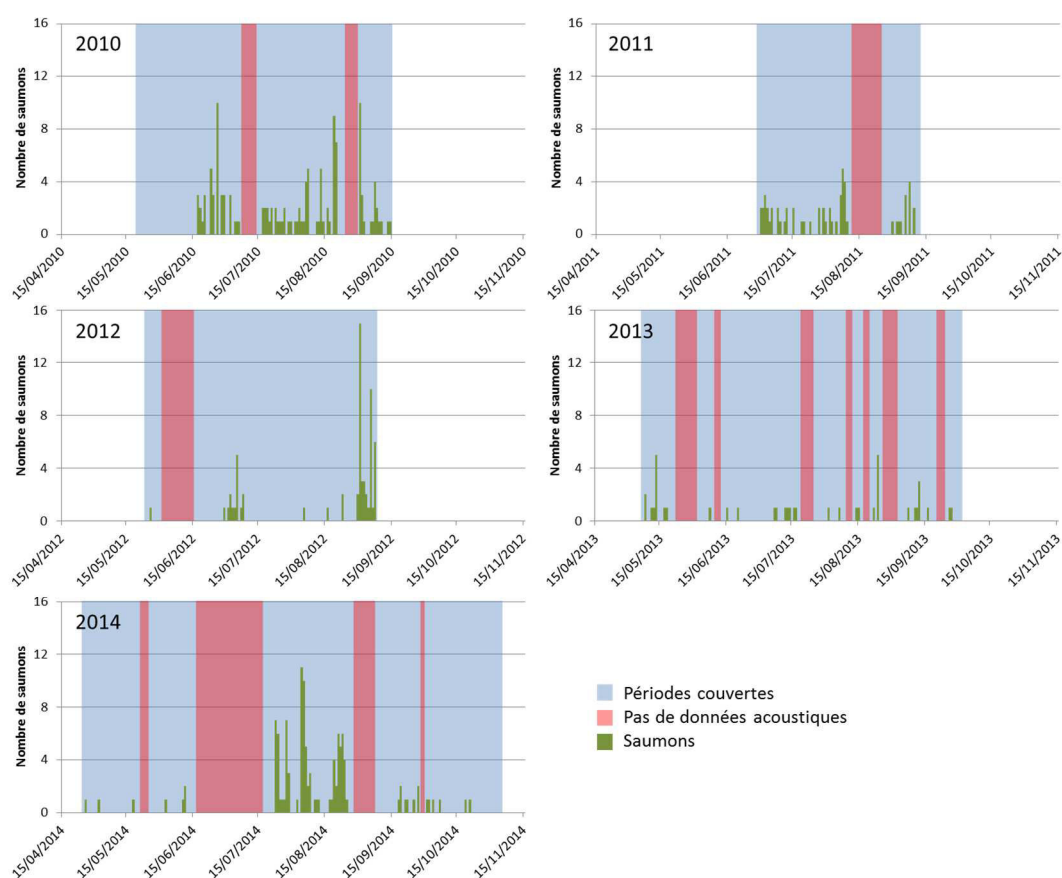


Figure 28. Répartition annuelle des saumons sélectionnés lors des cinq campagnes sur le Couesnon

Les passages de saumons se répartissent généralement autour de pics de migration. Ces pics ont lieu à différentes périodes de l'année en fonction de la campagne. Un pic de migration est commun aux cinq campagnes entre la mi-août et la mi-septembre et fait suite pour les quatre premières campagnes à un premier pic observé en juillet en 2010, 2011 et 2012 et en mai en 2013.

### 4.1.3. Dynamique migratoire et composante d'âge marin des saumons du Couesnon

#### 4.1.4.1. Période de migration et composante marine

Les tailles des 397 saumons sélectionnés sont issues des conversions à l'aide de l'équation de Lilja *et al.* (2000) des TS (*Target Strength*) issus des échos individuels. Ces TS se situent toutes dans l'intervalle [-28 dB ; -23 dB], correspondant à des saumons d'une taille comprise entre 54,2 cm et 91,1 cm. Les tailles estimées se distribuent autour d'un premier pic majoritaire entre 56 et 64 cm (66% des individus). Un second, de plus faible amplitude, est observé entre 76 et 84 cm (Figure 29).

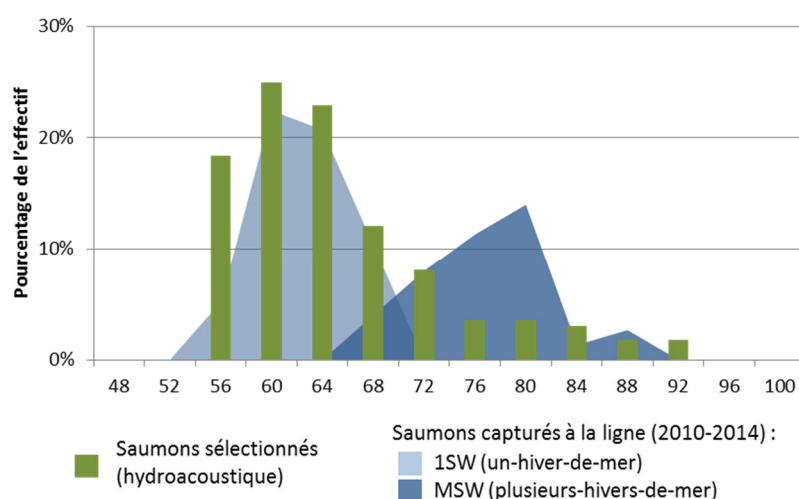


Figure 29. Distribution des tailles estimées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques (*via* l'équation de Lilja *et al.*, 2000,  $n = 397$ ) et des saumons capturés à la ligne sur le Couesnon de 2010 à 2014 en fonction de leur âge de mer (1SW :  $n = 108$  ; MSW :  $n = 76$ ).

Cette distribution de taille est comparée à celle des poissons capturés à la ligne sur le Couesnon sur les cinq mêmes années. La déclaration des captures à la ligne est obligatoire et s'accompagne de renseignements sur la taille, le poids et le lieu de capture (données CNICS<sup>3</sup>). De plus des écailles sont également prélevées sur ces captures, permettant d'estimer l'âge d'eau douce et de mer du poisson à partir d'une analyse scalimétrique (Baglinière *et al.* 1985). La gamme de tailles des individus capturés à la ligne n'est pas différente significativement de celle des tailles calculées à partir des TS des échos des saumons sélectionnées ( $\text{Khi}^2$  ;  $p = 0,28$ ) (Figure 29). Les distributions des tailles des deux composantes à partir des captures à la ligne permettent d'estimer les proportions des deux composantes d'âge des saumons

<sup>3</sup> Sauvadet C., INRA, 1036 (U3E), Pôle ONEMA INRA GEST'AQUA, CNICS, F-35042, Rennes, France

sélectionnées sur les données hydroacoustiques. D'après ces estimations, les effectifs de saumons observés sur les cinq campagnes se composent pour 76% de castillons (301 sur 397 individus) (Figure 30).

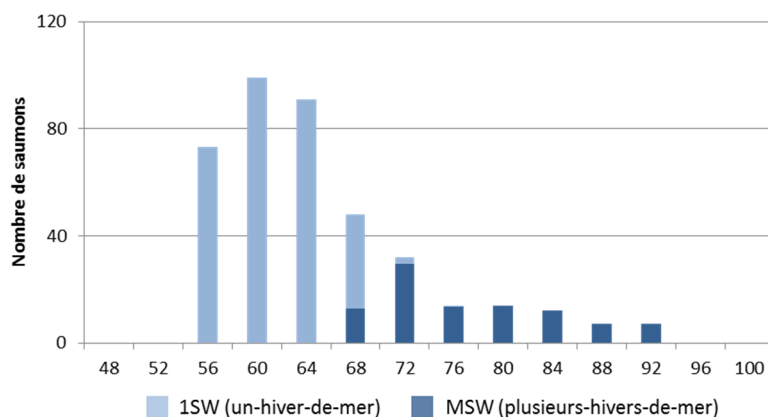


Figure 30. Distribution des tailles estimées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques (n = 397) en fonction de leur âge de mer potentiel (1SW : n = 301 ; MSW: n = 96) d'après les répartitions issues des données de captures à la ligne sur le Couesnon.

Les saumons de printemps (MSW) sont présents tout au long de la période d'acquisition (Figure 31). Il est néanmoins difficile de faire apparaître un réel pic de migration même si leur proportion est plus élevée en juin car leur nombre total est faible. Les castillons sont surtout abondants en été avec un pic en août sur toutes les campagnes d'acquisition.

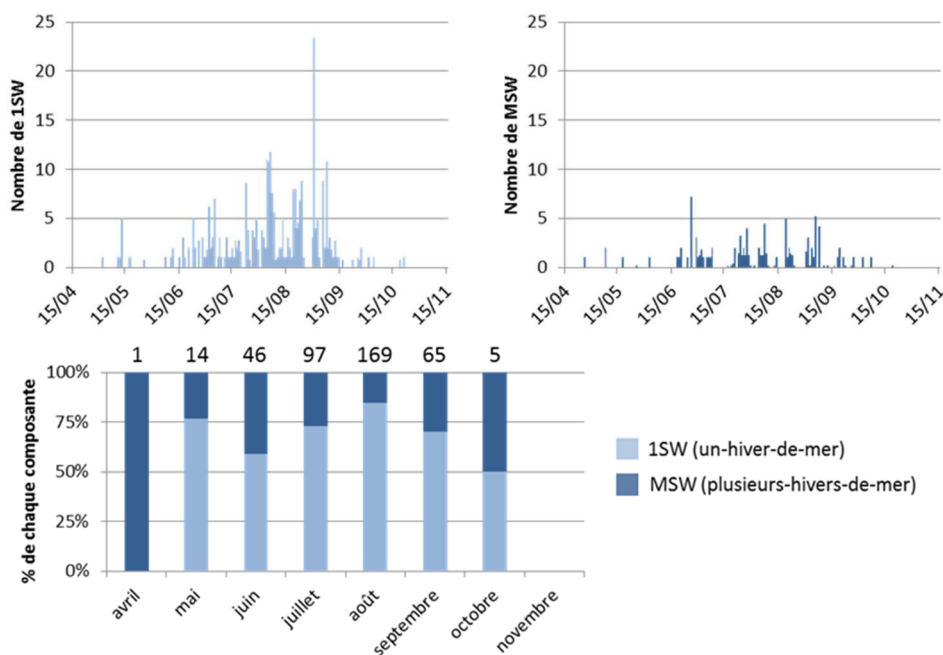


Figure 31. Répartition mensuelle des passages de castillons (1SW, n = 301) et de saumons de printemps (MSW, n = 96) au cours des cinq campagnes de suivi sur le Couesnon (2010 à 2014).

Les données acoustiques enregistrées donnent une bonne image de la structure de la population adulte actuelle (taille et effectifs) même si cette comparaison avec les captures ligne reste limitée dans la mesure où cette méthode "d'échantillonnage" est sélective et non exhaustive et que la période d'enregistrement ne couvre pas la totalité de la période de migration, notamment celle des saumons de printemps.

#### **4.1.4. Dynamique migratoire des saumons du Couesnon et influence du barrage de la Caserne**

##### ***4.1.4.1. Résultats préliminaires : campagnes 2010 et 2011***

Les premiers résultats sur la dynamique migratoire acquis en 2010 et 2011 ont fait l'objet d'une publication dans la revue *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (2013).



Martignac F., Baglinière J.L., Thieulle L., Ombredane D., Guillard J., 2015. Influence of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont-Saint-Michel Bay) using hydroacoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **134**, 181-187

Estuarine, Coastal and Shelf Science 134 (2013) 181–187



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Estuarine, Coastal and Shelf Science

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/ecss](http://www.elsevier.com/locate/ecss)



## Influences of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont Saint Michel Bay) using hydroacoustics



F. Martignac<sup>a,\*</sup>, J.L. Baglinière<sup>b</sup>, L. Thieulle<sup>a</sup>, D. Ombredane<sup>b</sup>, J. Guillard<sup>c</sup>

<sup>a</sup> ASCONIT Consultants, 3 impasse Sirius, 44470 Carquefou, France

<sup>b</sup> UMR 985 INRA-Agrocampus, Ecologie et Santé des Ecosystèmes, 65 rue de St. Briec, CS 84215, 35042 Rennes Cedex, France

<sup>c</sup> UMR INRA CARRTEL, Centre Alpin de Recherches sur les Réseaux Trophiques et Ecosystèmes Limniques, 75 avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains Cedex, France

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 11 February 2013

Accepted 11 February 2013

Available online 21 February 2013

#### Keywords:

hydroacoustic  
Atlantic salmon  
anadromous migration  
fishery management  
echo surveys  
tracking

### ABSTRACT

A dam has been recently modified on the Couesnon River in the vicinity of Mont Saint Michel to control and remove the volume of sediment brought into the bay by tidal waters. This paper shows that this dam has an impact on Atlantic salmon (*Salmo salar*) migration and that adult fish experience adaptive responses.

Upstream migration activities were recorded with a 70 kHz echosounder (SIMRAD EY500 model) during two monitoring programs in 2010 and 2011, combining a total of 172 days of data collection. The echosounder was fixed at an upstream location, 8 km from the dam, and its detection beam capacity was approximately one third of the river's cross sectional area.

In addition to the time of year, the upstream direction, swimming speed limit and fish size range were the specific criteria used from our database to efficiently discriminate other fish species from the Atlantic salmon. Among a total of 116,000 fishes counted during the two periods of investigations, 189 salmon were identified using those criteria.

This study enabled us to identify the driving factors that influence the salmon migration in this semi-natural environment. There was a significant difference in fish activity when the dam was operating and when the river flow was under "normal" hydraulic conditions.

Furthermore, during the opening and closing phases of the dam, the migration activity was scattered during the day, with peak abundance occurring mainly during the beginning of the operating phases. However, during all valve-opening phases, the salmon activity occurred mainly during the night. Therefore, the results suggest that this dam has a strong influence on fish migration activity at this particular location.

© 2013 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

The modification of the dam on the Couesnon River was intended to restore island status to Mont Saint Michel by diverting sediment within the bay. This procedure offered a good opportunity to observe the adaptability of the Atlantic salmon migration (*Salmo salar*) when faced with "disturbed" flow conditions. In fact, the timing of salmon river entry has been associated with river characteristics, including temperature and hydrological conditions;

salmon upstream movements have also been closely linked to river discharges (Hawkins and Smith, 1986; Laughton, 1989; Baglinière and Porcher, 1994; Fleming, 1996).

Split-beam hydroacoustic systems are now commonly used to estimate the numbers of migrating salmonids returning to spawn in their natal rivers in North America (Lévesque and Harte, 1994; Enzenhofer et al., 1998; Cronkite et al., 2007; ElMejjati et al., 2007) and in Europe (Gregory et al., 1996; Romakkaniemi et al., 2000; Lilja et al., 2006). These acoustic systems offer the advantage of being noninvasive methods to estimate the number of fish passing a sampling site on the river (Mulligan and Kieser, 1996). Furthermore, this method can describe fish migration behavior, record swimming speed (Arrhenius, 1999), track positions in the water column

\* Corresponding author.

E-mail address: [francois.martignac@asconit.com](mailto:francois.martignac@asconit.com) (F. Martignac).

and provide clues on fish morphology. Indeed, there exists a relationship between fish size distribution and target strength (TS) distribution, despite the large variability of the fish's hydroacoustic answers (Simmonds and MacLennan, 2005). These relationships were described using dorsal view (Love, 1971) as well as other positions (Love, 1977). Horizontal beaming was used on several species (Kubecka and Duncan, 1998; Frouzova et al., 2005, 2011) including Atlantic salmon (Lilja et al., 2000; Lilja et al., 2004). Split beam sonar can assess characteristics of the targets, TS, swimming speed and position, which can then be extracted from the database. Based on literature and biological knowledge, the specific criteria of Atlantic salmon were used as filters to identify salmon and to remove other fish species.

The protocol developed and used in this study aims to observe behavioral adaptation of salmon relative to hydraulic modifications caused by a dam, to estimate the number of salmon passing over this dam and to examine spawning in the upstream part of the Couesnon watershed. The implementation of dams on cross sectional areas of rivers has a potentially detrimental impact for those species that migrate in the upper part of the river for spawning (anadromous species). The continued disruption of flow in the estuary, causing artificial peaks flow and environmental condition changes such as turbidity and water temperature might disrupt salmon migration behavior.

## 2. Material and methods

### 2.1. Study area

The Couesnon is a small coastal river (approximately 1120 km<sup>2</sup> catchment area) located between Brittany and Normandy (France) and flowing into the sea at Mount St. Michel (Fig. 1) (Lafaille et al., 2000b). In this estuary, mean monthly river discharge vary between 2.2 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (low water level) and 22.5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (floods) (Danaï et al., 1987). The bay is a semi-diurnal macrotidal system with the second highest range in Europe (average: 10–11 m, maximum 16 m) (Lafaille et al., 2000a).

The dam, which is 80 m long and approximately 9 m high, is composed of eight control valves. At high tide (HT), the valves are opened, and seawater flows into the river. Ninety minutes after their opening, the valves are closed to retain water (filling by

freshwater). At low tide, 6 h after HT, the valves are progressively opened to release water overflow, which removes fine sediments from the estuary. This progressive opening of the valves creates an inclined wall that water is pushed against. This effect forces the fine sediments to escape the estuary bottom and deposit farther within the Bay. At the end of release, the valves are completely opened. One hour before the next HT, the valves are closed to prevent sediment entry into the river.

There are two conditions that trigger water release: 1) tide coefficients must be sufficiently high to bring sea water to the bottom of the Mont Saint Michel bay; and 2) the amount of discharge from the river must be sufficient. If the two factors are not sufficient, the valves remain opened, and the dam is in a "free-flowing" phase. From 2010 August to September, high floods damaged the electrical system of the dam, and the valves could only be opened manually. Consequently, operating phases were strongly modified, and water release only occurred once every two tides.

The monitoring site was located 8 km upstream of the dam, at the limit of water salinity. At this site, the river is 16 m wide and almost 3 m deep. Furthermore, the monitoring site could record all the migratory fish occurring in the estuarine zone, as the 8-km section is homogeneous and has no tributaries or resting zones.

### 2.2. Atlantic salmon (*Salmo salar*)

Atlantic salmon is an anadromous fish that spawns in freshwater. Juveniles stay in-river for one or two years under our latitudinal conditions, they then travel to the sea to grow into adults, and thereafter, they return to the river for spawning (Baglinière et al., 2001). The upstream migration period of Atlantic salmon adults in Brittany and Normandy ranges from April to September and is influenced by the duration of the growth period spent at sea (related to sea stay duration) (Baglinière and Porcher, 1980, 1994). The migration for multi-sea winter salmon (mainly two winters) mainly occurs from April to June. The grilse (one-sea-winter salmon) migration period starts in June and ends in October. The present study focused on the grilse component because they are well represented in the salmon population from the Couesnon River. Our campaigns were carried out between mid-June and mid-September, corresponding to the main migration period for grilse.

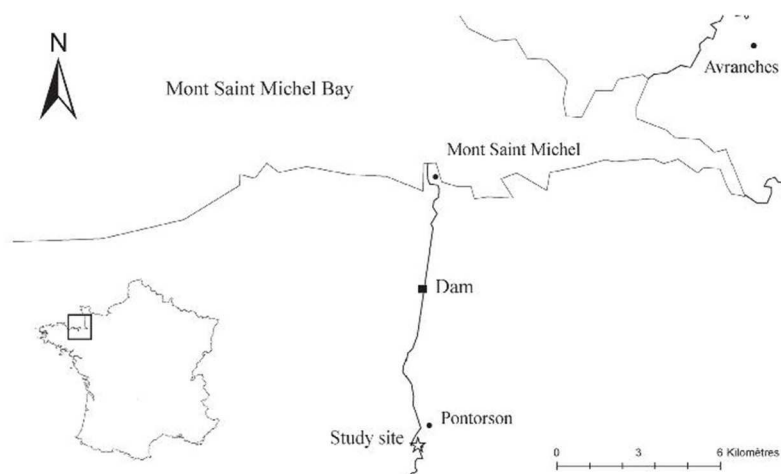


Fig. 1. Location of the Couesnon estuary and study site.

In the first days of migration into the river, Atlantic salmon spawners adopt their faster speed (Baglinière and Porcher, 1994) until they reach a pool where they can rest. This activity is especially true for grilse (Turner, 1975). Considering that our monitoring site is only a passage zone (homogeneous river and straight section not-located downstream a riffle), salmon are considered to be the fastest fish that could be recorded by the sounder. In this river section, the main fish species are cyprinids and thinlip grey mullets (*Liza ramada*) (Lafaille et al., 2000a). Salmon migration speed is between 0.4 and 0.8 m s<sup>-1</sup> (Sanchez et al., 2002). According to the literature, salmon swimming speed is higher than the speeds of other species present in the Couesnon River (Kreitmman, 1932; Bernatchez and Dodson, 1987; Almeida, 1995). Kreitmman (1932) showed that Atlantic salmon have a speed limit twice as large as the speed of chubs and breams of equal sizes.

The typical length of adult salmon observed in the Couesnon River ranges from 58 cm to 90 cm, according to a database of angling captures (ONEMA, unpublished results).

### 2.3. Hydroacoustic data

A split-beam SIMRAD EY500 (SIMRAD, 1996) sounder was installed in the Couesnon River. Its main characteristics are a 70 kHz frequency, a 0.2 ms pulse width, and a 40logR TVG (time varied gain) amplification. One circular SIMRAD EY 70-11 transducer (11° of total beam angle at -3 dB) is associated to the SIMRAD sounder (Guillard and Colon, 2000).

The calibration was performed with a copper sphere of known target strength (-39.1 dB) using the protocol proposed by Foote et al. (1987) at different ranges from the sounder. Additionally, theinsonified volumes were checked in situ to ensure that the echosounder was properly set to maximize the detection range.

The transducer was placed with an inclination of approximately 5° to allow the detection beam to cover almost one third of the river cross sectional area (note that the detection ends when it reaches the river bottom. As the Couesnon River was subject to regular water level modifications due to dam operations, it was important to maintain the transducer at the same distance from the surface. Therefore, floats were used to let the transducer naturally follow the water elevation; the transducer was fixed to a metal frame between two slides. The SIMRAD EY500 was set to continuously record all targets detected in the beam in front of the transducer for a period of 107 days in 2010 and 65 days in 2011.

### 2.4. Data acquisition and treatments

To obtain observations from a fixed location and with horizontal deployment, the echo-counting technique is the most powerful method (Thorne, 1998). Using a split-beam sounder, given the split-beam angles and the directivity function of the transducer, the target strength (TS), the speed and direction of targets can be estimated (Simmonds and MacLennan, 2005).

Data were processed by the SONAR5-PRO® (v.5.9.9) analysis software (Balk and Lindem, 2002). This program allows a full exploitation of the echograms recorded by detecting and deleting parasite echoes. Furthermore, the tracking module (Min Track Length = 2 pings; Max Ping Gap = 3) exports fish characteristics into the database including target strength, beam position, movement direction and swimming speed. As a result, we can differentiate targets moving upstream from others and thus only focus on upstream migrant fish (Guillard and Colon, 2000). The selected threshold of -55 dB makes it possible to discard targets that are smaller than the focused targets and prevents saturation of the system as well as the loss of migratory fish (Guillard and Colon, 2000).

The relationship between TS and fish length  $L$  is species dependent (Ona, 1999). To integrate this factor into the analyses, two sets of equations were used. The first, Love's equation (Love, 1977), which is more general, accounts for all fish species and is not dependent on swimming angles. However, this equation is not specific to our fish target: the Atlantic salmon. According to site hydromorphological conditions, a salmon is assumed to match its swimming patterns to current velocity and direction, suggesting the hypothesis that the main position adopted by the fish is approximately parallel to the shore against the current.

Therefore, if Love's equation is used alone, there is a high risk for overestimating salmon numbers. As a consequence, a specific equation for salmonids (Atlantic salmon and brown trout) developed by Lilja (Lilja et al., 2000) was used as a comparative point and to correct the data set. Furthermore, this equation is related to swimming angles.

These equations are the following:

- (1) Love's equation:  $[TS = 18.4 \log_{10}(L) - 1.6 \log_{10}(f) - 61.6]$ , with  $L$  in cm, TS in dB and  $f$  in kHz];
- (2) Lilja's equation:  $[TS = 22.2 \log_{10}(L) - 75.2 + 8.7 \cos^3(2\alpha)]$ , with  $L$  in cm, TS in dB and  $\alpha$  in radians].

Three criteria were used to identify salmon and discriminate between other species: 1) Direction (only upstream targets are kept); 2) Swimming speed higher than 0.4 m s<sup>-1</sup>; 3) TS threshold as a function of size.

Estimated size curves were compared to length distribution based on angling captures (corresponding to the two monitoring years) using the Spearman rank correlation coefficient. To observe the effect of the operating phases of the dam on a circadian rhythm, a comparison between the observed data and expected data was performed, as the migration occurs day and night. Salmon passages were correlated to the opening-closing phases of the dam. The Aspin–Welch test was applied to compare the relation between salmon migrations and operating phases. Furthermore, to assess the effect of the river discharges on the position of salmon in the water column, the Mann–Whitney Wilcoxon test and ANOVA test were applied. For statistical analyses, R software (v. 2.11.0) was used.

## 3. Results

### 3.1. Morphological characteristics and migration behavior

More than 116,000 fishes were recorded by the sounder in the 2010 and 2011 monitoring periods. In those targets, almost 54,400 fish migrated in the upstream direction. The high swimming speed criterion reduced the number studied to approximately 14,850 fishes.

Regarding the size distribution of migrant fish sampled in the Couesnon River, the Love's equation was used to determine a maximum range of TS values, which were included between -32.11 dB and -28.59 dB. Lilja's equation for fish, recorded with an angle of 180° relative to the river current (side-aspect:  $\alpha = \pi$  radians), gave a range of TS values between -27.35 dB and -23.12 dB. The preferred swimming angle of salmon within the river is approximately 180°. However, speed velocities and directions are rarely constant, and these angles can easily vary with an uncertainty of  $\pm 7^\circ$ . As a consequence, increasing the TS range as determined by Lilja's equation was included in the potential angle variability of the fish.

According to determination criteria and after manual removal of all noises and interferences, the Love equation detected 385 salmon. Using Lilja's formula and a swimming anglerestrictive value of 180°, only 150 fish were recorded. Thus, considering that

one third of the river is insonified and that the area close to the transducer is a blind zone, the minimum potential number of salmon recorded in 2010 and 2011 could be estimated between 150 and 385 fish. Finally, applying a  $180^\circ \pm 7^\circ$  value of fish angle, 189 salmon migrating upstream with a high speed were identified.

During the 2010 campaign, 127 upstream migrations were recorded over a survey period of 107 days (mean = 1.17 by day), whereas 57 migrations were observed during dam dysfunction in 2010 (Fig. 2). In 2011 only 62 were observed over a 65 days survey period (mean = 0.95 by day).

There were no significant differences between the estimated length curves of salmon identified by hydroacoustic method ( $n = 189$ ) and caught by angling ( $n = 46$  in 2010 and 2011) ( $R_s = 0.65, p < 0.05$ ): one peak is observed at approximately 60 cm in both the observed and estimated sizes (Fig. 3).

A progressive decrease in upstream migration was observed between midnight (0:00 AM) and 8:00 PM (Fig. 4). For the 189 salmon detected, 70.4% migrated during low discharge periods (Mann–Whitney Wilcoxon test,  $W = 2955, p = 0.02$ ). The daily rhythm was closely linked to the discharge rates and the dam functioning: during free-flowing phases, 69% of the salmon ( $n = 32$ ) were recorded at night, and 31% were recorded during the day ( $z_0 = 2.83$ ). The same observation was made during dam dysfunction ( $n = 57$ ) ( $z_0 = 4.64$ ). Conversely, during operating phases ( $n = 100$ ), upstream migrations were similar between day and night, with, 47% and 53%, respectively, of upstream migration of salmon ( $z_0 = 0.60$ ).

### 3.2. Influence of hydraulic modifications on migration

Salmon detected during dam dysfunction in the 2010 period were excluded from the analysis. According to the 2010 and 2011 results, dam activity influences salmon upstream migration (Fig. 5A,  $n = 100$ ). A first activity peak was observed at HT+1 and HT+2. It corresponded to the fill-in by tide (FIT) phase, when large volumes of water started to enter in the Couesnon River. Rates of migration were considerably reduced during fill-in by freshwater (FIF), when the valves were closed and the river was at full capacity. A second activity peak was observed at HT+6, the first hour of water release (WR), whereas the migration rate decreased and remained low until the last hours of this phase (HT+10–HT+12), when the valves were completely open.

The abundance of salmon migrating in the open-valves phases was significantly different than the abundance of salmon migrating in the closed-valves phases (Aspin–Welch test,  $t = 3, df = 10.9, p = 0.01$ ). During the Free-Flowing phases (Fig. 5.B,  $n = 32$ ), upstream migrations were not influenced by tidal rhythm; passages were not related to flow and ebb tide (Aspin–Welsh test,  $t = -0.84, df = 7.5, p = 0.43$ ). Although the monitoring site is located 8 km upstream from the dam, our results showed that the abundance of

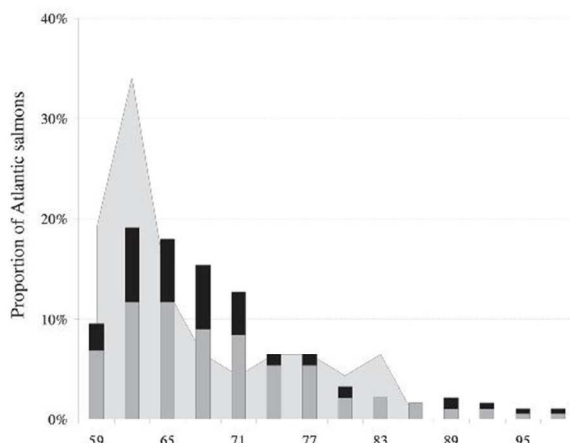


Fig. 3. Frequency curves of estimated sizes in centimeters (Lilja et al., 2000) of detected salmon in 2010 (histogram, in grey) and 2011 (histogram, in black) relative to measured sizes of angled salmon in the Couesnon River in the same period (area, in grey, ONEMA data, 2007–2010).

migrating salmon is linked to the opening/closing phases of the dam.

According to the 2010 and 2011 surveys, salmon positions in the beam were influenced by dam operating phases (Fig. 6). During the water release phases, 60% of the salmon migrated along the right riverbank ( $n = 37$ ), whereas during the other active phases ( $n = 63$ ), 72% of the migrants swam within the main channel (Mann–Whitney Wilcoxon test,  $W = 1565.5, p < 0.05$ ).

Salmon detected during the water release phases were recorded when the Couesnon River discharges were significantly higher than during other opening-closing phases of migration (ANOVA test,  $F = 0.75, p = 0.39$ ). The water column position of salmon during the free-flowing phases was also significantly different than during the water release phases (ANOVA test,  $F = 0.30, p = 0.61$ ).

Furthermore, the study suggests that the morphological conditions of the river influenced the activity and migration route within the river. For example, fish using riverbank pathways experienced significantly higher discharges and significantly lower water levels than fish using the channel for their migration (ANOVA test: discharge effect:  $F = 9.3, p < 0.05$ ; water level effect:  $F = 70.4, p < 0.05$ ).

### 4. Discussion

This study, using hydroacoustics techniques, allowed the first step in recognizing the target fish, namely, Atlantic salmon. Second

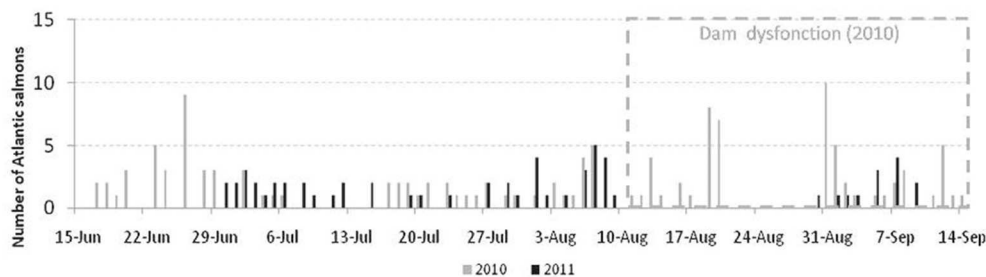


Fig. 2. Numbers of salmon upstream migrations observed over 2010 (black line) and 2011 (grey line) surveys. In August 2010, electric damage caused a dysfunction in the opening of the valves; this period is framed with grey dots.

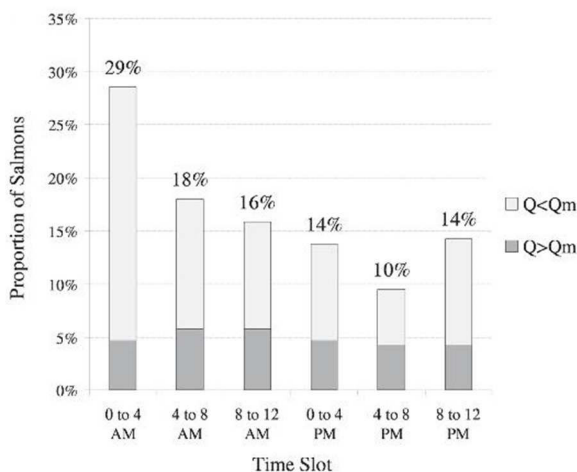


Fig. 4. Daily rhythm of salmon upstream migrations detected in 2010 and 2011 relative to the Couesnon River discharge (Q; discharge; Qm: mean of discharge during acquisition period).

step, observations recorded during 2010 and 2011 provide interesting data on migration patterns in salmon. Finally, third step observations suggest changes in the migratory behavior of returning adults in relation to sediments and water release from an estuarine dam, even if the true impact of the dam on the salmon migration is difficult to assess by the lack of a reference situation.

In fisheries management, hydroacoustics techniques are often limited by an inability to discriminate among fish taxa, particularly for side-looking applications in rivers, where migrating fish are insonified from a fixed transducer near the riverbank (Burwen and Fleischman, 1998). In the present study, the fish target, the Atlantic salmon, could be identified using several bibliographic criteria specific to the species. For example, for the upstream direction criterion, a threshold of low swimming speed was selected. Taking into account the literature (Kreitmman, 1932) and the knowledge of fish fauna in the Couesnon River population (Lafaille et al., 2000a), salmon were considered to be the fastest fish present in the hydrosystem. Furthermore, Lilja's equation (Lilja et al., 2000) is the most adapted for analysis of the data set and to extract potential salmon identifications, while Love's formula (Love, 1977) is not specific to Atlantic salmon and does not take into account the swimming angle adopted by the fish. Consequently, the resulting TS range is lower than Lilja's, and the number of potential salmon can be overestimated. By including angle variability, the results in the

–28 dB to –23 dB range are in line with morphological conditions (width of the river) and adult salmon potential of the river: 189 salmon were isolated from the 116,000 initial targets. Although Lilja's equation was defined with a 200 kHz frequency, recent works have shown that acquisitions with different frequencies provided similar estimates of the fish TS (Godlewska et al., 2009). Without a validation method in place, the number of salmon counted must be considered to be a proxy and not an absolute value. Indeed, other adults such as sea trout (*Salmo trutta*) might be confused with salmon using this analysis. However, the smallest mean size of the trout compared to the smallest mean size of salmon (from 46 to 60 cm: Baglinière and Maisse, 1991) limits the possibilities to include some sea trout in our database. Furthermore, the number of salmon migrating upstream is an underestimated proxy, as the beam covers almost one third of the river cross sectional area.

The observed size curve of tracked salmon was consistent with biological data recorded from fish caught by rod-fishing. Furthermore, grilse mean size in France is estimated at 65.2 cm (Baglinière and Porcher, 1994), which precisely corresponds to the mean size of the Couesnon River grilse (ONEMA, unpublished results). Most of the salmon were 60 cm in length, with a few exceptions (62–68 cm and 76–78 cm), even if the variability of the target strength was large for horizontal transmissions (Kubecka and Duncan, 1998).

The natural circadian rhythm of salmon was observed during migrations in the Couesnon River when the dam was in the free-flowing phase. Previous observations noted that Atlantic salmon (mainly grilse) mainly migrate within the river during the night under low discharge conditions (from 8:00 PM to 8:00 AM) (Baglinière and Porcher, 1994; Lévesque and Harte, 1994). Inversely, migration patterns became more diurnal when the river discharges are high (Potter, 1988). However, hydraulic modifications due to valve movements during the operating phases suggested disruptions in the circadian rhythm of the salmon. The 2010 and 2011 surveys revealed important information on fish response to modified hydromorphological conditions imposed by the dam. Recorded observations showed that most salmon traveled across the dam before the valves were closed, meaning that the salmon were able to modify their migration timing. However, it is difficult to determine the driving factors. During the closed phases most salmon did not use the fishways implemented in the dam. Fishways are thus not very efficient because they do not attract fish.

Upstream migration peaks were observed during the first hours of the valve opening phases, when the river was filled by seawater and when water release started. As soon as the valves were closed, the migration activities decreased and remained low throughout that phase. In contrast, when the valves started to open, migration activity increased significantly. Thus, water release could stimulate the upstream migration (HT+6), even if this high migration activity

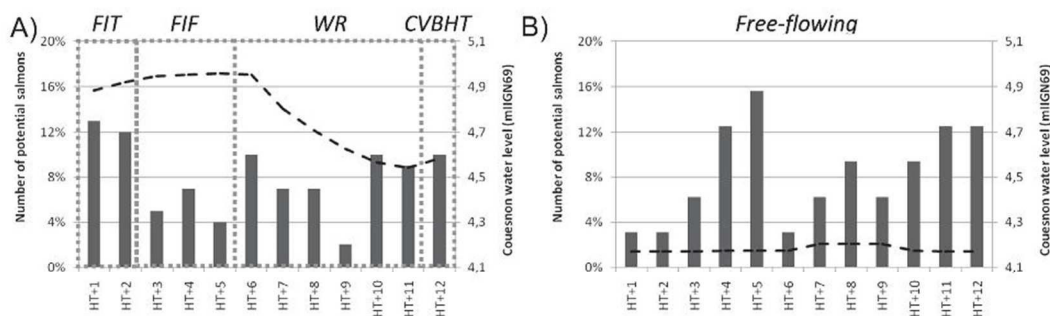
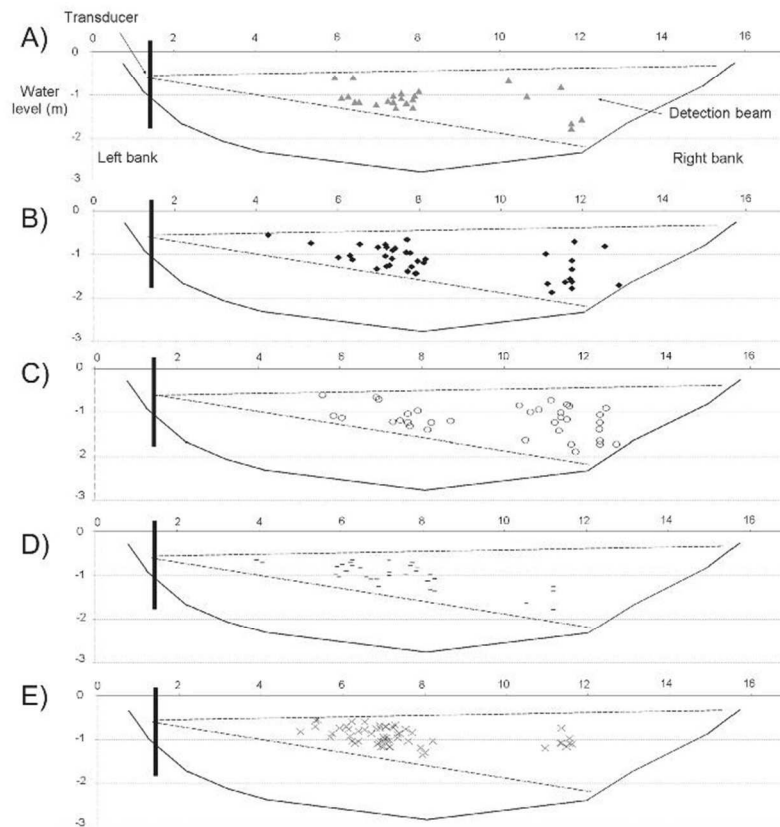


Fig. 5. Salmon upstream migrations and water levels in the Couesnon River (dotted line) depending on tide phases (with HT+i = High Tide timing + i hours) A) during dam operating phases; B) during free-flowing phase (FIT: Fill In by Tide; FIF: Fill In by Freshwater; WR: Water Release; CVBHT: Closed Valves Before High Tide).



**Fig. 6.** Positions of Atlantic salmon in the theoretical beam recorded in the 2010 and 2011 monitoring periods A) during phases of fill-in by tide; B) during the closed valves phases (fill in by freshwater, closed valves before high tide); C) during the operating phases of water releases; D) during the free-flowing phases; E) during dam dysfunction (August 2010).

was not constant along this phase and decreased significantly at HT+8, when the water discharge was low. This result agrees with those found in the literature. In fact, many authors have demonstrated that an increase in water discharge can act as a trigger for the Atlantic salmon upstream migration (Baglinière and Porcher, 1994). At HT+10, when the valves were fully opened, the migration activity increased again and thereafter remained constant along the opening phase. The complete opening of the valves, combined with tide arrival, appeared to increase the favorable conditions to upstream migration. During this short time, the river returned back to its natural hydraulic conditions. Furthermore, when hydraulic continuity was completely restored (free-flowing phase), a few grilses were recorded next to the right riverbank, which suggested that the preferred pathway was the channel. The same behavior was observed during the dysfunction of the dam and the closing valve period, which is a situation comparable to natural conditions, when the river is free flowing.

The distance between the monitoring site and the dam did not appear to affect our observations on fish behavior and migration patterns. During fill-in by tide phases, 75% of migrating fish swam in the middle of the channel, where fish use the strong currents to follow their upstream migration. In contrast, during active phases of water release, fish were subjected to a large increase in flow rates and consequently to high stress, which may cause fish to lose a substantial amount of energy in their fight against the current. Salmon positions in the detection beam were significantly different

during these phases: 60% were recorded migrating close to the riverbank. Our results are consistent with these general observations, as during high discharge periods, adult salmon swim close to the river bed or river bank where flow velocities are the lowest (less than  $1 \text{ m s}^{-1}$ ), thus finding "energetic comfort conditions" (Baglinière and Porcher, 1994; Lévesque and Harte, 1994).

This study showed the use of several criteria proposed in the literature to determine ways to reduce species identification bias. In fact, quoted limits to hydroacoustics often are related to species identification. Moreover, the present study shows that the hydroacoustics technique appears to be a reliable method for analyzing the behavioral characteristics of adult salmon during river migration. These characteristics include circadian rhythm, the position in the water column and the response to hydrological variability. This method also allows for an analysis of the impact of estuarine dam releasing water and sediments on salmon migratory behaviour. Our results showed that the salmon have an adaptive capacity to the five phases of this controlled dam by modifying their migration time and swimming efforts on the opening and closing phases of the dam.

Therefore, we determined that the migration activity is influenced by two main factors: 1) The opening phases of the dam; and 2) the circadian rhythm of the salmon when estuarine continuity is restored in a free-flowing phase.

An assessment of the spawning run remains a key factor in understanding the changes in salmon stocks, and the

hydroacoustics technique shows to be an adaptable method to complement decision tools for the sustainable management of Atlantic salmon stocks in Mont Saint Michel Bay. Furthermore, in the context of ecological continuity for the restoration of rivers, imposed by the WFD (Water Framework Directive), the protocol described in this paper could be easily reproduced to analyze the response of migratory fish to engineering construction.

### Acknowledgments

We thank the "Syndicat Mixte Baie du Mont Saint Michel" for funding this study (2009–2014). We thank to Charlotte Decelière for her help at the beginning of the project, and we give a special thanks to Gregoire Delfosse for his help with English syntax and translation corrections.

### References

- Almeida, P.R., 1995. Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 202, 137–150.
- Arrhenius, F., 1999. Can stationary bottom split-beam hydroacoustics be used to measure fish swimming speed in situ? *Fisheries Research* 45, 31–41.
- Baglinière, J.L., Guyomard, R., Héland, M., Ombredane, D., Prévost, E., 2001. Ecologie des populations de Poissons des cours d'eau à Salmonidés. In: Neveu, A., Riou, C., Bonhomme, R., Chassin, P., Papy, F. (Eds.), *L'eau dans l'espace rural. Vie et milieux aquatiques. Collection Mieux Comprendre*. INRA, Paris, pp. 31–49.
- Baglinière, J.L., Maisse, G., 1991. La truite: biologie et écologie. In: first ed. (Paris).
- Baglinière, J.L., Porcher, J.P., 1980. Principales caractéristiques des adultes de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) capturés par pêche à la ligne dans trois fleuves côtiers du Massif Armoricain: le Scorff, la Sée et la Sélune. *Bulletin Français de Pisciculture* 279, 65–75.
- Baglinière, J.L., Porcher, J.P., 1994. Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique. In: Guéguen, J.C., Prouzet, P., Brest, I. (Eds.), *Le saumon atlantique: Biologie et gestion de la ressource*, pp. 101–122.
- Balk, H., Lindem, T., 2002. Fish detection in rivers with split-beam sonars. In: 25th Scandinavian Symposium on Physics Acoustics, Ustaoset.
- Bematchez, L., Dodson, J.D., 1987. Relationship between bioenergetics and behavior in anadromous fish migrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44, 399–407.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J., 1998. Evaluation of side-aspect target strength and pulse width as potential hydroacoustic discriminators of fish species in rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 2492–2502.
- Cronkite, G.M.W., Mulligan, T., Holmes, J., Enzenhofer, H., 2007. Categorising salmon migration behaviour using characteristics of split-beam acoustic data. *Aquatic Living Resources* 20, 205–212.
- Danaïs, M., Fouillet, P., Legendre, C., 1987. Le Couesnon et les marais de sa basse vallée. Etat initial. Rapport Min. Equip. Laboratoire Evolution des Systèmes Naturels et Modifiés. Université de Rennes 1. 47p.
- ElMejjati, S., Bell, J., Botz, J., Faulkner, A., Maxwell, S., 2007. Using Hydroacoustic Methods to Enumerate Migrating Salmon in the Copper River, Miles Lake Sonar Project. In: *Fisheries Data Series*, N. Alaska Department of Fish and Games.
- Enzenhofer, H.J., Olsen, N., Mulligan, T.J., 1998. Fixed-location riverine hydroacoustics as a method of enumerating migrating adult Pacific salmon: comparison of split-beam acoustics vs. visual counting. *Aquatic Living Resources* 11, 61–74.
- Fleming, I.A., 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Fish Biology and Fisheries* 6, 379–416.
- Foote, K.H., Knudsen, H.P., Vestnes, G., MacLennan, D.N., Simmonds, E.J., 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. In: ICES Cooperative Research Report.
- Frouzova, J., Kubecka, J., Balk, H., Frouz, J., 2005. Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research* 75, 86–96.
- Frouzova, J., Kubecka, J., Mrkvicka, T., 2011. Differences in acoustic target strength pattern between fish with one- and two-chambered swimbladder during rotation in the horizontal plane. *Fisheries Research* 109, 114–118.
- Godlewska, M., Colon, M., Doroszczky, L., Dlugoszewski, B., Verges, C., Guillard, J., 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz – consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research* 96, 11–16.
- Gregory, J., Claburn, P., Gough, P., 1996. The use of a hydroacoustic counter for assessing salmon stocks – annual progress report for the period April 1995 to March 1996. In: Progress Report 486/8/W by the National Rivers Authority, W.R., Cardiff, Wales.
- Guillard, J., Colon, M., 2000. First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echocounting in a lock on the Rhône River (France) using a split-beam sonar, and relationships with environmental data and fish caught. *Aquatic Living Resources* 13, 327–330.
- Hawkins, A.D., Smith, G.W., 1986. Radio-tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee. *Scottish Fisheries Research Report Number 36*. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. ISSN: 0308-8022.
- Kreitmann, M.L., 1932. La vitesse de nage des poissons. *Bulletin Français de Pisciculture* 54, 186–197.
- Kubecka, J., Duncan, A., 1998. Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. *Fisheries Research* 35, 115–125.
- Lafaille, P., Feunteun, E., Lefeuvre, J.C., 2000a. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51, 429–438.
- Lafaille, P., Thieulle, L., Feunteun, E., Lefeuvre, J.C., 2000b. Composition du peuplement piscicole d'un petit estuaire anthropisé (le Couesnon, France). *Bulletin Français de Pisciculture* 357/358, 191–208.
- Laughton, R., 1989. The Movements of Adult Salmon within the River Spey. *Scottish Fisheries Research Report Number 41*. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland in Association with The Spey District Salmon Fishery Board. ISSN: 0308-8022.
- Lévesque, F., Harte, M.K., 1994. Application de l'hydroacoustique en milieu fluvial: exemple de l'étude de la montaison du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) par sondage à double faisceau dans la rivière Moisie, Québec. *Bulletin Français de Pisciculture* 332, 33–41.
- Lilja, J., Jaala, E., Jokikokko, E., Romakkaniemi, A., 2006. Hydroacoustic Assessment of Salmon Spawning Migration into the River Simojoki in 2003–2005. Finnish Game and Fisheries Research Institute – Projects 705009 and 204023. EU Data Collection (minimum programme) and Baltic Salmon, Simojoki.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Jurvelius, J., Rossi, T., Heikkola, E., 2004. Simulation and experimental measurement of side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at high frequency. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, 2227–2236.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Riikonen, R., Jurvelius, J., 2000. Side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), whitefish (*Coregonus lavaretus*), and pike (*Esox lucius*). *Aquatic Living Resources* 13, 355–360.
- Love, R.H., 1971. Measurements of fish target strength: a review. *Fishery Bulletin* 69.
- Love, R.H., 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. *Journal of the Acoustical Society of America* 62, 1397–1403.
- Mulligan, T., Kieser, R., 1996. A split-beam echo-counting model for riverine use. *ICES Journal of Marine Science* 53, 403–406.
- Ona, E., 1999. Methodology for TS measurements. In: ICES Cooperative Research Report, p. 235.
- Potter, E.C.E., 1988. Movements of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in an estuary in south-west England. *Journal of Fish Biology* 33, 153–159.
- Romakkaniemi, A., Lilja, J., Nyakänen, M., Marjomäki, T.J., Jurvelius, J., 2000. Spawning run of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the River Tornionjoki monitored by horizontal split-beam echosounding. *Aquatic Living Resources* 13, 349–354.
- Sanchez, F., Prouzet, P., Diner, N., Lissardy, M., Casamajor, M.N.D., Cuende, F.X., 2002. In: Adour, I., UPPA, IFREMER (Eds.), *Observations acoustiques sur la remontée du Saumon atlantique (Salmo salar) dans l'estuaire de l'Adour (1999-2001)*.
- Simmonds, J., MacLennan, D., 2005. *Fisheries acoustics: theory and practice*. In: Tony, J., Pitcher, F.C., University of British Columbia, Canada (Eds.), *Fish and Aquatic Resources Series, second ed., vol. 10*. Blackwell Publishing.
- SIMRAD, 1996. *Instruction Manual, Portable Scientific Echosounder*. P2473, 36 p.
- Thorne, R.E., 1998. Experiences with shallow water acoustics. *Fisheries Research* 35, 137–141.
- Turner, G.E., 1975. *Timing of Migration of Atlantic Salmon (Salmo salar) within the Miramichi River System, New Brunswick, vol. 24*. ICES Anadromous and Catadromous Fish Committee, 4 p.

D'après cette analyse, lors de ces deux premières campagnes, 127 saumons ont été identifiés en 2010, 62 en 2011. Cependant, pour compiler ces données avec celles des trois campagnes suivantes, chacune de ces cibles ont été validées visuellement sur les échogrammes. D'après ces vérifications, 6 échos provenaient du lit de la rivière et ont été comptabilisés à tort comme saumons (2 en 2010 et 4 en 2011), ce qui ne remet pas en cause les résultats du précédent article. Les résultats discutés dans cette publication mettent en évidence que le mode de gestion du barrage par remplissage fluvio-maritime est le plus influent sur la dynamique migratoire du saumon. En effet, lorsque le barrage procède à des lâchers d'eau, plusieurs pics de migration sont enregistrés : le premier lors de la phase de remplissage du Couesnon par le courant de « flot » de la marée, un second dans les premières heures du lâcher d'eau, et le dernier en fin de lâcher d'eau, lorsque les vannes sont totalement ouvertes. Les saumons adaptent également leur position dans la section mouillée à l'hydrologie qu'ils rencontrent : lors des lâchers d'eau, les vitesses de courant sont plus importantes et les poissons remontent le fleuve à proximité des berges. Lors de ces cycles de marée, aucun rythme nyctéméral significatif n'est observé. A l'inverse, lors des marées avec gestion en écoulement libre ou en porte à flot (suite à la panne du barrage en août 2010, voir 2.1.1.3.2), les conditions hydrologiques sont plus constantes et l'activité de migration est majoritairement nocturne. Ce mode de gestion correspond à des conditions hydrologiques non perturbées et à un comportement naturellement décrit sur les cours d'eau dont l'estuaire n'est pas soumis à de ce type de contraintes anthropiques (Baglinière & Porcher 1994). En conclusion, d'après les résultats préliminaires publiés dans *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, il existe un réel impact du barrage sur la dynamique migratoire des saumons du Couesnon.

#### ***4.1.4.2. Analyse de la dynamique migratoire de 2010 à 2014***

L'acquisition des données a été poursuivie sur les trois années suivantes (2012 à 2014) avec la même méthodologie permettant d'identifier 214 autres saumons soit au total 397 (125 en 2010, 58 en 2011, 62 en 2012, 40 en 2013 et 112 saumons en 2014).

Conformément aux résultats des deux premières campagnes, les abondances de passage de saumons diffèrent en fonction du mode de gestion. Ainsi, sur la totalité des saumons identifiés, 97 individus ont été enregistrés lors d'une gestion en écoulement libre (et porte à flot lors de la panne du barrage en 2010), 17 lors d'une gestion avec remplissage fluvial et 283 lors d'une gestion avec remplissage fluvio-maritime. Le mode de gestion fluvio-maritime domine les campagnes d'acquisition, avec 68 % des marées couvertes par des acquisitions



hydroacoustiques (Tableau 12). Le nombre moyen de passages de saumon par cycle de marée pour chacun des modes de gestion confirme ces différences. Alors que 0,8 saumon par cycle de marée passent en mode d'écoulement libre (124 marées), cette moyenne diminue à 0,4 en gestion avec remplissage fluvio-maritime (654 marées) et à seulement 0,1 en gestion avec remplissage fluvial (180 marées).

Tableau 12. Répartition mensuelle et par campagne d'acquisition (%) des trois modes de gestion du barrage sur le Couesnon d'avril à octobre lors des campagnes 2010 à 2014. RFM : Remplissage Fluvio-Maritime ; RF : Remplissage Fluvial ; EL : Ecoulement Libre

Année	Gestion	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Octobre	Nov.	Somme
2010	RFM		80%	69%	57%	50%	69%			<b>63%</b>
	RF		20%	16%	26%	36%	31%			<b>25%</b>
	EL		0%	16%	17%	14%	0%			<b>12%</b>
2011	RFM			67%	72%	74%	62%			<b>70%</b>
	RF			33%	12%	14%	14%			<b>14%</b>
	EL			0%	17%	11%	24%			<b>16%</b>
2012	RFM		47%	61%	70%	65%	71%			<b>65%</b>
	RF		53%	39%	10%	10%	21%			<b>20%</b>
	EL		0%	0%	20%	25%	7%			<b>15%</b>
2013	RFM		68%	75%	77%	77%	61%	50%		<b>72%</b>
	RF		32%	25%	9%	6%	39%	25%		<b>22%</b>
	EL		0%	0%	14%	16%	0%	25%		<b>6%</b>
2014	RFM	86%	80%	52%	85%	63%	67%	68%	100%	<b>71%</b>
	RF	14%	20%	48%	15%	8%	3%	4%	0%	<b>13%</b>
	EL	0%	0%	0%	0%	29%	30%	28%	0%	<b>16%</b>
2010 à 2014	RFM	<b>86%</b>	<b>72%</b>	<b>67%</b>	<b>70%</b>	<b>64%</b>	<b>65%</b>	<b>67%</b>	<b>100%</b>	<b>68%</b>
	RF	<b>14%</b>	<b>28%</b>	<b>28%</b>	<b>14%</b>	<b>15%</b>	<b>22%</b>	<b>5%</b>	<b>0%</b>	<b>19%</b>
	EL	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>6%</b>	<b>16%</b>	<b>20%</b>	<b>12%</b>	<b>28%</b>	<b>0%</b>	<b>13%</b>

L'analyse globale de la dynamique migratoire des saumons atlantiques du Couesnon lors de ces cinq campagnes permet de préciser l'influence du barrage par le biais de plusieurs éléments nouveaux.

Les changements de mode de gestion ne provoquent pas de rupture dans les pics de remontée des saumons (Figure 32). Certains pics débutent alors que le barrage fonctionne en écoulement libre et se prolongent alors que les lâchers d'eau ont repris (exemples du 06/09/2011 ou du 20/08/2014).

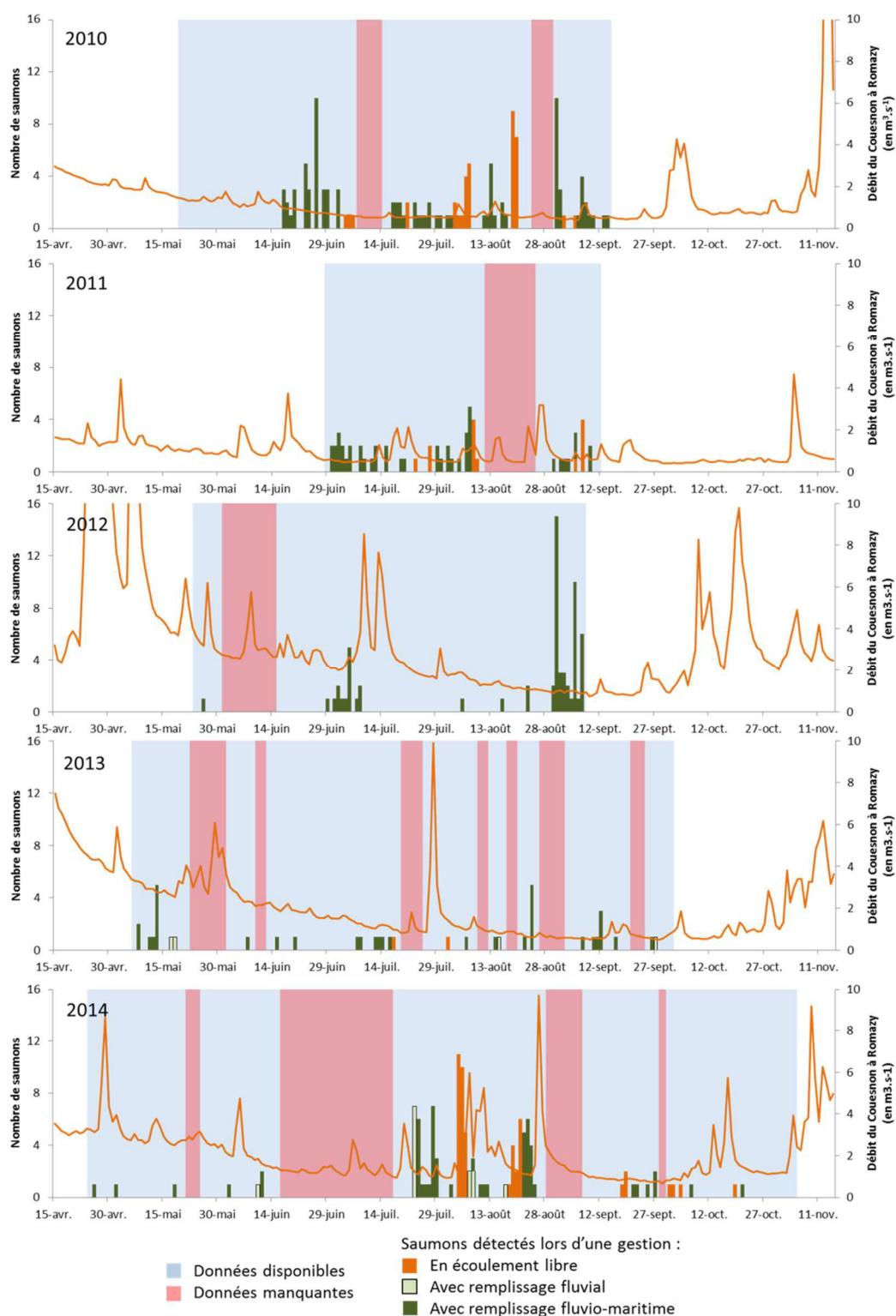


Figure 32. Répartition des saumons détectés en fonction de l'année, du mode de gestion du barrage et du débit à Romazy (en  $m^3 \cdot s^{-1}$ , données : Banque Hydro).

Le rôle important mais néanmoins variable du débit fluvial dans la distribution des passages au cours des différentes campagnes en raison de la variabilité des conditions hydrologiques annuelles (Figure 33). En 2010 et 2011, les conditions hydrologiques sont stables et les débits

bas (débits moyens sur la période mai à octobre de 1,0 et 0,9 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>). Les migrations sont très bien réparties tout au long de la période d'acquisition et de très faibles augmentations du débit semblent déclencher des pics de remontée des saumons (Figure 32). En 2012, année de forte hydraulité (3,0 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> en moyenne sur la même période), les patterns de migration sont nettement différents et s'organisent autour de deux pics principaux, observés aux périodes hydrologiques les plus calmes. En 2013, année d'hydraulité moyenne (1,7 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), les saumons sont détectés tout au long de la campagne et le seul pic de très fort débit (28/07, débit multiplié par 10 en deux jours) n'entraîne pas d'augmentation de l'abondance des saumons. En 2014, année également d'hydraulité moyenne (1,9 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), les principaux pics de migrations sont observés juste après ou dans les premières heures des coups d'eau des mois de juillet et août.

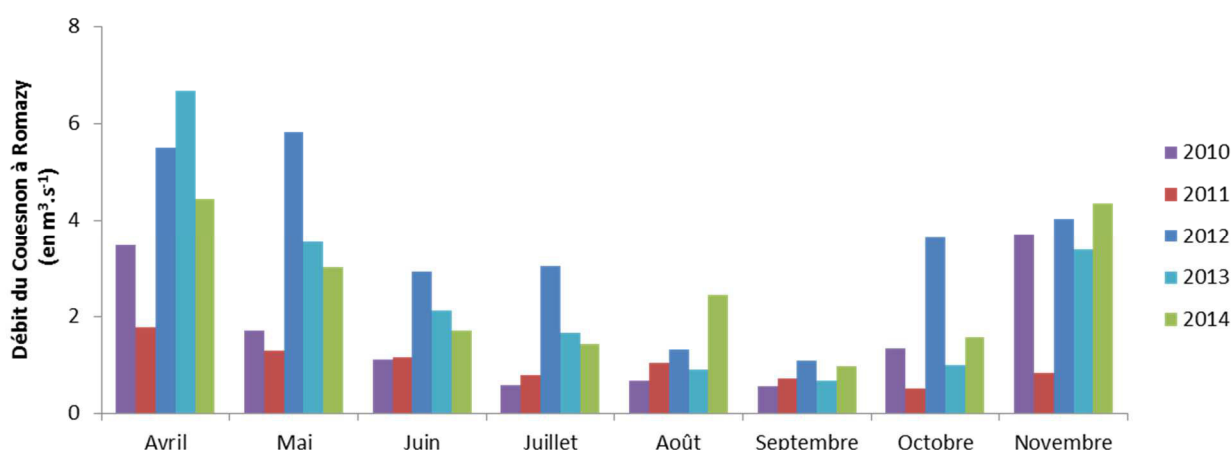


Figure 33. Débit moyen mensuel à Romazy de 2010 à 2014 (données : Banque Hydro).

Le rôle du cycle de la marée sur la dynamique migratoire qui reste fonction du mode de gestion du barrage. Pour étudier l'influence du fonctionnement du barrage sur les migrations de saumons, leur dynamique est étudiée à deux échelles cycliques temporelles : le cycle de marée, au cours duquel les phases de gestion du barrage se succèdent, et une période de 24h, décrivant le rythme nyctéméral des saumons atlantiques.

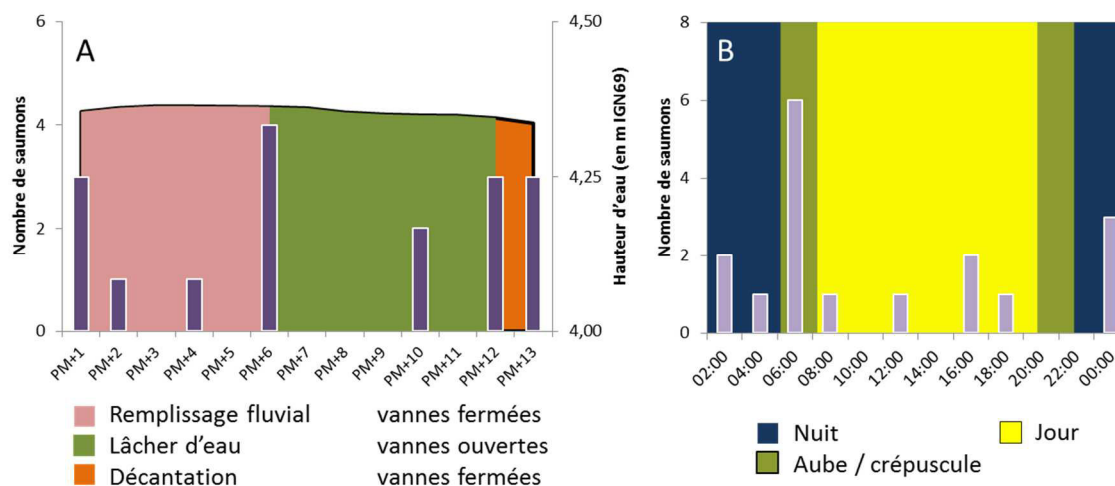


Figure 34. Répartition des passages de saumons lors d'une gestion avec remplissage fluvial (n = 17) A) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) ; B) : au cours des heures de la journée

Le faible nombre de saumons passant lors des **gestions avec remplissage fluvial** ne permet pas de mettre en évidence un rythme particulier (Figure 34). Ce mode de gestion enregistre le plus faible taux de passage par cycle de marée (0,1 saumon détecté / cycle de marée).

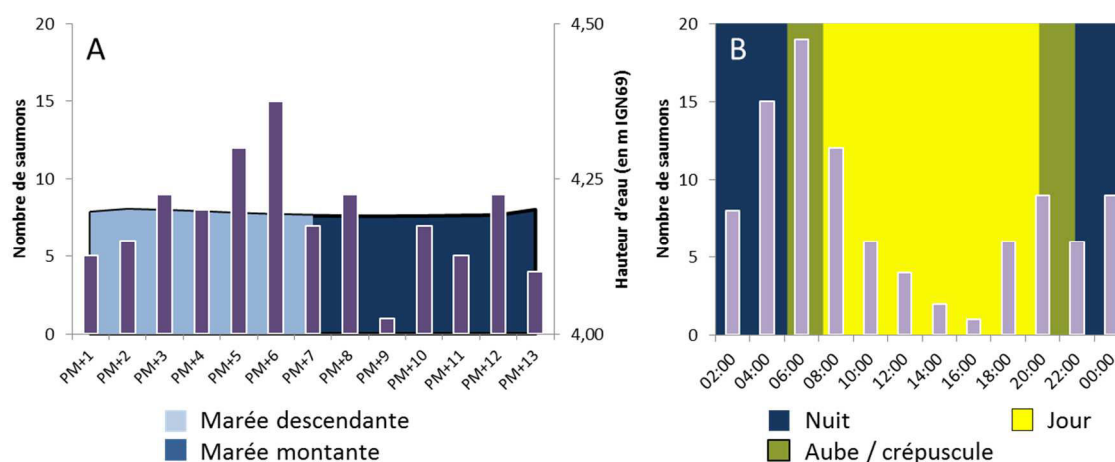


Figure 35. Répartition des passages de saumons lors d'une gestion en écoulement libre (n = 97) A) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) ; B) : au cours des heures de la journée

En mode de **gestion en écoulement libre**, les vannes du barrage restent continuellement ouvertes. Le taux de passage des saumons augmente graduellement au cours de la marée descendante (Figure 35.A), mais la dynamique migratoire en fonction du cycle de marée diffère fortement selon les années (Figure 36). Les effectifs enregistrés en 2011 et 2013 ne sont pas suffisants pour statuer sur une dynamique de migration. Quant à 2012, aucun saumon

n'a été enregistré lors de ce mode de gestion. Les saumons observés en 2010 sont majoritairement passés en marée montante, ceux de 2014 quasiment exclusivement en marée descendante.

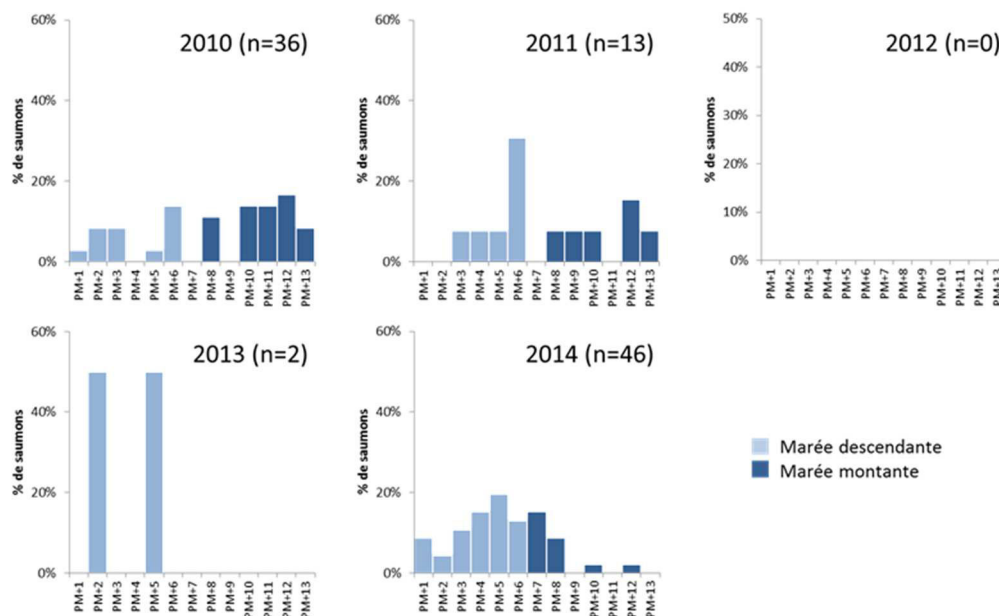


Figure 36. Répartitions des passages de saumons entre deux étales de pleine mer (PM) lors d'une gestion en écoulement libre (n = 97) pour les cinq années de suivi hydroacoustique

Par ailleurs, si 97 saumons sont détectés sur les 124 cycles de marée en écoulement libre couverts lors des cinq années (0,78 saumon par cycle de marée en moyenne), 60% de ces marées sont vierges de tout passage. Ces résultats démontrent que les conditions tidales ne semblent pas influencer le déclenchement des migrations de saumon lors de ce mode de gestion. De fait, en mode de gestion écoulement libre (marée à faible coefficient), la continuité hydrologique entre le fleuve et la mer restaure le fonctionnement naturel du fleuve, par le biais d'une importance plus grande du débit fluvial. L'analyse plus fine de ces périodes réparties sur les 5 campagnes révèle que 93% (n = 90 individus) de ces migrations sont enregistrées dans les premières heures, ou quelques jours après un pic de débit (Figure 37). La concomitance d'un pic de débit avec une gestion en écoulement libre semble créer des conditions favorables pour la remontée des saumons.

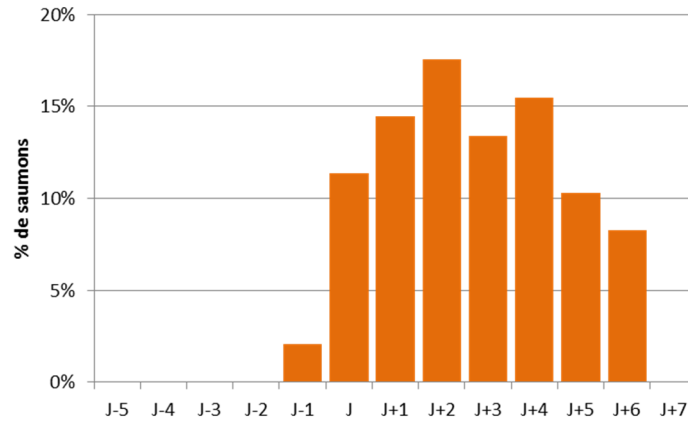


Figure 37. Taux de saumons détectés en phase d'écoulement libre en fonction du jour lors duquel le pic de débit est enregistré (J) (n = 97)

L'analyse des heures de passage des saumons au droit du site de suivi confirme le rétablissement d'un comportement de remontée naturel observé sur les deux premières campagnes à savoir une migration majoritairement nocturne (Baglinière & Porcher 1994), tôt le matin et en fin de journée (87 %) (Figure 35.B).

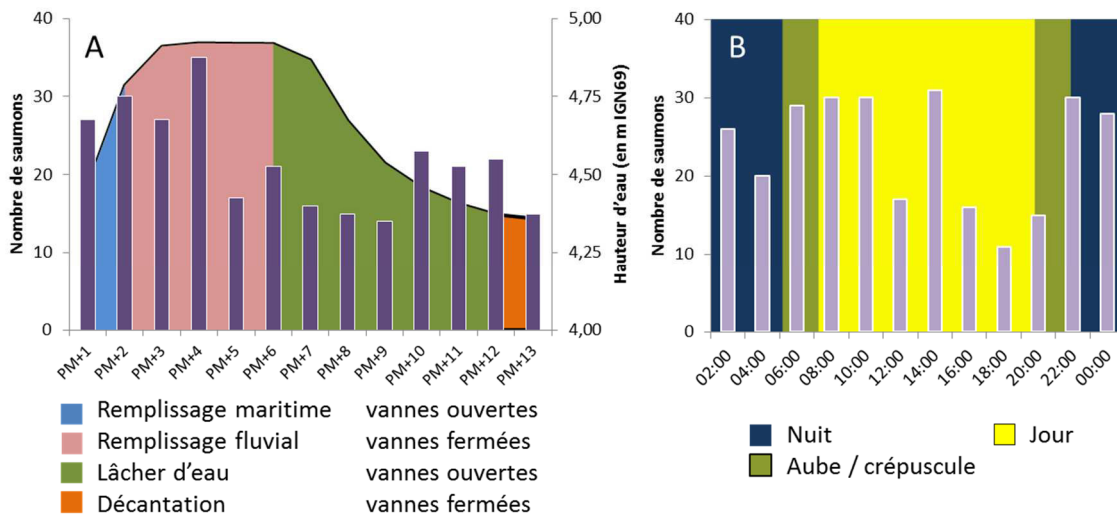


Figure 38. Répartition des passages de saumons lors d'une gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 283) A) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) ; B) : au cours des heures de la journée

En revanche, le cycle de marée, en raison de son influence sur la dynamique hydrologique du site *via* le fonctionnement du barrage, a une influence réelle en **gestion avec remplissage fluvio-maritime**. Le rythme des migrations se calque sur les mouvements d'eau provoqués par l'ouverture et la fermeture des vannes du barrage (Figure 38.A). Lors de la phase de remplissage maritime, les saumons utilisent l'inversion du courant pour migrer vers l'amont et cette migration se poursuit dans les premières heures de la phase de remplissage fluvial (42%

des individus sont observés avant PM+4). Lorsque le remplissage se termine, les vitesses d'écoulement se stabilisent et l'activité de migration diminue d'intensité. Puis, lors du lâcher d'eau, un léger pic d'activité est observé dans les premières minutes avant une diminution des migrations vers l'amont lorsque les vitesses d'écoulement sont maximales (PM+7 à PM+9, 16% des individus). En fin de phase de lâcher d'eau (PM + 10), l'abaissement complet des vanes correspond à un retour à des conditions naturelles de continuité estuarienne et des niveaux de vitesse d'écoulement et de hauteur d'eau. Durant cette période jusqu'à la pleine mer suivante, 30% des saumons migrent vers l'amont.

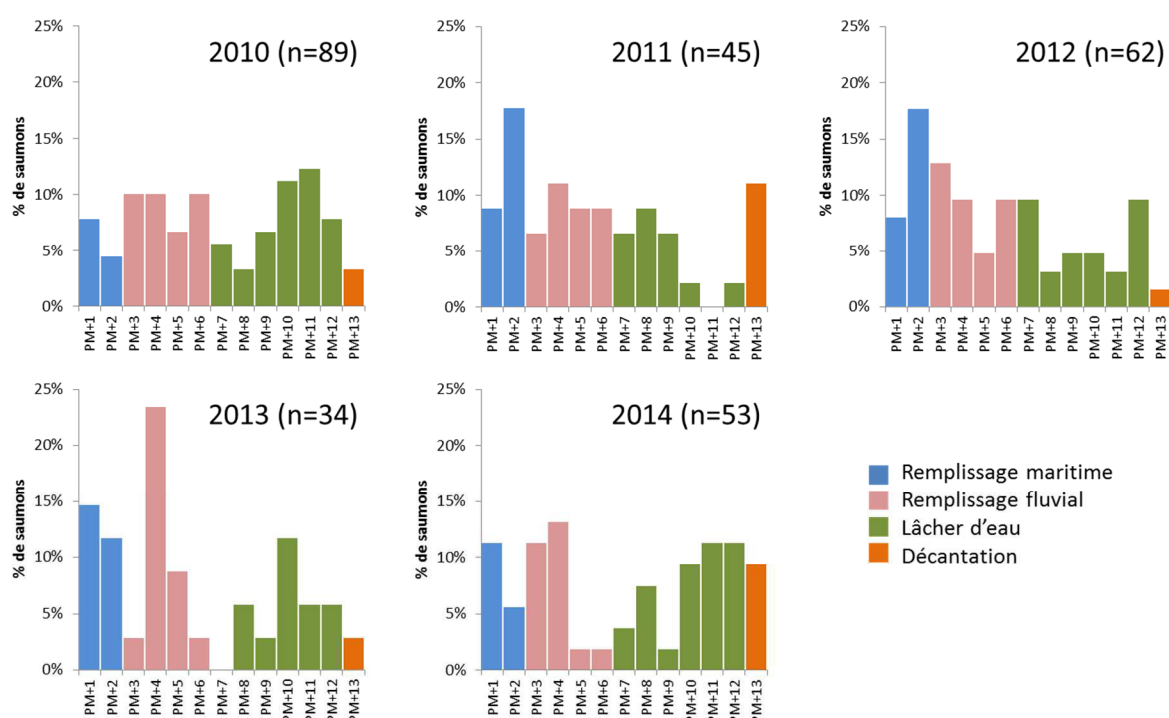


Figure 39. Répartitions des passages de saumons entre deux étales de pleine mer (PM) lors d'une gestion avec remplissage fluviomaritime (n = 283) pour les cinq années de suivi hydroacoustique

Ce schéma général s'applique d'une manière globale à toutes les campagnes mais avec quelques différences selon l'année. Si l'on observe toujours un pic d'activité lors de la phase de remplissage par la marée, il est atteint lors de la fin du remplissage maritime pour les années 2011 et 2012 et au début du remplissage fluvial pour les trois autres campagnes (Figure 39). Le pic d'activité en fin de lâcher d'eau est également identifiable sur les cinq campagnes même si les observations faites lors de la campagne 2011 sont légèrement différentes. En effet, le pic est observé à PM+13, avant la pleine mer suivante et de nombreux passages sont enregistrés lors de la première phase du lâcher d'eau: 16% de PM+8 à PM+9

lors du pic de vitesse d'écoulement, contre 8 à 10% pour les quatre autres années. Cette différence peut s'expliquer par le très faible débit du cours d'eau tout au long de l'année ce qui a vraisemblablement diminué l'intensité des vitesses d'écoulement lors des lâchers d'eau. Ainsi en mode de gestion de remplissage fluvio-maritime, les phases d'ouverture et de fermeture des vannes du barrage conditionnent la progression des saumons vers l'amont en modifiant les mouvements d'eau des parties aval du Couesnon. Les saumons apparaissent migrer lors des conditions les moins contraignantes, c'est-à-dire quand ils peuvent être portés par un courant de marée ou lorsque les débits qu'ils rencontrent ne leur demandent pas une consommation d'énergie trop importante. Par ailleurs, lors de ce mode de gestion du barrage, il n'apparaît aucun rythme nyctéméral ou lié à une période quelconque du jour (Figure 38.B).

Le comportement des saumons est clairement lié aux conditions hydrologiques du système et leur réponse s'adapte aux conditions qu'ils rencontrent : dans des conditions stables, une augmentation de faible amplitude du débit fluvial suffit à déclencher un déplacement vers l'amont. Cependant, si le pic de débit est trop soudain ou trop important, aucune réponse n'est observée : les saumons semblent rechercher préférentiellement des conditions plus calmes pour remonter le courant en limitant leurs dépenses énergétiques.

Compte tenu de l'importance dans le temps du fonctionnement du barrage par remplissage fluvio-maritime (deux tiers des marées), ce mode de gestion est celui qui a le plus d'influence sur la dynamique migratoire. Ce fonctionnement provoque des mouvements d'eau auxquels le saumon répond, l'obligeant à adapter son activité de remontée aux conditions les plus favorables et les moins énergivores. La gestion du barrage en mode remplissage fluvio-maritime impose à ces poissons de se caler sur les rythmes des mouvements d'eau plus que sur leur rythme d'activité naturel : il n'existe aucun rythme d'activité nyctéméral. En revanche, même si le mode de gestion du barrage en écoulement libre est peu utilisé dans le temps, il reste celui au cours duquel le taux de passages du saumon est le plus élevé en raison d'un retour à une continuité hydrologique en estuaire : l'observation d'une activité nocturne correspond à un comportement naturel de remontée d'un saumon en conditions hydrologiques et estuariennes non perturbées.



#### 4.1.5. Utilisation de la méthodologie adaptée pour la sélection des saumons atlantiques sur le Couesnon.

Suite à la faible efficacité de la méthodologie initiale utilisée pour identifier les saumons (22 %), estimée lors des expérimentations de couplage du sondeur avec le DIDSON (voir 3.1.2), la méthodologie de sélection a pu être adaptée *i)* en ajoutant trois critères : distance minimale du sondeur  $\geq 4,6$  m), durée de la détection dans le faisceau  $\leq 1$  seconde et intervalle d'angle de passage du poisson  $90^\circ \pm 20^\circ$  ; *ii)* en modifiant les seuils de deux autres critères : diminution du seuil minimal de la vitesse de nage  $\geq 0,35$  m.s<sup>-1</sup> et diminution de l'intervalle de TS [-27,6 dB ; -23 dB]. D'après les résultats du couplage sondeur / DIDSON, cette méthodologie permet d'atteindre l'efficacité de détection de 71% en divisant par 7 le nombre de poissons d'espèces autres que le saumon.

L'utilisation de ces nouveaux critères permet la sélection de 200 individus au cours des cinq campagnes, soit presque deux fois moins que le nombre obtenu avec les critères initiaux (Tableau 13).

Tableau 13. Description du nombre de cibles sélectionnées par les deux filtres en fonction des 5 campagnes de suivi: critères initiaux et critères adaptés.

	2010	2011	2012	2013	2014	Total
Critères initiaux	125	58	62	40	112	<b>397</b>
Critères adaptés	89	39	31	12	29	<b>200</b>
Cibles communes	71	32	27	10	26	<b>166</b>
Cibles éliminées	54	26	35	30	86	<b>231</b>
Cibles ajoutées	18	7	4	2	3	<b>34</b>

Les résultats montrent que 83% des cibles sélectionnées par les nouveaux critères font déjà partie de la sélection initiale, ce qui explique la très forte corrélation entre les cibles sélectionnés par les deux méthodes et se traduit par une répartition similaire des cibles sélectionnées sur la période de migration des saumons sur l'ensemble des cinq campagnes ( $R^2 = 0.63$  ;  $p < 0,05$ ) (Figure 40) et pour chacune d'entre elles.

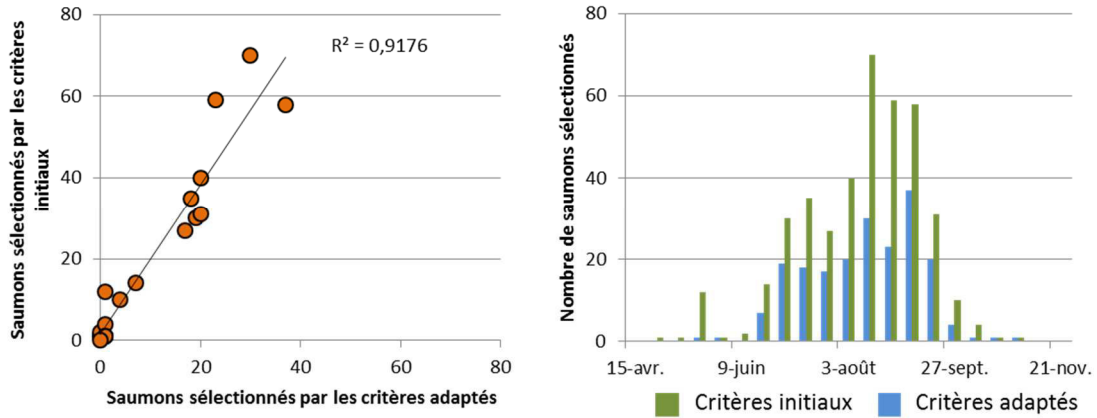


Figure 40. Corrélation des abondances de saumons en fonction de leur date de passage et en fonction de la méthodologie utilisée pour les sélectionner (critères initiaux : n = 397 ; critères adaptés : n = 200) et leurs répartitions respectives en fonction de leur date de passage (données 2010 à 2014).

Compte tenu de la modification de l'intervalle de TS, la distribution des tailles diffère significativement de celle des 397 saumons sélectionnés par la méthodologie initiale (Wilcoxon ;  $p < 0,05$ ). Les TS les plus faibles sont exclues de la nouvelle gamme de sélection (Figure 41), ce qui impacte les abondances des tailles les plus faibles. Aucune différence significative n'est dès lors observée entre les distributions des individus d'une taille supérieure à 56 cm lorsque l'on compare les deux méthodes (Wilcoxon ;  $p = 0,27$ ).

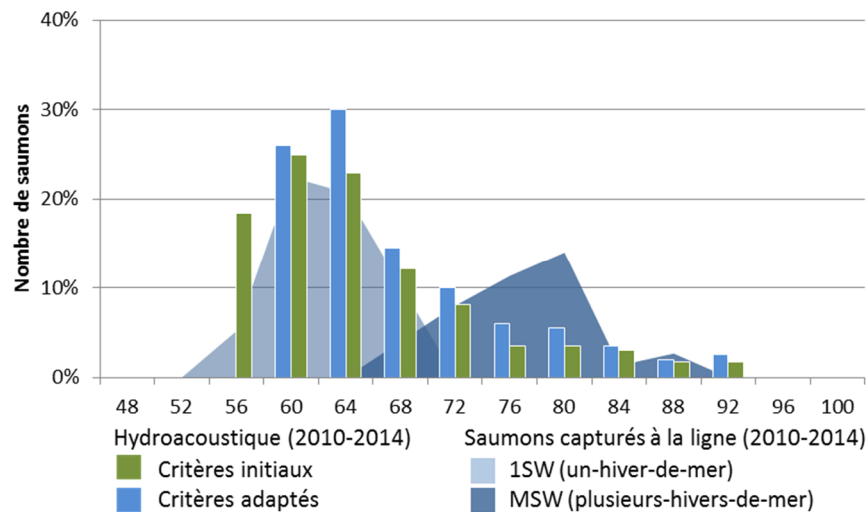


Figure 41. Distribution des tailles estimées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques avec les critères initiaux (n = 397) et les critères adaptés (n = 200) et des saumons capturés à la ligne sur le Couesnon lors des campagnes d'acquisitions 2010 à 2014 en fonction de leur âge de mer (1SW : n = 108 ; MSW: n = 76).

Conséquence directe de ce changement, la distribution des tailles des individus capturés à la ligne est plus éloignée de celle des tailles calculées à partir des TS des échos des saumons

sélectionnés avec la nouvelle méthodologie qu'avec l'ancienne : la distribution des tailles des individus diffère significativement de celle des castillons capturés à la ligne (Wilcoxon ;  $p < 0,05$ ). De plus, lorsque la distribution des tailles entre les castillons et les saumons de printemps est étendue aux saumons sélectionnés à partir des données hydroacoustiques, la proportion des castillons potentiels parmi les individus sélectionnés passe de 76% à 68%.

La répartition des passages de saumons en fonction des modes de gestion est identique à celle observée avec la sélection issue des critères initiaux : 23% des passages sont enregistrés lors de gestion en écoulement libre (contre 24% avec les critères initiaux), 3% lors de gestion avec remplissage fluvial (contre 4%) et 74% lors de gestion avec remplissage fluvio-maritime (contre 72%). La répartition temporelle des passages de saumons est identique à celle observée avec la méthodologie initiale en fonction du mode de gestion du barrage (Figure 42) et du nyctémère (Figure 43).

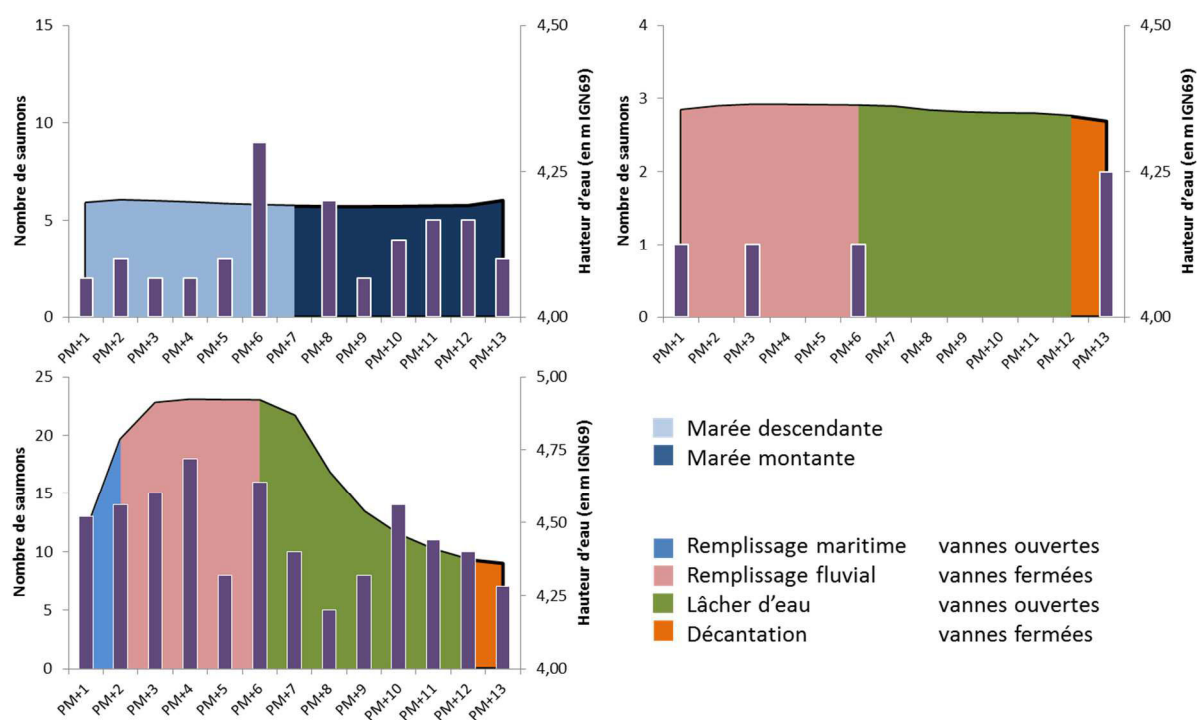


Figure 42. Répartition des passages de saumons entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) : écoulement libre (n = 46), gestion avec remplissage fluvial (n = 5), gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 149).

Conformément aux résultats initiaux, lors d'une gestion en écoulement libre, l'organisation des passages est plus dépendante d'un contexte hydrologique global du fleuve et d'un rythme nyctéméral marqué que du rythme des mouvements d'eau dus aux marées. Lors de ce mode

de gestion, les saumons profitent de pics de débits fluviaux et de l'absence de lâcher d'eau par le barrage pour remonter le Couesnon, préférentiellement la nuit.

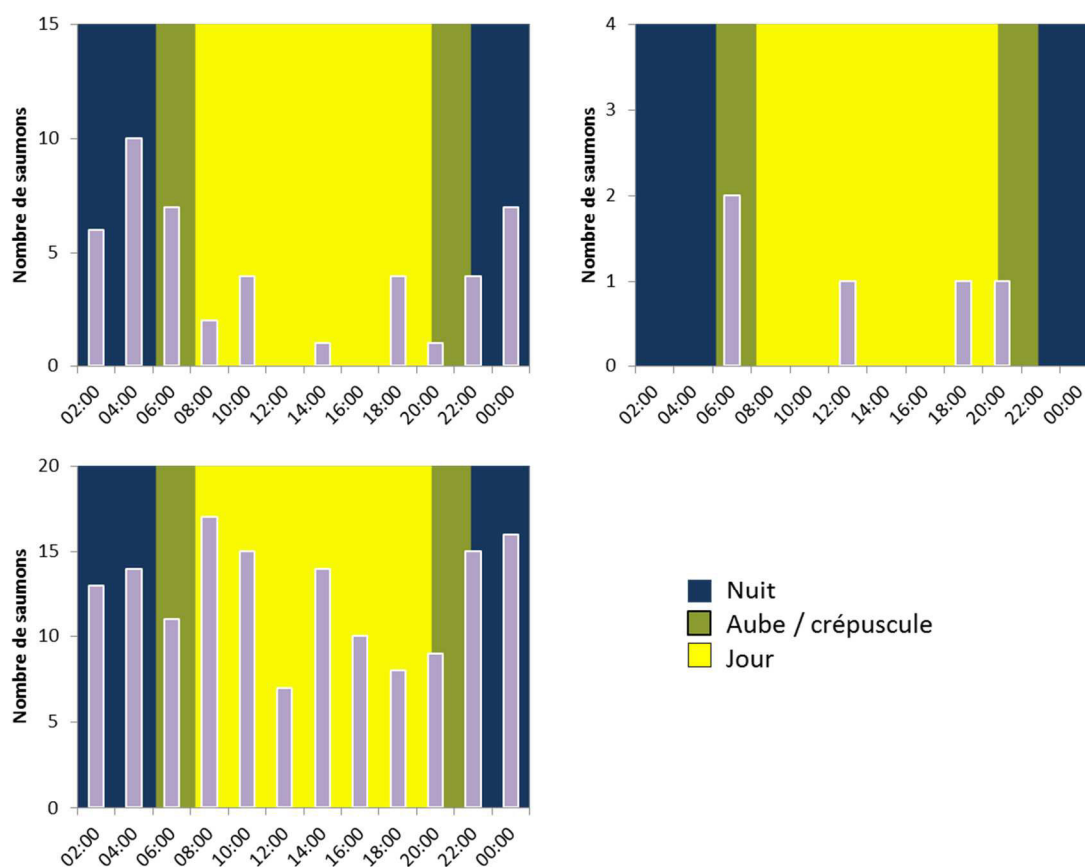


Figure 43. Répartition des passages de saumons au cours du nyctémère en fonction des phases de gestion du barrage et des hauteurs d'eau (en m IGN69) : écoulement libre (n = 46), gestion avec remplissage fluvial (n = 5), gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 149).

En gestion avec remplissage fluvio-maritime, la dynamique migratoire présente les trois pics préalablement décrits, et ceux-ci sont encore plus visibles. Un premier initié par le remplissage maritime crée une augmentation graduelle des passages jusqu'à PM+4. Les migrations sont moins importantes au milieu du remplissage fluvial alors que les niveaux d'eau et les vitesses d'écoulement sont stabilisés avant le lâcher d'eau. Le second pic survient lors des premières minutes du lâcher d'eau. Puis, les passages de saumons diminuent alors que les vitesses d'écoulement augmentent jusqu'à atteindre leur maximum à PM+8. Le troisième pic a lieu en fin de lâcher d'eau lors que les vannes sont totalement ouvertes et que les vitesses d'écoulement retrouvent leur niveau naturel. Par ailleurs, l'analyse des heures de passage de ces saumons ne révèle aucun rythme nyctéméral.

L'adaptation des critères utilisés n'a eu qu'une conséquence clairement marquée à savoir diminuer par deux le nombre de saumons détectés. La gamme de TS plus restreinte pour diminuer le risque de sélectionner des poissons d'autres espèces limite l'identification des plus petits saumons. Au-delà de ces deux différences, comme la sélection par les critères adaptés inclut majorité de saumons déjà présents dans le premier jeu de données, les résultats sur la dynamique migratoire obtenus par les deux méthodes sont significativement similaires.

#### **4.1.6. Discussion : description de la dynamique migratoire des saumons du Couesnon par hydroacoustique**

Les résultats obtenus font apparaître la nécessité de s'interroger sur l'efficacité du taux de détection du saumon atlantique à partir des données issues de l'échosondeur avant de pouvoir analyser l'effet du barrage estuarien de la Caserne sur la dynamique migratoire de cette espèce sur le Couesnon.

##### ***4.1.6.1. Identification des saumons atlantiques à partir des données hydroacoustiques***

Les 397 saumons sélectionnés sur les 5 campagnes de suivi présentent des caractéristiques morphologiques et comportementales en accord avec les connaissances acquises sur l'espèce (Baglinière & Porcher 1994). La distribution des tailles extraites des valeurs de TS *via* l'équation de Lilja *et al.* (2000) n'est pas différente de celle des mesures de tailles extraites des données de capture à la ligne sur le Couesnon lors des campagnes de suivi. Par ailleurs, l'utilisation de la relation taille-âge de mer connue à partir de ces captures sur la distribution des tailles issues des données hydroacoustiques montre que la majorité de la population d'adultes migrants est composée de castillons (76%). Cette proportion est du même ordre que les populations du Scorff (84% entre 2004 et 2013, Jeannot & Baglinière, données non publiées) et surtout de l'Elorn (75% entre 2008 à 2014, Dartiguelongue, 2015). Cette proportion correspond à la répartition actuelle des composantes marines dans les stocks de saumon du Massif Armoricaïn avec une dominance de la composante castillon (Baglinière *et al.* 2004). Cette proportion peut toutefois être surestimée du fait de la période à laquelle ont débuté les acquisitions, postérieure à mars, début de la période de migration pour les saumons de printemps (Baglinière & Porcher 1994).

Cependant, la distinction des saumons parmi tous les passages de poissons au droit du sondeur sur les données hydroacoustiques repose sur plusieurs hypothèses dont le couplage de

l'échosondeur avec le DIDSON sur la Sélune a souligné la faible efficacité (voir 3.1.2). Cependant, ce résultat doit être pondéré par le très faible effectif sur lequel cette estimation est basée. Pour affiner cette analyse, des acquisitions complémentaires sont en cours. Malgré l'adaptation des critères de sélection aux résultats du couplage, aucune différence en termes de dynamique de migration, ni de répartition temporelle n'est mise en évidence. En dépit d'une diminution de près de 50% de leur abondance, les effectifs corrigés de saumons se composent de 83% de saumons ayant été sélectionnés par les critères initiaux, ce qui confirme la robustesse des filtres initiaux et la pertinence de l'analyse de la dynamique migratoire des saumons remontant le Couesnon réalisée en amont de ce travail de thèse. Les différences hydromorphologiques entre le site de la Sélune et celui du Couesnon peuvent expliquer cette absence de différence entre la méthodologie initiale et la méthodologie adaptée. Le site du Couesnon, contrairement à celui de la Sélune, subit plus de contraintes hydrologiques (fonctionnement du barrage, zone de balancement des marées, limite de salure des eaux), et offre ainsi des conditions moins favorables pour les poissons résidents, limitant ainsi la fréquentation du site, et l'intrusion de poissons d'autres espèces dans la sélection.

#### ***4.1.6.2. Influence du barrage sur la dynamique de migration des saumons atlantiques***

L'analyse des migrations de saumons sur le Couesnon lors des cinq années permet de disposer d'une image représentative de la dynamique migratoire de ces poissons face aux modifications hydrologiques induites par le barrage de la caserne. Il apparaît dans cette analyse que seuls les facteurs hydrologiques sont modifiés alors que la température de l'eau n'est pas impactée. Les effets des ouvertures et fermetures des vannes du barrage sur les mouvements d'eau du site de suivi sont dépendants du mode de gestion. Lors des marées au cours desquelles le barrage fonctionne en écoulement libre (13% des marées) ou en gestion avec remplissage fluvial (19% des marées), aucun effet significatif n'est observé sur le site de suivi : les conditions du milieu sont similaires aux conditions hydrologiques naturelles. A l'opposé, lors des gestions avec remplissage fluvio-maritime, qui représentent plus des deux tiers des marées lors des périodes d'acquisition, l'hydrologie du site est fortement influencée par les phases d'ouverture des vannes. Le site retrouve alors une courantologie proche de celle d'un estuaire, bien que le fonctionnement du barrage en amplifie l'intensité et en modifie la chronologie.

Les déclarations de capture à la ligne (Sauvadet 2015), les suivis annuels des jeunes stades de saumons (Indices d'Abondances des 0+ ; FDPPMA35, 2015) et le suivi hydroacoustique soulignent tous le même résultat : les saumons parviennent, malgré le fonctionnement particulier du barrage, à le franchir pour coloniser le Couesnon, et à se reproduire sur les frayères en amont du bassin versant. En premier lieu, le nombre des captures réalisées par pêche à la ligne augmente régulièrement depuis la mise en place du programme de restauration de la population de saumon sur le Couesnon (Figure 44.A).

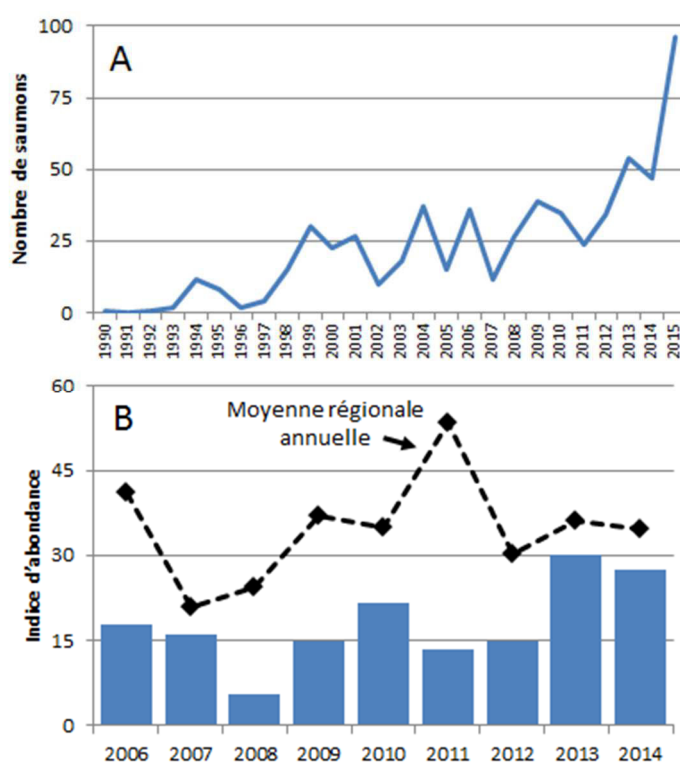


Figure 44. A) Evolution des captures de saumons par pêche à la ligne sur le Couesnon de 1990 à 2015, données : CNICS ; B) Moyennes annuelles des Indices d'abondance Saumons sur le Couesnon et ses affluents de 2006 à 2014 (12 stations échantillonnées) et à moyenne régionale à l'échelle de la Bretagne, données : FDPPMA35, Bretagne Grand Migrateurs

Ce programme a débuté en 1990 et comportait à la fois une amélioration de la qualité de l'eau et de la libre circulation sur le bassin (hors estuaire) et un déversement conséquent de juvéniles de saumon (Le Gonidec 2011). Ces déversements ont été arrêtés en 1999 sur la Loysance et en 2010 sur le cours principal du Couesnon, une année après la mise en fonctionnement du nouveau barrage. L'augmentation moyenne du nombre de captures à partir de cette date, avec la plus haute valeur observée en 2015 et jamais atteinte depuis les années 1960, montre que le barrage actuel ne semble pas influencer sur la quantité de géniteurs retournant dans le Couesnon. De plus, les résultats des Indices d'Abondance Saumons

réalisées chaque année sur le Couesnon et ses affluents par la Fédération de Pêche de l'Ille et Vilaine (Arthur G., FDPPMA35, comm. pers.) montrent des valeurs élevées de ces indices en 2013, 2014 et 2015, signe d'un bon recrutement (Figure 44.B).

Il faut cependant apporter une réserve à ce probable effet non significatif du barrage sur l'abondance des saumons adultes remontant dans le Couesnon. Trois autres populations de saumons sont présentes dans la Baie du Mont-Saint-Michel, sur les rivières Sienne, Sée et Sélune. Ces trois populations possèdent un niveau d'abondance supérieur à celui du Couesnon, d'après les données de captures faites à la ligne et de recrutement en juvéniles (FDPPMA50 2014; Sauvadet 2015). De fait, le complexe « effets chasse du barrage-modifications annuelles de la morphologie de la baie » peut influencer sur la variabilité des échanges d'individus entre ces quatre cours d'eau, échanges mis en évidence par l'homogénéité génétique de ces quatre populations (Perrier *et al.* 2013). Une première étude couplant analyse génétique et microchimique a cependant démontré que les échanges se feraient plus dans le sens Couesnon vers Sélune que dans le sens inverse (Perrier *et al.* 2011a). Ces résultats sont confirmés par la recapture à la station de comptage de Cerisel sur l'Oir, affluent de la Sélune, de poissons adultes marqués sur le Couesnon au stade juvénile (données ORE INRA Poissons diadromes et Petits fleuves Côtiers).

S'il apparaît que ce barrage n'impacte pas d'une façon significative le niveau d'abondance des saumons colonisant le Couesnon, il ne semble pas en être de même au niveau du comportement et de l'activité de migration. En effet, l'analyse des passages des saumons atlantiques identifiés sur l'ensemble des campagnes de suivi soulignent la grande influence des conditions hydrologiques sur la dynamique de migration de ces individus. Les trois modes de gestion du barrage offrent des conditions très différentes, impactant différemment l'activité de migration des individus.

La gestion en écoulement libre efface les effets du barrage : les vannes sont ouvertes tout au long du cycle de marée et le Couesnon retrouve son écoulement naturel. Cependant, ce mode de gestion a lieu en conditions de morte-eau, limitant les volumes d'eau apportés par la marée rentrant dans le Couesnon. Ainsi, ce mode de gestion, s'il enregistre les taux de passages les plus importants (0,8 saumons par cycle de marée sur l'ensemble des campagnes), concentre les passages de saumons sur seulement 50 des 124, soit 40%, des marées avec ce mode de gestion, aucune activité de migration n'étant observée sur les 60% restant. Dans ces conditions de faibles coefficients de marée, les pics de débits stimulent la migration des



saumons et semblent créer des conditions favorables pour leur progression vers l'amont. Depuis 2013, lors de ces marées, les hauteurs d'eau en amont et en aval immédiat du barrage sont extrêmement faibles (Hémon A., *Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel*, comm. pers), les augmentations de débit pourraient alors permettre aux saumons de franchir ce tronçon par une élévation des niveaux d'eau. Lors de ce mode de gestion, les saumons adoptent majoritairement un comportement nocturne conforme aux connaissances de l'espèce lors d'une migration de la mer vers les eaux douces (Hayes 1953; Banks 1969; Potter 1988; Smith & Smith 1997; Solomon *et al.* 1999). Ainsi, ce mode de gestion permet de retrouver des conditions naturelles, similaires à celles naturellement observées dans des fleuves dont l'estuaire est libre.

La gestion avec remplissage fluvial représente 19% des cycles de marée couverts par les acquisitions, mais ne recense que 17 saumons en migration sur les cinq campagnes. Même si le nombre d'informations disponibles est très restreint, ce faible taux de passage indique que ce mode de gestion est le plus contraignant pour l'activité de migration. Au contraire de la gestion avec remplissage maritime, les vannes restent closes après la pleine mer et ce jusqu'au lâcher d'eau, entraînant une rupture plus longue de la continuité mer-fleuve et donc un arrêt de la migration préjudiciable puisque les saumons restent bloqués en aval du barrage lorsque les volumes d'eau apportés par la marée arrivent à son niveau.

Enfin, les marées en gestion avec remplissage fluvio-maritime recensent le plus grand nombre de migration, mais leur représentation est nettement majoritaire lors des marées couvertes par les acquisitions (71% des migrations enregistrées au cours des 68% des marées couvertes). Lors de ce mode de gestion, 0,4 passages de saumons sont enregistrés par marée. Les modifications hydrologiques induites par les phases de cette gestion impactent directement le comportement de migration des saumons. Les saumons progressent lors des conditions les plus favorables, portés par le courant lors de la phase de remplissage maritime et en fin de lâcher d'eau lorsque l'hydrologie du site retrouve son équilibre naturel. De plus, ils stoppent ou réduisent leur remontées lors des périodes les plus contraignantes, notamment lors des premières heures du lâcher d'eau alors que les vitesses d'écoulement atteignent leur maximum. Ce comportement est en ce sens conforme aux descriptions de la littérature lors de la phase de remontée face à une courantologie estuarienne naturelle : les saumons progressent vers l'amont en utilisant le courant de flot et maintiennent leur position lors du jusant (Stasko 1975; Idler *et al.* 1981; Aprahamian *et al.* 1998). L'absence de véritable rythme nyctéméral

témoigne également d'une adaptation des saumons, qui se comportent alors comme lorsqu'ils font face à des conditions de crue (Huntsman 1948; Dunkley & Shearer 1982; Baglinière & Porcher 1994).

L'analyse des cinq campagnes de migration sur le Couesnon permet d'apporter plusieurs éléments de réponse quant à l'estimation du niveau de perturbation du barrage de la Caserne sur les remontées de saumons. Le fonctionnement particulier du nouveau barrage crée des phénomènes hydrologiques susceptibles d'être rencontrés par le saumon dans son environnement naturel lors de sa migration génésique, mais en modifie la dynamique. Les mouvements fréquents des volumes d'eau ne remettent pas en cause la progression des saumons vers l'amont ni leur reproduction sur le bassin versant. La mise en fonctionnement du nouveau barrage semble même favoriser les échanges biologiques mer-fleuve par rapport au précédent barrage en porte à flot. Ces résultats confirment la forte plasticité comportementales des saumons atlantiques, qui adaptent leur réponses aux conditions locales qu'ils rencontrent (Hansen & Jonsson 1991; Hodgson *et al.* 2006).

## **4.2. Analyse de la dynamique migratoire des saumons atlantiques sur la Sélune**

Pour confirmer ou infirmer l'impact du barrage sur l'activité de migration des saumons, la comparaison de la situation du Couesnon avec une situation de référence est nécessaire. Les caractéristiques de la dynamique migratoire des saumons de la Sélune, dont l'estuaire est libre, sont analysées.

### **4.2.1. Fonctionnement hydrologique du site de la Sélune**

Similairement au Couesnon, dans l'optique d'évaluer les facteurs influençant les paramètres environnementaux enregistrés sur la Sélune pour mieux en comprendre le fonctionnement, des modèles linéaires généralisés sont construits à partir d'effets fixes tels que les coefficients de marée et les débits fluviaux (pour les vitesses de courant, hauteurs d'eau et températures de l'eau), ainsi que la température de l'air (pour la température de l'eau uniquement).

$$[\text{GLM4}] \text{Temp}_{\text{eau}} \sim \text{Coeff} + Q_{\text{Sélune}} + \text{Temp}_{\text{air max}} \text{ (AIC} = 1947,4)$$

$$[\text{GLM5}] \text{HE} \sim \text{Coeff} + Q_{\text{Sélune}} \text{ (AIC} = 6198,0)$$

$$[\text{GLM6}] \text{VC} \sim \text{Coeff} + Q_{\text{Sélune}} \text{ (AIC} = 2509,9)$$

avec  $\text{Temp}_{\text{eau}}$  : moyenne journalière de température de l'eau ; HE : moyenne journalière de hauteur de l'eau sur le site de suivi ; VC : moyenne journalière de vitesse d'écoulement sur le site de suivi ; Coeff : Coefficient de marée ;  $Q_{\text{Sélune}}$  : débit moyen journalier de la Sélune ;  $\text{Temp}_{\text{air max}}$  : température maximale de l'air sur la journée

L'analyse graphique de l'écart à la normalité de la distribution des résidus des 3 GLM ne montre aucun éloignement d'une loi normale ni d'une homoscedasticité. Les hauteurs d'eau et les vitesses d'écoulement enregistrées sur le site de suivi sont significativement influencées par le débit fluvial (GLM 5 et 6 ; ANOVA ;  $p < 0,05$  pour les deux paramètres) (Figure 45). Leurs valeurs moyennes journalières de ces deux paramètres sont positivement corrélées aux moyennes journalières de débit fluvial (respectivement  $R^2 = 0,97$  ;  $p < 0,05$  et  $R^2 = 0,94$  ;  $p < 0,05$ ) (Figure 46). A une échelle plus fine (une donnée enregistrée par minute), l'évolution des hauteurs d'eau montre une augmentation constante avec le débit fluvial alors que les vitesses d'écoulement suivent une évolution logarithmique avec le débit ( $y = 6,647 \ln(x) - 1,935$  ;  $R^2 = 0,94$  ;  $p < 0,05$ ). Les vitesses de courant atteignent un seuil maximal dès  $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Au-delà de cette valeur, les vitesses observées sur le site restent comprises entre  $18$  et  $28 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ . Les chroniques de débit permettent par conséquent de combler les périodes lors desquelles aucunes données de hauteur d'eau ni de vitesses d'écoulement n'ont pu être enregistrées sur le site de suivi.

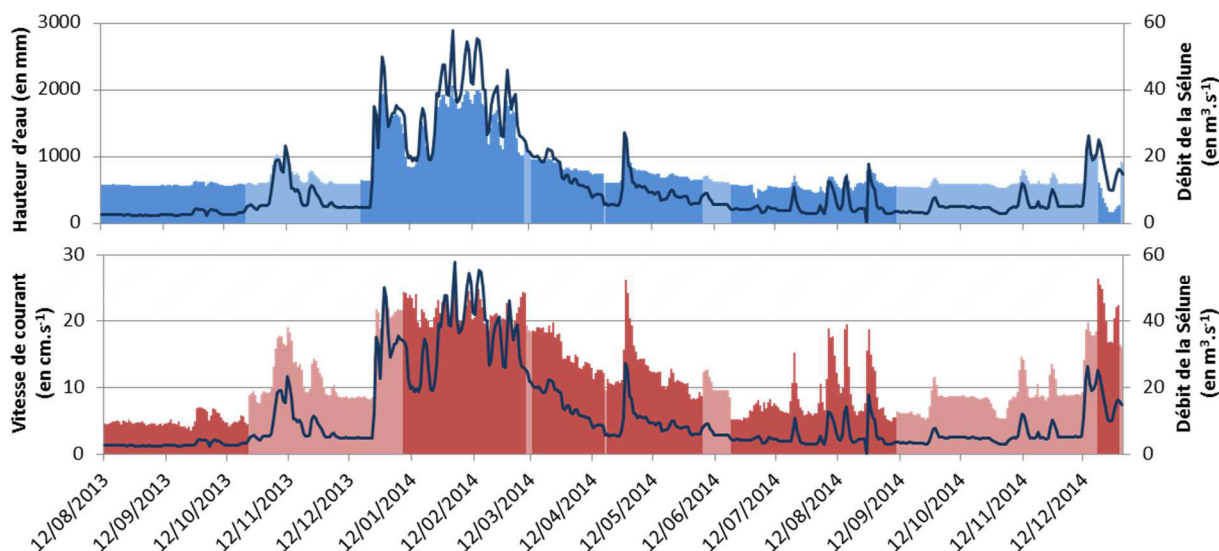


Figure 45. A) Evolution des hauteurs d'eau du site de suivi sur la Sélune en fonction du débit fluvial (à Ducey, en  $m^3.sec^{-1}$ , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014, en bleu clair, les chroniques complétées à l'aide du débit ; B) Evolution des vitesses de courant au niveau du site de suivi sur la Sélune en fonction du débit fluvial (à Ducey, en  $m^3.sec^{-1}$ , données : banque Hydro), campagnes 2013 et 2014, en rouge clair, les chroniques complétées à l'aide du débit.

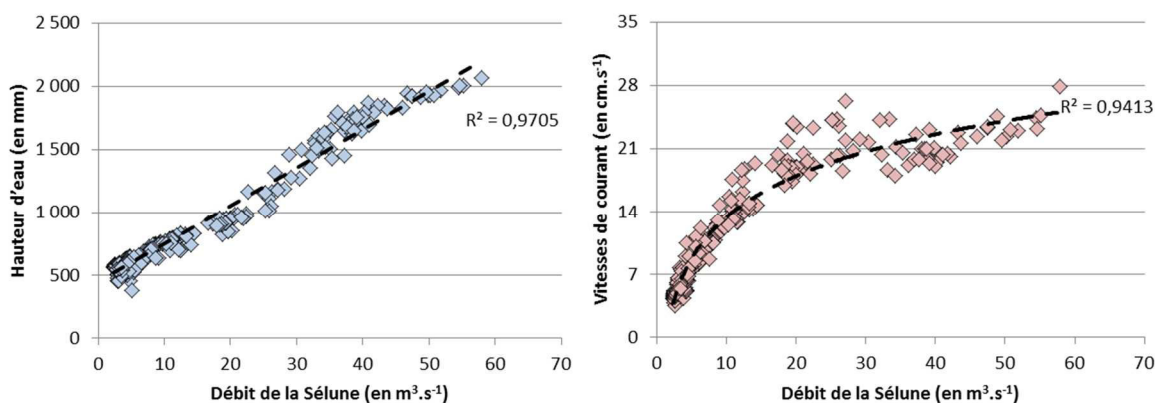


Figure 46. Corrélations entre les moyennes journalières des hauteurs d'eau (en mm) et des vitesses de courant (en  $cm.s^{-1}$ ) au niveau du site de suivi sur la Sélune et celles du débit fluvial (à Ducey, en  $m^3.sec^{-1}$ , données : banque Hydro), d'août 2013 à décembre 2014.

Les pertes de données de température de l'eau ont été compensées par les enregistrements permanents de celles de l'Oir (données U3E INRA) affluent rive droite dont l'embouchure est située quelques kilomètres en aval du site de suivi (Figure 47). Les températures de l'eau de l'Oir de la Sélune sont significativement corrélées ( $R^2 = 0,91$  ;  $p < 0,05$ ). Les températures de l'eau de la Sélune sur le site de suivi sont dépendantes de la température de l'air (GLM4 ; ANOVA ;  $p < 0,05$ ) et du débit fluvial (GLM4 ; ANOVA ;  $p < 0,05$ ). Les pics de débits provoquent un rafraîchissement de l'eau alors qu'un débit faible et constant engendre son réchauffement, proportionnellement aux augmentations des températures de l'air.

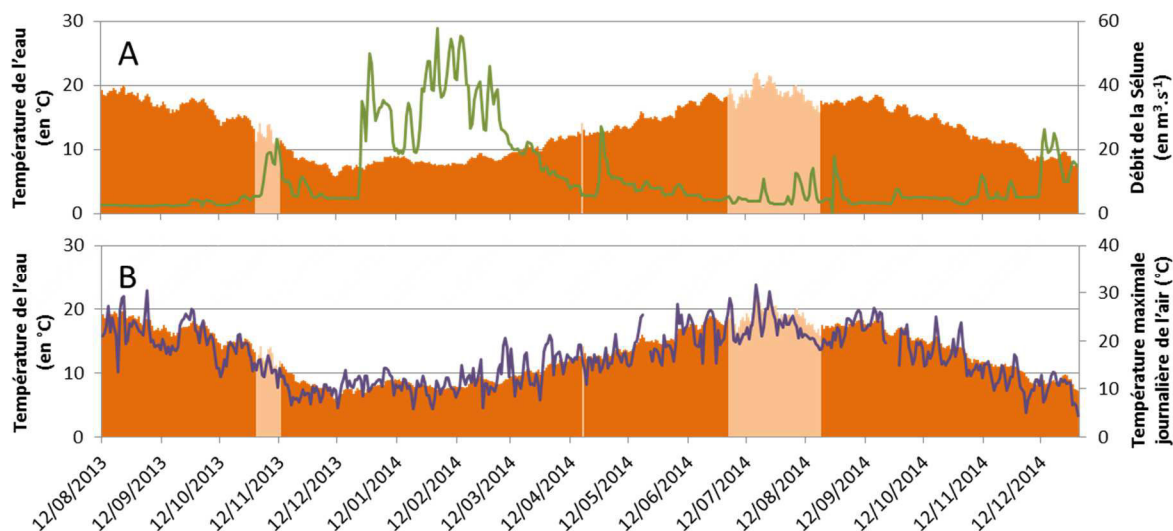


Figure 47. Evolution des températures de l'eau du site de suivi sur la Sélune A) en fonction du débit fluvial (à Ducey, en  $\text{m}^3.\text{sec}^{-1}$ , données : banque Hydro) ; B) en fonction des températures maximales journalières de l'air (données : InfoClimat) campagnes 2013 et 2014. En orange clair, les chroniques complétées à l'aide des données de température de l'eau enregistrées sur l'Oir (données U3E INRA).

Les GLM 4, 5 et 6 ne révèlent aucun effet significatif des coefficients de marée sur les températures de l'eau (GLM4 ; ANOVA ;  $p = 0,85$ ), hauteurs d'eau (GLM5 ; ANOVA ;  $p = 0,13$ ) et vitesses d'écoulement (GLM6 ; ANOVA ;  $p = 0,90$ ) du site de suivi (Figure 48.A). L'étude des variations des conditions hydrologiques intra-cycles de marée montrent que les mouvements d'eau induits par les marées n'influencent pas le fonctionnement hydrologique du site de suivi (Figure 48.B).

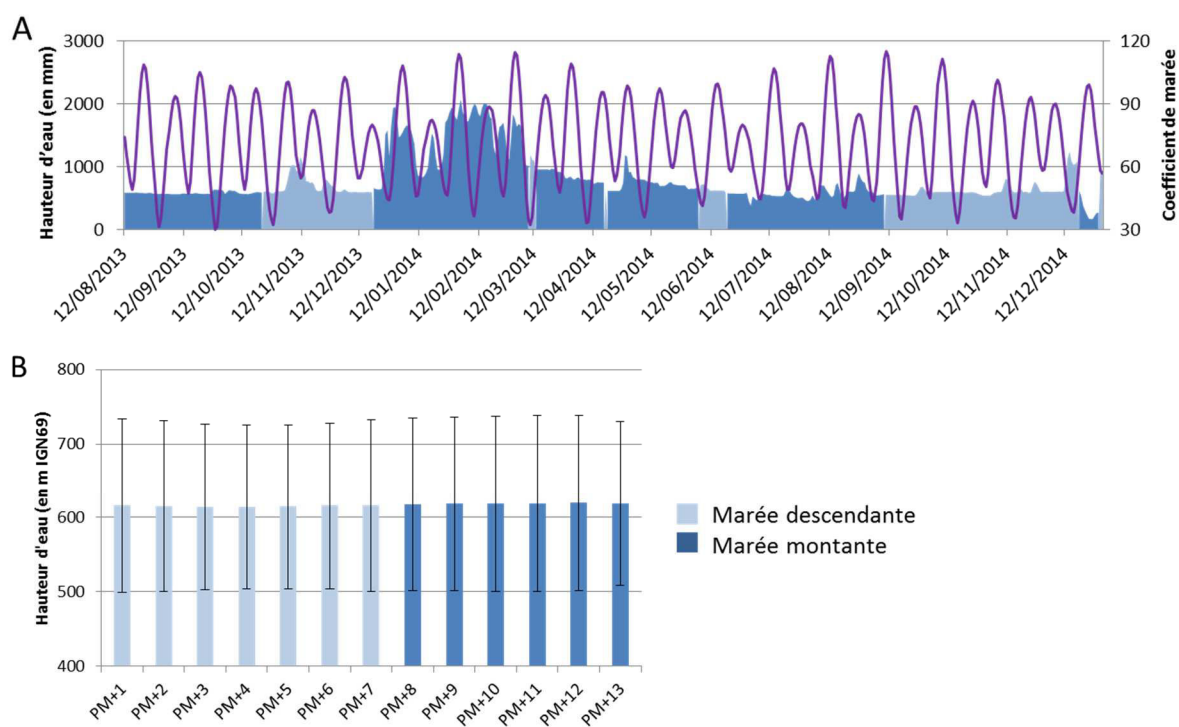


Figure 48. A) Evolution des hauteurs d'eau du site de suivi sur la Sélune en fonction des coefficients de marée ; B) Evolution des hauteurs d'eau (en mm) du site de suivi sur la Sélune entre deux étales de pleine mer (PM) (n = 370 cycles de marée)

Les enregistrements en continu des hauteurs d'eau, des vitesses d'écoulement et de la température de l'eau au droit du DIDSON montrent que contrairement au site du Couesnon, celui de la Sélune n'est pas soumis à la marée dynamique, qui n'est perceptible que quelques mètres en aval du site.

#### 4.2.2. Identification, caractéristiques morphologiques et composantes marines des saumons de la Sélune lors des campagnes 2013 et 2014

Les saumons atlantiques migrant sur la Sélune sont sélectionnés à partir d'une méthodologie semi-automatique de traitement des données du DIDSON (voir 3.2.3). Après une première étape de sélection à l'aide de critères morphologiques et comportementaux (gamme de taille, vitesse de nage, direction lors du passage), chaque individu sélectionné est visualisé et sa taille mesurée manuellement cinq fois sur différentes images (voir 3.2.1). Si le comportement observé et ses caractéristiques morphologiques correspondent à un saumon atlantique, le poisson est ajouté à la base de données. Au total les passages de 923 saumons atlantiques ont été enregistrés en 2013 et 2014.

La distribution des tailles de saumon estimées à partir des images du DIDSON fait apparaître un seul pic situé entre 58 et 62 cm (Figure 49). Cette distribution a été comparée à celle issue des captures de saumons par pêche à la ligne en 2013 et 2014 sur la Sélune (données CNICS<sup>4</sup>).

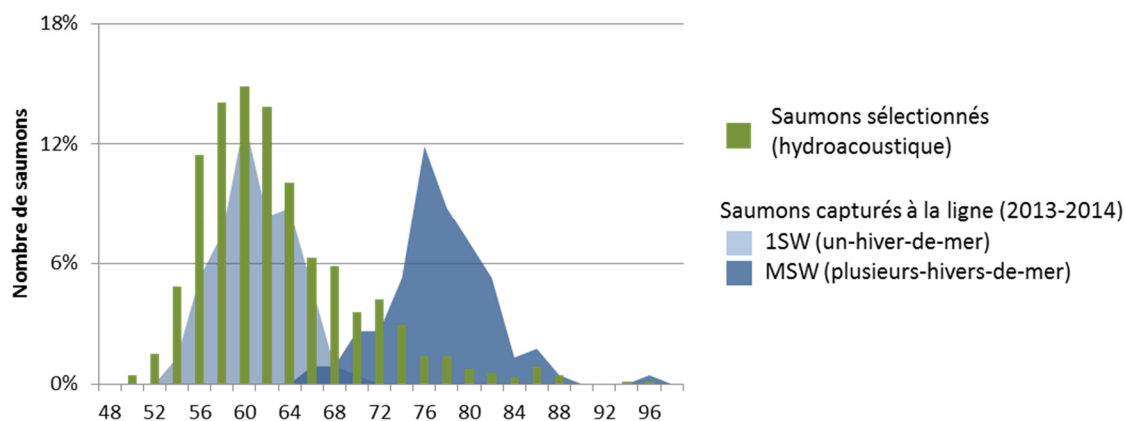


Figure 49. Distribution des tailles mesurées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques (n = 923) et des saumons capturés à la ligne sur la Sélune lors des campagnes d'acquisitions 2013 et 2014 (1SW : n = 115 ; MSW: n = 112, données CNICS<sup>3</sup>).

Cette comparaison montre que la gamme de taille des saumons est très similaire entre les deux méthodes. Cependant, la distribution des tailles des saumons mesurés à partir des images DIDSON est différente de celle obtenue à partir des captures à la ligne ( $\text{Khi}^2$  ;  $p < 0,05$ ) (Figure 49). Ensuite, la comparaison des distributions met en évidence la proportion largement plus importante de saumons de grande taille capturés à la ligne par rapport à ceux mesurés sur les images du DIDSON.

De plus, l'estimation de la précision des mesures de tailles sur les images du DIDSON a mis en évidence une tendance à la surestimation des poissons < 55 cm et une sous-estimation des poissons > 55 cm (voir 3.2.1). Ainsi, les tailles mesurées ont été recalculées à partir du modèle GLM reliant taille estimée à partir des vidéos du DIDSON et taille réelle du poisson (Figure 50) pour les poissons d'une taille mesurée inférieure à 70 cm. Ce modèle a été défini pour des poissons compris entre 51 et 68 cm, couvrant donc la majeure partie de la gamme de taille commune aux castillons et aux saumons de plusieurs-hivers-de-mer. Ce modèle n'explique cependant que 40% de la variance observée sur les données expérimentales (Daroux *et al.* submitted). Cette nouvelle distribution n'observe aucune différence significative avec la distribution des saumons capturés à la ligne ( $\text{Khi}^2$  ;  $p = 0,30$ ). La gamme

<sup>4</sup> Sauvadet C., INRA, 1036 (U3E), Pôle ONEMA INRA GEST'AQUA, CNICS, F-35042, Rennes, France

des tailles corrigées s'étend de 45 à 96 cm avec deux pics : l'un, majoritaire, à 60 cm et l'autre de plus faible ampleur vers 72 cm (Figure 50). Cette gamme de taille est très similaire à celle des saumons capturés par pêche à la ligne sur la Sélune sur la même période de temps. En estimant à l'aide des données biométriques de captures ligne l'âge de mer des 923 saumons identifiés sur les données du DIDSON, la proportion de saumons de plusieurs-hivers-de-mer s'élève à 35% de la population (320 saumons) et celle des castillons, largement majoritaire, à 65% (604 individus) (Figure 51).

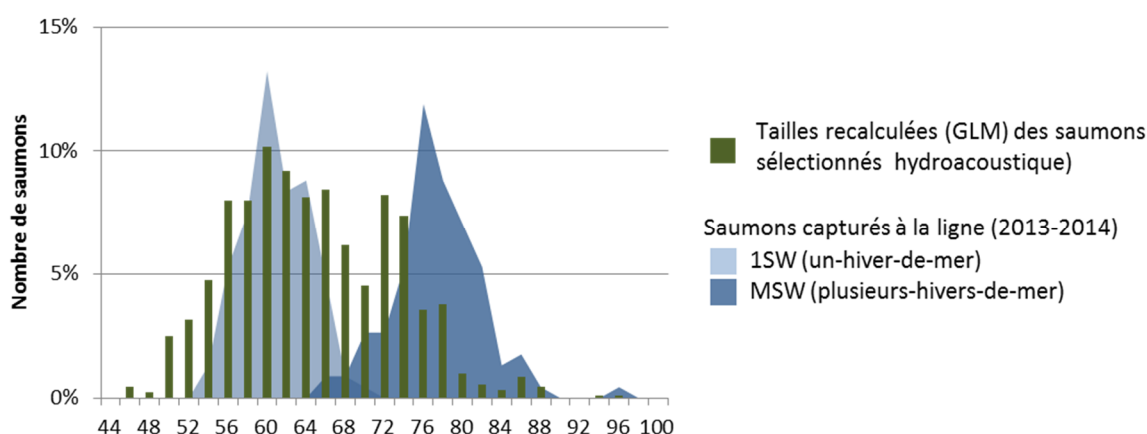


Figure 50. Distribution des tailles corrigées des saumons mesurés à partir des images DIDSON (n = 923) et des saumons capturés à la ligne sur la Sélune lors des campagnes d'acquisitions 2013 et 2014 (1SW : n = 115 ; MSW: n = 112, données CNICS<sup>5</sup>).

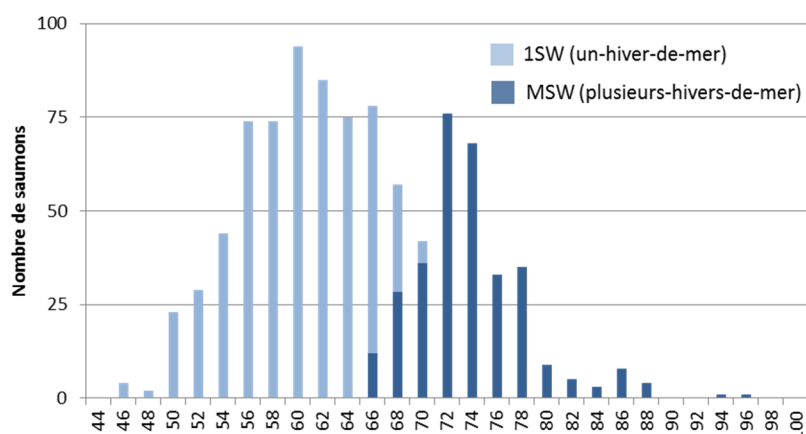


Figure 51. Distribution des tailles corrigées des saumons sélectionnés sur les données acoustiques (n = 923) en fonction de leur potentiel âge de mer d'après les répartitions issues des données de captures à la ligne sur le Couesnon (1SW : n = 604 ; MSW: n = 320)

Pour s'extraire de la méthode d'échantillonnage que représente la pêche à la ligne (la mesure de taille du poisson étant quelques fois approximative), la distribution des tailles corrigées des

<sup>5</sup> Sauvadet C., INRA, 1036 (U3E), Pôle ONEMA INRA GEST'AQUA, CNICS, F-35042, Rennes, France



saumons à partir des images DIDSON est comparée à celle des poissons capturés par piégeage sur la station de Cerisel située sur l'Oir, un affluent de la Sélune dont la confluence se situe à 1 km en aval du site du DIDSON (Figure 52). Aucune différence significative n'est mise en évidence entre les deux distributions (Khi<sup>2</sup> ; p = 0,25).

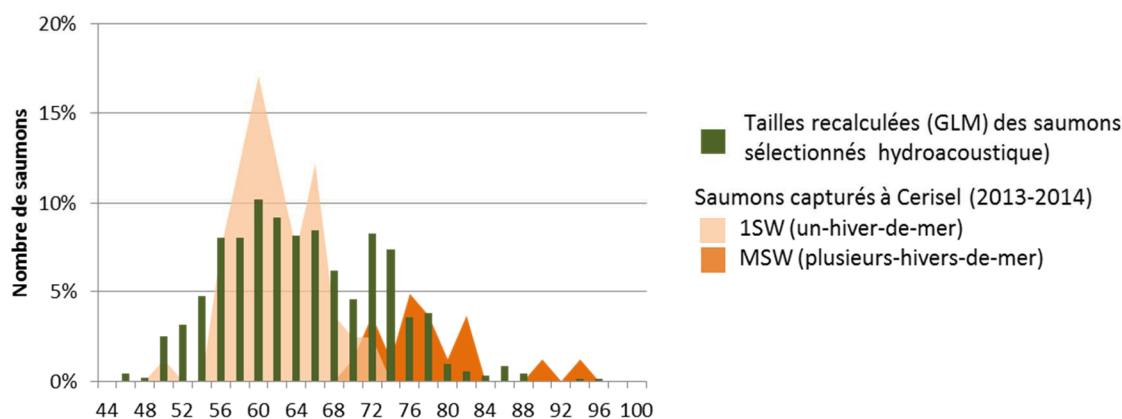


Figure 52. Distribution des tailles corrigées des saumons identifiés sur les données acoustiques (n = 923) et des saumons capturés sur l'Oir à Cerisel en 2013 et 2014 (1SW : n = 64 ; MSW: n = 18), données U3E INRA

L'estimation des âges de mer des 923 saumons observés sur le DIDSON à partir des distributions des tailles des individus capturés à Cerisel évalue à 74% la proportion de castillons (n = 681) et 26% celle de saumons-de-plusieurs-hivers-de-mer (n = 242).

Sur l'ensemble de la campagne d'acquisition, 923 saumons ont été sélectionnés sur les vidéos enregistrées par le DIDSON. La comparaison de la gamme de taille des saumons estimées à partir des images de DIDSON et corrigées à partir d'un GLM avec les données biométriques collectées sur le bassin versant de la Sélune montre que la majorité de la population enregistrée est constituée par la composante castillon (65% à 74%).

#### 4.2.3. Description de la migration des saumons par hydroacoustique

##### 4.2.3.1. Période migration et composante marine

L'analyse des passages montre plusieurs phases communes aux deux années dans la migration des saumons *i*) une augmentation progressive de l'abondance au printemps après une migration très faible pendant les trois premiers mois de l'année *ii*) un palier atteint en juillet et août et *iii*) un pic automnal (Figure 53).

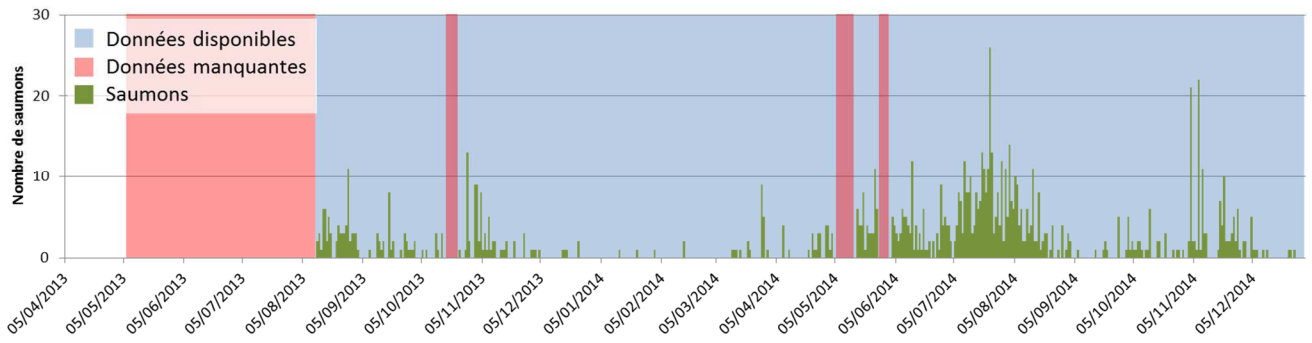


Figure 53. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) lors des campagnes 2013 et 2014

La dynamique migratoire a été analysée en fonction de la composante marine (Figure 54). Des passages de saumons de printemps sont enregistrés tout au long de l'année mais avec des pics d'abondance en mars, juillet et novembre. Ce dernier pic apparaît même comme le plus important et est observé sur les deux années. En revanche, l'abondance des castillons augmente au cours du temps avec un pic important en juillet et août. Ces poissons restent encore bien présents par la suite avec un dernier pic d'abondance observé en novembre 2014.

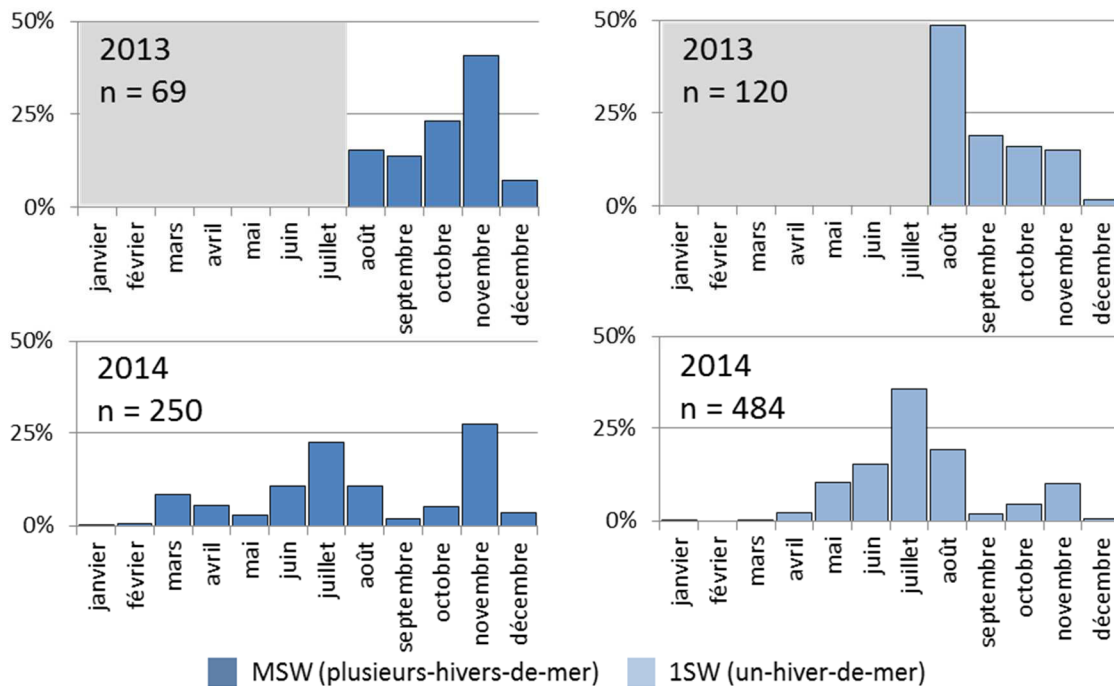


Figure 54. Répartition des passages de castillons et de saumons de printemps au cours de l'année sur les deux campagnes de suivi sur la Sélune (2013 et 2014) d'après les distribution des tailles des deux composantes au sein des captures à la ligne sur la Sélune (1SW, n = 319, MSW, n = 604).

### 4.2.3.2. Migrations et conditions environnementales

L'influence de quatre paramètres environnementaux sur l'activité de migration est analysée.

#### a) Influence des conditions tidales

Les mouvements de marée n'ont aucun effet sur la distribution des passages de saumons lorsque l'analyse est faite à l'échelle de l'ensemble de la campagne d'acquisition.

L'analyse de l'activité migratoire saisonnière ne révèle aucune influence des mouvements de marée au printemps et en été. En revanche, il apparaît un effet des mouvements de marée en automne et en hiver qui se traduit par une même organisation des passages dans le temps : deux principaux pics de passage sont observés, le premier quatre à cinq heures après l'étales de pleine mer (PM+3 à PM+5), le second quatre à cinq heures après l'étales de basse mer (PM+10 à PM+11) (Figure 55).

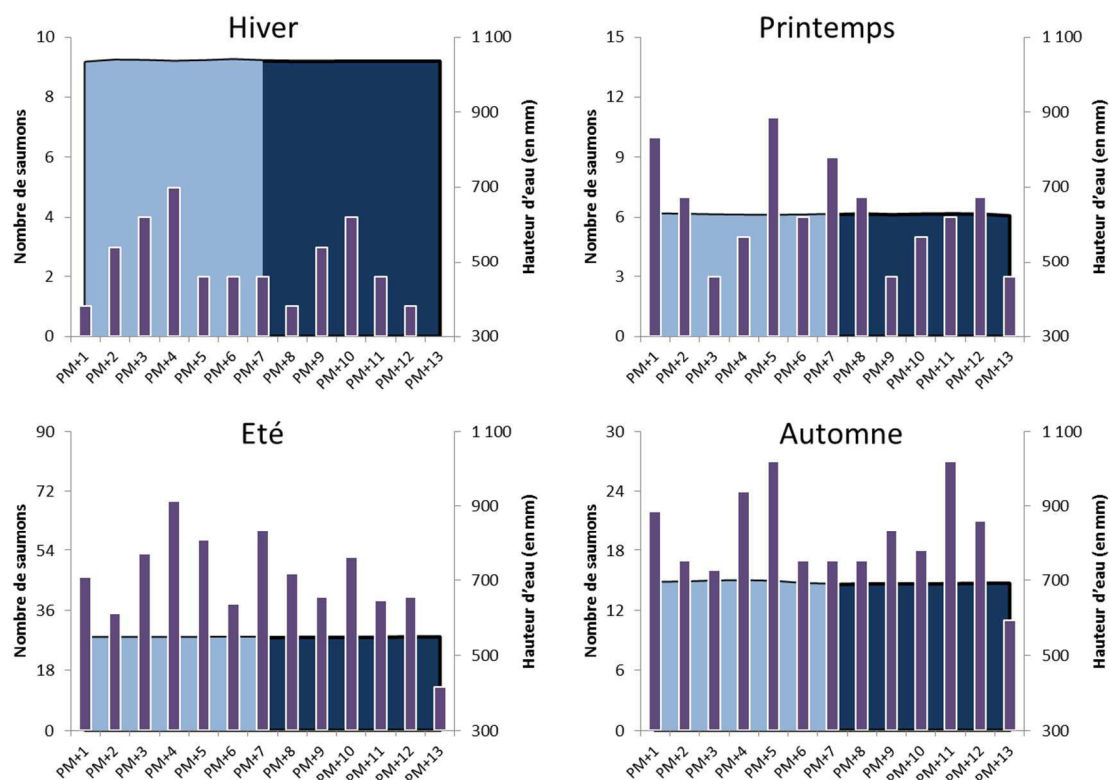


Figure 55. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) entre deux étales de pleine mer (PM) en fonction des hauteurs d'eau moyennes de la saison enregistrées sur le site de suivi (en mm) et des saisons hiver (n = 27) ; printemps (n = 82), été (n = 559), automne (n = 255)

### b) Température de l'eau

Les données de température de l'eau montrent qu'exception faite du pic automnal, le nombre de passages de saumons suit l'évolution des températures au cours de la campagne d'acquisition ( $R^2 = 0,40$  ;  $p < 0,05$ ) (Figure 56.A).

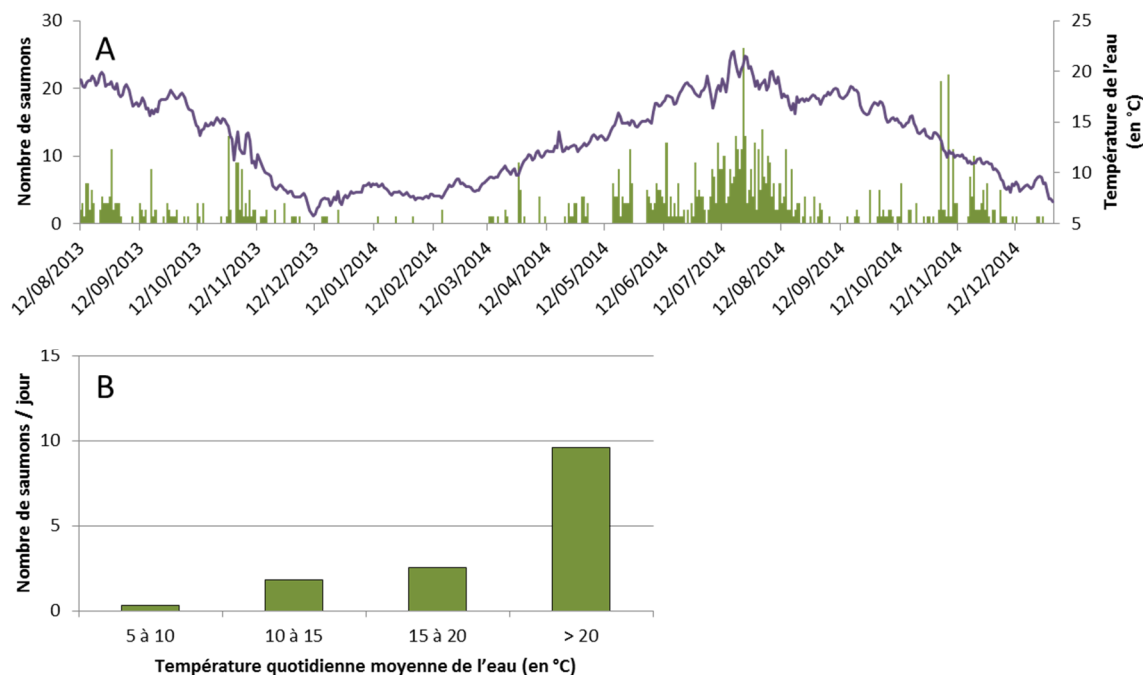


Figure 56. A) Distribution des passages journaliers de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) en fonction des moyennes journalières de températures de l'eau sur le site de suivi ; B) Nombre de passages de saumons moyen par jour en fonction de la gamme de température de l'eau (°C)

En effet, seuls 5% des migrations sont enregistrées lors des jours les plus froids (température de l'eau < 10°C), bien que ceux-ci représentent 25% de la période d'acquisition. Le nombre de migrations quotidiennes augmente avec la température de l'eau (Figure 56.B). Ces résultats indiquent qu'il existe une régulation de l'activité des saumons par les températures de l'eau les plus basses. Le seuil limite observé en deçà duquel aucun passage de saumon n'est observé sur les images du DIDSON est de 8°C. Ainsi, la période lors de laquelle les passages de saumons sont minimales se déroule de début décembre à la mi-mars sur la période couverte par les enregistrements (0,24 passages.jour<sup>-1</sup> contre 2,5 hors de cette période). A l'opposé, les températures les plus hautes, pouvant atteindre 22°C en juillet 2014, n'influencent pas négativement la migration des saumons sur la Sélune.

### c) Le débit fluvial

Le rôle du débit sur la dynamique migratoire est analysé à différentes échelle de temps.

- sur l'ensemble de la période de migration

Aucune relation significative n'est mise en évidence entre les débits fluviaux et l'abondance des passages de saumons ( $R^2 = -0,08$  ;  $p = 0,20$ ). Cependant, si aucune relation statistique n'est établie entre les valeurs de débit et les taux de remontée, les augmentations du débit fluvial apparaissent être des facteurs modulant les remontées de saumons (Figure 57.A).

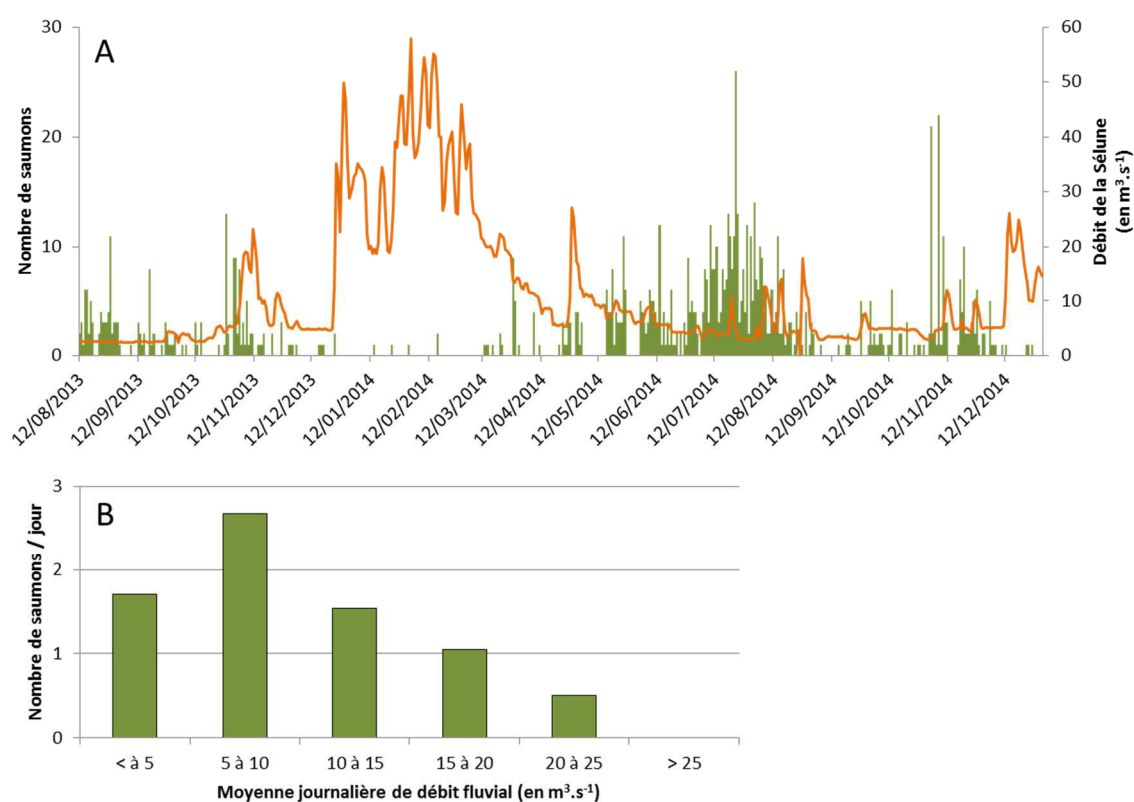


Figure 57. A) Distribution des passages journaliers de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) en fonction des débits fluviaux moyens quotidiens (à Ducey, données Banque Hydro) ; B) Nombre de passages de saumons moyen par jour en fonction de la gamme de débit fluvial de la Sélune ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ) sur la période mi-mars à fin novembre.

Entre août et novembre 2013, les conditions sont hydrologiquement très stables alors que de nombreux passages de saumons sont enregistrés. Cependant, la première augmentation de débit observée en novembre donne lieu à un important pic de remontée. Les observations sont similaires lors de la campagne 2014. Les saumons franchissent le site de suivi de façon quasi-continue entre mai et début septembre, mais la plupart des augmentations de débit lors de la

période migration des saumons entraîne une augmentation du nombre de leur passage. Le taux de passage des saumons à des débits compris entre 5 et 10 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> est significativement supérieur à celui du débit d'étiage, entre 2,5 et 3,5 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Wilcoxon ; p < 0,05) (Figure 57.B). Si son rôle de déclencheur des migrations apparaît ici, le débit fluvial, au-delà d'un certain seuil, inhibe la progression des saumons. En effet, au-delà d'un débit de 10 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, les taux de passages quotidiens décroissent significativement (Wilcoxon ; p < 0,05). Les capacités de nage des saumons peuvent être alors soulignées (Figure 58) : 10% des saumons sont enregistrés lorsque les vitesses de courant sont supérieures à 16 cm.s<sup>-1</sup>, seulement 5% lorsqu'elles excèdent 20 cm.s<sup>-1</sup>.

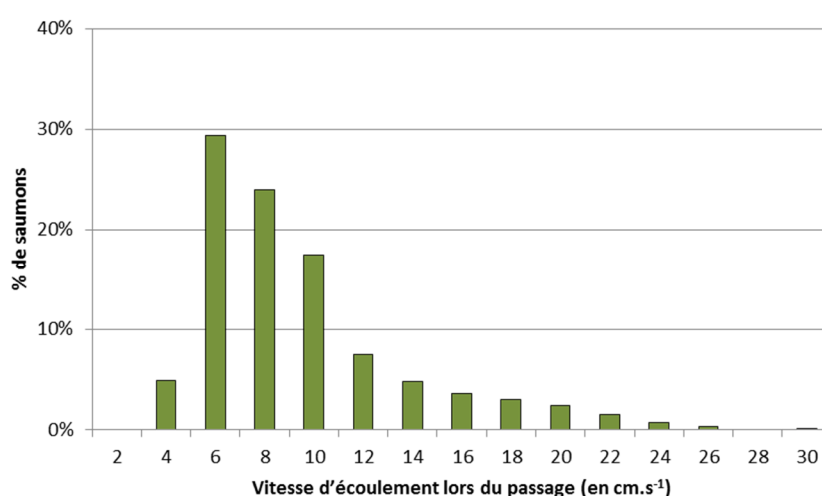


Figure 58. Vitesse d'écoulement enregistrée lors du passage des saumons au droit du site de suivi de la Sélune (n = 923)

- lors d'un épisode de crue

Pour préciser le comportement des saumons lors des épisodes de crue, l'analyse de la dynamique migratoire est réalisée à une échelle temporelle plus fine. Le comportement de migration des saumons est alors analysé avant, pendant et après l'apparition d'un épisode de crue à trois périodes de l'année et dans des conditions hydrologiques différentes : au printemps avec le pic de débit du 29 avril 2014 (31,1 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> ; diminution progressive du débit fluvial après la période de hautes eaux, début de la période de migration), en été avec celui du 21 juillet 2014 (11,7 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> durant les conditions d'étiage, au cœur de la période de migration), en automne avec le pic du 11 novembre 2014 (13,1 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> ; fin de la période de migration). Ces chroniques sont toutes centrées autour d'un pic de crue majeur au cours duquel le débit augmente significativement après une période marquée de calme hydrologique (débit

multiplié par 2 à près de 4 en quelques heures), accompagné de plusieurs augmentations de débit d'une intensité plus faible (débit initial multiplié par 1,2 à 1,8).

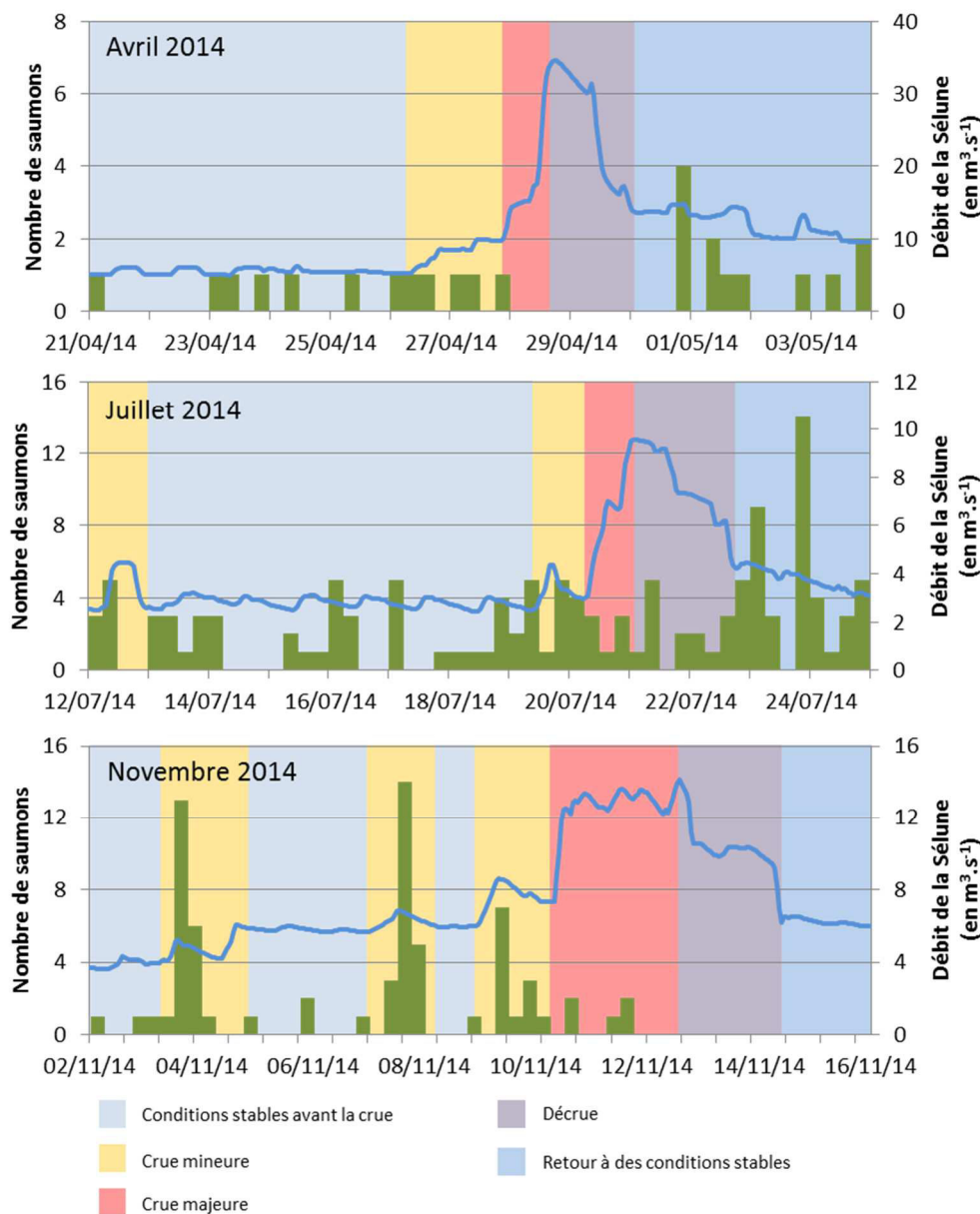


Figure 59. Distribution des passages de saumons atlantiques (sur 6h consécutives) sur la Sélune lors des pics de débit du 29 avril ( $n = 24$ ), 21 juillet ( $n = 128$ ) et 11 novembre 2014 ( $n = 68$ ) en fonction du débit de la Sélune à Ducey (en  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )

Cette analyse montre que les chronologies de passages de saumons au cours d'un épisode de crue diffèrent selon la période (Figure 59).

Tableau 14. Nombre de passages de saumons par heure sur la Sélune lors des trois périodes étudiées (en passages.heure<sup>-1</sup>)

Période	Nombre de saumons	Conditions stables (CS)	Crues mineures (CMin)	Crue majeure (CMaj)	Décrue (DC)	Retour aux conditions stables (RCS)	Moyenne sur la période
Avril	24	0,07	0,08	0,00	0,00	<b>0,13</b>	0,08
Juillet	128	0,28	0,45	0,35	0,51	<b>0,81</b>	0,43
Novembre	68	0,14	<b>0,52</b>	0,09	0,00	0,00	0,20

En avril et en juillet, une très nette augmentation de l'abondance des passages de saumons est observée après la crue, lorsque les débits retrouvent un niveau constant (Tableau 14). Lors ces deux périodes, le pic de crue correspond à une multiplication par 4 du débit. A l'opposé, aucun passage n'est recensé après le pic de crue en novembre. Lors des trois périodes, les augmentations du débit de faible intensité ont un effet positif sur le taux de passage de saumons, particulièrement en novembre. Enfin, lors des périodes de crues majeures, aucune migration n'est observée ou celles-ci sont très fortement ralenties. La seule période lors de laquelle les saumons migrent lors du pic de crue est celle de juillet alors que le débit de base est plus faible.

#### d) *Activité nyctémérale*

L'analyse du rythme des passages journaliers des 923 saumons enregistrés sur l'ensemble de la période d'enregistrement révèle une claire activité nocturne de ces poissons : plus des trois quarts des migrations ont lieu de la tombée de la nuit au lever du jour (Figure 60).

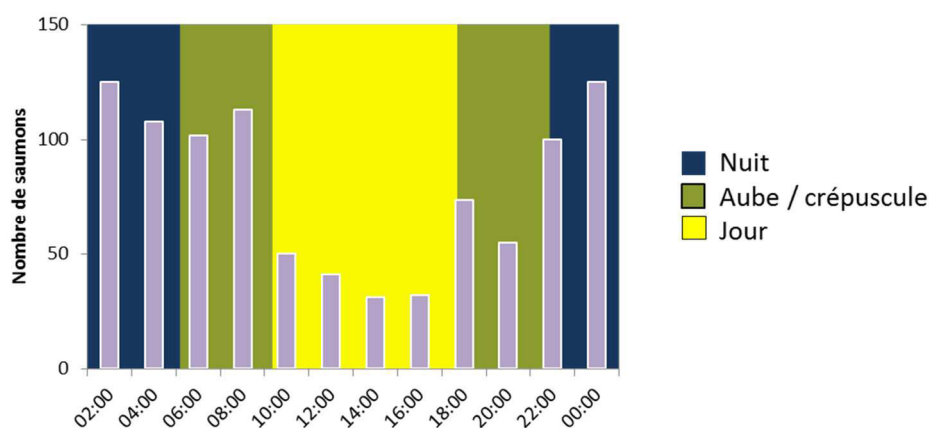


Figure 60. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune (n = 923) en fonction des heures de la journée (GMT+2)



Néanmoins, ce rythme nycthéral varie selon la saison (Figure 61). La migration nocturne est très marquée en hiver, au printemps et en été. En revanche, la migration diffère significativement en automne (Wilcoxon ;  $p < 0,05$ ) où elle se répartit d'une manière assez homogène sur le nycthéral.

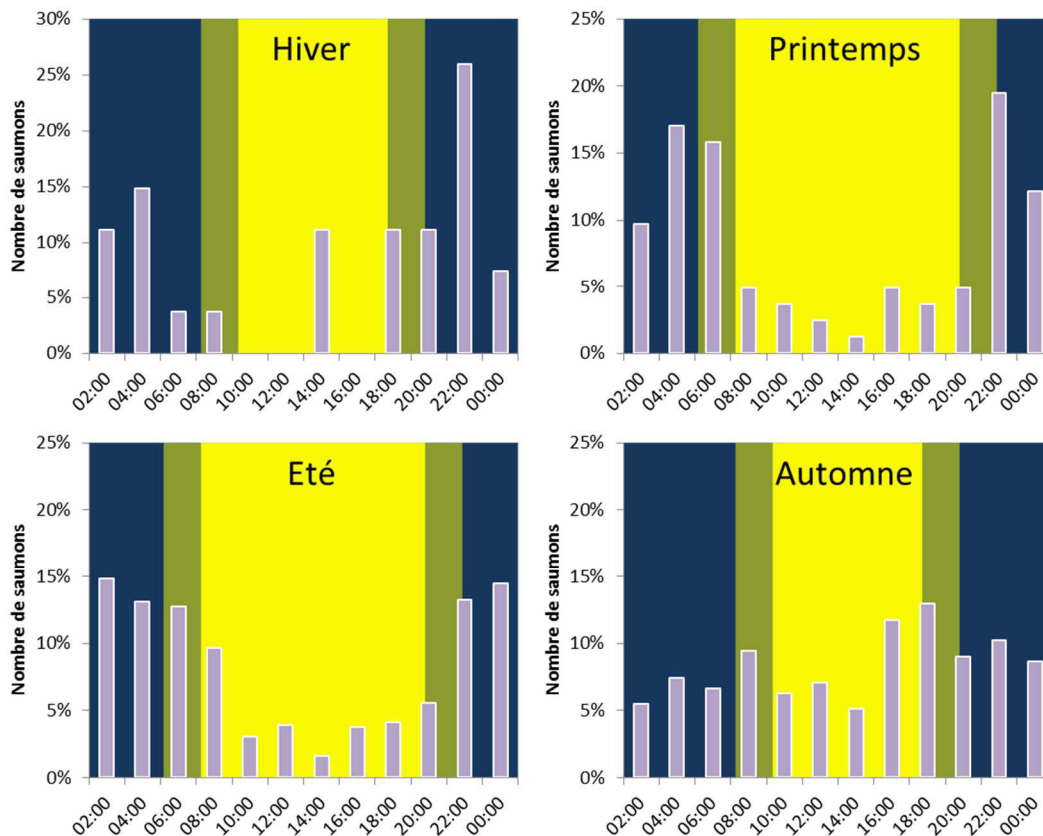


Figure 61. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune en fonction des heures de la journée (GMT+2) et des saisons : hiver (n = 27) ; printemps (n = 82), été (n = 559), automne (n = 255)

Le rythme nycthéral a également été analysé lors des trois épisodes de crue étudiés en 4.2.3.2. Cette analyse met en évidence que lors de tous les épisodes de crue, les passages se répartissent tout au long de la journée, voire sont préférentiellement diurnes aussi bien lors des fortes crues (débit 2,5 à 5 fois supérieur au débit initial) que lors de crues de faible intensité (débit 1,2 à 1,8 fois supérieur au débit initial). Ainsi, lors des petits pics de débit automnaux, 70% des passages (39/55) sont enregistrés en plein jour entre 9h et 18h. A l'opposé, en conditions stables, avant ou après la crue, l'activité des saumons est majoritairement nocturne (respectivement 86% et 90 et des passages sont enregistrés la nuit) (Figure 62).

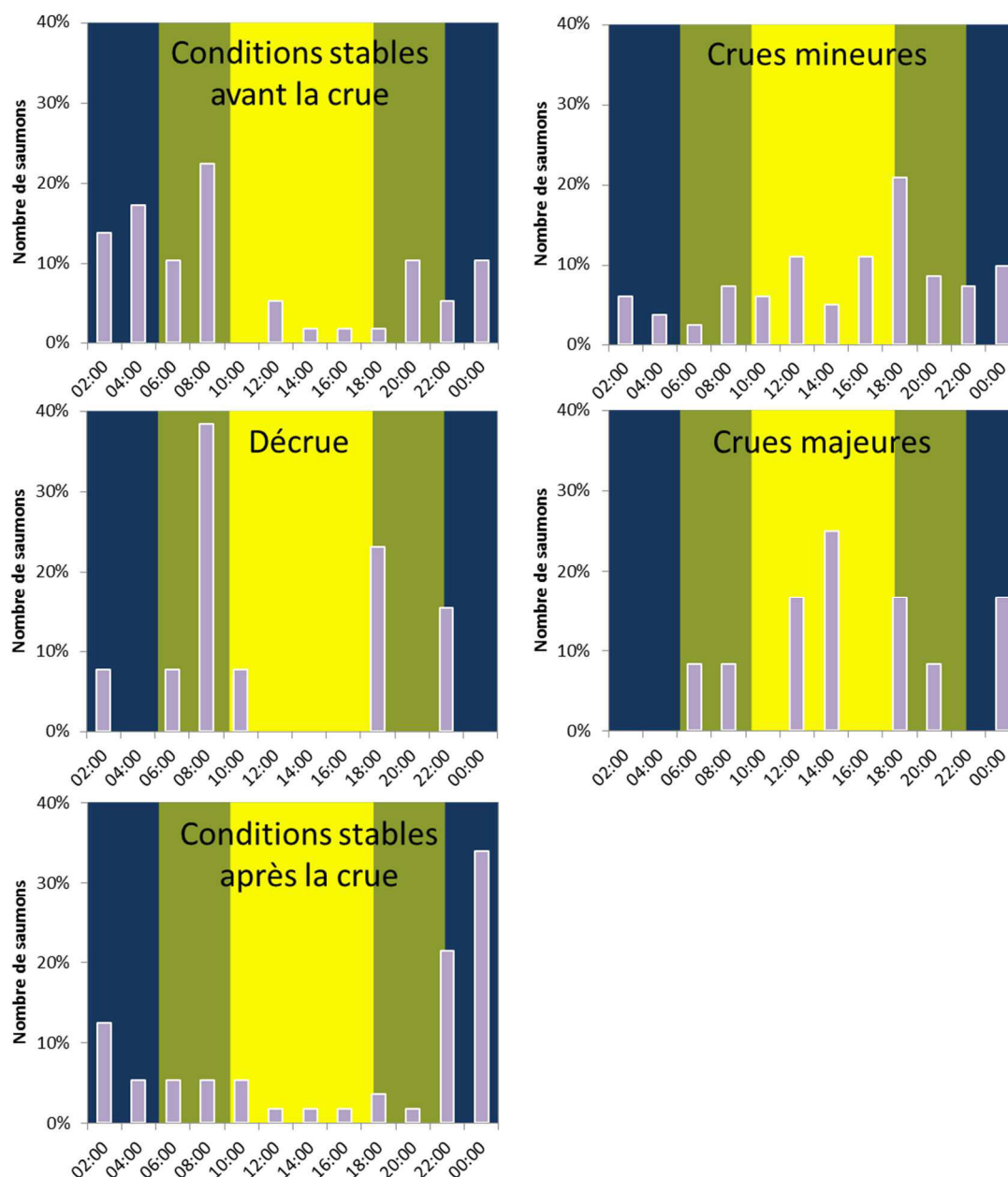


Figure 62. Distribution des passages de saumons atlantiques sur la Sélune en fonction des heures de la journée (GMT+2) et des phases observées lors des pics de crue d'avril, juillet et novembre 2014 : conditions stables avant la crue (n = 58), crues mineures (n = 81), décrue (n = 13), crues majeures (n = 12) et retour aux conditions stables (n = 56)

#### 4.2.4. Discussion : description de la dynamique migratoire des saumons de la Sélune

##### 4.2.4.1. Taille des saumons et composantes marine

L'acquisition de vidéos acoustiques enregistrées par le DIDSON permet une visualisation du saumon lors de son passage, apportant de précieuses informations aussi bien comportementales que morphologiques. La mesure de la taille des saumons offre la possibilité

d'étudier la composition de la population colonisant la Sélune, gamme de taille, structure en tailles et proportion des deux composantes marines.

#### ***a) La taille du poisson***

La taille du poisson estimée à partir des données du DIDSON reste un élément central des résultats obtenus. En effet, la comparaison de ce paramètre biométrique avec les tailles et âges de mer des poissons capturés sur le bassin versant, par pêche à la ligne ou à la station de comptage sur l'Oir, permet d'estimer les proportions des deux composantes marines dans la population de saumons détectés par le DIDSON et ainsi de décrire la période de migration des deux composantes marines (castillons et saumons de printemps). Pour affiner au mieux la proportion des deux composantes d'âge et disposer d'une image la plus représentative de la population, les tailles mesurées des plus petits individus ont été corrigées par le biais d'un modèle GLM défini au sein du paragraphe 3.2.1.

La distribution des tailles est proche de celle des poissons capturés à la ligne, mais fait apparaître plus de poissons de petite taille parmi les individus sélectionnés par le DIDSON. La raison principale de cette différence pourrait être liée à la sélectivité de la pêche à la ligne, à sa réglementation et à sa gestion par quota sur les rivières du Massif Armoricaïn (Bretagne et Basse-Normandie, méthodes des Totaux Autorisés de capture ou TAC) (Prévost & Porcher 1996). Ainsi, la taille légale de capture est de 50 cm ce qui fait que les quelques poissons de taille inférieure capturés à la ligne sont remis à l'eau et n'apparaissent pas dans les captures. La comparaison avec les saumons capturés sur l'Oir à Cerisel pourrait sembler peu opportune puisque les poissons capturés par piégeage ne font pas partie *a priori* des saumons enregistrés par le DIDSON situé en amont de la confluence Oir - Sélune. Cependant, les observations et les modèles de dynamique de population montrent qu'une majorité d'adultes retournant dans l'Oir n'en est pas originaire mais proviendrait de juvéniles produits par la Sélune (Rivot *et al.* 2004; Baglinière *et al.* 2005). De fait, les gammes et les deux distributions de taille ne sont pas significativement différentes ( $\text{Khi}^2$  ;  $p = 0,25$ ). Des individus d'une taille inférieure à 50 cm sont cette fois bien observés dans les captures par piégeage, mais apparaissent cependant en proportion moindre par rapport aux données du DIDSON, ce qui pourrait s'expliquer par un taux d'échappement plus important au piège. Les poissons de grande taille, qui correspondent à des poissons ayant séjourné trois hivers en mer (Baglinière & Porcher 1994), sont présents en abondance faible tant dans les captures à la ligne que dans les enregistrements du DIDSON. Cette composante marine, qui avait quasiment disparu des

captures à la ligne à partir des années 1990 et ce jusqu'en 2002 (Baglinière *et al.* 2004) est réapparue ensuite en faible proportion dans les captures (données CNCIS).

***b) La structure de la population avec ses deux grandes composantes marines***

La proportion estimée de la composante castillons à partir des images DIDSON (65% à 74%) est en accord avec les observations réalisées sur d'autres cours d'eau du Massif Armoricaïn à savoir une prédominance de cette composante dans les remontées : 84 % sur le Scorff (période 2004-2013, Jeannot et Baglinière, données non publiées), 75 % sur l'Elorn (période 2008-2014, Dartiguelongue, 2015). Ce taux de castillons apparaît également plus faible que celui estimé sur le Couesnon (76%, *cf.* 4.1.2). Ce faible pourcentage de castillons sur la Sélune pourrait être l'une des caractéristiques des rivières de l'Avranchin, au débit spécifique plus important et colonisé alors par une proportion plus importante de gros poissons (Baglinière & Porcher 1994). Par ailleurs, il a été démontré que dans les rivières de l'Avranchin, les individus de plusieurs hivers de mer étaient significativement plus gros que ceux des rivières bretonnes (Prévoist, 1987 pour la fin des années 1980 ; Baglinière and Porcher, 1994 ; Baglinière, données non publiées pour la période actuelle).

De plus, cette proportion de castillons estimée à partir des images DIDSON est très différente de celle obtenue à partir des captures à la ligne (49 %). Cette observation confirme l'importance du taux d'exploitation plus élevé sur la composante « saumons de printemps » déjà évoquée par Baglinière *et al.* (2005). D'ailleurs, la consommation du TAC (Totaux autorisés de capture) est souvent dépassée sur ce fleuve, ce qui s'est traduit lors des deux campagnes d'études par un arrêt prématuré de la pêche à la ligne dès le mois d'août (pas de pêche automnale). En revanche, la proportion de la composante castillon estimée à partir des images du DIDSON est très proche de celles estimée sur l'Oir à partir des données de piégeage (78%). Le taux plus élevé observé sur ce cours d'eau est lié à son rôle d'affluent frayère dont la petite taille diminue l'attractivité pour les plus gros individus et donc son niveau de colonisation par les saumons de plusieurs hivers de mer (Baglinière *et al.* 2005). L'estimation de la distribution des tailles et de la proportion des deux composantes marines (castillons et saumon de printemps) à partir des images du DIDSON semble montrer que cet outil donne une bonne image de la population de la Sélune : gamme et structure de taille, et proportion des deux composantes marines.

#### **4.2.4.2. *Activité de migration, composante marine et conditions environnementales***

La période et l'activité de migration sur la Sélune confirment les connaissances déjà acquises sur l'espèce, notamment dans les rivières du Massif Armoricaïn (Baglinière & Porcher 1994). Ces connaissances ont néanmoins été décrites à partir de données recueillies par piégeage, par vidéo-comptage ou par des opérations de radio-téléométrie avec les réserves qui s'imposent dues à l'utilisation de ces méthodes intrusives : comportement perturbé par la présence d'obstacles et par l'ingestion de l'émetteur ou nombre limité d'individus. Ainsi, l'analyse faite à partir des données DIDSON permet de donner une image non perturbée de l'activité de migration pour laquelle l'influence des quatre principaux paramètres habituellement évoqués est mise en évidence : âge de mer, température, débit et rythme nyctéméral, soulignant la pertinence d'un suivi par hydroacoustique des populations de poissons migrateurs et de la méthodologie mise en place.

Le schéma général de la migration annuelle du saumon comporte généralement un pic d'abondance des saumons de plusieurs années de mer au printemps et un pic des castillons en été. La présence sur la Sélune d'un autre pic d'abondance des saumons-de-plusieurs-hivers-de-mer en juillet peut s'expliquer par deux raisons. La première est la proportion non négligeable de poissons de deux ans plus de mer (2+) dans les stocks des rivières de l'Avranchin, qui apparaît être une caractéristique de leur stock (Baglinière & Porcher 1994; Baglinière *et al.* 2004). Ces poissons remontent plus tard dans la saison, souvent à la fin du mois de juin et en début du mois de juillet (Baglinière *et al.* 2004). La seconde raison est liée au décalage dans le temps du pic de remontée de ces poissons de plusieurs hivers de mer. Ce décalage semble également perceptible pour les castillons puisque leur pic d'abondance se situe plus à la fin du mois de juillet et au mois d'août. Ces observations concordent avec celles réalisées sur le Scorff. Ainsi sur ce cours d'eau, entre les périodes 1996-1999 et 2009-2012, le pic de migration des saumons de printemps est passé de début mai à fin mai et celui des castillons de la mi-juillet à début août (Baglinière et Jeannot, données non publiées). Ces périodes de remontée sont également observées sur l'Elorn (Dartiguelongue 2015).

L'interprétation des données enregistrées sur la Sélune confirme une interaction complexe entre le comportement de migration des saumons atlantiques et son environnement. La description des passages sur le site de suivi de la Sélune offre un bon aperçu des phénomènes qui régissent, déclenchent ou inhibent une nage vers l'amont. Le contexte hydroclimatique et

hydrologique module la dynamique migratoire des saumons de la Sélune, et assurent des rôles de déclencheurs autant que d'inhibiteurs en fonction de leur intensité. Le débit fluvial est l'un des premiers facteurs modulant l'activité de migration des saumons. A l'étiage, les augmentations modérées de débit déclenchent des progressions vers l'amont. Sur la Sélune, le taux de passage est significativement plus important lors de crues modérées que lors des périodes hydrologiquement calmes. En effet, lors de cette phase de leur migration, les afflux d'eau douce dans les parties estuariennes des fleuves et les zones côtières peuvent avoir plusieurs effets déclencheurs sur les saumons atlantiques : porteurs d'indices olfactifs propres au cours d'eau, les saumons peuvent utiliser ces mouvements d'eau pour se guider vers l'embouchure de la rivière et amorcer leur remontée (Hasler 1966; Stasko 1971).

Cependant, au-delà d'un certain seuil de débit, entre 10 et 15 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> sur la Sélune, l'activité migratoire diminue, les conditions hydrologiques paraissant trop contraignantes et la nage à contre-courant trop énergivore (Thioulouse 1972; Hawkins 1988). Les saumons observés sur la Sélune semblent trouver un bon compromis entre les avantages des pics de débit et ses contraintes en évitant de remonter le courant lors de l'élévation des débits au cours des crues de trop forte intensité, et en favorisant un déplacement quelques heures après le pic, alors que les vitesses de courant sont moindres, ou lors de crues de moindre intensité (Ellis 1962). Si les modifications hydrologiques induites par une crue peuvent rendre certains obstacles plus facilement franchissables par les saumons (Stuart 1962; Winstone *et al.* 1985), elles impactent cependant la température de l'eau, autre facteur limitant pour l'activité des saumons (Shepherd 1978), mis en évidence sur la Sélune. Les températures de l'eau interviennent en effet dans la régulation de l'activité du saumon lors de cette phase de sa migration. Les déplacements vers l'amont sont inhibés dès que la température de l'eau est inférieure à 10°C, et aucun passage n'est observé sous le seuil de 8°C. Ce seuil est du même ordre que les 7°C mis en évidence par Thioulouse (1972). Certains auteurs ont également décrit des arrêts de l'activité migratoire au-delà d'un seuil maximum de température de l'eau, 22°C pour Alabaster (1990), 20°C pour Thioulouse (1972) et Hawkins (1988) mais aucune conclusion similaire n'est cette fois observée sur la Sélune.

L'utilisation des mouvements d'eau semble être au cœur du comportement de remontée des saumons. En conditions hydrologiquement stables, l'activité de migration est en grande majorité nocturne : les saumons limitent alors leur visibilité par d'éventuels prédateurs (Abrahams & Kattenfeld 1997). A l'opposé, lors d'augmentation du débit tout au long de

l'année, ou lorsque les niveaux d'eau sont plus importants, les migrations sont enregistrées aussi bien de jour que de nuit : l'augmentation de la turbidité, limitant la visibilité des poissons (Dunkley & Shearer 1982), couplée à l'effet déclencheur d'un pic de débit, semble créer des conditions de remontées favorables pour les saumons, même s'il ne fait pas nuit. Bien que le site soit situé à quelques mètres en amont de la limite d'influence de marée dynamique, l'effet des conditions tidales sur les remontées de saumons semble limité. Cependant, une dynamique de migration particulière semble apparaître lors des remontées automnales et hivernales : deux pics apparaissent quatre à cinq heures après les phases d'étale de basse mer et d'étale de pleine mer. Ces pics pourraient être la conséquence des mouvements d'eau douce au sein de l'estuaire : lors du courant de jusant, à marée descendante, les débits plus importants peuvent repousser l'eau douce plus loin dans la baie, déclenchant en réponse une remontée des saumons se trouvant à proximité. A l'inverse, au flot, lors de la marée montante, les saumons peuvent bénéficier de l'inversion du courant dans la zone de marée dynamique pour remonter vers l'amont et poursuivre ce mouvement même en amont de cette zone (Stasko 1975; Idler *et al.* 1981; Aprahamian *et al.* 1998).

Si le débit et les températures ont un rôle stimulant sur la migration, la réponse comportementale du poisson est également fonction de la période d'apparition de ces augmentations de débit d'eau et du contexte hydrologique prévalant à cette période. La saisonnalité fait également partie des facteurs qui influencent le comportement de remontée de ces poissons en rivière. Deux niveaux d'influence peuvent intervenir : des effets indirects, reliés aux modifications hydrologiques et hydroclimatiques saisonnières, tels que l'augmentation du débit ou la diminution de la température de l'eau et des effets directs de la saison sur la physiologie des saumons au cours de leur maturation sexuelle, susceptible de modifier leurs réponses ou leur sensibilité à certains *stimuli*. En effet, les suivis mettent en évidence qu'en automne, les saumons atlantiques semblent plus réactifs à une crue de petite intensité qu'à une grosse crue : tous les passages lors de la période observée sont enregistrés alors que les débits subissaient une légère augmentation. Les pics de débits peuvent rendre accessibles des zones de fraie encore inoccupées sur les parties hautes du fleuve. L'étude du rythme nycthéral des saumons lors de cette période confirme leur sensibilité aux augmentations de débit : ceux-ci remontent le courant aussi bien de jour que de nuit. La remontée des saumons plus importante lors de la marée montante à l'automne peut également être reliée à l'évolution de la physiologie des saumons qui, après de longs mois en eau douce, peuvent être repoussés vers l'amont par les eaux saumâtres auxquelles ils ne sont plus adaptés

lors du courant de flot dans l'estuaire. Ce pic automnal observé sur la Sélune intéresse les deux composantes marines. La présence de saumons de printemps migrant à cette période n'est pas étonnante puisqu'il est observé des remontées de ce type de poisson sur l'Oir, dont la confluence est située en aval du site du DIDSON, tous les ans en novembre voir décembre (données ORE Dia PFC). Cependant la proportion importante de ces saumons de printemps peut être due à un effet taille. En effet, il a été montré par des opérations de capture-marquage recapture que la taille de castillons mâles capturés en juillet et recapturés en novembre avait augmenté de près de 4 cm en raison de l'apparition du bec, caractère sexuel secondaire apparaissant chez les mâles à cette époque (Jeannot et Guilloux, données non publiées). Cette augmentation de taille pourrait entraîner une surestimation de la composante de saumon de printemps. Cependant si un tel pic a déjà été observé sur d'autres cours d'eau (Dartiguelongue 2015, Jeannot, données non publiées), il ne semble pas apparaître tous les ans. Par ailleurs, des opérations de capture-marquage-recapture ont montré que ces pics automnaux n'étaient pas constitués uniquement par de nouveaux migrants. En effet, ces pics incluent des poissons qui sont remontés plus tôt dans l'année, puis ont dévalé pour migrer à nouveau vers l'amont en automne. La proportion de ces migrants pouvant atteindre 50 % des effectifs (Jeannot, données non publiées). Cette hypothèse est appuyée par la présence d'individus des deux composantes lors de ce pic automnal. La sélection des saumons ne s'étant intéressée qu'aux déplacements vers l'amont, la visualisation et l'analyse plus fine des enregistrements du DIDSON lors de ces pics automnaux peut valider ou infirmer cette hypothèse.

Cet ensemble complexe de phénomènes environnementaux conditionne le comportement de remontée des saumons dans les parties basses de la Sélune, dont l'estuaire possède un fonctionnement naturel. L'analyse des influences respectives de ces facteurs et de leurs interactions sur l'adaptation du comportement du saumon augmente le niveau de connaissance de l'espèce vis-à-vis de sa sensibilité et de sa plasticité. La connaissance des phénomènes qui régissent la dynamique migratoire des saumons en condition naturelle vise à quantifier le niveau de perturbation et évaluer la plasticité comportementale de l'espèce dans une situation perturbée telle que sur le Couesnon.



### 4.3. Comparaison des dynamiques migratoires des saumons des deux fleuves de la Baie du Mont-Saint-Michel : évaluation du niveau de perturbation d'un barrage estuarien sur la dynamique migratoire

Sur le Couesnon, 152 saumons ont été identifiés lors des campagnes 2013 et 2014, 129 de ceux-ci (74%) ont été enregistrés lors de la période commune aux deux sites. Sur la Sélune, 923 saumons atlantiques ont été enregistrés en 2013 et 2014, dont 564 (61% des effectifs totaux) lors de la période commune (Figure 63).

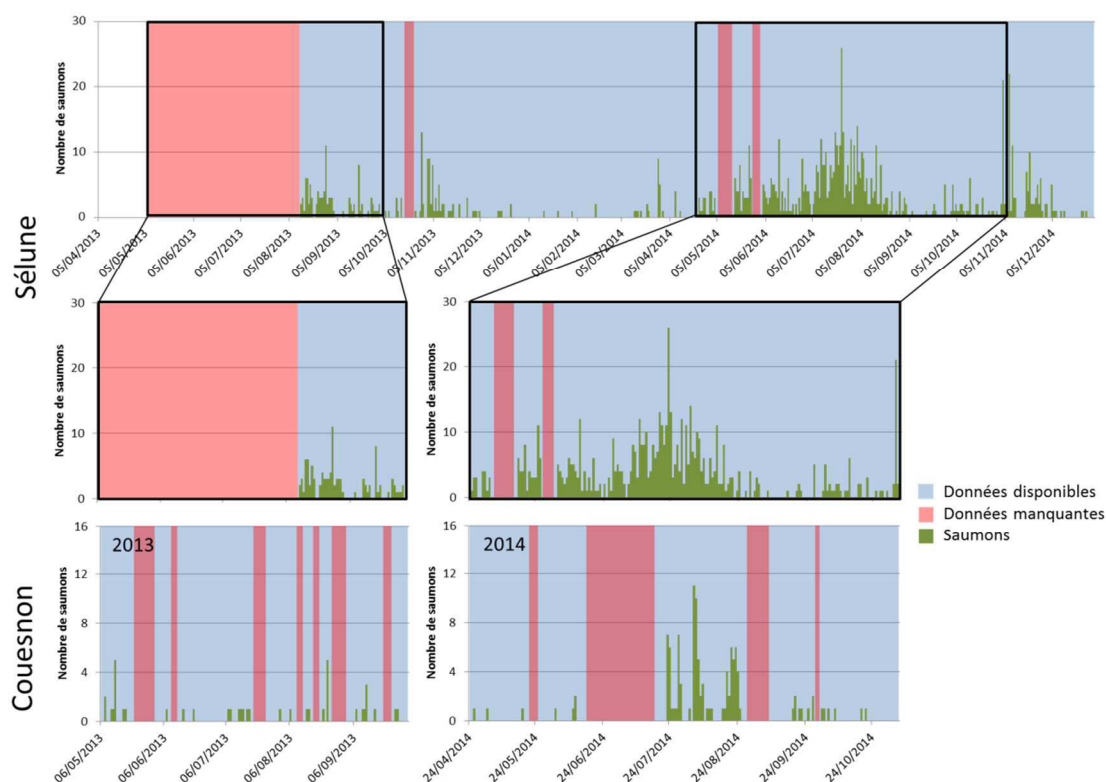


Figure 63. Distribution des passages de saumons atlantiques sur le Couesnon (n = 152) et sur la Sélune (n = 923).

L'analyse des dynamiques migratoires des saumons sur chacun des sites de suivi a mis en évidence des phénomènes communs ainsi que des différences dues au fonctionnement du barrage du Couesnon. La comparaison des migrations de saumons sur les deux fleuves dans un même contexte hydroclimatique vise à préciser l'influence du barrage par le biais des modifications des variables environnementales induite par ses phases de gestion. La comparaison inter-sites des dynamiques migratoires de ces saumons fait l'objet du dernier article de ce mémoire, actuellement en préparation, et qui sera soumis dans la revue *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.

Martignac F., Baglinière J.L., Guillard J., Ombredane D., in prep. Adaptation of the Atlantic salmon migration behaviour face to an estuarine dam: comparison with natural conditions on a nearby river using hydroacoustics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **in prep.**

## **Estuarine dam impact on Atlantic salmon migration, behavioural adaptations to unnatural hydrological conditions**

Martignac F.<sup>1 2</sup>, Baglinière J.L.<sup>2</sup>, Guillard J.<sup>3</sup>, Ombredane D.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ASCONIT Consultants, Carquefou, France

<sup>2</sup> UMR 0985 INRA/Agrocampus Ouest Ecologie et Santé des Ecosystèmes, Rennes, France

<sup>3</sup> UMR CARTELE, INRA - Univ. Savoie Mont Blanc, Thonon-les-Bains, France

Key-words: migration dynamic; ecological continuity; Atlantic salmon; triggering factors; hydroacoustics

### **Abstract**

The Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations, a relevant indicator of the environment quality, are, as most of the diadromous fish species, in a worldwide decline. Dams are identified as one of the main reasons of the population drop, by causing direct and indirect impacts on diadromous fish populations. Creating disruption of the rivers ecological continuity and habitat fragmentations, they consequently reduce the distribution and spawning areas for those species. Furthermore, dams modify the physicochemical and hydrological balances on river systems, disturbing anadromous migrations, influenced by a complex set of environmental conditions.

Reaching in the Mont-Saint-Michel bay, the Couesnon and the Sélune are two river belonging to the last thirty French rivers colonized by Atlantic salmons. A dam has recently been built in the estuary of the Couesnon River to push away the fine sediments to restore the island character of the Mont-Saint-Michel. The frequent disruptions of the sea-river continuity and the atypical water volume movements may create a disturbance for the salmon adults during their migration. Hydroacoustic monitoring salmon populations on both Couesnon River and Sélune River, which is undisturbed, aims to identify the behavioural adaptation and the dam functioning level of influence on migration. Along the common acquisition period in 2013 and 2014, 129 and 594 salmons have been respectively identified on both rivers. Natural migration behaviour is described on the Couesnon when the conditions are not sufficient for a water release and the dam valves remains opened along the tide cycle: salmon passages are observed along the tide cycle, and preferentially at night, as in the Sélune. At the opposite, during the dam water releases, the salmons are moving when the flow conditions are favourable with no daily rhythm. According to the Sélune River data, the unnatural flow modifications caused by the dam appear to be managed as flood conditions by the salmons. The migration dynamic analysis highlights the adaptability of the Atlantic salmon to unnatural hydrological conditions.

## **Introduction**

Diadromous fish which have to migrate from a marine environment to freshwater to accomplish their life cycle (McDowall 1988), are considered worldwide threatened (Petts 1984; Jager *et al.* 2001; Limburg *et al.* 2003; Brown *et al.* 2013) or for some of them close to extinction, even though they have ecological and societal value (Baglinière *et al.* 2003; Lackey 2009; Limburg & Waldman 2009). Indeed, according to their presence on both marine and freshwater habitats along their life, the presence and the abundance of migratory fish are relevant indicators of the good working function and biological integrity of aquatic ecosystems (Karr 1991; Rose 2000). The decline of these populations is symptomatic of a global degradation of aquatic ecosystems and an increasing of human pressure. Dam building and degradation of habitats and water quality have reduced the distribution and abundance of migratory fish by decreasing the number of spawning or growth suitable areas (Ransom *et al.* 1996; Limburg & Waldman 2009), causing habitat fragmentation and a global decline of diadromous distribution area around the globe.

The Atlantic salmon (*Salmo salar*) is probably the most emblematic diadromous species and its populations are as concerned as the other species by a global decline (Mills 1991). In France, the salmon was abundant at the end of the 18<sup>th</sup> century; nowadays, this species only colonizes around thirty rivers (Thibault 1994). Four of these rivers are located in the Mont-Saint-Michel Bay (Normandy): the Couesnon River, the Sélune River, the Sée River and the Sienne River. The salmons from these four rivers belong to populations genetically very close (Perrier *et al.* 2013).

The anadromous spawning migration of Atlantic salmons is influenced by many factors. The upstream migration period of Atlantic salmon adults varies with the sea age (Baglinière & Porcher 1980, 1994). In Brittany and Normandy the migration period mainly occurs from March to September (Baglinière & Porcher 1980, 1994): March to June for multi-sea winter salmon (mainly two winters), June to October for the grilse (one-sea-winter salmon). Sea age is not the only factor which influences the salmon migration from the sea to their native rivers. The environmental condition influences on salmon migration dynamics have been described since more than a century (Day 1887). Numerous studies have highlighted the role of the river flow to trigger the salmon migration (Stewart 1973; Jensen *et al.* 1986; Baglinière *et al.* 1990), but it appears that a complex and interconnected set of environmental parameters influences and modulate its behaviour (Banks 1969; Northcote 1984), such as the daylight, the turbidity, the water temperature or the tidal conditions. The presence of an obstacle, even passable for salmons, modifies directly their migration behaviour, causing delays or downstream movements (Banks 1969; Solomon *et al.* 1999; Croze 2008; Thorstad *et al.* 2008) and indirectly by altering the natural hydrological, physicochemical and hydrosedimentary functioning of the river (Chanseau & Larinier 1999; Larinier 2001; Bednarek 2001).

To control and remove the volume of sediments brought into the bay by tidal waters, a dam has been recently modified on the Couesnon River in the vicinity of Mont-Saint-Michel (Normandy, France). The estuarine dam functioning, by opening and closing its large valves causes frequent breaks of ecological continuity between the sea and the river. Furthermore, these phases create an unnatural hydrological dynamic on the downstream part of the river. Consequently, these new conditions can disturb or modify the upstream migration of adult salmons coming back in the Couesnon River to spawn.

This work aims to evaluate the dam disturbance level suffered by the Couesnon River's salmons. Their migration dynamic is compared to the migration dynamic of salmons migrating on the Sélune River, whose estuarine connectivity is undisturbed. Both rivers are equipped with hydroacoustic devices, which are settled at similar distance from the river mouth in the river systems. Hydroacoustic methods are non-intrusive, allowing long-term observation data set, and describe fish populations even in turbid conditions (Foote 2009; Trenkel *et al.* 2011). Furthermore, these methods provide natural behavioural fish characteristics at small time scales that cannot be exploited by other monitoring technics. The relationship between the salmon migration dynamics in both rivers and the natural, or unnatural, environmental parameters to evaluate the Couesnon dam influence.

## **Material and methods**

### **1. Study area and monitoring sites**

The Sélune River (approximately 1 010 km<sup>2</sup> catchment area, main course of 79 km) and the Couesnon River (98 km; 1 120 km<sup>2</sup>) are small coastal rivers located in Normandy (France) These rivers flow into the English Channel at the Mont-Saint-Michel Bay, which is the macrotidal system with the second highest range in Europe (average: 10-11 m, maximum 16 m) (Lafaille *et al.* 2000) (figure 1).

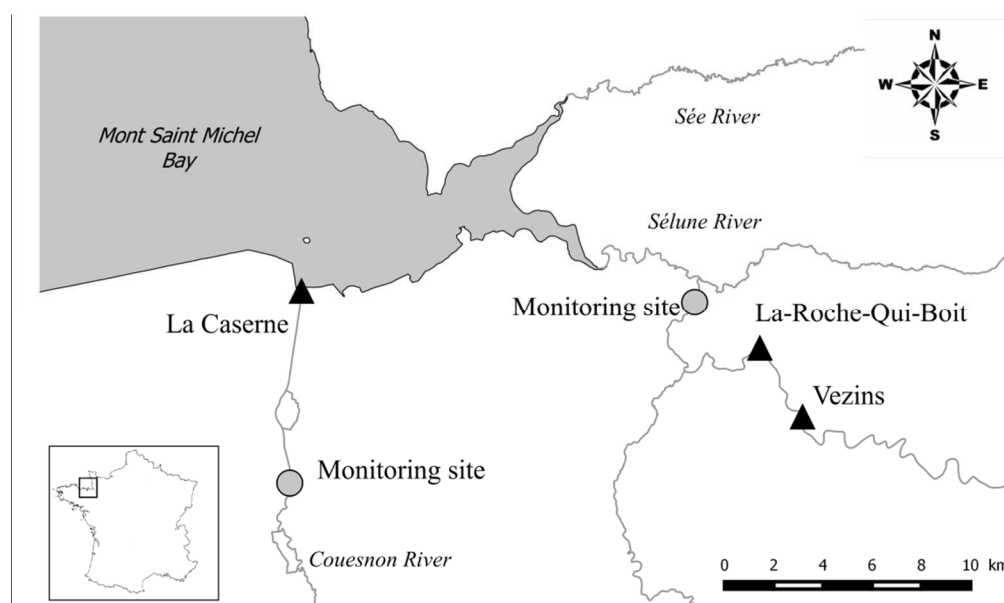


Figure 1. Location of the study sites on the Couesnon River and the Sélune River watersheds in the Mont-Saint-Michel Bay (Normandy, France). Triangles show the dams

The estuarine dam of Couesnon River is located 2 km from the Mont-Saint-Michel (figure 1). Two impassable hydropower dams have been built in the 1930's on the Sélune River at respectively at 17 and 22 km of the sea (figure 1). Through a governmental decision in 2009, confirmed in 2012, these two dams might be removed in 2020.

On the Couesnon River, the monitoring site is located 8 km upstream of the dam (figure 1), at the limit of water salinity. At this site, the river is 16 meters wide and almost 3 meters deep. Furthermore, as the 8 km section is homogeneous and has no tributaries or resting zones, every migratory fish passage has to cross the monitoring site.

On the Sélune River, the monitoring site is located in the upper part of the estuary, 15 meters upstream from the limit of water salinity (figure 1). At this level, the river is 18 meters wide and almost 2 meters deep in the middle of the channel during low flows period. A little weir equipped with a fish pass (2 meters wide) is located less than 15 meters downstream the site: its presence reduces or prevents a milling behaviour of the Atlantic salmon adults or any downstream movements of fish which have already passed the detection beam (Croze 2008). However, this section is not only a passage zone for salmon, but it is also a habitat for several resident fish species.

The fish communities are high and diverse on both monitoring sites. A lot of cyprinids species usually present in lentic freshwater environment have been observed: roach (*Rutilus rutilus*), common bream (*Abramis brama*), silver bream (*Blicca bjoerkna*), common carp (*Cyprinus carpio*), chub (*Leuciscus cephalus*), and other freshwater species such as the European perch (*Perca fluviatilis*), or the pike (*Esox lucius*). Thinlip grey mullets (*Liza ramada*), alone or in schools, can also be observed. Other migratory fish are present in the both rivers: anadromous species, such as the sea lamprey (*Petromyzon marinus*), the River lamprey (*Lampetra fluviatilis*), the allis shad (*Alosa alosa*), the twaite shad (*Alosa fallax*) or the sea trout (*Salmo trutta*). The European eel (*Anguilla anguilla*), a catadromous migratory fish, is also present on our sites (ASCONIT Consultants 2013, 2014).

### **1.1. Couesnon river estuarine dam functioning**

The dam has been built in 2009 to proceed to water releases at low tide to remove the fine sediments from the Mont-Saint-Michel surroundings. This dam is 80 m long and approximately 9 m high and composed of eight control valves. The opening phases of the eight valves of the dam amplify the natural hydrologic phenomenon in the estuary. Four functioning processes have been defined, according to tidal and hydrological conditions:

*i*) Water Release with Filling by Tide (WRFT): the most frequent one occurs when the tide coefficients are sufficiently high to bring sea water to the bottom of the Mont-Saint-Michel bay and fill in the river upstream the dam. During this process, at high tide (HT), the valves are opened, and seawater flows into the river, as a flood tide current (Seawater Filling phase, SWF). Ninety minutes after their opening, the valves are closed to retain water (Freshwater Filling phase, FWF). At low tide, 6 hours after HT, the valves are progressively opened to release water overflow, which removes fine sediments from the estuary (Water Release phase, WR). This progressive opening of the valves creates an inclined wall that water is pushed against. This effect forces the fine sediments to escape the estuary bottom and deposit farther within the Bay. At the end of release, the valves are completely opened. One hour before the next HT, the valves are closed to prevent sediment entry into the river (Closing Before High Tide phase, CBHT).

*ii*) Water Release with Filling by Freshwater (WRFF): when the tide coefficient is not high enough ( $\leq 50$ ) but that Couesnon River flow is sufficient to trigger an efficient water release, the beginning of the release cycle is modified. The valves are not opened at high tide. The freshwater volumes increase upstream the dam, until the water release at low tide (HT+6).

*iii*) Free-Flowing Phase (FFP): this process results from a combination between insufficient tide coefficient and river flow. No efficient water release can be realized by lack of water volume. Consequently, the valves remain opened throughout the entire tide cycle.

*iv*) Floodgate (FG): this functioning occurs principally during high flow period in winter. When both the tide coefficient and the river flow are high and that conditions risk to

induce a flood upstream the dam, the valves are closed during the rising tide to prevent that seawater enters into the Couesnon River.

## 1.2. Hydroacoustics devices

The two devices settled in the monitoring sites belong to two distinct generations of sonars. The split-beam echosounder used on the Couesnon River bring fish morphological clues through a conversion of the Target Strength (TS) into a proxy of target size (Ona 1999; Simmonds & MacLennan 2005) with the equation published by Lilja *et al.* (2000) already used in monitoring analysis (Martignac *et al.* 2013). At the opposite, the DIDSON which equipped the Sélune River belongs to the generation of acoustic cameras (Martignac *et al.* 2015a): the fish lengths are directly measured on the video data, and precise fish behaviour characteristics can be observed, improving the species identification. Both used in horizontal beaming, the acoustic devices estimate proxies of the abundance of migratory populations when other techniques cannot be applied (e.g., excessive turbidity preventing visual counting).

A split-beam SIMRAD EY500 echosounder (Kongsberg Maritime A.S., Kongsberg, Norway) has been installed in the Couesnon River (70 kHz frequency, 0.2 ms pulse width, 40 log R TVG (Time Varied Gain) amplification). One circular SIMRAD EY70-11 transducer (11° of total beam angle at -3 dB) is associated to the SIMRAD echosounder (Guillard & Colon 2000). The calibration was performed with a copper sphere of known target strength (-39.1 dB) using the protocol proposed by Foote *et al.* (1987) at different ranges from the sounder. The selected minimal threshold of -55 dB makes it possible to discard targets that are smaller than the focused targets and prevents saturation of the system as well as the loss of migratory fish. Additionally, theinsonified volumes were checked *in situ* to ensure that the echosounder was properly set to maximize the detection range.

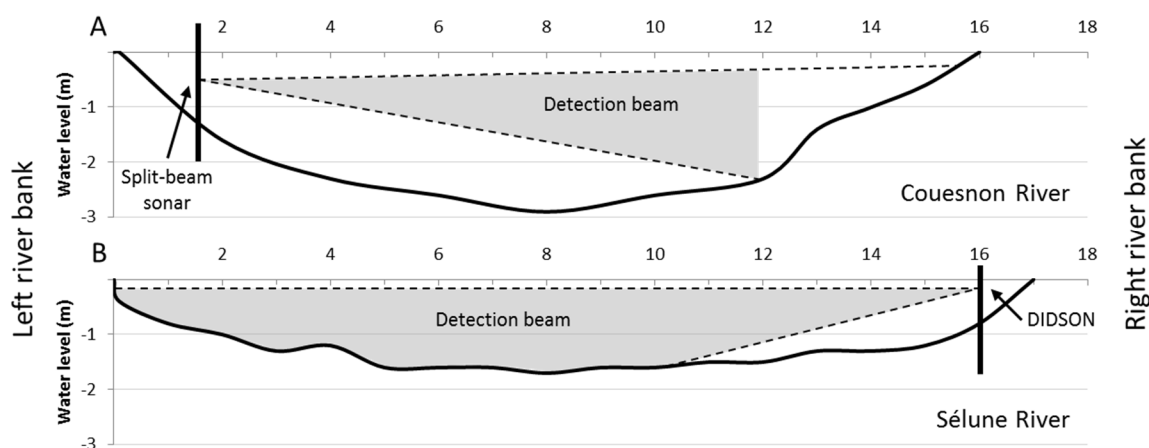


Figure 2. Theoretical detection beams of A) the echosounder EY500 in the Couesnon River monitoring site B) the DIDSON in the Sélune River monitoring site

The transducer has been set with an inclination of approximately 5° to allow the detection beam to cover almost one third of the river cross sectional area (note that the detection ends when it reaches the river bottom) (figure 2). From 2010, the permanent data recording period usually ranges from May to October every year. The results collected from the 2010 and 2011 campaigns have been previously discussed and described in Martignac *et al.* (2013).

In order to evaluate qualitatively and quantitatively the future recolonization of diadromous fish and particularly Atlantic salmons in the Sélune River, a DIDSON acoustic camera (Sound Metrics Corp., Lake Forest Park, WA, USA) has been settled since August 2013 on the monitoring site eight kilometers downstream the first dam in August 2013. Permanent among the year, the acquirement has been set in High Frequency Mode (1 800 kHz) to maximize the resolution of the video data to a 2 cm pixel. However, the DIDSON coverage is limited to 10 meters in HF mode (Cronkite *et al.* 2006), consequently a sampling strategy alternates two recording windows: one half of the time, the coverage focuses on range 2 to 12 meters, the other half focuses on range 7 to 17 meters. In acoustic camera technology, and contrary to split-beam echosounders, even further than the contact zone between the beam and the riverbed, fish movement can be observed and described. The DIDSON detection beam is largely wider than the split-beam echosounder: 29° horizontally and 14° vertically (Belcher *et al.* 2001). The exported data from both devices also differs. Although the split-beam provides information about the fish position in 3 dimensions (X, Y and Z), the DIDSON only describes X and Z axis fish coordinates: no information about the fish position in the water column can be detailed (Hughes 2012).

### **1.3. Environmental conditions recording**

In parallel to the acoustic devices settled on the Couesnon River and Sélune River monitoring sites, environmental conditions are permanently recorded. The water temperature is recorded with sensors *TidbiT* (Onset Computer Corporation, Bourne, MA 02532, USA) with a frequency of one value for 10 minutes. The ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) flowmeter *Mainstream IV* (Hydreka SAS, Lyon, France) records the flow velocity with an ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) sensor and the water level with a piezoresistive sensor. The flowmeter provides fine scale data (one value acquired for each minute).

## **2. Atlantic salmon identification on hydroacoustic data exploiting behavioural and morphological clues**

The Atlantic salmon selection through the fish detected in hydroacoustic data set is based on knowledge on their population characteristics (Baglinière & Porcher 1994) and about the fish community diversity present on the monitoring sites (ASCONIT Consultants 2014). Indeed, some aspects of salmon behaviour during the first days of its migration into the river are well known. Atlantic salmon spawners adopt their faster speed (Baglinière & Porcher 1994) until they reach a pool where they can rest. This activity is especially true for grilse (Turner 1975). Salmon migration speed is between 0.4 and 0.8 m.s<sup>-1</sup> (Sanchez *et al.* 2002). According to the literature, salmon swimming speed is higher than the speeds of other species present in both rivers (Kreitmann 1932; Almeida 1996). Furthermore, the salmon stops feeding after its arrival in freshwater to develop its reproductive system (Baglinière & Porcher 1994), and then do not hunt in such areas.

About fish morphology, the salmon is one of the biggest fish present in our monitoring sites. The typical length of adult salmons observed in these rivers ranges from 58 cm to 90 cm, according to a database of angling captures (Sauvadet 2015). Furthermore, the grilse are well represented in the salmon population from the Couesnon River and the Sélune River. Our surveys on Couesnon River were carried out between late April and late October, corresponding to the main migration period for grilse.

The Atlantic salmons are selected from the split-beam echosounder data with the methodology described in Martignac *et al.* (2013). Data are processed by the Sonar5-Pro (v.6.0.2) analysis software (Balk & Lindem 2012). Three criteria are used to identify salmon

and select them between other species: 1) Direction (only targets moving upstream are kept); 2) Swimming speed higher than  $0.4 \text{ m.s}^{-1}$ ; 3) TS between [-28 dB; -23dB], which corresponds to Atlantic salmon ranging from 54.2 to 91.1 cm according to Lilja *et al.*'s equation (2000). The addition of these three criteria creates a very restrictive barrier and limits the selection of fish from another species, but risks to underestimate the true abundance of Atlantic salmon on the Couesnon River.

As on the split-beam methodology, the software Sonar5-Pro (Balk & Lindem 2012) is used to analyze the DIDSON data. The automatic tracking tool of the software allows a selection of targets corresponding to the Atlantic salmon specific criteria. The direction criteria and minimal swimming speed threshold remain the same (upstream direction, swimming speed higher than  $0.4 \text{ m.s}^{-1}$ ). The minimal length threshold is set a few centimeters lower than the minimal expected salmon length (50 cm vs. 54 cm) because the Sonar5-Pro software tends to minimize the fish length, particularly when the fish does not swim perpendicularly from the beam central axis (Martignac, unpublished data). The fish characteristics recorded in the closest range (0 to 2 meters) appears to not be relevant: the fish length overtakes the beam width in its narrowest part. Consequently, this close range (range  $\leq 2$  meters) is excluded. Each selected target is visually checked on the DIDSON videos. To identify salmon spawners, the operator measures the true fish length on the five most relevant pictures of the fish (Daroux *et al.* submitted), and observes the fish behaviour. The feeding behaviour of some fish provides reliable clues about their species. Consequently, according to this method, all the selected targets are assumed to be Atlantic salmon but the true population abundance, which is already under-estimated by the sampling strategy, may be even more by the automatic tracking process with Sonar5-Pro.

### **3. Dataset and statistical analysis**

Only the results collected during the common recording period (217 days) between the two sites surveys are analyzed in this study. The influence of the dam functioning on the recorded hydrological conditions on the Couesnon River monitoring site is described and quantified by comparing successive hourly hydrological conditions along the tide cycles for the each functioning process. Their distributions being not Gaussian, Wilcoxon Mann-Whitney tests are used on this analysis. For these analyses, the Couesnon hydrological dataset from the 2013 and 2014 are polled, the functioning process remaining the same between both surveys.

The salmon morphological characteristics are compared between the two sites, with Wilcoxon Mann-Whitney tests, the length values being not normally distributed.

The salmon migration dynamic are studied in three different temporal scales. A large scale analysis aims to highlight the environmental parameters triggering any migration peak. A Generalized Linear Model (GLM) has been built for each river with the daily mean of the river flow and the water temperature as fixed effects [Atlantic salmon daily migrations ~ Water Temp + River Flow].

To go further than large temporal scale migration peak analysis, the migration dynamic difference between the different functioning processes is analyzed at the tide cycle scale, with a Spearman rank correlation coefficient test. Finally, the migration dynamic is analyzed at the daily scale, focusing on the daylight influence on the salmon migration, compared between dam functioning processes with  $\chi^2$  tests. For all these statistical analyses, the R software (v. 2.11.0) was used.



## Results

### 1. Couesnon River's dam functioning influence on hydrological conditions

The permanent record of hydrological data on the monitoring site of the Couesnon River highlights the significant influence of the dam functioning phases during a WRFT process (Wilcoxon Mann-Whitney test,  $p < 0.05$ ) (figure 3). The water level increase as the Couesnon River is filled by the water volumes brought by the tide (HT+1, HT+2), the stabilization of the conditions when the valves are closed until the low tide (HT+7), and a violent decreasing of the water level (around 0.5 m) during the first hours of the water release. In the last hours of the cycle (from HT+10), the hydrological conditions remain constant. At the opposite, no significant evolution has been described during both WRFF and FFP functioning processes (Wilcoxon Mann-Whitney test,  $p > 0.05$ ). The dam valves opening phases have no effect on the water level on the monitoring site.

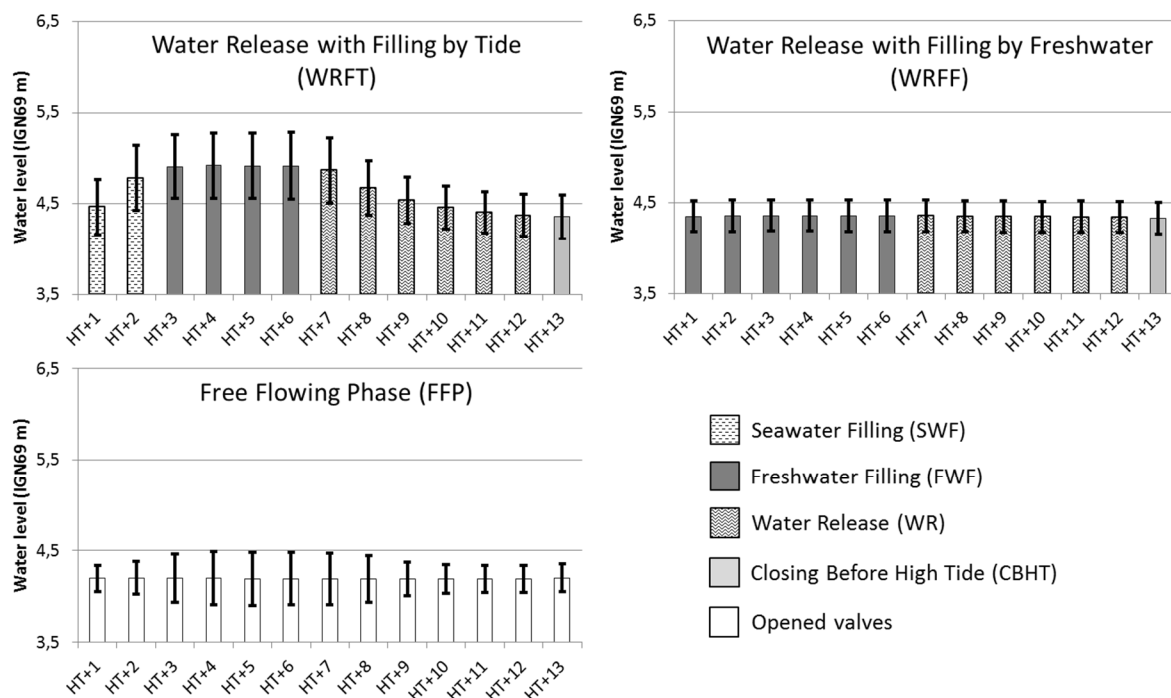


Figure 3. Water levels (in IGN69 meters) recorded on the Couesnon River monitoring site between two High Tide (HT) phases for the three different functioning process and the different dam valves opening and closing phases.

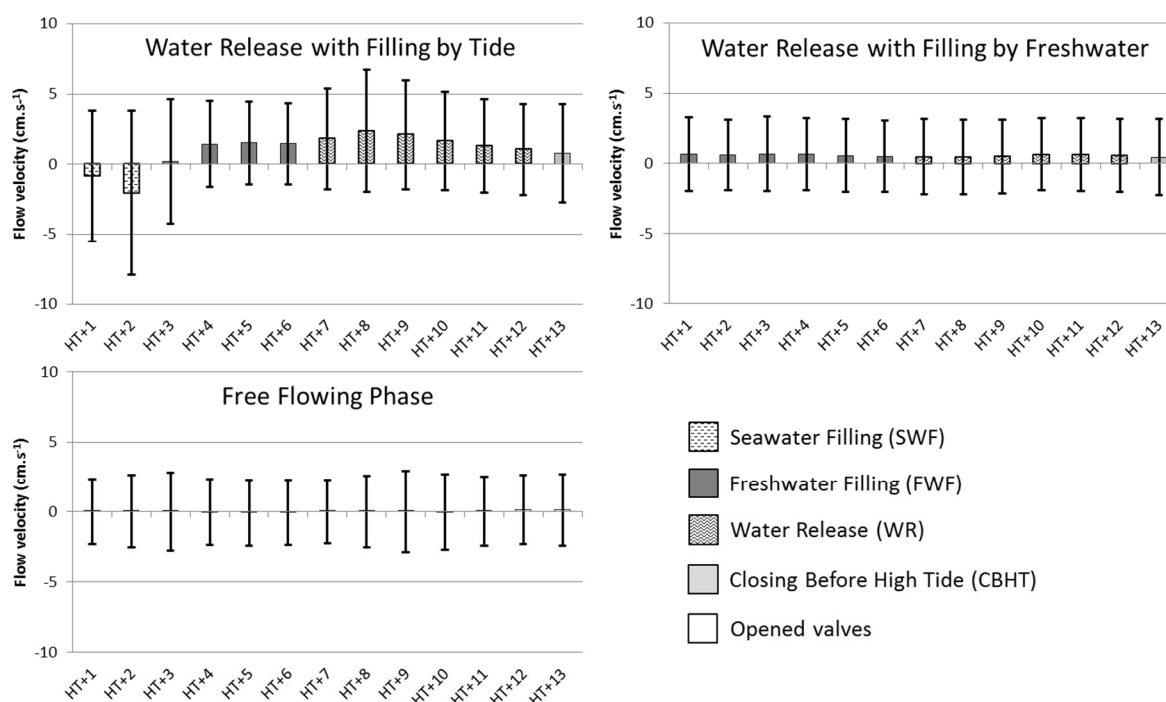


Figure 4. Flow velocities (in  $\text{cm.s}^{-1}$ ) recorded on the Couesnon River monitoring site between two High Tide (HT) phases in function of the functioning process and the different dam valves opening and closing phases.

The flow velocity recording reveals the same difference between the WRFT and the two other processes (figure 4): velocity values are significantly influenced by the first process, not by the others. During the WRFT process first hours, the recorded velocities have negative values: the flood tide is clearly visible (HT+1, HT+2). The maxima of the flow velocity is recorded on the monitoring site during the second hour of the water release (HT+8). As for water level, no significant modification of the flow is observed during the WRF or the FFP processes (Wilcoxon Mann-Whitney test,  $p > 0.05$ ). No significant evolution of water temperature in function of the dam valves opening phases has been revealed, even during the WRFT process (Wilcoxon Mann-Whitney test,  $p > 0.05$ ).

The permanent data acquisition on the Sélune River confirms that there is no tidal influence on the monitoring site hydrology (Wilcoxon Mann-Whitney test,  $p > 0.05$ ). The observed hydrological conditions are only explained by the river flow.

## 2. Atlantic salmon morphological characteristics

During the 2013 and the 2014 surveys, respectively 40 and 112 Atlantic salmon passages have been detected in the Couesnon River on the echosounder dataset. In the Sélune River, since the beginning of the data recording on August 2013 until December 2014, 923 salmon passages have been selected. On the 233 days recorded on the Couesnon River, only 164 days are included in the monitoring period on the Sélune River (figure 5). During this common period, 129 salmon have been identified on the Couesnon River vs. 564 on the Sélune River. The analysis only concerns these fish.

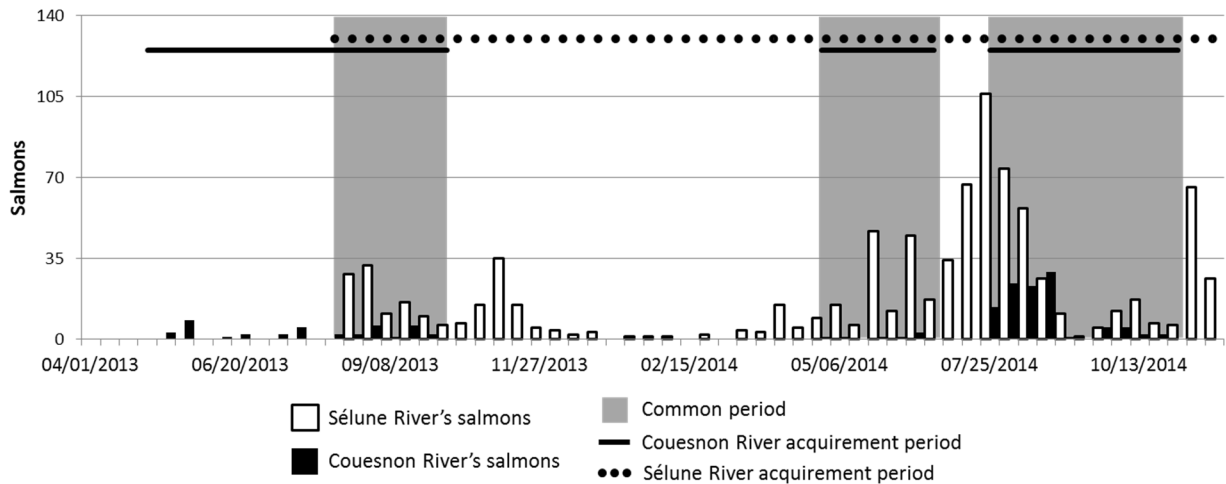


Figure 5. Salmon passages detected on the monitoring sites of the Couesnon River (black bar plot,  $n = 152$ ) and the Sélune River (white bar plot,  $n = 923$ ) in 2013 and 2014 and visualization of both acquirement periods (in grey, the common period).

Both length distributions are compared with biological data collected with angling captures (227 in the Sélune, 94 in the Couesnon) on the same period. The lengths distributions of both rivers are significantly different (Wilcoxon Mann-Whitney test,  $p < 0.05$ ). They also differ with the angling capture biometric information (Wilcoxon Mann-Whitney test,  $p < 0.05$ ) (figure 6). However, the main distribution peak remains similar at around 60 cm.

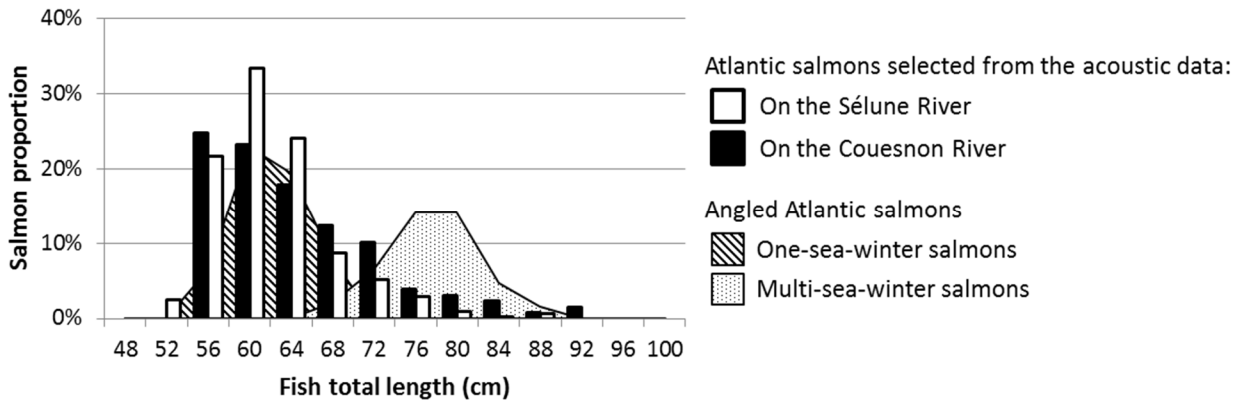


Figure 6. Length curves of the Atlantic salmon detected on the Couesnon River (estimation through the TS values and the Lilja *et al.* (2000) equation,  $n = 129$ ) and on the Sélune River (manual measurements on the DIDSON videos,  $n = 564$ ), and distribution of the Atlantic salmon angling catches on both rivers on the same period (CNICS data,  $n = 321$ ).

### 3. Atlantic salmon migration survey-scale analysis

According to the salmon selection throughout the 2013 and 2014 surveys on both rivers, the upstream migration behaviour is triggered by several factors (figure 7). For both GLM, the visual inspection of the residual plots does not reveal any obvious deviations from homoscedasticity or normality. The GLM built from the Couesnon River data (AIC = 589.1) highlights significant effects of the water temperature ( $p < 0.05$ ) and the river flow ( $p = 0.04$ ) on the salmon migrations.

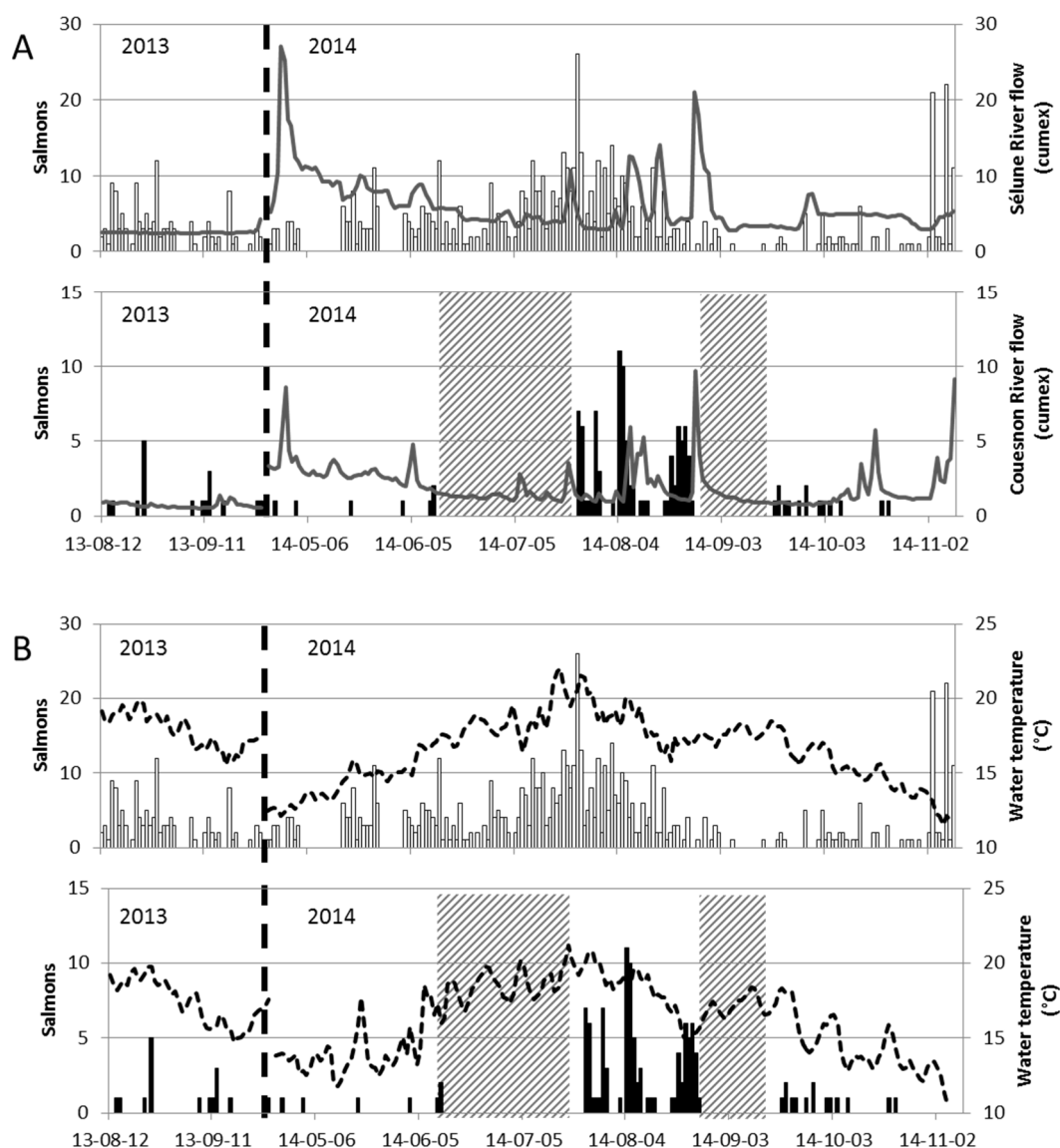


Figure 7. Atlantic salmon detection 2013 and 2014 chronicles on the Sélune River (up,  $n = 753$ ) and on the Couesnon River (down,  $n = 129$ ) function of A) the river flows B) the water temperatures The hatched areas correspond to the data missing periods on the Couesnon River.

On the Sélune River, the GLM ( $AIC = 1475.8$ ) shows no significant effect of the river flow ( $p = 0.54$ ) but the water temperature affects significantly the salmon migrations ( $p < 0.05$ ). Each period of high activity on the Couesnon River corresponds to one in the Sélune River. The hydroclimatic conditions shared by both watersheds explain these similarities. Such as the migration peaks, the temperature peaks are similar on both sites. The river flow is not identified as a triggering factor, but the observation of the migration rhythm during the monitoring surveys on both sites (figure 7.A) highlights that the periods during which a lot of salmon passages have been recorded are during the first hours or a few hours after an increase of the river flow, but not during the flow peak.

#### 4. Migration dynamics of Atlantic salmon face to the new hydrological functioning of the Couesnon River

##### 4.1. Tidal cycle scale migration dynamic

The salmon behavioural responses face to the frequent modification of the river hydrology (figure 3, 4) are studied at the scale of a tide cycle, between two high tide (HT) phases. For this analysis (figure 8), the salmon passages recorded during WRFT process tides (n = 68), the WRFF process (n = 15) and the FFP (n = 46) are distinguished, according to their opening valves phases differences. In order to compare the Couesnon River's results with the natural migration dynamic on the Sélune River in the same tidal and meteorological conditions, the salmon migrations during the different Couesnon River's dam functioning processes are also split (WRFT: n = 412; WRFF: n = 105, FFP: 77) even if the hydrological conditions remain the same on the Sélune River monitoring site.

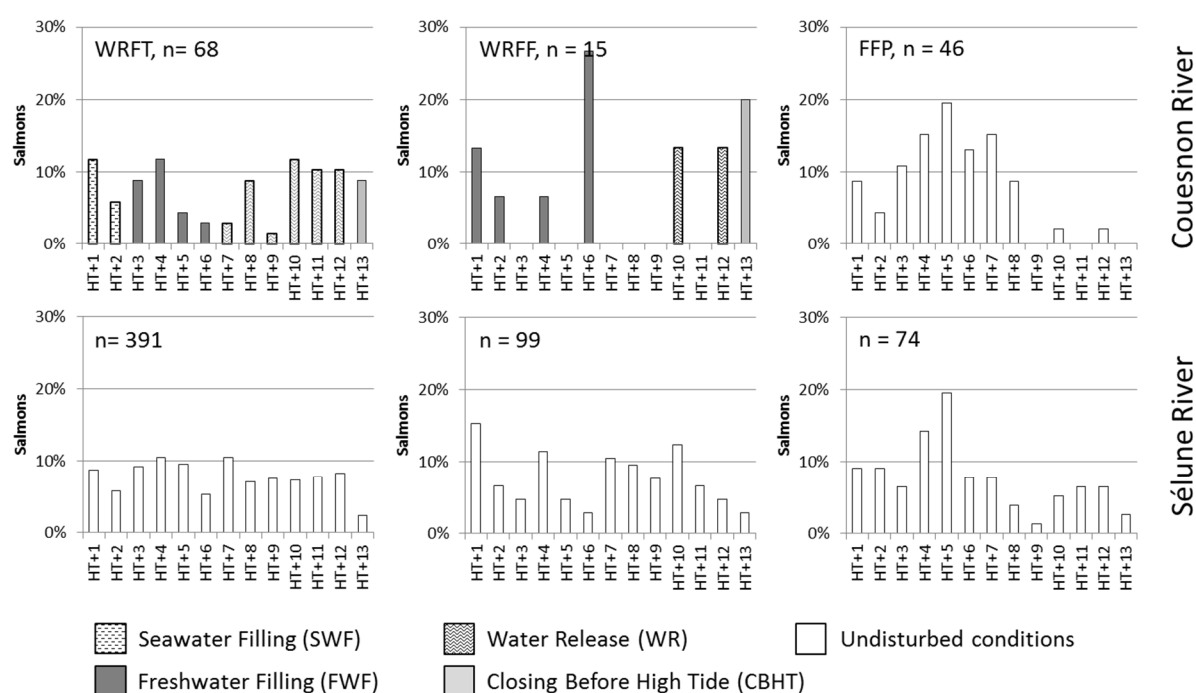


Figure 8. Up: Atlantic salmon migrations' distribution between two High Tide phases (HT) on the Couesnon River (n = 129) in function of the dam functioning processes (WRFT: Water Release with Filling by Tide; WRFF: Water Release with Filling by Freshwater; FFP: Free Flowing Phase). Down: Atlantic salmon migrations' distribution on the Sélune River in function of the Couesnon River's dam functioning processes (n = 564).

Very few Atlantic salmon migrate during the WRFF process on the Couesnon River (n = 15) preventing any reliable description of migratory behaviour. The analysis thus focuses on the hourly distribution salmon passages during WRFT process, which causes hydrological modifications on the monitoring site and the FFP process, which has no influence the environmental conditions encountered. The hourly salmon migrations on both rivers in function of the dam functioning processes are compared with a Spearman's rank correlation test (table 1).

Table 1. Rho of the Spearman's rank correlations between hourly salmon migrations on a tide cycle on the Couesnon River and on the Sélune River in function of the Couesnon River's dam functioning process. \* Significant correlations ( $p < 0.05$ )

		Couesnon River		Sélune River	
		WRFT	FFP	WRFT	FFP
Couesnon River	WRFT	1.00	-0.15	0.17	0.11
	FFP	-0.15	1.00	<b>0.59*</b>	<b>0.75*</b>
Sélune River	WRFT	0.17	<b>0.59*</b>	1.00	<b>0.53*</b>
	FFP	0.11	<b>0.75*</b>	<b>0.53*</b>	1.00

According to these results, the salmon migration dynamic on the Couesnon River during a WRFT process appears to be atypical and clearly different than the migration dynamic observed during a FFP tide cycle. Furthermore, this dynamic statistically differs from the described one on the Sélune River in the same tidal conditions. At the opposite, during the FFP process, during which the dam valves remain open along the tide cycle, the salmon migration dynamic on the Couesnon River is identical to the dynamic observed on the Sélune River. The Couesnon River dam functioning process change significantly the migration pattern during a tide cycle on this river: during the WRFT functioning process, the salmon passages on the Couesnon River are not as constant as on the Sélune River along the tide cycle (figure 8). The disruptions in salmon activity rhythm appear to be linked to the opening and closing phases of the dam valves. Salmon migration rate is important during the first hour of Seawater Filling phase (SWF), decreases with the valves closing, before increasing again after the stabilization of the water volumes movement (HT+4). The third brief peak is observed at HT+8, a few hours after the beginning of the water release. The last one is constant from HT+10 to HT+13, when the dam valves are fully open and the tide rises. During the FFP, on the Couesnon River as on the Sélune River, a common migration peak is revealed at HT+5, a few hours before the low tide.

#### 4.2. Daily scale migration dynamic

This analysis reveals that the dam functioning phases have an influence on the salmon upstream passages on the Couesnon River. To quantify this level of disturbance, the description of the daily activity rhythm in function of the functioning processes is analyzed (figure 9).

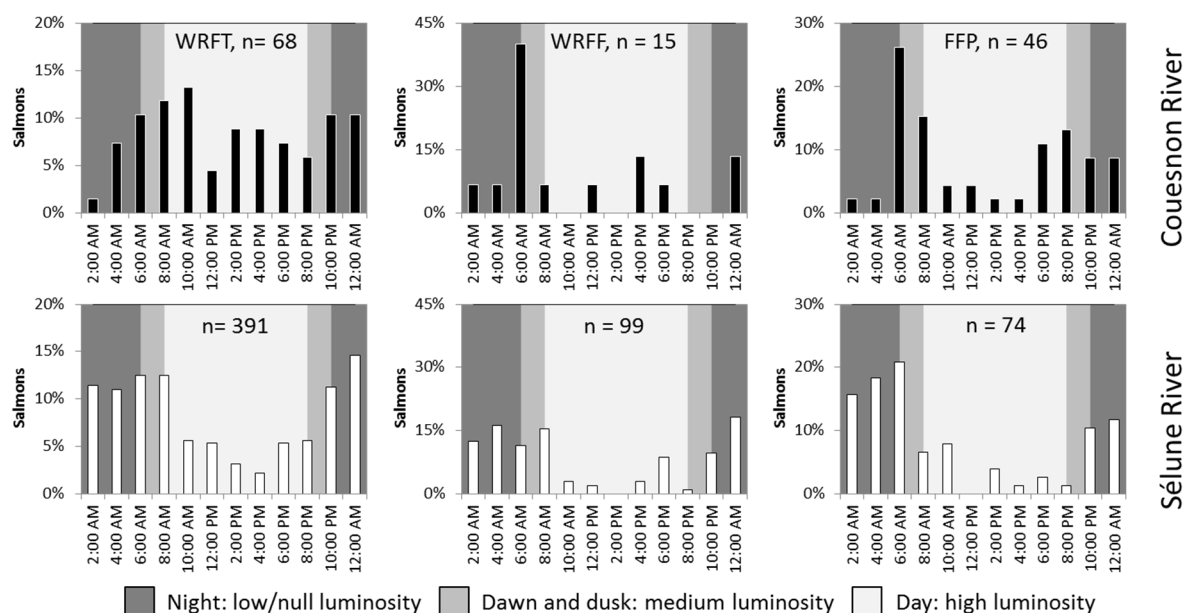


Figure 9. Up: Atlantic salmon migrations' daily distribution on the Couesnon River (n = 129) in function of the dam functioning processes (WRFT: Water Release with Filling by Tide; WRFF: Water Release with Filling by Freshwater; FFP: Free Flowing Phase). Down: Atlantic salmon migrations' daily distribution on the Sélune River in function of the Couesnon River's dam functioning processes (n = 564).

On the Couesnon River, two key periods are revealed by the daily rhythm analysis: Atlantic salmon activity is the highest during the last hours of the night (32% of the migrations are recorded between 4 AM and 8 AM). According to the figure 9, the salmon daily migration pattern during the WRFT process differs from the FFP process in the Couesnon River: the diurnal migrations are more abundant (56% vs. 39% between 8 AM and 8 PM) than the nocturnal ones even if this difference is not significant (khi<sup>2</sup> test, p > 0.05). On the Sélune River, the salmon migration patterns are statistically similar (khi<sup>2</sup> test, p < 0.05) from one functioning process to another: the salmon passages are mainly nocturnal (73% to 83%) as in Couesnon River during FFP (67%). The disruption before and after the sunrise and the sunset is clearly visible. To go further on these results, the relationship between the daylight intensity period and the salmon passage abundance is analysed, in function of the dam functioning process (figure 10).

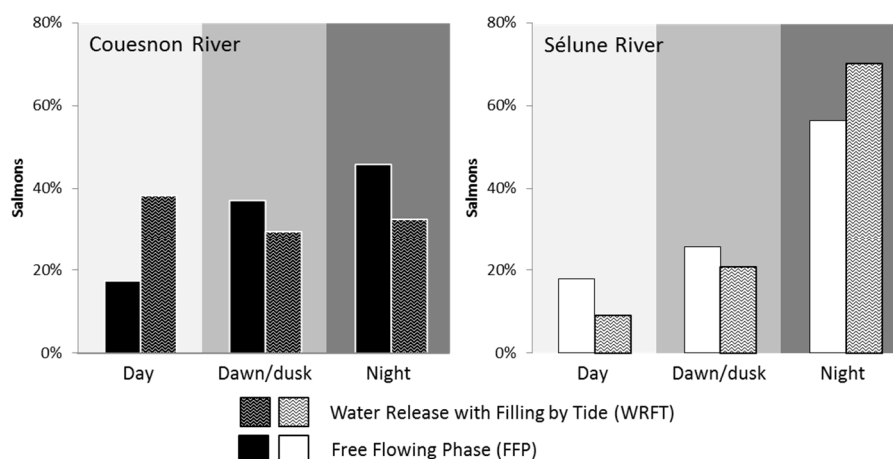


Figure 10. Atlantic salmon migrations' distribution on the Couesnon River (n = 114) and the Sélune River (n = 465) in function of the daylight period and of the dam functioning processes (WRFT: Water Release with Filling by Tide; FFP: Free Flowing Phase) of the Couesnon River's dam functioning processes.

Once again, the salmon behaviour face to a WRFT process differs from the observed behaviour face to a FFP process. During the WRFT process, the migration pattern during the three daylight intensity period is not significantly different from one to the other ( $\chi^2$  test,  $p > 0.05$ ): there is no obvious *preferendum* for the salmon to migrate at night, during the day, or during the intermediate period. At the opposite, during the FFP process ( $\chi^2$  test,  $p < 0.05$ ), as much as on the Sélune River in both processes ( $\chi^2$  test,  $p < 0.05$ ); the Atlantic salmon migration dynamic highlights a significant preference for low luminosity period. The figure 10 confirms that there is no significant difference between the salmon migration dynamic on the Sélune River between the WRFT and the FFP processes ( $\chi^2$  test,  $p > 0.05$ ).

However, if the tide coefficients have no consequences on the daily migration rhythm of the salmons on the Sélune River monitoring site, the river flow can have an influence. The daily migration dynamic during constant or decreasing river flow period is compared to the migrations recorded during a flood or an increase of the river flow period (figure 11).



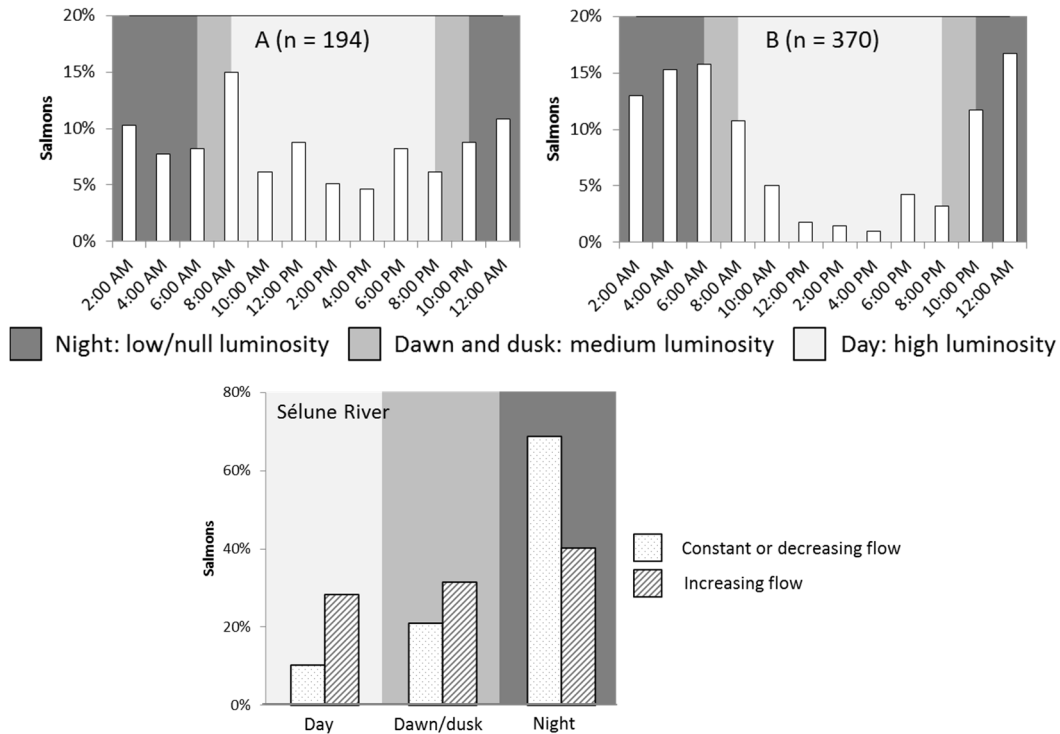


Figure 11. Up: Atlantic salmon migrations' daily distribution on the Sélune River in function of the hydrological conditions: A) during flood period, or flow increasing periods (n = 194); B) during stables hydrological conditions or flow decreasing periods (n = 370). Down: Atlantic salmon migrations' distribution on the Couesnon River (n = 564) in function of the daylight period in function of the Sélune River flow and of the hydrological conditions.

Indeed, the figure 11 reveals the significant influence of the Sélune River flow on the salmon migration dynamics. In stables conditions, or during a flood recession, the migration dynamic is mainly nocturnal and the upstream passages are inhibited by an increasing of the daylight ( $\chi^2$  test,  $p < 0.05$ ). At the opposite, there is no significant difference between the three daylight periods during a flood: salmon are moving upstream all along the day, regardless the daylight conditions ( $\chi^2$  test,  $p > 0.05$ ).

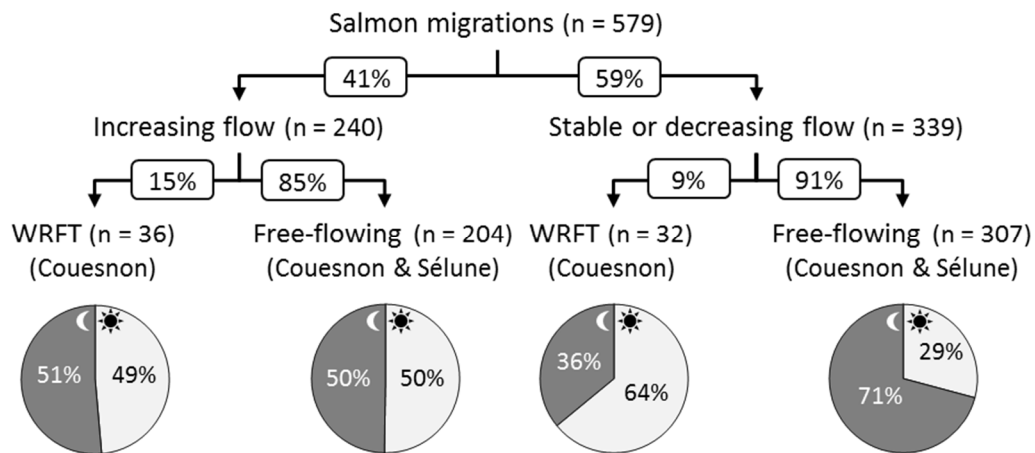


Figure 12. Atlantic salmon migration dynamic on the Couesnon River and the Sélune River during WRFT and FFP tides (n = 579) in function of the river flow condition, the estuarine perturbation and the luminosity condition.

Consequently, three main factors, independent from each other, affect the salmon migration dynamic: the river flow conditions, the daylight conditions, and the dam functioning process. Indeed the Atlantic salmon migration dynamic on the Couesnon River during the WRFT process differs from the migration dynamic observed during the FFP on the same river and the one described on the Sélune River. The figure 12 highlights the interaction between those factors to influence the salmon upstream migration behaviour.

## **Discussion**

### **1. Atlantic salmon identification from their echoes' characteristics**

The monitoring surveys on the Couesnon River and the Sélune River confirm the potential of hydroacoustics to describe qualitatively the migration dynamic in both disturbed and natural conditions to quantify a disturbance level of anthropogenic activities. The salmon abundance cannot be efficiently estimated with the methods employed in this study. Both sonars cover only a partial zone of the water section and the methodologies which have been defined to analyse the acoustic data are focused on the selection of only salmon to not bias the interpretation. Consequently, the salmon abundance is under-estimated on both rivers, but provides relevant information about the behaviour of the salmon without being disturbed by the monitoring tool. The salmon specific filter defined according to morphological and behavioural characteristics creates a very restrictive barrier which aims to reject the other species fish from the analysis. The salmon morphological data collected on the Couesnon River' split-beam echosounder and on the Sélune River's acoustic camera appear to be consistent with the biological data existing on both watersheds despite the methodological differences on their calculations, about the fish length distribution, as an indicator of the salmon population component proportion. Grilises represent clearly the major part of the Mont-Saint-Michel bay's Atlantic salmon population as in all the Brittany and Normandy (Davaine & Prouzet 1994; Baglinière *et al.* 2005) populations. The identification filters results being consistent with actual knowledge, their comparison between those two sites data is relevant to assess the impact of the atypical dam functioning on the Atlantic salmon upstream migration behaviour on the Couesnon River.

### **2. Migration dynamic macroscale analysis**

The estuarine dam on the Couesnon River has an obvious influence on the hydrology of the downstream parts of the river, including the monitoring site. The consequences of the valves opening and closing phases is however dependent of the functioning process, which depends itself of both tidal conditions and the river flow. The most common process, the Water Release with Filling by Tide (WRFT), which represents 70% of the tide cycles covered by the hydroacoustic acquisition, modify the river flowing, by amplifying and shifting the natural estuarine tidal flow rhythm. The Seawater Filling (SWF) phase creates a flood tide-like current. At low tide, the Water Release (WR) creates an amplified ebb tide current, strong enough to remove fine sediments from the vicinity of the Mont-Saint-Michel. No influence of the other dam functioning processes on the monitoring site has been highlighted regarding the low number of salmon migration observed. The Free Flowing Phase (FFP), occurring during low flow periods and low value tide coefficients, restores the ecological and hydrological estuarine continuity between the sea and the river by opening the dam valves all along the tide cycle. The comparison of the salmon migration between those two processes bring useful information about how the adult salmon manage the condition they face during their return in freshwater. The comparison with the Sélune River migration dynamic goes further: no flow

disturbance is present in the Sélune River estuary, their behaviour is only triggered by natural environmental conditions.

The large scale analyse points on both watersheds a first influence factor, the river flow. Indeed, the salmon migration is triggered by an elevation of the river flow and this stimulation is maintained even after the return to the initial flow (Jensen *et al.* 1986), but beyond a certain threshold, the river flow acts as an inhibitor of the salmon activity (Smith *et al.* 1994). During the highest floods, the salmon is looking for quieter locations in the river, close to the bottom or close to the banks, where the flow velocity is lower (Thioulouse 1972; Hawkins 1988). On both rivers, the river flow elevations seem to be followed by migration peaks, particularly in 2014 July and August. At this scale, the dam functioning processes do not cause any disruption on the salmon upstream migration on the Couesnon River. Some migration peaks start during FFP and continues although the WRFT process starts in 2014 July. Two major peaks start during FFP at the beginning or a few days after an important elevation of the river flow. The combination of these two circumstances creates favourable conditions for an upstream movement of the salmon in the Couesnon River. The freshwater flow volume increasing in estuarine or coastal areas and its influence on salmon migration have been highlighted by several authors. Stuart (1962) and Winstone *et al.* (1985) explained that salmon can use the water level elevation to increase their success to cross-over natural and unnatural obstacles. Shepherd (1978) points that a flow increasing prevents high water temperatures, which can negatively impact the salmon integrity, by decreasing the dissolved oxygen concentration in water (Svendsen *et al.* 2003; Salinger & Anderson 2006), and consequently cause a highly cost of swimming activity for poikilothermic organisms as fish (Glebe & Leggett 1981; Enders *et al.* 2005; Wootton 2012). Furthermore, below a certain water temperature threshold, the salmon stop their migration (Menzies & Smart 1966; Thioulouse 1972; Mills & Graesser 1981). However, the salmon sensibility face to hydrological changes can be disturbed by the frequent discontinuity caused by the dam functioning along a tide cycle.

### **3. Reduce the observation scale to increase the dam functioning influence understanding**

During WRFT processes, flow velocity is reversed, constant, accelerated, and then decreases before starting a new cycle in only a few hours, which create a salmon activity clearly different than the one observed in FFP or in the Sélune River. A scale reducing at these tide cycle scale brings some relevant information about the salmon behaviour modulation. The salmon use the current created by the dam during the SWF phase to move upstream and save energy, as they use the flood tide current in natural estuaries (Stasko 1975; Idler *et al.* 1981; Aprahamian *et al.* 1998). A first brief disruption is caused by the valves closing, which cause a stabilization of the flow velocity. The migration rate increases after this gap during the first part of the FWF phase. The valves are closed, the river flow is constant: salmon which have stopped their upstream movements resume their progression. The migration rate stays at low levels at the end of the FWF phase and at the beginning of the WR phase. A brief third peak is observed one to two hours after the WR starts: these fish passages are triggered by the flow increasing at HT+8 hours. Finally, the constant flow observed at the end of the WR phase seems to create the optimal conditions for salmon to move upstream. The valves are totally opened, the tide is rising, and the hydrological conditions are stables. These results are consistent with the conclusions of the two first campaigns' interpretations (Martignac *et al.* 2013). In parallel, during the same tide cycles in the Sélune River, the migrations are as constant as the river flow from one high tide phase to the next one which is consistent with

the literature (Potter 1988; Webb & Hawkins 1989; Smith & Smith 1997; Erkinaro *et al.* 1999). The distribution of the migration is however much different when the Couesnon River dam is in FFP, during low flow period and low tide coefficients. On both sites, the migrations are distributed around the fifth hour after the high tide, during the ebb tide phase. The same result has been described in Martignac *et al.* (2013). This peak may be the response of the salmon to a stimulation caused by the ebb tide current (Brawn 1982).

The perturbation caused by the dam is also highlighted by the modification of the daily activity rhythm. In estuary with natural stable or decreasing flow conditions, the migration activity is mainly nocturnal, from dusk to dawn (Hayes 1953; Banks 1969; Potter 1988; Smith & Smith 1997; Solomon *et al.* 1999) as in river (Swain & Champion 1969; Thioulouse 1972; Dunkley & Shearer 1982; Hawkins & Smith 1986; Hawkins 1988; Laughton 1991). This rhythm is clearly observed on the Sélune River and in the Couesnon River, during the FFP process tides. In those situations, the salmon adopt a natural behaviour, which is to avoid the brightest daylight conditions, to decrease their visibility for predators and to avoid the highest water temperature. At the opposite, in high flow conditions or during an increasing of the flow, the salmon migrations has been described as nocturnal as diurnal (Huntsman 1948; Dunkley & Shearer 1982; Baglinière & Porcher 1994), which proves that the salmon can adapt its activity rhythm to the conditions it encounters. The turbidity increases with flow elevation and the water temperatures decrease, highlighting the influence of these two environmental factors on salmon migration. On the Couesnon River during the WFRT, as on the Sélune River during a flood, the salmon upstream migration follows these rules. The dam valves opening and closing phases create frequent water volume movements, which suspended the fine sediments in the water column and increase the water turbidity. In this situation, as during floods, the Atlantic salmon has to choose the best balance between decreasing the energy consumption to swim upstream, as being helped during the flood tide current and avoiding the highest flow period during the water releases and maximizing their survival probabilities, by avoiding predators and the highest water temperatures.

### **Conclusion: dam disturbance vs. salmon behavioural adaptations**

The high frequency and permanent data recording provides a relevant and precise image of the biological activity face to hydrological condition modifications. The description of the Atlantic salmon natural behaviour on the Couesnon River would not have been possible with another monitoring method than hydroacoustics. This study results highlight the strong skill of Atlantic salmons to adapt their behaviour to the conditions they have to encounter. The dam on the Couesnon River estuary creates unnatural hydrological movements to proceed to water releases but during these WFRT processes, the salmons take benefit of the hydrological modifications on the river section to progress to the upstream parts of the rivers. The migration dynamic description on natural estuarine conditions, on the Couesnon River when the dam valves remain opened, such as on an adjacent river, the Sélune River, proves that there is several levels of triggering factors that act on the salmon migration behaviour. The general hydroclimatic context of the aquatic ecosystems creates some favourable conditions for those fish to penetrate into the rivers: rivers flows, linked to an elevation of the water level and a decreasing of the water temperature, modify the behaviour of the salmons during their progression. The estuarine dam functioning process acts as a second level of influence on the Couesnon River during the tide cycle with a water release. The third factor is the daylight condition: under natural conditions, Atlantic salmons move at night, but this activity rhythm can be disturbed by a flow peak (1<sup>st</sup> level) or the WFRT process (2<sup>nd</sup> level). The salmon migrations are impacted by these factors and their interactions, but are not prevented despite

the dam presence on the estuary. The biological data collected on the Couesnon River watershed confirms that no disastrous impacts are observed on the salmon population annual recruitment since the dam building (FDPPMA35 2015; Sauvadet 2015). This study highlights the quick behavioural adaptation of this species to new hydrological conditions during their upstream migration phase despite a recent obstacle temporality impassable.

### **Acknowledgments**

This article is contribution **number 5** to the Sélune River Dams Removal Project. We are grateful to the AESN (*Agence de l'Eau Seine Normandie*) and to the ONEMA (*Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques*) for funding this study. Thanks to Aurélie Daroux for her help on data analysis and to Richard Delanoë for his assistance on the monitoring site. We are also grateful to Helge Balk for his support and his helpful advices about Sonar5-Pro since the beginning of this study.

### **References**

- Almeida, P.R. (1996). Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **202**, 137–150.
- Aprahamian, M., Jones, G.O. & Gough, P. (1998). Movement of adult Atlantic salmon in the Usk estuary, Wales. *Journal of Fish Biology*, **53**, 221–225.
- ASCONIT Consultants. (2013). *Effets des aménagements sur l'ichtyofaune du Couesnon – compte rendu pêches « gros individus »*. Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel.
- ASCONIT Consultants. (2014). *Effets des aménagements sur l'ichtyofaune du Couesnon – rapport final 2009-2013*. Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel.
- Baglinière, J.L., Maise, G. & Nihouarn, A. (1990). Migratory and reproductive behaviour of female adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a spawning stream. *Journal of Fish Biology*, **36**, 511–520.
- Baglinière, J.-L., Marchand, F. & Vauclin, V. (2005). Interannual changes in recruitment of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) population in the River Oir (Lower Normandy, France): relationships with spawners and in-stream habitat. *ICES Journal of Marine Science*, **62**, 695–707.
- Baglinière, J.-L. & Porcher, J.P. (1994). Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique. *Le saumon atlantique. Biologie et gestion de la ressource*, pp. 101–122. Ifremer, Brest.
- Baglinière, J.-L. & Porcher, J.P. (1980). Principales caractéristiques des adultes de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) capturés par pêche à la ligne dans trois fleuves côtiers du Massif Armoricaïn : le Scorff, la Sée et la Sélune. *Bulletin Français de Pisciculture*, 65–75.
- Baglinière, J.-L., Sabatie, M., Rochard, E., Alexandrino, P. & Aprahamian, M. (2003). The allis shad *Alosa alosa*: Biology, ecology, range, and status of populations. *Biodiversity, Status and Conservation of the World's Shad.*, pp. 85–102. American Fisheries Society.
- Balk, H. & Lindem, T. (2012). *Sonar4 and Sonar5-Pro, post processing systems. Operator manual version 6.0.1*. Balk and Lindem, Oslo, Norway.
- Banks, J.W. (1969). A Review of the Literature on the Upstream Migration of Adult Salmonids. *Journal of Fish Biology*, **1**, 85–136.
- Bednarek, A.T. (2001). Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. *Environmental Management*, **27**, 803–814.

- Belcher, E., Matsuyama, B. & Trimble, G. (2001). Object Identification with Acoustic Lenses. p. 6 pp. Honolulu, Hawaiï.
- Brawn, V.M. (1982). Behavior of Atlantic salmon (*Salmo salar*) During Suspended Migration in an Estuary, Sheet Harbour, Nova Scotia, Observed Visually and By Ultrasonic Tracking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **39**, 248–256.
- Brown, J.J., Limburg, K.E., Waldman, J.R., Stephenson, K., Glenn, E.P., Juanes, F. & Jordaan, A. (2013). Fish and hydropower on the U.S. Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conservation Letters*, **6**, 280–286.
- Chanseau, M. & Larinier, M. (1999). Étude du comportement du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) au niveau de l'aménagement hydroélectrique de Baigts (gave de Pau) lors de sa migration anadrome. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 239–262.
- Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J., Ridley, T., Holmes, J., Lilja, J. & Benner, K. (2006). *Use of High-Frequency Imaging Sonar to estimate adult Sockeye Salmon escapement in the Horsefly River, British Columbia*. Fisheries and Oceans Canada, Science Branch, Pacific Region, Pacific Biological Station, Nanaimo, British Columbia, V9T 6N7.
- 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*. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, France.
- Daroux, A., Martignac, F., Nevoux, M., Baglinière, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (submitted). Accuracy of fish length measurements using images from an acoustic camera (DIDSON): how many measurements are required? *Freshwater Biology*.
- Davaine, P. & Prouzet, P. (1994). Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique. *La vie marine du saumon atlantique dans son aire géographique*, pp. 64–85. Ifremer, Brest.
- Day, F. (1887). *British and Irish salmonidae*. Williams & Norgate, London.
- Dunkley, D.A. & Shearer, W.M. (1982). An assessment of the performance of a resistivity fish counter. *Journal of Fish Biology*, **20**, 717–737.
- Enders, E.C., Boisclair, D. & Roy, A.G. (2005). A model of total swimming costs in turbulent flow for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**, 1079–1089.
- Erkinaro, J., Okland, F., Moen, K., Niemelä, E. & Rahiala, M. (1999). Return migration of Atlantic salmon in the River Tana: the role of environmental factors. *Journal of Fish Biology*, **55**, 506–516.
- FDPPMA35. (2015). *Bassin du Couesnon - Suivi d'abondance des juvéniles de saumon 2014*. Fédération départementale d'Ille et Vilaine pour la pêche et la protection du milieu aquatique, Rennes.
- Foote, K.G. (2009). Acoustic Methods: Brief Review and Prospects for Advancing Fisheries Research. *The Future of Fisheries Science in North America* (eds R.J. Beamish & B.J. Rothschild), pp. 313–343. Fish & Fisheries Series. Springer Netherlands.
- Foote, K.G., Knudsen, F.R. & Vestnes, G. (1987). *Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide*. ICES Cooperative research report.
- Glebe, B.D. & Leggett, W.C. (1981). Latitudinal Differences in Energy Allocation and Use During the Freshwater Migrations of American Shad (*Alosa sapidissima*) and Their Life History Consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**, 806–820.
- Guillard, J. & Colon, M. (2000). First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echocounting in a lock on the Rhône River (France) using a split-beam sounder, and relationships with environmental data and fish caught. *Aquatic Living Resources*, **13**, 327–330.

- Hawkins, A.D. (1988). Factors influencing the timing of entry and upstream movement of Atlantic salmon in the Aberdeenshire Dee. *Proceedings of the Salmonid Migration Symposium*. E.L. Brannon and B. Jonsson, Trondheim, June 1987.
- Hawkins, A.D. & Smith, G.W. (1986). *Hawkins, A. D., & Smith, G. W. (1986). Radio-tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee*. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland.
- Hayes, F.R. (1953). *Artificial freshets and other factors controlling the ascent and population of Atlantic salmon in the LaHave River, Nova Scotia*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Hughes, J.B. (2012). *Combining count data from split-beam and multiple DIDSON sonar techniques to estimate spawning run abundance of anadromous fishes in the Roanoke River, NC*. Master of Science thesis, North Carolina State University.
- Huntsman, A.G. (1948). Freshets and Fish. *Transactions of the American Fisheries Society*, **75**, 257–266.
- Idler, D.R., Hwang, S.J., Crim, L.W. & Reddin, D. (1981). Determination of Sexual Maturation Stages of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Captured at Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**, 405–413.
- Jager, H.I., Chandler, J.A., Lepla, K.B. & Winkle, W.V. (2001). A Theoretical Study of River Fragmentation by Dams and its Effects on White Sturgeon Populations. *Environmental Biology of Fishes*, **60**, 347–361.
- Jensen, A.J., Heggberget, T.G. & Johnsen, B.O. (1986). Upstream migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the River Vefsna, northern Norway. *Journal of Fish Biology*, **29**, 459–465.
- Karr, J.R. (1991). Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, **1**, 66–84.
- Kreitmann, L. (1932). La vitesse de nage des poissons. *Bulletin Français de Pisciculture*, 186–197.
- Lackey, R.T. (2009). Challenges to sustaining diadromous fishes through 2100: lessons learned from western North America. *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*, pp. 609–617. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Lafaille, P., Thieulle, L., Feunteun, E. & Lefeuvre, J.-C. (2000). Composition du peuplement piscicole d'un petit estuaire anthropisé (le Couesnon, France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **357/358**, 191–208.
- Larinier, M. (2001). Environmental issues, dams and fish migration. *Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, Challenges and Conflict Resolution*, pp. 45–90. FAO Fisheries Technical Paper.
- Laughton, R. (1991). *The movements of adult Atlantic salmon (Salmo salar L.) in the River Spey as determined by radio telemetry during 1988 and 1989*. Great Britain, Agriculture and Fisheries Department.
- Limburg, K., Hattala, K. & Kahnle, A. (2003). American shad in its native range. *Biodiversity, Status, and Conservation of the World's Shads*, 125–140.
- Limburg, K.E. & Waldman, J.R. (2009). Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience*, **59**, 955–965.
- Martignac, F., Baglinière, J.L., Thieulle, L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2013). Influences of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont-Saint-Michel Bay) using hydroacoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **134**, 181–187.

- Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2015). The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, **16**, 486–510.
- McDowall, R.M. (1988). *Diadromy in fishes: migrations between freshwater and marine environments*. Croom Helm, London.
- Menzies, W.J.M. & Smart, G.G.J. (1966). Salmon runs in Scotland. *Salmon Net*, **2**, 49–54.
- Mills, D. (1991). *Ecology and Management of Atlantic Salmon* | Springer. Chapman and Hall, London, New York.
- Mills, D.H. & Graesser, N.W. (1981). *The salmon rivers of Scotland*, Casselln. London.
- Northcote, T.G. (1984). Mechanisms of Fish Migration in Rivers. *Mechanisms of Migration in Fishes* (eds J.D. McCleave, G.P. Arnold, J.J. Dodson & W.H. Neill), pp. 317–355. NATO Conference Series. Springer US.
- Ona, E. (1999). *Methodology for target strength measurements*. ICES Cooperative Research Report.
- Perrier, C., Baglinière, J.-L. & Evanno, G. (2013). Understanding admixture patterns in supplemented populations: a case study combining molecular analyses and temporally explicit simulations in Atlantic salmon. *Evolutionary Applications*, **6**, 218–230.
- Petts, G.E. (1984). *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Wiley.
- Potter, E.C.E. (1988). Movements of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in an estuary in south-west England. *Journal of Fish Biology*, **33**, 153–159.
- Ransom, B.H., Steig, T.W. & Nealson, P.A. (1996). Comparison of hydroacoustic and net catch estimates of Pacific salmon smolt (*Oncorhynchus spp.*) passage at hydropower dams in the Columbia River Basin, USA. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **53**, 477–481.
- Rose, K.A. (2000). Why are Quantitative Relationships between Environmental Quality and Fish Populations so Elusive? *Ecological Applications*, **10**, 367–385.
- Salinger, D.H. & Anderson, J.J. (2006). Effects of Water Temperature and Flow on Adult Salmon Migration Swim Speed and Delay. *Transactions of the American Fisheries Society*, **135**, 188–199.
- Sanchez, F., Prouzet, P., Diner, N., Lissardy, M., de Casamajor, M.-N. & Cuende, F.X. (2002). *Observations acoustiques sur la remontée du Saumon atlantique (Salmo salar) dans l'estuaire de l'Adour (1999-2001)*. IFREMER ; Institution Adour.
- Sauvadet, C. (2015). *INRA, 1036 (U3E), Pôle ONEMA INRA GEST'AQUA, CNICS, F-35042, Rennes, France*.
- Shepherd, B.G. (1978). Minnow traps as a tool for trapping and tagging juvenile chinook and coho salmon in the Skeena River system. *Proceedings of the 1977 Northeast Pacific Chinook and Coho Salmon Workshop*.
- Simmonds, E.J. & MacLennan, D.N. (2005). *Fisheries acoustics: theory and practice*, 2nd edn. Blackwell Science, Oxford ; Ames, Iowa, USA.
- Smith, I.P. & Smith, G.W. (1997). Tidal and diel timing of river entry by adult Atlantic salmon returning to the Aberdeenshire Dee, Scotland. *Journal of Fish Biology*, **50**, 463–474.
- Smith, G.W., Smith, I.P. & Armstrong, S.M. (1994). The relationship between river flow and entry to the Aberdeenshire Dee by returning adult Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, **45**, 953–960.
- Solomon, D.J., Sambrook, H.T. & Broad, K.J. (1999). *Salmon migration and river flow: results of tracking radio tagged salmon in six rivers in south west England*. Environment Agency.
- Stasko, A.B. (1975). Progress of migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) along an estuary, observed by ultrasonic tracking. *Journal of Fish Biology*, **7**, 329–338.



- Stewart, L. (1973). Environmental engineering and monitoring in relation to salmon management. *International Atlantic Salmon Foundation Special Publications Series*, **4**, 297–316.
- Stuart, T. (1962). The leaping behavior of salmon and trout at falls and obstructions. *Reports*.
- Svendsen, J.C., Skov, J., Bildsoe, M. & Steffensen, J.F. (2003). Intra-school positional preference and reduced tail beat frequency in trailing positions in schooling roach under experimental conditions. *Journal of Fish Biology*, **62**, 834–846.
- Swain, A. & Champion, A.S. (1969). Upstream movements of migratory salmonids in relation to river flows on the River Axe, Devon. *ICES Anadromous and Catadromous Fish Committee*, pp. 1–7. CM.
- Thibault, M. (1994). Aperçu historique sur l'évolution des captures et des stocks. *Le saumon atlantique*, pp. 175–183. IFREMER, Plouzané (France).
- Thioulouse, G. (1972). *Le comportement du saumon. Essai d'éthologie du saumon de l'Allier*. Plein Air Service, Clermont-Ferrand.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Aarestrup, K. & Heggberget, T.G. (2008). Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **18**, 345–371.
- Trenkel, V., Ressler, P., Jech, M., Giannoulaki, M. & Taylor, C. (2011). Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series*, **442**, 285–301.
- Turner, G.E. (1975). *Timing of Migration of Atlantic Salmon (Salmo salar) within the Miramichi River System, New Brunswick*. ICES Anadromous and Catadromous Fish Committee.
- Webb, J. & Hawkins, A.D. (1989). Movements and spawning behaviour of adult salmon in the Girnock burn, a tributary of the Aberdeenshire Dee, 1986. *Scottish fisheries research report*, **40**.
- Winstone, A.J., Gee, A.S. & Varallo, P.V. (1985). The assessment of flow characteristics at certain weirs in relation to the upstream movement of migratory salmonids. *Journal of Fish Biology*, **27**, 75–83.
- Wootton, R. (2012). *Ecology of Teleost Fishes*. Springer Science & Business Media.

## Chapitre 5. Conclusion générale et perspectives

Les poissons diadromes, plus que d'autres espèces, ont subi une diminution drastique de leur aire de répartition et de leur abondance (Limburg & Waldman 2009). Ils font donc l'objet de mesures de protection ou de conservation (Bensettiti & Trouvilliez 2009), qui nécessitent la mise en place de suivis de leurs effectifs et de leurs caractéristiques démographiques sur le long terme. Ces études peuvent être réalisées au préalable de ces mesures ou pour en évaluer leur effet sur les populations.

### 5.1. Les outils hydroacoustiques comme moyens de suivi à long terme des populations de poissons

Ce travail de thèse contribue à la mise au point et à l'évaluation de nouveaux outils de suivi, les méthodes hydroacoustiques, pour décrire et caractériser les populations de saumons atlantiques dans le cadre de l'évaluation de l'impact d'un ouvrage et de ses modalités de gestion sur la dynamique migratoire de cette espèce.

#### 5.1.1. Les avantages et les limites des outils hydroacoustiques dans le cadre de l'étude

L'étude réalisée confirme et renforce les potentialités des outils hydroacoustiques pour collecter des informations difficilement accessibles par d'autres méthodes. Le caractère non-intrusif des acquisitions acoustiques, leur indépendance vis-à-vis des conditions de luminosité et de turbidité sont autant d'avantages face à méthodes de vidéo-comptage, de captures par piégeage (Baglinière *et al.* 2005), souvent inféodées à la présence d'ouvrages ou d'aménagements susceptibles d'impacter le comportement naturel des poissons. Il en est de même pour les méthodes télémétriques toujours largement utilisée (Baglinière *et al.* 1990, 1991; Acolas *et al.* 2004, 2012; Eldøy *et al.* 2015; Gargana *et al.* 2015) qui reste intrusive en raison de la nécessité de manipulation du poisson lors de sa capture et de son marquage (pose, incorporation ou ingestion d'une marque ou d'un émetteur). Parmi les espèces diadromes, seules les aloses sembleraient avoir un comportement d'évitement des ondes hydroacoustiques. Une première observation avait montré que la grande alose (*Alosa alosa*) était sensible à des fréquences de 70 et 120 kHz (Wilson *et al.* 2008). Par ailleurs, il a

également été observé que l'alose feinte (*Alosa fallax*) était sensible à ces ondes à une fréquence de 200 kHz (Gregory 2003) ainsi qu'à celle du DIDSON (1 800 kHz). Cette sensibilité se traduit par un demi-tour de ces poissons dès leur entrée dans le faisceau de détection, forçant les opérateurs à stopper régulièrement les acquisitions pour permettre leur passage (Clabburn P., *Natural Resources Wales*, comm. pers.). Cependant, ces observations s'opposent à celles réalisées sur la Sélune, pourtant réalisées dans des conditions similaires. En effet, l'observation de comportements de reproduction typique des aloses avec le DIDSON sur le site de suivi de la Sélune ne laisse aucun doute quant à leur identification (Martignac, données non publiées). Ces « bulls » d'aloses, couplés à des passages nocturnes fréquents dans le faisceau de détection au début du mois de juin 2014, témoignent ici de l'indifférence ou de la plus grande tolérance des populations d'aloses de la Sélune aux émissions acoustiques. De fait, les outils hydroacoustiques, particulièrement le DIDSON, sont des outils pertinents pour suivre sur le long terme sans perturber leur comportement naturel les espèces de poissons diadromes actuellement présentes dans nos rivières (saumon atlantique, truite de mer, anguille, lamproies, aloses et mulet).

Outre leur caractère non-intrusif, les outils hydroacoustiques permettent d'acquérir des données permanentes biologiques à un pas de temps très réduit (5 images par seconde sur le Couesnon et sur la Sélune), qui peuvent être couplées à données environnementales enregistrées à une fréquence de l'ordre de la minute. Ce couplage rend possible une description du comportement naturel des poissons à un pas de temps très réduit alors que des techniques comme le suivi par piégeage ou observation visuelle (Trépanier *et al.* 1996) ou le radiopistage (Erkinaro *et al.* 1999) ne permettent pas l'analyse des interactions entre variables environnementales et comportement des poissons à une échelle temporelle si fine. De fait, la présente étude démontre les capacités des outils hydroacoustiques à pouvoir décrire la dynamique migratoire du saumon à l'échelle d'un cycle de marée ou d'un épisode de crue. Face à ces indéniables avantages, le travail réalisé pointe cependant certaines limites de l'utilisation des outils hydroacoustiques. En effet, ces méthodes d'observation du poisson ne permettent pas l'accès à l'individu, ce qui rend impossible la collecte d'informations relatives à l'étude des évolutions des stratégies d'histoire de vie (colonisation, dispersion, restauration, changement climatique). D'autres limites ont pu être réduites grâce à des innovations technologiques, se traduisant par l'arrivée de nouveaux outils comme les caméras acoustiques.

### 5.1.2. Evaluation des apports technologiques des caméras acoustiques face aux échosondeurs à faisceau-partagé

Les résultats collectés sur le Couesnon à partir des données issues de l'échosondeur sont pertinents : l'influence du barrage est bien mise en évidence, par le biais des différences de dynamique migratoire entre les modes de gestion du barrage. Cependant, les sources d'incertitude sont plus nombreuses que lors des interprétations des données issues du DIDSON. Dans le cadre d'une utilisation en rivière pour décrire les populations de poissons migrateurs (utilisation fixe, horizontale en milieu peu profond), les caméras acoustiques telles que le DIDSON apportent de nets avantages par rapport aux échosondeurs en corrigeant ou diminuant certaines de leurs limites, dont le faible volume échantillonné et l'incertitude relative à l'identification des espèces.

De fait, le DIDSON, grâce à la multiplication du nombre de ses faisceaux de détection, l'ouverture totale ( $29^\circ \times 14^\circ$  contre  $11^\circ \times 11^\circ$ ) est augmentée, ce qui diminue les zones aveugles et permet de collecter des données dans un volume beaucoup plus important (Brehmer *et al.* 2011). De plus, le volume couvert s'étend au-delà de la zone de contact faisceau – lit du cours d'eau. Cependant, la portée du DIDSON est limitée à une fenêtre de 10 mètres lors des acquisitions en haute fréquence (1 800 kHz). Cette dernière limite est d'ores et déjà compensée par la mise en circulation d'un outil plus récent, la caméra acoustique ARIS (Soundmetrics Corp.), qui augmente la taille de la fenêtre d'enregistrement à 20 mètres en haute fréquence (1 800 kHz).

Par ailleurs, la fréquence acoustique du DIDSON, bien supérieure à celle des échosondeurs à faisceau partagé, entraîne une différence dans la nature des données collectées et la façon de les exploiter. En effet, chaque écho de poisson n'est plus quantifié par une valeur acoustique (TS, ou *Target Strength*, en dB) mais se matérialise par une représentation visuelle, ce qui permet l'observation de la morphologie et du comportement du poisson sur plusieurs images successives et facilite consécutivement l'identification de l'espèce. Ainsi, l'estimation de la taille des poissons se fait à partir d'images et s'affranchit de la conversion à partir d'une valeur acoustique dont la variabilité est très importante et dépendante de nombreux paramètres (espèce, position, distance du sondeur) (Ona 1999). Même s'il est possible et pertinent d'estimer la taille du saumon à partir des données de l'échosondeur (équation de Lilja *et al.*, 2000), la mesure des tailles du poisson sur les images du DIDSON offre une précision d'un peu plus d'un pixel et demi (2,7 cm). Néanmoins, la variabilité des mesures de

taille faites à partir du DIDSON, due à différents facteurs (taille du poisson, expérience de l'opérateur) et l'importance que possède la taille dans l'identification spécifique, nécessitent d'adopter certaines précautions pour maximiser la précision de ces mesures. Multiplier les mesures de tailles par poisson à partir des images les plus pertinentes corrige en partie la subjectivité des mesures manuelles. Au-delà de collecter des informations relative à la taille des poissons, la possibilité de disposer d'une image dont la résolution est proche de celle d'une vidéo apporte un niveau de validation supplémentaire à l'identification inexistant avec les échosondeurs. Celui-ci peut être lié aux informations sur la morphologie (cas des anguilles et lamproies à la nage anguilliforme caractéristique) et au comportement du poisson (prédation, reproduction etc.).

Si l'utilisation de caméra DIDSON apporte des réponses aux limites de la génération précédente d'outils hydroacoustiques, le passage d'une analyse acoustique à une analyse d'image crée de nouvelles contraintes méthodologiques. L'analyse des données se complexifie en raison d'une très grande quantité de données, particulièrement dans le cadre d'enregistrements permanents dans un milieu de vie à forte diversité de faune pisciaire, tel que la Sélune. Sur les données enregistrées par l'échosondeur à faisceau partagé, l'automatisation des analyses ne soulève aucune difficulté puisque les procédures de validation des cibles sélectionnées sont limitées, voire inexistantes. L'absence de ces procédures n'évite pas, de fait, la sélection de poissons qui ne sont pas des saumons. *A contrario*, la définition d'une méthodologie semi-automatique des données du DIDSON permet d'allier le pistage automatique des poissons et la validation visuelle par un opérateur des cibles sélectionnées sur les vidéos acoustiques. En ce sens, l'utilisation du logiciel Sonar5-Pro pour une détection automatique des poissons issues des images du DIDSON a permis un très large gain de temps dans le traitement des données au regard de son efficacité à détecter et pister automatiquement les passages de poissons et de sa précision dans le calcul de la direction de leur nage. En revanche, l'estimation de la taille des poissons par le logiciel souffre de lourdes imprécisions dues notamment à la position des poissons dans le faisceau. Ainsi, pour pallier cet inconvénient, les poissons sélectionnés sont mesurés manuellement sur les images lors de leur validation. Cette méthodologie, perfectible, dont l'efficacité a été évaluée à près de 70% (proportion de saumons en migration sélectionnés), permet tout de même de diviser le temps d'analyse des images par trois.

Certains des avantages de l'échosondeur, à savoir sa portée très importante et sa capacité à quantifier les biomasses de bancs de poissons aussi bien que de détecter les cibles

individuelles, sont peu ou pas mises à contribution dans ce suivi. Cependant, les procédures d'analyses automatiques des données sont opérationnelles et complètes. A l'opposé, le DIDSON ne dispose pas d'une portée suffisante pour être utilisé en milieu profond, et toute utilisation mobile se confronte à des difficultés pour le traitement de données. Dans le cadre d'un suivi de poissons migrateurs en rivière, les caméras acoustiques possèdent des avantages non négligeables sur les échosondeurs à faisceau-partagé, favorisant l'identification des espèces, par l'intermédiaire d'informations morphologiques et comportementales. Les mesures manuelles des tailles des poissons sur les images, bien qu'elles doivent être réalisées avec certaines précautions pour optimiser leur précision, s'affranchissent des incertitudes dues à la conversion des TS des échos des poissons en taille centimétrique. Cependant, dans le cadre de suivis permanents à long-terme sur un milieu à forte diversité spécifique, comme sur la Sélune, des procédures d'automatisation de l'analyse des données sont indispensables, en se basant sur des filtres spécifiques définis à partir de caractéristiques propres à chacune des espèces-cibles.

## **5.2. L'étude de la dynamique migratoire des saumons : rôle des facteurs environnementaux et influence du barrage sur le Couesnon**

Le couplage en continu d'enregistrements hydroacoustiques pour décrire les déplacements de saumons et de paramètres environnementaux sur les parties aval du Couesnon et de la Sélune permet de décrire avec précision le rôle des facteurs régissant l'activité migratoire de cette espèce sur la partie haute de l'estuaire. Le suivi sur un cours d'eau dont l'estuaire est libre, la Sélune, favorise l'analyse de l'évaluation du niveau de perturbation du barrage du Couesnon sur la dynamique migratoire des saumons qui colonisent le fleuve.

### **5.2.1. Dynamique migratoire du saumon et influence des facteurs environnementaux en conditions naturelles sur la Sélune**

L'utilisation du DIDSON donne une bonne image de la dynamique migratoire du saumon atlantique sur la Sélune dont l'estuaire à la différence de celui du Couesnon n'est pas entravé par un barrage. Les observations, même si elles ne concernent qu'un an et demi apportent de multiples informations sur le comportement de ce poisson lors de son passage de l'estuaire vers les eaux douces des cours d'eau. Ces informations confirment les connaissances acquises

sur l'activité de migration anadrome de cette espèce pour cette partie de son cycle biologique (Banks 1969; Northcote 1984; Baglinière & Porcher 1994). L'activité de migration est avant tout régie par l'âge de mer qui fixe les périodes de migration annuelles puisque les plus gros poissons, soit les individus à plus long séjour marin (saumons de printemps), remontent le cours d'eau en premier. Dans le cas de la Sélune, le pic de migration de cette composante n'apparaît pas au printemps mais plus au début de l'été en raison d'une proportion plus importante de petits saumons d'été (2+ ans de mer), une des caractéristiques des populations locales de saumons (Baglinière *et al.* 2004). Par ailleurs, le pic de migration des castillons (1+ an de mer), composante la plus importante des populations des rivières du Massif armoricain, se situe bien au cœur de l'été. L'activité de migration est fortement influencée par le contexte hydroclimatique, à savoir la température de l'eau et le débit fluvial qui peuvent jouer un rôle d'inhibiteur ou de stimulant sur la migration. L'activité de migration est diminuée lorsque les températures sont inférieures à 10°C, et s'annule sous un seuil de 8°C, mais augmente en été proportionnellement aux élévations de températures. Aucun arrêt de migration n'est enregistré sur la Sélune en réponse aux températures les plus élevées lors de la période d'acquisition. En ce qui concerne le débit, les variations enregistrées sur la Sélune modulent l'activité de migration qui est stimulée lors des augmentations de débits (Swain & Champion 1969) ou quelques heures après le pic de débit (Huntsman 1948; Jensen *et al.* 1986) et inhibée lors des très fortes crues (Hawkins 1988; Smith *et al.* 1994).

### **5.2.2. La dynamique migratoire du saumon sur le Couesnon et l'influence du barrage de la Caserne**

A l'opposé de celui sur la Sélune, la dynamique de migration du saumon ne se fait pas dans un environnement naturel compte tenu de la présence du barrage estuarien de la Caserne. Lorsque les conditions sont réunies pour qu'un lâcher d'eau soit réalisé à partir d'un remplissage fluvio-maritime (deux tiers des marées lors des périodes d'acquisition), le fonctionnement particulier du barrage influence les conditions hydrologiques du site, et ainsi modifie les conditions de migration des saumons. Deux situations témoins mettent en évidence ces modifications d'activité de migration : les observations faites sur la Sélune, et celles faites sur le Couesnon lors d'une mode de gestion en écoulement libre. Dans ces deux cas, les taux de migration sont maximisés lors d'une variation de débit, l'activité est majoritairement nocturne et aucun rythme particulier n'est mis en évidence au cours d'un cycle de marée. Les saumons adoptent lors de ces périodes un comportement naturel, et c'est

lors de cette phase de gestion du barrage que sont observés proportionnellement le plus grand nombre de passages de saumon sur le Couesnon (0,8 individu en moyenne par cycle de marée).

A l'opposé, lors des gestions avec remplissage fluvio-maritime sur le Couesnon, la dynamique migratoire diffère de celle enregistrée lors des mêmes marées sur la Sélune (et consécutivement des mêmes conditions tidales et hydroclimatiques). Sur le Couesnon, les migrations de saumons se déroulent indépendamment des conditions de luminosité, et s'organisent en fonction de l'hydrologie du site, quant à elle dépendante des phases d'ouverture et fermeture des vannes du barrage. Les saumons migrent préférentiellement lors des phases qui leur permettent de progresser vers l'amont en minimisant leurs dépenses énergétiques, portés par le courant de flot du remplissage maritime, ou en fin de lâcher d'eau, alors que les vannes sont complètement ouvertes et que le Couesnon retrouve une hydrologie naturelle. La dynamique migratoire décrite sur le Couesnon lors de cette gestion se rapproche de celle adoptée lors d'une crue sur la Sélune. En effet, les saumons remontent le courant de jour comme de nuit, la turbidité consécutive à l'évènement hydrologique limitant leur visibilité par d'éventuels prédateurs (Dunkley & Shearer 1982; Abrahams & Kattenfeld 1997) mais évitent les vitesses d'écoulement les plus importantes, lors desquelles ils stoppent leur progression, se postant près du fond ou près des berges dans l'attente de conditions moins énergivores (Thioulouse 1972; Hawkins 1988). Ces résultats mettent en évidence la forte adaptabilité des saumons atlantiques face aux conditions qu'ils rencontrent lors de leur migration. Néanmoins, le nombre de passages lors de ce mode de gestion est deux fois inférieur à celui comptabilisé en écoulement libre. Il est par ailleurs le mode de gestion le plus utilisé. Enfin, le dernier mode de gestion (remplissage fluvial) a certainement un impact limité même si le nombre de passages observé par rapport à un écoulement libre est nettement inférieur. Ce mode de gestion, très peu utilisé dans le temps, est dépendant du débit de la rivière, il est, par conséquent peu utilisé en juillet et août, période optimale pour la migration des saumons.

Ainsi, le barrage estuarien présent sur le Couesnon possède bien une influence sur la dynamique migratoire des saumons atlantiques en obligeant le saumon à s'adapter à de nouvelles conditions environnementales différentes de conditions naturelles. Cependant, ce barrage n'empêche pas le passage de ces poissons de la baie vers le fleuve, ce qui laisse à supposer une influence limitée sur l'abondance et le maintien de la population sur le cours d'eau comme le montrent les augmentations des indices d'abondance saumon et du nombre de



captures de saumons faites à la ligne ces dernières années. Les modes de gestion lors desquels les lâchers d'eau sont réalisés peuvent avoir des conséquences sur l'attractivité du Couesnon pour les saumons de la baie, relativement à la Sée ou la Sélune notamment, particulièrement lors de la gestion avec remplissage fluvial. Il est toutefois difficile de quantifier cette influence sans disposer d'informations sur le comportement des saumons face à l'ouvrage ni de données sur les abondances de saumons franchissant le barrage lors des différents modes de gestion.

### **5.3. Perspectives : développements futurs et domaines d'application des méthodes hydroacoustiques**

L'utilisation de deux générations d'outils hydroacoustiques dans le cadre de cette étude met clairement en évidence leur potentiel respectif mais également leurs différences pour suivre et caractériser les populations de poissons diadromes. Leurs perspectives d'utilisation sont donc différentes, mais peuvent également être complémentaires.

#### **5.3.1. Couplage des deux outils**

Le couplage des deux outils sur un même site peut tirer avantage de leurs caractéristiques respectives. L'estimation des flux migratoires de saumons sur la Sélune est impossible en ne se basant que sur les acquisitions du DIDSON, son efficacité n'atteignant pas 100% (taille de la fenêtre d'enregistrement inférieure à la largeur du cours d'eau ; efficacité de la méthodologie semi-automatique ne sélectionnant qu'environ 70% des saumons migrant dans le faisceau de détection). Le couplage sur le même site avec un autre appareil, tel que l'échosondeur, qui possède sa propre efficacité de détection et de sélection, permet de définir statistiquement un flux migratoire, à partir de leurs efficacités respectives sur un volume échantillonné commun. De plus, un couplage peut également offrir des solutions méthodologiques pour optimiser l'analyse des données du DIDSON : l'échosondeur détecte tout objet dont l'écho possède une valeur de TS susceptible de résulter du passage d'un poisson, et le recoupement des caractéristiques de ce passage (date, heure, direction, position dans la lame d'eau, estimation de la taille du poisson *via* une conversion de la TS) avec les données de la caméra acoustique permet de coupler une description acoustique de la cible

avec une description visuelle de son comportement et de sa morphologie, favorisant son identification spécifique.

### **5.3.2. Utilisation de la caméra DIDSON**

#### ***a) 5.3.2.1. Perspective dans le cadre du projet de restauration de la Sélune***

Le suivi sur la Sélune se poursuit et couvre diverses échelles temporelles. A court-terme, le suivi vise à améliorer le niveau de connaissance du comportement de la dynamique migratoire de l'espèce dans son milieu naturel en réduisant d'un niveau supplémentaire l'échelle temporelle pour valider et renforcer les modèles existant. En ce sens, la méthodologie semi-automatique mise en place au cours de ce travail peut être améliorée au regard des résultats présentés dans ce mémoire : le taux de sélection des saumons peut être augmenté, par une adaptation des critères en fonction de la vitesse d'écoulement, notamment en étudiant la trajectoire des saumons dans différentes conditions hydrologiques. A une échelle plus large, en cas de maintien du Projet d'enlèvement des barrages, ce suivi évaluera l'influence des travaux de démantèlement sur les populations de poissons, dont les espèces diadromes, sur les parties aval du fleuve, puis, à plus long terme, quantifiera la recolonisation par les saumons atlantiques d'un des bassins versants français au plus fort potentiel salmonicole.

#### ***b) 5.3.2.2. Autres perspectives de l'utilisation de la caméra DIDSON***

Le DIDSON est un outil transposable et léger susceptible d'apporter des réponses dans le cadre de suivi à court terme ou d'études d'impact, en s'intéressant notamment à des espèces cibles protégées, suite à des aménagement d'ouvrages dans le cadre des objectifs de la DCE concernant la restauration de la continuité écologique des cours d'eau (European Commission 2000) par exemple. Le DIDSON peut également être utilisé pour décrire et quantifier l'impact d'un prédateur. Une étude récente a mis en évidence la prédation importante de poissons diadromes (saumon atlantique, grande alose et mullets) par les silures de plus de 80 cm en Loire, ces espèces migratrices représentant 73 à 86% de la biomasse de leur contenu stomacal (Boisneau 2015). Les silures, prédateurs opportunistes, se postent notamment au droit des passes à poissons, où les concentrations de poissons migrateurs sont les plus importantes. Dans le cadre de mesures de surveillance, un suivi hydroacoustique à l'aide du DIDSON permettrait de décrire ce comportement de prédation en aval des passes et de quantifier l'impact de cette prédation, l'identification étant facilitée par la taille importante des individus de l'espèce-cible.

Le DIDSON peut également être utilisé dans le cadre de suivis à long-terme en rivière, en estuaire ou en milieu côtier. Cela nécessite cependant le développement de méthodologies de traitement automatique, ou semi-automatique des données en fonction des objectifs, et une bonne connaissance à la fois de l'espèce-cible et du site de suivi. La méthodologie mise en place dans le cadre de ce travail pour le saumon atlantique est transposable à un autre site. Par ailleurs, au-delà d'une possible amélioration, cette méthodologie pourrait être adaptée à d'autres espèces d'intérêt comme les espèces composant la communauté de poissons diadromes. Les poissons migrateurs, par leur intérêt patrimonial et les connaissances acquises sur leur biologie et leur écologie sont des espèces cibles intéressantes d'autant qu'elles restent des sentinelles du bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Les suivis hydroacoustiques couvrent par conséquent un large spectre d'applications susceptibles de créer un intérêt aussi bien pour les gestionnaires de milieux aquatiques, associations, collectivités ou les scientifiques que pour les organismes privés. L'utilisation de ces outils est en devenir à l'échelle nationale mais, au regard de leurs nombreux domaines d'application, de leurs apports et leur utilisation en Amérique du Nord et en Europe du Nord, vise à se développer. Pour poursuivre leur mise en œuvre, ces méthodes nécessitent un développement des compétences au niveau national.

## Références bibliographiques

- Abrahams, M.V. & Kattenfeld, M.G. (1997). The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **40**, 169–174.
- Acolas, M.-L., Bégout Anras, M.-L., Véron, V., Jourdan, H., Sabatié, M.R. & Baglinière, J.-L. (2004). Assessment of 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., Labonne, J., Baglinière, J.-L. & Roussel, J.-M. (2012). The role of body size versus growth on the decision to migrate: a case study with *Salmo trutta*. *Naturwissenschaften*, **99**, 11–21.
- Alabaster, J.S. (1990). The temperature requirements of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., during their upstream migration in the River Dee. *Journal of Fish Biology*, **37**, 659–661.
- Allardi, J. & Keith, P. (2001). Atlas des Poissons d'eau douce de France. *Patrimoines Naturels*, **47**, 1–387.
- Almeida, P.R. (1996). Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **202**, 137–150.
- Anonyme. (2008). *Fisheries Management Focus Area Report European Union - Finland*. ICES, Review Group on Fisheries Management Focus Area Reports, Toronto, Canada. 8 p.
- Aprahamian, M.W., Davidson, I.C. & Cove, R.J. (2008). Life history changes in Atlantic salmon from the River Dee, Wales. *Hydrobiologia*, **602**, 61–78.
- Aprahamian, M., Jones, G.O. & Gough, P. (1998). Movement of adult Atlantic salmon in the Usk estuary, Wales. *Journal of Fish Biology*, **53**, 221–225.
- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. (1996). Migratory behaviour of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta*, L.) in relation to water flow in a regulated Norwegian river. *Regulated Rivers: Research & Management*, **12**, 39–49.
- Arrhenius, F., Benneheij, B.J.A.M., Rudstam, L.G. & Boisclair, D. (2000). Can stationary bottom split-beam hydroacoustics be used to measure fish swimming speed in situ? *Fisheries Research*, **45**, 31–41.
- ASCONIT Consultants. (2013). *Effets des aménagements sur l'ichtyofaune du Couesnon – compte rendu pêches « gros individus »*. Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel, Beauvoir, France. 9 p.
- ASCONIT Consultants. (2014). *Effets des aménagements sur l'ichtyofaune du Couesnon – rapport final 2009-2013*. Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel, Beauvoir, France. 83 p.
- Bach, J.-M., Parouty, T., Leon, C., Senecal, A., Portafaix, P., Rivard, Q., Barault, A. & Baisez, A. (2014). *Recueil de données biologiques sur les populations de poissons migrants du bassin de la Loire, 2013*. LOGRAMI. Saint-Pouçain sur Sioule, France. 319 p.
- Baglinière, J.-L., Bomassi, P., Bousquet, B., Chancerel, F., De Pontual, H., Dumas, J., Euzenat, G., Fontenelle, G., Fournel, F., Gayou, F., Luquet, J.F., Maise, G., Martin Ventura, J.A., Marty, A., Nihouarn, A., Porcher, J.P., Prevost, E., Prouzet, P., Pustelnik, G., Richard, A. & Troadec, H. (1985). La détermination de l'âge par scalimétrie chez le saumon atlantique (*Salmo salar*) dans son aire de répartition

- méridionale : utilisation pratique et difficultés de la méthode. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **298**, 69–105.
- Baglinière, J.-L., Denais, L., Rivot, E., Porcher, J.P., Prévost, E., Marchand, F. & Vauclin, V. (2004). *Length and age structure modifications of the Atlantic salmon (Salmo salar) populations of Brittany and Lower Normandy from 1972 to 2002*. Technical Report, INRA-CSP. 24 p.
- Baglinière, J.-L., Gerdeaux, D., Médale, F., Gascuel, D. & Le Pape, O. (2013). Les hydrosystèmes, la pêche et l'aquaculture. In: *S'adapter au changement climatique : Agriculture, Ecosystèmes et territoires*, pp. 141–169. J.F. Soussana (coord.), Versailles, France.
- Baglinière, J.-L. & Maise, G. (1985). Precocious maturation and smoltification in wild Atlantic salmon in the Armorican massif, France. *Aquaculture*, **45**, 249–263.
- Baglinière, J.L., Maise, G. & Nihouarn, A. (1990). Migratory and reproductive behaviour of female adult Atlantic salmon, *Salmo salar L.*, in a spawning stream. *Journal of Fish Biology*, **36**, 511–520.
- Baglinière, J.-L., Maise, G. & Nihouarn, A. (1991). Radio-tracking of male adult Atlantic salmon, *Salmo salar L.*, during the last phase of spawning migration in a spawning stream (Brittany, France). *Aquatic Living Resources*, **4**, 161–167.
- Baglinière, J.-L., Marchand, F. & Vauclin, V. (2005). Interannual changes in recruitment of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) population in the River Oir (Lower Normandy, France): relationships with spawners and in-stream habitat. *ICES Journal of Marine Science*, **62**, 695–707.
- Baglinière, J.-L. & Porcher, J.P. (1994). Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique. In: *Le saumon atlantique. Biologie et gestion de la ressource*, pp. 101–122. Editions Quae, Brest.
- Baglinière, J.-L. & Porcher, J.P. (1980). Principales caractéristiques des adultes de saumon atlantique (*Salmo salar L.*) capturés par pêche à la ligne dans trois fleuves côtiers du Massif Armoricain : le Scorff, la Sée et la Sélune. *Bulletin Français de Pisciculture* **279**, 65–75.
- Baglinière, J.-L., Sabatie, M., Rochard, E., Alexandrino, P. & Aprahamian, M. (2003). The allis shad *Alosa alosa*: Biology, ecology, range, and status of populations. *Biodiversity, Status and Conservation of the World's Shad.*, pp. 85–102. American Fisheries Society.
- Baisez, A., Bach, J., Leon, C., Parouty, T., Terrade, R., Hoffmann, M. & Laffaille, P. (2011). Migration delays and mortality of adult Atlantic salmon *Salmo salar* en route to spawning grounds on the River Allier, France. *Endangered Species Research*, **15**, 265–270.
- Bal, G. (2011). *Evolution des populations françaises de saumon atlantique (Salmo salar L.) et changement climatique*. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes 1, Rennes, France.
- Balk, H. & Lindem, T. (2012). *Sonar4 and Sonar5-Pro, post processing systems. Operator manual version 6.0.1*. Balk and Lindem, Oslo, Norway.
- Banks, J.W. (1969). A Review of the Literature on the Upstream Migration of Adult Salmonids. *Journal of Fish Biology*, **1**, 85–136.
- Baril, D. & Gueneau, P. (1986). Radio-pistage de saumons adultes (*Salmo salar*) en Loire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*.
- Baudoin, J.M., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremwki, W., Steinbach, P. & Voegtle, B. (2014). *Informations sur la Continuité Ecologique – ICE, Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons - Principes et méthodes, Collection « Comprendre pour agir »*. ONEMA. 200 p.

- Beall, E. (1994). Les phase de reproduction. *Le saumon atlantique. Biologie et gestion de la ressource*, pp. 123–140. Gueguen J.C., Prouzet P. Ifremer, Brest.
- Beamish, F. (1978). Swimming Capacity. *Locomotion*, 101–187.
- Bednarek, A.T. (2001). Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. *Environmental Management*, **27**, 803–814.
- Belcher, E., Matsuyama, B. & Trimble, G. (2001). Object Identification with Acoustic Lenses. p. 6. Applied Physics Laboratory University of Washington, Honolulu, Hawaiï.
- Benda, L., Poff, N.L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G. & Pollock, M. (2004). The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *BioScience*, **54**, 413–427.
- Bensettiti, F. & Trouvilliez, J. (2009). *Rapport synthétique des résultats de la France sur l'état de conservation des habitats et des espèces conformément à l'article 17 de la directive habitats. Service du Patrimoine Naturel, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité. MNHN-DEGB-SPN, Paris. 48 p.*
- Boisneau, C. (2015). *Suivi des aloses en Loire moyenne et approche de la prédation par le silure. Rapport Université de Tours, UMR CITERES IPAPE. 91p.*
- Bonnot-Courtois, C., Walter-Simonnet, A.-V. & Baltzer, A. (2014). The Mont-Saint-Michel Bay: An Exceptional Megatidal Environment Influenced by Natural Evolution and Man-Made Modifications. In: *Landscapes and Landforms of France* (eds M. Fort & M.-F. André), pp. 41–51. World Geomorphological Landscapes. Springer Netherlands.
- Boswell, K.M., Wilson, M.P. & Jr, J.H.C. (2008). A Semiautomated Approach to Estimating Fish Size, Abundance, and Behavior from Dual-Frequency Identification Sonar (DIDSON) Data. *North American Journal of Fisheries Management*, **28**, 799–807.
- Brawn, V.M. (1982). Behavior of Atlantic salmon (*Salmo salar*) During Suspended Migration in an Estuary, Sheet Harbour, Nova Scotia, Observed Visually and By Ultrasonic Tracking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **39**, 248–256.
- Brehmer, P., Guillard, J., Guennegan, Y., Bigot, J. & Liorzou, B. (2006). Evidence of a variable 'unsampled' pelagic fish biomass in shallow water (<20m): the case of the Gulf of Lion. *ICES Journal of Marine Science*, **63**, 444–451.
- Brehmer, P., Guillard, J., Pinzon, P.I.C. & Bach, P. (2011). Exploratory and Instantaneous Swimming Speeds of Amphidromous Fish School in Shallow-Water Coastal Lagoon Channels. *Estuaries and Coasts*, **34**, 739–744.
- Brown, J.J., Limburg, K.E., Waldman, J.R., Stephenson, K., Glenn, E.P., Juanes, F. & Jordaan, A. (2013). Fish and hydropower on the U.S. Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conservation Letters*, **6**, 280–286.
- Burwen, D.L. & Fleischman, S.J. (1998). Evaluation of side-aspect target strength and pulse width as potential hydroacoustic discriminators of fish species in rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 2492–2502.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J. & Miller, J.D. (2007). *Evaluation of a Dual-Frequency Imaging Sonar for detecting and estimating the size of migrating salmon*. Alaska Department of Fish and Game, Divisions of Sport Fish and Commercial Fisheries, Anchorage, Alaska, USA. 40 p.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., Strien, A. van, Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M.,

- Tyrrell, T.D., Vié, J.-C. & Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, **328**, 1164–1168.
- Butler, J.R.A., Radford, A., Riddington, G. & Laughton, R. (2009). Evaluating an ecosystem service provided by Atlantic salmon, sea trout and other fish species in the River Spey, Scotland: The economic impact of recreational rod fisheries. *Fisheries Research*, **96**, 259–266.
- Chanseau, M. & Larinier, M. (1999). Étude du comportement du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) au niveau de l'aménagement hydroélectrique de Baigts (gave de Pau) lors de sa migration anadrome. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **353/354**, 239–262.
- Chanseau, M., Larinier, M. & Travade, F. (1999). Efficacité d'un exutoire de dévalaison pour smolts de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et comportement des poissons au niveau de l'aménagement hydroélectrique de Bedous sur le gave d'Aspe étudiés par la technique de marquage-recapture et par radiotélémetrie. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **353/354**, 99–120.
- Chittenden, M.E. (1971). Status of the striped bass, *Morone saxatilis*, in the Delaware River. *Chesapeake Science*, **12**, 131–136.
- Cholley, F., Perrin, T. & Vindimian, E. (2015). *Expertise du projet d'effacement des ouvrages de Vezins et La Roche-qui-Boit sur la Sélune*. Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable pour le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. 200 p.
- Cochrane, N.A., Sameoto, D., Herman, A.W. & Neilson, J. (1991). Multiple-Frequency Acoustic Backscattering and Zooplankton Aggregations in the Inner Scotian Shelf Basins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**, 340–355.
- Comité Français des Barrages et Réservoirs. (2013). *L'histoire des barrages*. Comité Français des Barrages et Réservoirs (Ed) Savoie Technolac (Ed), Le Bourget-Du-Lac, France. 29 p.
- Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J., Ridley, T., Holmes, J., Lilja, J. & Benner, K. (2006). *Use of High-Frequency Imaging Sonar to estimate adult Sockeye Salmon escapement in the Horsefly River, British Columbia*. Fisheries and Oceans Canada, Science Branch, Pacific Region, Nanaimo, British Columbia, USA. 55 p.
- Cronkite, G., Mulligan, T., Holmes, J. & Enzenhofer, H. (2007). Categorising salmon migration behaviour using characteristics of split-beam acoustic data. *Aquatic Living Resources*, **20**, 205–212.
- 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*. Thèse de doctorat en Fonctionnement des Ecosystèmes et Agrosystèmes de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, France.
- Croze, O. (2005). Radio-tracking: a useful tool for the Aulne Atlantic salmon rehabilitation program. *Aquatic telemetry: advances and applications*. Spedicato, M.T.; Lembo, G.; Marmulla, G., (Eds.) Ustica, Italy. 12 p.
- Dahl, P.H. & Mathisen, O.A. (1983). Measurement of fish target strength and associated directivity at high frequencies. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **73**, 1205–1211.
- Darimont, C.T., Bryan, H.M., Carlson, S.M., Hocking, M.D., MacDuffee, M., Paquet, P.C., Price, M.H.H., Reimchen, T.E., Reynolds, J.D. & Wilmers, C.C. (2010). Salmon for terrestrial protected areas. *Conservation Letters*, **3**, 379–389.
- Daroux, A., Martignac, F., Nevoux, M., Baglinière, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (submitted). Fish length measurements using an acoustic camera (DIDSON): accuracy and impacting factors. *Freshwater Biology*.

- Dartiguelongue, J. (2015). *Contrôle du fonctionnement de la passe à poissons de installée à Kerhamon sur la rivière Elorn (29). Suivi de l'activité Ichtyologique en 2014*. Rapport de sous-traitance S.C.E.A./ Fédération du Finistère pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques. Quimper, France. 83 p.
- Daum, D.W. & Osborne, B.M. (1998). Use of Fixed-Location, Split-Beam Sonar to Describe Temporal and Spatial Patterns of Adult Fall Chum Salmon Migration in the Chandalar River, Alaska. *North American Journal of Fisheries Management*, **18**, 477–486.
- Davaine, P. & Prouzet, P. (1994). Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique. In : *La vie marine du saumon atlantique dans son aire géographique*, pp. 64–85. Ifremer, Brest.
- Davidson, F.A., Vaughan, E. & Hutchinson, S.J. (1943). Factors Influencing the Upstream Migration of the Pink Salmon (*Oncorhynchus Gorbuscha*). *Ecology*, **24**, 149–168.
- Davies, R.N. & Griffith, J. (2011). *Monitoring adult Sea Lamprey (Petromyzon marinus) migration using a DIDSON imaging sonar on the River Tywi 2009/10*. Environment Agency, Cardiff, Wales. 35 p.
- Davis, S. (2003). *The Afon Teifi cSAC Conservation Strategy*. Life in UK Rivers (Eds.). 46 p.
- Day, F. (1887). *British and Irish salmonidae*. Williams & Norgate (Eds.), London, UK. 342 p.
- Dekker, W. (2004). *Slipping through our hands: population dynamics of the European eel*. Thèse d'Ecologie de l'Université d'Amsterdam, Pays-Bas. 188 p.
- Desguée, R. (2008). *Etude des processus hydro-sédimentaires et évolutions morphodynamiques autour du Mont-Saint-Michel*. Thèse de doctorat en Terres solides et enveloppe superficielle de l'Université de Caen/Basse-Normandie, Caen, France. 348 p.
- Détriché, S., Susperregui, A.-S., Feunteun, E., Lefeuvre, J.-C. & Jigorel, A. (2011). Interannual (1999–2005) morphodynamic evolution of macro-tidal salt marshes in Mont-Saint-Michel Bay (France). *Continental Shelf Research*, **31**, 611–630.
- Dittman, A. & Quinn, T. (1996). Homing in Pacific salmon: mechanisms and ecological basis. *The Journal of Experimental Biology*, **199**, 83–91.
- Dodson, J.J. & Leggett, W.C. (1973). Behavior of Adult American Shad (*Alosa sapidissima*) Homing to the Connecticut River from Long Island Sound. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **30**, 1847–1860.
- Dunkley, D.A. & Shearer, W.M. (1982). An assessment of the performance of a resistivity fish counter. *Journal of Fish Biology*, **20**, 717–737.
- Eckart, C. (1968). *Principles and Applications of Underwater Sound*. Originally issued as. Technical report. National Defense Research Committee, Washington, DC, USA. 295 p.
- Eggers, D.M. (1994). On the discrimination of Sockeye and Chinook salmon in the Kenai River based on Target Strength determined with 420 kHz Dual-beam sonar. *Alaska Fishery Research Bulletin*, **1**, 125–139.
- Eldøy, S.H., Davidsen, J.G., Thorstad, E.B., Whoriskey, F.G., Aarestrup, K., Næsje, T.F., Rønning, L., Sjørnsen, A.D., Rikardsen, A.H. & Arnekleiv, J.V. (2015). Marine migration and habitat use of anadromous brown trout *Salmo trutta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **72**. 1366-1378.
- Elie, P., Feunteun, E. & Rigaud, C. (1990). The inshore brackishwater domain of the French Atlantic coast: Ecological functions for the exploited species - impact of physical development. *Bulletin d'Ecologie*, **21**, 33–38.
- Ellis, D.V. (1962). Preliminary Studies on the Visible Migrations of Adult Salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **19**, 137–148.
- Ellis, A.E., Roberts, R.J. & Tytler, P. (1978). The anatomy and physiology of teleosts. In: *Fish pathology*, Ronald J. Roberts (Eds), 13–54.



- Emmrich, M., Helland, I.P., Busch, S., Schiller, S. & Mehner, T. (2010). Hydroacoustic estimates of fish densities in comparison with stratified pelagic trawl sampling in two deep, coregonid-dominated lakes. *Fisheries Research*, **105**, 178–186.
- Enders, E.C., Boisclair, D. & Roy, A.G. (2005). A model of total swimming costs in turbulent flow for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**, 1079–1089.
- Enzenhofer, H.J., Olsen, N. & Mulligan, T.J. (1998). Fixed-location riverine hydroacoustics as a method of enumerating migrating adult Pacific salmon: comparison of split-beam acoustics vs. visual counting. *Aquatic Living Resources*, **11**, 61–74.
- EPTB Charente. (2011). *La restauration de la libre circulation des poissons migrateurs sur les bassins Charente et Seudre*. Guide Technique. Saintes, France. 20 p.
- Erkinaro, J., Okland, F., Moen, K., Niemelä, E. & Rahiala, M. (1999). Return migration of Atlantic salmon in the River Tana: the role of environmental factors. *Journal of Fish Biology*, **55**, 506–516.
- European Commission. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal L 327*, 22/12/00
- FDPPMA35. (2015). *Bassin du Couesnon - Suivi d'abondance des juvéniles de saumon 2014*. Fédération départementale d'Ille et Vilaine pour la pêche et la protection du milieu aquatique, Rennes, France. 64 p.
- FDPPMA50. (2014). *Indice d'Abondance en juvéniles du saumon atlantique - 2013*. Fédération départementale de la Manche pour la pêche et la protection du milieu aquatique. Saint-Lô, France. 167 p.
- Feunteun, E., Acou, A., Guillouët, J., Lafaille, P. & Legault, A. (1998). Spatial distribution of an eel population (*Anguilla anguilla* L.) in a small coastal catchment of northern Brittany (France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **349**, 129–139.
- Finnegan, A.K. (2009). The genetic structuring of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) populations in northwest Europe as revealed through nuclear microsatellite and mtDNA PCR-RFLP analysis. 223 p.
- Fleming, I.A. (1996). Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **6**, 379–416.
- Flemming, I.A. (1988). Pattern and variability in the breeding system of Atlantic salmon (*Salmo salar*), with comparisons to other salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 59–76.
- Foote, K.G. (2009). Acoustic Methods: Brief Review and Prospects for Advancing Fisheries Research. In: *The Future of Fisheries Science in North America* (eds R.J. Beamish & B.J. Rothschild), pp. 313–343. Fish & Fisheries Series. Springer Netherlands.
- Foote, K.G. (1987). Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **82**, 981–987.
- Foote, K.G. (1980). Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: a comparison of gadoid and mackerel target strengths. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **67**, 2084–2089.
- Foote, K.G., Knudsen, F.R. & Vestnes, G. (1987). *Calibration of acoustic instruments for fish density estimation : a practical guide*. ICES Cooperative research report. 81 p.
- Forget, G., Nevoux, M., Richard, A., Marchand, F. & Baglinière, J.-L. (2014). *Estimation des capacités de production en saumon du bassin de la Sélune après la suppression des deux barrages de Vezins et de La Roche-qui-Boit*. UMR 0985 INRA, Onema DiR Nord-Ouest, U3E 1036 INRA. 8 p.

- Fraisse, S. (2013). *Structure de la communauté phytoplanctonique des fleuves côtiers en réponse aux contraintes hydrodynamiques : une approche basée sur les traits morpho-fonctionnels*. Thèse en Ecologie de l'Université de Rennes 1, Rennes, France. 169 p.
- Fraser, D.J., Jones, M.W., McParland, T.L. & Hutchings, J.A. (2006). Loss of historical immigration and the unsuccessful rehabilitation of extirpated salmon populations. *Conservation Genetics*, **8**, 527–546.
- Frouzova, J., Kubecka, J., Balk, H. & Frouz, J. (2005). Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research*, **75**, 86–96.
- Gargana, P.G., Stafforda, T., Øklandb, F. & Thorstad, E.B. (2015). Survival of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) after catch and release angling in three Irish rivers. *Fisheries Research*, **161**, 252–260.
- Gerlier, M. & Roche, P. (1998). A radio telemetry study of the migration of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) in the upper Rhine. *Hydrobiologia*, **371-372**, 283–293.
- Glebe, B.D. & Leggett, W.C. (1981). Latitudinal Differences in Energy Allocation and Use During the Freshwater Migrations of American Shad (*Alosa sapidissima*) and Their Life History Consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**, 806–820.
- 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.
- Greene, C.M., Hall, J.E., Guilbault, K.R. & Quinn, T.P. (2010). Improved viability of populations with diverse life-history portfolios. *Biology Letters*, **6**, 382–386.
- Gregory, J. (2003). Avoidance behaviour of *Alosa fallax fallax* to pulsed ultrasound and its potential as a technique for monitoring clupeid spawning migration in a shallow river. *Aquatic Living Resources*, **16**, 313–316.
- Grote, A.B., Bailey, M.M., Zydlewski, J.D. & Hightower, J.E. (2014). Multibeam sonar (DIDSON) assessment of American shad (*Alosa sapidissima*) approaching a hydroelectric dam. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **71**, 545–558.
- Guillard, J. & Colon, B. (1998). Estimation hydroacoustique du nombre de poissons migrants franchissant l'écluse de Beaucaire-Vallabrègues (Rhône). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **348**, 79–90.
- Guillard, J. & Colon, M. (2000). First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echocounting in a lock on the Rhône River (France) using a split-beam sounder, and relationships with environmental data and fish caught. *Aquatic Living Resources*, **13**, 327–330.
- Guillard, J., Darchambeau, F., Mulungula, P.M. & Descy, J.-P. (2012). Is the fishery of the introduced Tanganyika sardine (*Limnothrissa miodon*) in Lake Kivu (East Africa) sustainable? *Journal of Great Lakes Research*, **38**, 524–533.
- Guillard, J., Lebourges-Daussy, A., Balk, H., Colon, M., Józwiak, A. & Godlewska, M. (2014). Comparing hydroacoustic fish stock estimates in the pelagic zone of temperate deep lakes using three sound frequencies (70, 120, 200 kHz). *Inland Waters*, **4**, 435–444.
- Guillard, J., Perga, M.E., Colon, M. & Angeli, N. (2006). Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fisheries Management and Ecology*, **13**, 319–327.
- Han, J., Honda, N., Asada, A. & Shibata, K. (2009). Automated acoustic method for counting and sizing farmed fish during transfer using DIDSON. *Fisheries Science*, **75**, 1359–1367.
- Hansen, L.P. & Jonsson, B. (1991). Evidence of a genetic component in the seasonal return pattern of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology*, **38**, 251–258.

- Hasler, A.D. (1966). *Underwater guideposts: homing of salmon*. Madison, Milwaukee, London: The University of Wisconsin Press. 155 p.
- Hasler, A.D., Scholz, A.T. & Horrall, R.M. (1978). Olfactory Imprinting and Homing in Salmon: Recent experiments in which salmon have been artificially imprinted to a synthetic chemical verify the olfactory hypothesis for salmon homing. *American Scientist*, **66**, 347–355.
- Hawkins, A.D. (1988). Factors influencing the timing of entry and upstream movement of Atlantic salmon in the Aberdeenshire Dee. *Proceedings of the Salmonid Migration Symposium*. E.L. Brannon and B. Jonsson, Trondheim, June 1987. 37 p.
- Hawkins, A.D. & Smith, G.W. (1986). *Hawkins, A. D., & Smith, G. W. (1986). Radio-tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee*. Technical Report 36. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. 29 p.
- Hayes, F.R. (1953). *Artificial freshets and other factors controlling the ascent and population of Atlantic salmon in the La Have River, Nova Scotia*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Canada. 47 p.
- Hedgepeth, J.B. & Thorne, R.E. (1989). Hydroacoustic Assessment Of Fish Stocks In The Gulf Of Nicoya, Costa Rica. *OCEANS '89. Proceedings*. 1039–1044.
- Heggberget, T.G., Hansen, L.P. & Næsje, T.F. (1988). Within-River Spawning Migration of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, 1691–1698.
- Heino, J., Virkkala, R. & Toivonen, H. (2009). Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, **84**, 39–54.
- Heland, M. & Dumas, J. (1994). Ecologie et comportement des juvéniles. In : *Le saumon atlantique. Biologie et gestion de la ressource*, pp. 29–46. Editions Quae, Brest.
- Hindar, K., Tufto, J., Sættem, L.M. & Balstad, T. (2004). Conservation of genetic variation in harvested salmon populations. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **61**, 1389–1397.
- Hodgson, S., Quinn, T.P., Hilborn, R., Francis, R.C. & Rogers, D.E. (2006). Marine and freshwater climatic factors affecting interannual variation in the timing of return migration to fresh water of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Fisheries Oceanography*, **15**, 1–24.
- Holmlund, C.M. & Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, **29**, 253–268.
- Horne, J.K. (2000). Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography*, **9**, 356–371.
- Horne, J.K. & Jech, J.M. (2005). Models, measures, and visualizations of fish backscatter. In : *Sounds in the sea: from ocean acoustics to acoustical oceanography*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 374–397.
- Hughes, J.B. (2012). *Combining count data from split-beam and multiple DIDSON sonar techniques to estimate spawning run abundance of anadromous fishes in the Roanoke River, NC*. Master of Science thesis, North Carolina State University, USA. 127 p.
- Huntington, T.G., Hodgkins, G.A. & Dudley, R.W. (2003). Historical Trend in River Ice Thickness and Coherence in Hydroclimatological Trends in Maine. *Climatic Change*, **61**, 217–236.
- Huntsman, A.G. (1948). Freshets and Fish. *Transactions of the American Fisheries Society*, **75**, 257–266.
- Huntsman, A.G. & Hoar, W.S. (1939). Resistance of Atlantic Salmon to Sea Water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **4b**, 409–411.

- Hutchings, J.A. & Jones, M.E. (1998). Life history variation and growth rate thresholds for maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 22–47.
- ICES Advisory Committee. (2013). Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES, Copenhagen, Denmark. 387 p.
- Idler, D.R., Hwang, S.J., Crim, L.W. & Reddin, D. (1981). Determination of Sexual Maturation Stages of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Captured at Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**, 405–413.
- Jager, H.I., Chandler, J.A., Lepla, K.B. & Winkle, W.V. (2001). A Theoretical Study of River Fragmentation by Dams and its Effects on White Sturgeon Populations. *Environmental Biology of Fishes*, **60**, 347–361.
- Jensen, A.J., Heggberget, T.G. & Johnsen, B.O. (1986). Upstream migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the River Vefsna, northern Norway. *Journal of Fish Biology*, **29**, 459–465.
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Saksgård, L. (1989). Temperature Requirements in Atlantic Salmon (*Salmo salar*), Brown Trout (*Salmo trutta*), and Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) from Hatching to Initial Feeding Compared with Geographic Distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **46**, 786–789.
- Jepsen, N., Nielsen, E.E. & Deacon, M. (2005). Linking individual migratory behaviour of Atlantic salmon to their genetic origin. *Aquatic telemetry: advances and applications*. Spedicato, M.T.; Lembo, G.; Marmulla, G., Ustica, Italy. 295 p.
- Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Journal Articles*, **66**, 20–35.
- 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.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. (2003). Energy allocation among developmental stages, age groups, and types of Atlantic salmon (*Salmo salar*) spawners. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**, 506–516.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2004). Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 2369–2383.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L.P. (2003). Atlantic salmon straying from the River Imsa. *Journal of Fish Biology*, **62**, 641–657.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. (1997). Changes in Proximate Composition and Estimates of Energetic Costs During Upstream Migration and Spawning in Atlantic Salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*, **66**, 425–436.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L.P. (1990). Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **26**, 225–230.
- Jørgensen, E.H., Aas-Hansen, Ø., Maule, A.G., Strand, J.E.T. & Vijayan, M.M. (2004). PCB impairs smoltification and seawater performance in anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **138**, 203–212.
- Josse, E., Dagorn, L. & Bertrand, A. (2000). Typology and behaviour of tuna aggregations around fish aggregating devices from acoustic surveys in French Polynesia. *Aquatic Living Resources*, **13**, 183–192.
- Kang, M.-H. (2011). Semiautomated Analysis of Data from an Imaging Sonar for Fish Counting, Sizing, and Tracking in a Post-Processing Application. *Fisheries and aquatic sciences*, **14**, 218–225.

- Karppinen, P., Erkinaro, J., Niemelä, E., Moen, K. & Økland, F. (2004). Return migration of one-sea-winter Atlantic salmon in the River Tana. *Journal of Fish Biology*, **64**, 1179–1192.
- Karr, J.R. (1991). Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, **1**, 66–84.
- Keefer, M.L., Peery, C.A. & Heinrich, M.J. (2008). Temperature-mediated en route migration mortality and travel rates of endangered Snake River sockeye salmon. *Ecology of Freshwater Fish*, **17**, 136–145.
- Killam, D. (2006). *Results of the Experimental Video Station for Fall-Run Chinook Salmon Escapement into Battle Creek for Years 2003-2005*. Technical Report. Department of Fish and Game, the Resources Agency, State of California, USA. 37 p.
- 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.
- Kreitmann, L. (1932). La vitesse de nage des poissons. *Bulletin Français de Pisciculture* **54**, 186–197.
- Kubecka, J. & Duncan, A. (1998). Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. *Fisheries Research*, **35**, 115–125.
- Kulmala, S., Haapasaari, P., Karjalainen, T.P., Kuikka, S., Pakarinen, T., Parkkila, K., Romakkaniemi, A. & Vuorinen, P.J. (2013). TEEB Nordic case: Ecosystem services provided by the Baltic salmon – a regional perspective to the socio-economic benefits associated with a keystone species. *ocio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries - Scoping assessment in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. 8 p.
- Kuparinen, A., Tufto, J., Consuegra, S., Hindar, K., Merilä, J. & Garcia de Leaniz, C. (2009). Effective size of an Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) metapopulation in Northern Spain. *Conservation Genetics*, **11**, 1559–1565.
- Lackey, R.T. (2009). Challenges to sustaining diadromous fishes through 2100: lessons learned from western North America. In: *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*, pp. 609–617. American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA.
- Lafaille, P., Thieulle, L., Feunteun, E. & Lefeuvre, J.-C. (2000). Composition du peuplement piscicole d’un petit estuaire anthropisé (le Couesnon, France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **357/358**, 191–208.
- Lamond, H. (1916). *The sea trout. A study in natural history*. Sherratt and Hughes (Eds), London, England. 220 p.
- Larinier, M. (2001). Environmental issues, dams and fish migration. In: *Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, Challenges and Conflict Resolution*, pp. 45–90. FAO Fisheries Technical Paper.
- Lassalle, G. & Rochard, E. (2009). Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology*, **15**, 1072–1089.
- Laughton, R. (1991). *The movements of adult Atlantic salmon (Salmo salar L.) in the River Spey as determined by radio telemetry during 1988 and 1989*. Great Britain, Agriculture and Fisheries Department. 21 p.
- Le Gonidec, C. (2011). *Bilan de la restauration de la population de saumons (Salmo salar L.) sur le bassin versant du Couesnon*. Rapport de Master 2, Université de Rennes 1, Rennes, France.

- Lévênez, J.-J., Lebourges-Dhaussy, A. & Josse, E. (2006). *Notions d'acoustique appliquée à l'halieutique et l'écologie aquatique*. IRD (Eds). 77 p.
- Ligon, F.K., Dietrich, W.E. & Trush, W.J. (1995). Downstream Ecological Effects of Dams. *BioScience*, **45**, 183–192.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Riikonen, R. & Jurvelius, J. (2000). Side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), whitefish (*Coregonus lavaretus*), and pike (*Esox lucius*). *Aquatic Living Resources*, **13**, 355–360.
- Lilja, J. & Romakkaniemi, A. (2003). Early-season river entry of adult Atlantic salmon: its dependency on environmental factors. *Journal of Fish Biology*, **62**, 41–50.
- Lilja, J., Romakkaniemi, A., Stridsman, S. & Karlsson, L. (2010). *Monitoring of the 2009 salmon spawning run in River Tornionjoki/Torneälven using Dual frequency IDentification SONar (DIDSON)*. Finnish Game and Fisheries Research Institute, Finland ; Swedish Board of Fisheries, Oslo, Norway. 43 p.
- Limburg, K., Hattala, K. & Kahnle, A. (2003). American shad in its native range. In: *Biodiversity, Status, and Conservation of the World's Shads*, Limburg K.E., Waldman J.R. (Eds). 125–140.
- Limburg, K.E. & Waldman, J.R. (2009). Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience*, **59**, 955–965.
- Love, R.H. (1971). Measurements of fish target strength: a review. *Fish. Bull.*, **69**, 703–715.
- Lucas, M. & Baras, E. (2001). *Migration of Freshwater Fishes*. Wiley-Blackwell (Eds), Oxford ; Malden, MA, USA. 440 p.
- Lucas, M.C., Mercer, T., Armstrong, J.D., McGinty, S. & Rycroft, P. (1999). Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research*, **44**, 183–191.
- MacCrimmon, H.R. & Gots, B.L. (1979). World Distribution of Atlantic Salmon, *Salmo salar*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **36**, 422–457.
- Makhrov, A.A., Verspoor, E., Artamonova, V.S. & O'Sullivan, M. (2005). Atlantic salmon colonization of the Russian Arctic coast: pioneers from North America. *Journal of Fish Biology*, **67**, 68–79.
- Malanson, G.P. (1993). *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press (Eds). USA. 290 p.
- Martignac, F., Baglinière, J.-L., Daroux, A., Ombredane, D. & Guillard, J. (submitted). Effectiveness of the Sonar5-Pro® tracking tool in describing fish populations in rivers using long-term DIDSON data. *Methods in Ecology and Evolution*.
- Martignac, F., Baglinière, J.-L., Guillard, J. & Ombredane, D. (in prep.). Estuarine dam impact on Atlantic salmon migration, behavioural adaptations to unnatural hydrological conditions.
- Martignac, F., Baglinière, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (in prep.). Acoustic Atlantic salmon's identification: split-beam sonar methodology's efficiency assessment using a DIDSON acoustic camera.
- Martignac, F., Baglinière, J.L., Thieulle, L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2013). Influences of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont Saint Michel Bay) using hydroacoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **134**, 181–187.
- Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2015a). The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, **16**, 486–510.

- Martignac, F., Hémon, A. & Blancher, P. (2015b). Hydroacoustique et poissons migrateurs amphihalins : analyse innovante de leur dynamique migratoire. *Sciences Eaux et Territoires*, **17**, 18–23.
- Martignac, F., Saxer, S., Daroux, A., Forget, G., Côte, J., Baglinière, J.-L., Ombredane, D. & Guillard, J. (2015c). *Biocénoses aquatiques : Suivi des flux migratoires de poissons par Hydroacoustique (DIDSON) et Caractérisation biologique et toxicologique de la population de poissons dans la retenue de Vezins*. INRA / CNRS / ASCONIT Consultants pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie. 130 p.
- Maxwell, S.L. & Gove, N.E. (2007). Assessing a dual-frequency identification sonars' fish-counting accuracy, precision, and turbid river range capability. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **122**, 3364.
- 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. *Journal of Fish Biology*, **72**, 1572–1588.
- 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.
- McDowall, R.M. (2001). Anadromy and homing: two life-history traits with adaptive synergies in salmonid fishes? *Fish and Fisheries*, **2**, 78–85.
- McDowall, R.M. (1988). *Diadromy in fishes: migrations between freshwater and marine environments*. Croom Helm (Eds), London, England. 308 p.
- Menzies, W.J.M. & Smart, G.G.J. (1966). Salmon runs in Scotland. *Salmon Net*, **2**, 49–54.
- Mills, D. (1991). *Ecology and Management of Atlantic Salmon*. Chapman and Hall (Eds), London, New York, USA. 361 p.
- Mills, D. (1971). *Salmon and trout: A resource, its ecology, conservation and management*, Oliver and Boyd (Eds). Edinburgh, Scotland. 351 p.
- Mills, D.H. & Graesser, N.W. (1981). *The salmon rivers of Scotland*, Cassell (Eds). London, England. 350 p.
- Mueller, A.-M., Burwen, D.L., Boswell, K.M. & Mulligan, T. (2010). Tail-Beat Patterns in Dual-Frequency Identification Sonar Echograms and their Potential Use for Species Identification and Bioenergetics Studies. *Transactions of the American Fisheries Society*, **139**, 900–910.
- Mueller, A.-M., Mulligan, T. & Withler, P.K. (2008). Classifying Sonar Images: Can a Computer-Driven Process Identify Eels? *North American Journal of Fisheries Management*, **28**, 1876–1886.
- Muller, I. (2013). *Restauration de marais temporaires et de pelouses méso-xériques à partir d'anciennes rizières : Rôle respectif des filtres dans l'assemblage des communautés*. Thèse en Ecologie de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse. 246 p.
- Nevitt, G.A., Dittman, A.H., Quinn, T.P. & Moody, W.J. (1994). Evidence for a peripheral olfactory memory in imprinted salmon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **91**, 4288–4292.
- Niemelä, E., Erkinaro, J., Julkunen, M., Hassinen, E., Lämsä, M. & Brørs, S. (2006). Temporal variation in abundance, return rate and life histories of previously spawned Atlantic salmon in a large subarctic river. *Journal of Fish Biology*, **68**, 1222–1240.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science (New York, N.Y.)*, **308**, 405–408.
- Northcote, T.G. (1984). Mechanisms of Fish Migration in Rivers. *Mechanisms of Migration in Fishes* (eds J.D. McCleave, G.P. Arnold, J.J. Dodson & W.H. Neill), pp. 317–355. NATO Conference Series. Springer US.

- Ombredane, D., Fontenelle, G., Ohresser, H. & Rochepeau, S. (1987). Le franchissement d'obstacles par les Salmonides migrateurs adultes. Analyse du comportement de saut pour un meilleur aménagement. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **60**, 67-80
- Ona, E. (1999). *Methodology for target strength measurements*. ICES Cooperative Research Report. 59 p.
- Ona, E., Andersen, L.N., Knudsen, H.P. & Berg, S. (2007). Calibrating multibeam, wideband sonar with reference targets. *OCEANS 2007 - Europe*, pp. 1-5.
- Orell, P., Erkinaro, J. & Karppinen, P. (2011). Accuracy of snorkelling counts in assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*, verified by radio-tagging and underwater video monitoring. *Fisheries Management and Ecology*, **18**, 392-399.
- Otis, E.O. & Dickson, M. (2005). Design and performance of an autonomous video counting tower to monitor salmon escapement on remote Alaskan streams. Anchorage, Alaska.
- Palstra, A.P., Ginneken, van, V.J.T., Murk, A.J. & van den Thillart, G. (2006). Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? *Naturwissenschaften*, **93**, 145-148.
- Parrish, D.L., Behnke, R.J., Gephard, S.R., McCormick, S.D. & Reeves, G.H. (1998). Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 281-287.
- Pavlov, D.S., Borisenko, E.S. & Pashin, V.M. (2009). Investigations of spawning migration and assessment of abundance of the Kamchatka steelhead (*Parasalmo mykiss*) from the Utkholok River by means of DIDSON dual-frequency identification sonar. *Journal of Ichthyology*, **49**, 1042-1064.
- Pedersen, S., Rasmussen, G., Nielsen, E.E., Karlsson, L. & Nyberg, P. (2007). Straying of Atlantic salmon, *Salmo salar*, from delayed and coastal releases in the Baltic Sea, with special focus on the Swedish west coast. *Fisheries Management and Ecology*, **14**, 21-32.
- Perrier, C. (2010). *Structure génétique des populations de saumons en France*. Thèse ne Ecologie de l'Université de Caen/Basse-Normandie, Caen, France. 184 p.
- Perrier, C., Baglinière, J.-L. & Evanno, G. (2013). Understanding admixture patterns in supplemented populations: a case study combining molecular analyses and temporally explicit simulations in Atlantic salmon. *Evolutionary Applications*, **6**, 218-230.
- Perrier, C., Daverat, F., Evanno, G., Pécheyran, C., Bagliniere, J.-L. & Roussel, J.-M. (2011a). Coupling genetic and otolith trace element analyses to identify river-born fish with hatchery pedigrees in stocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **68**, 977-987.
- Perrier, C., Evanno, G., Belliard, J., Guyomard, R. & Baglinière, J.-L. (2009). Natural recolonization of the Seine River by Atlantic salmon (*Salmo salar*) of multiple origins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **67**, 1-4.
- Perrier, C., Guyomard, R., Bagliniere, J.-L. & Evanno, G. (2011b). Determinants of hierarchical genetic structure in Atlantic salmon populations: environmental factors vs. anthropogenic influences. *Molecular Ecology*, **20**, 4231-4245.
- Petts, G.E. (1984). *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Wiley.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & Stromberg, J.C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, **47**, 769-784.
- Potter, E.C.E. (1988). Movements of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in an estuary in south-west England. *Journal of Fish Biology*, **33**, 153-159.
- Power, G. (1981). Stock Characteristics and Catches of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Quebec, and Newfoundland and Labrador in Relation to Environmental Variables. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**, 1601-1611.



- Prevost, T., Bagliniere, J.-L., Maise, G. & Nihouarn, A. (1996). Premiers éléments d'une relation stock/recrutement chez le saumon atlantique (*Salmo salar*) en France. *Cybium*, **20**, 7–26.
- Prévost, E. & Porcher, J.P. (1996). *Méthodologie d'élaboration de Totaux Autorisés de Captures (TAC) pour le saumon atlantique (Salmo salar L.)*. Evaluation et gestion de poissons migrateurs. GRISAM. 26 p.
- Quéméré, E., Baglinière, J.-L., Roussel, J.-M., Evanno, G., McGinnity, P. & Launey, S. (2015). Seascape and its effect on migratory life-history strategy influences gene flow among coastal brown trout (*Salmo trutta*) populations in the English Channel. *Journal of Biogeography* **43** (3). 498-509
- Quinn, T.P. (1993). A review of homing and straying of wild and hatchery-produced salmon. *Fisheries Research*, **18**, 29–44.
- Quinn, T.P., Hodgson, S. & Peven, C. (1997). Temperature, flow, and the migration of adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Columbia River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 1349–1360.
- Quinn, T.P., McGinnity, P. & Cross, T.F. (2006). Long-term declines in body size and shifts in run timing of Atlantic salmon in Ireland. *Journal of Fish Biology*, **68**, 1713–1730.
- Rakowitz, G., Kubecka, J., Fesl, C. & Keckeis, H. (2009). Intercalibration of hydroacoustic and mark-recapture methods for assessing the spawning population size of a threatened fish species. *Journal of Fish Biology*, **75**, 1356–1370.
- Rakowitz, G., Tušer, M., Říha, M., Jůza, T., Balk, H. & Kubečka, J. (2012). Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. *Fisheries Research*, **123-124**, 37–48.
- Ransom, B.H., Steig, T.W. & Nealson, P.A. (1996). Comparison of hydroacoustic and net catch estimates of Pacific salmon smolt (*Oncorhynchus spp.*) passage at hydropower dams in the Columbia River Basin, USA. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **53**, 477–481.
- Rivinoja, P., McKinnell, S. & Lundqvist, H. (2001). Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a northern Swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regulated Rivers: Research & Management*, **17**, 101–115.
- Rivot, E. (2003). *Investigations bayésiennes de la dynamique des populations de Saumon atlantique (Salmo salar)*. Thèse en Ecologie de l'École Nationale Supérieure Agronomique, spécialité halieutique, Rennes, France. 226 p.
- Rivot, E., Perrier, C., Jouanin, C., Roussel, J.-M., Riera, P., Porcher, J.P. & Baglinière, J.-L. (2009). Climate change may have affected growth and life history in Atlantic Salmon Juveniles over the past 30 years. *American Fisheries Society Symposium*, 855–857.
- Rivot, E., Prévost, E., Parent, E. & Bagliniere, J.L. (2004). A Bayesian state-space modelling framework for fitting a salmon stage-structured population dynamic model to multiple time series of field data. *Ecological Modelling*, **179**, 463–485.
- Romakkaniemi, A., Lilja, J., Nykänen, M., Marjomäki, T.J. & Jurvelius, J. (2000). Spawning run of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the River Tornionjoki monitored by horizontal split-beam echosounding. *Aquatic Living Resources*, **13**, 349–354.
- Rose, K.A. (2000). Why are Quantitative Relationships between Environmental Quality and Fish Populations so Elusive? *Ecological Applications*, **10**, 367–385.
- SAGE Couesnon. (2009). *Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux Bassin versant du Couesnon*. La Selle-en-Luitré, France. 185 p.
- SAGE Sélune. (2007). *SAGE de la Sélune - Pour une gestion équilibrée de l'eau et des milieux aquatiques*. Saint-James, France. 18 p.

- Salanié, J., Le Goffe, P. & Surry, Y. (2004). Évaluation des bénéfices procurés par le démantèlement de barrages hydroélectriques: le cas de la pêche au saumon sur la Sélune. *Ingénieries*, **39**, 65–78.
- Salinger, D.H. & Anderson, J.J. (2006). Effects of Water Temperature and Flow on Adult Salmon Migration Swim Speed and Delay. *Transactions of the American Fisheries Society*, **135**, 188–199.
- Sanchez, F., Prouzet, P., Diner, N., Lissardy, M., de Casamajor, M.-N. & Cuende, F.X. (2002). *Observations acoustiques sur la remontée du Saumon atlantique (Salmo salar) dans l'estuaire de l'Adour (1999-2001)*. IFREMER ; Institution Adour. 7 p.
- Saunders, R.L., Henderson, E.B. & Glebe, B.D. (1982). Precocious sexual maturation and smoltification in male Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*, **28**, 211–229.
- Saunders, R.L., Henderson, E.B. & Harmon, P.R. (1985). Effects of photoperiod on juvenile growth and smolting of Atlantic salmon and subsequent survival and growth in sea cages. *Aquaculture*, **45**, 55–66.
- Saura, M., Morán, P., Brotherstone, S., Caballero, A., Álvarez, J. & Villanueva, B. (2010). Predictions of response to selection caused by angling in a wild population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Freshwater Biology*, **55**, 923–930.
- Sauvadet, C. (2015). *INRA, 1036 (U3E), Pôle ONEMA INRA GEST'AQUA, CNICS, F-35042, Rennes, France*.
- Scholz, A.T., Madison, D.M., Stasko, A.B., Horall, R.M. & Hasler, A.D. (1972). Orientation of salmon in response to currents in or near home stream. *American Zoologist*, **12**, 654.
- Schtickzelle, N. & Quinn, T.P. (2007). A metapopulation perspective for salmon and other anadromous fish. *Fish and Fisheries*, **8**, 297–314.
- Shearer, W.M. (1992). *The Atlantic Salmon: Natural History, Exploitation and Future Management*. Wiley (Eds). 244 p.
- Shepherd, B.G. (1978). Minnow traps as a tool for trapping and tagging juvenile chinook and coho salmon in the Skeena River system. *Proceedings of the 1977 Northeast Pacific Chinook and Coho Salmon Workshop*. 5 p.
- Simmonds, E.J. & MacLennan, D.N. (2005). *Fisheries acoustics: theory and practice*, 2nd edn. Blackwell Science, Oxford ; Ames, Iowa, USA. 456 p.
- Smith, I.P. & Smith, G.W. (1997). Tidal and diel timing of river entry by adult Atlantic salmon returning to the Aberdeenshire Dee, Scotland. *Journal of Fish Biology*, **50**, 463–474.
- Smith, G.W., Smith, I.P. & Armstrong, S.M. (1994). The relationship between river flow and entry to the Aberdeenshire Dee by returning adult Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, **45**, 953–960.
- Solomon, D.J. & Potter, E.C.E. (1988). First results with a new estuarine fish tracking system. *Journal of Fish Biology*, **33**, 127–132.
- Solomon, D.J., Sambrook, H.T. & Broad, K.J. (1999). *Salmon migration and river flow: results of tracking radio tagged salmon in six rivers in south west England*. Environment Agency. 2 p.
- Stabell, O.B. (1984). Homing and Olfaction in Salmonids: A Critical Review with Special Reference to the Atlantic Salmon. *Biological Reviews*, **59**, 333–388.
- Stanford, J.A., Ward, J.V., Liss, W.J., Frissell, C.A., Williams, R.N., Lichatowich, J.A. & Coutant, C.C. (1996). A General Protocol for Restoration of Regulated Rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, **12**, 391–413.
- Stanton, T.K., Wiebe, P.H., Chu, D., Benfield, M.C., Scanlon, L., Martin, L. & Eastwood, R.L. (1994). On acoustic estimates of zooplankton biomass. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **51**, 505–512.

- Stasko, A.B. (1975). Progress of migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) along an estuary, observed by ultrasonic tracking. *Journal of Fish Biology*, **7**, 329–338.
- Stasko, A.B. (1971). Review of Field Studies on Fish Orientation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **188**, 12–29.
- Stewart, L. (1973). Environmental engineering and monitoring in relation to salmon management. *International Atlantic Salmon Foundation Special Publications Series*, **4**, 297–316.
- Stuart, T. (1962). The leaping behavior of salmon and trout at falls and obstructions. *Reports. Freshwater and salmon fisheries research*, **28**. 1-46
- Sund, O. (1935). Echo Sounding in Fishery Research. *Nature*, **135**, 953.
- Svendsen, J.C., Skov, J., Bildsoe, M. & Steffensen, J.F. (2003). Intra-school positional preference and reduced tail beat frequency in trailing positions in schooling roach under experimental conditions. *Journal of Fish Biology*, **62**, 834–846.
- Swain, A. & Champion, A.S. (1969). Upstream movements of migratory salmonids in relation to river flows on the River Axe, Devon. *ICES Anadromous and Catadromous Fish Committee*. 7 p.
- Taylor, E.B. (1991). A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture*, **98**, 185–207.
- Thibault, M. (1994). Aperçu historique sur l'évolution des captures et des stocks. *Le saumon atlantique*, IFREMER, Plouzané, France. 175–183.
- Thioulouse, G. (1972). *Le comportement du saumon. Essai d'éthologie du saumon de l'Allier*. Plein Air Service, Clermont-Ferrand, France. 283 p.
- Thomas, O. (2015). *Sur la présence du saumon (et d'autres poissons) dans la Sélune avant la construction du barrage de la Roche-qui-Boit*. ANR REPPAVAL. <http://selune.hypotheses.org>
- Thorp, J.H. & Delong, M.D. (1994). The Riverine Productivity Model: An Heuristic View of Carbon Sources and Organic Processing in Large River Ecosystems. *Oikos*, **70**, 305–308.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Aarestrup, K. & Heggberget, T.G. (2008). Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **18**, 345–371.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Kroglund, F. & Jepsen, N. (2003). Upstream migration of Atlantic salmon at a power station on the River Nidelva, Southern Norway. *Fisheries Management and Ecology*, **10**, 139–146.
- Tiffan, K.F., Rondorf, D.W. & Skalicky, J.J. (2004). Imaging Fall Chinook Salmon Redds in the Columbia River with a Dual-Frequency Identification Sonar. *North American Journal of Fisheries Management*, **24**, 1421–1426.
- Trenkel, V.M., Mazauric, V. & Berger, L. (2008). The new fisheries multibeam echosounder ME70: description and expected contribution to fisheries research. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **65**, 645–655.
- Trenkel, V., Ressler, P., Jech, M., Giannoulaki, M. & Taylor, C. (2011). Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series*, **442**, 285–301.
- Trépanier, S., Rodríguez, M.A. & Magnan, P. (1996). Spawning migrations in landlocked Atlantic salmon: time series modelling of river discharge and water temperature effects. *Journal of Fish Biology*, **48**, 925–936.
- Turner, G.E. (1975). *Timing of Migration of Atlantic Salmon (Salmo salar) within the Miramichi River System, New Brunswick*. ICES Anadromous and Catadromous Fish Committee. 4 p.

- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130–137.
- Vincent, R. (1971). River Electrofishing and Fish Population Estimates. *The Progressive Fish-Culturist*, **33**, 163–169.
- Waine, M.W. (2010). *Assessing Spawning Runs of Anadromous Fishes Using a Bayesian Analysis of Split-beam and DIDSON Count Data*. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, USA. 83 p.
- Waldman, J.R. (2006). The diadromous fish fauna of the Hudson River: life histories, conservation concerns, and research avenues. In: *The Hudson River Estuary*, pp. 171–188. Cambridge University Press (Eds).
- Ward, H.B. (1939). Factors controlling salmon migration. *The Migration and Conservation of Salmon*. American Association for the Advancement of Science (Eds), Lancaster, PA, USA. 60–71.
- Ward, J.V. (1998). Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, **83**, 269–278.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, **11**, 105–119.
- Webb, J. & Hawkins, A.D. (1989). Movements and spawning behaviour of adult salmon in the Girnock burn, a tributary of the Aberdeenshire Dee, 1986. *Scottish fisheries research report*, **40**.
- Westerberg, H. (1982). Ultrasonic tracking of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*), 2: Swimming depth and temperature stratification. *Report - Institute of Freshwater Research, Drottningholm (Sweden)*. 21 p.
- Wilson, M., Acolas, M.-L., Bégout, M.-L., Madsen, P.T. & Wahlberg, M. (2008). Allis shad (*Alosa alosa*) exhibit an intensity-graded behavioral response when exposed to ultrasound. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **124**, EL243.
- Winstone, A.J., Gee, A.S. & Varallo, P.V. (1985). The assessment of flow characteristics at certain weirs in relation to the upstream movement of migratory salmonids. *Journal of Fish Biology*, **27**, 75–83.
- Wirth, T. & Bernatchez, L. (2003). Decline of North Atlantic eels: a fatal synergy? *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **270**, 681–688.
- Wootton, R. (2012). *Ecology of Teleost Fishes*. Springer Science & Business Media (Eds). 415 p.

## Annexe

Martignac F., Hémon A., Blancher P., 2015. Hydroacoustique et poissons migrateurs amphihalins : analyse innovante de leur dynamique migratoire. *Sciences, Eaux et Territoire* 17, 18-23.

18

L'innovation collective  
pour la restauration des milieux

### Hydroacoustique et poissons migrateurs amphihalins : analyse innovante de leur dynamique migratoire

La mise en service d'un ouvrage hydraulique a des impacts sur le milieu aquatique et ses peuplements qu'il est nécessaire de contrôler. À partir de l'étude de suivi de la migration des saumons atlantiques nécessitée par l'installation d'un nouveau barrage fluvial en baie du Mont-Saint-Michel, cet article nous démontre comment l'esprit d'innovation et la capacité de collaboration entre acteurs du territoire, chercheurs et bureau d'études ont permis de monter un projet de recherche finalisé et de mettre en œuvre une technologie innovante.

#### Le contexte et les enjeux de la continuité

##### Historique du projet, des travaux et du programme de suivi

Déclarée d'utilité publique en 2003, l'opération de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel (encadré ①) a deux objectifs majeurs qui ont été fixés lors d'un comité interministériel en 1995 : rétablir et pérenniser le caractère maritime du Mont dans un périmètre de 1 à 2 km autour du rocher, et revaloriser l'accueil et l'approche des visiteurs en rendant à la marée l'espace proche du Mont occupé par une digue-route et des parkings.

L'atteinte de ces objectifs a impliqué la réalisation d'ouvrages hydrauliques (installation d'un nouveau barrage sur le Couesnon, augmentation de la capacité de stockage du fleuve par des travaux de creusement et curage, remplacement de la digue-route historique par un ouvrage avec pont) et de structures d'accueil. Les premiers travaux ont commencé en 2005. Ils sont aujourd'hui sur le point de s'achever.

La construction d'un nouveau barrage, en remplacement de l'ouvrage à portes à flot, s'est échelonnée entre 2006 et 2009. Cet ouvrage réversible permet le stockage temporaire des entrées marines dans le bief fluvial du Couesnon (encadré ② ; figure ①) et leur restitution biquotidienne dans son bief maritime par lâchers d'eau progressifs, afin de participer au curage naturel des abords du Mont-Saint-Michel. Il comporte huit passes de 9 m équipées chacune d'une vanne secteur et de deux écluses à poissons de part et d'autre de l'ouvrage.

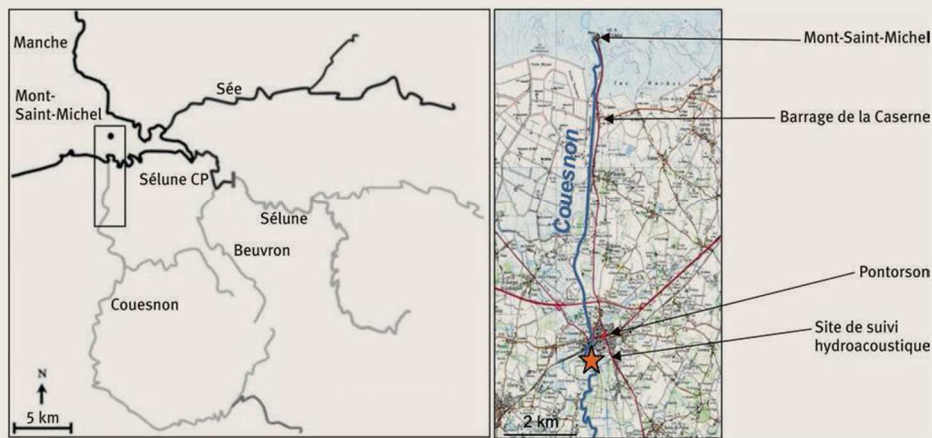
Cette opération d'aménagement intègre un objectif de haute qualité environnementale et paysagère<sup>1</sup>, tout en s'inscrivant dans un cadre réglementaire structurant lié à la préservation de la richesse du patrimoine naturel du site. Ainsi, un programme de suivi a été défini par les autorisations inter-préfecturales de 2003. Celui-ci doit accompagner l'opération sur le long terme, en phase de chantier et ensuite en phase d'exploitation des ouvrages. Il est constitué de nombreuses études hydrosédimentaires, physico-chimiques, faunistiques et floristiques.

1. À noter que la baie du Mont-Saint-Michel est classée au patrimoine mondial de l'Unesco, est visée par la Convention de Ramsar et est intégrée au réseau Natura 2000 (zone de protection spéciale et site d'intérêt communautaire). Elle est reconnue comme l'un des écosystèmes les plus productifs au monde (Lefevre, 2002).

#### ① LA MAÎTRISE D'OUVRAGE

La maîtrise d'ouvrage de l'opération de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel est assurée par le syndicat mixte Baie du Mont-Saint-Michel (désigné par le syndicat mixte dans la suite de l'article), regroupant les régions Basse-Normandie et Bretagne, le département de la Manche et les communes du Mont-Saint-Michel, de Beauvoir et de Pontorson. L'opération représente un budget d'environ 185 millions d'euros de financement public (valeur 2006), dont les contributeurs sont l'État, l'Europe, les deux régions (Basse-Normandie et Bretagne), les deux départements (Manche et Ille-et-Vilaine), les agences de l'eau Seine-Normandie et Loire-Bretagne et le syndicat mixte.

### 1 Carte du territoire d'étude.



### 2 LE COUESNON

C'est dans ce cadre que se situe le suivi des effets du projet sur les poissons, en particulier sur le saumon atlantique, espèce d'intérêt communautaire, pour lequel le syndicat mixte a passé un marché public avec le groupement Asconit Consultants (mandataire)/Océanide, puis a soutenu le projet de recherche (Asconit Consultants/Inra) objet de cet article. L'article vise à montrer comment l'esprit d'innovation et la capacité de collaboration des partenaires a permis d'aller au-delà de ce que permettait un contexte de marché public, en mettant en œuvre un projet de recherche et développement et testant une innovation technologique.

#### Les enjeux de la continuité écologique des rivières

Au-delà des enjeux propres au Couesnon, cette démarche, avec les extensions que l'on verra plus loin sur la Sélune, s'inscrit dans le cadre de la restauration de la continuité écologique des rivières pour rétablir la libre circulation des espèces, imposée par les législations européennes (Directive cadre sur l'eau, 2000) et nationales (Loi sur l'eau, 2006 ; Grenelle Environnement, 2007). Les barrages et seuils non franchissables<sup>2</sup> constituent en effet des obstacles aux déplacements des individus, ce qui réduit l'accès des espèces à des zones vitales ou fragmente les populations. Pour les poissons migrateurs amphihalins (dont le cycle de vie comporte un passage obligatoire en eau douce et en mer), les ruptures régulières dans la continuité écologique du Couesnon causées par les phases d'ouverture et fermeture des vannes du nouveau barrage peuvent se traduire par une perturbation des échanges d'individus de la baie vers les eaux douces du fleuve. La baie du Mont-Saint-Michel est l'exutoire de plusieurs cours d'eau sur lesquels évolue une seule et même population de saumons atlantiques (*Salmo salar*), parmi lesquels le Couesnon, dont la connectivité estuarienne est susceptible d'être limitée par la présence du barrage de la Caserne, et la Sélune, à

Le Couesnon, fleuve côtier de 100 km de long, prend sa source en Mayenne et se jette en baie du Mont-Saint-Michel, au sud du Mont (figure 1). Au dix-neuvième siècle, le Couesnon a été entièrement canalisé sur 5,6 km de l'anse de Moidrey jusqu'au Mont-Saint-Michel au moyen de digues en tangué insubmersibles à l'amont et de cordons d'enrochements à l'aval. À 2 km du Mont, au lieu-dit La Caserne, un barrage à portes à flot a été construit et mis en service en 1969. Il avait pour fonction de soustraire à l'action de la mer les terrains en amont, stopper le comblement du lit du Couesnon par les sédiments marins et favoriser l'écoulement des eaux et le drainage des marais à partir de Pontorson.

l'estuaire libre, mais sur laquelle il est prévu à l'horizon 2019 d'aserer les barrages infranchissables de la Roche-qui-Boit et de Vézins.

#### Les acteurs en présence

##### Le syndicat mixte Baie du Mont-Saint-Michel : une forte implication en matière d'innovation et de partenariats

L'opération d'aménagement du Mont-Saint-Michel implique de nombreux partenariats et collaborations et une multitude d'intervenants, ce qui rend sa mise en œuvre complexe et implique une démarche de concertation : une maîtrise d'ouvrage, plusieurs maîtrises d'œuvre, de nombreuses entreprises de travaux ou de services, des établissements à caractère scientifique, un délégataire privé, des architectes, les différents services de l'État, les acteurs locaux...

La très grande qualité paysagère du site et la volonté de mise en valeur du monument, alliées à l'objectif principal de fonctionnement hydraulique des aménagements, ont conduit à certaines innovations dans la conception ou la réalisation des ouvrages.

En matière de suivis, plusieurs partenariats de recherche ont été montés depuis 2006. En particulier, deux doctorats consécutifs, encadrés par le laboratoire de géomorphologie de l'université de Caen, ont porté sur les évolutions morphosédimentaires autour du Mont-Saint-Michel, de 2006 à 2011. Les implications opérationnelles de ces travaux s'inscrivaient parfaitement dans le cadre du besoin de connaissance et de suivi des effets du rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel.

2. Sur le seul bassin Seine-Normandie, plus de 12 000 ouvrages (barrages, seuils, buses) ont été recensés et sont potentiellement des obstacles à la continuité écologique et sédimentaire.

► De même, une convention de partenariat pour la recherche lie depuis 2012 le syndicat mixte à deux établissements publics, l'université de Caen et le CNRS. Ceux-ci sont réunis dans le cadre d'un groupement d'intérêt scientifique qui a pour mission le contrôle par laser aéroporté des risques environnementaux côtiers. Via cette collaboration, le syndicat mixte peut disposer de données topographiques très haute résolution de la zone d'influence du projet.

#### Un bureau d'études : Asconit Consultants

Bureau d'études et de conseil d'environ cent soixante personnes, spécialisé dans la gestion des milieux naturels, tout particulièrement aquatiques, et l'aménagement durable des territoires, Asconit Consultants développe une activité très importante de recherche et développement (Lefrançois *et al.*, page 62 de ce numéro).

#### Deux équipes de l'Inra

Reconnu comme centre d'expertise des écosystèmes aquatiques et de la biologie des populations, particulièrement des espèces amphihalines migratrices dont le saumon atlantique, l'Inra de Rennes (unité mixte de recherche « Écologie et santé des écosystèmes », J.-L. Baglinière, D. Ombredane, J.-M. Roussel) a été le principal partenaire du projet. Toutefois, l'appui de J. Guillard (Inra de Thonon - unité mixte de recherche CARRTEL) a été requis compte tenu de son expertise dans le domaine de l'hydroacoustique et de l'échosondage.

#### Le projet de recherche et sa genèse

Afin de réaliser l'étude pluriannuelle (2009-2013) de suivi de la faune pisciaire et de la remontée des saumons confiée par le syndicat mixte, Asconit Consultants a proposé d'utiliser la détection par hydroacoustique (encadré ③). Ce choix était justifié par les contraintes techniques et une bonne connaissance des enjeux locaux qui excluaient la mise en œuvre de techniques traditionnelles d'étude de la dynamique migratoire des saumons (captures au filet maillant proscrites pour ne pas nuire à l'intégrité physique de ces poissons, vidéo compacte inopérable au regard de la turbidité du fleuve...). Cette approche relevant de la recherche appliquée était alors déjà fréquemment utilisée en mer et en lac pour repérer les bancs de poissons et quantifier leur biomasse, mais plus rarement dans les milieux de faible profondeur, en France tout au moins (nombreuses références dans l'étude des salmonidés migrateurs en Amérique du Nord et en Scandinavie notamment). C'est là que se situe l'innovation technologique, mais celle-ci n'a été rendue possible que par la capacité des partenaires à trouver des solutions aux multiples problèmes administratifs et financiers rencontrés.

### ③ LA DÉTECTION PAR HYDROACOUSTIQUE

Un échosondeur émet des ondes qui diffusent dans le milieu aquatique, puis réceptionne les échos renvoyés par tout objet impacté par ces ondes. L'interprétation des caractéristiques des échos reçus permet d'acquérir de nombreuses informations sur les cibles (forme, vitesse et orientation du déplacement, comportement de migration...) grâce notamment à l'intensité du signal. L'étude a été conduite avec un sondeur SIMRAD EY500, et une caméra acoustique Didson (technologie plus récente), ainsi que le logiciel Sonar5-Pro® pour le traitement des données.

Asconit Consultants avait acquis l'expérience d'utilisation de cette technique en milieu lacustre dans le cadre d'une thèse encadrée par l'Inra de Thonon (Vergès, 2008), et pouvait bénéficier d'un appui technique et méthodologique des équipes Inra de Rennes et Thonon. Dès fin 2009, Asconit Consultants et l'Inra ont souhaité s'appuyer sur cette étude pour monter un projet de recherche, incluant une thèse, ayant pour objectif d'analyser, de façon plus approfondie que ce qui était requis pour les seuls besoins du syndicat mixte, les stratégies, les caractéristiques et les dynamiques de migration des saumons atlantiques sur le Couesnon (en présence du barrage estuarien) et, de façon comparative, sur la Sélune (dont l'estuaire est libre). Ce projet devait permettre aussi de mettre au point un protocole reproductible pour des bassins versants présentant les mêmes problématiques ou les mêmes difficultés dans l'acquisition des données sur les migrateurs.

En mars 2010, François Martignac a été embauché par Asconit tout à la fois pour contribuer à l'étude et au montage du projet de recherche, et comme postulant à la thèse. Le coût du projet de recherche nécessitait la recherche d'un financement complémentaire venant abonder l'autofinancement par Asconit Consultants et la subvention ANRT<sup>3</sup> attachée à une CIFRE<sup>4</sup>. Le projet a pris du retard et finalement, la subvention ANRT n'a pas pu être obtenue, François Martignac dépassant de peu les douze mois en tant que salarié d'Asconit. Après moult péripéties, le bouclage du projet reformaté a pu se faire en mobilisant l'autofinancement d'Asconit, des financements de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema) et de l'Agence de l'eau Seine-Normandie relatifs au suivi sur la Sélune (constituant un état des lieux des migrations avant le début des travaux d'effacement des barrages) et un financement du syndicat mixte, pour le suivi sur le Couesnon en 2014 et 2015.

Le programme de thèse est divisé en cinq étapes :

- mise en place et tests d'acquisition de la caméra acoustique Didson (Sélune) ;
- recueil des données de migration sur le Couesnon et sur la Sélune (SIMRAD et Didson) ;
- validation de la méthodologie d'identification des saumons atlantiques sur les données hydroacoustiques ;
- comparaison des performances des deux outils en termes de durée fiable d'enregistrement (crues, phase nocturne), de taux d'estimation des flux, d'activité de migration, d'identification d'espèces et d'estimation de taille, et donc validation de la réalité de l'innovation technologique ;
- mise en place d'un protocole reproductible pour des bassins versants présentant les mêmes problématiques et les mêmes difficultés dans l'acquisition des données sur les migrateurs.

Les résultats de cinq premières campagnes estivales démontrent la pertinence de l'utilisation de l'hydroacoustique pour décrire les populations de poissons migrateurs. Les propriétés physiques des échos des saumons lors de leur passage permettent une estimation de leur taille centimétrique (figure ②).

3. ANRT : association nationale de la recherche et de la technologie.

4. CIFRE : convention industrielle de formation par la recherche.

Ils mettent également en évidence l'adaptation comportementale des saumons du Couesnon aux nouvelles conditions hydrologiques dictées par le barrage estuarien. Lorsque le barrage procède à des lâchers d'eau, leur dynamique de migration se calque sur les mouvements d'eau pour minimiser leurs dépenses énergétiques. Lors des marées sans lâcher d'eau, les saumons retrouvent une dynamique migratoire similaire à celle observée dans des conditions naturelles et migrent préférentiellement de nuit (figure 3).

Les principaux pics de migration des deux fleuves sont concomitants et semblent répondre aux mêmes stimuli environnementaux. L'interprétation des résultats des deux premières campagnes sur le Couesnon a fait l'objet d'une publication scientifique dans *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (Martignac *et al.*, 2013).

Les résultats de ce programme de recherche témoignent des nombreux avantages que cette méthode novatrice présente face aux outils existants et communément utilisés dans le cadre de suivi de poissons migrateurs

(tableau 1). Bénéficiant des dernières innovations technologiques, les méthodes hydroacoustiques, perpétuellement en développement, comblent progressivement leurs lacunes et permettent de collecter de précieuses informations là où d'autres outils atteignent leurs limites.

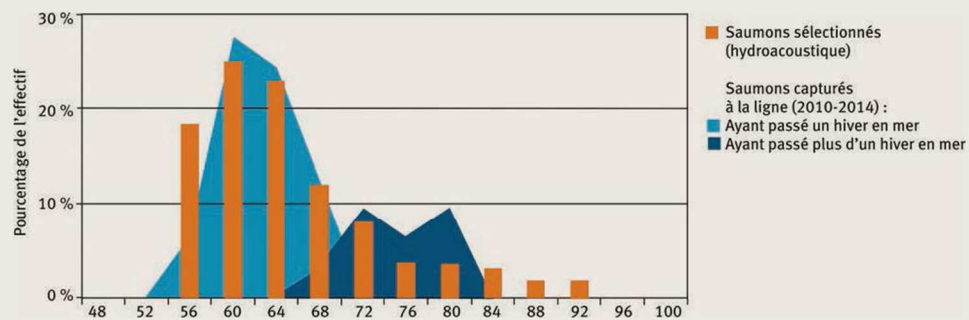
### La plus-value de la démarche et les enseignements à en tirer

#### La plus-value du projet de recherche et de la thèse

Chacun des partenaires individuellement a tiré et tire avantage de cette démarche :

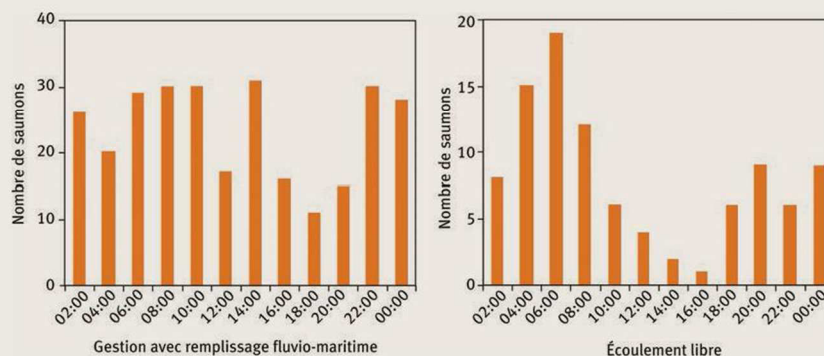
- au-delà de la réponse à ses seules obligations réglementaires, le syndicat mixte bénéficie d'une connaissance beaucoup plus riche de son territoire ;
- Asconit acquiert un savoir-faire approfondi dans cette méthode innovante permettant de répondre à des problématiques sur lesquelles les marchés se développent ;
- l'Inra bénéficie de moyens humains et financiers accrus.

2 Distribution des tailles estimées des saumons identifiés sur les données acoustiques (n = 397) et des saumons capturés à la ligne sur le Couesnon lors des campagnes 2010 à 2014 en fonction de leur âge de mer (données CNICS\*, n = 84).



\* Sauvadet C., INRA, 1036 (U3E), Pôle Onema-Inra GESTAQUA, CNICS.

3 Répartition des heures de passage des saumons du Couesnon en fonction des phases de gestion du barrage : à gauche, gestion avec remplissage fluvio-maritime (n = 283) ; à droite, gestion en écoulement libre (n = 97).





① Comparaison des avantages et des limites des méthodes hydroacoustiques face aux outils communs de description des populations de poissons migrateurs en rivière (modifié d'après Martignac et al., 2015).

	Hydro-acoustique	Vidéo-comptage	Suivis télémétriques	Méthodes de capture (pêche, piégeage)
Minimisation de l'impact sur l'intégrité physique des poissons	+++	+++	-	-
Description du comportement naturel de migration	+++	+	++	-
Précision de la description morphologique des poissons	+	++	+++	+++
Identification des espèces	+	++	+++	+++
Estimation de l'abondance de la population	+	+++	-	-
Étude des traits d'histoire de vie (génétique, scalimétrie...)	-	-	+++	+++
Indépendance des conditions environnementales (turbidité, débits...)	+++	+	++	+
Minimisation du coût matériel	-	-	+	+++
Minimisation du coût humain	+++	+	+	-
Transposabilité	+++	-	+++	+++

► Ces avantages sont amplifiés par la dynamique collective ainsi créée. Entre les partenaires, la logique de projet permet pleinement une co-construction/production, qui doit exister dans toute prestation de service, en particulier intellectuelle, comme le montrent les travaux en économie des services, mais qui est souvent inhibée par le contexte d'intervention, en particulier pour les marchés publics. La mise en œuvre de la thèse a également permis la création d'une synergie entre le monde de la recherche à l'échelle nationale et internationale (Inra de Rennes et Thonon-les-Bains, Muséum d'histoire naturelle, *Natural Resources Wales*, Université d'Oslo) et celui des gestionnaires (syndicat mixte, Onema, agence de l'eau Seine-Normandie, SAGE, fédérations départementales de pêche Ille-et-Vilaine et Manche) ; synergie qui a alimenté la réflexion et enrichi l'analyse des données. Tout ceci a contribué à la faisabilité et à la qualité de l'innovation technologique.

#### Les enseignements

Plusieurs facteurs, de portée plus générale, expliquent l'incitation à l'innovation technologique et la réussite de cette démarche :

- le cadre réglementaire, ainsi que les enjeux spécifiques à des opérations d'aménagement emblématiques, sur le Couesnon, mais aussi la Sélune, ont eu des vertus incitatives ;
- forts d'une relation partenariale bien établie, Asconit et l'Inra ont œuvré avec ténacité pour faire émerger le projet, malgré les difficultés initiales, et ils ont bénéficié du soutien du syndicat mixte ;
- les trois partenaires sont animés par un esprit d'innovation et une grande ouverture à la recherche finalisée ;
- la confiance mutuelle et le pragmatisme ont permis de trouver ensemble des solutions satisfaisantes aux aléas

du projet et de le mener à terme, alors que fin 2011, l'abandon aurait été le choix le plus probable.

Enfin, le projet a donné un cadre pour envisager et construire une suite, si possible sous forme d'un projet collaboratif élargi à d'autres partenaires.

Il montre que, soutenu par un cadre réglementaire européen et national contraignant et des appuis financiers à l'échelle nationale et de bassin, le triptyque maître d'ouvrage/laboratoire de recherche public/bureau d'études est capable de nombreuses innovations utiles à la transition écologique. Toutefois, la course d'obstacles qu'a représenté ce projet montre que des adaptations du cadre général restent à trouver pour plus de réactivité, de fluidité et d'efficacité ; c'est là que résidera l'innovation organisationnelle attendue. ■

#### Les auteurs

##### François MARTIGNAC

Asconit Consultants / Inra – UMR Écologie et santé des écosystèmes  
3 impasse Sirius – 44470 Carquefou – France  
✉ [francois.martignac@asconit.com](mailto:francois.martignac@asconit.com)

##### Audrey HEMON

Syndicat mixte Baie du Mont-Saint-Michel  
16 route de la Caserne – 50170 Beauvoir – France  
✉ [a.hemon@rcm-mtstmichel.fr](mailto:a.hemon@rcm-mtstmichel.fr)

##### Philippe BLANCHER

Asconit Consultants  
Parc Scientifique Tony Garnier  
6-8 Espace Henry Vallée – 69366 Lyon Cedex 07 – France  
✉ [philippe.blancher@asconit.com](mailto:philippe.blancher@asconit.com)



Vue aérienne de l'estuaire du Couesnon en mai 2015. Le Couesnon canalisé, le barrage de la Caserne et les travaux engagés aux abords du Mont-Saint-Michel sont visibles de l'amont du fleuve vers la baie.

#### EN SAVOIR PLUS...

- LEFEUVRE, J.-C., 2002, La baie du Mont-Saint-Michel et ses bassins versants : un modèle d'anthroposystèmes, *La jaune et la rouge*, n° 575, mai 2002, dossier Océans et littoral, <http://www.lajauneetlarouge.com/article/la-baie-du-mont-saint-michel-et-ses-bassins-versants-un-modele-danthroposystemes#VXFqUVK8krc>
- MARTIGNAC, F., BAGLINIERE, J.-L., THIEULLE, L., OMBREDANE, D., GUILLARD, J., 2013, Influences of a dam on Atlantic salmon (*Salmo salar*) upstream migration in the Couesnon River (Mont Saint Michel Bay) using hydroacoustics, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, n° 134, p.181-187.
- MARTIGNAC, F., DAROUX, A., BAGLINIERE, J.-L., OMBREDANE, D., GUILLARD, J., 2015, The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology, *Fish and Fisheries*, 16(3), p. 486-510.
- VERGES, C., 2006-2008, *Caractérisation des métriques issues de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu*, Thèse Université de Savoie, co-encadrement GUILLARD, J., GERDEAUX, D.

## RÉSUMÉ

Utilisation de deux outils hydroacoustiques pour analyser la dynamique migratoire du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans deux fleuves de la baie du Mont Saint-Michel

Le saumon atlantique (*Salmo salar*) est une espèce tant emblématique que menacée à l'échelle internationale, au même titre que la plupart des espèces de poissons diadromes. La présence de barrages, en entraînant une rupture de la continuité écologique des cours d'eau, participe à ce déclin. Le remplacement du barrage en porte à flot sur l'estuaire du Couesnon (Normandie, France) par un barrage procédant à des lâchers d'eau est susceptible d'impacter la dynamique migratoire des saumons. Pour étudier leur réponse, un échosondeur à faisceau partagé a été installé en amont du barrage lors des étés 2010 à 2014. L'hydroacoustique, méthode non intrusive, permet de collecter des informations difficilement accessibles par d'autres techniques. La dynamique migratoire est également étudiée sur la Sélune, cours d'eau voisin dont l'estuaire est libre, à l'aide d'une caméra acoustique DIDSON. Les résultats soulignent les avantages et les limites des deux outils, mettant en lumière le gain d'information apporté par les caméras acoustiques. Si le fonctionnement du barrage n'impacte pas le maintien de la population sur ce fleuve, la dynamique migratoire des saumons y est modifiée. Cette étude souligne les capacités d'adaptation des saumons atlantiques lors de cette phase de migration et le large spectre d'apport des méthodes hydroacoustiques dans le cadre de suivis écologiques de populations de poissons sur le long terme.

**Mots-clés :** dynamique migratoire, saumon atlantique, hydroacoustique, continuité écologique, acquisitions haute fréquence, innovation technologique, caméra acoustique, DIDSON

## ABSTRACT

*Analysis of the Atlantic salmon migration dynamic (*Salmo salar* L.) on two rivers of the Mont Saint-Michel Bay using hydroacoustic devices*

*The Atlantic salmon (*Salmo salar*) is as emblematic as in a global decline, as most of the diadromous fish species. Dams have direct consequences on the river ecological continuity and indirect effects, such as the modification of the hydrological dynamic which affects these populations. In Normandy (France), the Couesnon's estuary flood-gate dam has recently been replaced by a new dam proceeding to water releases. This functioning may disturb their migration dynamic on this river. To study the dam influence, a split-beam echosounder has been settled upstream the dam during the 2010 to 2014 summers. Hydroacoustic methods, non-intrusive, provide useful information neither available nor quantifiable with other existing monitoring technics. The salmon migration dynamic has also been monitored on a nearby river, the Sélune, whose estuary is free-flowing. The DIDSON acoustic camera settled on this river benefits from recent technological improvements. The results highlight the advantages and limits of both tools, revealing the information gain brought by the acoustic cameras. A dam influence is revealed, but no negative impact is described on the salmon annual recruitment level. This study highlights the adaptation skills of the salmons during their upstream migration and the wide application field of the hydroacoustic methods to bring relevant and useful information for ecological long-term monitoring studies of fish populations.*

**Keywords:** migration dynamic; Atlantic salmon; hydroacoustic; ecological continuity; high-frequency recording data; technological innovation; acoustic camera; DIDSON



AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage  
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex  
Tél. : 02 23 48 50 00  
[www.agrocampus-ouest.fr](http://www.agrocampus-ouest.fr)

