

Centre Eau Terre Environnement

**EFFETS DES TRAVERSES À GUÉ SUR LE COMPORTEMENT DU
SAUMON ATLANTIQUE (*SALMO SALAR*) JUVÉNILE DANS UN
RUISSEAU BORÉAL**

Par
Audrey-Anne Grenier

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès Sciences (M.Sc.)
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Présidente du jury et
examinatrice interne

Eva Enders
INRS

Examineur externe

Martin-Hugues St-Laurent
Département de biologie, chimie et
géographie
Université du Québec à Rimouski

Directeur de recherche

Normand Bergeron
INRS

Codirectrice de recherche

Elsa Goerig
Harvard

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur de recherche, Normand Bergeron, pour ton imagination, ton enthousiasme et pour avoir cru en moi et en la réalisation de ce projet ambitieux. J'aimerais aussi remercier Elsa Goerig, ma co-directrice, pour ton soutien sans faille et tes encouragements. Tu es une inspiration pour toutes les femmes en science. Je vous remercie tous les deux pour vos précieux conseils.

Merci à mes partenaires financiers, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG), la Fondation Armand-Frappier ainsi que la Fondation de la faune du Québec. Merci également à Sylvain Jutras de nous avoir intégrés au projet de saines pratiques pour les chemins forestiers à faible utilisation.

J'aimerais aussi remercier Francis Bérubé pour ton savoir-faire et ton soutien lors de la construction et l'installation des antennes de télédétection. J'aimerais remercier André Boivin alias Maunonke pour l'installation et le démantèlement des antennes, mais surtout pour tes précieux conseils lors de la pêche électrique. Merci aussi à Alexandre et Hippolyte pour le démantèlement des antennes. Merci à Charles Gignac, mon docteur en cartes favori, pour ton aide avec le DGPS. J'aimerais aussi remercier Laurence Desbois-Bédard, du centre de consultation statistique de l'Université Laval.

Merci à mes assistant(e)s de terrain de l'été 2019, Rosie, Philippe et Christophe. Merci infiniment à Amélie, mon assistante de terrain à l'été 2020. Cet été aura été rempli de surprises. Je pense notamment à la queue de l'ouragan qui nous a obligés à suspendre les travaux de terrains, au barrage de castor, à la truite « géante » capturée à la pêche électrique, au quatre-roues coincé et bien sûr à nos périples inattendus aux Escoumins et à Chicoutimi. J'en garde cependant des souvenirs exceptionnels et une amitié pour la vie. Merci aussi à Jojo pour les délicieuses galettes qui étaient encore meilleures sur le bord du ruisseau et à JP pour ta curiosité sans fin envers ce projet.

Un merci tout spécial à ma famille et à mes amis pour m'avoir soutenu durant ces dernières années. Merci à mes parents pour vos précieux conseils et pour m'avoir aidé à naviguer dans cette aventure. Merci à ma sœur Marie-Claude de toujours avoir eu le bon mot pour me faire rire. Merci à ma Mémé pour ton amour et ton soutien. Merci à Mireille, Gabrielle et Vincent pour vos encouragements et pour avoir été mon public lors de mes pratiques de présentations. Merci à Rachel, ma meilleure amie, ma best, pour nos soirées à parler de nos maitrises respectives et pour nos séjours de rédaction en Airbnb. Merci finalement à mon copain, Jérôme, qui a tout su de mon amour pour R et qui a été d'une écoute et d'une présence apaisante.

RÉSUMÉ

L'abandon des chemins forestiers est fréquent après la fin des exploitations forestières, ce qui implique que les ponceaux ne sont pas entretenus à long terme. La dégradation de ceux-ci entraîne des répercussions sur la qualité des cours d'eau, mais aussi sur la faune aquatique en menaçant la libre circulation du poisson. Une alternative envisagée est de démanteler les ponceaux après la fin de l'exploitation forestière puis de les remplacer par des traverses à gué aménagées (TAG). Le projet proposé vise à tester l'hypothèse que les TAGs n'affectent pas le comportement des poissons en rivière. Des tacons de saumon ont été capturés par pêche électrique puis équipés d'un PIT tag interne. Les PIT tag ont été détectés par des antennes préalablement placées dans le lit du cours d'eau. Les mouvements des poissons ont été enregistrés en temps réel à l'aide de la technologie d'identification par radiofréquence (IRF). Des passages répétés en véhicules motorisés sur la traverse à gué ont ensuite été effectués à des fréquences de 15 et 60 minutes. Deux modèles linéaires mixtes ont permis de conclure que les conditions environnementales telles que la température de l'eau et la période du jour influencent davantage le comportement des tacons que les passages en véhicule motorisé.

Mots-clés : Traverse à gué, saumon juvénile, comportement, télédétection, PIT tag, ruisseau

ABSTRACT

Abandonment of logging roads is common after logging operations are completed, which means that culverts are not maintained in the long term. Culvert degradation has repercussions on the quality of stream habitats, but also on the aquatic fauna by threatening the free movement of fish. One alternative is to dismantle the culverts after logging operations and replace them with engineered ford crossings (EFTs). The proposed project aims to test the hypothesis that EFTs do not affect fish behaviour in the river. Salmon parr were captured by electrofishing and then fitted with an internal PIT tag. The PIT tags were detected by antennas previously placed on the stream bed. Fish movements were recorded in real time using radio frequency identification (RFID) technology. Repeated motorized vehicle fordings were then conducted at 15- and 60-minute frequencies. Two linear mixed models allowed to conclude that environmental conditions such as the water temperature and the period of the day influence parr behaviour in a greater way than vehicle fordings.

Keywords : Ford, juvenile salmon, behaviour, remote sensing, PIT tag, stream

*Il y a tant à vivre et si peu à
comprendre*

Tire le coyote

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES FIGURES	XIII
LISTE DES TABLEAUX	XV
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XVII
1 INTRODUCTION	19
1.1 Contexte et problématique	19
1.2 Revue de la littérature	22
1.2.1 Utilisation de l'habitat fluvial par le saumon atlantique	22
1.2.2 Accoutumance et sensibilisation.....	27
1.2.3 Réponse comportementale des poissons face à des perturbations anthropiques	29
1.2.4 Effet des routes sur le comportement faunique	31
1.2.5 Traverses à gué	37
2 IMPACT OF MOTORIZED VEHICLE CROSSINGS ON THE BEHAVIOUR OF JUVENILE ATLANTIC SALMON IN A BOREAL STREAM	39
2.1 Abstract	41
2.2 Introduction.....	41
2.3 Methods.....	43
2.3.1 Study Site.....	43
2.3.2 Experimental Design	44
2.3.3 Fish Collection and Tagging	46
2.3.4 RFID Stationary Flatbed Antennas	47
2.3.5 Hydraulic Conditions	49
2.3.6 Statistical Analysis	50
2.4 Results	53
2.4.1 Effect of Environmental Conditions on Activity	53
2.4.2 Activity Ratio	58
2.4.3 Model Selection.....	60
2.5 Discussion	69
2.5.1 Effects of Fording on Fish Activity.....	69
2.5.2 Effects of Water Temperature on Fish Activity	70
2.5.3 Effects of the Day Period on Fish Activity	71
2.5.4 Effects of Discharge on Fish Activity.....	72
Conclusion	73
3 DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONCLUSION	77
BIBLIOGRAPHIE	83

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Traverse à gué aménagée et stabilisée avec de la pierre anguleuse © Kathy Pouliot (2019).....	21
Figure 2. Déplacements effectués par les salmonidés juvéniles en rivière. Figure inspirée de (Schlosser, 1991).....	22
Figure 3. Femelle adulte et tacon précoce. Tiré du film « Jusqu'à la mer » de Normand Bergeron et Francis Bérubé (2003).....	23
Figure 4. Distances parcourues par des saumons à différents stades de vie et selon les saisons (McCormick et al. 1998).....	25
Figure 5. Représentation de l'effet de l'accumulation de particules fines dans les interstices sur la survie des œufs et des alevins (FFQ, 2003).....	34
Figure 6. Les déflecteurs dans le ponceau permettent aux poissons de se reposer lors de leur ascension (Khodier et al. 2014).....	36
Figure 7. Xavier Brook in Saguenay, Québec (48°2591799 N; 69°5394899 W).....	43
Figure 8. Schedule of a trial which consists of a pre-control, four days of fordings and three days of post-control. Four trials were made during the summer. Pre-control lasted from 24 to 48 hours.....	44
Figure 9. Example of ATV fordings during a fording period. Each vertical line represents a fording. First, a 3-hour block of fordings occurs in AM and a 3-hour block in PM. Then, a 4-hour break is made between the 2 blocks of the day. A) Frequency of fordings every 15 minutes (trials 1 and 2) B) Frequency of fordings every 60 minutes (trials 3 and 4).....	45
Figure 10. ATV fording in the Xavier Brook. The antennas placed on the stream bed are visible in the upstream portion of the ford. © Audrey-Anne Grenier, 2020.....	45
Figure 11. Number of different fish detected at the site during a 24-hour period prior to the end of each passage block and during controls. This number represents the number of fish available on the site at a given moment and is used to calculate the fish activity ratio.....	47
Figure 12. Aerial photo of the study site. The red dots represent the 24 functioning antennas on the study site. The black lines represent the ford. The blue arrow indicates the direction of the current. Fish were released at the two x. © Charles Gignac (2019).....	48
Figure 13. Activity ratio, discharge (m ³ /s) and water temperature (°C) for each trial and for each period of the day.....	54
Figure 14. Mean activity ratio over the range of discharge (m ³ /s) values for each trial. Note that the trial 1 graph has a different scale from the others on the x-axis.....	55
Figure 15. Mean activity ratio for each temperature (°C) value for each trial.....	56
Figure 16. Mean activity ratio for every hour of the day for each trial. The blocks of colour represent the different period of the day.....	57
Figure 17. A) Significant differences in the AR between treatments among a same trial were observed at the trial scale. B) There is a significant difference in the AR between every trial except between trial 1 and 3. C) No significant difference in the AR was observed between the treatments.....	59
Figure 18. Representation of the prediction of the log activity ratio depending on water temperature for different day periods. For all 4 periods, the log activity ratio increased with the water temperature rising. The log activity ratio was lower during the day.....	62
Figure 19. Representation of the prediction of the log activity ratio depending on water temperature for the fording model. The log activity ratio increased with the water temperature rising. The grey ribbon represents the standard error. The activity ratio was log transformed and a constant (0,0076) was added. The bottom row of dots equals the activity ratios of 0. Black dots indicate an overlay of data.....	66
Figure 20. Representation of the prediction of the log activity ratio depending on water temperature and frequency of fordings for the fording model. The log activity ratio increased with the water temperature rising. The activity ratio is significantly lower when the frequency is every 15 minutes compared to the other frequencies (Table 8). The grey ribbon represents the standard	

error. The activity ratio was log transformed and a constant (0,0076) was added. The bottom row of dots equals the activity ratios of 0.....68

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Summary of water temperature (°C), water discharge (m ³ /s), and tagged fish during each trial..	49
Table 2. Range of values of the explanatory variables for the construction of the models. The value “no fording” occurred between fordings during the 3-hour blocks.....	52
Table 3. Subsets of tested models (n = 42) showing the three models with the lowest -2 log-likelihood and AIC values. The model including day period and water temperature as explanatory variables have the lowest AIC score and therefore was selected as the best model.....	60
Table 4. Summary of the best model for the full dataset, which included day period and water temperature as explanatory variables. The intercept is Dawn. The activity ratio is significantly lower during the day. There are no significant differences between dawn, dusk, and night. Also, the activity ratio tends to increase as the water temperature rises.....	61
Table 5. Subsets of tested models (n = 15) showing the three models with the lowest -2 log-likelihood and AIC values. The model including only the water temperature as explanatory variables has the lowest AIC score and therefore was selected as the best model.....	63
Table 6. Summary of the best model for the full dataset, which included water temperature as the only explanatory variable. Activity ratio tends to increase as the water temperature rises.....	64
Table 7. Summary of the second-best model for the fording model, which includes water temperature as well as the discharge and the interaction between both variables.....	64
Table 8. Summary of the third-best model for the fording model, which includes frequency of fording and water temperature as fixed variables.....	64

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AR	Activity ratio
ATV	All-terrain vehicle
EFT	Engineered ford crossing
PIT	Passive integrated transponder
RADF	Règlement sur l'aménagement durable des forêts
RFID	Radio frequency identification
RMP	Restricted-movement paradigm
TAG	Traverse à gué
TTOG	Tuyau de tôle ondulée galvanisée
VTT	Véhicule tout-terrain

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte et problématique

Depuis l'industrialisation, le paysage québécois s'est grandement modifié. Les espaces verdoyants et sauvages ont cédé leur place aux édifices et aux terres agricoles. Les villes qui autrefois avaient des limites bien définies s'étendent aujourd'hui à coup de banlieues. L'homme induit des changements dans son écosystème plus rapidement que la capacité d'adaptation de ce dernier. Par conséquent, cette expansion fulgurante favorise l'augmentation du nombre d'interactions entre les humains et la faune (Jackson, 2000; Seiler, 2003; Nyhus, 2016).

L'industrie forestière constitue un exemple typique de l'impact des activités anthropiques sur la faune. Pour exploiter les ressources forestières, il est inévitable de construire des voies d'accès au territoire. Ainsi, c'est plus de 400 000 km de chemins forestiers qui sillonnent les forêts québécoises (Paradis-Lacombe, 2018). De surcroît, lors de la construction de ces chemins, il est nécessaire de prévoir des traverses de cours d'eau tel que des ponts ou des ponceaux, ces derniers étant largement répandus (Prévost et al. 2002). Lorsque les chemins sont régulièrement utilisés, le Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) stipule que la personne qui utilise le chemin doit s'assurer de l'entretien des ponceaux (MFFP, 2018; Jutras, 2021). Cependant, s'il n'y a aucune utilisation, il s'agit d'un contexte exclu du RADF et personne n'est alors tenu de les entretenir (Jutras, 2021). L'abandon des chemins forestiers à la fin des exploitations étant une pratique courante, beaucoup de ponceaux ne sont pas entretenus à long terme (Jutras, 2021). Grâce à un inventaire terrain et à une extrapolation cartographique sur un territoire de 36 000 km², il a été possible d'estimer que 79% des chemins sont peu fréquentés ou abandonnés (Paradis-Lacombe, 2018). En d'autres termes, tous les ponceaux présents sur ces chemins ne font pas l'objet de réfection ou d'entretien régulier. De plus, le Québec n'effectue aucun suivi de la densité des chemins et des ouvrages qui permettent de traverser les cours d'eau. Il est alors difficile d'évaluer l'impact des ponceaux sur la qualité de l'eau et sur l'habitat du poisson (BFC, 2010).

La dégradation des ponceaux entraîne des répercussions sur la qualité des cours d'eau, mais aussi sur la faune aquatique (Gibson et al. 2005). Le choix des matériaux affecte la durée de vie des ponceaux et les deux matériaux les plus fréquemment utilisés sont les tuyaux de tôle ondulée galvanisée (TTOG) et ceux en polyéthylène. Les ponceaux de TTOG ont une durée de vie d'environ 25 ans, lorsque correctement installés (Paradis-Lacombe, 2018). Ceux en polyéthylène sont réputés plus résistants à la corrosion, avec une durée de vie de 50 à 100 ans (Paradis-Lacombe, 2018). Néanmoins, lors de grandes crues, les ponceaux peuvent tout de même être arrachés et injecter des sédiments dans le cours d'eau (Pyles et al. 1988; Foltz et al. 2008). De plus, lorsque les ponceaux s'obstruent par une accumulation de débris ou s'ils s'effondrent lorsque la durée de vie des matériaux est dépassée, la libre circulation du poisson est menacée (Gibson et al. 2005; Bouska et al. 2010; Paradis-Lacombe, 2018). Il en résulte alors une fragmentation du système fluvial. Les poissons n'ont plus accès aux différents habitats nécessaires pour combler les besoins de leur cycle de vie tels que de s'alimenter, se reproduire ou encore trouver un abri. Cela a des effets négatifs sur les espèces aquatiques puisque l'accès restreint mène à la perte d'habitat (Warren Jr et al. 1998; Januchowski-Hartley et al. 2013; Diebel et al. 2015) et ultimement à l'extinction de certaines populations (Torterotot et al. 2014; Olivieri, 2016).

Considérant le fait que les routes sont essentielles, il est important d'évaluer leurs impacts écologiques et d'apporter les modifications nécessaires. Dans le cas des chemins à faible utilisation, une alternative permettant de contrer la fragmentation des habitats due aux ponceaux défectueux consiste à démanteler ceux-ci à la fin de l'exploitation forestière puis de les remplacer par des **traverses à gué aménagées** (TAGs). Une **traverse à gué** correspond à une portion peu profonde d'un cours d'eau qui permet le passage de véhicules légers directement dans le cours d'eau. Lorsqu'il est question d'une **traverse à gué aménagée**, le lit et les berges du cours d'eau sont stabilisés à l'aide de roches ou de billes de bois (figure 1). Ces TAGs permettent de poursuivre l'entretien occasionnel des sections en repousse, ainsi que la tenue d'activités récréotouristiques liées à la chasse et la pêche sur le territoire; l'objectif étant de limiter l'injection de sédiments en stabilisant la traverse, tout en permettant le libre passage du poisson.



Figure 1. Traverse à gué aménagée et stabilisée avec de la pierre anguleuse © Kathy Pouliot (2019)

Bien que l'étude de Warren Jr et al. (1998) considère les **traverses à gué** comme perméables aux mouvements des poissons, il n'existe pas, à notre connaissance, d'études ayant porté spécifiquement sur l'effet du passage de véhicules motorisés dans le cours d'eau sur le comportement du poisson. Cependant, quelques-unes s'intéressent à l'effet de différentes traverses de cours d'eau sur les mouvements des poissons et sur la connectivité des habitats (Warren Jr et al. 1998; Gibson et al. 2005; Benton et al. 2008; Bouska et al. 2010; Kemp et al. 2010; Diebel et al. 2015). Par conséquent, le projet proposé vise à combler cette lacune en testant l'hypothèse que les **traverses à gué** n'affectent pas le comportement des poissons en rivière. Plus spécifiquement, le projet a pour objectif de quantifier l'effet du passage de véhicules motorisés dans le cours d'eau sur l'activité du saumon atlantique juvénile (*Salmo salar*), une espèce répandue sur le territoire québécois et ayant une importance économique significative¹.

¹ Les retombées économiques annuelles liées à la pêche au saumon au Québec sont estimées à 50 millions de dollars (MFFP, 2016a).

1.2 Revue de la littérature

1.2.1 Utilisation de l'habitat fluvial par le saumon atlantique

L'habitat est une combinaison de caractéristiques physiques et biologiques qui permettent à une espèce de satisfaire à ses besoins en ce qui a trait à l'alimentation, aux abris et à la reproduction (Schlosser, 1991) (figure 2). Selon les espèces, cette mosaïque d'habitats peut être plus ou moins vaste. Le saumon atlantique appartient à la famille des salmonidés et peut avoir un habitat très étendu selon son stade de vie. En effet, cette espèce a un mode de vie anadrome, ce qui implique des migrations saisonnières entre les eaux douces de leur rivière natale et l'océan pour se nourrir, puis un retour à leur rivière pour la reproduction. Il est donc crucial que les saumons puissent circuler librement lors de leurs déplacements en rivière.

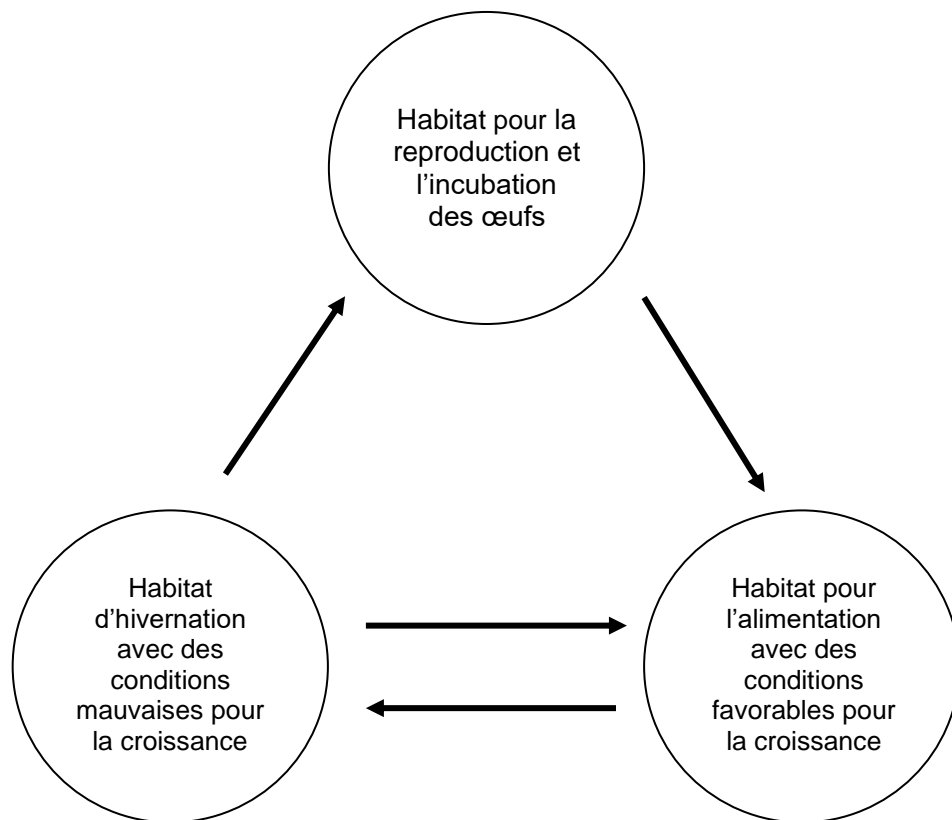


Figure 2. Déplacements effectués par les salmonidés juvéniles en rivière. Figure inspirée de (Schlosser, 1991).

Il est à noter qu'il existe une très grande variabilité au sein des populations de salmonidés quant à la « décision » d'effectuer une migration jusqu'à l'océan ou de rester résident de leur rivière (Flemming et al. 2004). Il y aura migration si les avantages de l'anadromie, comme une croissance plus rapide en mer, une meilleure fécondité des femelles anadromes et un meilleur taux de survie des œufs et des alevins surpassent les coûts d'une mortalité plus élevée en mer (Flemming et al. 1996; Jonsson et al. 2003). Par exemple, chez le saumon, il est possible de retrouver des tacons précoces dans certaines populations (figure 3). Ces derniers, sexuellement matures avant leurs conspécifiques, auront comme avantage de se reproduire sans effectuer un voyage périlleux en mer, bien que leur succès reproducteur soit plus faible.



Figure 3. Femelle adulte et tacon précoce. Tiré du film « Jusqu'à la mer » de Normand Bergeron et Francis Bérubé (2003)

La définition de la migration n'est pas acceptée par tous les biologistes. Cependant, elle sera définie ici selon Dingle et al. (2007) qui propose quatre concepts pour la définir. Premièrement, la migration doit être une activité locomotrice persistante, non distraite et directionnelle. Deuxièmement, elle doit entraîner une relocalisation de l'animal et impliquer des déplacements plus longs que lors d'activités routinières. Troisièmement, il doit y avoir un mouvement saisonnier de va-et-vient. Quatrièmement, il doit y avoir des mouvements de redistribution au sein d'une population spatialement distribuée (Dingle et al. 2007). C'est pourquoi il sera considéré dans ce

mémoire que durant leur stade de vie juvénile en rivière, les saumons effectuent des déplacements journaliers et non des migrations.

Outre pour la migration, les poissons adultes effectuent aussi des déplacements en rivière. Selon le « restricted-movement paradigm » (RMP), les poissons adultes résidents sont sédentaires et se déplacent sur des distances de 20 à 50 m pour assurer leur cycle de vie (Gerking, 1959; Clapp et al. 1990; Smithson et al. 1999; Rodriguez, 2002). D'ailleurs, la majorité des populations non migratrices de salmonidés se déplacent sur des distances qui correspondent au RMP (Rodriguez, 2002). Toutefois, il existe de la variation inter- et intraspécifique puisque certains individus sont beaucoup plus mobiles et se déplacent sur des distances allant parfois au-delà de 300 m (Rodriguez, 2002). Il est alors essentiel de considérer qu'il existe de la variabilité quant à la mobilité des individus d'une population et de permettre la libre circulation des poissons en rivière.

Les poissons lotiques partagent plusieurs caractéristiques quant à leurs patrons d'utilisation de l'habitat (figure 2). Tout d'abord, les individus adultes ont besoin d'un habitat pour la fraie et l'incubation des œufs. Au Québec, les saumons retournent dans leur rivière natale entre mai et octobre selon la région. La fraie a lieu entre octobre et novembre sur un seuil à fond de gravier possédant une profondeur de 0.5 à 3 mètres où il y a un courant moyennement rapide (MFFP, 2016b), souvent situé à proximité d'une fosse. Au printemps suivant, les œufs éclosent et les alevins sortent du gravier lorsque leur sac vitellin est presque ou entièrement absorbé. Ils se dispersent alors dans le courant, occupant communément les seuils peu profonds avec une vitesse d'écoulement modérée. Les alevins appartenant à la même famille ont tendance à rester à proximité les uns des autres et au même endroit après l'émergence. En effet, lors d'expériences de capture-recapture, une bonne proportion des alevins de saumon ont été retrouvés à l'endroit où ils ont été capturés la première fois (Saunders et al. 1964; McCormick et al. 1998). D'une part, cela s'expliquerait par le fait que les alevins sont limités dans leurs mouvements puisqu'ils ne possèdent pas encore la capacité physique nécessaire pour parcourir de longues distances contre le courant. D'autre part, il y a une tendance chez les salmonidés à s'associer avec leurs frères et sœurs pendant un certain temps après l'émergence. Bien que les salmonidés soient territoriaux et ont un comportement agressif envers leurs conspécifiques dès l'émergence, ces comportements sont moins fréquents envers les individus d'une même famille (Keenleyside et al. 1962; Brown et al. 1996). En effet, cela permet d'éviter les coûts associés à la défense du territoire (énergie dépensée et augmentation du risque de prédation) sans compromettre sa valeur sélective indirecte (succès reproducteur d'un membre de sa famille). À l'automne, il a été observé que les alevins se déplacent dans l'habitat des tacons, soit sur un seuil plus profond ou une fosse

(Saunders et al. 1964). Grâce aux observations faites dans plusieurs études, McCormick et al. 1998 ont pu estimer la distance parcourue par les saumons selon leur stade de vie et la saison (figure 4).

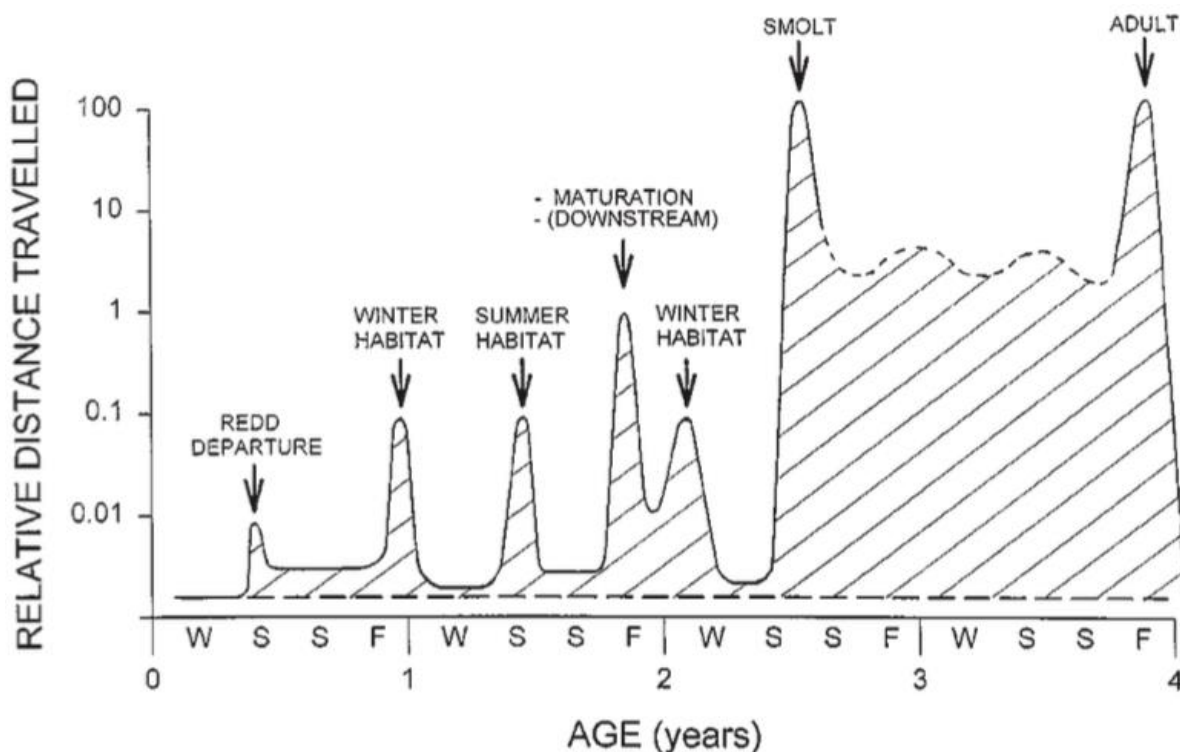


Figure 4. Distances parcourues par des saumons à différents stades de vie et selon les saisons (McCormick et al. 1998).

Après une année en rivière, les alevins deviennent alors des tacons et modifient leurs préférences d'habitat. Ils remontent souvent dans les ruisseaux tributaires de la rivière où ils sont nés et vont y rester jusqu'à la dévalaison (Saunders et al. 1964; Curry et al. 1993; Erkinaro et al. 1998; McCormick et al. 1998). Les tacons de saumons optent alors pour les seuils plus profonds dont la vitesse d'écoulement est plus rapide comparativement aux seuils peu profonds fréquentés auparavant. L'utilisation de l'habitat par les saumons juvéniles est influencée principalement par la profondeur et la taille du substrat (Hedger et al. 2005) et par la vitesse du courant devant le nez (Symons et al. 1978; DeGraaf et al. 1986; Morantz et al. 1987). Les tacons optent pour un habitat qui leur permet d'optimiser l'utilisation de la nourriture disponible tout en limitant les dépenses énergétiques. Par exemple, en déployant leurs larges nageoires pectorales, ils se

maintiennent en place au-dessus d'une roche en générant une portance négative et attendent qu'un insecte dévale dans le courant pour se nourrir. Lorsque la hauteur d'eau diminue, il n'est pas rare de retrouver les tacons dans les fosses adjacentes au seuil. Ils retourneront par la suite sur celui-ci. Cependant, si la fosse est déjà occupée par des ombles de fontaine, les tacons n'y seront pas présents (Saunders et al. 1964; Gibson, 1966; McCormick et al. 1998).

Le comportement des tacons est également plus agressif que lorsqu'ils étaient alevins afin de protéger leur aire d'alimentation et ainsi grossir plus vite. Cela leur permet d'avoir les réserves nécessaires afin de survivre à l'hiver suivant. De plus, ils démontrent une forte fidélité à leur aire d'alimentation (Keenleyside et al. 1962). En effet, Saunders et al. (1964) ont observé qu'un tacon perturbé quitte momentanément, puis revient au même endroit lorsque la perturbation est terminée.

À l'approche de l'hiver, les tacons se déplacent afin de trouver leur abri d'hivernage qui consiste en des roches plus grossières. Ils restent cachés dans les interstices durant le jour afin de minimiser les risques de prédation alors que leur réponse aux stimuli est grandement diminuée par les températures très froides de l'eau (Gibson, 1978; McCormick et al. 1998; Ménard, 2005). Ils sortent de leur abri durant la nuit et se déplacent alors pour se nourrir.

En général, les salmonidés sont plus actifs aux périodes crépusculaires et la nuit pour tirer avantage de la disponibilité accrue de nourriture (Mookerji et al. 2004; Orpwood et al. 2006). Durant l'été, il n'est pas rare que les salmonidés se déplacent sur plusieurs centaines de mètres vers des eaux plus froides (refuge thermique) lorsque la température moyenne de l'eau augmente et dépasse leur tolérance thermique (Gibson, 1966; Dugdale et al. 2015). S'il y a des changements dans la vitesse d'écoulement, de la température de l'eau ou encore dans la profondeur d'eau, les individus cherchent à changer d'habitat pour se retrouver dans un environnement plus favorable (Symons et al. 1978; Clapp et al. 1990; Jackson, 2003). Les rivières et les ruisseaux étant des environnements dynamiques, les habitats ainsi que leur qualité changent fréquemment.

1.2.2 Accoutumance et sensibilisation

Les interactions entre la faune et les humains augmentent de plus en plus. Que ce soit en lien avec l'agriculture, les activités récréatives ou l'expansion des villes, les activités anthropiques empiètent sur les habitats fauniques et imposent des changements sur les comportements et les déplacements des espèces. Plusieurs caractéristiques des animaux peuvent influencer leur réponse à un stimulus humain comme l'âge, le sexe, l'espèce et les expériences antérieures (Bejder et al. 2009). De ce fait, l'étude et l'interprétation des effets anthropiques sur le comportement animal deviennent très complexes.

Deux processus importants sont à considérer lorsque le comportement de la faune est étudié en relation avec les activités anthropiques : l'accoutumance et la sensibilisation (Bowles, 1995; Reimers et al. 2006). Lorsqu'un animal s'accoutume à un stimulus routinier et inoffensif, ses réactions physiologiques face à ce dernier diminuent ou cessent. Il s'agit d'une réponse comportementale qui n'implique pas de fatigue sensorielle ni motrice à la suite d'un stimulus répété (Rankin et al. 2009). L'accoutumance évite à l'animal une réponse physiologique coûteuse ne lui rapportant aucun bénéfice plus élevé. Par opposition, la sensibilisation amplifie la réponse comportementale de l'animal à un stimulus répété. Par exemple, un animal s'enfuit plus vite et plus loin lorsqu'il entre en contact avec un certain stimulus. Dans les deux cas, il s'agit d'une forme d'apprentissage en continu (Bejder et al. 2009).

Ainsi, il peut devenir intéressant de développer l'un ou l'autre de ces comportements chez un animal dans le domaine de la gestion faunique. La force du stimulus est très importante si l'objectif est d'accoutumer un animal à des activités anthropiques. En effet, un animal s'accoutume plus rapidement à un stimulus faible et à fréquence élevée (Thompson et al. 1966). Cependant, si le stimulus cesse pour un certain temps, la réponse normale de l'animal reviendra et il perdra, en partie ou totalement, son accoutumance (Thompson et al. 1966; Rankin et al. 2009).

Il est aussi possible de vouloir diminuer les interactions humain-faune en sensibilisant les animaux aux humains. Par exemple, pour éviter que les éléphants ne viennent piétiner les champs des agriculteurs au Kenya, une technique a été développée pour tenir les éléphants à l'écart. Les agriculteurs ont installé des barrières composées de ruches d'abeilles. Puisque les éléphants craignent de se faire piquer sur leur trompe très sensible, ils évitent le secteur et s'enfuient lorsqu'ils entendent le son des abeilles (King et al. 2009).

Cependant, il ne faut pas mélanger accoutumance et tolérance qui sont la résultante de deux mécanismes différents. Un animal peut sembler accoutumé à un stimulus alors qu'en réalité, il a subi un changement physiologique qui lui permet de tolérer le stimulus. La tolérance est définie par Nisbet (2000) comme étant « l'intensité de la perturbation qu'un individu tolère sans réagir d'une manière définie ». La tolérance à un stimulus peut être mesurée instantanément pour décrire l'état d'un animal à un moment précis alors que l'accoutumance est un processus d'apprentissage à long terme. La tolérance permet à un animal de s'approcher des humains sans réagir fortement ou s'enfuir. Cela revient à évaluer les coûts et les bénéfices entre rester à proximité d'un lieu perturbé ou se déplacer. Dans le scénario le plus simple, l'animal tolère la perturbation jusqu'à ce que les coûts de la tolérance dépassent les coûts de se déplacer afin de trouver un autre habitat de qualité (Bejder et al. 2009). Dans la réalité, il s'agit d'un processus décisionnel plus complexe. Certains individus sont moins tolérants et vont quitter un endroit perturbé plus rapidement que d'autres. De plus, ceux qui décident de se déplacer doivent avoir la condition physique et les réserves énergétiques nécessaires pour le faire. Si la perturbation a lieu dans un endroit critique pour l'espèce tel un site de mise bas, les individus n'ont pas d'autres choix que de rester. Le manque d'expérience chez les jeunes adultes pour discerner un habitat de qualité peut aussi avoir un impact sur la perspective de tolérance d'un individu restant à proximité d'une perturbation.

Selon Bejder et al. (2009), il existe quatre scénarios qui peuvent correspondre à une situation d'accoutumance. Premièrement, un individu doit apprendre à ne pas répondre à un stimulus répété sur une longue période pour démontrer une forme d'accoutumance comportementale. Il s'agit du seul scénario qui prouve réellement l'accoutumance.

Deuxièmement, comme mentionné plus haut, le déplacement des individus moins tolérants avant le début d'un intervalle d'étude biaise les résultats et laisse penser que ce groupe a une forte tolérance. Troisièmement, si un individu a subi des troubles physiologiques, ce dernier apparaît alors accoutumé à un stimulus répété. Par exemple, un animal qui a perdu l'audition à la suite de l'exposition à des sons très forts. Ce dernier ne réagira pas à un stimulus sonore puisqu'il a perdu de sa capacité auditive (Blumstein, 2016). Quatrièmement, des facteurs écologiques peuvent être en jeu, comme dans le cas où il n'y a pas d'autres habitats adéquats disponibles à proximité afin d'éviter la perturbation.

1.2.3 Réponse comportementale des poissons face à des perturbations anthropiques

Embarcation nautique

À notre connaissance, il n'existe aucune étude qui porte sur l'effet du passage de véhicule motorisé terrestre sur le comportement du poisson en rivière. Cependant, les connaissances sont plus approfondies sur leur comportement face à d'autres types de perturbations. Par exemple, la réaction des poissons à une perturbation de l'écoulement créée par un bateau à moteur est similaire à celle provoquée par l'approche d'un prédateur (Bleckmann et al. 2009; Jacobsen et al. 2014). L'individu aura tendance à accélérer sa vitesse de nage et à libérer davantage d'hormones de stress comme le cortisol (Jacobsen et al. 2014). De ce fait, la dépense en énergie augmente due à une réponse d'attaque ou de fuite (fight or flight). Dans les deux cas, le rythme cardiaque et la fréquence respiratoire augmentent (Brown et al. 2005). Les coûts énergétiques sont très importants si cette situation arrive à répétition. Cela diminue aussi la valeur sélective et la survie des poissons puisque ces derniers consacrent moins de temps à d'autres activités comme la recherche de nourriture, la sélection d'un partenaire ou encore la défense du territoire (Brown et al. 2005; Jacobsen et al. 2014; Simpson et al. 2016). Cela a été observé chez le gardon (*Rutilus rutilus*), où les individus ont augmenté de façon significative leur vitesse de nage en présence d'un bateau à moteur, et ce pour toute la durée de la perturbation (Jacobsen et al. 2014).

Une autre étude s'est concentrée sur la réponse cardiovasculaire de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) face à la présence d'une embarcation, le système cardiovasculaire étant un très bon indicateur de la réponse au stress (Cooke et al. 2003). Durant l'étude, trois types d'embarcations ont été testés, soit un bateau à moteur conventionnel, un moteur électrique et une pagaie pour simuler un canot. Pour tous les traitements, la fréquence cardiaque des poissons était élevée, ce qui reflète une réponse au stress. Bien que la réponse fût la même pour les trois types d'embarcations, l'intensité de celle-ci variait. Le plus grand changement physiologique eut lieu à la suite de l'expérience avec le moteur conventionnel, avec une augmentation de la fréquence cardiaque de 67%. Le plus faible changement a été observé lors de l'expérience avec la pagaie, où la fréquence cardiaque n'a augmenté que de 27% seulement, tandis que l'expérience avec le moteur électrique était mitoyenne avec une augmentation de la fréquence cardiaque de 44%. Dès lors, il est possible de constater que le changement de la fréquence cardiaque semble corrélé avec l'intensité du bruit émis par chacune des embarcations. Par

ailleurs, le temps de récupération complète était directement relié à la réponse cardiaque. Une réponse plus élevée demandait un temps de récupération plus long, ce qui entraîne en une dépense énergétique plus importante. Inversement, la récupération était beaucoup plus rapide lors de l'expérience avec le canot.

La présence d'embarcations peut aussi avoir un impact sur la défense du nid, comme c'est le cas chez le crapet long (*Lepomis megalotis*) (Mueller, 1980). Chez cette espèce, le mâle a le rôle de défendre le nid contre les prédateurs. Normalement, un mâle qui protège son nid attaque les intrus sur son territoire. Lors du contrôle, les mâles chassaient immédiatement un prédateur sur son territoire. Cependant, lorsqu'une embarcation se déplaçait à une vitesse élevée, le mâle devenait plus réticent à pourchasser le prédateur. Même lorsqu'une embarcation passait à proximité à faible vitesse, le mâle quittait plus longtemps et plus souvent son nid afin de trouver un refuge. Ces absences prolongées rendent donc le nid plus vulnérable à la prédation des œufs.

Bruit anthropique

Le bruit anthropique est un facteur important qui affecte le comportement du poisson. En effet, les poissons utilisent leur audition pour obtenir des informations sur leur environnement (Scholik et al. 2002) et plusieurs espèces aquatiques utilisent la communication acoustique dans l'eau (Radford et al. 2014). Le principal organe responsable de l'audition chez les poissons est l'oreille interne. Elle est située dans la cavité crânienne et sa structure ressemble aux vertébrés terrestres (Slabberkoorn et al. 2010). Bien que la plupart des études sur le sujet portent sur les mammifères et les oiseaux, certaines commencent à s'intéresser aux poissons, qui représentent plus de la moitié des vertébrés sur Terre (Hawkins et al. 2014). Il a été documenté que ce sont plus de 800 espèces appartenant à 100 familles différentes qui ont la capacité de produire des sons (Radford et al. 2014).

Le son se propage efficacement dans l'eau, soit cinq fois plus vite que dans l'air et peut donc être entendu à des kilomètres de sa source. Ainsi, au courant de l'évolution, la capacité auditive des poissons osseux s'est grandement diversifiée. Certains sont restés des généralistes quant à l'audition, comme les salmonidés et les perches et peuvent détecter uniquement les basses fréquences (<1 kHz) (Hawkins et al. 1978; Amoser et al. 2005). À l'opposé, des espèces se sont spécialisées comme les carpes et les poissons chats et sont capables de détecter une plus grande gamme de fréquences (Amoser et al. 2005). Cette spécialisation est souvent associée à des poissons vivants dans des habitats plus silencieux comme les lacs, l'océan et les eaux avec

un écoulement lent (Amoser et al. 2005). En effet, c'est uniquement dans ce type de milieu qu'une ouïe plus développée est utile et augmente la survie. Les bruits provenant d'activités anthropiques comme les bateaux à moteur peuvent donc nuire à la communication acoustique des poissons de deux façons, soit par le masquage de sons ou bien par une augmentation du seuil auditif des poissons à la suite d'expositions prolongées à de forts bruits.

1.2.4 Effet des routes sur le comportement faunique

Faune terrestre

Les routes influencent la faune de plusieurs façons : elles augmentent la mortalité d'animaux lors de la construction des routes et lors de collisions avec des véhicules, altèrent l'environnement physique et chimique, favorisent l'expansion des espèces exotiques envahissantes et diminuent le nombre d'habitats ou réduisent l'accès à ceux-ci. Finalement, elles modifient le comportement de la faune (Trombulak et al. 2000) via cinq mécanismes : le déplacement du domaine vital, la modification des mouvements, l'altération du succès reproductif, de la réaction de fuite et de l'état physiologique (Trombulak et al. 2000). Ces changements ont lieu puisque les routes créent un effet de barrière aux mouvements de la faune. En plus d'être responsables d'accidents mortels et d'être un obstacle physique, les routes sont une grande source de perturbations pour la faune (Seiler, 2003). L'un des perturbateurs les plus associés aux routes est le bruit. À long terme, le bruit peut induire une réponse de stress chez les animaux (Bowles, 1995; Babisch, 2008). D'ailleurs, il a été observé que la faune a tendance à éviter les zones bruyantes (Bowles, 1995; Jackson, 2000). Ce comportement a été particulièrement étudié chez le caribou (*Rangifer tarandus*) (Klein, 1971; Reimers et al. 2006) et le grizzli (*Ursus arctos horribilis*) (McLellan et al. 1988). Par exemple, le grizzli déplace son domaine vital à l'écart des réseaux routiers denses. Dans le cas du caribou, il évite les habitats près des routes ou les fréquentera moins souvent que les habitats non perturbés. Il a été observé dans une étude que le trafic routier est le facteur principal influençant les déplacements du caribou (Reimers et al. 2006).

Les routes n'ont cependant pas toutes les mêmes caractéristiques et certaines vont influencer davantage les déplacements de la faune. L'intensité du trafic ainsi que la vitesse des automobiles semblent avoir la plus grande influence (Seiler, 2003). La largeur de la route, les accotements, le comportement de l'animal et sa sensibilité aux perturbations influencent aussi l'effet de barrière

(Seiler, 2003). Ainsi, une route étroite avec peu de trafic est plus perméable aux mouvements fauniques qu'une artère principale. L'autoroute est quant à elle une barrière quasi totale. Par exemple, l'ours noir (*Ursus americanus*) ne traverse pas d'autoroutes, mais traverse des routes aux dimensions plus réduites et avec une densité de trafic plus faible (Brody et al. 1989).

Dans certains cas, les routes peuvent avoir un effet bénéfique, comme c'est le cas pour le loup gris (*Canis lupus*), qui tire profit des chemins forestiers après l'exploitation (Lesmeries et al. 2012). En effet, à la suite des récoltes, la matrice forestière résultante offre un habitat favorable à ses proies comme l'orignal (*Alces alces*) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) (Johnson et al. 1995; Potvin et al. 2005). De plus, les loups utilisent les chemins pour faciliter leurs déplacements (James et al. 2000; Lesmerises et al. 2012).

Les sentiers pédestres exercent également une influence sur le comportement de la faune. Par exemple, les résultats d'une étude menée sur l'effet de la présence humaine dans les sentiers sur le comportement des femelles caribous démontrent que le statut reproducteur et la perception du risque de prédation sont deux facteurs importants qui régissent le comportement (Lesmerises et al. 2017). En effet, la présence de randonneurs a eu un effet sur toutes les femelles, mais la réaction était différente selon la présence ou non d'un petit. Les femelles seules sont plus vigilantes près des sentiers et diminuent le temps alloué à l'alimentation. Au contraire les femelles avec des petits diminuent leur vigilance et profitent de la présence des randonneurs dans les sentiers qui éloignent les prédateurs. Elles peuvent donc allouer cette énergie à allaiter leurs petits.

Faune aquatique

De nombreuses recherches se concentrent sur l'apport des sédiments dans l'eau provenant des routes et leurs impacts sur le poisson. Il est important ici de différencier deux termes, soit la sédimentation et la turbidité. En premier lieu, la sédimentation est le processus par lequel les particules fines provenant de matériel érodé sont en suspension dans l'eau, mais vont éventuellement se déposer sur le substrat lorsque les vitesses d'écoulement et la turbulence vont diminuer (Henley et al. 2000). Des particules plus grosses sédimenteront presque immédiatement. En second lieu, la turbidité est définie comme étant des particules en suspension et des substances organiques et inorganiques dissoutes dans l'eau et ayant une influence sur la couleur et la transparence de celle-ci (Henley et al. 2000).

Les routes contribuent à dégrader les habitats présents en augmentant la concentration de matières en suspension dans l'eau, ce qui vient changer le substrat en aval du passage (Jackson, 2003). Lors d'une étude menée par Chin et al. (2004), les bassins ayant été perturbé par le passage d'un véhicule tout-terrain (VTT) contenaient significativement plus de particules fines et de sable que ceux n'ayant pas subi de perturbation. Dans une étude menée en Alaska sur l'apport de sédiments à la suite de passages en VTT dans un passage à gué, les résultats ont démontré que cet apport dépendait de la topographie, de la végétation et du sol (Rinella et al. 2003).

L'apport de sédiments a de nombreux impacts sur les cours d'eau, et ce à tous les niveaux trophiques. À la base de la chaîne alimentaire, la productivité primaire est diminuée à cause de la turbidité qui limite le passage de la lumière (Lloyd et al. 1987). De plus, les sédiments peuvent venir créer un effet d'abrasion, érodant les algues qui sont une source d'alimentation pour les invertébrés. Par ailleurs, les sédiments fins qui se déposent sur le lit du cours d'eau peuvent colmater les interstices entre les sédiments grossiers, réduisant la qualité de l'habitat pour les invertébrés (Henley et al. 2000). De ce fait, leur abondance est réduite puisque leur source de nourriture se fait plus rare. Puisque les invertébrés représentent une source de nourriture pour les poissons, ces derniers se retrouvent avec une abondance de nourriture plus faible. De plus, certaines espèces utilisent leur vision pour s'alimenter, donc leur succès de chasse est diminué (Bruton, 1985). Les sédiments peuvent aussi obstruer les branchies des poissons et diminuer leur performance respiratoire (Bruton, 1985). Finalement, l'exposition à des sédiments serait directement liée à la mortalité chez plusieurs espèces de salmonidés (Newcombe et al. 1996).

Il est connu qu'une trop forte turbidité peut également affecter les poissons juvéniles, en particulier chez les salmonidés. Dans une étude menée en laboratoire, les saumons exposés à des augmentations successives de sédiments en suspension ont démontré des changements comportementaux significatifs (Robertson et al. 2007). Avec l'augmentation des concentrations de sédiments dans l'eau, l'utilisation des abris a diminué et les activités de recherche pour l'alimentation ont augmenté. Cela suggère que la turbidité agit comme un couvert contre la prédation. Néanmoins, puisque les sédiments ne fournissaient pas de nourriture, les poissons ont par la suite diminué leurs activités d'alimentation. De plus, les poissons démontraient une vigilance plus grande et diminuaient leur comportement territorial avec l'augmentation de sédiments. Lorsque la hausse de turbidité est importante, les poissons quittent l'habitat qui leur était jusqu'alors favorable pour émigrer vers des zones moins turbides, mais possiblement de moindre qualité (Sigler et al. 1984).

Un des enjeux les plus préoccupants de la sédimentation est lorsqu'elle a lieu sur les frayères des poissons. Les salmonidés comme le saumon atlantique et l'omble de fontaine sont des espèces particulièrement vulnérables à ce phénomène puisqu'elles utilisent le substrat comme habitat pour incuber leurs œufs. Les sédiments réduisent le taux de survie des œufs en créant un milieu anoxique qui affecte leur développement et empêchent l'évacuation de déchets métaboliques (Tappel et al. 1983; Bruton, 1985). Les très fines particules de la grosseur de l'argile et du limon ont été démontrées comme ayant les effets les plus importants sur les œufs en incubation (Julien et al. 2006). Les sédiments fins qui s'infiltrent dans le substrat tendent à rester plus longtemps en place que ceux déposés à la surface du lit du cours d'eau, augmentant ainsi la durée de leurs effets sur le développement des œufs (Dubé, 2006). De plus, les sédiments fins présents dans les interstices nuisent à l'émergence des alevins, ce qui peut entraîner à court et à moyen terme une diminution du succès reproducteur (figure 5) (Peterson et al. 1981; O'Connor et al. 1998).

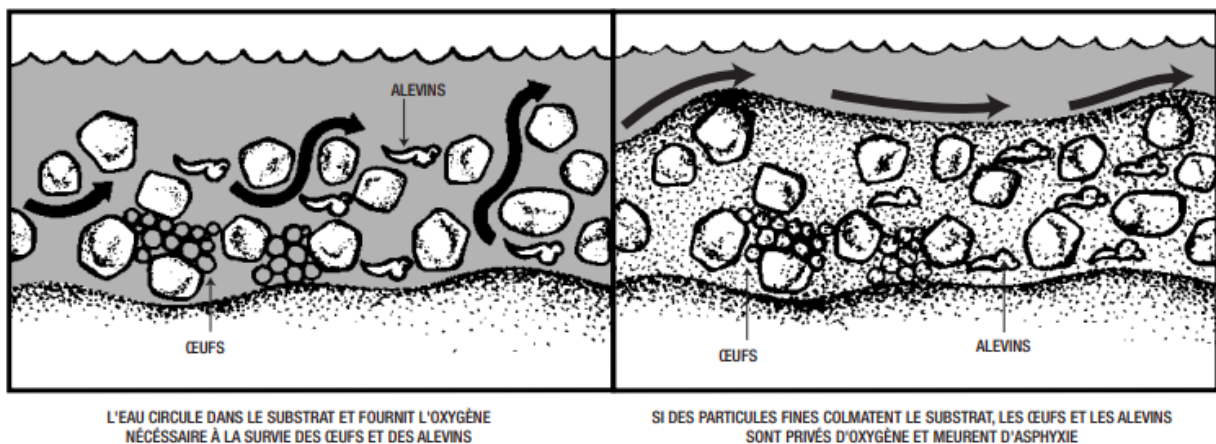


Figure 5. Représentation de l'effet de l'accumulation de particules fines dans les interstices sur la survie des œufs et des alevins (FFQ, 2003).

Certains ont étudié l'effet de différentes traverses de cours d'eau sur les mouvements des poissons (Warren Jr et al. 1998; Benton et al. 2008; Bouska et al. 2010; Diebel et al. 2015). Dans l'étude de Warren Jr et al. (1998), ils ont démontré que les ponceaux et les traverses en dalles de béton diminuaient significativement le nombre de mouvements comparativement aux traverses à gué et aux ponceaux en arche, ces derniers ayant un nombre de mouvements similaire à ce que l'on retrouve en milieu naturel.

Plusieurs caractéristiques des ponceaux peuvent contribuer à créer une entrave aux mouvements des poissons. Ainsi, les dimensions et le choix des matériaux constituant les ponceaux peuvent contribuer à créer une vitesse de courant dépassant la capacité de nage des poissons, une profondeur d'eau trop faible pour permettre la nage, ou encore, dans certains cas, la formation d'une chute à l'extrémité aval du ponceau en raison de l'affouillement du lit (Warren Jr et al. 1998; Gibson et al. 2005; Park et al. 2008; Goerig et al. 2016). Une vitesse de courant excessive est considérée comme étant la cause la plus fréquente d'entrave au mouvement créé par les ponceaux (Fitch, 1995; Warren Jr et al. 1998; Larinier, 2002; Gibson et al. 2005). Warren Jr et al. (1998) ont relevé que les ponceaux et les traverses en dalles de béton diminuaient significativement le nombre de mouvements chez les espèces de poissons et que l'importance de la barrière causée par ces structures est liée au niveau d'altération de l'écoulement de l'eau. Par exemple, parmi tous les types de traverses de cours d'eau étudiées, les ponceaux présentaient les vitesses d'écoulement les plus rapides et enregistraient le moins de mouvements de poissons (Warren Jr et al. 1998; Benton et al. 2008; Bouska et al. 2010; Diebel et al. 2015).

La présence d'une chute à l'extrémité aval d'un ponceau constitue le premier obstacle potentiel au succès de franchissement de celui-ci par un poisson. La capacité de saut d'un poisson d'une taille et d'une espèce donnée déterminera donc si celui-ci est en mesure d'accéder à l'intérieur du ponceau. Une fois entré, le succès de franchissement d'un poisson dépendra des conditions hydrauliques (vitesses de courant, profondeur d'eau) à l'intérieur du ponceau, de sa longueur et de la capacité de nage du poisson. Pour réussir le passage, le poisson doit pouvoir nager plus vite que la vitesse de l'écoulement, et ce pendant une période assez longue pour franchir le ponceau sur toute sa longueur avant de se fatiguer et rebrousser chemin. Si un poisson nage beaucoup plus vite que la vitesse de courant qu'il affronte, il progressera rapidement, mais se fatiguera également plus rapidement, possiblement avant d'avoir franchi le ponceau en entier. Inversement, s'il nage juste un peu plus rapidement que la vitesse de courant dans le ponceau, il se fatiguera moins vite, mais sa progression sera très lente et il se fatiguera possiblement avant d'avoir atteint l'amont du ponceau. Le poisson fait un compromis entre la fatigue et la vitesse de nage, ce qui joue sur sa performance de passage et son succès de franchissement (Castro-Santos, 2005). En général, les plus petits poissons ont un faible succès de franchissement parce qu'ils ne possèdent pas la musculature ou la morphologie nécessaire pour nager dans des conditions difficiles (Goolish, 1991; Bourne et al. 2011). Cette capacité de nage est influencée par des caractéristiques morphologiques comme la forme du rostre, la grosseur de la nageoire pectorale ainsi que la forme du corps (Kieffer et al. 2009; Johnson et al. 2019). Outre la capacité physique, le comportement et la motivation sont deux facteurs importants qui augmentent le

succès de passage. Par exemple, les petits poissons utilisent souvent la rugosité des parois des ponceaux en TTOG pour se reposer là où il y a des vitesses de courant plus faibles et ainsi augmenter leur succès de franchissement (figure 6) (Khodier et al. 2014; Goerig et al. 2016; Duguay et al. 2019). Goerig et al. (2017) ont eux aussi observé qu'en présence de vitesse d'écoulement élevée, les poissons nagent en longeant les parois des ponceaux, là où il y a un ralentissement de l'écoulement.

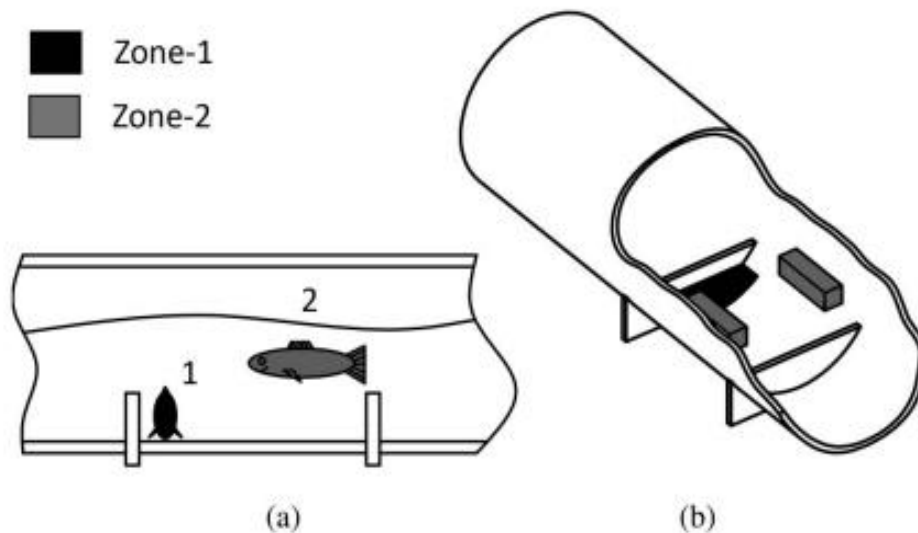


Figure 6. Les déflecteurs dans le ponceau permettent aux poissons de se reposer lors de leur ascension (Khodier et al. 2014).

L'incapacité des poissons à remonter un ponceau et à accéder aux habitats en amont mène à la fragmentation de l'habitat fluvial, qui constitue l'un des effets les plus néfastes causés par les infrastructures humaines puisqu'elle réduit la qualité et la quantité d'habitats disponible (Warren Jr et al. 1998; Januchowski-Hartley et al. 2013; Diebel et al. 2015; Goerig et al. 2016). Le problème est d'autant plus important si des ponceaux infranchissables sont situés dans la section aval d'un cours d'eau, car la totalité de l'habitat en amont devient alors indisponible. Ce sont des lieux privilégiés pour la reproduction et pour la croissance des alevins, tout en offrant souvent des refuges thermiques lorsque les températures s'élèvent dans la rivière principale. De plus, il s'agit d'un enjeu vital puisque cela contraint les poissons à des habitats sous-optimaux, ce qui nuit à leur valeur sélective et à leur survie. Cependant, même si la barrière survient plus en amont, il s'agit tout de même d'un enjeu puisque certaines espèces de poissons comme l'omble de fontaine utilisent principalement les têtes de cours d'eau comme habitat (Jackson, 2003; Kanno et al. 2015).

Ultimement, la fragmentation peut mener à l'extinction de certaines populations (Torterotot et al. 2014; Olivieri, 2016). En effet, les mouvements amont-aval permettent aux populations de rester génétiquement viables. Si les déplacements sont compromis, l'isolement des populations réduit le flux génétique, rendant la population plus vulnérable aux maladies, aux perturbations environnementales et, ultimement, à l'extinction. Selon des modélisations, une population viable génétiquement devrait être constituée d'environ 500 individus, mais ce chiffre tend à être revu à la hausse afin d'assurer une pérennité, soit entre 1 000 et 5 000 (Lynch et al. 1998).

Les deux facteurs de risques qui guettent les petites populations sont la dérive génétique et la dépression de consanguinité (Zimmer, 2014). La dérive génétique est une force évolutive, tout comme la sélection naturelle et la mutation. Une force évolutive a le pouvoir de faire changer la génétique d'une population d'une génération à l'autre. La dérive génétique se définit comme étant une modification stochastique de la répartition et de la fréquence des allèles présents dans une population (Zimmer, 2014). Un goulot d'étranglement, soit une réduction drastique du nombre d'individus dans une population, permet une forte influence de la dérive. Le résultat est donc une perte d'allèles et de diversité génétique. De ce fait, si un allèle délétère reste présent dans la population, il sera plus difficile à purger. Cela peut donc mener à l'augmentation d'un trait phénotypique défavorable. Pour ce qui est de la dépression de consanguinité, il s'agit d'une réduction de la valeur sélective d'une population due à la reproduction entre individus étroitement apparentés. La consanguinité fait apparaître davantage de caractères récessifs délétères dans une population. L'immigration d'individus provenant d'autres populations génétiquement différentes permet de contrer ces effets en partie.

1.2.5 Traverses à gué

Puisque les ponceaux nuisent aux mouvements des poissons, une alternative envisagée est de remplacer les ponceaux des chemins à faible utilisation par des traverses à gué. Une TAG est une infrastructure routière, aménagée ou non, qui permet le passage directement dans le lit du cours d'eau. L'aménagement d'une infrastructure confère comme avantage de stabiliser les berges et ainsi limiter l'apport de sédiments dans l'eau lors du passage des véhicules. Les TAGs permettent aussi de conserver la plupart des caractéristiques naturelles du cours d'eau. En effet,

comparativement aux ponceaux, les TAGs n'entravent pas la circulation de l'eau, même lors des crues, et devraient en théorie permettre le libre passage des poissons. Elles permettent aussi un accès au territoire pour les activités récréotouristiques comme la chasse et la pêche ainsi que pour l'entretien des chemins. Quoiqu'il soit, il est interdit d'en construire sur les terres publiques du Québec pour le moment (MFFP, 2018). À notre connaissance, peu de littérature s'intéresse à l'effet des traverses à gué sur le comportement du poisson. Toutefois, certains ont commencé à étudier les TAGs afin de déterminer s'il s'agit d'une alternative viable aux ponceaux. Une étude sur la méthode de conception des TAGs pour des cours d'eau en milieu forestier a permis de conclure que ce type de traverse nécessite de la pierre anguleuse et l'utilisation d'un géotextile lorsque le site est argileux (Larocque, 2020). De plus, il est recommandé de procéder aux travaux lorsque le débit est bas (Larocque, 2020). L'apport de sédiments fins lors de la construction des TAGs a également été étudié (Gilbert et al. 2021). Bien que l'apport de sédiments soit inévitable lors de la construction de ces ouvrages, il est négligeable en comparaison à celui provenant d'un ponceau défaillant non entretenu. Ces résultats suggèrent que les TAGs seraient une alternative bénéfique pour l'environnement dans un contexte de chemins à faible utilisation.

2 IMPACT OF MOTORIZED VEHICLE CROSSINGS ON THE BEHAVIOUR OF JUVENILE ATLANTIC SALMON IN A BOREAL STREAM

Impact des passages en véhicule motorisé sur le comportement du saumon atlantique juvénile dans un ruisseau boréal

Auteurs :

Audrey-Anne Grenier, INRS
Elsa Goerig, Harvard University
Normand Bergeron, INRS

Titre de la revue ou de l'ouvrage :

Le manuscrit n'a pas encore été soumis.

Contribution des auteurs :

Normand Bergeron et Elsa Goerig ont conçu le design expérimental. Audrey-Anne Grenier a procédé à la récolte avec l'aide d'Elsa Goerig. Les trois auteurs ont participé au traitement et à l'analyse des données, à l'interprétation des résultats et à la rédaction du manuscrit.

2.1 Abstract

Because culverts are often not maintained, they frequently act as barriers to fish movements. Thus, ford crossings are considered an alternative solution to culverts for low-traffic roads. However, crossing directly into the stream could impact fish behaviour and habitat selection immediately and in the long term. To study the possible effect of fording on fish behaviour, 228 salmon parr were captured by electrofishing and fitted with an internal PIT tag of 12 mm (total fish length TL < 94 mm) or 23 mm (TL > 94 mm). They were then released in a 9 m width boreal stream. Fish movements were recorded from a grid of stationary flatbed RFID antennas previously installed on both sides of the ford. All-terrain vehicle (ATV) fordings were made at 15- or 60-minute intervals over 3-hour periods, twice daily. One trial consisted of a 24-hour pre-control, four days of fordings, and a 3-day post-control. During the summer, a total of four trials were performed. The use of linear mixed models determined that fish movements were not significantly influenced by ATV passages. Environmental conditions, however, had a strong influence on fish daily movements. Fish tended to be more active when the water temperature increased. Moreover, fish were much less active during the day than at night or at crepuscular periods. The results of this research will contribute to inform decision-making to improve the management of road infrastructure and the biodiversity and ecological integrity of aquatic environments.

2.2 Introduction

Since the beginning of industrialization, anthropogenic activities have been increasingly encroaching upon wildlife habitats. This often results in habitat fragmentation, defined as the transformation of a large habitat area into smaller, isolated habitat patches (Wilcove et al. 1986; Lord et al. 1990). To reach the different habitats required to meet their life cycle needs, such as feeding, breeding, or sheltering, animals must move varying distances depending on habitat heterogeneity (Warren Jr et al. 1998; Jackson, 2003; Januchowski-Hartley et al. 2013; Diebel et al. 2015). Water temperature, substrate, flow velocity, water depth, and light are important habitat characteristics for young salmon (Armstrong et al. 2003). Habitat fragmentation causes less connected habitats, thus requiring greater energy expenditure for individuals to meet their needs, which may decrease their fitness (Ziv et al. 2019). Ultimately, habitat loss due to fragmentation

can lead to a loss of genetic diversity or even the extinction of some populations (Torterotot et al. 2014; Olivieri et al. 2016). Habitat fragmentation is viewed as one of the most detrimental effects of human infrastructure for species conservation and biodiversity (Franklin et al., 2002). One of the main causes of fragmentation is the development of roads because of the barrier effect they create on wildlife movement. In addition to fragmenting habitats for terrestrial wildlife, roads impact habitat connectivity for aquatic species. Culvert installation is a common type of road crossing for small streams as it is more cost-effective than a bridge. However, culverts can be an obstacle to the free movement of fish. The choice of materials, length, slope, and the presence of a downstream drop are factors that can limit their movement and motivation to pass through the culvert (Gibson et al. 2005; Goerig et al. 2017). Another important factor to consider is that culverts are not always maintained after their installation. As a result, obstruction by debris or washout may occur during flood events. In certain areas such as small streams or shallow rivers, fords could be an alternative to unmaintained culverts. A ford allows someone to cross directly into a stream where the water is shallow either on foot, on the back of an animal, or with a small motorized vehicle. Few studies have focused so far on fording (i.e., ford crossing) impacts on fish movements and behaviour (Warren Jr et al. 1998; Bouska et al. 2010). In both studies, it has been shown that fords had less impacts on small-stream warm water fish movements than other stream crossings such as culverts. The extent of the barrier caused by the studied structures was correlated to the level of alteration of the water flow. Indeed, of all the stream crossing studied, culverts had the fastest flow velocities and recorded the least fish movement. However, more studies are needed before fords can be considered a viable alternative to culverts. Here we present a study on the effects of fording on the daily movement behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a boreal stream. This study aims to investigate the impact of motorized vehicle fordings on the activity level of juvenile salmon present in the stream.

2.3 Methods

The general approach was to monitor the movement and behaviour of PIT-tagged juvenile Atlantic salmon in relation to the fording of an all-terrain vehicle (ATV) across a stream riffle acting as a natural ford. A grid of stationary flatbed RFID antennas was installed at the bed surface of two sections located immediately upstream and downstream from the fording zone.

2.3.1 Study Site

The work was conducted on Xavier Brook, a small tributary of the Sainte-Marguerite River, Québec, Canada (48°2591799 N; 69°5394899 W) (figure 7). The study section was approximately 22 m-long by 9 m-wide. The bed material is in the cobble grain size range with a D50 of 64 mm. Most of the study period corresponded to summer low flows, resulting in water depths varying from 0.1 m over the riffle to 1 m in the deepest area of the study section. Four fish species are present in the stream: Atlantic salmon, brook trout (*Salvelinus fontinalis*), white suckers (*Catostomus commersonii*), and longnose dace (*Rhinichthys cataractae*).

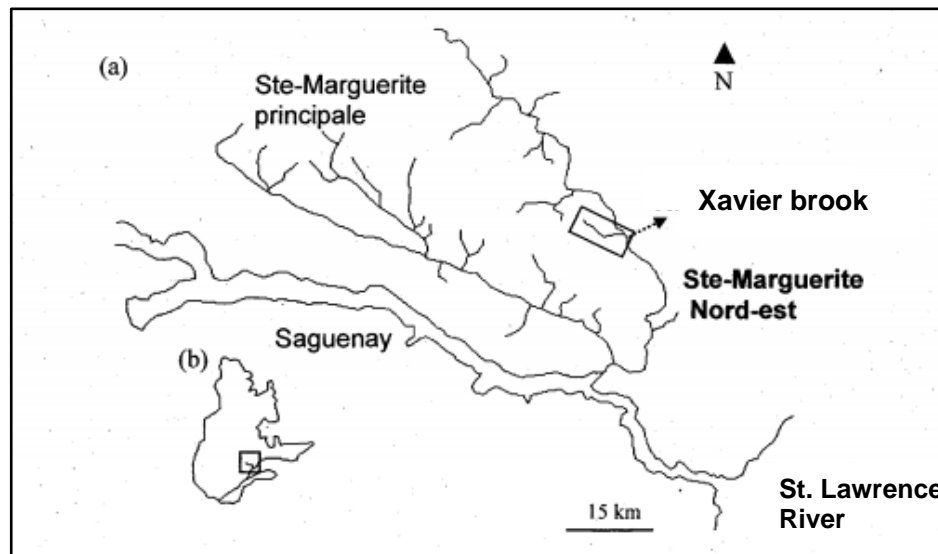


Figure 7. Xavier Brook in Saguenay, Québec (48°2591799 N; 69°5394899 W)

2.3.2 Experimental Design

A total of four trials were conducted from July 24th to September 10th, 2020. A trial comprised three main periods: 1) a 24-48h pre-control period without vehicle passage to allow the fish to recover from handling and disperse themselves on the study site, 2) a four-day treatment period with an ATV crossing the stream at variable frequency, and 3) a three-day post-control period with no ATV passage to allow for monitoring movements during an undisturbed time interval (figure 8). During the treatment period, ATV fordings were made in blocks of 3 hours, one in the morning and one in the afternoon, with a 4-hour pause in between (figure 9). The beginning and end of the fording blocks varied during the summer. The end of the afternoon blocks coincided with the sunset.

One fording consisted of an ATV round trip in the stream (figure 10). Two fording frequencies were investigated: 15 minutes in trials 1 and 2 and 60 minutes in trials 3 and 4. Sunset time, as well as the start and end times of day periods (dawn, day, dusk, and night), were determined for each trial using the R `suncalc` package (Thieurmel et al. 2019) and the geographic coordinates of the study site.

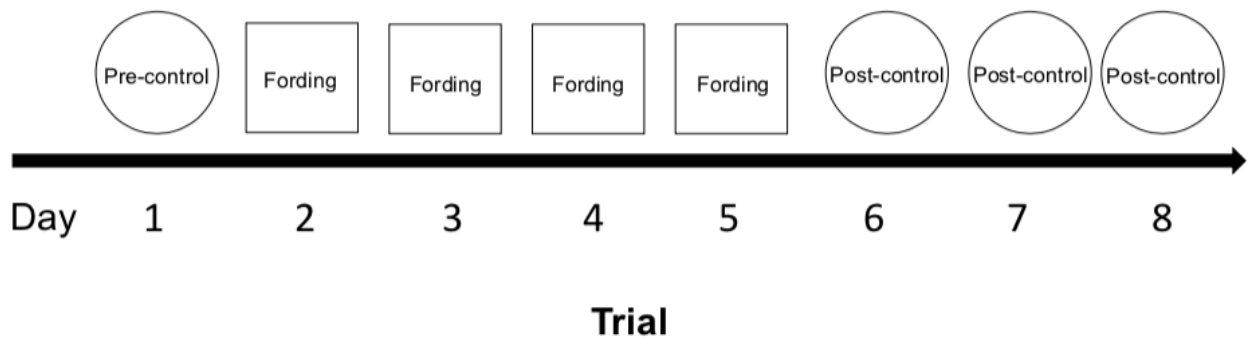


Figure 8. Schedule of a trial which consists of a pre-control, four days of fordings and three days of post-control. Four trials were made during the summer. Pre-control lasted from 24 to 48 hours.

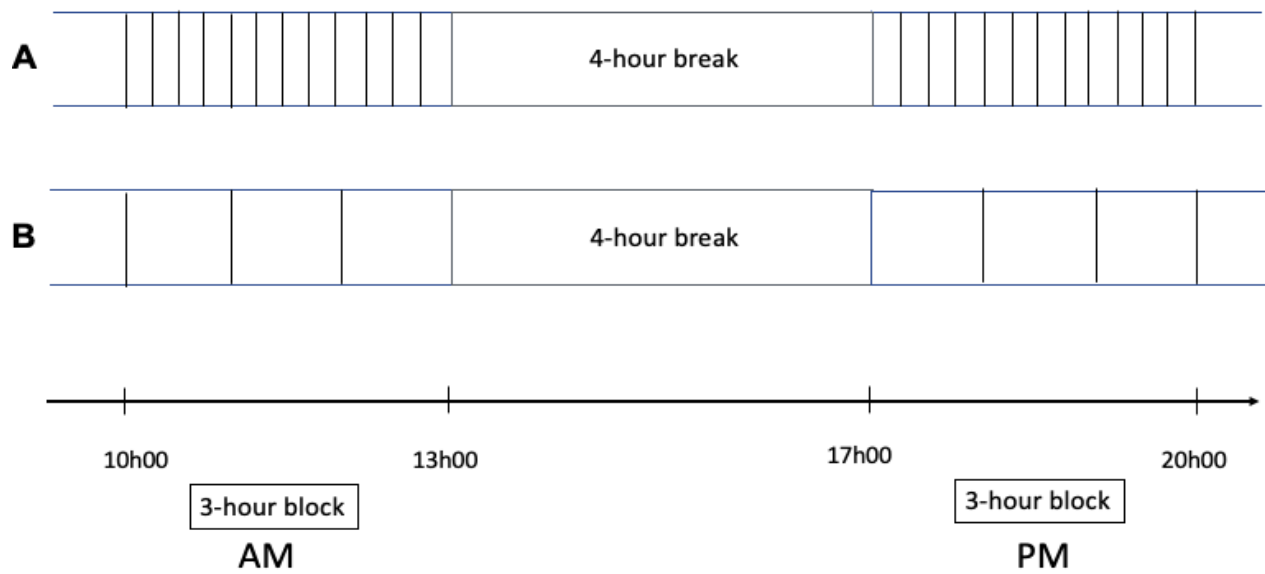


Figure 9. Example of ATV fordings during a fording period. Each vertical line represents a fording. First, a 3-hour block of fordings occurs in AM and a 3-hour block in PM. Then, a 4-hour break is made between the 2 blocks of the day. A) Frequency of fordings every 15 minutes (trials 1 and 2) B) Frequency of fordings every 60 minutes (trials 3 and 4).



Figure 10. ATV fording in the Xavier Brook. The antennas placed on the stream bed are visible in the upstream portion of the ford. © Audrey-Anne Grenier, 2020

2.3.3 Fish Collection and Tagging

Daytime electrofishing (Smith-Root's LR-24 Backpack Electrofisher) sessions were used to catch juvenile salmon 50-500 m upstream of the study site. Voltage and waveforms were adjusted to account for variation in water conductivity and to minimize risks of injury to the fish (DC varying width pulses, voltage range: 750–975 V, frequency: 60 Hz, duty cycle: 30%).

Sampled fish were measured (total length, mm), weighed (wet mass, g), and surgically tagged with half-duplex passive integrated transponders (PIT) tags (Texas Instruments, 12 or 23 mm in length, 2.12 - 3.65 mm in diameter; mass in the air: 0.1-0.6 g; mean tag-to-fish mass ratio: 3,43%). Fish were surgically tagged with half-duplex 12 or 23 mm passive integrated transponders (PIT). Depending on their body length, fish smaller than 94 mm received a 12 mm PIT tag. A 2-3 mm scalpel incision was made on the ventral line, posterior to the insertion of the pectoral fins. The tag was inserted vertically and then pushed towards the caudal fin so that it located itself into the peritoneum, parallel to the body's long axis. A drop of 3M Vetbond Surgical glue was applied to close the incision. After surgery, fish were placed in an oxygenated container until they returned to normal behaviour. They were then transferred to live pens located in the stream for a minimum of 30 minutes and then released on the study site for the pre-control period of the trial: a 24 to 48h period where the fish could recover from handling and disperse on the study site (figure 12). During each trial, the number of fish at the study site decreased with time as the site was opened (figure 11).

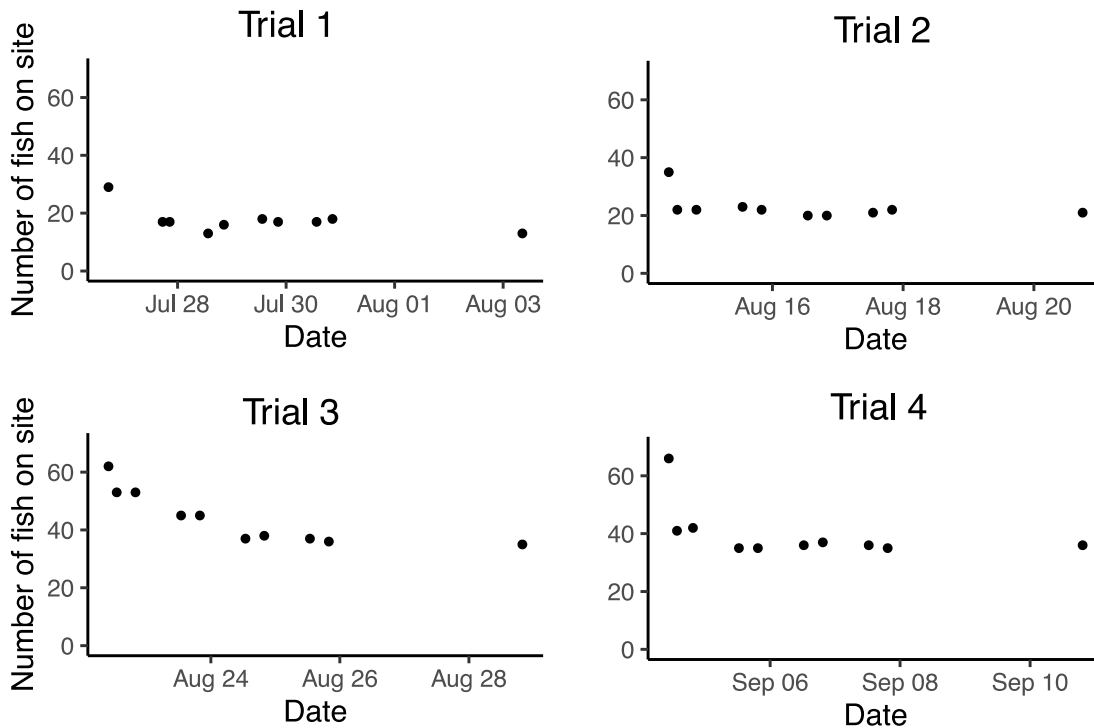


Figure 11. Number of different fish detected at the site during a 24-hour period prior to the end of each passage block and during controls. This number represents the number of fish available on the site at a given moment and is used to calculate the fish activity ratio.

2.3.4 RFID Stationary Flatbed Antennas

An array of 30 rectangular (1.5 m x 1 m) half-duplex PIT antennas synchronized and connected to a control module (Technologie Aquartis, interrogation frequency 1 Hz) powered by solar panels was installed on the stream bed on both sides of the ford (figure 10 and 12). Antennas were slightly embedded in the bed and partially covered by gravel to recreate the natural streambed. The antennas had vertical and lateral detecting ranges of 0,3 m, a relatively small range due to perturbations of the antennas' magnetic field by an abundance of magnetite in bed particles. There were no overlaps in the detection range of the antennas. The centroid of each antenna was georeferenced and calculated by taking a GPS point at each corner of the antenna using a DGPS (Leica Viva GS14). The PIT array allowed us to track the movement of each PIT-tagged fish released on the study site in real time. Due to radio interferences and water-level variations during the study, only 24 antennas were functional during the entire duration of the study and it is these data that were used.

When a fish was detected, the PIT array recorded the tag number, the antenna number, and the time to the nearest 1 s. Detections within 3 s at the same antenna were grouped together, representing discrete exposure to the antenna. This threshold was identified based on the distribution of time intervals between successive detections on the antennas, as in Castro-Santos and Perry (2012). Data were screened for false readings, resulting from simultaneous detections at two antennas. These were very rare and were corrected before processing the data for statistical analysis.



Figure 12. Aerial photo of the study site. The red dots represent the 24 functioning antennas on the study site. The black lines represent the ford. The blue arrow indicates the direction of the current. Fish were released at the two x. © Charles Gignac (2019)

2.3.5 Hydraulic Conditions

Water temperature and water levels were recorded every 30 minutes with a hydrostatic pressure data logger (Onset, HOBO 020-001-04) located 50 m upstream from the study section. At the same location, a stage-discharge relationship was obtained by repeatedly measuring discharge over the study period using an acoustic Doppler velocimeter (SonTek, FlowTracker2). This rating curve was used to reconstruct water discharge at 30 min intervals from the continuous measurements of water levels. Environmental conditions changed between trials as the season progressed (table 1).

Table 1. Summary of water temperature (°C), water discharge (m³/s), and tagged fish during each trial

	Trial 1 July 24 th – Aug. 3 rd	Trial 2 Aug. 12 th – 20 th	Trial 3 Aug. 21 th -28 th	Trial 4 Sept. 2 nd -10 th
Water Temperature (°C)				
Mean	17,9	17,2	14,7	12,9
Min	15,4	13,6	10,5	9,8
Max	21,7	21,9	18,9	16,1
Water Discharge (m ³ /s)				
Mean	2,5	0,9	0,6	0,9
Min	0,4	0,5	0,3	0,4
Max	9,8	2,0	1,2	3,3
Number of tagged fish	40	39	57	50
Mean total length (mm)	99,4	94,5	103,9	104,8
Min total length (mm)	78	73	77	83
Max total length (mm)	123	116	164	137

2.3.6 Statistical Analysis

An analytical approach based on mixed-effects linear models was used to assess the effect of environmental variables and fordings on fish movement behaviour. Statistical analysis was conducted in RStudio with an alpha of 0.05 (R 3.6.3).

Activity Ratio

Fish activity ratio was chosen as an integrative behavioural index describing fish movements induced by the passage of the ATV in the stream. An activity is defined as a fish either arriving or leaving an antenna, or a fish being detected again on the same antenna after having left it for more than three seconds. The activity was calculated as the sum of the individual activities occurring over 5-minute periods. To account for the temporally varying number of fish available in the study area throughout the experiment, an activity ratio (AR) was calculated by dividing the number of activities of a 5-minute period by the number of different fish detected on the site during the last 24 hours before a given block of fordings or control (figure 11).

A nonparametric Kruskal-Wallis test was used to assess the effect of treatments (pre-control, fording, and post-control) on AR since the normality of residuals and homogeneity of variances were not met. When significant differences occurred, a Wilcoxon signed ranks test was used to determine which treatment is different from the others for each trial.

Statistical analyses were performed at three scales: 1) trial, 2) fording blocks, and 3) individual fordings.

1. The trial scale is the broadest and it aims to assess the significant differences between treatments in one trial. The same hour period equivalent to the 3-hour blocks of fording was considered for the pre-and post-control for a better comparison (i.e. morning or afternoon fording sessions).

2. The block scale is the intermediate scale and is focusing on the 3-hour fording blocks. The aim is to assess significant differences in AR during the fordings between the trials.

3. Finally, the finest scale focuses on the fordings themselves and their immediate effects on AR. It compares the AR five minutes before the fording, during the fording and five minutes after.

Model Selection

Two suites of candidate models were built to investigate the effect of fixed explanatory variables on fish activity ratio. Independent fixed explanatory variables included water temperature, water discharge, day period, treatment, and fording frequency (table 2). No significant correlations between the explanatory variables were found. Nested random effects were added to account for unexplained variability linked to observations occurring within the same day and the same trial. Factors of correlation (corARMA) were used due to the temporal autocorrelation in our observations (Pinheiro et al. 2007). The selected models were then tested for autocorrelation, and none remained.

The first model selection was made on the full dataset including the pre-control, fordings, and post-control periods. The frequency of fording was not included as an explanatory variable in this model. The second model selection considered a reduced dataset corresponding only to the fording blocks (3-hour blocks) to determine whether the frequency of fording had an impact on the activity ratio. Because the fording occurred only during the day, the day period was not included as explanatory variables. The treatment was also not included since only one treatment is investigated (fording).

In each case, the best model was selected based on a minimum of Akaike information criterion (AIC) which indicate a better fit for the model. Each candidate model was compared with the one with minimum AIC. Those with a delta AIC (Δ AIC) of less than 4 were considered as receiving substantial support from the data (Burnham & Anderson, 2004). The Akaike weight (wt) of each model was calculated based on the relative log-likelihood of all candidate models and is interpreted as the probability that the model is the best one given the data.

To improve the normality of the residuals, the activity ratio was log-transformed. As this transformation produced some observations with 0, a constant (0.0076) was added. This type of model is particularly useful in longitudinal studies, such as this one, where repeated measurements are made on the same variables (Cnaan et al. 1997).

Table 2. Range of values of the explanatory variables for the construction of the models. The value “no fording” occurred between fordings during the 3-hour blocks.

Explanatory variables	Values
<i>Fixed effects</i>	
Water temperature	9.77-21.95 °C
Discharge	0.28-9.82 m ³ /s
Treatment	Pre-control, fording & no fording, post-control
Day period	Dawn, Day, Dusk, Night
Frequency	0,15,60 min
<i>Random effects</i>	
Trial	1,2,3,4
Day within the trial	1 to 8

2.4 Results

2.4.1 Effect of Environmental Conditions on Activity

Environmental conditions varied significantly over the course of the summer and trials (figure 13). The AR decreased as the season progressed as well as the water temperature. For example, the average AR during trial 1 was 1,1 and peaked at 11,9 while it was on average 0,4 on trial 4 and peaked at 4,6. As for the water temperature, the average value was 17,9 °C in trial 1 and 12,8 °C in trial 4. Within each trial, discharge remained relatively low (mean of 0,79 m³/s for trials 2,3 and 4), except in trial 1 where there was a significant increase in discharge (1,4 m³/s to 9,4 m³/s) from July 30th to August 1st. Other smaller events took place during the other trials, but they never exceeded 3,3 m³/s. The discharge did not appear to have a significant effect on the AR in trials 1 and 2. However, the AR appeared to increase at the end of the peak discharges in trials 3 and 4. The AR also appears to be higher at low discharge (< 1 m³/s) (figure 14).

The AR followed the rhythm of the period of the day and water temperature (figure 13). Indeed, the activity increased at dusk and the marked peaks of activity took place at night and continued at dawn. During trials 1 and 2, the AR was lower in the morning between 5:00 and 13:00 for trial 1 and between 6:00 and 11:00 for trial 2 (figure 16). For trials 3 and 4, the activity ratio was lower throughout the day. For all trials, the AR was higher between 20:00 and 5:00, which generally corresponds to the dusk, night, and dawn periods.

Water temperature followed a sinusoidal shape with a maximum during the day and a minimum at night (figure 13). In trials 1 and 2, peaks in AR occur at warmer temperatures around 20 °C, although there is a peak in Trial 2 at temperatures around 14 °C (figure 15). In trial 3, there is no peak in activity, but the AR is concentrated toward warmer temperatures. For trial 4, the AR is evenly distributed across the recorded temperature values.

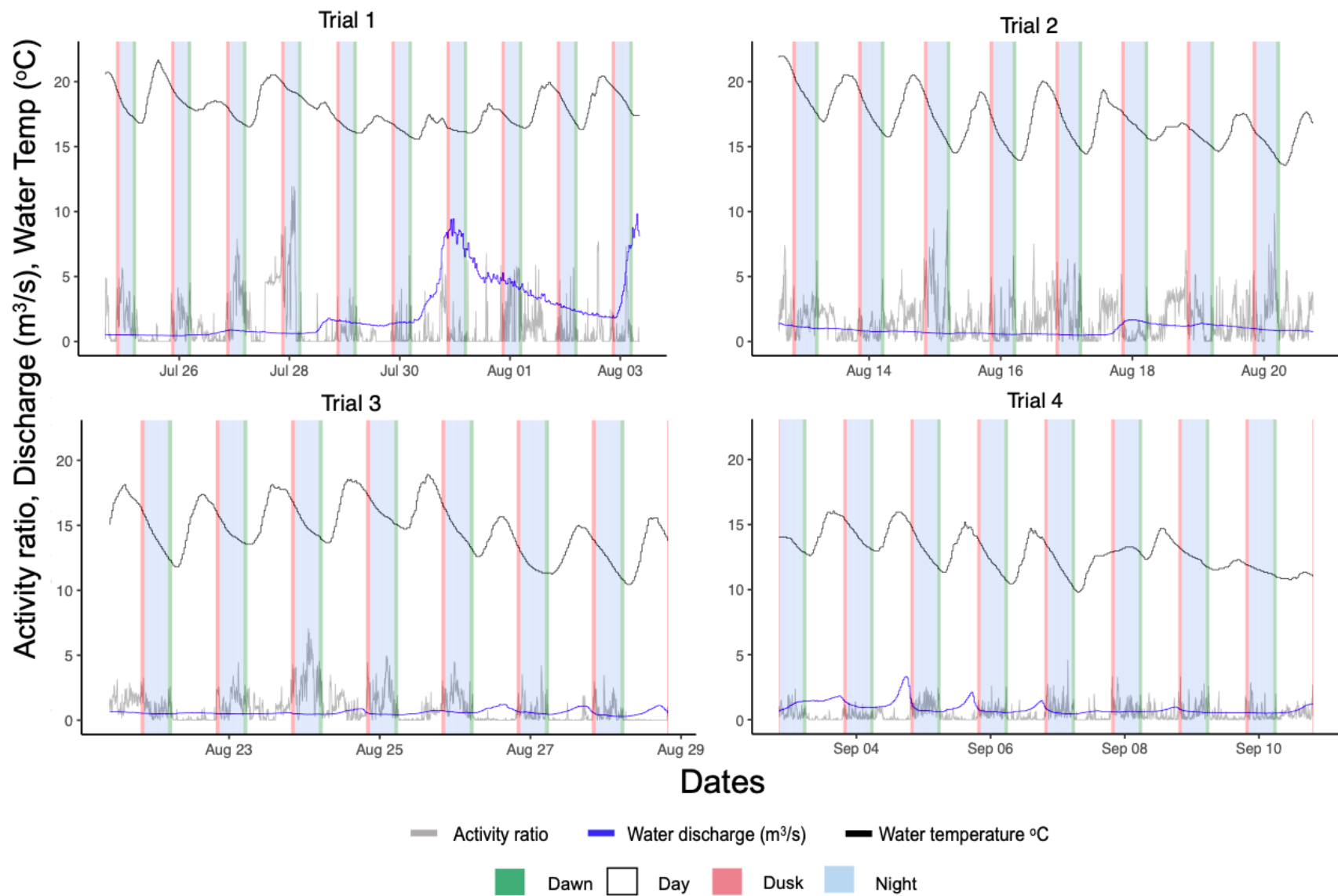


Figure 13. Activity ratio, discharge (m³/s) and water temperature (°C) for each trial and for each period of the day.

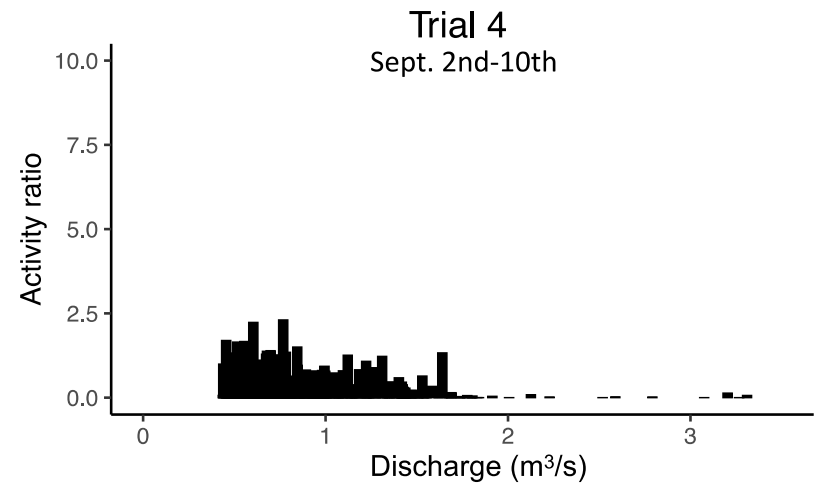
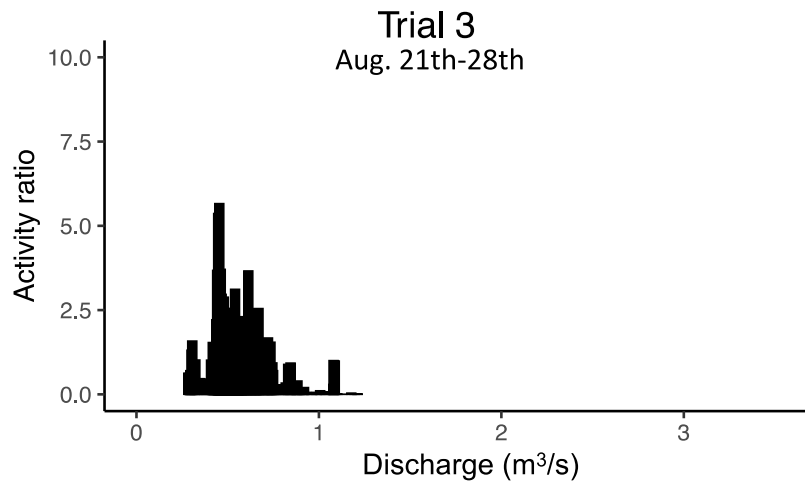
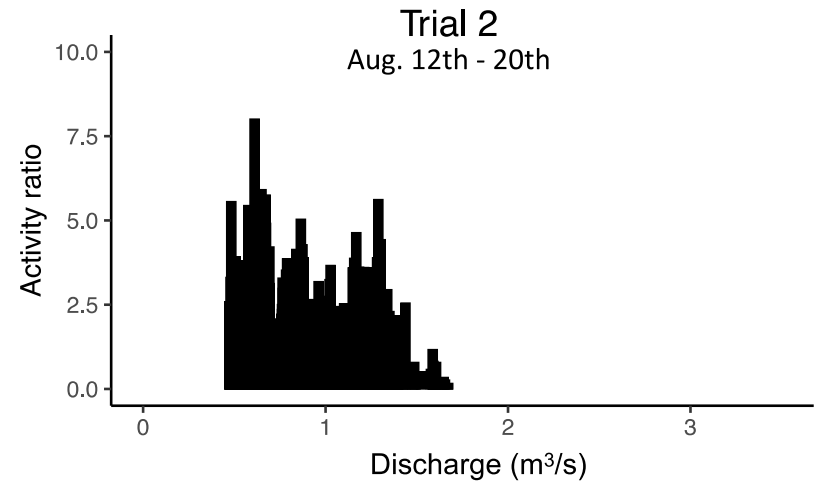
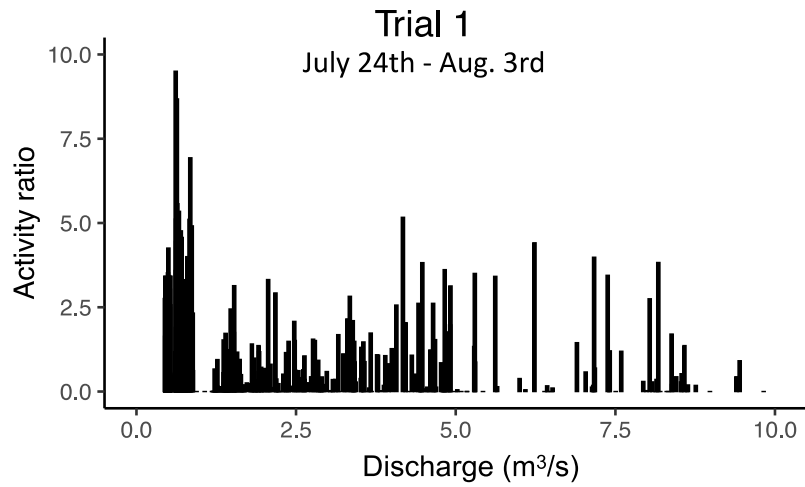


Figure 14. Mean activity ratio over the range of discharge (m^3/s) values for each trial. Note that the trial 1 graph has a different scale from the others on the x-axis.

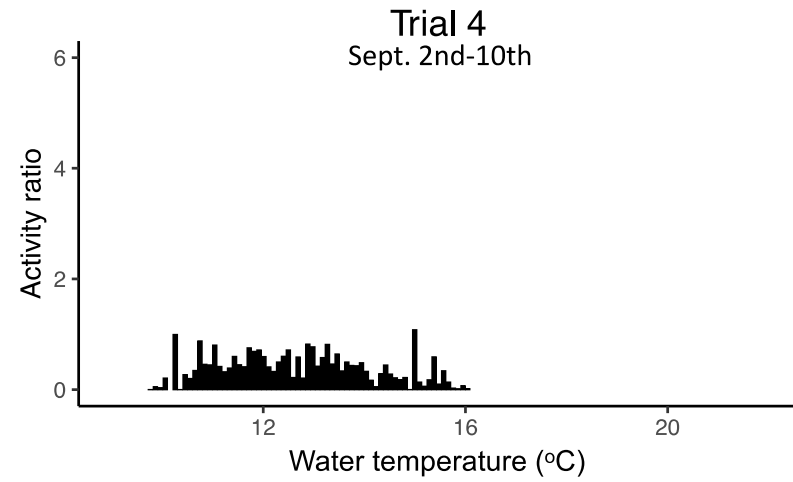
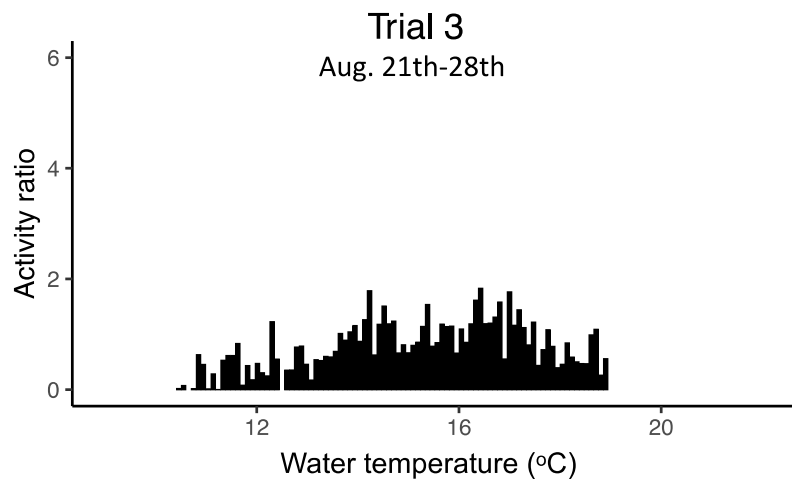
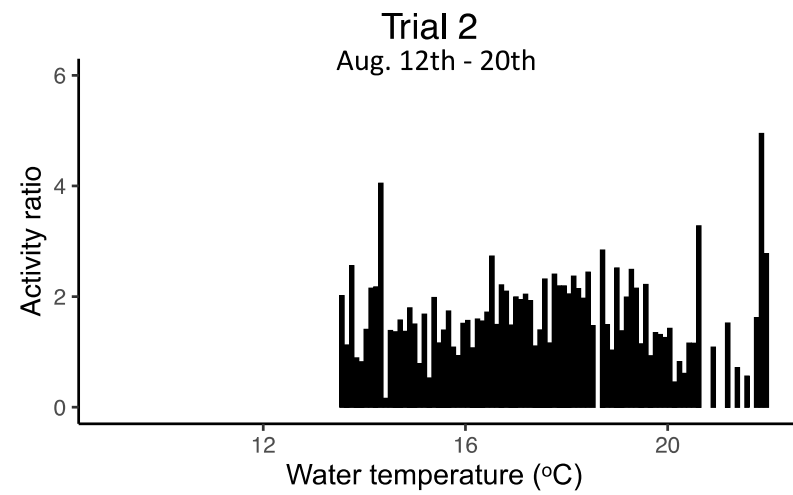
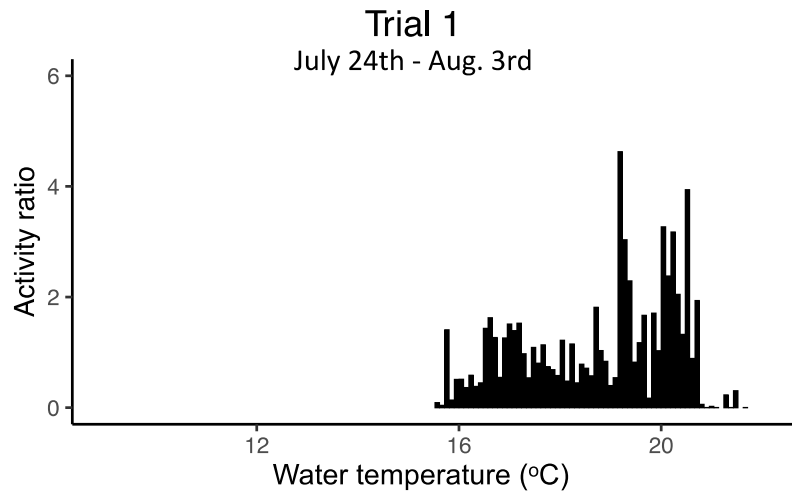


Figure 15. Mean activity ratio for each temperature (°C) value for each trial.

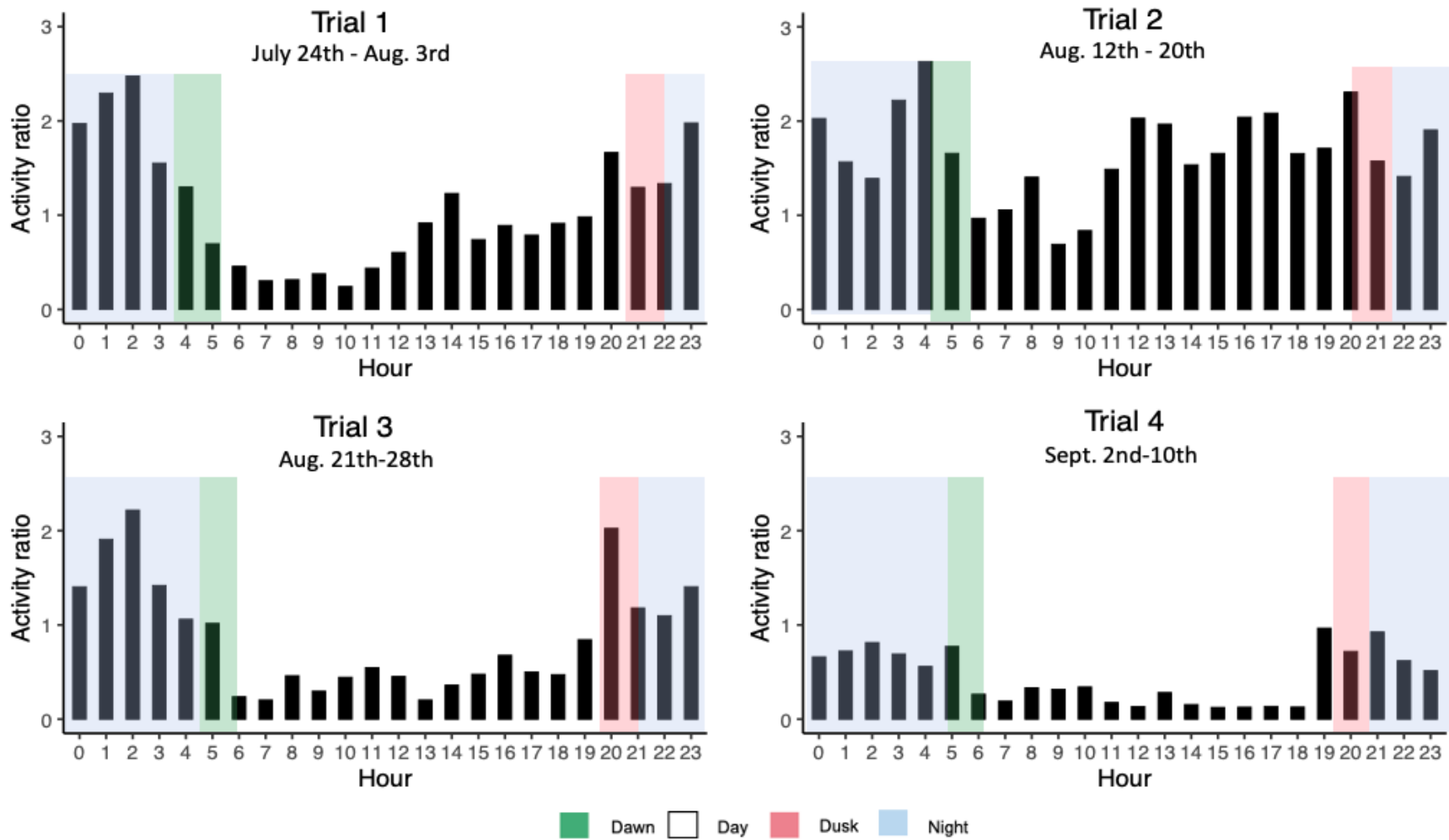


Figure 16. Mean activity ratio for every hour of the day for each trial. The blocks of colour represent the different period of the day.

2.4.2 Activity Ratio

At the trial scale, the results from the Kruskal-Wallis test showed that at least one of the three treatments (pre-control, fording, and post-control) was significantly different from the others (figure 17A). The Wilcoxon signed ranks test allowed to identify these differences. There was a significantly higher AR during fordings than during controls in trial 1 (pre-control/fording $p < 0.05$ and post-control/fording $p < 0.05$). In trials 2 and 3, there were significant differences between each treatment, with a higher activity ratio in the post-control for trial 2 (pre-control/fording $p < 0.05$; pre-control/post-control $p < 0.05$; post-control/fording $p < 0.05$) and in the pre-control for trial 3 (pre-control/fording $p < 0.05$; pre-control/post-control $p < 0.05$; post-control/fording $p < 0.05$). Finally, in trial 4, there was a higher AR in the post-control compared to fording (post-control/fording $p < 0.05$) (figure 17A). In summary, the figure 17A shows a significant positive effect of fordings on AR for trials 1 and 2 (pre-control vs. fording). For trials 3 and 4, we observe a nonsignificant (trial 4) or a significant negative (trial 3) effect for the same period with much less activity.

At the fording blocks scale, the results from the Wilcoxon signed ranks test showed that there were significant differences between every trial, except between trial 1 and trial 3 ($p = 0.41$) (figure 17B). Trial 2 had the highest AR during the fording blocks while trial 4 had the lowest. The figure shows a trend of increasing AR until trial 2, followed by a decrease in activity in trials 3 and 4.

At the fording scale, no significant differences for each trial were detected when comparing the AR five minutes before, during, and five minutes after fordings using a Wilcoxon signed ranks test (figure 17C).

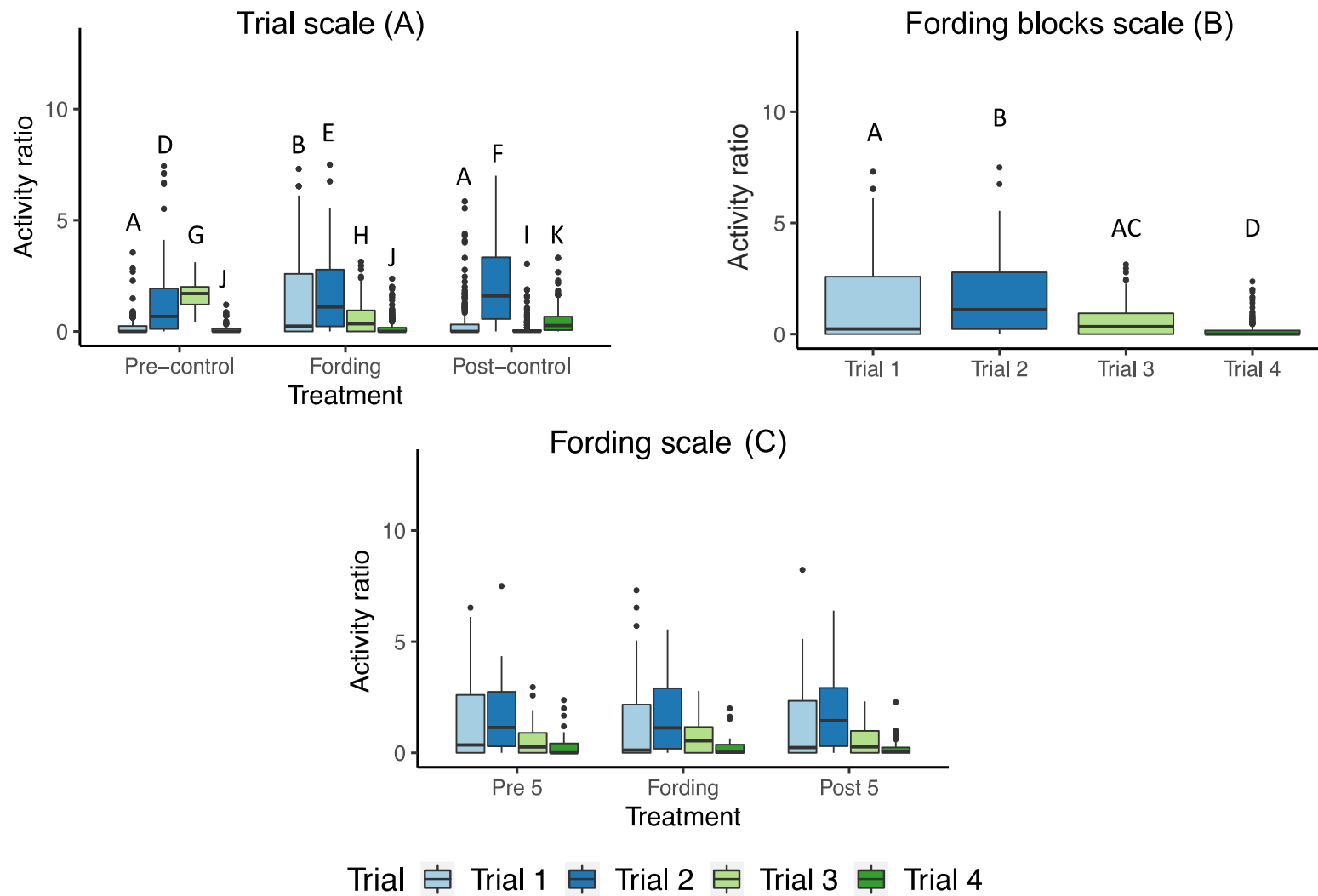


Figure 17. A) Significant differences in the AR between treatments among a same trial were observed at the trial scale. B) There is a significant difference in the AR between every trial except between trial 1 and 3. C) No significant difference in the AR was observed between the treatments.

2.4.3 Model Selection

Overall Model

The data for this model was collected over 37 days from the first day of trial 1 to the last day of trial 4, for a total of 9561 observations². The fixed effects used to build the models are water temperature, discharge, treatment, and day period. Among the 42 models tested, the model that best fitted the data included day period and water temperature as covariates (table 3). Indeed, this model has the highest Akaike weight which represents the relative likelihood of a model. Treatment did not appear in the covariates of the best model and therefore, the findings are not considered to have a significant effect on the AR. The results indicate that the log activity ratio is significantly lower during the day than during dawn, dusk, and night (table 4). Between dawn, dusk and night, the AR is not significantly different (figure 18). In addition, the log activity ratio tends to increase with water temperature (figure 18). The random effects included in the model consist of the trial ($\sigma^2 = 0,45$) and the day within the trial ($\sigma^2 = 0,21$). The variance values are quite high, indicating that there is unexplained variability associated with the trials and days within the trials.

Table 3. Subsets of tested models (n = 42) showing the three models with the lowest -2 log-likelihood and AIC values. The model including day period and water temperature as explanatory variables have the lowest AIC score and therefore was selected as the best model. The Akaike information criterion weight (AIC wt) represents the relative likelihood of a model.

Model	LL	K	AIC	Δ AIC	AIC Wt
Period+Temp	-15976,83	11	31975,66	0	0,58
Period+ Discharge	-15977,65	11	31977,30	1,64	0,26
Period+Discharge+Temp	-15977,13	12	31978,27	2,61	0,16

² An observation corresponds to the number of 5-minutes intervals used to calculate the activity ratio. This means there was a total of 9561 5-min intervals during the entire experience, from the beginning of trial 1 to the end of trial 4.

Table 4. Summary of the best model for the full dataset, which included day period and water temperature as explanatory variables. The intercept is Dawn. The activity ratio is significantly lower during the day. There are no significant differences between dawn, dusk, and night. Also, the activity ratio tends to increase as the water temperature rises.

	Value	Std. Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	-2,672	0,986	9520	-2,710	0,007
PeriodDay	-1,201	0,150	9520	-7,997	0,000
PeriodDusk	-0,069	0,184	9520	-0,372	0,710
PeriodNight	-0,136	0,150	9520	-0,903	0,366
Temp	0,127	0,058	9520	2,180	0,029

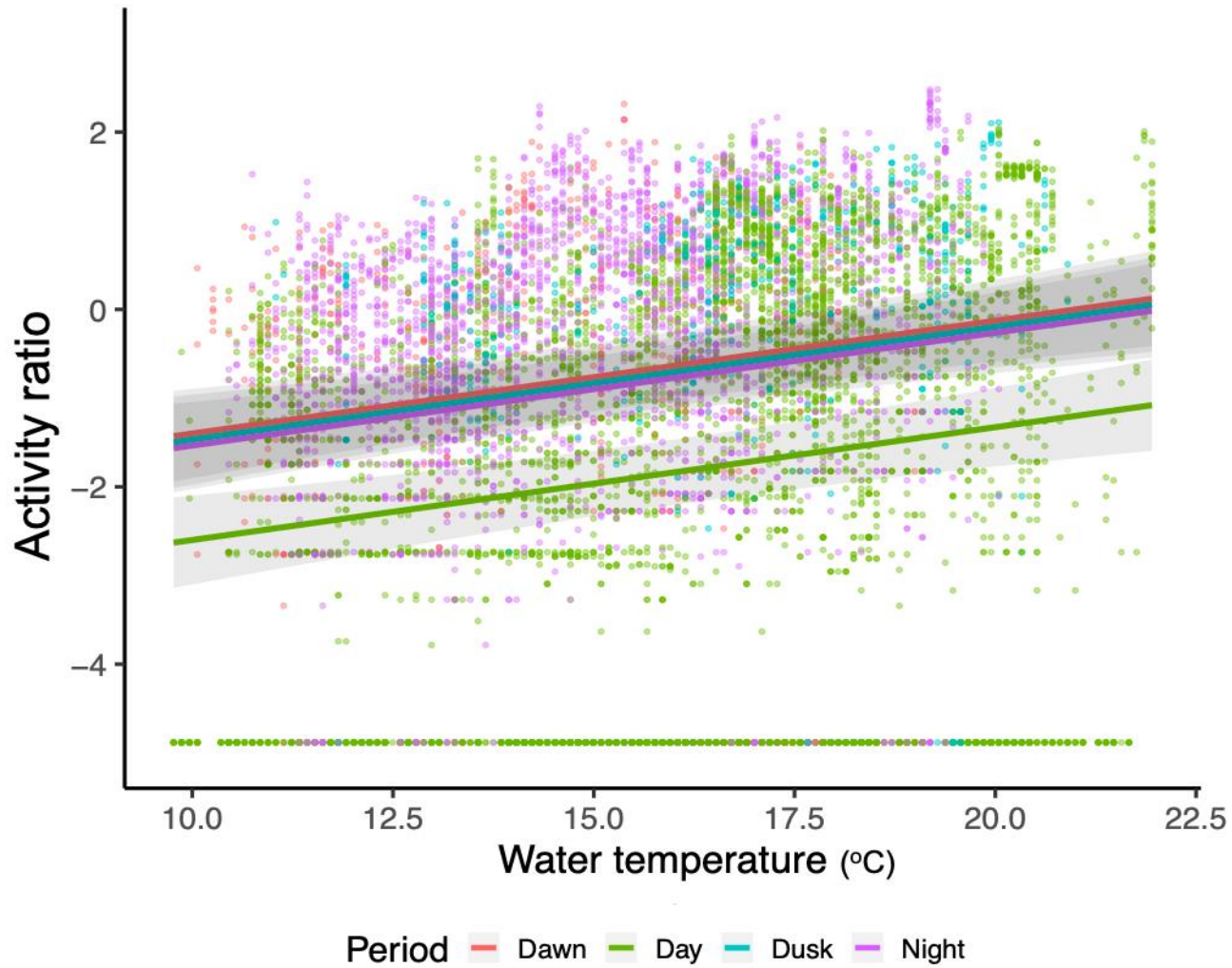


Figure 18. Representation of the prediction of the activity ratio depending on water temperature for different day periods. For all 4 periods, the activity ratio increased with the water temperature rising. The activity ratio was lower during the day. The activity ratio was log transformed and a constant (0,0076) was added. The bottom row of dots equals the activity ratios of 0.

Fording Model

The data from this model were collected over 16 days, corresponding to the four days of fordings of each trial, for a total of 1165 observations³. The fordings occurred only during the day and therefore the period of the day is not included in the candidate models. The fixed effects used to build the models are water temperature, discharge, and fording frequency. Among the 15 models tested, three competing models had similar AIC values (table 5). However, all three competing models included water temperature as a fixed effect. Therefore, according to the principle of parsimony, we selected the model minimizing the AIC criterion and including only the water temperature as an explanatory variable (table 6). The best-fitting model indicates that the log activity ratio tends to increase as the water temperature rises (figure 19). The random effect consists of the trial ($\sigma^2= 7,29$) and the day within the trial ($\sigma^2= 6,07$). Here again, variance values are quite high and even higher than the overall model, indicating that variability in fish activity is related to observations occurring within specific trials and days.

The summaries of the other competing models are presented in table 7 and table 8. The predictions for the model with frequency and water temperature as explanatory variables were illustrated, considering that it has a similar AIC weight to the selected best model (figure 20).

Table 5. Subsets of tested models (n = 15) showing the three models with the lowest -2 log-likelihood and AIC values. The model including only the water temperature as explanatory variables has the lowest AIC score and therefore was selected as the best model. The Akaike information criterion weight (AIC wt) represents the relative likelihood of a model.

Model	LL	K	AIC	Δ AIC	AIC Wt
Temp	-2029,59	9	4077, 18	0	0,36
Temp * Discharge	-2027,79	11	4077,58	0,40	0,30
Temp + freq	-2027,96	11	4077,19	0,73	0,25
Freq + (Discharge + Temp) ²	-2026,07	13	4078,14	0,95	0,18
Freq	-2030,32	10	4080,64	3,46	0,05

³ In this case, this means there was a total of 1165 5-min intervals only during the fording periods of the four trials.

Table 6. Summary of the best model for the fording model, which included water temperature as the only explanatory variable. The activity ratio tends to increase as the water temperature rises.

	Value	Std. Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	-7,65	1,84	1148	-4,16	0,000
Temp	0,36	0,11	1148	3,24	0,012

Table 7. Summary of the second-best model for the fording model, which includes water temperature as well as the discharge and the interaction between both variables.

	Value	Std. Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	-1,60	2,99	1146	-5,35	0,59
Temp	-0,006	0,18	1146	-0,031	0,97
Discharge	-8,82	3,48	1146	-2,53	0,011
Temp * Discharge	0,52	0,21	1146	2,54	0,011

Table 8. Summary of the third-best model for the fording model, which includes frequency of fording and water temperature as fixed variables.

	Value	Std. Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	-7,77	1,84	1146	-4,21	0,00
Freq 15	-0,25	0,09	1146	-2,68	0,01
Freq 60	0,15	0,17	1146	0,89	0,37
Temp	0,37	0,11	1146	3,31	0,001

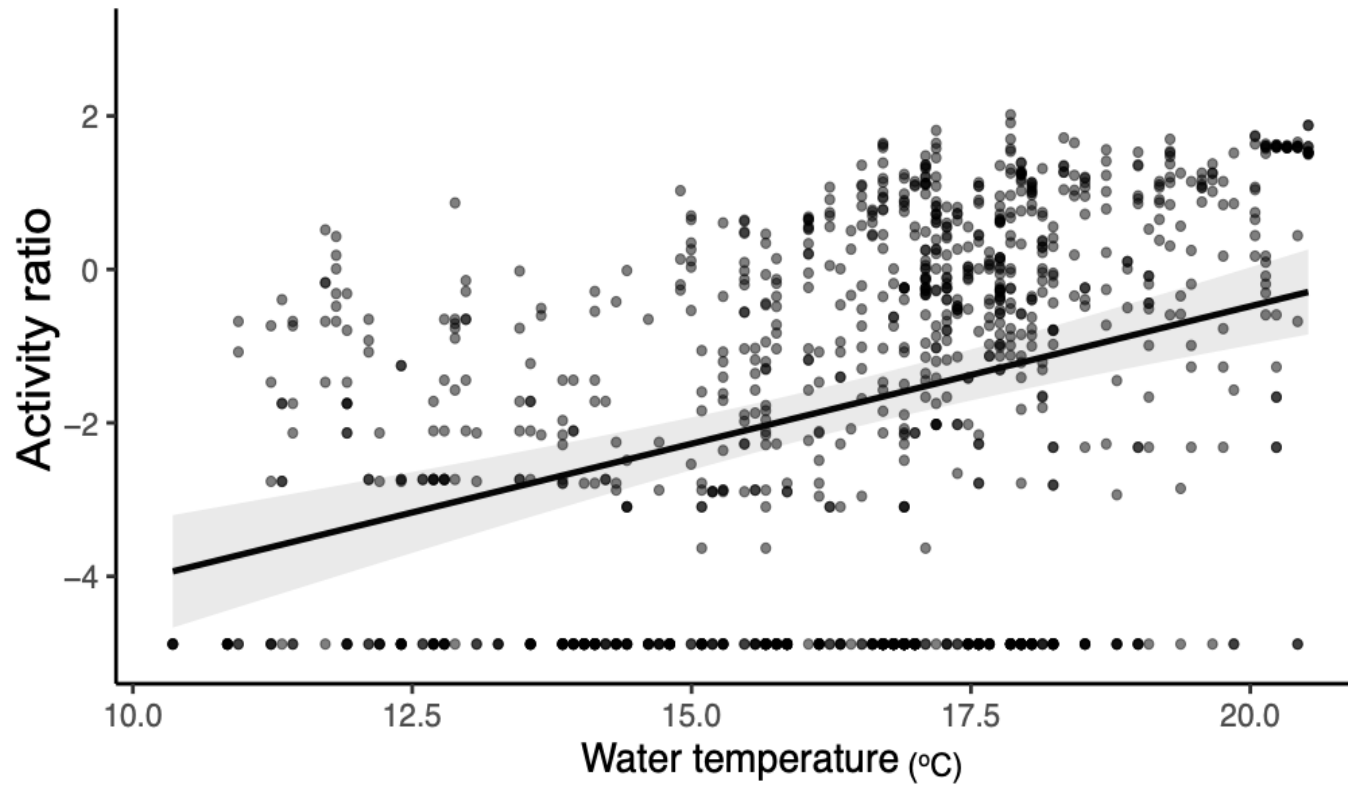


Figure 19. Representation of the prediction of the activity ratio depending on water temperature for the fording model. The activity ratio increased with the water temperature rising. The grey ribbon represents the standard error. The activity ratio was log transformed and a constant (0,0076) was added. The bottom row of dots equals the activity ratios of 0. Black dots indicate an overlay of data.

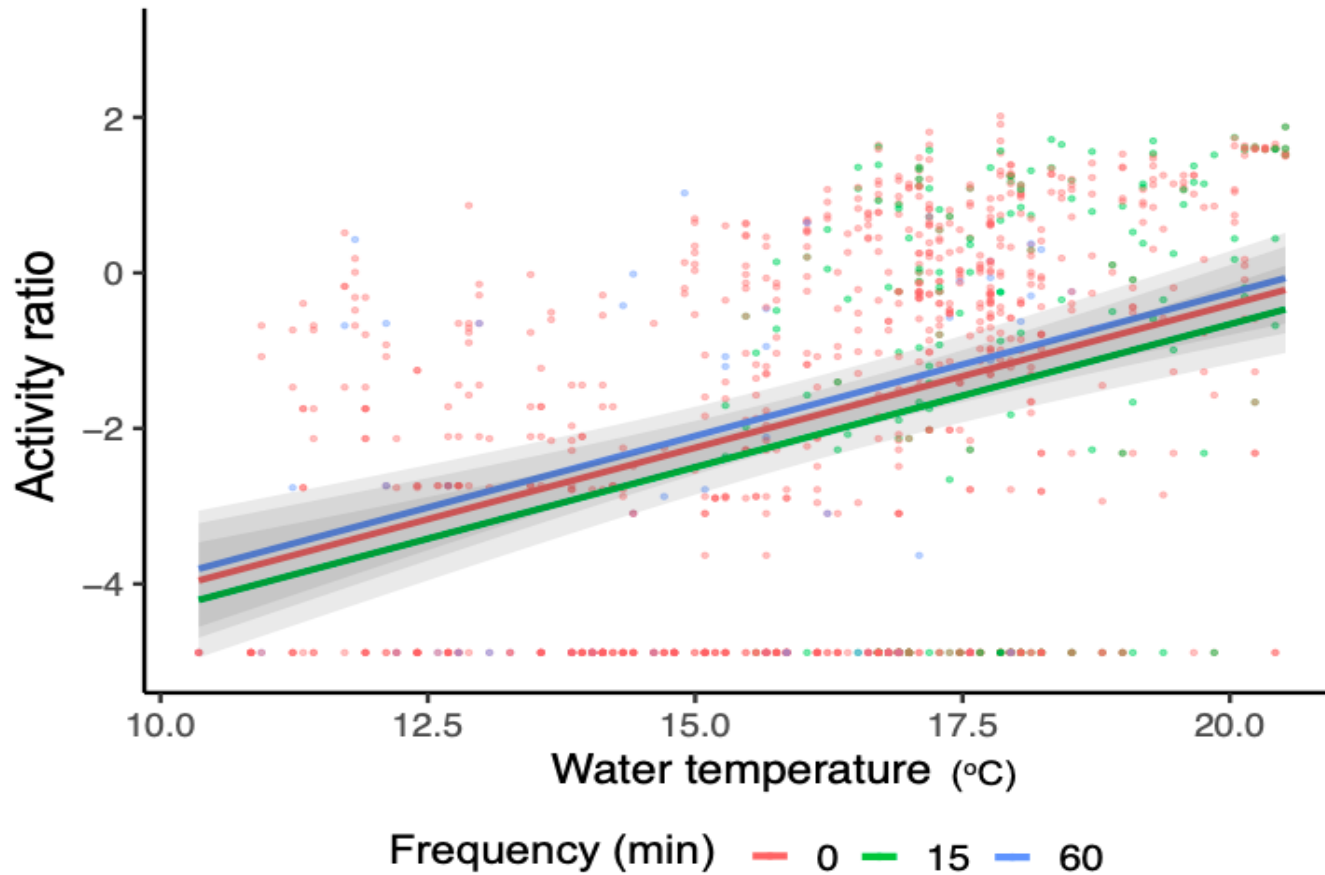


Figure 20. Representation of the prediction of the activity ratio depending on water temperature and frequency of fordings for the fording model. The activity ratio increased with the water temperature rising. The activity ratio is significantly lower when the frequency is every 15 minutes compared to the other frequencies (Table 8). The grey ribbon represents the standard error. The activity ratio was log transformed and a constant (0,0076) was added. The bottom row of dots equals the activity ratios of 0.

2.5 Discussion

This study investigates the effect of motorized vehicle fordings at two different frequencies on the behaviour of juvenile salmon in their native stream. The results showed that fordings did not clearly influence parr movement behaviour. Rather, the period of the day, as well as the water temperature had the greatest influence on the fish activity ratio. Parr were less active during the day compared to dawn, dusk, and night. On the other hand, they were more active when the water temperature was warmer. This highlights that salmon parr behaviour may be more influenced by environmental conditions than anthropogenic disturbances of this intensity.

2.5.1 Effects of Fording on Fish Activity

To determine if the fordings influenced fish behaviour, the AR was analyzed at three different scales (figure 17). No clear effects emerged as the fordings did not significantly influence fish activity. Parr are very territorial and will move primarily to ward off another parr or to capture an invertebrate drifting downstream. They can also move to avoid predators. During disturbances or to escape predators, parr tend to hide in the gaps created by rocks in the substrate (Saunders et al. 1964; Gibson, 1978). Motorized fordings can create a predator-like behavioural effect, which would drive parr into the interstices of the substrate. Indeed, as shown in figure 20, the activity ratio tends to be lower when the fordings are every 15 minutes compared to other frequencies. Moreover, parr may be more nocturnal and rarely would come out during the day. This could explain why there is almost no significant difference between treatments when fording during the day. However, it should be noted that there was a significant effect of fordings on the AR in trials 1 and 2 when comparing the pre-control and the fording period (figure 17A). For trials 3 and 4, the effect on the AR is not present, but the activity is much reduced because of the colder water as the season progresses. This suggests that parr activity is not primarily influenced by the passage of a motorized vehicle through the stream and that another variable is involved.

2.5.2 Effects of Water Temperature on Fish Activity

Current results further support the fact that environmental variables affect activity the most. Indeed, fish response to environmental conditions is well documented. Depending on their life stage, salmonids have different water temperature requirements. During the experiment, the fish AR was higher when the water temperature was warmer. Trials 1 and 2 had the warmest mean temperatures (17.9 °C and 17.2 °C, respectively) and the highest activity ratios. On the contrary, trials 3 and 4 had the lowest activity ratios and the lowest mean temperatures (14.7 °C and 12.9 °C, respectively).

Since there is great variability in heat tolerance between and within fish populations, it is difficult to determine an optimal temperature threshold for parr that could correspond to a normal behaviour. However, parr would be expected to behave normally between 12 and 22 °C (Elliott, 1991; Johnston et al. 2004; Breau, 2013). Since temperatures were in the optimal range for juvenile salmon in trials 1 and 2, parr from our study probably held their normal activities and moved accordingly. However, temperatures often dropped below 12 °C in trials 3 and 4, which may have influenced their behaviour. Trials 1 and 2 also correspond to the 15-minute fording frequencies and thus to more frequent disturbances. It should be noted that a candidate model very close to the selected model (table 4) had frequency as a fixed effect. Thus, at the scale of the study, environmental conditions had more influence, but under optimal flow and temperature conditions, high passage frequency also has an effect.

The spatial distribution of foragers is influenced by the presence of predators and the abundance of food (Fraser et al. 1997). Therefore, foragers must balance the risk of mortality from predation with the benefits associated with foraging. The presence of shelter in their foraging patch is a significant advantage as they can be protected from predators when not feeding or take shelter quickly when feeding. Our study site is located on a riffle having a substrate with an average grain size (D50) of 64 mm. According to the Wentworth scale, this corresponds to the upper scale of pebbles and the lower scale of cobbles (Wentworth, 1922). This type of substrate provides ample shelter for parr between the gaps. A juvenile salmon will escape from a predator by a burst of acceleration to take shelter in these gaps. However, this reaction time is dependent on the water temperature. When temperatures drop to 10 °C, salmon are much less reactive, making them more at risk of predation.

Our results are coherent with Johnston & al. (2004) who noted a decrease in the number of observations of individuals between August and October, which usually corresponds to a decrease in water temperature. It could be that parr remained sheltered both during the day and at night in cooler water temperatures. Indeed, we did not observe a greater emigration in these trials compared to trials 1 and 2, which may suggest that tagged fish were less active overall. Fraser & al. (1993) demonstrated that juvenile salmon change diel patterns only in response to variations in water temperature. When water temperature reached 10 °C or less, salmon favoured nocturnal foraging. They also observed that the mean number of fish feeding increased with increasing water temperature (up to 18 °C).

2.5.3 Effects of the Day Period on Fish Activity

The second environmental condition that had the greatest effect on the fish activity ratio was the day period. Fish were most active at dawn, dusk, and night without any significant differences between them. During the day, the AR was significantly lower than in any other period. Our results are consistent with what Johnston & al. (2004) obtained in their studies. The authors observed more parr during the night, both in summer and fall in Quebec rivers. Amundsen & al. (1999) also observed that parr fed more at night as their stomach weight content was higher which reflects a greater level of activity. It should be noted that the study took place in Norway where there is a midnight sun during summer which implies that there is a slight luminosity even during the night. They also found a decline in the rate of feeding from July to September, which suggests a seasonal periodicity in the feeding patterns (Amundsen et al. 1999). Other researchers found that juvenile salmon are mostly diurnal during summer. They then shift their diel pattern as the water temperature drops in the fall and become nocturnal (Fraser et al. 1993; Fraser et al. 1997; Johnston et al. 2004).

Atlantic salmon are considered to have complex diel activity patterns depending on their life stages. Juvenile salmon have been generally classified as diurnal or crepuscular. Even though parr has also been generally classified more as diurnal (Hoar, 1942; Fraser et al. 1993), it has often been observed that parr feed more at night than previously thought and change their diel pattern when the water temperature drops in autumn to feed only at night (Amundsen et al. 1999; Imre et al. 2004; Johnston et al. 2004). This could be explained by the fact that parr, being larger, are more at risk of predation than fry. During our experiments, we had several sightings of a great

blue heron (*Ardea Herodias*) and common mergansers (*Mergus merganser*) near the study site which are both known predators of small fish. The piscivorous fish present on the study site, such as brook trout, may also be predators of juvenile salmon (Symons, 1974). Although salmon are visual predators and therefore would be easier to feed during the day (Fraser et al. 1997), there would be a survival advantage to going out when the sun sets to feed. Indeed, it has been shown in some day-feeding salmonid species that their ability to capture prey decreases with lower light intensity (Henderson et al. 1985). This reduced foraging capacity is compensated by the greater amount of food available at night (Flecker, 1992). Since invertebrate predators (mostly drift-feeding fish) are diurnal, invertebrates have evolved to drift in the current at night since the chances of predation are lower. The results of a study showed that parr were more nocturnal when there was a high abundance of food (Orpwood et al. 2006). In a stream near the Xavier stream, researchers found that the maximum number of prey consumed by salmon parr was between 0200 and 0600 hours and the feeding incidence was lower during the day (Mookerji et al. 2004). Our results may indicate that parr feed when the sun sets and thus avoids the risk of daytime disturbance such as predation by avian fauna or motorized vehicles.

2.5.4 Effects of Discharge on Fish Activity

Variations in discharge did not appear to play a major role in the AR of fish. Parr can maintain their position in the flow (station-holding) using their pectoral fins (Arnold et al. 1991). The discharge values were rather low during the summer, which facilitates the maintenance of the parr position, except towards the end of trial 1. Parr tended to be more active when discharge was lower (figure 14), which is consistent with the results obtained by Kemp et al. (2006). They observed that low discharge habitats favour energy gains and performance (growth and lipid content). Therefore, parr require less energy to maintain themselves in the water column and to catch drifting prey.

Conclusion

The research was conducted in a single stream with possibly higher frequencies of motorized vehicle passage than would be observed on a lightly travelled road for motorized vehicles such as an ATV. We also only focused on juvenile salmon so the effect of interaction with other species present in the stream was not considered. However, the results suggest that the occasional passage of motorized vehicles in a stream does not significantly affect juvenile salmon behaviour. Environmental variables such as the period of the day and the water temperature have a greater effect on salmon behaviour. The results obtained in this study suggest that the implementation of fords on lightly used roads may have fewer adverse effects on fish movement than culverts. However, more research is needed on the mid to long-term effects on fish behaviour. Juvenile salmon also have specific diel patterns and water temperature optimum. It is therefore not possible to extend the results obtained from this research to all types of riverine species. It will be important to determine the impact of various vehicle passage frequencies over a longer period and a greater range of riverine species and life stages, but also to assess whether the fish will become accustomed to the disturbance caused by the ford or whether they will avoid the area. Finally, it will also be necessary to characterize fish movement in response to fordings disturbances to determine whether their occurrence, directionality, and duration are altered by the fordings. Nevertheless, we hope that the results of this research will inspire more research on the topic and help guide river managers to improve habitat connectivity.

3 DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONCLUSION

Les activités anthropiques empiètent de plus en plus sur les habitats fauniques et l'industrie forestière en constitue un exemple typique. Afin de pouvoir accéder aux ressources et les extraire, il est nécessaire de construire des routes et des ponceaux pour traverser les cours d'eau. Ces routes fragmentent les habitats fauniques terrestres, mais aussi les habitats aquatiques lorsque les ponceaux nuisent aux mouvements des poissons. Puisque les routes sont essentielles, il est nécessaire d'étudier leurs impacts écologiques. Une alternative envisagée à la fragmentation des habitats due aux ponceaux est de démanteler ceux-ci à la suite de la fin de l'exploitation forestière puis de les remplacer par des **traverses à gué aménagées** (TAGs). À notre connaissance, bien que l'étude de Warren Jr et al. (1998) considère les **traverses à gué** comme perméables aux mouvements des poissons, il n'y a pas d'études ayant porté spécifiquement sur l'effet du passage de véhicules motorisés dans le cours d'eau sur le comportement du poisson.

Ce projet de maîtrise avait pour objectif d'étudier le comportement des saumons juvéniles à la suite de passages répétés en véhicule motorisé de type quatre-roues. Pour ce faire, des tacons de saumons atlantique ont été capturés par pêche électrique dans le ruisseau Xavier, un tributaire de la rivière Sainte-Marguerite Nord-Est située à Sacré-Cœur, au Saguenay. Ils ont ensuite été équipés d'un PIT tag qui leur sert d'identifiant. Par la suite, ils ont été relâchés dans le ruisseau où un tapis d'antenne stationnaire avait préalablement été installé sur le lit du cours d'eau. Des passages en véhicule motorisé ont été réalisés sur la traverse à gué à différentes fréquences, soit à des intervalles de 15 ou 60 minutes. Le réseau d'antennes a permis de documenter en continu les déplacements des poissons avant, pendant et après chacun des traitements. À partir de ces données, un ratio d'activité des poissons a été calculé comme variable d'analyse du comportement des poissons.

Les résultats des analyses statistiques ont démontré que les périodes de passages de véhicules motorisés ne correspondent ni à une augmentation ni à une diminution significative de l'activité des poissons par rapport aux périodes pré- et post-traitement. La fréquence des passages a toutefois eu un effet marginal sur l'activité des poissons puisque cette variable était présente dans un modèle concurrent (section 2.4.3). La variabilité de l'activité des poissons serait plutôt attribuable aux fluctuations de deux variables environnementales : la période de la journée et la température de l'eau. En effet, nos résultats démontrent que les poissons sont plus actifs à l'aube et au crépuscule ainsi que durant la nuit (figure 18). À l'opposé, durant le jour, les poissons étaient significativement moins actifs. Bien que les saumons juvéniles soient généralement

classés comme étant diurnes ou crépusculaires (Hoar, 1942; Fraser et al. 1993), de nouvelles recherches proposent que les tacons soient davantage nocturnes ou crépusculaires (Amundsen et al. 1999; Johnston et al. 2004) alors que les alevins seraient quant à eux diurnes (Imre et al. 2004; Johnston et al. 2004). Ceci s'expliquerait par un compromis entre le besoin de s'alimenter et l'augmentation du risque de prédation durant le jour. En effet, les tacons sont plus à risque de prédation par la faune aviaire et aquatique durant le jour puisqu'ils sont plus gros que les alevins. De ce fait, ils sortent à la pénombre, même si leur succès de chasse est compromis par leur vision nocturne déficiente. Cependant, l'alimentation moins efficace est compensée par une abondance plus grande de nourriture pendant la nuit. En effet, les tacons se nourrissent principalement de larves d'insectes qui profitent également de la pénombre pour se déplacer en se laissant porter par le courant (Flecker, 1992). Le véhicule motorisé pourrait donc être considéré comme un autre prédateur diurne et ainsi contribuer à ce que les tacons restent cachés dans le substrat durant le jour.

Les poissons étaient également moins actifs au fur et à mesure que la température de l'eau se refroidissait vers la fin de l'été et le début de l'automne. Les deux modèles sélectionnés incluaient la température comme variable explicative. Pour le modèle à l'échelle des passages, la température de l'eau seule a été suffisante pour expliquer le ratio d'activité. Dans les deux cas, le ratio d'activité était plus élevé lorsque la température de l'eau s'élevait. En effet, les tacons de saumon tendent à être moins réactifs lorsque la température de l'eau descend sous les 10 °C. Comme démontré à la figure 13, le ratio d'activité des essais 3 et 4 est plus faible comparativement aux deux premiers et cela correspond au moment de l'année (fin août) où la température de l'eau commence à diminuer. La capacité de réaction des tacons diminue lorsque la température de l'eau décroît, ce qui les rend moins aptes à échapper rapidement à un prédateur. Étant ainsi davantage susceptibles à la prédation, les juvéniles adoptent un comportement encore plus nocturne qu'en été.

À notre connaissance, il s'agit du premier projet de recherche portant sur l'effet d'un véhicule motorisé sur le comportement du poisson. Les recherches antérieures qui portaient sur les traverses de cours d'eau se sont intéressées principalement aux ponceaux ou encore à l'apport de sédiments lié à leur construction et aux passages de camions sur des routes non asphaltées. Ce projet a vu le jour puisque les traverses à gué pourraient éventuellement remplacer les ponceaux à la fin des exploitations forestières afin de permettre la tenue d'activités récréotouristiques sur le territoire. Comparativement aux ponceaux, les TAGs auraient comme avantage de conserver la plupart des caractéristiques naturelles du cours d'eau et de ne pas

constituer une barrière physique aux mouvements des poissons. Présentement, l'acte de passer directement dans un cours d'eau en véhicule motorisé est interdit sur les terres publiques du Québec (MFFP, 2018). De nouvelles réglementations pourraient toutefois émerger dans le cas où la viabilité des TAGs est prouvée quant à la libre circulation du poisson, notamment.

Cependant, les résultats de cette recherche ne peuvent pas être appliqués à l'ensemble des écosystèmes riverains. En effet, les résultats ont été obtenus dans une région représentative du climat boréal de l'est de la province et sur une seule espèce de poisson au stade de vie juvénile. De plus, les résultats ont été récoltés hors de la période de reproduction et le comportement des adultes n'a pas été étudié. Le saumon atlantique est une espèce anadrome qui effectue une migration annuelle jusqu'à sa rivière natale pour se reproduire. Pour cette espèce, la libre circulation en rivière est cruciale à sa survie. Il est donc essentiel que les traverses de cours d'eau ne nuisent pas aux déplacements des adultes. De plus, la période de reproduction du saumon concorde avec la période de la chasse, là où les TAGs risquent d'être plus fréquentés. Cependant, les TAGs sont plus souvent utilisés dans de petits cours d'eau qui sont moins fréquentés par les saumons adultes pour la reproduction. Finalement, puisque les conclusions de cette recherche sont en lien direct avec la biologie de l'espèce étudiée, il serait attendu que ceux-ci diffèrent si l'on étudie une espèce ayant des optimums de température d'eau et des patrons de déplacements journaliers différents du saumon.

La télémétrie passive utilisant l'identification par radiofréquence (IRF) a été la méthode privilégiée pour détecter l'activité des poissons. Il s'agit d'une technologie très polyvalente qui permet d'obtenir des données en temps réel dans l'habitat naturel des poissons tout en les perturbant le moins possible. Cependant, les détections ont pu être affectées négativement pour plusieurs raisons. Tout d'abord, des perturbations sont nécessaires malgré tout lors de la pêche électrique et durant la chirurgie pour insérer le PIT tag. Une période de 24 à 48 heures suivant la relâche des poissons à la suite à la chirurgie a été instaurée afin de leur laisser le temps de retrouver un comportement normal. Malgré toutes les précautions, un faible taux de mortalité est attendu. En effet, quelques PIT tag ont été détectés en continu sur une longue période à une même antenne, ce qui laisse penser que des poissons sont décédés dans le champ de détection de certaines antennes, possiblement des suites du marquage ou de prédation. Ces identifiants ont donc été retirés des bases de données. De plus, quelques complications sont survenues avec les antennes. Au préalable, les 31 antennes ont été testées avec succès hors de l'eau. Cependant, sept ont cessé de fonctionner après leur installation, probablement fragilisées à la suite de leur entreposage dans une remise non isolée durant l'hiver précédant les expériences ou encore due

à des interférences radio une fois immergées sur le site d'étude. Ce sont donc seulement 24 antennes qui ont procuré les données récoltées. Il est aussi important de noter que plus les antennes sont submergées profondément, moins leur champ de détection couvre la totalité de la colonne d'eau. En effet, le champ de détection vertical moyen d'une antenne est de 30 cm. La taille du PIT tag influence aussi la performance de la détection et c'est pourquoi les PIT tags de 23 mm ont été privilégiés. Cependant, ils ne peuvent pas être insérés dans de petits poissons afin de respecter le rapport de masse entre le tag et le poisson, qui doit idéalement se situer autour de 2%. En général, les petits poissons de moins de 94 mm ont reçu des tags de 12 mm, possédant un champ de détection moins grand qu'un de 23 mm. Ainsi, un petit poisson dans la fosse pourrait être moins bien détecté qu'un plus gros sur le seuil. Afin de limiter ce biais dans une future expérience, il serait pertinent de considérer utiliser une seule taille de PIT tags. Finalement, même si une fosse est un habitat moins privilégié par un tacon de saumon, il est intéressant d'installer tout de même des antennes dans les deux environnements (seuil et fosse) afin d'étudier l'effet des passages sur la sélection d'habitats.

Une autre limite du projet est certainement liée aux statistiques. Des millions de détections ont été enregistrées, ce qui en fait une base de données immense avec laquelle travailler. Pour pallier ce problème, nous avons d'abord regroupé les détections simultanées pour créer des présences discrètes à des antennes. Par la suite, des ratios d'activités aux cinq minutes ont été calculés, ce qui a réduit la base de données et a permis de prendre en considération le nombre de poissons différents sur le site. Cependant, cela s'est traduit par une distribution non gaussienne des données puisque plusieurs d'intervalles n'avaient pas de détection (asymétrie négative). De plus, les variances n'étaient pas homogènes. Il était alors non recommandé d'utiliser des tests statistiques classiques puisque les conditions d'application n'étaient pas respectées. Il a donc été nécessaire de se tourner vers des tests non paramétriques moins robustes afin de comparer le ratio d'activité entre chacun des traitements. Néanmoins, avec l'aide d'une statisticienne, il a été possible de construire des modèles linéaires à effets mixtes qui ont pris en compte les contraintes des données et ainsi déterminer quelles variables étaient davantage responsables du ratio d'activité des poissons.

Il est aussi important de mentionner qu'il existe un biais dans le protocole expérimental. En effet, les essais 1 et 2, soit la fréquence de passage aux 15 minutes, ont eu lieu en juillet et en début août, au moment de l'été où la température de l'eau est la plus chaude. Inversement, les essais avec une fréquence de passage aux 60 minutes (essais 3 et 4) ont eu lieu à la fin août et au début septembre, alors que la température de l'eau diminuait. Les poissons avaient donc un

comportement basal plus actif lors des essais 1 et 2, causé simplement par la température de l'eau. Ainsi, dans de futures expériences, il serait pertinent d'alterner les fréquences de passages afin de pouvoir mettre en relation une plus grande gamme de conditions environnementales pour chaque fréquence.

Afin de maximiser le libre passage des poissons, les TAGs semblent être une solution d'avenir pour les terres publiques québécoises, car elles offrent plusieurs avantages comparativement aux ponceaux dans des chemins à faible utilisation. Les chemins restent praticables malgré un abandon des activités forestières et permettent ainsi la tenue d'activités récréotouristiques sur le territoire désormais accessible. Les TAGs nécessitent moins d'entretien et elles ne constituent pas une barrière physique aux mouvements des poissons comme c'est le cas pour un grand nombre de ponceaux. En effet, les poissons semblent tolérer les passages à gué, ceux-ci n'entraînant pas de diminution ou d'augmentation marquée de leur activité. Cependant, puisqu'il s'agit d'un projet novateur, certaines composantes du mouvement des poissons n'ont pas été étudiées. Pour ce projet, nous avons concentré notre attention sur l'effet des passages motorisés sur le comportement à court terme du poisson. Dans le futur, la direction et les mouvements des poissons seraient à étudier afin de déterminer si les TAGs agissent comme une barrière comportementale pour ceux-ci. En effet, les poissons pourraient délaisser les habitats aux abords de la traverse à la suite d'une exposition prolongée aux passages de véhicules motorisés. Un autre objectif serait d'étudier à long terme l'effet des TAGs sur l'accoutumance ou la sensibilisation des poissons afin de déterminer si celles-ci constituent une solution viable dans un contexte de mise hors service de chemins forestiers.

Aujourd'hui plus que jamais, il est primordial de protéger nos richesses naturelles et notre biodiversité dont les saumons font partie, ainsi que leur habitat. Non seulement cela, mais le saumon est lié à notre culture québécoise. Il est source de nourriture, de rassemblements et d'émerveillements. Il a d'ailleurs été au centre d'un de mes livres favoris, « Les pieds dans la mousse de caribou, la tête dans le cosmos » de Jean-Yves Soucy dont je recommande chaudement la lecture. Nous espérons donc que les résultats de cette recherche permettront d'aiguiller les gestionnaires des rivières québécoises et ainsi améliorer le libre passage du poisson afin de permettre aux générations futures de continuer à profiter de la nature dans l'immensité du territoire québécois.

BIBLIOGRAPHIE

- Amoser, S., & Ladich, F. (2005). Are hearing sensitivities of freshwater fish adapted to the ambient noise in their habitats? *Journal of Experimental Biology*, 208(18), 3533-3542.
- Amundsen, P. A., Bergersen, R., Huru, H., & Heggberget, T. (1999). Diel feeding rhythms and daily food consumption of juvenile Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Journal of Fish Biology*, 54(1), 58-71.
- Armstrong, J., Kemp, P., Kennedy, G., Ladle, M., & Milner, N. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62(2), 143-170.
- Arnold, G., Webb, P. W., & Holford, B. (1991). The role of the pectoral fins in station-holding of Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.).
- Babisch, W. (2008). Road traffic noise and cardiovascular risk. *Noise and Health*, 10(38), 27.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H., & Allen, S. (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 177-185.
- Benton, P. D., Ensign, W. E., & Freeman, B. J. (2008). The effect of road crossings on fish movements in small Etowah Basin streams. *Southeastern Naturalist*, 7(2), 301-310.
- Bergeron, N.E., Bérubé, F. (2003). *Jusqu'à la mer* [en ligne] Vimeo, 22 minutes, <https://vimeo.com/165436492>
- BFC. (2010). Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008. Retrieved from Roberval, Québec: <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/2005069?docref=kVW9BNuq3ZbnXyLCqsbnA>
- Bleckmann, H., & Zelick, R. (2009). Lateral line system of fish. *Integrative zoology*, 4(1), 13-25.
- Blumstein, D. T. (2016). Habituation and sensitization: new thoughts about old ideas. *Animal Behaviour*, 120, 255-262.
- Bourne, C. M., Kehler, D. G., Wiersma, Y. F., & Cote, D. (2011). Barriers to fish passage and barriers to fish passage assessments: the impact of assessment methods and assumptions on barrier identification and quantification of watershed connectivity. *Aquatic Ecology*, 45(3), 389-403.
- Bouska, W. W., & Paukert, C. P. (2010). Road crossing designs and their impact on fish assemblages of Great Plains streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139(1), 214-222.
- Bowles, A. E. (1995). Responses of wildlife to noise. *Wildlife Recreationists*, Island Press, Washington, DC, 57, 109-156.
- Breau, C. (2013). *Knowledge of fish physiology used to set water temperature thresholds for in-season closures of Atlantic salmon (Salmo salar) recreational fisheries* (p. 24). Canadian Science Advisory Secretariat= Secrétariat canadien de consultation scientifique
- Brody, A. J., & Pelton, M. R. (1989). Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 17(1), 5-10.
- Brown, C., Gardner, C., & Braithwaite, V. A. (2005). Differential stress responses in fish from areas of high-and low-predation pressure. *Journal of Comparative Physiology B*, 175(5), 305-312.
- Brown, G. E., & Brown, J. A. (1996). Kin discrimination in salmonids. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6(2), 201-219.
- Bruton, M. (1985). The effects of suspensoids on fish. In *Perspectives in Southern Hemisphere Limnology* (pp. 221-241): Springer.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2), 261-304.

- Castro-Santos, T. (2005). Optimal swim speeds for traversing velocity barriers: an analysis of volitional high-speed swimming behavior of migratory fishes. *Journal of Experimental Biology*, 208(3), 421-432.
- Clapp, D. F., Clark Jr, R. D., & Diana, J. S. (1990). Range, activity, and habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119(6), 1022-1034.
- Cnaan, A., Laird, N. M., & Slasor, P. (1997). Using the general linear mixed model to analyse unbalanced repeated measures and longitudinal data. *Statistics in medicine*, 16(20), 2349-2380.
- Cooke, S. J., Ostrand, K. G., Bunt, C. M., Schreer, J. F., Wahl, D. H., & Philipp, D. P. (2003). Cardiovascular responses of largemouth bass to exhaustive exercise and brief air exposure over a range of water temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(6), 1154-1165.
- Curry, R. A., Allen, S., Fox, M. G., & Morgan, G. E. (1993). Growth and food of young-of-the-year brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in lake and creek environments. *Environmental Biology of Fishes*, 37(2), 131-138.
- DeGraaf, D., & Bain, L. (1986). Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115(5), 671-681.
- Diebel, M., Fedora, M., Cogswell, S., & O'Hanley, J. (2015). Effects of road crossings on habitat connectivity for stream-resident fish. *River Research and Applications*, 31(10), 1251-1261.
- Dingle, H., & Drake, V. A. (2007). What is migration? *Bioscience*, 57(2), 113-121.
- Dubé, M. (2006). L'impact de ponceaux aménagés en milieu forestier sur l'habitat de l'omble de fontaine.
- Dugdale, S. J., Bergeron, N. E., & St-Hilaire, A. (2015). Spatial distribution of thermal refuges analysed in relation to riverscape hydromorphology using airborne thermal infrared imagery. *Remote Sensing of Environment*, 160, 43-55.
- Duguay, J. M., Lacey, R. J., & Castro-Santos, T. (2019). Influence of baffles on upstream passage of brook trout and brown trout in an experimental box culvert. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(1), 28-41.
- Elliott, J. (1991). Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Freshwater Biology*, 25(1), 61-70.
- Erkinaro, J., Julkunen, M., & Niemelä, E. (1998). Migration of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* in small tributaries of the subarctic River Teno, northern Finland. *Aquaculture*, 168(1-4), 105-119.
- FFQ. (2003). Traverses de cours d'eau. Retrieved from https://fondationdelafaune.qc.ca/documents/x_guides/262_fascicule15.pdf
- Fitch, G. M. (1995). Nonanadromous fish passage in highway culverts. Retrieved from
- Flecker, A. S. (1992). Fish predation and the evolution of invertebrate drift periodicity: evidence from neotropical streams. *Ecology*, 73(2), 438-448.
- Fleming, I. A. (1996). Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6(4), 379-416.
- Fleming, I. A., & Reynolds, J. D. (2004). Salmonid breeding systems. *Evolution illuminated: salmon and their relatives*, 264-294.
- Foltz, R. B., Yanosek, K. A., & Brown, T. M. (2008). Sediment concentration and turbidity changes during culvert removals. *Journal of environmental management*, 87(3), 329-340.
- Franklin, A. B., Noon, B. R., & George, T. L. (2002). What is habitat fragmentation?. *Studies in avian biology*, 25, 20-29.
- Fraser, N., & Metcalfe, N. (1997). The costs of becoming nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic salmon. *Functional Ecology*, 11(3), 385-391.

- Fraser, N. H., Metcalfe, N. B., & Thorpe, J. E. (1993). Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 252(1334), 135-139.
- Gerking, S. D. (1959). The restricted movement of fish populations. *Biological reviews*, 34(2), 221-242.
- Gibson, R. (1966). Some factors influencing the distributions of brook trout and young Atlantic salmon. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 23(12), 1977-1980.
- Gibson, R. J. (1978). The behavior of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) with regard to temperature and to water velocity. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107(5), 703-712.
- Gibson, R. J., Haedrich, R. L., & Wernerheim, C. M. (2005). Loss of fish habitat as a consequence of inappropriately constructed stream crossings. *Fisheries*, 30(1), 10-17.
- Gilbert, K., Jutras, S., & Plamondon, A. P. (2021). Suspended sediment input from crushed-stone ford construction on the Canadian Shield in Quebec. *Environmental Challenges*, 5, 100388.
- Goerig, E., Bergeron, N. E., & Castro-Santos, T. (2017). Swimming behaviour and ascent paths of brook trout in a corrugated culvert. *River Research and Applications*, 33(9), 1463-1471.
- Goerig, E., Castro-Santos, T., & Bergeron, N. É. (2016). Brook trout passage performance through culverts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(1), 94-104.
- Goolish, E. M. (1991). Aerobic and anaerobic scaling in fish.
- Hawkins, A., & Johnstone, A. (1978). The hearing of the Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology*, 13(6), 655-673.
- Hawkins, A. D., & Popper, A. N. (2014). Assessing the impacts of underwater sounds on fishes and other forms of marine life. *Acoustics Today*, 10(2), 30-41.
- Hedger, R., Dodson, J., Bergeron, N., & Caron, F. (2005). Habitat selection by juvenile Atlantic salmon: the interaction between physical habitat and abundance. *Journal of Fish Biology*, 67(4), 1054-1071.
- Henderson, M., & Northcote, T. (1985). Visual prey detection and foraging in sympatric cutthroat trout (*Salmo clarki clarki*) and Dolly Varden (*Salvelinus malma*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(4), 785-790.
- Henley, W., Patterson, M., Neves, R., & Lemly, A. D. (2000). Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8(2), 125-139.
- Hoar, W. S. (1942). Diurnal variations in feeding activity of young salmon and trout. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 6(1), 90-101.
- Imre, I., & Boisclair, D. (2004). Age effects on diel activity patterns of juvenile Atlantic salmon: parr are more nocturnal than young-of-the-year. *Journal of Fish Biology*, 64(6), 1731-1736.
- Jackson, S. D. (2000). Overview of transportation impacts on wildlife movement and populations. *Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. The Wildlife Society, 7-20.
- Jackson, S. D. (2003). Ecological considerations in the design of river and stream crossings. Paper presented at the International Conference on Ecology and Transportation.
- Jacobsen, L., Baktoft, H., Jepsen, N., Aarestrup, K., Berg, S., & Skov, C. (2014). Effect of boat noise and angling on lake fish behaviour. *J Fish Biol*, 84(6), 1768-1780. doi:10.1111/jfb.12395
- James, A. R., & Stuart-Smith, A. K. (2000). Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *The Journal of Wildlife Management*, 154-159.
- Januchowski-Hartley, S. R., McIntyre, P. B., Diebel, M., Doran, P. J., Infante, D. M., Joseph, C., & Allan, J. D. (2013). Restoring aquatic ecosystem connectivity requires expanding

- inventories of both dams and road crossings. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(4), 211-217.
- Johnson, A. S., Hale, P. E., Ford, W. M., Wentworth, J. M., French, J. R., Anderson, O. F., & Pullen, G. B. (1995). White-tailed deer foraging in relation to successional stage, overstory type and management of southern Appalachian forests. *American Midland Naturalist*, 18-35.
- Johnson, K., Wait, L. E., Monk, S. K., Rader, R., Hotchkiss, R. H., & Belk, M. C. (2019). Effects of substrate on movement patterns and behavior of stream fish through culverts: An experimental approach. *Sustainability*, 11(2), 470.
- Johnston, P., Bergeron, N., & Dodson, J. (2004). Diel activity patterns of juvenile Atlantic salmon in rivers with summer water temperature near the temperature-dependent suppression of diurnal activity. *Journal of Fish Biology*, 65(5), 1305-1318.
- Jonsson, N., Jonsson, B., & Hansen, L. P. (2003). The marine survival and growth of wild and hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology*, 40(5), 900-911.
- Julien, H., & Bergeron, N. (2006). Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on Atlantic salmon (*Salmo salar*) embryo survival. *Hydrobiologia*, 563(1), 61.
- Jutras, S. (2021). L'eau et la voirie forestière au Québec: enjeux et solution. Retrieved from <https://www.foretmontmorency.ca/fr/activites/tire-toi-une-buche-v-la-de-la-science/l-eau-et-la-voirie-forestiere-au-quebec-enjeux-et-solution-25-janvier-2021/>
- Kanno, Y., Letcher, B. H., Rosner, A. L., O'Neil, K. P., & Nislow, K. H. (2015). Environmental factors affecting brook trout occurrence in headwater stream segments. *Transactions of the American Fisheries Society*, 144(2), 373-382.
- Keenleyside, M. H., & Yamamoto, F. T. (1962). Territorial behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Behaviour*, 139-169.
- Kemp, P., Gilvear, D., & Armstrong, J. (2006). Variation in performance reveals discharge-related energy costs for foraging Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(4), 565-571.
- Kemp, P., & O'hanley, J. (2010). Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 17(4), 297-322.
- Khodier, M., & Tullis, B. P. (2014). Fish passage behavior for severe hydraulic conditions in baffled culverts. *Journal of Hydraulic Engineering*, 140(3), 322-327.
- Kieffer, J., Arsenault, L., & Litvak, M. (2009). Behaviour and performance of juvenile shortnose sturgeon *Acipenser brevirostrum* at different water velocities. *Journal of Fish Biology*, 74(3), 674-682.
- King, L. E., Lawrence, A., Douglas-Hamilton, I., & Vollrath, F. (2009). Beehive fence deters crop-raiding elephants. *African Journal of Ecology*, 47(2), 131-137.
- Klein, D. R. (1971). Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science*, 173(3995), 393-398.
- Larinier, M. (2002). Fish passage through culverts, rock weirs and estuarine obstructions. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*(364), 119-134.
- Larocque, V. (2020). *Méthode de conception de traverses à gué aménagées pour des cours d'eau en milieu forestier* (Doctoral dissertation, Université Laval).
- Lesmerises, F., Dussault, C., & St-Laurent, M.-H. (2012). Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest ecology and management*, 276, 125-131.
- Lesmerises, F., Johnson, C. J., & St-Laurent, M. H. (2017). Refuge or predation risk? Alternate ways to perceive hiker disturbance based on maternal state of female caribou. *Ecology and Evolution*, 7(3), 845-854.
- Lloyd, D. S., Koenings, J. P., & Laperriere, J. D. (1987). Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *North American Journal of Fisheries Management*, 7(1), 18-33.

- Lord, J. M., & Norton, D. A. (1990). Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation biology*, 4(2), 197-202.
- Lynch, M., & Lande, R. (1998). The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation*, 1(1), 70-72.
- 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(S1), 77-92.
- McLellan, B., & Shackleton, D. (1988). Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology*, 451-460.
- Ménard, A. (2005). Influence de la morphologie du cours d'eau sur les mouvements journaliers du saumon atlantique juvénile à l'automne et au début de l'hiver. INRS, Québec.
- MFFP. (2016a). Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026. Retrieved from https://mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/pdf/PG_saumon_FR.pdf
- MFFP. (2016b). Saumon atlantique. Retrieved from <https://mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/poissons/saumon-atlantique.jsp>
- MFFP. (2018). Guide d'application du règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, Article 97 C.F.R.
- Mookerji, N., Weng, Z., & Mazumder, A. (2004). Food partitioning between coexisting Atlantic salmon and brook trout in the Sainte-Marguerite River ecosystem, Quebec. *Journal of Fish Biology*, 64(3), 680-694.
- Morantz, D., Sweeney, R., Shirvell, C., & Longard, D. (1987). Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(1), 120-129.
- Mueller, G. (1980). Effects of recreational river traffic on nest defense by longear sunfish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(2), 248-251.
- Newcombe, C. P., & Jensen, J. O. (1996). Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management*, 16(4), 693-727.
- Nisbet, I.C. (2000). Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. *Waterbirds*, 312-332
- Nyhus, P. J. (2016). Human-wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41.
- O'Connor, W., & Andrew, T. (1998). The effects of siltation on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., embryos in the River Bush. *Fisheries Management and Ecology*, 5(5), 393-401.
- Olivieri, I., Vitalis, R., Gouyon, P.H. (2016). *Biologie évolutive*. Louvain-la-Neuve: De Boeck Supérieur.
- Orpwood, J. E., Griffiths, S. W., & Armstrong, J. D. (2006). Effects of food availability on temporal activity patterns and growth of Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology*, 75(3), 677-685.
- Paradis-Lacombe, P. (2018). Caractérisation de l'état et de la durabilité des traverses de cours d'eau sur les chemins forestiers.
- Park, D., Sullivan, M., Bayne, E., & Scrimgeour, G. (2008). Landscape-level stream fragmentation caused by hanging culverts along roads in Alberta's boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(3), 566-575.
- Peterson, R., & Metcalfe, J. (1981). Emergence of Atlantic salmon fry from gravels of varying composition: a laboratory study.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., & Team, R. C. (2007). Linear and nonlinear mixed effects models. *R package version*, 3(57), 1-89.

- Potvin, F., Breton, L., & Courtois, R. (2005). Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(1), 151-160.
- Prévost, L., Plamondon, A. P., & Lévesque, D. (2002). *Méthodologie pour évaluer l'effet de l'installation d'un ponceau sur le substrat des frayères de l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)*. Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Centre de recherche en biologie forestière.
- Pyles, M. R., Piehl, B. T., & Beschta, R. L. (1988). Ditch-relief Culverts and Low-volume Forest Roads in the Oregon Coast Range.
- Radford, A. N., Kerridge, E., & Simpson, S. D. (2014). Acoustic communication in a noisy world: can fish compete with anthropogenic noise? *Behavioral Ecology*, 25(5), 1022-1030.
- Rankin, C. H., Abrams, T., Barry, R. J., Bhatnagar, S., Clayton, D. F., Colombo, J., . . . Marsland, S. (2009). Habituation revisited: an updated and revised description of the behavioural characteristics of habituation. *Neurobiology of learning and memory*, 92(2), 135-138.
- Reimers, E., & Colman, J. E. (2006). Reindeer and caribou (*Rangifer tarandus*) response towards human activities. *Rangifer*, 26(2), 55-71.
- Rinella, D. J., & Bogan, D. L. (2003). Ecological Impacts of Three Lower Kenai Peninsula, Alaska, ATV Stream Fords: Environment and Natural Resources Institute, University of Alaska Anchorage.
- Robertson, M. J., Scruton, D. A., & Clarke, K. D. (2007). Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(3), 822-828.
- Rodríguez, M. A. (2002). Restricted movement in stream fish: the paradigm is incomplete, not lost. *Ecology*, 83(1), 1-13.
- Saunders, R. L., & Gee, J. H. (1964). Movements of young Atlantic salmon in a small stream. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 21(1), 27-36.
- Schlosser, I. J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *Bioscience*, 41(10), 704-712.
- Scholik, A. R., & Yan, H. Y. (2002). Effects of boat engine noise on the auditory sensitivity of the fathead minnow, *Pimephales promelas*. *Environmental Biology of Fishes*, 63(2), 203-209.
- Seiler, A. (2003). Effects of infrastructure on nature. Paper presented at the COST.
- Sigler, J. W., Bjornn, T., & Everest, F. H. (1984). Effects of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113(2), 142-150.
- Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C., Chivers, D. P., McCormick, M. I., & Meekan, M. G. (2016). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature communications*, 7, 10544.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., & Popper, A. N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in ecology & evolution*, 25(7), 419-427.
- Smithson, E. B., & Johnstone, C. E. (1999). Movement patterns of stream fishes in a Ouachita Highlands stream: an examination of the restricted movement paradigm. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128(5), 847-853.
- Symons, P., & Héland, M. (1978). Stream habitats and behavioural interactions of underyearling and yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35(2), 175-183.
- Symons, P. E. (1974). Territorial behavior of juvenile Atlantic salmon reduces predation by brook trout. *Canadian Journal of Zoology*, 52(6), 677-679.

- Tappel, P. D., & Bjornn, T. C. (1983). A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *North American Journal of Fisheries Management*, 3(2), 123-135.
- Thieurmel, B., Elmarhraoui, A., & Thieurmel, M. B. (2019). Package "suncalc". In.
- Thompson, R. F., & Spencer, W. A. (1966). Habituation: a model phenomenon for the study of neuronal substrates of behavior. *Psychological review*, 73(1), 16.
- Torterotot, J.-B., Perrier, C., Bergeron, N. E., & Bernatchez, L. (2014). Influence of forest road culverts and waterfalls on the fine-scale distribution of brook trout genetic diversity in a boreal watershed. *Transactions of the American Fisheries Society*, 143(6), 1577-1591.
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), 18-30.
- Warren Jr, M. L., & Pardew, M. G. (1998). Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127(4), 637-644.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of geology*, 30(5), 377-392.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H., & Dobson, A. P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology*, 6, 237-256.
- Zimmer, C. (2014). *The tangled bank: An introduction to evolution* (R. a. C. Publishers Ed. Second edition ed.).
- Ziv, Y., & Davidowitz, G. (2019). When landscape ecology meets physiology: effects of habitat fragmentation on resource allocation trade-offs. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 137.