

Université du Québec
INRS – Eau, Terre et Environnement

**VÉLOCIMÉTRIE PAR IMAGES DE PARTICULES (PIV) ET MODÉLISATION
DE L'HABITAT D'HIVER NOCTURNE DU TACON DU SAUMON
ATLANTIQUE LE LONG D'UN LIEN SÉDIMENTAIRE**

Par
Julie C. Smith

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)
en Science de la terre

Jury d'évaluation

Examineur externe

Pascale Biron
Département de Géographie, urbanisme et
environnement
Concordia University

Examineur interne

André St-Hilaire
INRS – Eau, Terre et Environnement
Université du Québec

Directeur de recherche

Normand Bergeron
INRS – Eau, Terre et Environnement
Université du Québec

septembre 2006

© droits réservés de Julie C. Smith, 2006

Résumé

Les modèles d'habitat relient les caractéristiques physiques de l'habitat fluvial aux préférences d'habitat du poisson afin de déterminer la quantité et la qualité de l'habitat disponible pour une espèce à un stade de vie donné. Ces modèles utilisent essentiellement trois variables d'habitat principal, soit la vitesse de l'écoulement, la profondeur de l'eau et la taille du substrat. Parmi ces trois variables, la distribution spatiale de la vitesse de l'écoulement est certainement la plus laborieuse à obtenir car chaque mesure de vitesse doit être prise de façon ponctuelle à l'aide d'un vélocimètre sur une période de 40 à 70 secondes. Récemment, l'utilisation de la vélocimétrie par images de particules (PIV) en milieu naturel a été explorée dans l'espoir d'offrir une alternative rapide, précise et peu coûteuse au vélocimètre. Le PIV est une technique d'analyse qui utilise une séquence d'images enregistrées afin de mesurer le déplacement d'un objet.

Dans la première partie du mémoire, nous avons voulu utiliser le PIV afin de caractériser l'habitat du saumon atlantique juvénile le long d'un lien sédimentaire. Cependant, des problèmes dans la prise des images vidéos ont rendu impossible l'utilisation du PIV. Puisque nous possédions pour chacun des sites des mesures de vitesses au vélocimètre devant servir à une validation du PIV, la première partie du projet a été réalisée à l'aide des mesures récoltées à l'aide du vélocimètre. Dans cette partie du projet, nous avons examiné la variabilité des modèles de préférences d'habitat du poisson le long d'un lien sédimentaire en utilisant comme exemple l'habitat d'hiver nocturne du saumon atlantique (*Salmo salar*) juvénile.


Cette étude avait pour objectifs principaux 1) d'analyser la variabilité des modèles de préférence d'habitat de nuit des tacons en comportement hivernal le long d'un lien sédimentaire, et 2) d'examiner la variabilité de ces modèles d'habitat dans le contexte de la transférabilité de ces derniers entre les différents sites d'étude. Les travaux, effectués sur le lien sédimentaire Onésime de la branche Principale de la rivière Ste-Marguerite (Québec, Canada), ont permis de démontrer une préférence marquée, et relativement constante le long du lien sédimentaire, des tacons pour les vitesses faibles (0 – 20 cm/s) et les profondeurs d'eau entre 40 – 60 cm. La préférence des tacons pour le substrat était

cependant très variables le long du lien sédimentaire, ce qui suggère que le substrat n'était pas une variable importante pour la sélection d'habitat hivernal de nuit des tacons. Ces résultats suggèrent que les modèles de préférences développés dans cette étude pour la vitesse de l'écoulement et la profondeur d'eau seraient possiblement transférables entre des sites d'une même rivière, contrairement au modèle de préférence pour le substrat.

La deuxième partie du projet visait l'emploi du PIV en milieu naturel. Cependant, ceci est souvent compliqué par des conditions environnementales adverses qui en limitent l'utilisation. Dans la deuxième partie du mémoire, nous identifions deux de ces conditions. La première, appelée « effet de fond », se produit lorsque l'algorithme d'autocorrélation du PIV mesure le déplacement du fond immobile de la rivière, plutôt que celui de la surface de l'eau, en raison de la transparence de l'eau et de l'absence momentanée de particules traçantes à la surface. La seconde, appelée « effet de reflet », se produit lorsque des reflets à la surface de l'eau sont faussement interprétés par le PIV comme étant des vecteurs de vitesses réels. Les deux conditions ayant pour effet de causer une sous-estimation importante des vitesses par la méthode PIV, il existait un besoin réel de mieux identifier, et éventuellement, de filtrer les vecteurs de vitesses erronés associés à ces deux sources d'erreur.

La méthode de filtrage développée dans le cadre du mémoire utilise la fonction de densité de probabilité des vecteurs de vitesses instantanées afin d'isoler le pic principal associé aux vecteurs de vitesses réels et de filtrer les vecteurs de vitesse erronés causés par les effets de fond et de reflet. Avant l'application du filtrage, des corrélations significatives ont été obtenues entre les vitesses mesurées au vélocimètre et les vitesses non-filtrées mesurées au PIV (rivière Wharfe, $R^2 = 0,76$, $p < 0,001$; rivière St-Charles, $R^2 = 0,80$, $p < 0,001$) mais les pentes des relations (rivière Wharfe, pente = 0,43; rivière St-Charles, pente = 0,58) indiquaient une déviation de la relation 1:1 attendue. Après l'application du filtrage, les mesures au PIV étaient significativement corrélées avec celles prises au vélocimètre et les valeurs des pentes étaient proches de 1 (rivière Wharfe, $R^2 = 0,92$, $p < 0,001$, pente = 0,86; rivière St-Charles, $R^2 = 0,92$, $p < 0,001$, pente = 1,02). En

combinant les données des deux sites, une relation forte et significative a été obtenue ($R^2 = 0,95$, $p < 0,001$, pente = 0,94) entre les vitesses mesurées au vélocimètre et au PIV.


Julie C. Smith
Étudiante


Normand E. Bergeron
Directeur de recherche

Remerciements

Tout d'abord, je remercie mon directeur de recherche, Normand Bergeron, pour son soutien et son encouragement tout au long de ma maîtrise. Merci aussi à Francis Bérubé, le roi du PIV, sans qui ce projet n'aurait pas été possible. Merci d'avoir répondu à toutes mes questions avec patience.

Un grand merci à Mylène, à Giselle, à Catherine et à Véronique pour avoir corrigé toutes mes fautes de français. Merci aussi à tous ceux qui m'ont aidé sur le terrain : Francis, Marc-André, Giselle, Mylène, Jean-François et Nicolas. Merci à tout le labo Bergeron passé, présent et futur : Jean-François, Patrice, Elsa, Patricia, Mylène, Marc-André, Giselle et Annie. J'ai beaucoup appris de vos expériences d'ingénieur, de géographe et de biologiste.

Thanks to my parents for encouraging me and believing in me. Thanks also to the Furniture for their support and keeping me motivated. Merci également à tous mes amis de Québec et de Montréal pour votre encouragement et pour les moments de détente.

Finalement, ce projet n'aurait pas pu être réalisé sans le financement de GÉOIDE et sans l'appui du CIRSA, d'Aquasalmo et de l'INRS.

Table des matières

Résumé	ii
Remerciements	v
Table des matières	vi
Liste des figures	viii
Liste des tableaux	ix
Liste des tableaux	ix
Chapitre 1.....	1
Introduction.....	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Objectifs de recherche.....	3
1.2.1 Étude de la variabilité des préférences d'habitat du poisson en rivière...3	
1.2.2 Amélioration de l'application PIV en milieu naturel.....	3
1.3 Structure du mémoire.....	3
Chapitre 2.....	5
Le PIV.....	5
2.1 Introduction	5
2.2 Utilisation du PIV en laboratoire.....	5
2.2.1 Technique de base du PIV	5
2.2.2 La technique PIV en laboratoire	6
2.3 Utilisation du PIV en rivière.....	8
2.3.1 Particules traçantes.....	8
2.3.2 L'orthonormalisation des images vidéos.....	9
2.3.3 Fréquence de mesure des vitesses	10
2.4 Essais du PIV en milieu naturel.....	11
Chapitre 3.....	15
Modélisation de l'habitat du poisson en rivière	15
3.1 Les indices d'habitat	15
3.2 Du microhabitat au <i>riverscape</i>	19
3.2.1 Unités d'habitats fonctionnels.....	20
3.2.2 La dynamique des sections d'habitats hiérarchiques	21
3.2.3 Les relations spatiales d'habitat	22
3.2.4 Le <i>riverscape</i>	23
3.3 Le lien sédimentaire	24
Chapitre 4.....	27
Résumés des articles rédigés en anglais et contributions de l'étudiante	27
4.1 Résumé des travaux de recherche du chapitre 5.....	27
4.2 Résumé des travaux de recherche du chapitre 6.....	32
Chapitre 5.....	38
Variation of juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) nocturnal winter habitat models along a sedimentary link	38
5.1 Abstract	40
5.2 Introduction	41
5.3 Methodology.....	42
5.3.1 Study site	42

5.3.2	Habitat availability and use by salmon parr.....	43
5.3.3	Preference curves	44
5.4	Results	44
5.5	Discussion.....	45
5.6	Conclusion.....	48
5.7	References	49
Chapitre 6.....		57
	Filtering bed and flare effects from particle image velocimetry (PIV) measurements of surface flow velocities in rivers	57
6.1	Abstract	59
6.2	Introduction	60
6.3	Description of the bed effect and surface water flare effect.....	60
6.4	Filtering Method	61
6.5	Field Validation	62
6.6	Results and Discussion.....	64
6.7	Potential applications of PIV in the field	65
6.8	References	65
Bibliographie.....		72

Liste des figures

Figure 2.1 : La vitesse de l'écoulement est obtenue en divisant le déplacement entre deux images par le temps entres-elles.....	6
Figure 2.2 : Composantes principales d'un système PIV.....	7
Figure 3.1 : Courbes de préférence pour a) profondeur; b) vitesse de l'écoulement et c) D_{50}	17
Figure 3.2 : Courbes de préférences régionales de Jacobs	18
Figure 3.3 : Une représentation graphique des effets de disperser et de juxtaposer les habitats de frai et des juvéniles sur la production potentielle	20
Figure 3.4 : Diagramme représentant l'approche multi-échelle nécessaire pour comprendre des poissons et leur habitat physique.	24
Figure 3.5 : La dynamique des sections d'habitats hiérarchiques.....	21
Figure 5.1: Map of the Ste-Marguerite River	52
Figure 5.2: A) Availability B) Use C) Preference.....	53
Figure 5.3: A) Availability B) Use C) Preference.....	54
Figure 5.4: A) Availability B) Use C) Preference.....	55
Figure 6.1: Frequency distribution of instantaneous velocity vectors illustrating the bed effect (near zero velocity peak).....	67
Figure 6.2: Frequency distribution of instantaneous velocity vectors illustrating the effect of surface water flares.....	68
Figure 6.3: The spatial probability density function (PDF) of instantaneous velocity vectors in the x (longitudinal) and y (lateral) space: A) Prior to filtering, B) after filtering.....	69
Figure 6.4: Unfiltered PIV measurements compared to current meter measurements for the River Wharfe and the St-Charles River.	70
Figure 6.5: Filtered PIV measurements compared to current meter measurements for the River Wharfe and the St-Charles River.	71

Liste des tableaux

Table 5.1: Average use and availability of substrate, water depth, and flow velocity from Site 1 upstream to Site 8 downstream..... 56

Chapitre 1

Introduction

1.1 Problématique

Les modèles d'habitat relient les caractéristiques physiques de l'habitat fluvial aux préférences d'habitat du poisson afin de déterminer la quantité et la qualité d'habitat disponible pour une espèce et un stade de vie donné. À l'origine, les modèles d'habitat ont été développés dans le cadre de la problématique générale de la détermination des débits réservés à l'aval des réservoirs (Stalnaker *et al.*, 1995; Bovee *et al.*, 1998). De nos jours, les modèles d'habitats sont encore utilisés dans ce contexte précis, mais aussi dans celui plus large de la détermination de la capacité de production d'une rivière et de l'évaluation des impacts environnementaux des projets en rivière.

Les modèles d'habitat utilisent essentiellement trois variables d'habitat principal, soit la vitesse de l'écoulement, la profondeur de l'eau et la taille du substrat (deGraff et Bain, 1986; Heggenes, 1990; Scruton et Gibson, 1993; Bardonnnet et Baglinière, 2000; Leclerc *et al.*, 2003). Parmi ces trois variables, la distribution spatiale de la vitesse d'écoulement est certainement la plus laborieuse à obtenir car elle repose soit sur une mesure directe des vitesses à l'aide d'un vélocimètre, soit sur une modélisation hydrodynamique 2D du tronçon à l'étude (Leclerc *et al.*, 1995; Hardy, 1998). Dans le premier cas, chaque vitesse mesurée à l'aide du vélocimètre doit être échantillonnée sur une période de 40 à 70 secondes afin de tenir compte des fluctuations de l'écoulement (Buchanan et Somers, 1976), ce qui, répétée plusieurs dizaines de fois afin de caractériser une grande surface d'habitat, s'avère une tâche longue et coûteuse. La modélisation hydrodynamique 2D est aussi une approche relativement lourde car elle nécessite l'élaboration d'une topographie détaillée de la section de rivière à l'étude ainsi que la récolte de vitesses de courant à plusieurs débits afin de calibrer et de valider les modèles (Stalnaker *et al.*, 1995).

Récemment, l'utilisation de la vélocimétrie par images de particules (PIV) en milieu naturel a été explorée dans l'espoir d'offrir une alternative rapide, précise et peu coûteuse au vélocimètre. Le PIV est une technique d'analyse d'image qui utilise une séquence d'image enregistrée afin de mesurer le déplacement d'un objet (Adrian, 1991). Bien que

le PIV ait été utilisé depuis longtemps afin de mesurer la vitesse du courant dans l'environnement contrôlé des laboratoires, seulement quelques tentatives d'utilisation sur le terrain ont été effectuées jusqu'à maintenant (Bradley *et al.*, 2002; Creutin *et al.*, 2003; Fujita et Hino, 2003). Pour leurs essais, ceux-ci ont cependant positionné la caméra sur une structure très élevée (un pont, un toit et un hélicoptère), permettant ainsi de réduire la distorsion de l'image associée à l'angle de visée de la caméra. Puisque ce genre de structure est rarement disponible à proximité du site devant être étudié, une approche PIV où les images sont récoltées à partir de la berge a été récemment développée et validée avec succès (Bérubé *et al.*, 2004; Smith *et al.*, 2005).

Malgré ces développements, l'emploi du PIV en milieu naturel est cependant souvent compliqué par des conditions environnementales adverses qui en limitent l'utilisation. Dans le cadre du développement de la méthode PIV par notre équipe de recherche, nous avons identifié deux de ces conditions environnementales. La première se produit lorsque l'eau de la rivière est suffisamment claire et/ou peu profonde afin de rendre le lit de la rivière visible du point de vue de la caméra. Dans ce cas, l'algorithme d'analyse d'image du PIV mesure le déplacement du lit de la rivière, plutôt que celui du courant de surface, et interprète faussement ce résultat comme une vitesse de courant très près de zéro. La deuxième est associée à la présence de reflets à la surface de l'eau qui sont faussement interprétés par l'algorithme PIV comme de faibles vecteurs de vitesses. Les deux conditions ayant pour effet de causer une sous-estimation importante des vitesses par la méthode PIV, il existe un besoin réel de mieux identifier, et éventuellement, de filtrer les vecteurs de vitesses erronés associés à ces deux sources d'erreur.

Le développement et l'amélioration constante du PIV sur le terrain permettent d'entrevoir la possibilité d'utiliser cette méthode afin de quantifier l'habitat en rivière à une échelle beaucoup plus grande que celle du microhabitat. Il est de plus en plus reconnu que l'habitat du poisson devrait être étudié à une échelle plus grande en raison de la grande variabilité des types d'habitat disponibles sur une même rivière et de la diversité des habitats requis par une espèce de poisson à différents moments de son cycle de vie (Ward, 1998; Fausch *et al.*, 2002). De plus, des études montrant le faible succès du

transfert des modèles d'habitat entre des rivières possédant des caractéristiques géomorphologiques différentes (Hedger *et al.*, 2004) suggèrent que le transfert des modèles à l'intérieur d'une même rivière pourrait dépendre de la similarité entre les caractéristiques physiques des sites où les modèles ont été développés et transférés. Bien que des études aient déjà validé le transfert de modèles d'habitat entre des sites adjacents d'une même rivière (Heggenes, 1996; Guay *et al.*, 2000), aucune étude n'a jusqu'ici examiné la transférabilité de ces modèles entre des sites d'une même rivière suffisamment éloignés les uns des autres pour présenter des caractéristiques physiques différentes.

1.2 Objectifs de recherche

1.2.1 Étude de la variabilité des préférences d'habitat du poisson en rivière

Le premier objectif du mémoire consistait à utiliser le PIV afin de faciliter l'étude de la variabilité et de la transférabilité des modèles de préférences d'habitat du poisson entre différents types d'habitats observés à l'intérieur d'un même cours d'eau, le long d'un lien sédimentaire. L'espèce choisie pour cette partie de l'étude est le tacon de saumon atlantique en comportement hivernal. Cependant, des problèmes techniques reliés au PIV ont empêché que cet objectif soit complété à l'aide du PIV et l'étude a donc été effectuée avec des données prises au vélocimètre.

1.2.2 Amélioration de l'application PIV en milieu naturel

Le deuxième objectif de ce mémoire consiste à améliorer la performance du PIV en milieu naturel par le développement d'une méthode permettant d'identifier et de filtrer les erreurs de mesures du PIV associées à la clarté de l'eau et à la présence de reflets à la surface de l'eau.

1.3 Structure du mémoire

Le mémoire est composé de six chapitres. Le présent chapitre décrit la problématique de recherche et les objectifs du mémoire. Les chapitres deux et trois présentent des revues de la littérature portant respectivement sur la vélocimétrie par images de particules (PIV) et la modélisation de l'habitat du poisson en rivière. Le chapitre quatre présente un résumé français de deux articles scientifiques rédigés en anglais (présentés aux chapitres

suivants) ainsi que la contribution de l'étudiante à la préparation de chacun de ces articles. Le cinquième chapitre est aussi un article rédigé en anglais qui porte sur la variabilité des préférences d'habitat hivernal de nuit des tacons le long d'un lien sédimentaire. Le sixième chapitre est un article rédigé en anglais qui décrit une méthode permettant d'identifier et de filtrer les erreurs de mesures du PIV associés à la clarté de l'eau et à la présence de reflets à la surface de l'eau. Les deux articles seront soumis à des revues avec comité de lecture.

Chapitre 2

Le PIV

2.1 Introduction

La vélocimétrie par images de particules (PIV) est une technique d'analyse vidéo qui consiste à mesurer le déplacement d'une particule entre deux images (Adrian, 1991). Au cours des dernières années, cette technique a beaucoup évolué et son application s'est répandue dans de nombreux domaines de recherche. Par exemple, Warrick *et al.* (2005) ont utilisé le PIV pour étudier l'aérodynamique des colibris lorsqu'ils volent sur place. D'autres chercheurs ont employé le PIV pour examiner la diffusion des polluants s'échappant des cheminés (Said *et al.*, 2005) ou pour modéliser l'écoulement cardiovasculaire (Pekkan *et al.*, 2005). Cependant, c'est pour mesurer l'écoulement de l'eau en laboratoire que le PIV est le plus souvent utilisé (Fujita *et al.*, 1998; Weitbrecht *et al.*, 2002; Muste *et al.*, 2004).

Ce chapitre présente une revue de la littérature traitant spécifiquement de l'utilisation du PIV pour la mesure de la vitesse de l'écoulement. La première section décrit la base de la technique PIV pour la mesure de l'écoulement des fluides. Les sections suivantes traitent par la suite des aspects spécifiques liés à l'utilisation du PIV en laboratoire et en milieu naturel.

2.2 Utilisation du PIV en laboratoire

2.2.1 Technique de base du PIV

Alors que la méthode traditionnelle de mesure de la vitesse de l'écoulement à l'aide d'un vélocimètre ne permet que d'obtenir une mesure ponctuelle de la vitesse, le PIV permet de mesurer simultanément un champ de vitesse pour une surface bidimensionnelle ou tridimensionnelle (Raffel *et al.*, 1998; Campbell *et al.*, 2000) à l'aide d'images photographique, CCD (charge couple device) ou vidéo (Adrian, 1991; Raffel *et al.*, 1998) du fluide. L'écoulement est visualisé à l'aide de particules traçantes dispersées à la surface ou à l'intérieur du fluide. À partir d'une cellule d'interrogation, le patron des particules d'une première image est retrouvé dans une seconde image et le déplacement

des particules entre les deux images est calculé par une fonction d'autocorrélation (Adrian, 1991) (Figure 2.1). Cette fonction est représentée par la formule:

$$\Phi_{cor}(m, n) = \sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^N g_1(i, j) \cdot g_2(i + M, j + N) \quad (2.1)$$

où g_1 est l'image à $t = t_1$, g_2 est l'image à $t = t_1 + \Delta t$ et M et N sont les dimensions des cellules d'interrogation en pixels. La vitesse de l'écoulement à l'intérieur de la cellule d'interrogation est alors obtenue en divisant la distance parcourue entre les deux images par l'intervalle de temps entre celles-ci (Fujita *et al.*, 1998).

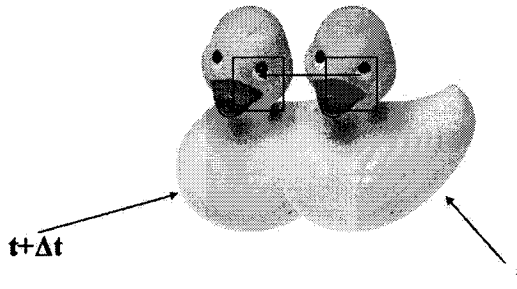


Figure 2.1 : La vitesse de l'écoulement est obtenue en divisant le déplacement entre deux images par le temps entres-elles.

2.2.2 La technique PIV en laboratoire

Traditionnellement, en laboratoire, un système PIV de base nécessite plusieurs composantes, soit une feuille laser, des particules dans le fluide pour disperser le laser, une lentille photographique reliée à un appareil photographique ou à un CCD (*charge coupled device*) et un ordinateur (Adrian, 1997; Prasad, 2000) (Figure 2.2). Dans les applications PIV de laboratoire, le mouvement du fluide est rendu visible par les particules en suspension dans ce dernier (Westerweel, 1997). Par conséquent, le matériau utilisé pour les particules est très important. Les caractéristiques des particules idéales sont les suivantes :

- Elles doivent suivre précisément le mouvement du fluide,

- Elles ne doivent pas changer les caractéristiques de l'écoulement et du fluide (Raffel *et al.*, 1998) et
- Elles ne doivent pas réagir avec les autres particules présentes dans le fluide (Westerweel, 1997).

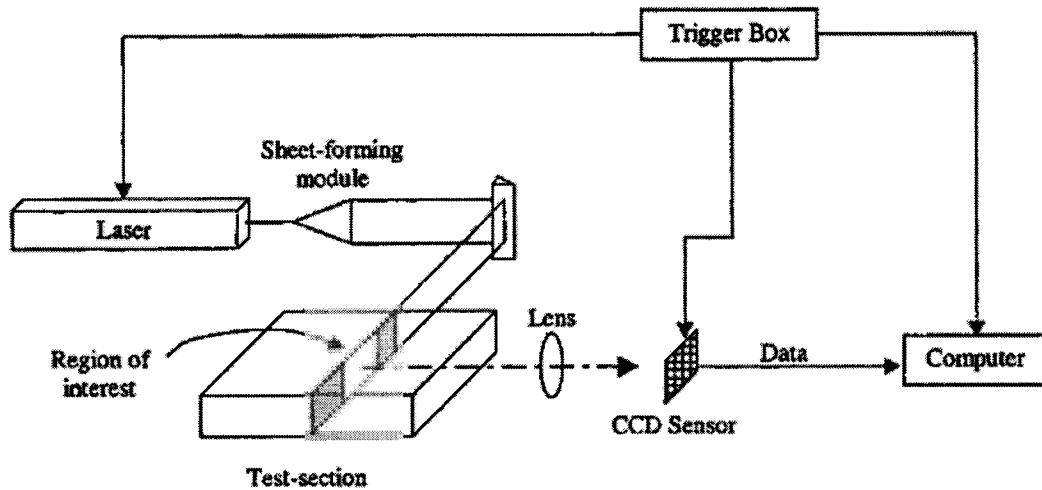


Figure 2.2 : Composantes principales d'un système PIV.

Au cours des dernières années, les méthodes utilisées pour enregistrer le mouvement des particules ont beaucoup évolué. À l'origine, ce mouvement était enregistré par une photographie ayant été soumise à deux périodes d'exposition afin de capturer le déplacement instantané des particules (Westerweel, 1997; Raffel *et al.*, 1998). Grâce aux avancées de la technologie, les images sont maintenant enregistrées par des appareils numériques (ex. : CCD) (Westerweel, 1997; Raffel *et al.*, 1998) ou par des appareils vidéos (Raffel *et al.*, 1998). Les CCD permettent d'augmenter la résolution des images et ainsi d'améliorer la précision des mesures de vitesse. En revanche, les vidéos ont l'avantage d'utiliser de l'équipement standard disponible commercialement. Par contre, les résolutions spatiale et temporelle sont réduites ainsi que la précision des mesures (Raffel *et al.*, 1998). Dans une image vidéo analogique, la résolution spatiale est limitée par le nombre de pixels qui est beaucoup moins grand que dans une image CCD (Raffel *et al.*, 1998). Pour sa part, la résolution temporelle de la vidéo analogique est limitée par le taux d'enregistrement des images qui n'est que 29.97 images/seconde en Amérique du

Nord (Raffel *et al.*, 1998). Enfin, le processus de numérisation des images vidéos peut induire des erreurs associées au mouvement des appareils qui entraîne un mauvais alignement des pixels (Raffel *et al.*, 1998).

Le déplacement des particules peut être calculé de deux façons, soit selon le principe du PTV (*particle tracking velocimetry*) qui suit le déplacement d'une seule particule dans l'image, soit selon le principe du PIV qui détermine le déplacement moyen des particules à l'intérieur d'une cellule d'interrogation (Prasad, 2000). Le PTV calcule des vitesses Eulériennes en suivant le trajet d'une particule entre deux images (Prasad, 2000). Cette méthode est optimale lorsque la densité des particules est faible (Prasad, 2000). Par contre, la densité des vitesses mesurées s'en trouve atténuée, car ces dernières sont distribuées aléatoirement dans l'image. Ainsi, il est nécessaire d'interpoler les résultats pour obtenir une grille uniforme (Prasad, 2000). À l'opposé, la méthode PIV produit une grille uniforme de vecteurs calculés pour chaque cellule d'interrogation dans l'image (Prasad, 2000). Cette méthode est donc optimale lorsque la densité des particules est forte (Prasad, 2000). Le PIV utilise le mouvement Lagrangien des particules afin d'estimer la vitesse Eulerienne instantanée (Prasad, 2000). Les vecteurs de vitesses sont calculés à l'aide de fonctions d'autocorrélation via des FFT (*Fast Fourier Transform*) qui permettent de moyenniser le déplacement des particules à l'intérieur d'une cellule d'interrogation. Par conséquent, la technique du PIV est plus robuste que la technique du PTV (Prasad, 2000).

2.3 Utilisation du PIV en rivière

2.3.1 Particules traçantes

En milieu naturel, les méthodes utilisées sont très différentes des méthodes employées en laboratoire en raison de plusieurs contraintes. Tout d'abord, les particules traçantes présentes à la surface de l'eau ne possèdent pas les mêmes caractéristiques que celles utilisées en laboratoire. Les particules doivent être assez grosses pour couvrir un pixel, mais assez légères afin de bien suivre l'écoulement (Bradley *et al.*, 2002). De plus, la rivière n'est pas artificiellement illuminée donc les particules doivent contraster avec la surface de l'eau (Bradley *et al.*, 2002) afin d'être bien détectées par la caméra. Enfin, il

est aussi préférable que les particules soient naturelles ou biodégradables. La mousse naturelle, générée par un rapide ou une chute et qui est souvent observée à la surface de l'eau, est parfois utilisée comme traceur (Creutin *et al.*, 2003). Des feuilles mortes étendues à la surface de l'eau peuvent aussi être utilisées (Bradley *et al.*, 2002). Cependant, il est difficilement envisageable d'utiliser ce type de traceur sur de larges cours d'eau.

2.3.2 L'orthonormalisation des images vidéos

En laboratoire, l'orthonormalisation des images n'est pas toujours nécessaire étant donné que la caméra est souvent orientée perpendiculairement à la surface filmée. En milieu naturel, il est plutôt rare que le PIV puisse s'utiliser de cette façon. Les images sont donc captées de façon oblique et elles doivent être transformées à partir du système de coordonnées de la vidéo à celui du domaine physique de la rivière en considérant que la surface de l'eau est un plan (Bradley *et al.*, 2002; Creutin *et al.*, 2003). Une transformation linéaire des coordonnées est effectuée pour transposer les vitesses dans le domaine physique :

$$Y_1 = \frac{a_1 x_1 + a_2 x_2 + a_3}{a_7 x_1 + a_8 x_2 + 1} \quad (2.2)$$

$$Y_2 = \frac{a_4 x_1 + a_5 x_2 + a_6}{a_7 x_1 + a_8 x_2 + 1} \quad (2.3)$$

où x_1 et x_2 sont les coordonnées dans l'image vidéo (pixel), Y_1 et Y_2 sont les coordonnées dans le monde physique réel et a_i sont les paramètres de transformation (Fujita *et al.*, 1998; Bradley *et al.*, 2002) qui sont établis par l'équations suivante (Fujita *et al.*, 1998) :

$$TA = Z \quad (2.4)$$

où

$$T = \begin{bmatrix} x_1 & y_1 & 1 & -x_1 X_1 & -y_1 X_1 & 0 & 0 & 0 \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ x_N & y_N & 1 & -x_N X_N & -y_N X_N & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & -x_1 Y_1 & -y_1 Y_1 & x_1 & y_1 & 1 \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ 0 & 0 & 0 & -x_N Y_N & -y_N Y_N & x_N & y_N & 1 \end{bmatrix} \quad (2.5)$$

et

$$A = [a_1, a_2, \dots, a_8]^T \quad (2.6)$$

et

$$Z = [X_1, X_2, \dots, X_N, Y_1, Y_2, \dots, Y_N]^T \quad (2.7)$$

2.3.3 Fréquence de mesure des vitesses

Les applications actuelles du PIV en milieu naturel utilisent généralement une caméra vidéo commerciale ayant un taux d'enregistrement des images de 30 Hz (Raffel *et al.*, 1998). Parfois, une fréquence d'échantillonnage aussi élevée peut nuire aux calculs de la vitesse. Ainsi, étant donné que le principe du PIV détermine la vitesse à partir du ratio du déplacement et du temps entre des images, il est clair que le déplacement d'une particule augmente linéairement avec le temps entre les images (Raffel *et al.*, 1998). La vitesse de l'écoulement (U) se définit comme suit :

$$|U| = \frac{|d(\Delta t)|}{M\Delta t} + \frac{\epsilon_{\text{resid}}}{M\Delta t} \quad (2.8)$$

où d est le déplacement entre deux images, Δt est le temps écoulé entre deux images, M est la facteur d'agrandissement, et ϵ_{resid} est l'erreur résiduelle (Raffel *et al.*, 1998). La précision de la mesure peut être améliorée en augmentant le temps entre les images. Par

contre, lorsqu'une certaine limite est dépassée, la quantité de bruit dans la mesure augmente (Raffel *et al.*, 1998). Par exemple, si l'écoulement est très lent et qu'un pas de un est utilisé, c'est-à-dire si le déplacement est calculé entre chaque paire d'images successives, la valeur du déplacement ne sera parfois pas mesurable et la vitesse calculée sera alors nulle (zéro). Par contre, si un pas de trois est utilisé, c'est-à-dire si le déplacement est calculé entre les images 1 et 4, 2 et 5, *etc.*, la valeur du déplacement entre les deux images sera alors assez grande pour obtenir une mesure adéquate de la vitesse. Cependant, un trop grand laps de temps entre deux images fera en sorte que la particule (ou le groupe de particules) à suivre ne sera plus visible sur la deuxième image, rendant ainsi impossible le calcul de la vitesse (Raffel *et al.*, 1998). Donc, en variant la fréquence de mesure, la fiabilité de la vitesse mesurée peut être améliorée.

Une autre considération à ne pas négliger est l'effet différentiel de la surface réelle d'une cellule d'interrogation, tout dépendant de sa localisation dans l'image vidéo. Ainsi, les cellules d'interrogation qui sont proches de la caméra correspondent à une plus petite surface réelle que les cellules localisées à une plus grande distance de la caméra. Alors, un petit pas d'échantillonnage (*e.g.* pas de 1) pourrait procurer de bonnes mesures de la vitesse pour les cellules d'interrogations à proximité de la caméra. Par contre, pour les cellules localisées plus loin de la caméra, un plus grand pas d'échantillonnage (*e.g.* pas de 2 ou 3) pourrait être nécessaire, tout dépendant de la vitesse de l'écoulement.

2.4 Essais du PIV en milieu naturel

Récemment, le PIV a été utilisé en milieu naturel afin de mesurer la vitesse de l'écoulement en surface (Fujito *et al.*, 1998; Bradley *et al.*, 2002; Creutin *et al.*, 2003; Fujito et Hino, 2003; Bérubé *et al.*, 2004). En général, en milieu naturel, les images sont enregistrées avec une caméra vidéo et aucun laser n'est utilisé pour l'illumination des particules, comme c'est le cas pour les expériences en laboratoire. Cette section présente des expériences récentes qui consistaient à mesurer, en milieu naturel, le débit ou la vitesse de l'écoulement à l'aide du PIV.

Bradley *et al.* (2002) ont déterminé le débit de la rivière Clear Creek à partir de données PIV. La caméra avait été installée sur un pont en aval de la section à l'étude. Puisqu'il n'y avait pas suffisamment de particules naturelles à la surface de l'écoulement, ces derniers ont étalé des feuilles mortes à la surface de l'eau en amont de la section filmée (Bradley *et al.*, 2002). Les vecteurs de vitesses obtenus à l'aide du PIV ont été interpolés et utilisés pour estimer le débit de la rivière. Cette approche a permis d'estimer un débit de $0.183 \text{ m}^3/\text{s}$, ce qui est comparable au débit de $0.192 \text{ m}^3/\text{s}$ calculé à partir de mesures au vélocimètre (Bradley *et al.*, 2002). Le principal problème rencontré lors de cette expérience concernait le traceur artificiel en surface. Malgré que l'utilisation de feuilles mortes ait bien fonctionné lors de l'échantillonnage, les auteurs sont conscients que ce traceur pourrait être problématique dans un cours d'eau plus imposant (Bradley *et al.*, 2002).

Creutin *et al.* ont également utilisé le PIV pour calculer le débit de la rivière Iowa. Cette expérience avait comme objectif additionnel de valider le calcul du débit estimé au PIV à plusieurs niveaux d'eau et de comparer ces derniers aux débits enregistrés par une station de jaugeage du USGS située à proximité (Creutin *et al.*, 2003). L'expérience effectuée sur la rivière Iowa n'a pas nécessité l'ajout de traceurs artificiels puisqu'il y avait une mousse suffisante à la surface de l'écoulement qui était produite par une chute artificielle en amont du site à l'étude (Creutin *et al.*, 2003). Creutin *et al.* ont recueilli des mesures à l'aide du PIV pour 10 débits différents ($50\text{-}300 \text{ m}^3/\text{s}$) sur une période de 20 jours. La relation niveau-débit a démontré que les débits calculés par le PIV étaient à l'intérieur de la variation des débits calculés au vélocimètre. Par contre, 2 à 4 valeurs étaient en dehors de la variation des valeurs mesurées au vélocimètre pour la relation niveau-vitesse moyenne (Creutin *et al.*, 2003). Les auteurs ont expliqué ces différences par la distorsion des extrémités des images et par la présence de reflets et d'ombrages sur les images (Creutin *et al.*, 2003).

Fujita *et al.* (1998) ont employé le PIV afin de caractériser l'écoulement de la rivière Yodo au Japon pendant la crue de 1993. Puisque la saisie traditionnelle de données de la vitesse d'une rivière en crue est trop dangereuse, Fujita *et al.* (1998) ont installé une

caméra vidéo sur le toit d'un bâtiment (hauteur de 65 m) afin de mesurer l'écoulement de surface. Leurs calculs du débit de la rivière, estimés à l'aide du PIV, étaient comparables (marge d'erreur de 3%) aux valeurs calculées par une station de jaugeage dont la relation niveau-débit était bien établie (Fujito *et al.*, 1998).

Fujita et Hino (2003) ont filmé la rivière Shin pendant une crue, à partir d'un hélicoptère, sans utiliser de traceurs artificiels. Les patrons grossiers de l'écoulement (comme des vortex) étaient utilisés comme traceur naturel. Les auteurs ont mesuré les vitesses au PIV pour plusieurs angles différents dans le but de les comparer (Fujito et Hino, 2003). Une bonne concordance a été notée entre les résultats obtenus à trois angles différents. Les auteurs ont aussi capté des images à l'étiage sur une autre rivière, soit la rivière Uji. Par contre, ils ont dû utiliser des traceurs artificiels, soit des craquelins de riz, étant donné qu'il n'y avait pas de patrons grossiers de l'écoulement sur cette rivière. Les deux méthodes ont produit de bonnes distributions de la vitesse. Par contre, la résolution de ces deux méthodes était faible comparativement aux autres études discutées précédemment étant donné l'élévation importante de la caméra héliportée. De plus, en condition d'étiage, les traceurs n'étaient pas distribués uniformément dans le courant. Ainsi, les vitesses n'ont pas été déterminées pour toutes les sections de la rivière à l'étude (Fujito et Hino, 2003). Étant donné que les deux rivières étaient en milieu urbain, les vecteurs de déplacement de l'arrière-plan ont été calculés à l'aide des structures urbaines (ponts, bâtisses, coins de rues) pour par la suite les soustraire des vecteurs de l'écoulement (Fujita et Hino, 2003).

Les images recueillies pour l'ensemble des expériences discutées précédemment ont toutes été captées à partir de grands bâtiments ou de ponts sur lesquels la caméra était installée dans le but de minimiser l'angle de visée de la caméra. Bérubé *et al.* (2004) ont récemment employé le PIV sur la rivière Wharfe en Angleterre. Lors de cette expérience, la caméra était à une hauteur de 3 mètres, ce qui implique un angle très oblique. Par contre, les résultats montrent tout de même une très bonne corrélation ($R^2 = 0,89$) entre les vitesses mesurées au vélocimètre et celles mesurées au PIV. De plus, la précision de la mesure ne semblait pas se détériorer lorsque la distance avec la caméra est augmentée

ni lorsque la vitesse est augmentée (Bérubé *et al.*, 2004). Par contre, il faut mentionner que la rivière Warfe n'est pas très large, soit 5 à 10 mètres en moyenne.

Chapitre 3

Modélisation de l'habitat du poisson en rivière

Les modèles d'habitat du poisson utilisent des indices de préférence afin de prédire la qualité et la quantité d'habitat disponible dans un tronçon de rivière. À l'origine, les modèles d'habitats ont été développés dans le contexte de la détermination des débits réservés (Stalnaker *et al.*, 1995; Bovee *et al.*, 1998). Cependant, les modèles d'habitat sont maintenant utilisés également pour déterminer la capacité de production d'une rivière et évaluer les impacts environnementaux des projets en rivières. Ces modèles sont généralement composés d'une description de l'habitat physique et d'indices de préférence des poissons pour les principales variables d'habitat, soit la vitesse de l'écoulement, la profondeur de l'eau et la taille du substrat (Bovee, 1982; Heggenes *et al.*, 1996; Guay *et al.*, 2000).

3.1 Les indices d'habitat

Trois grands types d'indices d'habitat sont décrits dans la littérature, dont les indices d'habitat de catégorie 1, qui sont créés à partir d'un jugement d'expert, d'observations professionnelles ou d'une revue de littérature (Bovee *et al.*, 1998; Parasiewicz et Dunbar, 2001; Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006; Ahmadi-Nedushan *et al.*, in press).

La deuxième catégorie d'indice d'habitat est la « courbe d'utilisation » obtenue à partir de l'histogramme de fréquence d'utilisation de l'habitat par le poisson (Bovee *et al.*, 1998; Parasiewicz et Dunbar, 2001; Ahmadi-Nedushan *et al.*, in press). Deux méthodes de terrain sont principalement utilisées pour déterminer l'utilisation de l'habitat des poissons en rivière soit, la pêche à l'électricité (Scruton et Gibson, 1993; Maki-Petays *et al.*, 2002) et l'observation visuelle en plongée (deGraff et Bain, 1986; Morantz *et al.*, 1987; Heggenes, 1990; Gries et Juanes, 1998; Guay *et al.*, 2000; Scruton *et al.*, 2002). Cependant, les deux méthodes ont des limites. La précision et la fiabilité des deux méthodes peuvent être réduites par des conditions d'eau turbide, de grandes profondeurs, la conductivité de l'eau, la vitesse de l'écoulement ainsi que par des conditions saisonnières, comme par exemple la présence d'un couvert de glace en hiver (Scruton *et al.*, 2002). Le problème majeur avec l'observation visuelle est le biais causé par les

écoulements rapides et peu profonds, car il est difficile d'y observer les poissons (Heggenes, 1990). Cette méthode est aussi problématique lorsque les juvéniles sont en comportement hivernal et se cachent dans le substrat le jour, ce qui rend l'observation visuelle plus difficile (Heggenes, 1990). Scruton *et al.* (2002) suggèrent une autre méthode pour déterminer les préférences d'habitat du poisson : la télémétrie. La télémétrie utilise des transpondeurs micro-radio qui sont chirurgicalement implantés dans les poissons afin de les suivre dans la rivière avec une antenne. La télémétrie a plusieurs avantages que les autres méthodes n'ont pas. La télémétrie offre la possibilité de suivre les mouvements des poissons à plusieurs échelles spatiales ainsi que dans diverses conditions environnementales (*e.g.* l'hiver) (Scruton *et al.*, 2002). Par contre, la télémétrie ne permet de suivre que les plus gros poissons (Scruton *et al.*, 2002) en raison de la taille des transpondeurs et du fait que le temps de suivi d'un poisson est limité par la durée des piles d'alimentation.

Peu importe la méthodologie utilisée pour localiser le poisson, l'utilisation de l'habitat est obtenue en mesurant la vitesse de l'écoulement (soit la vitesse moyenne ou soit la vitesse à la hauteur du poisson), la profondeur de l'eau et la taille du substrat à chaque point où un poisson a été localisé (Gries et Juanes, 1998; Guay *et al.*, 2000). Habituellement, une roche colorée et numérotée est utilisée pour marquer la localisation du poisson afin d'y retourner éventuellement pour caractériser l'habitat (deGraff et Bain, 1986; Gries et Juanes, 1998; Guay *et al.*, 2000).

La troisième catégorie d'indice est celle qui est généralement la plus fréquemment utilisée dans les études de microhabitat : les indices de « préférence » dont l'utilisation est pondérée par l'habitat disponible dans le site d'étude (Bovee *et al.*, 1998; Parasiewicz et Dunbar, 2001; Ahmadi-Nedushan *et al.*, in press). En plus de la caractérisation de l'habitat sélectionné par le poisson, un échantillonnage de l'habitat disponible pour le poisson est effectué pour la vitesse de l'écoulement, la profondeur de l'eau et la taille du substrat (deGraff et Bain, 1986; Gries et Juanes, 1998; Guay *et al.*, 2000). À partir des données d'utilisation de l'habitat par les poissons et de disponibilité de l'habitat, des courbes de préférences d'habitat peuvent être construites pour chacune des variables

d'habitat (deGraff et Bain, 1986; Scruton et Gibson, 1993; Guay *et al.*, 2000). Il existe deux types de courbes de préférence qui sont principalement utilisés pour des études de microhabitats. Premièrement, il y a le type présenté à la figure 3.1 qui montre une préférence qui varie de 0 à 1. Le ratio de la sélection et de la disponibilité est normalisée afin que la préférence varie de 0 à 1, où 1 indique la plus haute préférence pour une classe de la variable en question (Heggenes, 1990).

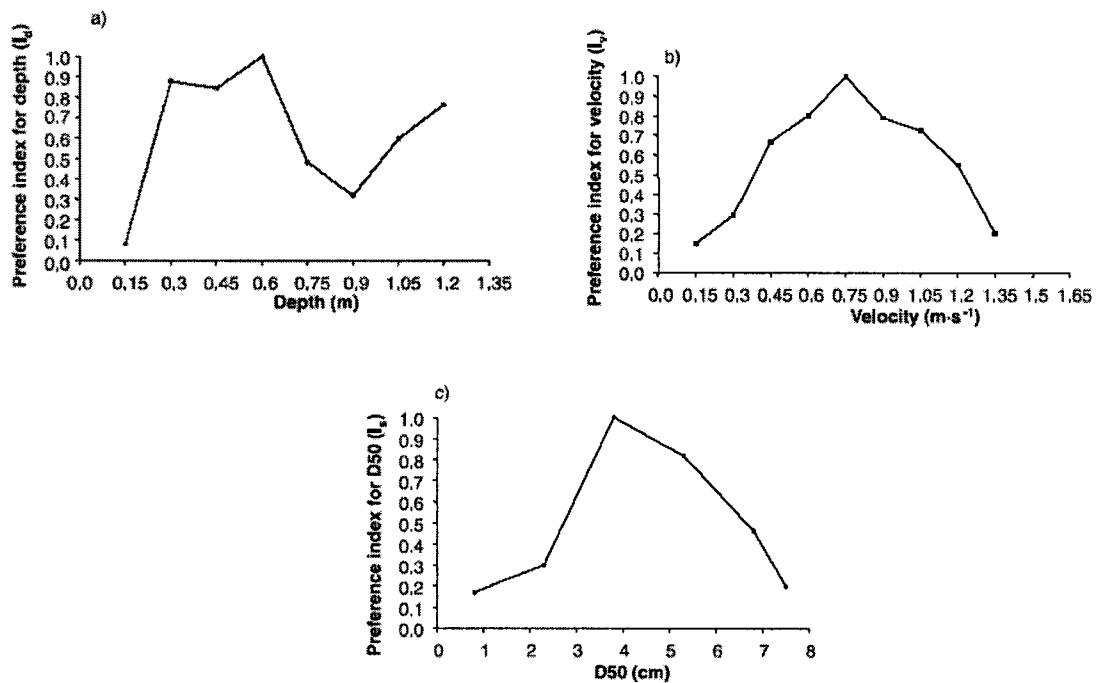


Figure 3.1 : Courbes de préférence pour les juvéniles du saumon atlantique pour a) profondeur; b) vitesse de l'écoulement et c) D₅₀ (Guay *et al.*, 2000)

Le deuxième type d'indice de préférence couramment utilisé est celui de Jacobs (1974) qui varie d'un évitement (-1) à une préférence (1) et est calculé selon la formule suivante :

$$D = \frac{\text{sél} - \text{disp}}{(\text{sél} + \text{disp} - 2(\text{sél} * \text{disp}))} \quad (3.1)$$

où 'sél' représente la proportion de poissons qui ont sélectionné une classe d'habitat et 'disp' représente la proportion de la même classe d'habitat disponible dans le site. Un exemple de ce type de courbe de préférence est présenté à la figure 3.2.

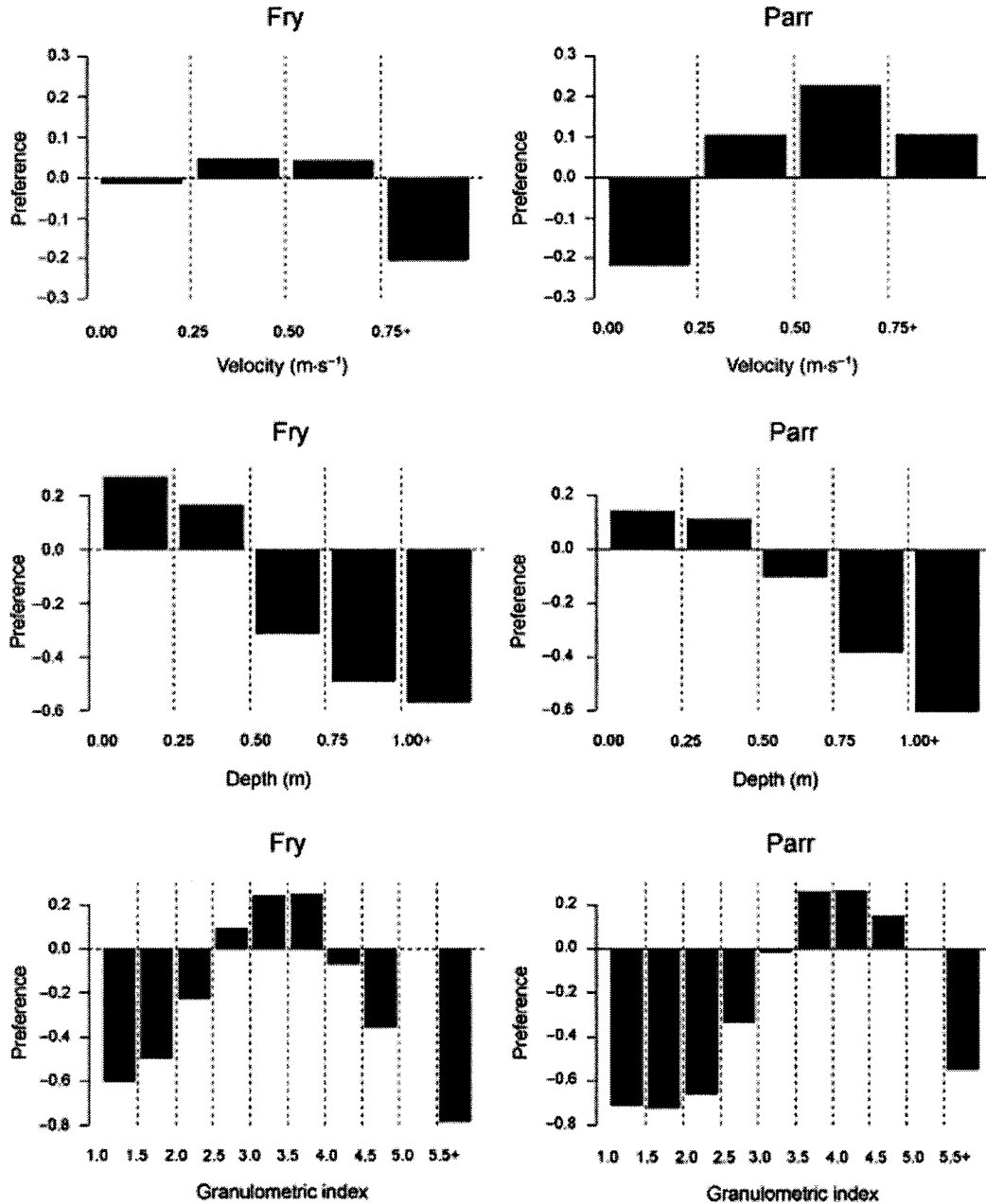


Figure 3.2 : Exemple de courbes de préférences calculées à partir de la méthode Jacobs' pour des alevins et des tacons de saumon atlantique (Hedger *et al.*, 2004).

Cette troisième catégorie d'indice de préférence est souvent utilisée dans les études de micro-habitat étant donné qu'ils sont supposés être plus transférables entre des sites

d'études (Parasiewicz et Dunbar, 2001). Par contre, une des faiblesses de cet indice est qu'il est sensible aux petites valeurs d'utilisation d'habitat qui peuvent avoir un effet disproportionné sur la forme de la courbe de préférence, ce qui explique que les courbes de types II lui sont parfois préférées (Gibbins et Acornley, 2000).

Bien que des chercheurs aient eu du succès à transférer des modèles de préférence entre différentes rivières (Mäki-Petäys *et al.*, 2002; Guay *et al.*, 2003), d'autres ont démontré que les modèles ne sont pas transférables lorsque les caractéristiques physiques des rivières sont très différentes (Hedger *et al.*, 2004). C'est pour cette raison qu'il est généralement suggéré de développer les modèles d'habitat sur la rivière même où ils doivent être utilisés (deGraff et Bain, 1986; Heggenes, 1996). Nykänen et Huusko (2004) ont étudié la transférabilité des courbes de préférences pour chacune des variables d'habitat. Ils ont trouvé que pour l'ombre commun, seule la vitesse était transférable entre les sites, et que les indices pour la profondeur et le substrat n'étaient pas constants dans leur transférabilité (Nykänen et Huusko, 2004). La préférence constante pour les vitesses faibles était déterminée par la faible capacité de nage de l'ombre commun (Nykänen et Huusko, 2004). Beecher *et al.* (2002) ont trouvé que pour le saumon coho, seuls les modèles de préférence composés de la vitesse et de la profondeur d'eau étaient transférables.

3.2 Du microhabitat au riverscape

Les modèles d'habitat sont généralement utilisés pour étudier les préférences des poissons à l'échelle du microhabitat, ce qui ne tient pas compte de l'emplacement du site le long de la rivière. Par contre, il est aussi important de considérer l'habitat à de plus grandes échelles spatiales et temporelles (Folt *et al.*, 1998; Kocik et Ferreri, 1998) étant donné que le cycle de vie des poissons se déroule généralement dans plusieurs types d'habitats et au cours de plusieurs années. Selon Folt *et al.* (1998), le saumon atlantique est une bonne espèce pour évaluer l'importance de l'échelle d'étude, puisque les processus qui affectent sa croissance, sa reproduction, sa survie et son évolution impliquent une grande étendue d'échelles spatiales et temporelles.

3.2.1 Unités d'habitats fonctionnels

Kocik et Ferreri (1998) ont souligné l'importance des relations spatiales entre les habitats afin de tenir compte de l'ensemble du cycle de vie du saumon atlantique. Ils ont présenté le concept des unités d'habitats fonctionnels (*functional habitat units* – FHU) qui sont des divisions naturelles d'habitat qui comprennent les éléments de l'habitat nécessaires pour tous les stades de vie du saumon atlantique (Kocik et Ferreri, 1998). La figure 3.3 montre qu'un tronçon de rivière est plus productif si les FHU sont plus dispersés dans la rivière que s'ils sont regroupés (Kocik et Ferreri, 1998).

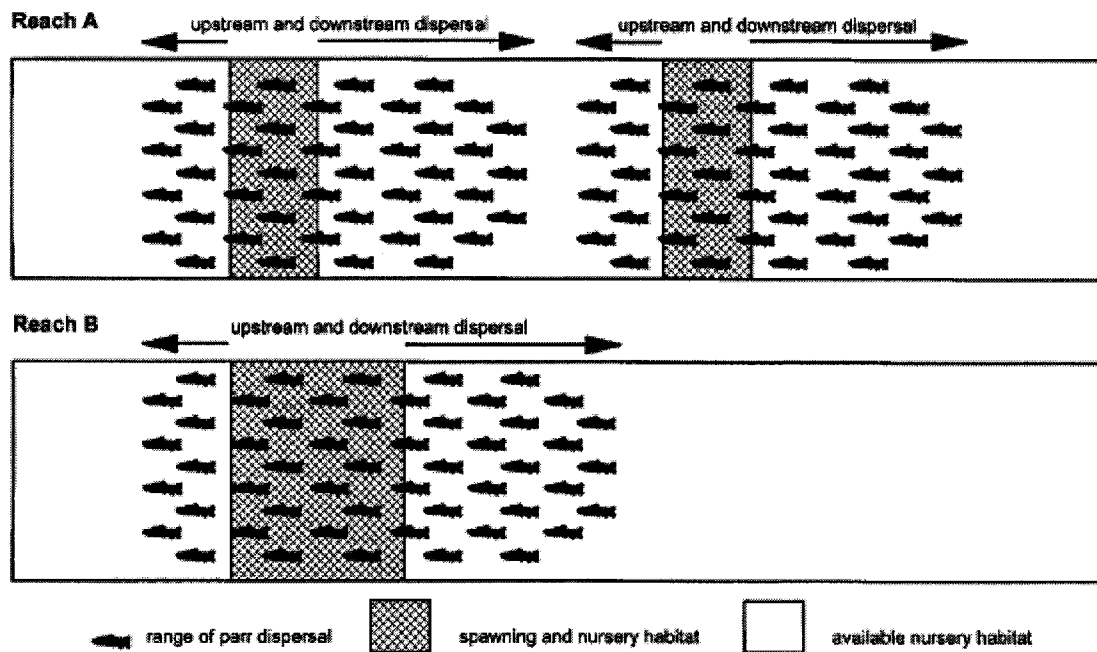


Figure 3.3 : Illustration de l'effet de disperser et de juxtaposer les habitats de frai et des juvéniles sur la production potentielle dans deux tronçons hypothétiques avec 5000 m² d'habitat de tacon et 800 m² d'habitat pour la fraie. Tronçon A : l'habitat de frai est séparé en deux sections et la dispersion produit deux FHU avec une aire de production totale de 3600 m². Tronçon B : l'habitat de frai est regroupé et la dispersion produit un FHU avec une aire de production totale de seulement 2200 m² (Kocik et Ferreri, 1998).

3.2.2 La dynamique des sections d'habitats hiérarchiques

Wiens (2002) a élaboré le concept d'écologie du paysage (*landscape ecology*) du milieu riverain. Tout comme les FHU, l'importance de la localisation d'un habitat ainsi que le contrôle qu'exercent les caractéristiques du paysage sur les liens entre les habitats est souligné (Wiens, 2002). Dans un système lotique, nous retrouvons des sections d'habitat (habitat patches) de diverses qualités. Les limites de ces sections ainsi que leur contexte et leur connectivité sont importants à étudier afin de mieux comprendre l'habitat aquatique (Wiens, 2002). Poole (2002) a proposé le concept de la dynamique des sections d'habitat hiérarchique (*hierarchical patch dynamics – HPD*) qui représente la rivière comme étant une mosaïque de sections d'habitat hiérarchiques reliés par des processus biologiques et physiques qui opèrent à travers plusieurs échelles (Figure 3.4). En considérant un système lotique, il faut donc tenir compte du fait qu'une rivière est un discontinuum composé de plusieurs segments d'habitat arrangés hiérarchiquement (Poole, 2002). D'ailleurs, le concept de HPD suppose que la dynamique du système ne peut pas être comprise sans connaître le contexte et la structure des interactions des sections hiérarchiques (Poole, 2002).

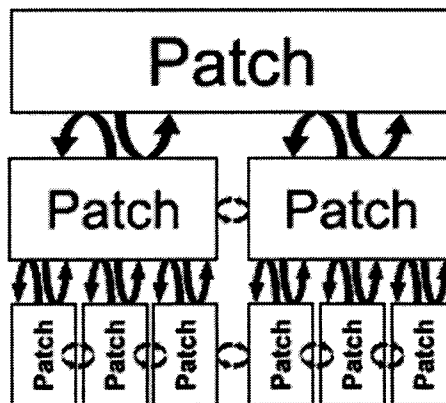


Figure 3.4 : La dynamique des sections d'habitats hiérarchiques. Chaque rangée représente le même paysage divisé en sections à des échelles spatiales différentes. Les flèches indiquent des processus qui causent des interactions et des rétroactions entre des sections d'habitats à l'intérieur de et à travers différentes échelles (Poole, 2002).

3.2.3 Les relations spatiales d'habitat

Dunning *et al.* (1992) et Schlosser (1995) ont proposé quatre relations spatiales qui sont importantes dans la régulation de la dynamique des populations. Schlosser (1995) a souligné l'importance de ces relations spatiales pour les poissons étant donné qu'ils ont besoin de plusieurs types d'habitat au cours de leur séjour en rivière. Ils proposent ainsi le concept des habitats complémentaires, des habitats supplémentaires, des sources et des puits et de l'effet du voisinage.

Les habitats complémentaires

Le concept des habitats complémentaires fait référence à la proximité des divers habitats nécessaires à une espèce afin de compléter son cycle de vie (Dunning *et al.*, 1992; Schlosser, 1995). Une section de rivière où les divers types d'habitats sont situés à proximité pourrait supporter une plus grande population qu'une autre où les habitats sont plus éloignés (Schlosser, 1995). Les habitats complémentaires pourraient avoir deux effets. Premièrement, les coûts énergétiques utilisés pour la migration seraient diminués, ce qui augmenterait les taux de croissance et de survie. Deuxièmement, le temps de migration serait diminué, réduisant ainsi les risques de prédation (Schlosser, 1995).

Les habitats supplémentaires

Un habitat supplémentaire est possible quand un animal peut soit remplacer une ressource avec une autre dans le même type d'habitat ou quand l'animal peut utiliser la même ressource dans un autre habitat (Dunning *et al.*, 1992; Schlosser, 1995). En présence d'habitats supplémentaires, la taille de la population pourrait augmenter en permettant aux individus d'augmenter leur taux d'alimentation et, par conséquent, leur taux de croissance, de survie et de fécondité.

La relation source-puits

La relation entre les sources et les puits décrit la variation spatiale de la production des juvéniles (Dunning *et al.*, 1992; Schlosser, 1995). Une source est une section de rivière où l'habitat est bon et où il y a un taux élevé de recrutement des juvéniles (Schlosser, 1995; Ménard, 2005). Les sources produisent des émigrants pour des sections moins

productives appelées des puits (Schlosser, 1995). La population des puits ne serait pas viable sans l'immigration des individus provenant des populations sources (Dunning *et al.*, 1992).

L'effet du voisinage

L'effet de voisinage suggère que l'abondance d'une espèce dans une section d'habitat est fortement influencée par les types d'habitats qui entourent la section ainsi que le genre de barrières entre les sections d'habitats (Schlosser, 1995). La perméabilité des barrières entre deux sections d'habitats détermine si l'organisme peut traverser la barrière (Dunning *et al.*, 1992; Schlosser, 1995). Par exemple, en rivière, une chute peut être une barrière à la dispersion des organismes si elle est d'une hauteur suffisante et que l'organisme ne peut pas la franchir (Schlosser, 1995).

3.2.4 Le riverscape

Ward *et al.* (1998) ont proposé le terme *riverscape* pour définir une approche holistique de l'étude des patrons et processus fluviaux (Figure 3.5). Fausch *et al.*, (2002) ont appliqué le concept du *riverscape* à l'étude des poissons en milieu lotique. Ils ont souligné l'importance de considérer la rivière en entier afin de bien comprendre l'habitat nécessaire au poisson pour l'ensemble de son cycle de vie (Fausch *et al.*, 2002). Leur approche à l'étude des systèmes lotiques comporte trois parties, 1) les données doivent être géoréférencées pour connaître l'emplacement spatial et temporel des habitats, 2) les lacunes à l'échelle de l'habitat intermédiaire doivent être comblées en récoltant des données à l'échelle spatiale (de 1 à 100 km) et temporelle (de 5 à 50 ans), ce qui correspond aux échelles utilisées par les poissons en rivières et 3) il est important de tenir compte du contexte des habitats à l'échelle intermédiaire (Fausch *et al.*, 2002).

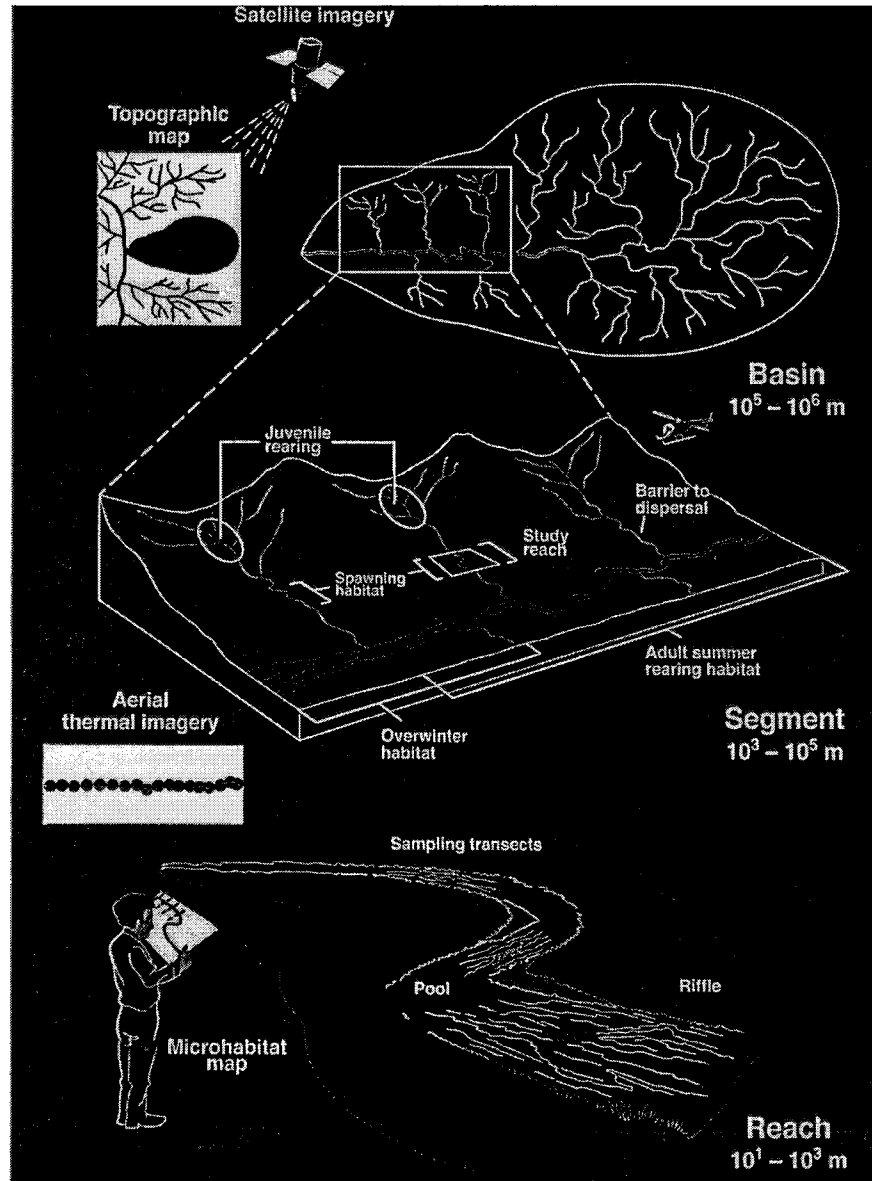


Figure 3.5 : Diagramme représentant l'approche multi-échelle nécessaire pour comprendre les poissons et leur habitat physique. Il existe une lacune au niveau de l'information à l'échelle du segment de cours d'eau, échelle à laquelle les poissons complètent leur cycle de vie (Fausch et al., 2002).

3.3 Le lien sédimentaire

Une division naturelle pour l'étude du *riverscape* est le lien sédimentaire qui est défini comme étant un affinement granulométrique vers l'aval qui est redémarré lors d'un important apport latéral de sédiment (Rice et Church, 1998; Rice, 1999). L'affinement granulométrique est un phénomène bien documenté en rivière. La taille du substrat diminue vers l'aval en fonction de la distance :

$$D = D_0 e^{-\alpha L} \quad (3.2)$$

où D est la taille des particules, D_0 est la taille initiale des particules, L est la distance vers l'aval et α est le taux de changement (Knighton, 1998; Robert, 2003). Trois mécanismes contribuent à l'affinement granulométrique vers l'aval : l'abrasion, le tri hydraulique et l'altération (Knighton, 1998). L'abrasion est le mécanisme qui diminue la taille du substrat par des processus mécaniques, par exemple le bris, l'écrasement et la fragmentation des particules (Knighton, 1998; Rice et Church, 1998). Le tri hydraulique s'effectue par trois processus : l'entraînement sélectif (des particules de tailles différentes sont entraînés à des forces tractrices différentes), le transport différentiel (la distance de transport d'une particule varie selon sa taille) et le dépôt sélectif (les grosses particules sont déposées avant les petites particules quand la force tractrice baisse) (Knighton, 1998). Généralement, c'est l'abrasion et le tri hydraulique qui sont considérés comme étant les processus les plus importants pour l'affinement granulométrique vers l'aval (Rice et Church, 1998; Robert, 2003).

L'affinement granulométrique vers l'aval peut être parfois interrompu par des apports latéraux de sédiments. Ces apports de sédiments peuvent provenir de plusieurs sources, soit des tributaires, des cônes de déjection ou du matériel non-alluvial, comme des dépôts glaciaires et de la roche-mère (Rice, 1998; Rice et Church, 1998). Ces apports de sédiments latéraux ont pour effet de renouveler la taille du sédiment plus grossier dans le cours d'eau et de redémarrer le processus d'affinement granulométrique vers l'aval (Rice et Church, 1998; Rice et Church, 2001). Ces apports de sédiments doivent cependant être d'une quantité suffisante et/ou d'une taille significativement plus grande que ce qui est présent dans le chenal principal (Rice, 1998; Rice, 1999). Il y a souvent plusieurs apports de sédiments latéraux le long d'une rivière, mais ils ne sont pas tous significatifs. Par exemple, des tributaires avec un substrat similaire à ce qui est retrouvé dans la branche principale ne changeront pas le caractère granulométrique de la branche principale. Sur les rivières Pine et Sukunka, seulement 15% des tributaires avaient pour effet de redémarrer l'affinement granulométrique vers l'aval (Rice, 1999). Malgré que la quantité de sable dans le sédiment augmente vers l'aval, une transition complète au sable n'est pas

inévitables (Rice, 1999). La quantité de sable dans le substrat est importante pour plusieurs espèces de poissons, en particulier pour la qualité des frayères et de l'habitat d'hiver du saumon atlantique (Rimmer *et al.*, 1984; Cunjak, 1988; Valdimarsson *et al.*, 1997; Bardonnnet et Baglinière, 2000).

Rice *et al.* (2001a) ont étudié l'effet des apports de sédiments latéraux sur la structure des communautés de macro-invertébrés le long de deux rivières graveleuses, la Pine et la Sukunka. (Rice *et al.*, 2001a; Rice *et al.*, 2001b). Ils ont observé une augmentation de la diversité et de la quantité de macro-invertébrés lors d'un apport latéral de sédiments (Rice *et al.*, 2001a). Ils ont noté une diminution dans la diversité des communautés de macro-invertébrés vers l'aval d'un lien sédimentaire et une augmentation positive lors d'un apport latéral de sédiments qui signifiait le début d'un lien (Rice *et al.*, 2001b). Ils ont souligné l'importance d'étudier les écosystèmes lotiques à l'échelle des liens sédimentaires (Rice *et al.*, 2001a; Rice *et al.*, 2001b).

Chapitre 4

Résumés des articles rédigés en anglais et contributions de l'étudiante

4.1 Résumé des travaux de recherche du chapitre 5

L'objectif initial de la première partie du projet était d'utiliser le PIV afin de faciliter la caractérisation de l'habitat du saumon atlantique juvénile le long d'un lien sédimentaire. Cependant, de nombreux facteurs ont rendu impossible la réalisation de cette partie du projet tel que prévue.

Premièrement, afin d'améliorer l'angle de visée de la caméra par rapport à la surface de l'eau, les prises de vues ont été effectuées en fixant la caméra au sommet d'une grue en aluminium d'une hauteur de 12 pieds. Puisque nous ne pouvions pas compter sur l'utilisation d'un moniteur afin de vérifier la qualité des prises de vues, nous avons constaté au retour du terrain qu'en de très nombreuses occasions, le vent (même très léger) ainsi que l'effet du courant sur le trépied, ont eu pour conséquence de créer des vibrations de la caméra qui ont rendues inutilisables les images vidéos. Nous comprenons maintenant l'importance de la stabilité de la caméra dans l'utilisation du PIV et réalisons qu'il eut été préférable d'installer la caméra plus près de la surface de l'eau sur un trépied très solide.

Deuxièmement, la procédure visant à ajouter des particules traçantes à la surface de l'eau s'est avérée déficiente. Une quantité insuffisante de mousse biodégradable a été ajoutée à la surface de l'eau, ce qui a causé de nombreux problèmes associés à la présence d'effets de fond et de reflets. Suite à ces travaux de terrain, nous avons été en mesure d'identifier ces deux types d'effets et de développer une méthode de filtrage des données. Cependant, l'ampleur des problèmes était tel qu'il s'est avéré impossible de « récupérer » les données déjà récoltées.

Finalement, nous avons rencontré des problèmes d'orthonormalisation des données en raison de la présence de bris de pente de la surface de l'eau à deux des sites à l'étude. Dans le futur, en présence de tel bris de pentes, un nombre suffisant de points de contrôle

de la surface de l'eau devrait être récolté de part et d'autre d'un bris de pente afin de permettre l'orthonormalisation distincte des sections situées à l'amont et à l'aval du bris de pente.

Pour ces raisons, et puisque nous possédions pour six des sites étudiés des mesures de vitesses au vélocimètre devant servir à une nouvelle validation du PIV, l'approche PIV a été abandonnée et la première partie du projet a été réalisée à l'aide des mesures récoltées à l'aide du vélocimètre.

Introduction

Les modèles d'habitat décrivent la préférence d'une espèce de poisson pour certaines variables d'habitat, soit la vitesse de l'écoulement, la profondeur de l'eau et la taille du substrat, afin de déterminer la quantité et la qualité de l'habitat disponible dans un tronçon de rivière (Scruton et Gibson, 1993; Guay *et al.*, 2000). Les préférences d'habitat sont déterminées à partir de l'habitat sélectionné par le poisson par rapport à l'habitat disponible (Bovee, 1982; deGraff et Bain, 1986; Morantz *et al.*, 1987; Heggenes, 1990; Scruton et Gibson, 1993; Mäki-Petäys *et al.*, 2004). Étant donné que les modèles d'habitat sont normalisés par la disponibilité, il devrait être possible de les appliquer à différents sites sur différentes rivières.

Cependant, il a été démontré que les modèles de préférences d'habitat ne sont pas transférables entre des rivières possédant des caractéristiques géomorphologiques différentes (Hedger *et al.*, 2004). Pour cette raison, il est généralement conseillé de développer les modèles d'habitat sur la rivière même où ils doivent être utilisés (deGraff et Bain, 1986; Heggenes, 1996). Bien que le transfert de modèles entre des sites adjacents d'une même rivière avec des caractéristiques géomorphologiques similaires ait déjà été validé, le transfert de modèles entre des sites éloignés d'une même rivière et possédant des caractéristiques physiques différentes n'a jamais été étudié.

Le but de cette partie du mémoire était d'étudier la variation des modèles de préférences d'habitat le long d'un lien sédimentaire. Un lien sédimentaire est une unité

géomorphologique qui est défini par un patron d'affinement granulométrique vers l'aval (Rice et Church, 1998). Ce patron est interrompu et redémarré lors d'un apport latéral important de sédiments provenant soit d'un tributaire, d'un cône alluvial ou de dépôts glaciaires (Rice et Church, 1998; Davey, 2005; Davey et Lapointe, In press).

Dans le cadre de cette étude, nous avons examiné la variabilité des modèles de préférences d'habitat du poisson le long d'un lien sédimentaire en utilisant comme exemple l'habitat d'hiver nocturne du saumon atlantique (*Salmo salar*) juvénile. Cette étude avait deux objectifs principaux. Le premier était d'étudier la variabilité des modèles de préférence d'habitat de nuit des tacons en comportement hivernal le long d'un lien sédimentaire. Le deuxième était d'examiner la variabilité de ces modèles d'habitat dans le contexte de la transférabilité de ces derniers entre les différents sites d'étude.

Méthodologie

L'étude a été effectuée sur la rivière Ste-Marguerite (Figure 5.1, p.52), Québec, Canada (48°27'31.49"N, 70°31'04.36"W). La rivière Ste-Marguerite se subdivise en neuf liens sédimentaires, dont le lien sédimentaire Onésime qui a été sélectionné pour la présente étude. Le lien Onésime est d'une longueur de 3.5 km et est situé à environ 66 km de l'embouchure. Huit sites d'étude séparés par une distance de 450 mètres l'un de l'autre ont été déterminés le long du lien sédimentaire. La taille du substrat (D_{50}) varie de 231 mm de diamètre en amont du lien jusqu'à 35 mm en aval. Lors de la période d'échantillonnage, la température de l'eau a fluctué entre 1 et 8°C.

En octobre 2004, l'habitat utilisé par les tacons en comportement hivernal de nuit a été déterminé par des plongeurs en apnée. Deux sites (5 et 7) ont été exclus des analyses dû aux conditions de terrain difficiles qui n'ont pas permis de compléter l'échantillonnage. Afin de déterminer l'habitat utilisé par les tacons actifs, l'échantillonnage s'est déroulé entre 23h00 et 3h00. Les plongeurs en apnée remontaient le courant en ligne parallèle et lorsqu'un tacon était observé, un jeton numéroté était déposé sur le substrat afin de marquer la localisation de ce dernier. Afin d'obtenir la distribution de fréquence

d'utilisation de l'habitat pour chacun des sites d'étude, la vitesse, la profondeur et le substrat étaient ensuite caractérisés à l'emplacement de chaque jeton.

Afin de déterminer l'habitat disponible à chaque site, la vitesse, la profondeur et le substrat étaient aussi caractérisés. À chaque point de mesure, le D_{50} était estimé selon la méthode visuelle décrite par Latulippe *et al.* (2001). La vitesse moyenne de l'écoulement était échantillonnée sur 60 secondes, à 0,4 de la profondeur, à l'aide d'un vélocimètre de type Marsh-McBirney. Par la suite, les courbes de préférence ont été construites pour chaque site en utilisant la méthode de Jacobs' (1974).

Résultats et discussion

Les résultats indiquent une préférence forte et constante des tacons pour les vitesses de 0 – 20 cm/s pour 5 des 6 sites le long du lien sédimentaire Onésime (Figure 5.2, p.53). De plus, les valeurs de préférence et d'évitement de l'habitat étaient relativement constantes pour les autres classes de vitesse. Cette constance des préférences le long du lien sédimentaire suggère que la vitesse est une variable très importante pour la sélection de l'habitat par les tacons en comportement hivernal de nuit. Les vitesses privilégiées par ces derniers sur la rivière Ste-Marguerite sont comparables aux observations de Parrish et Whalen (1999) qui ont observé une sélection des vitesses moyennes par des tacons variant de 17 – 21 cm/s. La préférence des faibles vitesses pourrait s'expliquer par la réduction de la capacité de nage des tacons dans l'eau froide (Rimmer *et al.*, 1985) associée à la réduction de taux métabolique et à la nécessité de minimiser les demandes énergétiques (Cunjak, 1996). La préférence de la classe de vitesse 60 – 80 cm/s pour le site 6 peut s'expliquer par la présence d'une frayère à cet endroit. De plus, l'échantillonnage coïncidait avec la période de fraie de l'espèce concernée. Ainsi, les tacons observés étaient peut-être présents sur le site pour s'alimenter sur les œufs à la dérive, tel que proposé par Cunjak *et al.* (1998; Cunjak et Therrien, 1998).

Même si les résultats ont démontré une forte préférence des tacons pour les profondeurs de 40 – 60 cm sur l'ensemble du lien sédimentaire, cette dernière est moins constante que la préférence de l'habitat concernant les vitesses de l'écoulement (Figure 5.3, p.54). En

effet, les résultats ont démontré que les tacons préféraient la classe de vitesse 40 – 60 cm pour 5 des 6 sites à l'étude avec des valeurs d'indices de préférence variable. Ce résultat est comparable à la sélection des profondeurs moyennes, de 39 – 45 cm, observées par Whalen et Parrish (1999). Le site 4 est différent des autres sites concernant les préférences d'habitat par exemple, la prédominance de la classe de profondeurs variant de 80 – 100 cm. Les résultats observés sur ce site mettent en évidence les problèmes découlant de l'étude d'une rivière avec un faible densité de poisson. Par exemple, étant donné la faible densité, un tacon qui sélectionne la classe des profondeurs de 80 – 100 cm représente une plus grande proportion (~7%) de ce qui est disponible sur le site (<~1%). Ceci démontre les problèmes statistiques discutés par Gibbins et Acornley (2000) concernant les modèles d'habitat de type II (utilisation) par rapport au type III (préférence) tel que défini par Parasiewicz et Dunbar (2001). Ainsi, lorsque les échantillons sont petits, des valeurs extrêmes peuvent déformer la courbe de préférence de type III (Gibbins et Acornley, 2000). Toutefois, les courbes de type II sont plus spécifiques aux sites où elles sont établies comparativement aux courbes de type III (Parasiewicz et Dunbar, 2001).

Malgré le fait que les patrons de substrat disponible et sélectionné étaient similaires le long du lien sédimentaire, la classe le plus sélectionnée n'était pas celle qui était disponible dans la plus grande quantité (Figure 5.4, p.55). Par conséquent, les préférences de substrat étaient très variables le long du lien sédimentaire pour l'habitat hivernal de nuit. Étant donné les préférences très variables le long du lien sédimentaire, le substrat ne semble pas être une variable importante pour la sélection d'habitat hivernal de nuit. Par contre la proximité de substrat grossier offrant des interstices où les tacons peuvent se cacher le jour reste important pour l'habitat hivernal (Rimmer *et al.*, 1983; Cunjak, 1988; Cunjak *et al.*, 1998; Valdimarsson et Metcalfe, 1998; Whalen et Parrish, 1999; Alfredsen et Tesaker, 2002). En comportement hivernal de nuit, la position sélectionnée par le tacon est donc plutôt déterminée par la vitesse et la profondeur disponible dans le site.

Contributions de l'étudiante

J'ai planifié et effectué les travaux de terrain nécessaire pour l'étude. J'ai compilé les données et j'ai calculé les modèles d'habitat pour chacun des sites d'études. Ces modèles ont été compilés dans des graphiques plus faciles à interpréter. Par la suite, j'ai interprété les résultats, et rédigé l'article en anglais.

4.2 Résumé des travaux de recherche du chapitre 6

Introduction

Des applications de la vélocimétrie par images de particules (PIV) en milieu naturel ont récemment été développées afin de réduire le temps et l'effort nécessaire à l'obtention de la distribution spatiale des vitesses d'écoulement en rivière (Fujita *et al.*, 1998; Bradley *et al.*, 2002; Creutin *et al.*, 2003; Bérubé *et al.*, 2004). Ces applications utilisent des particules traçantes naturelles (mousse, feuilles, glace) ou artificielles (mousse biodégradable, riz) pour tracer l'écoulement de surface à partir de vidéos numériques obliques. Chaque mesure de vitesse est obtenue à l'intérieur d'une fenêtre d'interrogation de la surface de l'écoulement. Le déplacement des particules traçantes est calculé entre des paires d'images vidéo à l'aide d'un algorithme d'autocorrélation, puis divisé par l'intervalle de temps entre les images vidéo. Ce processus est répété pour chacune des paires d'images afin d'obtenir une distribution des fréquences des vitesses instantanées. Ce processus est ensuite effectué pour l'ensemble des fenêtres d'interrogation retrouvées dans la prise de vue de la caméra.

L'utilisation du PIV en milieu naturel est cependant souvent rendu difficile par les conditions environnementales variables. Dans cet article, nous identifions deux de ces conditions qui rendent l'utilisation du PIV difficile en milieu naturel. La première est reliée à l'effet combiné de la clarté de l'eau et de l'absence momentanée de particules traçantes à la surface de l'eau. La seconde est associée à la présence de reflets à la surface de l'eau. Nous présentons ensuite une méthode qui permet de filtrer de nos analyses les erreurs induites par ces deux conditions. Finalement, nous illustrons

l'efficacité de la technique PIV en milieu naturel et de la méthode de filtrage des données à l'aide d'une étude effectuée sur deux rivières situées au Royaume-Uni et au Canada.

Description de l'effet du fond et des reflets à la surface de l'eau

Nous utilisons le terme « effet de fond » afin de décrire la situation où l'algorithme d'autocorrélation du PIV mesure le déplacement du fond immobile de la rivière plutôt que le mouvement de la surface de l'eau. Cette situation se produit lorsque l'eau de la rivière est claire et peu profonde et que la concentration des particules traçantes à la surface de l'eau est faible. Dans ce cas, l'algorithme PIV détecte le fond de la rivière plutôt que la surface de l'eau, ce qui induit le calcul de vitesses nulles ou très petites pour certaines paires d'images vidéo. Cet « effet de fond » a alors pour effet de créer un mode près de zéro dans la distribution de fréquence des vitesses instantanées (Figure 6.1, p.67). Si cette situation n'est pas identifiée et corrigée, la vitesse moyenne calculée sera alors sous-estimée.

Nous utilisons le terme « effet de reflet » afin de décrire la situation où l'algorithme suit les reflets à la surface de l'eau qui sont interprétés par le PIV comme étant des vecteurs de vitesses qui correspondent aux caractéristiques du reflet. La présence de ces reflets a alors pour conséquence d'introduire du bruit dans la distribution de fréquence des vitesses instantanées (Figure 6.2, p.68).

Méthode de filtrage

La méthode de filtrage est basée sur la construction et l'analyse d'une fonction de densité de probabilité des vecteurs de vitesses instantanées dans l'espace en x (longitudinal) et y (latéral) (Figure 6.3A, p.69). Pour chacune des fenêtres d'interrogation, la fonction de densité de probabilité est construite en discrétisant l'espace des vecteurs de vitesses en tuiles de 1 x 1 cm/s et en calculant la densité de points dans chaque tuile. La distribution de fréquence cumulée des niveaux de densités est ensuite utilisée afin d'extraire les tuiles qui ont une densité de points au-dessus d'un percentile donné. Au cours de nos tests, nous avons déterminé qu'un seuil correspondant au 90^{ième} percentile de la distribution de fréquence cumulée des niveaux de densités permettait de préserver les vecteurs de

vitesse réels mais de filtrer les vecteurs de vitesse erronés causés par les effets de fond et de reflet (Figure 6.3B, p.69). L'effet de cette méthode de filtrage est d'isoler le pic principal de la fonction de densité de probabilité associé aux vecteurs de vitesses réels, permettant ainsi le calcul de la valeur du vecteur de vitesses moyen.

Validation du PIV sur le terrain

Deux sites d'études différents ont été utilisés afin de valider le PIV et la méthode de filtrage. Le premier site est situé sur la rivière Wharfe près de la ville de Leeds, Royaume-Uni. Lors de l'échantillonnage, la largeur du chenal actif était de 10 mètres et la profondeur maximum de l'eau était d'environ 1,2 mètres. Le travail de terrain a été effectué en hiver, lors d'une journée nuageuse. L'eau était alors turbide et il y avait une abondance de particules traçantes naturelles à la surface de l'eau. Le deuxième site est situé sur la rivière St-Charles, près de la ville de Québec, Canada. Lors de l'échantillonnage, la largeur du chenal actif était d'environ 30 mètres et la profondeur maximum de l'eau était d'environ 0,6 mètres. L'échantillonnage a été effectué en été, lors d'une journée ensoleillée quand la rivière était en étiage et l'eau était claire. Étant donné l'absence de particules traçantes naturelles, une mousse de shampooing biodégradable a été dispersée à la surface de l'eau en amont de la zone filmée.

À chaque site, des images vidéos numériques obliques de la surface de l'eau ont été obtenues en utilisant une caméra vidéo numérique mini-dv 3-CCD (Sony VX-1000, 480 x 720 pixels) installée sur une berge et montée sur un trépied de 1,5 mètres. La hauteur de la berge était respectivement de 1,5 m et de 3 m pour les rivières Wharfe et St-Charles. Les images vidéos ont été récoltées à une fréquence de 30 Hz (30 images/second) pendant une durée de une minute pour la rivière Wharfe et deux minutes pour la rivière St-Charles. À chaque site, un minimum de cinq points de contrôles ont été récoltés à la surface de l'eau avec un DGPS (Leica RTK DGPS) sur la rivière Wharfe et avec une station totale (Leica TC 307) sur la rivière St-Charles afin de géoréférencer les vitesses PIV. À chaque site, des vitesses de surfaces géoréférencées ont été mesurées pendant 60 secondes à l'aide d'un vélocimètre de type Valeport (modèle 002) sur la rivière Wharfe (n = 14) et de type Marsh-McBirney (modèle Flow Mate) sur la rivière St-Charles (n = 19).

Par la suite, les vidéos ont été transférées sur un ordinateur et enregistrées en format mpeg4 pour les analyses. Les mesures de vitesses PIV ont été effectuées à l'intérieur d'une fenêtre d'interrogation de 40 x 40 pixels centrée sur chacun des endroits où une vitesse a été mesurée à l'aide du vélocimètre. Ces analyses ont été effectuées à l'aide de programmes MATLAB qui calculent le déplacement des particules traçantes à l'aide d'une fonction d'autocorrélation (équation 6.1 p.63). Afin d'optimiser la qualité du calcul des vitesses, les données de la rivière Wharfe ont été analysées à une fréquence de 30 Hz et celles de la rivière St-Charles à une fréquence de 15 Hz. Les vitesses instantanées ainsi calculées en pixels/secondes ont par la suite été orthorectifiées à l'aide des points de contrôles afin d'obtenir des vitesses en cm/seconde.

Résultats et Discussion

Pour les deux sites d'études, des corrélations significatives ont été obtenues entre les vitesses mesurées au vélocimètre et les vitesses non-filtrées mesurées au PIV (rivière Wharfe, $R^2 = 0,76$, $p < 0,001$; rivière St-Charles, $R^2 = 0,58$, $p < 0,001$). Toutefois, la pente des relations était très différente de la relation 1 : 1 attendue (rivière Wharfe, pente = 0,43; rivière St-Charles, pente = 0,58) et (Figure 6.4, p.70). En supposant que les mesures de vitesses au vélocimètre correspondent aux valeurs réelles des vitesses, l'exactitude et la précision des mesures PIV ont été calculées pour la rivière Wharfe -4,29 cm/s et $\pm 8,44$ cm/s et pour la rivière St-Charles -30,92 cm/s et $\pm 9,96$ cm/s. La grande différence entre les valeurs d'exactitude des deux rivières peut être expliquée par le contraste des conditions environnementales à ces deux sites au moment de la prise des données et l'impact de ces conditions sur l'importance relative des effets de fond et de reflet. Sur la rivière St-Charles, la grande sous-estimation des vitesses par la méthode PIV s'explique par l'importance de l'effet de fond associé à l'eau très claire et peu profond à ce site. Contrairement, sur la rivière Wharfe, l'effet du fond était moins prononcé étant donné que l'eau était plus turbide ce qui a rendu le fond invisible. Malgré que les reflets à la surface étaient présents aux deux sites d'études, ils étaient plus prononcés sur la rivière St-Charles où un ciel clair favorisait la présence de reflets du soleil à la surface de l'eau.

Après le filtrage des vitesses instantanées, les mesures au PIV des deux sites étaient significativement corrélées avec les mesures prises au vélocimètre et les valeurs des pentes étaient proches de 1 (rivière Wharfe, $R^2 = 0,92$, $p < 0,001$, pente = 0,86; rivière St-Charles, $R^2 = 0,92$, $p < 0,001$, pente = 1,02). Lorsque les deux jeux de données ont été combinés, une relation forte et significative a été obtenue ($R^2 = 0,95$, $p < 0,001$, pente = 0,94) entre les vitesses mesurées au vélocimètre et celles mesurées au PIV. Les mesures de vitesses PIV ainsi obtenues ont une exactitude de $-4,37$ cm/s et une précision de $\pm 5,26$ cm/s (Figure 6.5, p.71).

Applications de terrain potentiel du PIV

Cette étude montre qu'il est possible d'agrandir la gamme des conditions environnementales pour lesquelles le PIV peut être utilisé en milieu naturel lorsque les sources d'erreurs potentielles peuvent être identifiées et éliminées. L'utilisation du PIV en milieu naturel ouvre de nombreuses possibilités d'application dans les domaines qui nécessitent une quantification rapide et efficace des vitesses d'écoulement (ex : modélisation d'habitat, calibration et validation des modèles hydrodynamiques, etc.). L'utilisation du PIV en milieu naturel rend aussi possible la mesure des vitesses dans les périodes de crues ou de débâcles où l'utilisation du vélocimètre est impossible ou dangereuse. Finalement, le PIV est un outil de mesure idéal du ruissellement de surface en études de bassin où l'écoulement n'est pas assez profond pour permettre l'utilisation d'un vélocimètre.

Plusieurs de ces applications potentielles nécessitent souvent une mesure de la vitesse moyenne du profil de vitesse et non une mesure de la vitesse en surface. Dans ce cas, la vitesse moyenne du profil peut être estimée en multipliant la vitesse de surface par un facteur de 0.8 (Matthes, 1956), où, si la profondeur d'eau et la granulométrie du lit sont connues, en utilisant la loi de distribution logarithmique de la vitesse au-dessus du lit.

Contributions de l'étudiante

J'ai participé à la planification et à l'exécution des travaux sur le terrain sur la rivière St-Charles. J'ai compilé les données brutes de terrain et j'ai transféré et comprimé tous les

fichiers vidéo PIV dans un format que MATLAB reconnaît. J'ai compilé et analysé les résultats après les analyses effectuées en MATLAB par Francis Bérubé. J'ai participé à l'interprétation des données et des résultats. J'ai créé les graphiques pour l'article.

Chapitre 5

Variation of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) nocturnal winter habitat models
along a sedimentary link

Variation of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) winter nocturnal habitat models along a sedimentary link¹

Smith, Julie C. and Bergeron, Normand E.
INRS- Eau, Terre et Environnement, 490, rue de la Couronne, Québec (Québec), G1K 9A9 Canada

*Correspondence to:

N. E. Bergeron,
INRS- Eau, Terre et Environnement,
490, rue de la Couronne, Québec (Québec), G1K 9A9 Canada
Tel. (418) 654-3703; Fax (418) 654-2600
E-mail : nbergeron@ete.inrs.ca

¹ This paper is a contribution to the scientific program of CIRSA, the Centre Interuniversitaire de Recherche sur le Saumon Atlantique.

5.1 Abstract

As fish habitat preference models have been demonstrated to transfer poorly between rivers with different geomorphic characteristics, it is generally recommended that habitat models be developed specifically for the river to be studied. However, the question of habitat model transferability within a river has rarely been examined. This paper describes the results of a study aiming to determine the habitat preference variability of juvenile Atlantic salmon exhibiting winter nighttime behaviour along the Onesime sedimentary link of the Ste-Marguerite River, Québec, Canada. The results indicated that water velocity was the most consistently preferred variable along the sedimentary link (0 – 20 cm/s for 5 of the 6 sites). Depth preferences were slightly more variable but there was still a consistent preference for the 40 – 60 cm depth class (5 of 6 sites). Substrate preferences were extremely variable between sites, which suggests that substrate does not play an important role in nocturnal winter habitat selection. We suggest that the observed variation in habitat preference consistency along the link can be interpreted in terms of the relative importance of each variable in the selection of nighttime habitat by parr in cold water. Analysis of these results indicates that velocity is the most important variable for nighttime winter habitat selection, possibly due to physiological constraints. Additionally, while parr exhibited consistent preferences for specific velocity and depth classes, preferences for other classes were variable and therefore, habitat models should be transferred with caution.

5.2 Introduction

Fish habitat models use the fish preferences for certain habitat variable classes (e.g. flow velocity, water depth, and substrate size) to determine the quantity and quality of available habitat in a river reach (Scruton and Gibson, 1993; Guay *et al.*, 2000). It is well established that simply characterizing the habitat used by fish is insufficient to describe their preferences since a large proportion of fish observed in a given habitat variable class could be due to a proportionally larger availability of that habitat class in the study reach (Johnson, 1980). For this reason, habitat preference indices are often chosen over habitat use indices. Such habitat preference indices are calculated by weighting the proportion of fish using a given habitat variable class by the proportion of that same habitat variable class available in the study site (Bovee, 1982; deGraff and Bain, 1986; Vadas Jr and Orth, 2001; Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006). Different weighting methods are available but the normalized preference method and the Jacobs' method are the two most commonly used. The normalized preference method produces indices with values ranging from 0 to 1, with 0 indicating no preference and 1 indicating the maximum preference for a habitat variable class (Bovee, 1982; Heggenes, 1990). The Jacobs' method produces indices ranging from -1 to 1, with positive values indicating preferred habitat conditions and negative values indicating avoided habitat conditions (Jacobs, 1974).

As habitat preference indices are normalized by habitat availability, they are generally thought to be more easily transferable between rivers or river reaches than habitat use indices. However, it has been demonstrated that preference indices transfer poorly between rivers with different geomorphic characteristics (Hedger *et al.*, 2004). Therefore, it is generally recommended that habitat models be developed for the river on which they are to be applied (deGraff and Bain, 1986; Heggenes, 1996). While habitat models have been calibrated and validated on the same river for adjacent study sites with similar geomorphic characteristics (Heggenes, 1996; Guay *et al.*, 2000), their transferability to more distal and geomorphically different reaches of the same river has never been investigated.

The purpose of this study was to determine the variability of fish habitat preference indices along the range of geomorphic characteristics found within a sedimentary link. A sedimentary link represents a channel segment over which a gradual downstream fining of substrate and a reduction of channel slope is observed (Rice, 1999). Along a river, a link is initiated where coarse sediments are recruited, generally from a tributary, a bedrock canyon, or from glacial deposits (Rice and Church, 1998; Davey and Lapointe, In press; Davey and Lapointe, Submitted). A regular downstream fining of these coarse sediments is then produced by the action of hydraulic sorting and particle abrasion (Rice, 1998; Rice and Church, 1998). Since the longitudinal change of bed particle size along sedimentary links is associated with variations in channel slope, flow velocity and large scale bedforms, it provides a useful framework for studying the variability of habitat preference indices in geomorphically different river reaches.

In this paper, we study the variability of fish habitat preferences along a sedimentary link using as an example the nocturnal winter habitat preferences of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. Therefore, this study has two goals. First, to examine the importance of fish habitat preferences variability along a sedimentary link for within-river habitat model transferability. Second, to better understand the habitat variables determining the nocturnal distribution of salmon parr during the pre-ice winter period.

5.3 Methodology

5.3.1 Study site

The study was carried out on the Onesime sedimentary link of the Principal (Main) branch of Ste-Marguerite River (Figure 5.1), Québec, Canada (48°27'31.49"N, 70°31'04.36"W). The Ste-Marguerite River is a meandering cobble bed river draining a Canadian Shield catchment of 2115 km² dominated by coniferous forests. The Onesime sedimentary link is one of nine sedimentary links identified on the Principal branch of this river (Davey and Lapointe, In press). It is a 3.5 km long river segment located in the upper portion of the drainage basin, approximately 66 km from its confluence with the Saguenay Fjord. On this link, bed material size and channel slope range from a D₅₀ of 231 mm and a slope of 0.76% at the head of the link to a D₅₀ of 35 mm and a slope of

0.31% at the downstream end. Channel width varied along the link from a width of approximately 19 m upstream and approximately 27 m at the downstream end of the link (Table 5.1). The availability and use of habitat by salmon parr were determined at eight 50 meter-long river sections located every 450 m along the link. A meter stick installed at the downstream end of the link was used to ensure that all data were collected at similar water levels. All measurements were carried out within a 17 cm range determined at a temporary water gauge.

5.3.2 Habitat availability and use by salmon parr

The habitat available at each site was obtained by measuring flow velocity, water depth, and substrate size at a number of locations distributed systematically in the study section (Table 5.1). Substrate size measurements were obtained in August 2004 by visually assessing at each location the D_{50} of bed surface particles over a 1 m² area using the method described by Latulippe *et al.* (2001). Water depth and flow velocity measurements were obtained in October 2004. Mean flow velocities were measured at 65 to 144 points in each study site for 60 seconds at 0.4 of the depth from the bed with a Marsh-McBirney (Flow-Mate) velocimeter.

In October 2004, snorkelling observations were carried out between 23:00 and 3:00 to determine the nighttime habitat selection by Atlantic salmon parr at each site. The snorkelling surveys were conducted when water temperature was between 1 and 8°C, when salmon parr had adopted a predominantly nocturnal behaviour. Two snorkellers swam upstream in parallel as many times as was necessary to survey the site completely. A diving light, with the beam directed towards the water surface, was used to minimize fish disturbance. When a parr was observed, a numbered, painted, metal washer was placed at its location as a marker. Parr were then gently chased downstream to avoid being counted twice. Fry were excluded from the survey and no distinction was made between 1+ and 2+ parr due to the overlapping size classes of these ages. Underwater visibility was approximately 2 meters throughout the survey period. The following day, measurements of flow velocity, water depth, and bed material size were obtained at each marker to obtain the frequency distribution of habitat use by parr for each site. Due to a

sudden increase of discharge at the end of the survey period, snorkelling surveys could not be completed on sites 5 and 7. These sites were therefore excluded from the rest of the analysis.

5.3.3 Preference curves

For each site, the frequency distribution of habitat availability and salmon parr habitat selection were combined to construct habitat preference curves for velocity, depth, and substrate following Jacobs' (1974) formula:

$$D = \frac{\text{sel} - \text{avail}}{(\text{sel} + \text{avail} - 2(\text{sel} * \text{avail}))} \quad (6.1)$$

where 'sel' is the proportion of fish selecting a habitat class, and 'avail' is the proportion of the same habitat class available in the site.

5.4 Results

Variations of habitat availability along the sedimentary link

An analysis of habitat availability (substrate, depth, velocity) at each site reveals considerable variation along the sedimentary link. As expected, substrate availability displayed a downstream fining sequence with cobble-sized substrate ($D_{50} = 231$ mm) most abundant in the upstream portion of the link and fine gravel ($D_{50} = 35$ mm) most abundant at the downstream end of the link (Figure 5.2A). Flow depth availability also varied downstream, with upstream sections of the link being shallower with a smaller range of depths than downstream sections (Figure 5.3A). The distribution of available flow velocities showed a less distinct downstream pattern. However there was a general tendency for flow velocity to increase in the downstream direction from sections 1 to 4 and then to decrease in sections 6 and 8 (Figure 5.4A). At site 8, flow velocities were almost entirely in the 0 – 20 cm/s class.

Variations of habitat use and preference by parr along the sedimentary link

Although the availability and use of substrate by parr followed the same basic downstream pattern, the most selected substrate classes were usually not those that were available in the highest proportions (Figure 5.2A, B). Consequently, parr substrate preferences were extremely variable and showed no clear downstream pattern along the sedimentary link (Figure 5.2C). Despite the observed downstream increase in the range of available depths (Figure 5.3A), depth use by parr remained fairly constant (20 – 60 cm) along the sedimentary link (Figure 5.3B). This result is reflected in the consistent preference by parr for depths of 40 – 60 cm along the link (Figure 5.3C). At site 4, the apparent strong preference for depths of 80 – 100 cm is explained by the presence of a single fish in this otherwise sparsely available habitat class. Although low velocity areas represented only a small proportion of the available habitat at most sites (Figure 5.4A), they tended to be abundantly used by parr (Figure 5.4B). This translated into a consistent preference for the 0 – 20 cm/s velocity class along the link (Figure 5.4C), with the exception of site 6 where parr exhibited a strong preference for the 60 – 80 cm/s velocity class. At site 8, the 0 – 20 cm/s velocity class was also the most preferred by parr, but the resulting preference value was much smaller than at the other sites.

5.5 Discussion

Variability of nighttime winter habitat preferences by parr along the link

We suggest that the observed variation in habitat preference consistency along the link can be interpreted in terms of the relative importance of each variable in the selection of nighttime habitat by parr in cold water. The results indicate that of the three habitat variables analyzed in the study, flow velocity was the most consistently preferred and/or avoided by salmon parr along the sedimentary link. Indeed, the most preferred flow velocity class was the same in 5 of the 6 study sites, while the most preferred depth and substrate classes were the same in 4 and 2 of the study sites respectively. The observed preference of parr for the slowest flow velocity class (0 – 20 cm/s) is consistent with the findings of Whalen and Parrish (1999) who found parr in average velocities ranging from 17 – 21 cm/s between three sites at night in winter. In our study, the high parr preference for the 60 – 80 cm/s velocity class at site 6 can be explained by the presence, in that range

of flow velocities, of salmon redds that seemed to have attracted the majority of parr present. The presence of parr near redds has been observed in the past and explained by the possibility of parr feeding on escaped salmon eggs (Cunjak *et al.*, 1998; Cunjak and Therrien, 1998). At site 8, the observed weak parr preference for the 0 – 20 cm/s velocity class does not imply an indifference to slow velocities as the majority of the available habitat in the site was in this favoured class, along with the majority of parr. This result illustrates the point made by Johnson (1980) that a resource can only be preferred if selection exceeds availability and that, if selection is less than availability, this does not necessarily mean that the resource is unimportant (Johnson, 1980).

We suggest that the strong and stable preference of parr for slow velocity and shallow depths is an indication that the need to minimize energy expenditure during winter could be the main mechanism driving parr habitat selection at night. It has been shown that as water temperature decreases below 8-10 °C at the beginning of winter, juvenile salmonids become increasingly nocturnal, sheltering within the interstices of coarse substrate during the day (Rimmer *et al.*, 1983; Cunjak, 1988; Fraser *et al.*, 1993; Griffith and Smith, 1993) and emerging from the bed at night to select areas having low flow velocities and small flow depths (Heggenes, 1996; Whalen and Parrish, 1999). Daytime sheltering has been attributed to the reduced swimming ability and fright reaction of fish in cold water, which forces them to hide in the substrate in order to minimize energy expenditures and to avoid predators (Cunjak, 1988; Veselov and Shustov, 1991; Valdimarsson and Metcalfe, 1998). Selection of low-velocity areas at night enables fish to minimize energy expenditures while feeding on small amounts of drift despite the reduced metabolic demands in cold water (Cunjak, 1988). Thus, our results are consistent with (Heggenes *et al.*, 1993) observations for juvenile brown trout, that habitat selection in winter is mainly determined by the need to minimize energy expenditure at night when active and exposed.

The inconsistent pattern of substrate preferences along the link suggests that this variable is not an important criterion for the selection of nocturnal winter habitat by parr. Thus, the prior observation by Whalen and Parrish (1999) that parr predominantly selected sand

and small gravel substrate could be related to the association between low velocities and fine substrates rather than to a real preference for small substrate. However, since coarse bed material is necessary to provide interstitial spaces for diurnal sheltering of parr in cold water, potential access to large substrate remains an important component of winter habitat for parr (Rimmer *et al.*, 1983; Cunjak, 1988; Cunjak *et al.*, 1998; Valdimarsson and Metcalfe, 1998; Whalen and Parrish, 1999; Alfredsen and Tesaker, 2002)

We suggest that comparing the consistency of habitat preference models developed from rivers with different geomorphic characteristics can be a useful approach to determine the relative importance of each habitat variable in the selection of microhabitat by fish.

Transferability of habitat models along the sedimentary link

The results presented above can be interpreted in light of the transferability of preference models between different sites along the link. Velocity classes preferred by parr were consistent for much of the sedimentary link, which indicates that preference models could be transferred between sites, particularly in the upper portion of the link where preferences were more stable. Special attention should, however, be paid to the presence of redds that could incite salmon parr to adopt a different behaviour. Although the depth class most preferred by parr was fairly consistent along the link, the preference models developed in the upstream part of the link would be more difficult to transfer downstream due to the limited range of depth availability where they were developed. This underlines the general principal that preference models should be developed in river sections offering the widest possible range of conditions for each habitat variable. As substrate preference models were extremely variable along the link, they appear to be unsuitable for transferring between the sites analyzed in this study.

Traditionally, habitat models combine velocity, depth, and substrate preference indices to obtain a single composite habitat quality value (e.g. Bovee, 1982; Heggenes *et al.*, 1996; Guay *et al.*, 2000). Guay *et al.* (2003) found that a composite habitat probability index (HPI) was able to predict summer parr habitat selection accurately on a river different from which the model was calibrated. Mäki-Petäys *et al.* (2002) also used composite

habitat curves to evaluate transferability. They found that their generalized preference curves converged with those developed by Heggenes (1990) and therefore concluded that summer habitat for juveniles was both stable and transferable (Mäki-Petäys *et al.*, 2002). This method would perhaps be unsuitable for nocturnal winter habitat, as substrate does not appear to influence microhabitat site selection. The large variability in substrate preferences along the sedimentary link suggests that this variable is not an important habitat selection criterion and that it should not be included in a composite habitat model for parr nocturnal winter habitat.

The sensitivity of preference indices to small sample sizes should also be considered when evaluating the transferability of preference models. At site 4, the presence of a single parr in a habitat class present on less than 1% of the study section resulted in the calculation of a very large preference value for the 80-100 cm depth class. This statistical problem, specific to preference models, occurs when small sample sizes cause extreme values to distort the shape of the preference curve (Gibbins and Acornley, 2000). For this reason, habitat use curves are sometimes chosen over preference curves (Gibbins and Acornley, 2000). However, habitat use curves are generally acknowledged to be more site-specific than preference curves. Therefore despite the statistical problems for certain sites and habitat variables in this study, habitat preference curves were used to examine transferability along the sedimentary link.

While preferences for specific variable classes of velocity and depth appear to be fairly consistent along the Onesime sedimentary link, it remains to be demonstrated if this pattern is consistent with other sedimentary links and rivers. A river with a higher parr density would perhaps improve preference curves and eliminate some of the inconsistencies between sites where one fish skews the preferences in small areas of available habitat.

5.6 Conclusion

While preference curves for average velocity and depth varied slightly along a sedimentary link, specific classes were evidently preferred by parr at night in winter.

Velocity appears to be the most important criteria for winter nocturnal habitat selection, which is possibly due to physiological constraints. Substrate preference, however, was highly variable along the sedimentary link with no consistency in substrate class preference. Conversely, substrate appears to be an unsuitable variable for determining parr position in winter nocturnal conditions. The consistency of these downstream patterns remains to be studied on other sedimentary links and rivers. Further work needs to be conducted to determine if preference curves would be transferable between sedimentary links. For example, if preference curves developed in the upstream portion of one sedimentary link would be transferable to the upstream portion of another link.

5.7 References

- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, E., Thiémonge, N. and Bobée, B. 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications* **22**: 503-523.
- Alfredsen, K. and Tesaker, E. 2002. Winter habitat assessment strategies and incorporation of winter habitat in the Norwegian habitat assessment tools. *Hydrological Processes* **16**: 927-936.
- Bovee, K. D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 12, U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services.: 248.
- Cunjak, R. A. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 2156-2160.
- Cunjak, R. A., Prowse, T. D. and Parrish, D. L. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**(Suppl. 1): 161-180.
- Cunjak, R. A. and Therrien, J. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology* **5**: 209-223.
- Davey, C. E. and Lapointe, M. In press. Sedimentary Links and the Spatial Organization of Atlantic salmon (*Salmo salar*) Spawning Habitat in a Canadian Shield River. *Geomorphology*.
- Davey, C. E. and Lapointe, M. Submitted. Sedimentary Links and the Spatial Organization of Atlantic salmon (*Salmo salar*) Spawning Habitat in a Canadian Shield River. *Geomorphology*.
- deGraff, D. A. and Bain, L. H. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 671-681.

- Fraser, N. H., Metcalfe, N. B. and Thorpe, J. E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society of London B* **252**: 135-139.
- Gibbins, C. N. and Acornley, R. M. 2000. Salmonid habitat modelling studies and their contribution to the development of an ecologically acceptable release policy for Kielder Reservoir, North-East England. *Regulated Rivers: Research and Management* **16**: 203-224.
- Griffith, J. S. and Smith, R. W. 1993. Use of Winter Concealment Cover by Juvenile Cutthroat and Brown Trout in the South Fork of the Snake River, Idaho. *North American Journal of Fisheries Management* **13**: 823-830.
- Guay, J. C., Boisclair, D., Leclerc, M. and Lapointe, M. 2003. Assessment of the transferability of biological habitat models for Atlantic salmon parr (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 1398-1408.
- Guay, J. C., Boisclair, D., Rioux, D., Leclerc, M., Lapointe, M. and Legendre, P. 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 2065-2075.
- Hedger, R. D., Dodson, J. J., Bergeron, N. E. and Caron, F. 2004. Quantifying the effectiveness of regional habitat quality index models for predicting densities of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Ecology of Freshwater Fish* **13**: 266-275.
- Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research and Management* **5**: 341-354.
- Heggenes, J. 1996. Habitat selection by Brown Trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modeling. **12**: 155-169.
- Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindas, O. R., Dokk, J. G. and Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* **62**: 295-308.
- Heggenes, J., Saltveit, S. J. and Lingaas, O. 1996. Predicting fish habitat use to changes in water flow: modelling critical minimum flows for Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *S. trutta*. *Regulated Rivers: Research and Management* **12**: 331-344.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* **14**: 413-417.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**(1): 65-71.
- Latulippe, C., Lapointe, M. and Talbot, T. 2001. Visual characterization technique for gravel-cobble river bed surface sediments; validation and environmental applications contribution to the programme of CIRSA (Centre interuniversitaire de recherche sur le saumon atlantique). *Earth Surface Processes and Landforms* **26**: 307-318.
- Mäki-Petäys, A., Huusko, A., Erkinaro, J. and Muotka, T. 2002. Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**: 218-228.

- Rice, S. 1998. Which tributaries disrupt downstream fining along gravel-bed rivers? *Geomorphology* **22**: 39-56.
- Rice, S. 1999. The nature and controls on downstream fining within sedimentary links. *Journal of Sedimentary Research* **69**(1): 32-39.
- Rice, S. and Church, M. 1998. Grain size along two gravel-bed rivers: statistical variation, spatial pattern and sedimentary links. *Earth Surface Processes and Landforms* **23**: 345-363.
- Rimmer, D. M., Paim, U. and Saunders, R. L. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**: 671-680.
- Scruton, D. A. and Gibson, R. J. (1993). The development of habitat suitability curves for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in riverine habitat in insular Newfoundland, Canada. Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. R. J. Gibson and R. E. Cutting. **Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences**: 149-161.
- Vadas Jr, R. L. and Orth, D. J. 2001. Formulation of Habitat Suitability Models for Stream Fish Guilds: Do the Standard Methods Work? *Transactions of the American Fisheries Society* **130**: 217-235.
- Valdimarsson, S. K. and Metcalfe, N. B. 1998. Shelter selection in juvenile Atlantic salmon, or why do salmon seek shelter in winter? *Journal of Fish Biology* **52**: 42-49.
- Veselov, A. E. and Shustov, Y. A. 1991. Seasonal behavioral characteristics and distribution of juvenile lake salmon, *Salmo salar sebago*, in rivers. *Journal of Ichthyology* **31**: 145-151.
- Whalen, K. G. and Parrish, D. L. 1999. Nocturnal habitat use of Atlantic salmon parr in winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 1543-1550.

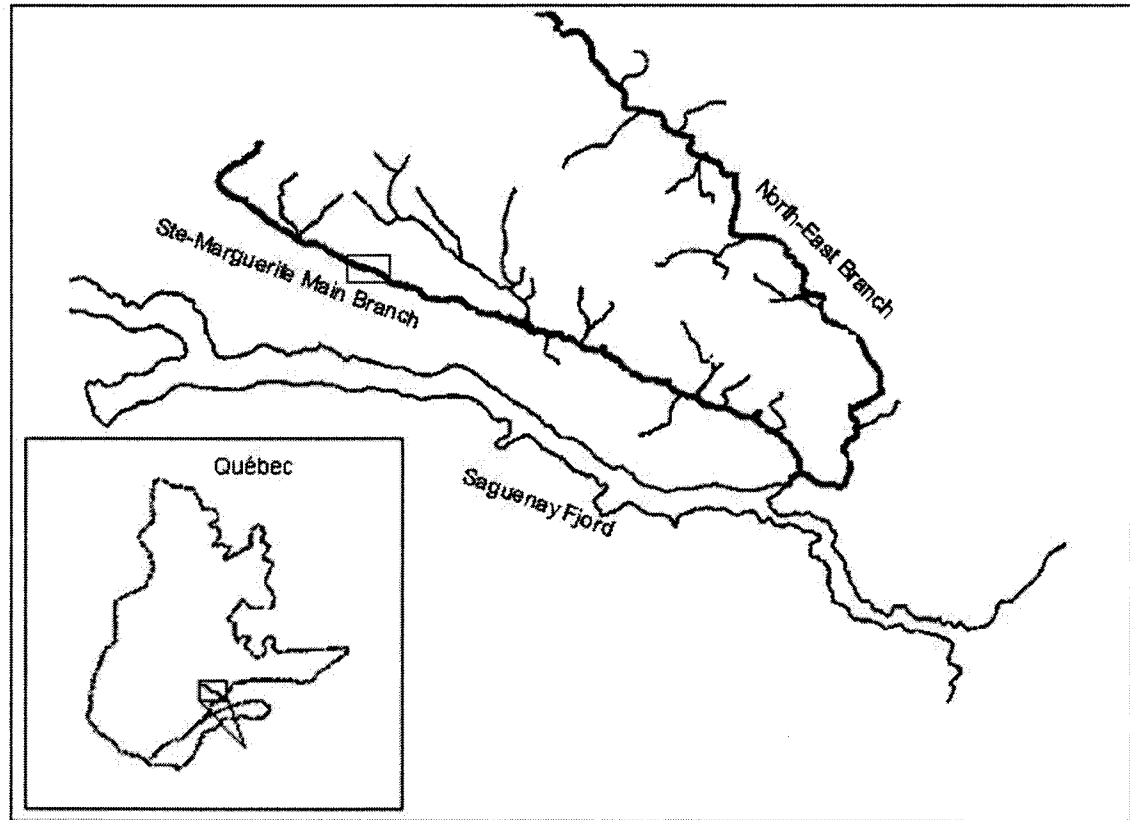


Figure 5.1: Map of the Ste-Marguerite River

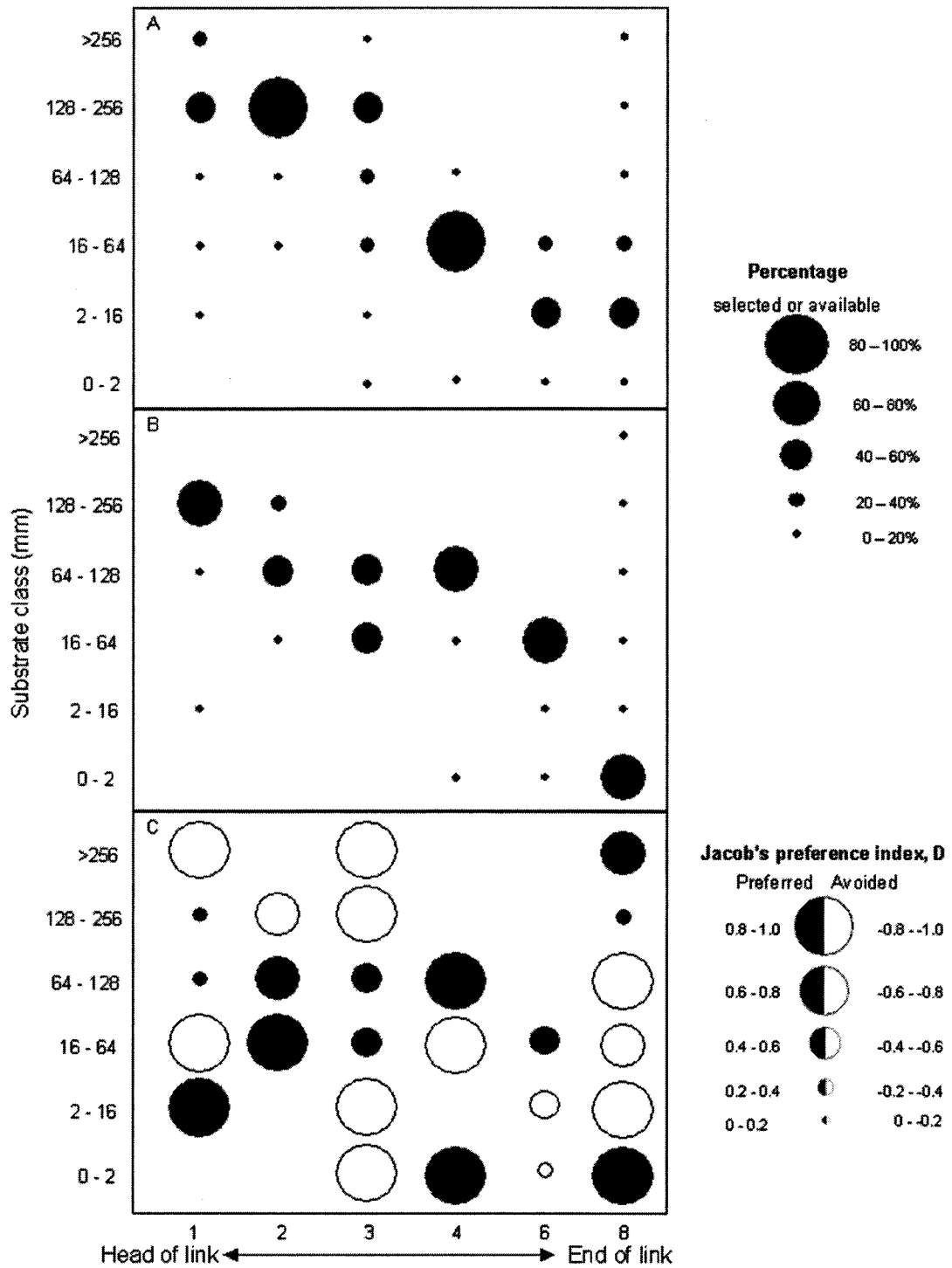


Figure 5.2: A) Availability: percent of substrate class available by site along a sedimentary link. B) Use: percent of parr using a substrate class by site along a sedimentary link, C) Preference: parr substrate preference by class for 6 sites along a sedimentary link using Jacob's (1974) preference curves. Sample size for all sites for both availability and use can be found in Table 5.1.

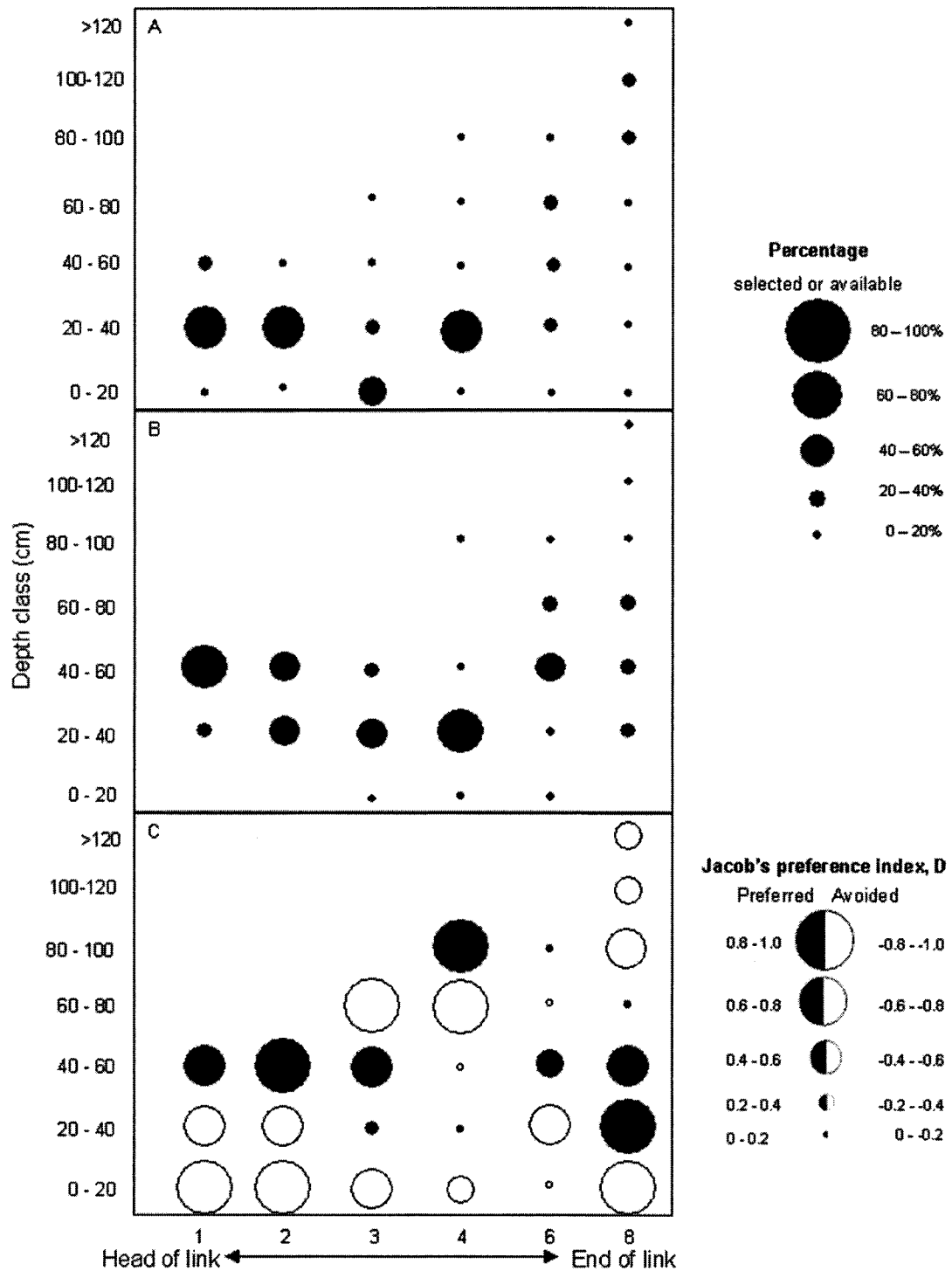


Figure 5.3: A) Availability: percent of depth class available for 6 sites along a sedimentary link. B) Use: percent of parr using a depth class by site along a sedimentary link, C). Preference: parr depth preference by class for 6 sites along a sedimentary link using Jacob's (1974) preference curves. Sample size for all sites for both availability and use can be found in Table 5.1.

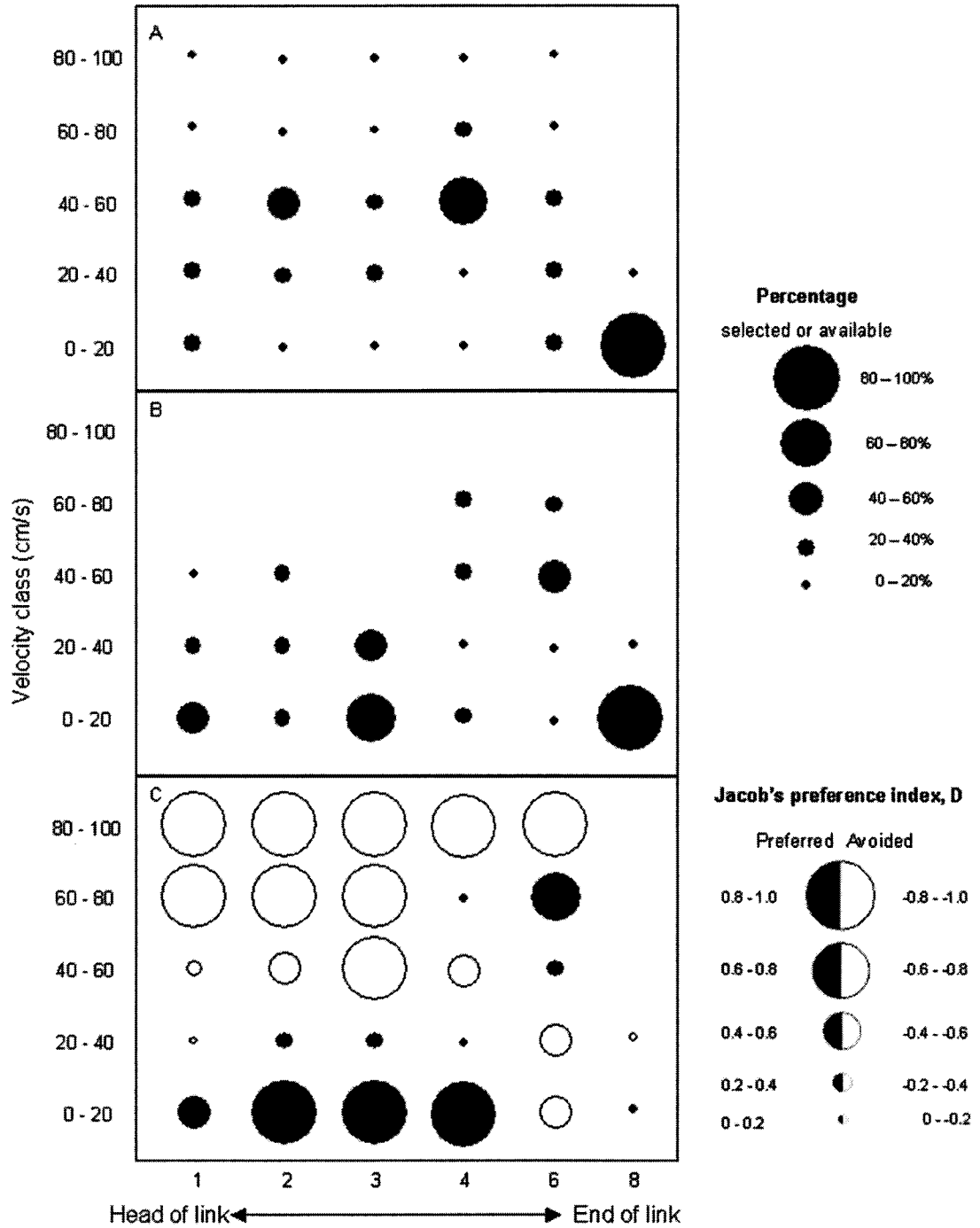


Figure 5.4: A) Availability: Percent of velocity class available for 6 sites along a sedimentary link. B) Use: Percent of parr using a velocity class by site along a sedimentary link. C) Preference: parr velocity preference by class for 6 sites along a sedimentary link using Jacob's (1974) preference curves. Sample size for all sites for both availability and use can be found in Table 5.1.

Study site / Habitat Availability	1	2	3	4	6	8
Substrate size (mm) mean	231	154	82	55	12	35
<i>(n)</i>	<i>(101)</i>	<i>(75)</i>	<i>(180)</i>	<i>(48)</i>	<i>(89)</i>	<i>(195)</i>
Water depth (cm) mean	35.5	31.5	25	30	50.5	87
<i>(n)</i>	<i>(82)</i>	<i>(103)</i>	<i>(144)</i>	<i>(65)</i>	<i>(100)</i>	<i>(118)</i>
Flow velocity (cm/s) mean	34	45	47	52	30.7	5.9
<i>(n)</i>	<i>(82)</i>	<i>(103)</i>	<i>(144)</i>	<i>(65)</i>	<i>(100)</i>	<i>(118)</i>
Bankful channel width (m)	19	18	34	12	47	27
Habitat Use						
Substrate size (mm) mean	135	117	69	71	24	81
<i>(n)</i>	<i>(7)</i>	<i>(16)</i>	<i>(12)</i>	<i>(13)</i>	<i>(37)</i>	<i>(30)</i>
Water depth (cm) mean	41.4	39.3	29.9	33.3	56.4	60.8
<i>(n)</i>	<i>(7)</i>	<i>(16)</i>	<i>(12)</i>	<i>(13)</i>	<i>(37)</i>	<i>(30)</i>
Flow velocity (cm/s) mean	22.3	28.2	16.4	51.6	46.2	4.6
<i>(n)</i>	<i>(7)</i>	<i>(16)</i>	<i>(12)</i>	<i>(13)</i>	<i>(37)</i>	<i>(30)</i>

Table 5.1: Average use and availability of substrate, water depth, and flow velocity from Site 1 upstream to Site 8 downstream.

Chapitre 6

Filtering bed and flare effects from particle image velocimetry (PIV) measurements of surface flow velocities in rivers

To be submitted as a Letter to ESEX

Filtering bed and flare effects from particle image velocimetry (PIV) measurements of surface flow velocities in rivers¹

Francis Bérubé, Normand E. Bergeron and Julie C. Smith*
INRS- Eau, Terre et Environnement, 490, rue de la Couronne, Québec (Québec), G1K 9A9
Canada

*Correspondence to:
N. E. Bergeron,
INRS- Eau, Terre et Environnement,
490, rue de la Couronne, Québec (Québec), G1K 9A9 Canada
Tel. (418) 654-3703; Fax (418) 654-2600
E-mail : nbergeron@ete.inrs.ca

¹ This paper is a contribution to the scientific program of CIRSA, the Centre Interuniversitaire de Recherche sur le Saumon Atlantique

6.1 Abstract

Particle image velocimetry (PIV), traditionally used in a laboratory setting, has recently been developed for use in rivers. The utilization of PIV in the field is however often complicated by uncontrolled environmental conditions that often impede its use. In this paper we identify and attenuate the effect on PIV measurements of two of these environmental conditions, called the 'bed effect' and the 'flare effect'. We then describe a filtering method using the spatial probability density function (PDF) of the instantaneous velocity vectors to remove erroneous instantaneous velocity vectors from the record. PIV field work was carried out on two contrasting rivers, the River Wharfe near Leeds in the UK and the St-Charles River in Québec City, Canada. Current meter and PIV surface water velocity measurements were obtained at corresponding locations on each river. Unfiltered PIV measures yielded acceptable correlations (River Wharfe, $R^2 = 0.76$, slope = 0.43; St-Charles River, $R^2 = 0.80$, slope = 0.58) with current meter velocities, however the slopes deviated from the expected 1:1 relationship. After filtering, PIV measured velocities showed a strong significant relationship with current meter measurements, with slope values approaching one (River Wharfe, $R^2 = 0.92$, $p < 0.001$, slope = 0.86; St-Charles River, $R^2 = 0.92$, $p < 0.001$, slope = 1.02). When combining the two data sets, a strong significant relationship ($R^2 = 0.95$, $p < 0.001$, slope = 0.94) was obtained, with PIV measures showing an accuracy of -4.37 cm/s and precision of ± 5.26 cm/s.

6.2 Introduction

Field applications of particle image velocimetry (PIV) have recently been developed in an attempt to reduce the time and effort necessary to obtain the spatial distribution of flow velocity in rivers (Fujita *et al.*, 1998; Bradley *et al.*, 2002; Creutin *et al.*, 2003; Bérubé *et al.*, 2004). These applications use surface flow tracers, either naturally occurring (e.g. foam, leaves, floating ice and wood) or artificially seeded (e.g. biodegradable foam, rice), to track water movement from oblique digital video records of the water surface. Each velocity measurement is obtained for a small interrogation area of the flow surface within which the displacement of tracer elements between two video frames is calculated using an autocorrelation algorithm and divided by the time interval between the two frames. By repeating this process for all subsequent pairs of frames contained in the video records, one obtains a frequency distribution of instantaneous velocities from which the mean and turbulent characteristics of the flow can be determined. The entire process can then be repeated for all desired interrogation areas in order to produce the whole surface flow velocity field within the camera field of view.

The utilization of PIV in the field is however complicated by uncontrolled environmental conditions (e.g. wind, water surface flares) that often impede the use of the method. In this paper, we identify two such conditions; one related to the combined effects of water clarity and the momentary absence of tracer elements at the water surface, the other related to the presence of water surface flares. We then describe a filtering method that allows the removal of erroneous instantaneous velocity vectors from the record. Finally, we illustrate the effectiveness of field PIV and of the filtering method with a field study conducted in two contrasting river environments in the United Kingdom and Canada.

6.3 Description of the bed effect and surface water flare effect

We call 'bed effect' the situation where the PIV autocorrelation algorithm momentarily tracks the immobile bed particles rather than the moving water surface. This situation arises when two conditions are met. First, the water has to be clear and/or shallow enough to allow the riverbed to be visible from the camera point of view and, second, the

concentration of tracer particles at the water surface has to be low enough to cause the PIV algorithm to track the immobile bed rather than the moving water surface. The result is then falsely interpreted as a zero or near-zero flow velocity, which creates a mode near zero in the frequency distribution of instantaneous velocities (Figure 6.1). If not identified and corrected, this effect leads to an underestimation of the true surface flow velocity when instantaneous velocities are averaged to obtain the mean velocity vector.

Both conditions necessary for the bed effect to occur are frequently encountered in the field. Clear shallow flows are common in many coarse grained river environments and momentary low concentrations of tracer particles often occur, even when abundant seeding is added to the flow, due to the action of large scale eddies and flow lines convergence and divergence, which tend to create an uneven distribution of tracer particles at the water surface.

We call 'flare effect', the situation where the PIV algorithm momentarily tracks water surface reflections and interprets them as flow velocity vectors having a magnitude and orientation corresponding to the characteristics of the flare. The result of this flare effect is to create noise in the frequency distribution of the instantaneous velocity distribution (Figure 6.2), which induces error in the calculation of the mean velocity vector.

6.4 Filtering Method

The filtering method is based on the construction and analysis of the spatial probability density function (PDF) of instantaneous velocity vectors in the x (longitudinal) and y (lateral) space (Figure 6.3A). For each interrogation area analyzed using PIV, the spatial PDF is constructed by discretizing the velocity vector data space in 1 x 1 cm/s tiles and computing the density of data points in each tile. The cumulative frequency distribution of density levels is then used to extract the tiles having density levels exceeding a given percentile. In our tests, we found that a threshold value corresponding to the 90th percentile of the cumulative frequency distribution of density levels performed well in preserving instantaneous velocity vectors due to natural turbulent fluctuations of the flow while removing erroneous velocity vectors created by bed and/or water surface flare

effects. (Figure 6.3B). The result of this filtering procedure is to isolate the primary peak of the spatial PDF associated with true surface velocities from which the mean velocity vector is then calculated.

6.5 Field Validation

Study sites

The field validation of the PIV application and filtering method was conducted at two sites representative of contrasting river environments. The first site is on the River Wharfe, a small meandering gravel bed river located near Leeds, UK. At the time of field work, the active channel width of the studied section was approximately 10 meters and its maximum water depth 1 m. The fieldwork was conducted on a cloudy mid-winter day where the water was dark and turbid with abundant naturally occurring tracing elements floating at the water surface (foam and leaves). For this reason, no additional tracer material was added to the water surface. The second site is on the St-Charles River, a larger gravel bed river located near Québec City, Canada. At the time of fieldwork, the studied section had an active channel width of approximately 30 m and a maximum flow depth of 0.6 m. The fieldwork was conducted on a sunny summer day where the river was characterized by clear water and low flow conditions. Due to the absence of natural tracer particles, the water surface was seeded by spraying biodegradable shampoo foam on the water surface upstream of the imaging area.

Video and current meter measurements

At each site, oblique digital video records of the water surface were obtained using a 3-CCD mini-dv digital video camera (Sony VX-1000, 480 x 720 pixels) mounted on a 1.5 m-high tripod positioned on the top of the river bank. The height of the riverbank on the Wharfe and St-Charles rivers was respectively 1.5 and 3 m. The video records were obtained at 30 Hz (30 frames/second) for a period of 1 min on the River Wharfe and 2 min on the St-Charles River. At each site, a minimum of five ground control points were measured at the water surface within the camera field of view using a DGPS (Leica RTK DGPS) on the River Wharfe and a total station (Leica TC 307) on the St-Charles River. Georeferenced mean flow velocities were measured approximately one centimetre below

the water surface over a period of 60 seconds using a Valeport current meter (model 002) on the River Wharfe (n=14) and a Marsh-McBirney current meter (model Flow Mate) on the St-Charles River (n=19). We assumed that these measurements provided good estimates of flow velocities at the water surface.

PIV analysis

The video records were transferred to the computer and saved in the mpeg4 compression format for processing. PIV measurements of surface flow velocity were then obtained within interrogation areas of 40 x 40 pixels centered on each location in the image where velocities were measured with a current meter. This analysis was accomplished with MATLAB programs calculating the displacement of tracing particles using the following autocorrelation function

$$\Phi_{cor}(m, n) = \sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^N g_1(i, j) \cdot g_2(i + M, j + N) \quad (6.1)$$

where g_1 is the image at $t = t_1$ and g_2 is the image at $t = t_1 + \Delta t$ minus the mean luminosity of the area $t = t_1 + \Delta t$. Processing time for this function was improved by using the following fast Fourier transform (FFT):

$$\Phi_{cor}(m, n) = \Re\{invFFT(FTT(g_1) \cdot FFT'(g_2))\} \quad (6.2)$$

In order to optimize the quality of the velocity calculations, velocities were calculated at a sampling frequency of 30 Hz ($\Delta t = 1$) on the River Wharfe and 15Hz ($\Delta t = 2$) on the St-Charles River. The resulting instantaneous velocity vectors in pixels/s were then orthorectified using the control points of the water surface in order to yield real velocities in cm/s (Fujita *et al.*, 1998).

6.6 Results and Discussion

Current meter vs. unfiltered PIV measurements

Significant correlations were obtained at both sites between current meter and unfiltered PIV measurements of surface flow velocity (River Wharfe, $R^2 = 0.76$, $p < 0.001$; St-Charles River, $R^2 = 0.80$, $p < 0.001$) however the slopes of the ordinary least square regressions were far less than one (River Wharfe, slope = 0.43; St-Charles River, slope = 0.58), indicating a deviation from the expected one to one relationship (Figure 6.4). Assuming that the current meter provided estimates of the true velocities, the overall accuracy and precision of the unfiltered PIV measurements were calculated to be respectively -4.29 cm/s and ± 8.44 cm/s on the River Wharfe and -30.92 cm/s and ± 9.96 cm/s on the St-Charles River. The large difference in accuracy observed between the two rivers can be explained by the contrasting environmental conditions that prevailed at these sites during data collection and by the impact they had on the relative importance of bed and flare effects. On the St-Charles River, the large underestimation of surface flow velocities by the PIV method is explained by the importance of the bed effect due to the clear and shallow water. This bed effect was indeed much less important on the River Wharfe where the high-suspended load sufficiently reduced the water clarity to make the bed invisible from the camera. Although flare effects were observed at both sites, they were more pronounced on the St-Charles River due to the clear sky conditions that favoured the reflection of sunlight on the water surface.

Current meter vs. filtered PIV measurements

After filtering, the PIV measurements of both sites showed a strong significant relationship with current meter measurements, with slope values approaching one (River Wharfe, $R^2 = 0.92$, $p < 0.001$, slope = 0.86; St-Charles River, $R^2 = 0.92$, $p < 0.001$, slope = 1.02). When combining the two data sets, a strong significant relationship ($R^2 = 0.95$, $p < 0.001$, slope = 0.94) was obtained between current meter and PIV measured velocities, with PIV measures showing an accuracy of -4.37 cm/s and precision of ± 5.26 cm/s (Figure 6.5). These results are comparable to those obtained by Bradley *et al.* (2002) who found differences between PIV and current meter velocity measurements of less than 6 cm/s.

6.7 Potential applications of PIV in the field

This paper shows that the range of conditions over which PIV can be used in the field can be extended if potential sources of error in the resulting velocity measurements are identified and filtered from the velocity record. The use of PIV in the field opens up a range of potential applications necessitating a rapid and effective method for describing the spatial distribution of flow velocities in a river section, such as in habitat modeling studies or in the calibration and validation of hydrodynamic models. Furthermore, field PIV can be used during floods or river ice break-up, when flow measurements can only be obtained from remote methods. Finally, PIV could be the ideal tool for overland flow studies where very shallow flows impede the use of a current meter to obtain direct measurements of flow velocity.

Many of these potential applications require a measurement of the mean, rather than surface, velocity. In such cases, the mean velocity can be estimated from the PIV measured surface velocity by multiplying it by a factor of 0.8 (Matthes, 1956) or, if measures of flow depth and bed material size are available, from the logarithmic law of velocity distribution.

6.8 References

- Bérubé, F., Smith, J. C. and Bergeron, N. E. 2004. Development and use of a particle image velocimetry (PIV) application for aquatic habitat mapping. *Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics*, Madrid, Spain, IAHR.
- Bradley, A. A., Kruger, A., Meselhe, E. A. and Muste, M. V. I. 2002. Flow measurement in streams using video imagery. *Water Resources Research* **38**(12): 1315, doi:10.1029/2002WR001317.
- Creutin, J. D., Muste, M., Bradley, A. A., Kim, S. C. and Kruger, A. 2003. River gauging using PIV techniques: a proof of concept experiment on the Iowa River. *Journal of hydrology* **277**: 182-194.
- Fujita, I., Muste, M. and Kruger, A. 1998. Large scale particle image velocimetry for flow analysis in hydraulic engineering applications. *Journal of Hydraulic Research* **36**(3): 397-414.

Matthes, G. 1956. River surveys in unmapped territory. *American Society of Civil Engineers Trans.* **121**: 739-758.

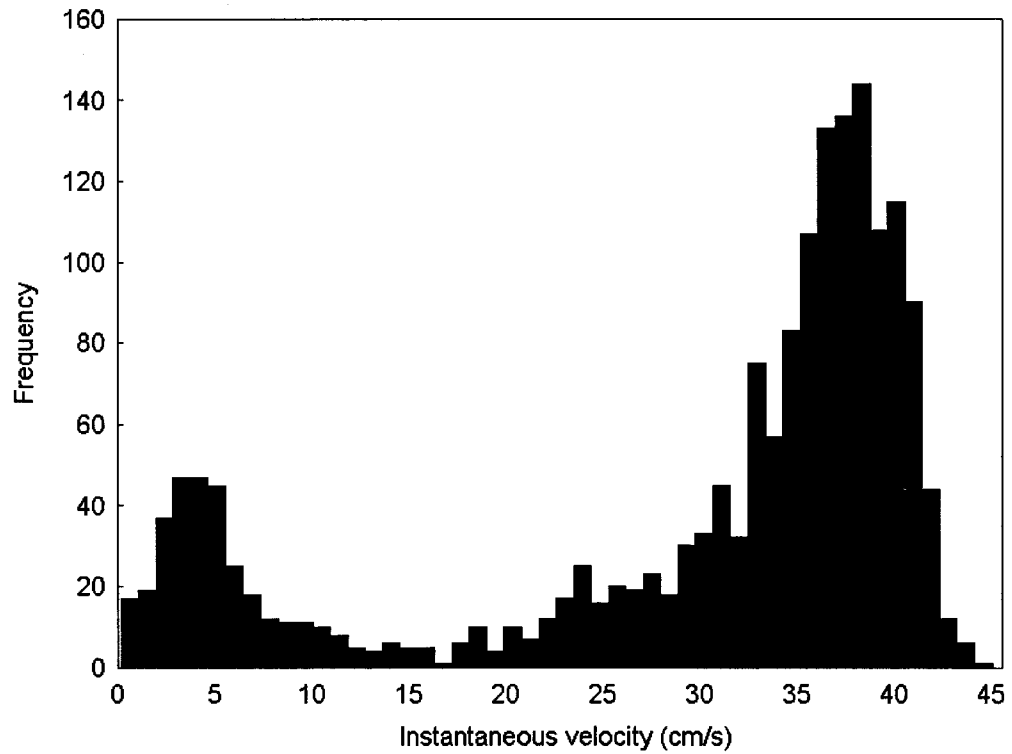


Figure 6.1: Frequency distribution of instantaneous velocity vectors illustrating the bed effect (near zero velocity peak).

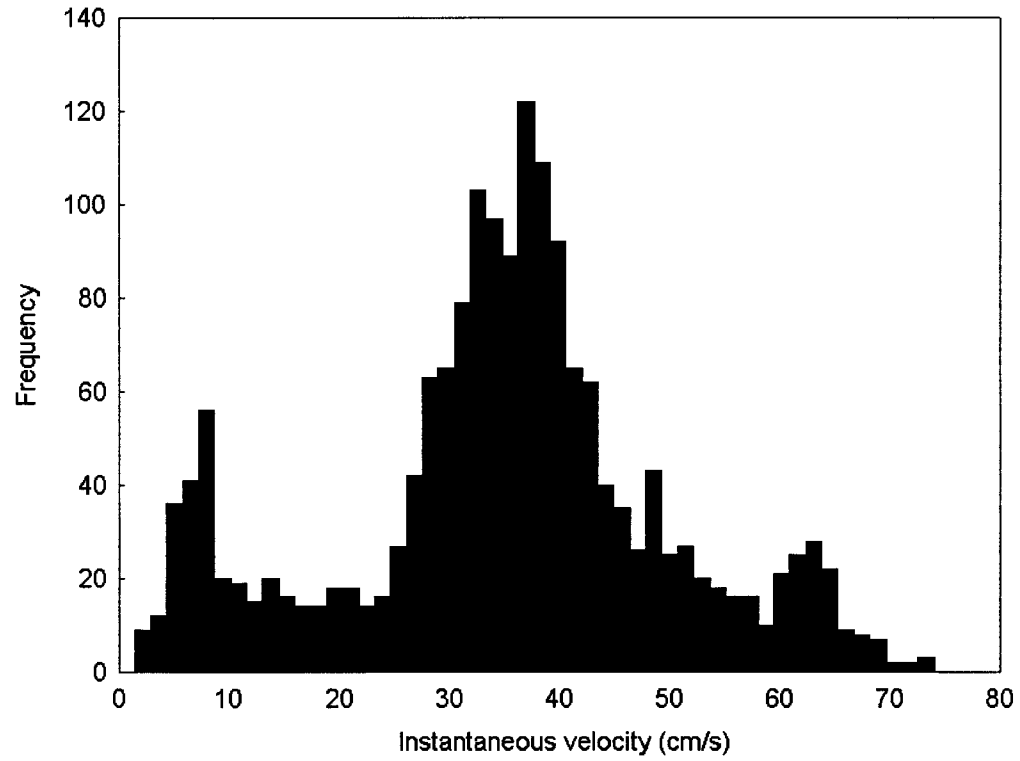


Figure 6.2: Frequency distribution of instantaneous velocity vectors illustrating the effect of surface water flares.

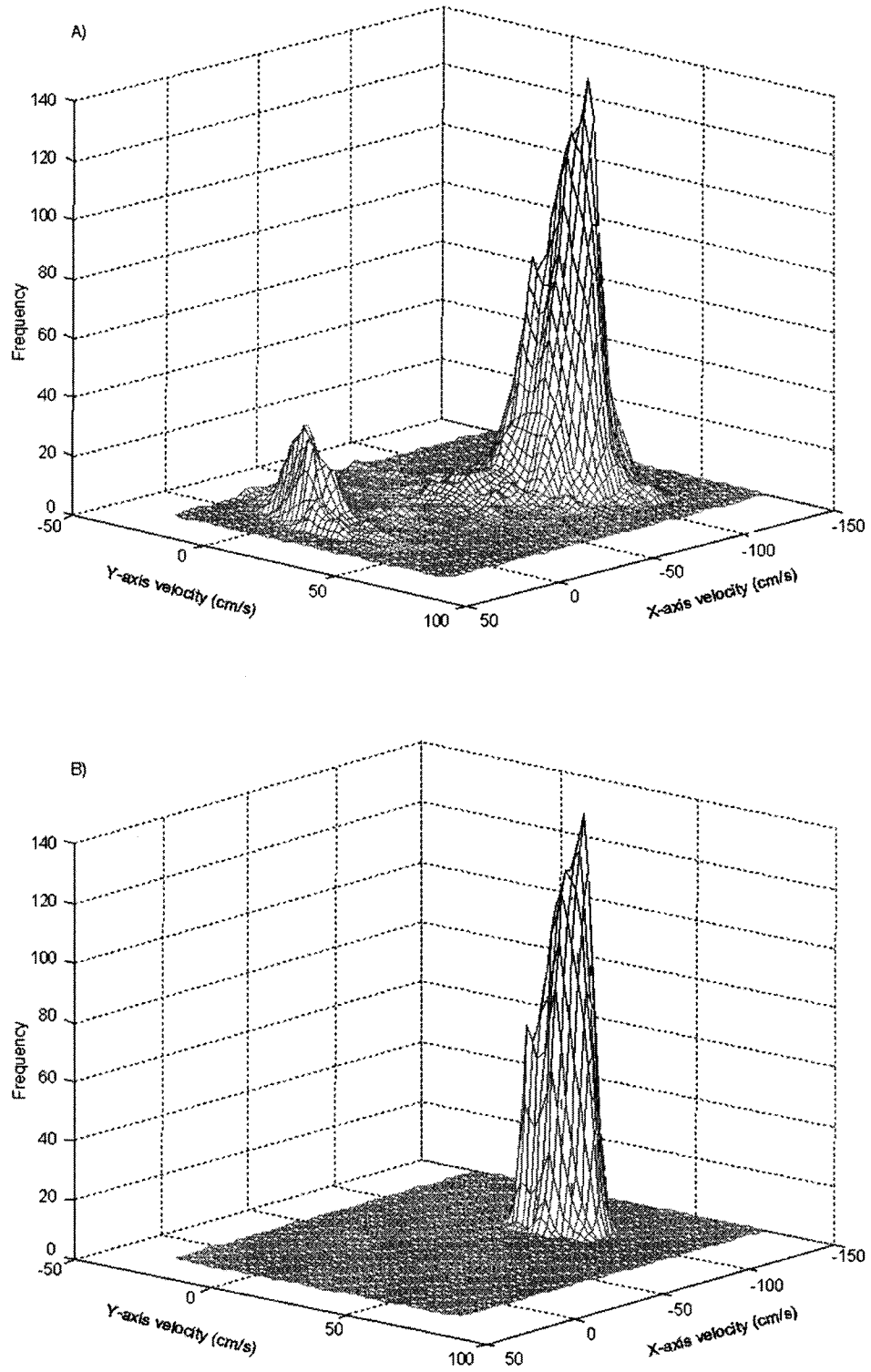


Figure 6.3: The spatial probability density function (PDF) of instantaneous velocity vectors in the x (longitudinal) and y (lateral) space: A) Prior to filtering, B) after filtering.

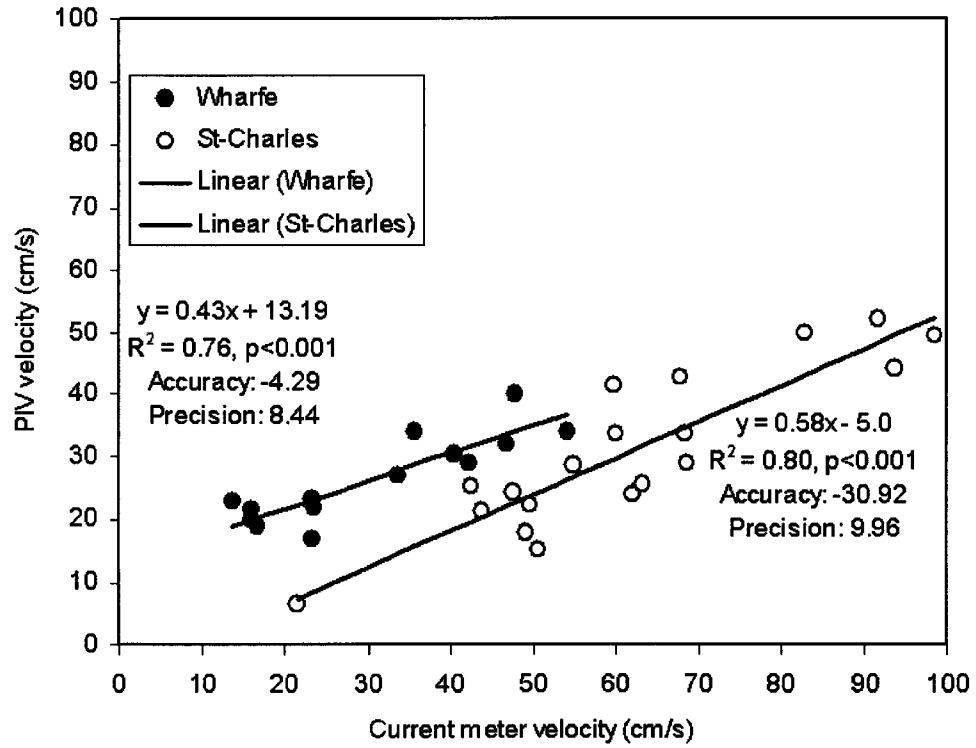


Figure 6.4: Unfiltered PIV measurements compared to current meter measurements for the River Wharfe and the St-Charles River.

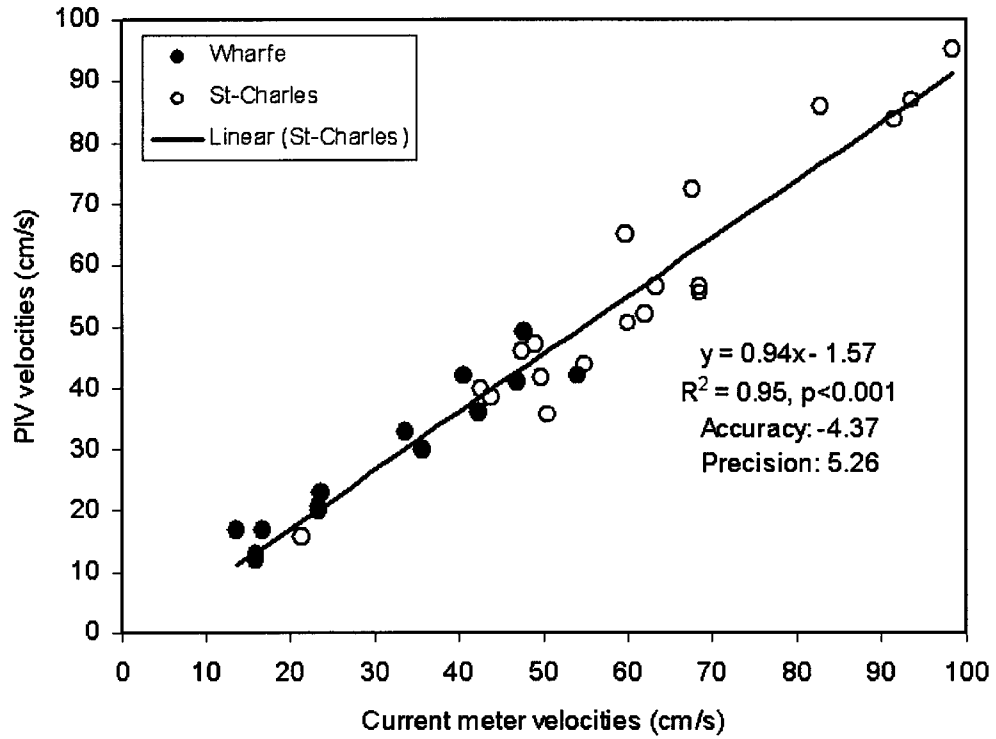


Figure 6.5: Filtered PIV measurements compared to current meter measurements for the River Wharfe and the St-Charles River.

Bibliographie

- Adrian, R. J. 1991. Particle-imaging techniques for experimental fluid mechanics. *Annual Review of Fluid Mechanics* **23**: 261-304.
- Adrian, R. J. 1997. Dynamic ranges of velocity and spatial resolution of particle image velocimetry. *Measurement Science Technology* **8**: 1393-1398.
- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, E., Thiémonge, N. et Bobée, B. 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications* **22**: 503-523.
- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, E., Thiémonge, N. et Bobée, B. in press. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications*.
- Alfredsen, K. et Tesaker, E. 2002. Winter habitat assessment strategies and incorporation of winter habitat in the Norwegian habitat assessment tools. *Hydrological Processes* **16**: 927-936.
- Bardonnet, A. et Baglinière, J.-L. 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**(497-506).
- Beecher, H. A., Caldwell, B. A. et DeMond, S. B. 2002. Evaluation of depth and velocity preferences of juvenile Coho salmon in Washington streams. *North American Journal of Fisheries Management* **22**: 785-795.
- Bérubé, F., Smith, J. C. et Bergeron, N. E. 2004. Development and use of a particle image velocimetry (PIV) application for aquatic habitat mapping. *Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics*, Madrid, Spain, IAHR.
- Bovee, K. D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 12, U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services.: 248.
- Bovee, K. D., Lamb, B. L., Barthlow, J. M., Stalnaker, C. B., Taylor, J. et Henriksen, J. 1998. Stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology, U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report: 131.
- Bradley, A. A., Kruger, A., Meselhe, E. A. et Muste, M. V. I. 2002. Flow measurement in streams using video imagery. *Water Resources Research* **38**(12): 1315, doi:10.1029/2002WR001317.
- Buchanan, T. J. et Somers, W. P. 1976. Techniques of Water-resources Investigations of the United States Geological Survey: Discharge Measurements at Gaging Stations. Washington, D.C., USGS: 1-71.

- Campbell, M., Cosgrove, J. A., Greated, C. A., Jack, S. et Rockliff, D. 2000. Review of LDA and PIV applied to the measurement of sound and acoustic streaming. *Optics & Laser Technology* **32**: 629-639.
- Creutin, J. D., Muste, M., Bradley, A. A., Kim, S. C. et Kruger, A. 2003. River gauging using PIV techniques: a proof of concept experiment on the Iowa River. *Journal of hydrology* **277**: 182-194.
- Cunjak, R. A. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 2156-2160.
- Cunjak, R. A. 1996. Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**(suppl 1): 267-282.
- Cunjak, R. A., Prowse, T. D. et Parrish, D. L. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**(Suppl. 1): 161-180.
- Cunjak, R. A. et Therrien, J. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology* **5**: 209-223.
- Davey, C. E. 2005. Longitudinal Trends of Grain Size, Shear Stress, and Sediment Mobility along Sedimentary Links of a Canadian Shield River, Saguenay Region: A geomorphic perspective in assessing Atlantic salmon (*Salmo salar*) productivity in rivers. Geography. Montreal, McGill University: 145.
- Davey, C. E. et Lapointe, M. In press. Sedimentary Links and the Spatial Organization of Atlantic salmon (*Salmo salar*) Spawning Habitat in a Canadian Shield River. *Geomorphology*.
- deGraff, D. A. et Bain, L. H. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 671-681.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J. et Pulliam, H. R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**(1): 169-175.
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V. et Li, H. W. 2002. Landscapes to Riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience* **52**(6): 483-498.
- Folt, C. L., Nislow, K. H. et Power, M. E. 1998. Implications of temporal and spatial scale for Atlantic salmon (*Salmo salar*) research. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**(suppl 1): 9-21.

- Fraser, N. H., Metcalfe, N. B. et Thorpe, J. E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society of London B* **252**: 135-139.
- Fujita, I. et Hino, T. 2003. Unseeded and Seeded PIV measurements of river flows videotaped from a helicopter. *Journal of Visualization* **6**(3): 245-252.
- Fujita, I., Muste, M. et Kruger, A. 1998. Large scale particle image velocimetry for flow analysis in hydraulic engineering applications. *Journal of Hydraulic Research* **36**(3): 397-414.
- Fujito, I. et Hino, T. 2003. Unseeded and Seeded PIV measurements of river flows videotaped from a helicopter. *Journal of Visualization* **6**(3): 245-252.
- Fujito, I., Muste, M. et Kruger, A. 1998. Large scale particle image velocimetry for flow analysis in hydraulic engineering applications. *Journal of Hydraulic Research* **36**(3): 397-414.
- Gibbins, C. N. et Acornley, R. M. 2000. Salmonid habitat modelling studies and their contribution to the development of an ecologically acceptable release policy for Kielder Reservoir, North-East England. *Regulated Rivers: Research and Management* **16**: 203-224.
- Gries, G. et Juanes, F. 1998. Microhabitat use by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) sheltering during the day in summer. *Canadian Journal of Zoology* **76**: 1441-1449.
- Griffith, J. S. et Smith, R. W. 1993. Use of Winter Concealment Cover by Juvenile Cutthroat and Brown Trout in the South Fork of the Snake River, Idaho. *North American Journal of Fisheries Management* **13**: 823-830.
- Guay, J. C., Boisclair, D., Leclerc, M. et Lapointe, M. 2003. Assessment of the transferability of biological habitat models for Atlantic salmon parr (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 1398-1408.
- Guay, J. C., Boisclair, D., Rioux, D., Leclerc, M., Lapointe, M. et Legendre, P. 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 2065-2075.
- Hardy, T. B. 1998. The future of habitat modeling and instream flow assessment techniques. *Regulated Rivers: Research and Management* **14**: 405-420.
- Hedger, R. D., Dodson, J. J., Bergeron, N. E. et Caron, F. 2004. Quantifying the effectiveness of regional habitat quality index models for predicting densities of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Ecology of Freshwater Fish* **13**: 266-275.

- Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research and Management* **5**: 341-354.
- Heggenes, J. 1996. Habitat selection by Brown Trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modeling. **12**: 155-169.
- Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindas, O. R., Dokk, J. G. et Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* **62**: 295-308.
- Heggenes, J., Saltveit, S. J. et Lingaas, O. 1996. Predicting fish habitat use to changes in water flow: modelling critical minimum flows for Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *S. trutta*. *Regulated Rivers: Research and Management* **12**: 331-344.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* **14**: 413-417.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**(1): 65-71.
- Knighton, D. (1998). Fluvial forms and processes: a new perspective. New York, Oxford University Press.
- Kocik, J. F. et Ferreri, C. P. 1998. Juvenile production variation in salmonids: population dynamics, habitat, and the role of spatial relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**(suppl 1): 191-200.
- Latulippe, C., Lapointe, M. et Talbot, T. 2001. Visual characterization technique for gravel-cobble river bed surface sediments; validation and environmental applications contribution to the programme of CIRSA (Centre interuniversitaire de recherche sur le saumon atlantique). *Earth Surface Processes and Landforms* **26**: 307-318.
- Leclerc, M., Boudreault, A., Bechara, J. A. et Corfa, G. 1995. Two-dimensional hydrodynamic modeling: A neglected tool in the instream flow incremental methodology. *Transactions of the American Fisheries Society* **124**: 645-662.
- Leclerc, M., Saint-Hilaire, A. et Bechara, J. A. 2003. State-of-the-art and perspectives of habitat modelling for determining conservation flows. *Canadian Water Resources Journal* **28**(2): 1-17.
- Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J., Niemela, E., Huusko, A. et Muotka, T. 2004. Spatial distribution of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a subarctic river: size-specific changes in a strongly seasonal environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**: 2329-2338.

- Maki-Petays, A., Huusko, A., Erkinaro, J. et Muotka, T. 2002. Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**: 218-228.
- Mäki-Petäys, A., Huusko, A., Erkinaro, J. et Muotka, T. 2002. Transferability of habitat suitability criteria of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**: 218-228.
- Matthes, G. 1956. River surveys in unmapped territory. *American Society of Civil Engineers Trans.* **121**: 739-758.
- 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. Sciences de la terre. Québec, Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement: 72.
- Morantz, D. L., Sweetney, R. K., Shirvell, C. S. et Longard, D. A. 1987. Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**: 120-129.
- Muste, M., Xiong, Z., Schone, J. et Li, Z. 2004. Validation and extension of image velocimetry capabilities for flow diagnostics in hydraulic modeling. *Journal of Hydraulic Engineering* **130**(3): 175-185.
- Nykänen, M. et Huusko, A. 2004. Transferability of habitat preference criteria for larval European grayling (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**: 185-192.
- Parasiewicz, P. et Dunbar, M. J. 2001. Physical habitat modelling for fish - a developing approach. *Archiv fur Hydrobiologie Suppl* **135**(2-4): 239-268.
- Pekkan, K., de Zélicourt, D., Ge, L., Sotiropoulos, F., Frakes, D., Fogel, M. A. et Yoganathan, A. P. 2005. Physics-driven CFD modeling of complex anatomical cardiovascular flows - a TCPC case study. *Annals of Biomedical Engineering* **33**(3): 284-300.
- Poole, G. C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* **47**: 641-660.
- Prasad, A. K. 2000. Particle image velocimetry. *Current Science* **79**(1): 51-60.
- Raffel, M., Willert, C. E. et Kompenhans, J. (1998). Particle image velocimetry: a practical guide. Berlin, Springer.
- Rice, S. 1998. Which tributaries disrupt downstream fining along gravel-bed rivers? *Geomorphology* **22**: 39-56.

- Rice, S. 1999. The nature and controls on downstream fining within sedimentary links. *Journal of Sedimentary Research* **69**(1): 32-39.
- Rice, S. et Church, M. 1998. Grain size along two gravel-bed rivers: statistical variation, spatial pattern and sedimentary links. *Earth Surface Processes and Landforms* **23**: 345-363.
- Rice, S. et Church, M. 2001. Longitudinal profiles in simple alluvial systems. *Water Resources Research* **37**(2): 417-426.
- Rice, S., Greenwood, M. T. et Joyce, C. B. 2001a. Macroinvertebrate community changes at coarse sediment recruitment points along two gravel bed rivers. *Water Resources Research* **37**(11): 2793-2803.
- Rice, S., Greenwood, M. T. et Joyce, C. B. 2001b. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 824-840.
- Rimmer, D. M., Paim, U. et Saunders, R. L. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**: 671-680.
- Rimmer, D. M., Paim, U. et Saunders, R. L. 1984. Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) at the summer-autumn transition in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**: 469-475.
- Rimmer, D. M., Saunders, R. L. et Paim, U. 1985. Effects of temperature and season on the position holding performance of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Zoology* **63**: 92-96.
- Robert, A. (2003). River Processes: An introduction to fluvial dynamics. New York, Oxford University Press.
- Said, N. M., Mhiri, H., Le Palec, G. et Bournot, P. 2005. Experimental and numerical analysis of pollutant dispersion from a chimney. *Atmospheric Environment* **29**: 1727-1738.
- Schlosser, I. J. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia* **303**: 71-81.
- Scruton, D. A., Clarke, K. D., Ollerhead, L. M. N., Perry, D., McKinley, R. S., Alfredsen, K. et Harby, A. 2002. Use of telemetry in the development and application of biological criteria for habitat hydraulic modeling. *Aquatic Telemetry*: 71-82.

- Scruton, D. A. et Gibson, R. J. (1993). The development of habitat suitability curves for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in riverine habitat in insular Newfoundland, Canada. Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. R. J. Gibson and R. E. Cutting. **Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences**: 149-161.
- Smith, J. C., Bérubé, F. et Bergeron, N. E. 2005. A field application of particle image velocimetry (PIV) for the measurement of surface flow velocities in aquatic habitat studies. *Proceedings of the 26th Canadian Remote Sensing Symposium, Wolfville, Nova Scotia*.
- Stalnaker, C. B., Lamb, B. L., Henriksen, J., Bovee, K. D. et Barthlow, J. M. 1995. The Instream Flow Incremental Methodology: A primer for IFIM. Washington, D.C., U.S. Department of the Interior, National Biological Service: 49.
- Vadas Jr, R. L. et Orth, D. J. 2001. Formulation of Habitat Suitability Models for Stream Fish Guilds: Do the Standard Methods Work? *Transactions of the American Fisheries Society* **130**: 217-235.
- Valdimarsson, S. K. et Metcalfe, N. B. 1998. Shelter selection in juvenile Atlantic salmon, or why do salmon seek shelter in winter? *Journal of Fish Biology* **52**: 42-49.
- Valdimarsson, S. K., Metcalfe, N. B., Thorpe, J. E. et Huntingford, F. A. 1997. Seasonal changes in sheltering: effect of light and temperature on diel activity in juvenile salmon. *Animal Behavior* **54**: 1405-1412.
- Veselov, A. E. et Shustov, Y. A. 1991. Seasonal behavioral characteristics and distribution of juvenile lake salmon, *Salmo salar sebago*, in rivers. *Journal of Ichthyology* **31**: 145-151.
- Ward, J. V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* **83**(3): 269-278.
- Warrick, D. R., Tobalske, B. W. et Powers, D. R. 2005. Aerodynamics of the hovering hummingbird. *Nature* **453**: 1094-1097.
- Weitbrecht, V., Kuhn, G. et Jirka, G. H. 2002. Large scale PIV-measurements at the surface of shallow water flows. *Flow Measurement and Instrumentation* **13**: 237-245.
- Westerweel, J. 1997. Fundamentals of digital particle image velocimetry. *Measurement Science Technology* **8**: 1379-1392.
- Whalen, K. G. et Parrish, D. L. 1999. Nocturnal habitat use of Atlantic salmon parr in winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 1543-1550.

Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water.
Freshwater Biology 47: 501-515.