

Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
Centre Eau-Terre-Environnement

Développement d'outils de caractérisation et de modélisation du régime thermique des rivières naturelles et régulées

Audrey Maheu

Thèse présentée
pour l'obtention
du grade *Philosophiæ Doctor* (Ph.D)
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation :

Examineurs externes : Florentina Moatar, Université François Rabelais
Michel Lapointe, McGill University
Examineur interne : Normand Bergeron, Institut national de la recherche scientifique
Directeur de recherche : André St-Hilaire, Institut national de la recherche scientifique
Codirecteurs de recherche : Daniel Caissie, Pêches et Océans Canada
Nassir El-Jabi, Université de Moncton

novembre 2015

© Audrey Maheu, 2015

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, merci à mon directeur de recherche, André St-Hilaire, de m'avoir offert cette opportunité et ainsi ouvert les portes du monde de la recherche. Merci pour ta générosité, les précieux conseils et la grande liberté que tu m'as accordée au cours de ce projet.

Merci à mon codirecteur Daniel Caissie pour les magnifiques étés à Moncton, j'en garderai un précieux souvenir. Ta curiosité est contagieuse et pour apprendre, rien ne vaut quelques heures dans la Miramichi en ta compagnie.

Merci à mon codirecteur Nassir El-Jabi pour les sages conseils et les encouragements, ceux-ci m'ont certainement épaulée tout au long de ma recherche.

Merci au Conseil de recherches en sciences naturelles et génie (CRSNG) qui à travers son soutien financier, a fait en sorte que ce projet soit possible. Merci au réseau HydroNet pour le soutien financier et scientifique. Merci également au programme Watershed and Aquatics Training in Environmental Research pour le soutien financier et l'opportunité de participer à diverses formations techniques.

Un merci tout particulier aux stagiaires et collègues qui m'ont aidé à la collecte de données sur le terrain. Certaines données d'évaporation nocturne ont notamment demandé un dévouement digne de mention de la part de certains et pour cela, merci!

Merci à ma famille, Ginette, Raymond et Dominique, qui a toujours les bons mots pour m'encourager et me reconforter. Enfin, pour Alain, ton œil critique et tes conseils éditoriaux ont grandement aidé à améliorer cette thèse. Merci pour ton inlassable patience, tes conseils rassurants et ton soutien inconditionnel face à mes mille et un projets. Ce projet-ci derrière nous, il suffit maintenant de trouver notre prochaine aventure!

RÉSUMÉ

La température de l'eau est une variable importante à l'égard de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes aquatiques. Une approche par régime a été proposée pour la gestion de la température de l'eau en rivière selon laquelle des conditions thermiques acceptables sont décrites dans le temps et l'espace plutôt que de s'intéresser seulement au dépassement de certains seuils critiques. L'application d'une telle approche repose toutefois sur l'accès à des outils permettant la caractérisation de la variabilité temporelle de la température de l'eau. De tels outils pourraient être mis à profit afin de mieux comprendre quand et comment les barrages modifient le régime thermique des rivières; une problématique qui, bien que peu étudiée dans l'est du Canada, est importante étant donné le grand nombre de barrages qu'on y retrouve. Outre les outils de caractérisation, il est également primordial d'avoir accès à des outils de modélisation fiables pour la gestion de la température de l'eau en rivière. Les outils de modélisation déterministe répondent à ce besoin bien que certains flux thermiques tels que l'évaporation demeurent difficiles à estimer étant donné les difficultés associées à leur mesure en rivière. Face à ces lacunes, l'objectif de cette thèse est de proposer des outils de caractérisation et de modélisation du régime thermique dans l'optique d'améliorer la gestion de la température de l'eau dans les rivières naturelles et régulées.

Le premier objectif spécifique de cette thèse est de proposer un outil de caractérisation permettant la prise en compte de la saisonnalité lors de la classification du régime thermique des rivières. L'approche proposée repose sur l'analyse des périodicités à l'aide de séries de Fourier, lesquelles ont été utilisées pour extraire et décrire le cycle annuel de température de l'eau. La saisonnalité du régime thermique a ainsi été caractérisée à l'aide de trois métriques décrivant la magnitude, l'amplitude et la phase (i.e. occurrence) du cycle annuel. Étant donné la parcimonie de cette approche, celle-ci peut facilement servir de point de départ à une classification des régimes thermiques. Une preuve de concept a été effectuée à l'échelle des États-Unis ($n = 135$ sites) permettant ainsi la définition de six classes de régime thermique en fonction de la magnitude, amplitude et phase du cycle annuel de température de l'eau. Un arbre de classification a ensuite été développé (erreur de classification par validation croisée = 30 %) permettant de prédire l'appartenance à un régime thermique en fonction de quatre variables explicatives : le débit moyen en mai, la moyenne annuelle de la température de l'air, la température de l'air moyenne en juillet et l'écart annuel moyen de la température de l'air.

Le deuxième objectif spécifique est de caractériser l'impact des barrages tout au long de l'année sur le régime thermique des rivières de taille moyenne dans l'est du Canada. Deux types de barrages ont été étudiés, soit un barrage au fil de l'eau avec une faible capacité de stockage et deux barrages de stockage avec des réservoirs peu profonds (profondeur moyenne < 6 m). À l'aide d'une approche contrôle-impact, l'impact des barrages a été examiné 1) pour la période d'eau libre en évaluant l'effet sur le cycle annuel (extrait par l'ajustement d'une fonction sinusoidale) et les résidus et 2) pour la période hivernale en évaluant l'effet sur la courbe de températures classées. De manière générale, le barrage au fil de l'eau n'a pas eu d'impact sur le régime thermique de la rivière régulée. Les barrages de stockage ont entraîné un réchauffement de la température de l'eau à l'été et à l'automne : d'août à octobre, la température moyenne mensuelle était de 1,4 à 3,9 °C plus élevée en comparaison aux rivières naturelles. Pendant l'hiver, les barrages de stockage ont entraîné un réchauffement marqué des rivières régulées : alors que la température de l'eau est restée stable à 0 °C dans les rivières naturelles, la température de l'eau médiane pour cette période variait entre 1,0 et 2,1 °C dans les rivières régulées.

Le troisième objectif spécifique est de caractériser l'impact des barrages sur le régime thermique estival des rivières à l'échelle régionale afin 1) d'identifier les attributs du régime thermique affectés de manière prédominante par la régulation et 2) de comparer l'impact thermique associé à différents types de barrage (fil de l'eau, stockage, avec lâcher d'eau selon la demande de pointe). Le régime thermique de 13 rivières régulées et 18 rivières naturelles de l'est du Canada a été caractérisé selon l'approche thermologique, soit à l'aide de 15 métriques décrivant la magnitude, la durée, la fréquence, l'occurrence et le taux de variation des conditions de température de l'eau. Une analyse en composantes principales a permis d'identifier les attributs du régime thermique principalement contrastés entre les rivières régulées et naturelles. Selon cette analyse, les barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe ont généralement 1) réduit le taux de variation de la température de l'eau à différentes échelles temporelles (intrajournalière, interjournalière et saisonnière) et 2) augmenté la magnitude du régime thermique à la fin de l'été (septembre). Les barrages au fil de l'eau n'ont généralement pas entraîné une modification significative du régime thermique des rivières, à l'exception du schéma de variation intrajournalière qui affichait un plus grand nombre de changements de direction au cours de la journée en comparaison aux rivières naturelles. La modification du régime thermique était significativement corrélée au ratio de retenue, soit le ratio entre la capacité de stockage maximale du barrage et le ruissellement médian annuel du bassin versant. Une modification importante du régime

thermique était généralement observée pour les barrages ayant un ratio de retenue supérieur à 10 %.

Le quatrième objectif spécifique est d'améliorer l'estimation du flux thermique associé à l'évaporation dans un modèle de température de l'eau. Pour ce faire, une méthode de mesure de l'évaporation en rivière reposant sur le principe de bilan de masse a été développée. L'évaporation a été mesurée à l'aide de minibacs flottants dans deux cours d'eau en milieu forestier : la rivière de taille moyenne Little Southwest Miramichi (LSWM; 1190 km²) et le ruisseau Catamaran (CatBk; 27 km²). À l'aide de mesures d'évaporation, des modèles de transfert de masse ont été calibrés permettant ainsi d'estimer le taux d'évaporation à partir des conditions microclimatiques (vitesse du vent, déficit de pression de vapeur). Pendant l'été 2012, le taux journalier moyen d'évaporation a été de 3,0 mm jr⁻¹ à LSWM et de 1,0 mm jr⁻¹ à CatBk. Les modèles de transfert de masse ont été utilisés pour estimer le flux thermique associé à l'évaporation dans un modèle de température de l'eau au pas de temps horaire. Aux deux sites étudiés, le flux thermique associé à l'évaporation a été identifié comme le plus important mécanisme de refroidissement pendant l'été : l'évaporation représentait 42 % des pertes de chaleur à LSWM et 34 % des pertes de chaleur à CatBk.

Les travaux de cette thèse ont permis le développement et la comparaison d'outils de caractérisation du régime thermique des rivières : l'analyse des périodicités par ajustement d'une fonction sinusoïdale permet de décrire la saisonnalité de manière parcimonieuse alors que l'approche thermologique permet de circonscrire les attributs du régime thermique altérés. L'application de ces outils s'est avérée concluante pour le développement d'une classification ainsi que pour la réalisation d'études d'impact. Les travaux de cette thèse ont également permis de décrire l'influence marquée des barrages sur le régime thermique des rivières dans l'est du Canada. Face à ces impacts, les outils de modélisation jouent un rôle primordial dans la gestion du régime thermique des rivières régulées. Ainsi, les travaux de cette thèse ont permis de proposer une approche novatrice pour la mesure de l'évaporation en rivière et celle-ci pourrait être mise à profit pour améliorer l'estimation de ce flux thermique dans les rivières régulées.

Mots-clés : régime thermique; température de l'eau; rivière; impact; barrage; régulation; caractérisation; classification; modélisation; évaporation

ABSTRACT

Water temperature is an important variable regarding water quality and aquatic ecosystem health. A regime-based approach has been proposed to manage river water temperature according to which the distribution of acceptable thermal conditions should be described across temporal and spatial scales rather than focusing on the exceedance of single-value thresholds. However, the implementation of a regime-based approach requires tools to characterize temporal variability in river water temperature. Indeed, these would be valuable tools to understand when and how dams modify the thermal regime of rivers; an issue not well studied in eastern Canada although of importance given the large number of dams in the region. In addition to characterization tools, it is also important to have access to reliable modelling tools to manage river water temperature. Deterministic modelling tools address this need although certain heat fluxes such as evaporation remain difficult to estimate given difficulties associated with their measurement in rivers. In order to address these gaps, the objective of this thesis was to develop tools to characterize and model the thermal regime of rivers which can be used to improve water temperature management in regulated and unregulated rivers.

The first specific objective of this thesis was to develop a characterization tool which can efficiently describe seasonality when performing a classification of thermal regimes. Based on an analysis of periodicities using Fourier series, the annual cycle of water temperature was extracted and described using three metrics (magnitude, amplitude and phase). Given the parsimony of this approach, it provides an efficient basis to develop a classification of thermal regimes. A proof of concept was performed over the United States ($n = 135$ sites) and six thermal regime classes were defined according to the magnitude, amplitude and phase of the annual cycle of river water temperature. A classification tree was developed (cross-validation error = 30 %) and four variables were used to predict membership to a thermal regime class: the mean May flow, the annual average air temperature, the average July air temperature and the annual air temperature range.

The second specific objective was to characterize the year-round impact of dams on the thermal regime of medium-sized rivers in eastern Canada. Two types of dams were studied: a run-of-river dam with minimal storage capacity and two storage dams with shallow reservoirs (mean depth < 6 m). Using a control-impact design, the impact of dams was examined 1) for the open water period by assessing impact on the annual cycle (extracted by fitting a sinusoidal function) and residuals and 2) for the winter period by assessing impact on water temperature duration curves. Overall, the run-of-river dam

did not modify the thermal regime of the regulated river. Storage dams had a warming effect on water temperatures during the summer and autumn: from August to October, the monthly mean water temperature was 1.4 to 3.9 °C warmer than at unregulated rivers. During winter, storage dams had a considerable warming effect on regulated rivers: while water temperature remained stable at 0 °C in unregulated rivers, the median water temperature for this period varied between 1.0 and 2.1 °C in regulated rivers.

The third specific objective was to perform a regional-scale assessment of the impacts of dams on the summer thermal regime of rivers to 1) identify thermal regime features predominantly influenced by regulation and 2) compare thermal impacts associated with different types of dams (run-of-river, storage, peaking). The thermal regime of 13 regulated rivers and 18 unregulated rivers in eastern Canada was characterized using the natural thermal regime concept. Accordingly, 15 metrics were computed to describe the magnitude, duration, frequency, timing and rate of change of water temperature events. A principal component analysis was used to identify contrasting thermal regime features between regulated and unregulated rivers. Results of this analysis show that storage and peaking dams generally 1) reduced the magnitude of water temperature variations at seasonal, daily and subdaily timescales and 2) increased the late-summer (September) magnitude of the thermal regime. Run-of-river dams did not modify the thermal regime of rivers, with the exception of the subdaily pattern of variation which exhibited a greater number of changes of direction throughout the day compared to unregulated rivers. Thermal regime modification was significantly correlated to the impounded runoff index (ratio between the maximum storage capacity of the reservoir and the median annual runoff of the basin). An important modification of the thermal regime of rivers was generally observed for dams with an impounded runoff index greater than 10 %.

The fourth specific objective was to improve the estimation of the evaporative heat flux in a water temperature model. Based on a mass-balance approach, a method to measure river evaporation was developed. River evaporation was measured with floating minipans in two watercourses in a forest catchment: the medium-sized Little Southwest Miramichi River (LSWM, 1190 km²) and the Catamaran Brook (CatBk, 27 km²). Using evaporation measurements, mass transfer models were calibrated to estimate the evaporation rate from microclimatic conditions (wind speed, vapor pressure deficit). During the summer 2012, the mean daily evaporation rate was 3.0 mm day⁻¹ at LSWM and 1.0 mm day⁻¹ at CatBk. Mass transfer models were used to estimate the evaporative heat flux in a water temperature model at an hourly time step. At both study sites, the evaporative heat flux corresponded to the main heat loss mechanism during the

summer: evaporation represented 42 % of heat losses at LSWM and 34 % of heat losses at CatBk.

This thesis lead to the development and comparison of tools to characterize the thermal regime of rivers: the analysis of periodicities by fitting a sinusoidal function proved a parsimonious method to characterize seasonality while the approach based on the natural thermal regime concept allowed the assessment of individual features of the thermal regime. The application of these tools was conclusive for the development of a classification and the conduction of impact assessments. Findings from this research highlighted the important influence of dams on the thermal regime of rivers in eastern Canada. Faced with these impacts, modelling tools play an essential role in the management of the thermal regime of regulated rivers. Accordingly, the method developed in this thesis to measure river evaporation could be used to improve the estimation of the evaporative heat flux in regulated rivers.

Keywords: thermal regime; water temperature; stream; impact; dam; regulated; characterization; classification; modelling; evaporation

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iii
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	xi
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES TABLEAUX	xvii
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION	1
1.1 Contexte	1
1.2 Objectifs	3
1.3 Structure de la thèse	6
CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE	7
2.1 Le rôle de la température de l'eau dans les écosystèmes aquatiques	7
2.2 L'impact des barrages sur la température de l'eau	9
2.3 Les outils de caractérisation	13
2.4 Les outils de modélisation	21
CHAPITRE 3 : SYNTHÈSE DES TRAVAUX DE RECHERCHE.....	27
3.1 Objectif 1 : Caractérisation et classification du régime thermique annuel des rivières	28
3.2 Objectif 2 : Caractériser l'impact de barrages sur le régime thermique annuel des rivières dans l'est du Canada.....	38
3.3 Objectif 3 : Caractériser l'impact des barrages sur le régime thermique estival des rivières à l'échelle régionale	48
3.4 Objectif 4 : Améliorer l'estimation du flux thermique associé à l'évaporation dans les outils de modélisation déterministe.....	61
CHAPITRE 4 : CARACTÉRISATION ET CLASSIFICATION DU RÉGIME THERMIQUE ANNUEL DES RIVIÈRES	69
Abstract.....	70
4.1 Introduction	71
4.2 Methods	72
4.3 Results	78
4.4 Discussion	86
4.5 Conclusion	89

CHAPITRE 5 : CARACTÉRISER L'IMPACT DES BARRAGES SUR LE RÉGIME THERMIQUE ANNUEL DE RIVIÈRES DE L'EST DU CANADA.....	91
Abstract.....	92
5.1 Introduction	93
5.2 Study area	94
5.3 Methods	98
5.4 Results	101
5.5 Discussion	109
5.6 Conclusion.....	114
CHAPITRE 6 : CARACTÉRISER L'IMPACT DES BARRAGES SUR LE RÉGIME THERMIQUE ESTIVAL DES RIVIÈRES À L'ÉCHELLE RÉGIONALE	115
Abstract.....	116
6.1 Introduction	117
6.2 Study area	118
6.3 Methods	121
6.4 Results	127
6.5 Discussion	139
6.6 Conclusion.....	145
CHAPITRE 7 : AMÉLIORER L'ESTIMATION DU FLUX THERMIQUE ASSOCIÉ À L'ÉVAPORATION DANS LES OUTILS DE MODÉLISATION DÉTERMINISTE.....	147
Abstract.....	148
7.1 Introduction	149
7.2 Study site	150
7.3 Materials and Methods	151
7.4 Results	158
7.5 Discussion	167
7.6 Conclusion.....	173
CHAPITRE 8 : CONCLUSION	175
8.1 Proposer des outils pour la caractérisation du régime thermique	175
8.2 Caractériser le régime thermique des rivières régulées.....	176
8.3 Améliorer les outils de modélisation à l'aide de données microclimatiques	179
RÉFÉRENCES	181
ANNEXE 1 : MÉTRIQUES DÉCRIVANT LE RÉGIME THERMIQUE AUX RIVIÈRES NATURELLES ET RÉGULÉES DE L'EST DU CANADA.....	201

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Localisation et hauteur des barrages au Québec (d'après CEHQ, 2014).....	10
Figure 2.2 Exemple de l'approche thermologique selon laquelle le régime thermique est décrit selon la magnitude, la fréquence, la durée, l'occurrence et le taux de variation des conditions de température de l'eau	17
Figure 3.1 Schéma décrivant le développement d'outils de caractérisation et de modélisation de la température de l'eau ainsi que leur application dans le cadre de cette thèse	27
Figure 3.2 a) Moyenne journalière de la température de l'eau observée pour chacun des régimes thermiques définis par la classification ascendante hiérarchique et b) les trois métriques décrivant la magnitude ($\alpha 0$), l'amplitude ($A1$) et la phase ($\phi 1$) du cycle annuel de la température de l'eau pour chacun des régimes thermiques.....	31
Figure 3.3 Arbre de classification du régime thermique annuel des cours d'eau. Les histogrammes indiquent l'erreur de classification	33
Figure 3.4 Comparaison entre a) la magnitude, b) l'amplitude et c) la phase de la première harmonique et leur équivalent calculé à partir des données observées.....	36
Figure 3.5 Exemple d'installation d'un thermographe à l'intérieur d'un tube de PVC et avec un bloc de béton comme ancrage pour son déploiement en rivière	40
Figure 3.6 Cycle annuel de la température moyenne journalière de l'eau pour l'année 1 (2012-2013) et l'année 2 (2013-2014) pour les rivières régulées a) St-Jean (barrage au fil de l'eau) b) Fourchue (barrage de stockage) et c) Dee (barrage de stockage) ainsi que leurs rivières naturelles de référence.	43
Figure 3.7 a) Saturations associées aux 15 métriques décrivant le régime thermique des cours d'eau et b) scores pour chaque site-année pour les deux premières composantes principales (CP).....	53
Figure 3.8 Relation entre le ratio de retenue et les scores de la deuxième composante principale (CP2) pour les rivières régulées.	58
Figure 3.9 Minibac flottant déployé dans le ruisseau Catamaran à l'été 2012	62
Figure 3.10 Fonctions de vent calibrées pour a) la rivière Little Southwest Miramichi (LSWM) et b) le ruisseau Catamaran (CatBk)	64
Figure 4.1 The three parameters describing the annual thermal regime of streams	76
Figure 4.2 a) Mean daily observed water temperatures for each annual thermal regime and b) modelled characteristics of annual thermal regimes.....	79
Figure 4.3 Spatial distribution of annual water temperature regimes	81
Figure 4.4 Classification tree for annual thermal regimes. Histograms under each regime indicate the misclassification error.....	83
Figure 4.5 Spatial distribution of diel water temperature regimes	85

Figure 4.6 Diel variability in water temperature within each annual thermal regime	86
Figure 5.1 Location of paired regulated and unregulated reference rivers in eastern Canada	95
Figure 5.2 Schematic representation of an increase in the a) magnitude; b) amplitude and c) timing parameters of the annual cycle in river water temperature	100
Figure 5.3 Long-term average and 2012-2014 mean daily air temperature at weather stations near a) St-Jean and Petit Saguenay rivers; b) Fourchue and Du Loup rivers and c) Dee and Gulquac rivers	101
Figure 5.4 Annual cycle in daily mean water temperature in year 1 (2012-2013) and year 2 (2013-2014) in regulated a) St-Jean River, b) Fourchue River and c) Dee River and their associated unregulated reference rivers	103
Figure 5.5 Temporal autocorrelation in residuals from the annual cycle during the open water period in regulated a) St-Jean River, b) Fourchue River and c) Dee River and their associated unregulated reference rivers	107
Figure 5.6 Daily mean water temperature duration curves for the winter period of year 1 and year 2 in regulated a) St-Jean River, b) Fourchue River and c) Dee River and their associated unregulated reference rivers	109
Figure 6.1 Location of study sites in eastern Canada	119
Figure 6.2 Relationship between the monthly mean air temperature computed from observations and spatially-interpolated data (ANUSPLIN) at 19 weather stations across the study area	126
Figure 6.3 a) Loadings associated with the 15 metrics (see table 6.2 for a description of metrics) and b) scores of each site-year on the first two varimax-rotated principal components (PC) . .	129
Figure 6.4 Rate of change of water temperature conditions at the a) seasonal (Ramp1) b-c) daily (Rpos and Rneg) and d-e) subdaily timescales (Rrng and Rrev) for unregulated and regulated rivers.....	131
Figure 6.5 Examples of subdaily variations in water temperature in July 2012 at a) an unregulated river (Ste-Marguerite River, QC), b) a regulated run-of-river system (Etchemin River, QC), c) a regulated storage system (Dee River, NB) and d) a regulated peaking system (Mississagi River, ON)	134
Figure 6.6 Magnitude of the thermal regime of unregulated and regulated rivers in relation to air temperature conditions for the months of a) July, b) August and c) September.	136
Figure 6.7 Relationship between the impounded runoff index and scores on the second principal component (PC2) for regulated rivers.....	139
Figure 7.1 Map of Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) microclimate sites within the Miramichi River system.....	151
Figure 7.2 Calibration of the floating minipan with the Class A evaporation pan where a) shows the experimental set up and b) shows daily evaporation measurements by the minipan and class A pan (n = 26 days)	153
Figure 7.3 Measurements of river evaporation using the floating minipans at the microclimate station (Catamaran Brook).....	154

Figure 7.4 Day- and nighttime wind functions for a) Little Southwest Miramichi River (LSWM) and b) Catamaran Brook (CatBk) 159

Figure 7.5 Measured microclimate conditions (a – wind speed, b – vapor pressure deficit and c – virtual temperature difference between the water surface and air) and d) modelled evaporation rate for the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) during the summer 2012 161

Figure 7.6 Modelled mean daily evaporation rate for the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) during the summer 2012 (days 164 to 241) 162

Figure 7.7 a) Surface heat fluxes; b) streambed heat fluxes and c) measured air and predicted water temperatures at the Little Southwest Miramichi River (days 185-194) 163

Figure 7.8 a) Surface heat fluxes; b) streambed heat fluxes and c) measured air and predicted water temperatures at the Catamaran Brook (days 185-194) 164

Figure 7.9 Predicted versus observed hourly temperatures at a) the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and b) Catamaran Brook (CatBk) during the summer 2012 (days 164-241) 166

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Seuils de tolérance de la température de l'eau chez certaines espèces de salmonidés (d'après Jonsson et Jonsson, 2009).....	7
Tableau 2.2 Principales approches de caractérisation du régime thermique des rivières	15
Tableau 2.3 Définition des différents attributs du régime thermique considéré par l'approche thermologique (inspiré de Chu et al., 2010).....	17
Tableau 2.4 Exemples d'utilisation de modèle déterministe pour la gestion de la température de l'eau dans des rivières régulées	24
Tableau 3.1 Caractéristiques des paires de rivières régulées et naturelles étudiées	40
Tableau 3.2 Impact thermique associé aux barrages pour la période d'eau libre et la période hivernale.....	45
Tableau 3.3 Description des sites d'étude (13 rivières régulées et 18 rivières naturelles) dans l'est du Canada	50
Tableau 3.4 Quantification des anomalies dans la magnitude du régime thermique des rivières régulées pendant l'été.....	57
Table 5.1 Characteristics of regulated sites	95
Table 5.2 Characteristics of pairs of regulated and reference rivers	97
Table 5.3 Start, end and duration of ice cover period in reference (unregulated) rivers for year 1 (2012-2013) and year 2 (2013-2014).....	102
Table 5.4 Magnitude (a_0), amplitude (A) and timing (ϕ) parameters describing the annual cycle of daily mean water temperature at regulated and unregulated rivers for years 1 and 2.	104
Table 5.5 Descriptive statistics of residuals (i.e. difference between observed temperature and annual cycle) at regulated and reference sites in year 1 (2012-2013) and year 2 (2013-2014).....	106
Table 6.1 Characteristics of regulated rivers	120
Table 6.2 Metrics used to describe the thermal regime of rivers	123
Table 6.3 Occurrence (week number between 1 and 52) of maximum weekly mean water temperature at unregulated rivers during the summers of 2011 to 2013.....	124
Table 6.4 Mean reach-level variation for the 15 metrics describing the thermal regime of rivers	128
Table 7.1 Coefficients (slope and intercept) of wind functions for Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) and their corresponding confidence intervals	159
Table 7.2 Mean heat gains and losses in $W m^{-2}$ in the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and the Catamaran Brook (CatBk).....	166

Table 7.3 Model performance between the predicted and observed hourly temperatures at the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) for the summer period (days 164-241)..... 166

Table 7.4 Mass transfer equations for streams and lakes of various sizes and environments .. 169

Table 7.5 List of symbols 174

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

1.1 Contexte

La température de l'eau est une variable importante au regard de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes aquatiques. Par exemple, la température de l'eau influence certains aspects de la qualité de l'eau tels le taux d'oxygène dissous, la concentration en nutriments et la toxicité de certains polluants (Cairns et al., 1975; Caissie, 2006a). D'un point de vue biologique, la température de l'eau influence l'aire de répartition des organismes (Buisson et al., 2008; Parkinson et al., 2015; Shuter et Post, 1990) et la composition des communautés aquatiques (Brazner et al., 2005; Chu et al., 2008; Wehrly et al., 2003). Le cycle de vie des organismes aquatiques est également étroitement lié à la température de l'eau. Par exemple, la température de l'eau influence le taux de croissance des organismes (Neuheimer et Taggart, 2007; Sweeney, 1984) et l'occurrence de certaines étapes du cycle de vie telles que la migration (Lisi et al., 2013) et la fraie (Warren et al., 2012). De plus, les organismes aquatiques ont également des limites physiologiques en ce qui a trait aux conditions de température de l'eau. Le dépassement de ces limites peut être une source de stress (Lund et al., 2002) pouvant ainsi accroître la vulnérabilité à certaines maladies (Hari et al., 2006). Par ailleurs, le dépassement de ces limites physiologiques peut également mener à des événements de mortalité massive chez les organismes aquatiques (Ouellet et al., 2010). En somme, la température de l'eau influence de nombreux processus biologiques et la modification du régime thermique peut avoir diverses répercussions sur les écosystèmes aquatiques.

Le régime thermique des cours d'eau fait face à diverses pressions anthropiques. Face aux changements climatiques, le réchauffement des cours d'eau a déjà été observé dans certaines régions (Hari et al., 2006; Kaushal, et al., 2010; Webb, 1996) et divers scénarios de changements climatiques anticipent une tendance similaire au cours des prochaines années (Isaak et al., 2012; Mohseni et al., 2003). D'autres activités anthropiques telles la coupe forestière, l'urbanisation, le rejet d'effluents par les centrales thermiques peuvent également mener à des réchauffements localisés de la température de l'eau (Caissie, 2006a; Hester et Doyle, 2011; Poole et Berman, 2001; Webb, 1996). Les barrages, petits ou grands, peuvent également avoir un impact important sur différents attributs du régime thermique (Olden et Naiman, 2010). Les

barrages font partie intégrante du paysage canadien et on estime leur nombre à plus de 10 000 à travers le Canada (Prowse et al., 2004). Dans le contexte canadien, les barrages s'avèrent une source d'impact potentiel importante pour le régime thermique des rivières. Il est donc primordial d'outiller les gestionnaires des ressources hydriques afin qu'ils puissent comprendre quand et comment les barrages modifient le régime thermique des rivières. Ces gestionnaires englobent divers acteurs impliqués dans la gestion des ressources hydriques au Canada tels que les organismes de bassins versants, les municipalités, les instances gouvernementales dont le mandat est de protéger les ressources en eau ou la pêche, les gestionnaires des pêcheries et les gestionnaires des barrages et réservoirs.

La prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle des conditions de température de l'eau est un élément essentiel à la gestion des écosystèmes fluviaux. La notion de régime thermique décrivant un schéma de variabilité propre à chaque rivière ou groupe de rivières a ainsi été proposée pour la gestion des écosystèmes fluviaux (Olden et Naiman, 2010; Poole et al., 2004). Par exemple, de nombreuses études ont montré l'importance de la variabilité spatiale dans la température en rapport à la dynamique des écosystèmes aquatiques (Ebersole et al., 2003; Torgersen et al., 1999). Différents outils de caractérisation tels que la télédétection infrarouge thermique ont ainsi été développés afin de permettre l'étude de la température de l'eau à une échelle spatiale importante (i.e. échelle du bassin versant ou de la rivière), sans les discontinuités associées aux mesures ponctuelles (Dugdale et al., 2015; Vatland et al., 2015). La variabilité temporelle de la température de l'eau joue également un rôle important par rapport aux écosystèmes aquatiques étant donné son influence sur le cycle de vie des organismes aquatiques. Tout comme des outils de caractérisation ont été développés pour décrire la variabilité spatiale de la température de l'eau, il convient également de développer des outils permettant la caractérisation de la variabilité temporelle de la température de l'eau. Pour les gestionnaires, les outils de caractérisation peuvent notamment servir à définir les attributs thermiques souhaitables pour le maintien des services et fonctions écosystémiques dans un cours d'eau. De plus, les outils de caractérisation facilitent également la comparaison des régimes thermiques, permettant ainsi d'évaluer et de décrire les impacts associés à diverses activités anthropiques (e.g. en comparant des rivières naturelles et régulées).

Outre l'importance des outils de caractérisation, il est également nécessaire d'avoir accès à des outils de modélisation fiables permettant de simuler et prédire la température de l'eau. Dans le contexte canadien, l'accès à des outils de modélisation est particulièrement important étant donné l'absence d'un réseau national de suivi de la température de l'eau. Ainsi, les gestionnaires n'ont généralement pas accès à des données historiques de température de l'eau récoltées de manière continue et pour de longues périodes. Dans ce contexte, l'accès à des outils de modélisation est particulièrement important afin de pallier le manque de données à l'échelle régionale. De plus, les outils de modélisation s'avèrent particulièrement importants pour les gestionnaires, car ils permettent d'évaluer l'efficacité de différents scénarios de gestion. Or, cette évaluation passe d'abord par une bonne compréhension des processus physiques contrôlant la température de l'eau dans les rivières. Par l'exemple, la prédiction de la température de l'eau pendant des épisodes de chaleur requiert une modélisation adéquate de l'évaporation étant donné l'important effet de refroidissement de ce flux thermique à des températures élevées (Mohseni et Stefan, 1999).

1.2 Objectifs

L'objectif global de cette thèse est de proposer des outils de caractérisation et de modélisation du régime thermique des rivières dans l'optique d'améliorer la gestion de la température de l'eau dans les rivières naturelles et régulées. Dans le cadre de cette thèse, une rivière naturelle fait référence à une rivière ne présentant pas de structure de retenue pouvant modifier l'écoulement. Les objectifs spécifiques de cette thèse sont :

1) Proposer une approche pour la caractérisation et la classification du régime thermique annuel des rivières.

Les gestionnaires ont besoin d'outils de caractérisation permettant la prise en compte de la variabilité temporelle et spatiale de la température de l'eau. Présentement, la caractérisation de la variabilité temporelle de la température de l'eau passe généralement par le calcul d'une série de métriques décrivant les différents attributs du régime thermique (magnitude, fréquence, durée et occurrence d'événements chauds ou froids, taux de variation). Or, cette approche n'est pas parcimonieuse, car elle repose sur un grand nombre de métriques et celles-ci sont souvent redondantes (i.e. corrélées). Une telle approche a notamment été utilisée pour la caractérisation du régime

hydrologique des rivières engendrant ainsi plus de 200 métriques pour la caractérisation du régime hydrologique et menant par la suite à de nombreuses études visant à sélectionner un nombre restreint de métriques (Beveridge et al., 2012; Daigle et al., 2011; Hamel et al., 2015; Olden et Poff, 2003).

Dans le cadre de cette thèse, une approche pour la caractérisation et la classification du régime thermique annuel des rivières est proposée et une preuve de concept est faite à l'échelle des États-Unis. Le premier objectif spécifique est de proposer un outil de caractérisation qui permet de 1) capturer la saisonnalité; 2) caractériser le régime thermique de manière non redondante et 3) servir d'intrant à une classification. Le deuxième objectif spécifique est d'effectuer une classification des régimes thermiques et développer un arbre de classification permettant de prédire l'appartenance à un régime thermique en fonction de variables physiographiques et climatiques.

2) Caractériser l'impact de barrages de taille moyenne sur le régime thermique annuel des rivières dans l'est du Canada.

Les barrages sont une source d'impact potentiel importante pour le régime thermique des rivières canadiennes. Or, peu d'études ont caractérisé l'impact thermique de petits à moyens barrages dans l'est du Canada bien que ce type d'ouvrage y soit particulièrement répandu. L'impact des barrages avec prise d'eau dans la zone hypolimnique d'un réservoir stratifié a été largement étudié, mais une incertitude demeure quant au type et à l'ampleur de l'impact associé à d'autres types de barrages. De plus, les études d'impacts réalisées sur le régime thermique sont généralement concentrées sur la période estivale bien que les températures automnales, hivernales et printanières aient également une importante influence sur le cycle de vie des organismes aquatiques. En particulier, peu de travaux ont porté sur la thermie en saison hivernale bien que certaines études aient montré l'importance biologique de cette période (Cunjak, 1996; Prowse, 2001).

L'objectif de cette thèse est de quantifier l'impact thermique tout au long de l'année pour des barrages de petite à moyenne taille dans l'est du Canada. Pour ce faire, une étude détaillée de l'impact thermique a été effectuée pour trois sites. Le premier objectif spécifique est de décrire l'impact des barrages tout au long de l'année en examinant la période d'eau libre et la période hivernale. La réalisation de cet objectif permet également d'évaluer l'utilisation de l'approche de caractérisation développée au premier objectif pour la réalisation d'études d'impact (e.g. en comparant les régimes thermiques

de rivières naturelles et régulées). Le deuxième objectif spécifique est de comparer l'impact associé à différents types de barrages, soit un barrage au fil de l'eau avec une faible capacité de stockage et deux barrages de stockage avec des réservoirs relativement peu profonds.

3) Caractériser l'impact des barrages sur le régime thermique estival des rivières à l'échelle régionale.

Au Canada, il n'existe présentement pas de réseau national de suivi de la température de l'eau. De ce fait, l'accès à des données historiques demeure limité pour évaluer l'impact des barrages sur le régime thermique des rivières. Ces facteurs font en sorte que peu d'études d'impact ont été menées à propos de l'effet des barrages sur le régime thermique des rivières dans l'est du Canada. Il demeure ainsi une certaine incertitude face à l'impact thermique associé aux différents types de barrage qu'on retrouve dans la région (e.g. fil de l'eau, avec réservoir, avec ou sans lâcher d'eau selon la demande de pointe). De plus, il convient d'évaluer si les impacts thermiques associés aux barrages sont spécifiques au site ou s'il est possible de dégager un certain schéma quant aux impacts thermiques à l'échelle régionale. Étant donné le grand nombre de barrages à travers le territoire, la réalisation d'études d'impact détaillées n'est pas nécessairement possible pour chacun de ces sites. Dans ce contexte, une généralisation qualitative des impacts associés à certains types de barrage est particulièrement importante pour les gestionnaires.

L'objectif de cette thèse est d'étudier l'impact des barrages sur le régime thermique estival des rivières à l'échelle régionale. Pour ce faire, une analyse du régime thermique a été effectuée pour 13 rivières régulées de l'est du Canada. Le premier objectif spécifique est d'identifier les attributs du régime thermique modifiés de manière prédominante par les barrages. Le deuxième objectif spécifique est de comparer les impacts thermiques associés à trois types de barrages (fil de l'eau, stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe). Finalement, cette étude permet également d'évaluer l'utilisation d'une autre approche de caractérisation du régime thermique, soit l'approche thermologique, dans le cadre d'études d'impact.

4) Améliorer l'estimation du flux thermique associé à l'évaporation dans les outils de modélisation déterministe.

Pour les gestionnaires, l'accès à des outils de modélisation performants est important afin de prédire la température de l'eau à des sites non échantillonnés ou pour simuler

différents scénarios de gestion. Les modèles déterministes permettent notamment de répondre à ces besoins. Toutefois, la performance de ces modèles repose sur leur capacité à estimer de manière adéquate les différents flux de chaleur composant le bilan thermique. Durant les périodes chaudes, l'évaporation constitue un des principaux mécanismes de refroidissement des rivières. Par contre, la mesure de ce flux thermique s'avère difficile et donc, en général peu d'études valident leurs estimations du taux d'évaporation en rivière.

Dans cette thèse, il est proposé d'améliorer les outils de modélisation déterministe à travers le développement d'une méthode de mesure simple de l'évaporation en rivière. Le premier objectif spécifique est de développer un modèle pour estimer le taux d'évaporation en rivière à partir des conditions microclimatiques telles que la vitesse du vent et le déficit de pression de vapeur. Le deuxième objectif spécifique est de comparer les flux thermiques associés à l'évaporation de deux cours d'eau de différente taille (un ruisseau et une rivière de taille moyenne). Le troisième objectif spécifique est de modéliser la température de l'eau afin d'évaluer la contribution relative du flux thermique associé à l'évaporation en comparaison des autres flux composant le bilan thermique.

1.3 Structure de la thèse

Le chapitre 1 présente la problématique ainsi que les objectifs de recherche de cette thèse. Ensuite, le chapitre 2 met en contexte les différents objectifs à travers une revue de la littérature. Le chapitre 3 présente une synthèse des travaux de recherche effectués dans le cadre de cette thèse. Les chapitres 4 à 7 présentent les travaux de recherche sous forme d'articles rédigés en anglais. Ainsi, le chapitre 4 présente un article accepté pour publication dans la revue *River Research and Applications* et qui propose une caractérisation et une classification des régimes thermiques annuels. Le chapitre 5 présente un article soumis pour publication à la revue *River Research and Applications* qui décrit l'impact des barrages sur le régime thermique annuel des rivières. Le chapitre 6 présente un article pour soumission à la revue *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* qui décrit l'impact des barrages sur le régime estival des rivières à l'échelle régionale. Le chapitre 7 présente un article publié dans la revue *Hydrological Processes* qui étudie le processus d'évaporation en rivière afin d'améliorer un modèle de température de l'eau. Le chapitre 8 présente les conclusions ainsi que l'apport de cette thèse à la recherche.

CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Le rôle de la température de l'eau dans les écosystèmes aquatiques

La température de l'eau est une variable abiotique qui revêt une importance particulière pour les écosystèmes aquatiques. En effet, celle-ci influence la répartition des espèces aquatiques, le déroulement de leur cycle de vie et leur comportement. Les espèces aquatiques ont des limites physiologiques vis-à-vis de la température de l'eau et chacune d'entre elles a un intervalle spécifique de tolérance thermique. Cette niche thermique influence en grande partie la répartition des espèces aquatiques. Ainsi, la modification de la température de l'eau a été associée à une contraction (Hari et al., 2006) et une expansion (Milner et al., 2008) de l'aire de répartition de certaines espèces de poissons. Les seuils de tolérance à la température de l'eau peuvent être définis en étudiant la physiologie et le comportement de l'espèce en laboratoire ou en milieu naturel (e.g. Breau, et al., 2011 et Elliott, 1991 pour le saumon de l'Atlantique). Par exemple, le tableau 2.1 montre la température létale initiale (température à laquelle 50 % des individus peuvent survivre pendant une période prolongée) de certaines espèces de salmonidés dans l'est du Canada. Sachant les seuils de tolérance de diverses espèces, des guildes thermiques ont été proposées afin de classer les différentes espèces aquatiques selon leur préférence vis-à-vis de la température de l'eau. Coker et al. (2001) a défini les catégories de préférence thermique estivale suivantes pour les poissons d'eau douce du Canada : les espèces d'eau froide favorisent les températures inférieures à 19 °C, les espèces d'eau tempérée favorisent les températures entre 19 et 25 °C et les espèces d'eau chaude favorisent les températures supérieures à 25 °C.

Tableau 2.1 Seuils de tolérance de la température de l'eau chez certaines espèces de salmonidés (d'après Jonsson et Jonsson, 2009). Un astérisque indique une espèce non indigène, mais acclimatée à l'est du Canada (d'après Bernatchez et Giroux, 2000).

Espèce	Limite supérieure de la température létale initiale (°C)
Saumon rouge (<i>Oncorhynchus nerka</i>)*	24,4
Truite brune (<i>Salmo trutta</i>)*	24,7
Saumon coho (<i>Oncorhynchus kisutch</i>)*	25,0
Saumon chinook (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)*	25,1
Ombre de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	25,3
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)*	26,2
Saumon de l'Atlantique (<i>Salmo salar</i>)	27,8

La température de l'eau joue également un rôle important au niveau du déroulement du cycle de vie (McCullough, 1999). La température de l'eau influence le taux de croissance des organismes ectothermes tels que les poissons (Neuheimer et Taggart, 2007) et les insectes aquatiques (Sweeney, 1984). Ainsi, l'atteinte d'un stade de vie particulier peut généralement être déterminée en fonction de l'accumulation d'unités thermique (i.e. degrés-jours). Par exemple, Crisp (1981) a développé un modèle en loi de puissance permettant d'estimer le nombre de jours entre la fertilisation et l'éclosion des œufs en fonction de la température de l'eau pour cinq espèces de salmonidés. En plus d'influencer le taux de croissance, la température de l'eau peut également agir à titre de facteur déclencheur pour certaines transitions dans le cycle de vie. Par exemple, certaines conditions de température de l'eau peuvent déterminer le début de la montaison ou la dévalaison chez les salmonidés anadromes (Gonia et al., 2006; Hembre et al., 2001; Jonsson et Ruud-Hansen, 1985). La température de l'eau peut également agir à titre de facteur déclencheur pour la migration vers différents types d'habitats. Par exemple, chez de nombreux salmonidés, les déplacements vers le site d'hivernage ont généralement lieu lorsque la température de l'eau atteint 3 à 6 °C (Huusko et al., 2007). La température de l'eau peut également influencer le déplacement des espèces adfluviales, soit les espèces dont le stade juvénile se déroule en milieu lotique et le stade mature se déroule en milieu lentique. Ainsi, Baril et Magnan (2002) rapportent le déplacement des ombles de fontaine lacustres vers leur site de frai en milieu lotique lorsque la température de l'eau est inférieure à 13 °C.

Lorsque les conditions environnementales approchent des limites physiologiques d'une espèce, celles-ci peuvent induire un certain comportement afin d'éviter ou limiter un stress thermique important. Cette thermorégulation comportementale a été particulièrement observée chez les salmonidés qui prennent refuges dans des zones localisées où les conditions thermiques sont plus favorables. Par exemple, les salmonidés ont tendance à s'agglomérer dans des zones plus froides, soit des zones de résurgence d'eaux souterraines ou de petits affluents (Ebersole et al., 2001; Torgersen et al., 1999). Ainsi, les organismes mobiles peuvent exploiter la variabilité spatiale de la température de l'eau afin de limiter le stress thermique associé aux températures élevées.

2.2 L'impact des barrages sur la température de l'eau

Différentes activités anthropiques peuvent avoir un impact sur la température de l'eau des rivières. Par exemple, l'élimination de la bande riveraine de végétation par des activités agricoles ou forestières peut entraîner un réchauffement des cours d'eau (Barton et al., 1985; Moore et al., 2005a; Rutherford et al., 2004). Le rejet d'effluent d'eaux usées municipales (Kinouchi et al., 2007) ainsi que le rejet d'eau de refroidissement de centrales thermiques (Prats et al., 2012; Stewart et al., 2013) peuvent également réchauffer les cours d'eau. Le revêtement foncé absorbant fortement la chaleur ainsi que le ruissellement rapide des eaux pluviales sur les surfaces imperméables font également en sorte que l'urbanisation peut avoir un impact important sur la température de l'eau (Jones et al., 2012; LeBlanc et al., 1997; Somers et al., 2013).

Les barrages peuvent également avoir un impact important sur la température de l'eau des rivières (Olden et Naiman, 2010). Dans le contexte canadien, les barrages constituent une source d'impact potentiel importante étant donné leur grand nombre à travers le territoire. On estime que la vaste majorité des barrages présents au Canada sont de petite taille (Prowse et al., 2004). Par exemple, au Québec où un recensement de tous les barrages de la province a été effectué, on compte plus de 6500 barrages et 95 % de ces barrages ont une taille inférieure à 15 m (CEHQ, 2014). De plus, alors que les grands barrages sont principalement situés dans le nord de la province, les barrages de petite à moyenne taille sont principalement concentrés dans le sud de la province (figure 2.1).

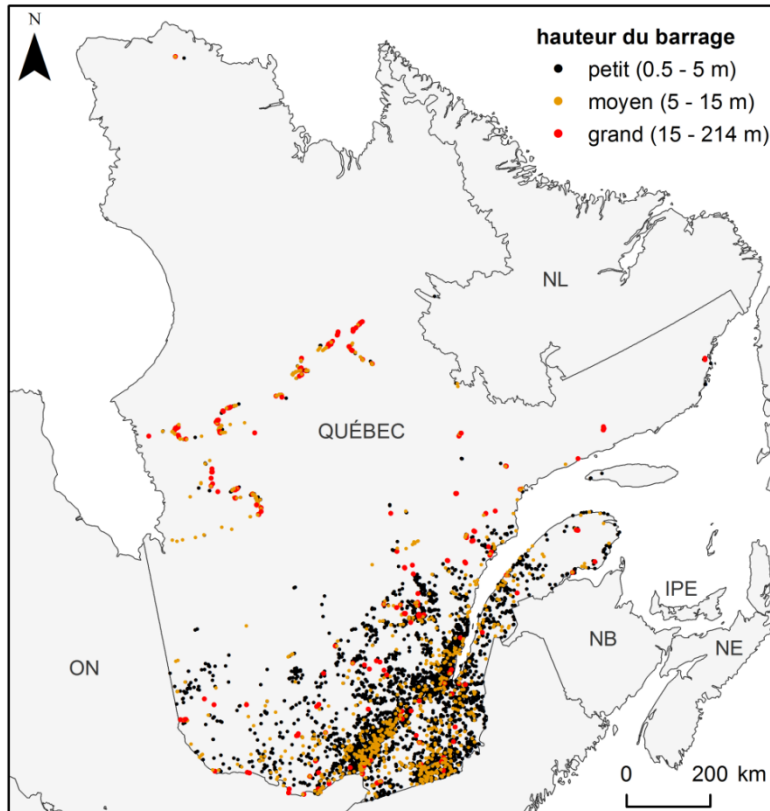


Figure 2.1 Localisation et hauteur des barrages au Québec (d'après CEHQ, 2014)

L'impact des barrages sur la température de l'eau varie généralement en fonction de sa capacité de stockage, du mode de gestion (e.g. lâcher d'eau selon la demande de pointe) et de la position de la prise d'eau (surface vs fond). De manière générale, on associe les barrages de grande taille à une pollution thermique froide et les barrages de petite taille à une pollution thermique chaude (Olden et Naiman, 2010). Les barrages de grande taille sont souvent utilisés pour la création de grands réservoirs qui présentent généralement une stratification thermique estivale étant donné leur profondeur. Cette stratification thermique se manifeste de manière naturelle dans les lacs profonds (profondeur ≥ 25 m; Lewis, 1983) en climat tempéré. Ainsi, lorsque la prise d'eau au barrage est située en profondeur, l'eau relâchée provient de la zone hypolimnique ce qui aura pour effet de refroidir le cours d'eau en aval du barrage pendant l'été. Ce type de barrage peut entraîner un refroidissement de l'ordre de 2 à 15 °C dans le cours d'eau en aval du barrage (Angilletta et al., 2008; Jackson et al., 2007; Lehmkühl, 1972; Olden et Naiman, 2010; Preece et Jones, 2002; Risley et al., 2010; Ward et Stanford, 1979; Wright et al., 2009). L'effet des barrages sur la température des cours d'eau se fait ressentir tout au long de l'année et en plus de refroidir la température de l'eau pendant

l'été, les barrages de grande taille ont également tendance à retarder le réchauffement printanier et le refroidissement automnal en raison de l'inertie thermique importante associée au réservoir (Angilletta et al., 2008; Olden et Naiman, 2010). De plus, ces barrages peuvent entraîner un réchauffement de la température de l'eau relâchée allant de 0.4 à 4 °C pendant l'hiver dans les régions froides, soit un réchauffement suffisant pour éliminer le couvert de glace des rivières sous un climat tempéré nordique (Jensen, 2003; Lehmkuhl, 1972; Ward et Stanford, 1979). Cette élimination du couvert de glace peut être observée sur des distances allant de 4 à 32 kilomètres en aval des barrages avec prise d'eau hypolimnique (Jensen, 2003; Lehmkuhl, 1972; Rader et Ward, 1988). Outre leur impact à l'échelle saisonnière, les barrages avec prise d'eau hypolimnique modifient également la variation de la température de l'eau à de plus petites échelles temporelles. Steel et Lange (2007) ont montré que les barrages réduisaient la variabilité de la température de l'eau pour des échelles temporelles allant de un à huit jours. De plus, les barrages avec prise d'eau hypolimnique ont également tendance à modifier le cycle de variation journalière de la température de l'eau. Par exemple, l'occurrence du maximum journalier était retardée à des heures plus tardives de la journée en aval d'un barrage avec prise d'eau hypolimnique en Argentine (Casado et al., 2013). En outre, on observe généralement une réduction importante de l'écart journalier en aval des barrages avec prise d'eau hypolimnique (Olden et Naiman, 2010; Ward et Stanford, 1979). Par exemple, l'écart journalier était réduit environ de moitié en aval de barrage avec prise d'eau hypolimnique en comparaison à des rivières naturelles (Crisp, 1987; Vinson, 2001).

Étant donné l'ampleur des grands projets de barrages-réservoirs, de nombreuses études ont été réalisées afin d'évaluer leur impact sur la température de l'eau des rivières. En comparaison, bien moins d'attention a été portée à l'impact thermique des barrages de petite à moyenne taille. Or, bien qu'on puisse s'attendre à des impacts de moindre ampleur pour ces petits barrages, leur impact cumulatif peut s'avérer important étant donné leur ubiquité. En ralentissant l'écoulement dans le cours d'eau, le barrage augmente l'apport de radiation solaire. En conséquence, les barrages de petite taille entraînent souvent un réchauffement du cours d'eau pendant l'été (Dripps et Granger, 2013; Lessard et Hayes, 2003; Maxted et al., 2005; Singer et Gangloff, 2011). Toutefois, certains auteurs ont quant à eux noté l'absence d'impact pour certains barrages de petite taille (Martínez et al., 2013; Mbaka et al., 2015; Santucci et al., 2005) alors que dans d'autres études, un refroidissement a même été observé en aval de certains petits

barrages (Lessard et Hayes, 2003). On note donc une certaine incertitude face au type et à l'ampleur des impacts des barrages de petite à moyenne taille. De surcroît, on note également un manque de connaissances quant à l'impact des petits barrages en dehors de l'été étant donné que la majorité des études ont été menées pour cette période seulement. Notamment, peu d'information est disponible sur l'impact des petits et moyens barrages sur le régime thermique hivernal bien que cette période revête une importance particulière pour les écosystèmes aquatiques des régions nordiques tempérées (Cunjak, 1996; Prowse, 2001).

Les connaissances sont particulièrement déficientes quant aux impacts thermiques de certains types de barrages rarement étudiés. Notamment, peu d'études ont décrit l'impact des barrages associés à un réservoir qui ne présente pas de stratification thermique pendant l'été étant donné sa faible profondeur (Fraley, 1979; Horne et al., 2004). Quelques études notent un réchauffement de l'ordre de 2 à 3 °C en aval de ces réservoirs non stratifiés pendant l'été (Fraley, 1979; Gooseff et al., 2005; Horne et al., 2004) alors que certaines études notent plutôt un refroidissement de l'ordre de 1 à 3 °C (Crisp, 1977; Webb et Walling, 1993). Par ailleurs, de récentes études ont permis de décrire l'impact de petits barrages avec lâcher d'eau selon la demande de pointe, c'est-à-dire où l'eau est relâchée au barrage en fonction de la demande en électricité. Ces barrages entraînent généralement des variations abruptes de la température de l'eau à l'intérieur d'une journée (Dickson et al., 2012; Fette et al., 2007; Frutiger, 2004; Schmutz et al., 2015; Toffolon et al., 2010; Zolezzi et al., 2011). Toutefois, la plupart de ces études ont été menées sur des cours d'eau en milieu alpin, bien qu'on retrouve quelques études dans des rivières de l'est du Canada (Bond et al., 2015; Jones, 2014). Dans deux rivières régulées avec lâcher d'eau selon la demande de pointe du nord de l'Ontario (rivières Magpie et Michipicoten), la température de l'eau est abaissée et moins variable durant les périodes à débit élevé (i.e. période de pointe). Ces conditions fournissent un refuge thermique au chabot visqueux, une espèce peu tolérante aux températures élevées, menant ainsi à une croissance plus rapide près du barrage en comparaison à des rivières naturelles de la région (Bond et al., 2015). Par ailleurs, bien peu d'études se sont penchées sur les impacts des barrages au fil de l'eau bien que ce mode de gestion ait gagné en popularité dans les dernières années. Anderson et al. (2006) ont néanmoins noté une augmentation de la température de l'eau en aval d'un petit barrage au fil de l'eau en raison de la réduction importante du débit entre le point de prélèvement et de retour de l'eau à la rivière.

De manière générale, on note une bonne compréhension de l'impact thermique associé aux barrages avec prise d'eau hypolimnique. Toutefois, une certaine incertitude demeure quant aux impacts des barrages de plus petite taille ainsi qu'aux impacts associés à certains modes de gestion. Il convient donc de bien comprendre les impacts associés aux différents types de barrages présents sur le territoire afin d'assurer leur prise en compte dans la gestion des écosystèmes aquatiques. Qui plus est, étant donné le grand nombre de petits et moyens barrages dans l'est du Canada, la réalisation d'études d'impact détaillées n'est pas nécessairement possible pour chacun de ces barrages. Dans ce contexte, la généralisation, même qualitative, des impacts associés à certains types de barrage est particulièrement importante pour les gestionnaires. La formulation de certaines généralisations permet ainsi de cerner l'impact potentiel des barrages sur la température de l'eau. Cette information peut ensuite servir à identifier des sites ou bassins versants prioritaires pour la conduite d'études d'impacts approfondies. Par exemple, de telles études préliminaires ont permis d'identifier des sites avec un potentiel d'impact thermique élevé en Australie afin d'y déployer des efforts de surveillance accrus (Preece, 2004).

2.3 Les outils de caractérisation

Les outils de caractérisation cherchent à décrire les conditions de température de l'eau dans un cours d'eau. Ces outils servent à mieux comprendre la variabilité spatiale et temporelle des conditions de température de l'eau. Comme décrit à la section 2.1, la variabilité spatiale et temporelle de la température de l'eau influence différents processus biologiques. Les outils de caractérisation permettent donc une prise en compte adéquate de cette variabilité par les gestionnaires. L'accès à des outils de caractérisation est particulièrement important pour la conduite d'études d'impact. En effet, ces outils peuvent être utilisés pour définir un régime thermique de référence auquel il est possible de comparer le régime thermique potentiellement altéré. Ainsi, les outils de caractérisation permettent de définir les conditions de température de l'eau attendues à un moment et un endroit donnés afin de mieux comprendre comment une activité anthropique modifie le régime thermique des rivières.

2.3.1 Caractériser la variabilité temporelle

Différentes approches ont été proposées afin de conceptualiser le régime thermique des rivières et la variabilité temporelle des conditions de température de l'eau. Le tableau 2.2 recense les cinq principales approches utilisées pour caractériser le régime thermique des rivières. D'un côté, certaines approches s'intéressent principalement aux propriétés fondamentales et à la structure de la série temporelle de température de l'eau (e.g. approche par distribution statistique et analyse des périodicités). Plutôt que d'étudier seulement les propriétés thermiques de l'eau, certaines études caractérisent le régime thermique des rivières en fonction de la relation entre la température de l'eau et de l'air. Diverses études ont ainsi caractérisé le régime thermique des rivières en fonction de leur sensibilité climatique, c'est-à-dire en décrivant le degré de variation de la température de l'eau face à des variations hydrométéorologiques (Garner et al., 2014; Kelleher et al., 2012; Luce et al., 2014). De l'autre côté, certaines approches s'appuient plutôt sur le contexte biologique et cherchent à caractériser des attributs du régime thermique en lien avec les préférences d'habitat des organismes aquatiques (e.g. approche par préférences d'habitats et thermologique). Selon l'approche par préférences d'habitat, ces liens sont explicites et reposent sur des seuils de tolérance définis par des études physiologiques pour une espèce ciblée (Butryn et al., 2013) ou alors sur préférences d'habitat définies à l'échelle de la communauté (Parkinson et al., 2015). D'après l'approche thermologique, les implications biologiques associées aux attributs du régime thermique caractérisés sont plus implicites et reposent sur des hypothèses générales (Olden et Naiman, 2010).

Cette thèse s'intéresse principalement à deux approches de caractérisation de la variabilité temporelle, soit l'approche thermologique et l'approche par analyse des périodicités. L'utilisation de ces deux approches dans le cadre de cette thèse permet de mettre en relief les forces et faiblesses associées à chacune. Une description détaillée de ces approches est fournie ci-après.

Tableau 2.2 Principales approches de caractérisation du régime thermique des rivières

Approche	Description	Avantages	Désavantages	Exemples
Distribution statistique	Caractériser la distribution empirique à l'aide de statistique décrivant les moments de différents ordres (e.g. moyenne, variance, asymétrie, kurtosis)	Parcimonie Permet une vision d'ensemble	Implications biologiques difficiles à interpréter	Arismendi et al. (2015) Exemples reliés pour la température de l'air : Donat et Alexander (2012) Shen et al. (2011)
Analyse des périodicités	Extraire et décrire les signaux périodiques dans une série temporelle de température de l'eau (e.g. séries de Fourier, ondelette)	Parcimonie Partitionnement explicite de la variabilité à différentes échelles temporelles	Implications biologiques difficiles à interpréter	Poirel et al. (2008) Steel et Lange (2007) Steele (1985) West (2014)
Relation avec la température de l'air et de l'eau	Caractériser la magnitude et la variation de la température de l'eau en fonction des conditions de température de l'air	Permet la prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle des conditions météorologiques	Requiert la collecte de données de température de l'air	Chu et al. (2009) Garner et al. (2014) Kelleher et al. (2012) Lisi et al. (2015) Luce et al. (2014) Stoneman et Jones (1996)
Approche thermologique	Décomposition du régime thermique et calcul de métriques décrivant la magnitude, durée, fréquence, occurrence et taux de variation des conditions de température de l'eau.	Caractérisation exhaustive Flexibilité au niveau de la sélection des métriques	Effort de calcul important Redondance statistique des métriques Absence de consensus quant au choix des métriques pertinentes	Arismendi et al. (2013a) Chu et al. (2010) Guillemette et al. (2011) Nelitz et al. (2007) Olden et Naiman (2010) Rivers-Moore et al. (2013)
Préférences d'habitat	Évaluer l'occurrence de certaines conditions spécifiques de température de l'eau en fonction des préférences d'habitats ou limites physiologiques associées à une espèce donnée.	Implications biologiques explicites	Préférences d'habitats et seuils physiologiques ne sont pas toujours connus. Ne permet pas une caractérisation de l'ensemble des conditions ressenties par le biote.	Butryn et al. (2013) Caissie et al. (2012) Parkinson et al. (2015) Wehrly et al. (2003)

Dans un premier temps, l'approche « thermologique » a été proposée afin d'obtenir une vue d'ensemble du régime thermique. Le néologisme « thermologique » est suggéré dans le cadre de cette thèse afin de décrire l'approche s'inspirant des travaux de Poff et al. (1997) et Richter et al. (1996) pour la caractérisation du régime hydrologique. La prémisse derrière l'approche thermologique est que la modification d'un attribut du régime thermique entraînera une réponse écologique étant donné l'adaptation des organismes aquatiques à leur environnement (Poff et al., 1997). Selon cette approche, le régime thermique est décomposé et décrit en fonction de certains attributs jugés importants pour les écosystèmes aquatiques. De cette façon, le régime thermique est décrit selon la magnitude, la fréquence de certains événements, leur durée, leur occurrence et le taux de variation des conditions de température de l'eau. Le tableau 2.3 fournit la définition de chacune des catégories d'attributs du régime thermique. Ainsi, de récentes études ont caractérisé le régime thermique des rivières à l'aide de diverses métriques décrivant les cinq différents attributs cités précédemment (Arismendi et al., 2013a; Chu et al., 2010). La figure 2.2 illustre des exemples de métriques utilisées pour caractériser le régime thermique selon l'approche thermologique.

L'approche thermologique a l'avantage de cerner de manière précise les attributs du régime thermique modifiés par certaines activités anthropiques ce qui peut faciliter l'établissement d'objectifs de gestion (Olden et Naiman, 2010). Une bonne compréhension de l'ensemble des attributs du régime thermique modifiés par un barrage est essentielle pour guider les efforts de restauration. Par exemple, Vinson (2001) a montré que l'ajout d'une prise d'eau à hauteurs multiples au barrage Flaming Gorge (États-Unis) a permis de rétablir l'accumulation d'unités thermiques (i.e. degrés-jours) aux conditions préalables au barrage. Toutefois, bien que cet attribut du régime thermique ait été restauré, le taux de réchauffement printanier est demeuré différent par rapport aux conditions préalables au barrage. Cette différence peut en partie expliquer l'échec quant au rétablissement des communautés d'invertébrés aquatiques dans cette rivière régulée. L'approche thermologique permet d'avoir une vision d'ensemble du régime thermique des cours d'eau. Toutefois, cette approche requiert souvent un grand nombre de métriques afin de capter les différentes propriétés des régimes thermiques, menant généralement à une certaine redondance parmi ceux-ci. En effet, la caractérisation du régime thermique par l'approche thermologique requiert généralement une réduction du nombre de métriques à travers une analyse multivariée (Chu et al., 2010; Rivers-Moore et al., 2013). Bien que cette approche permette une certaine

flexibilité dans leur sélection, l'absence de consensus quant au choix des métriques pertinentes et représentatives complique l'utilisation de cette approche de caractérisation en plus de rendre difficile la comparabilité entre différentes études.

Tableau 2.3 Définition des différents attributs du régime thermique considéré par l'approche thermologique (inspiré de Chu et al., 2010)

Attributs	Définition
Magnitude	Température absolue (e.g. moyenne, minimum, maximum) pour une période fixe.
Fréquence	Nombre d'occurrences où la température dépasse une limite établie.
Durée	Espace de temps associé à des conditions spécifiques de température.
Occurrence	Moment (e.g. date de début ou de fin) associé à des conditions de température spécifiques.
Taux de variation	Évolution de la température de l'eau pour une période donnée.

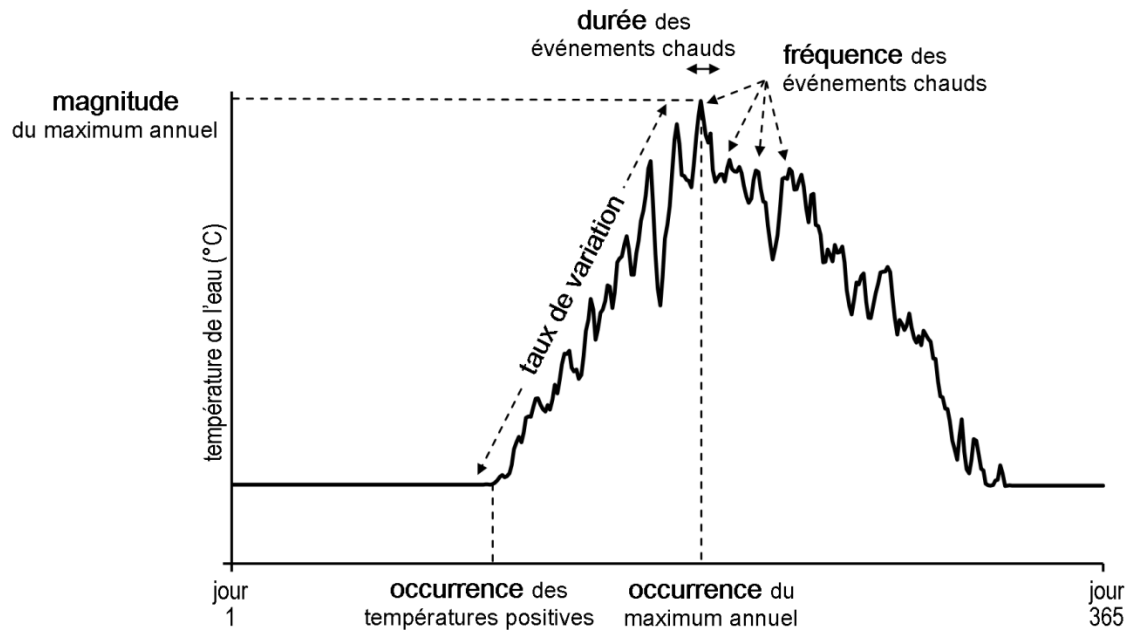


Figure 2.2 Exemple de l'approche thermologique selon laquelle le régime thermique est décrit selon la magnitude, la fréquence, la durée, l'occurrence et le taux de variation des conditions de température de l'eau

Dans un deuxième temps, l'approche par analyse des périodicités permet de décrire comment la température de l'eau varie à certaines échelles temporelles explicites. Cette approche repose sur l'analyse structurale d'une série temporelle où des outils

mathématiques (e.g. décomposition par séries de Fourier ou par ondelettes) sont utilisés afin d'extraire et décrire les variations périodiques d'une série temporelle.

Les séries de Fourier permettent de décomposer un signal périodique en une somme de fonctions sinusoïdales. Chaque fonction sinusoïdale est décrite par trois métriques décrivant la magnitude, l'amplitude et la phase de celle-ci (Anderson, 1971). Les séries de Fourier s'avèrent donc une approche parcimonieuse pour caractériser la saisonnalité de la température de l'eau. De plus, cette approche permet une visualisation efficace de la saisonnalité du régime thermique. Cette méthode de caractérisation sied particulièrement bien à la température de l'eau étant donné que la variation de la température de l'eau suit généralement une fonction sinusoïdale en période d'eau libre. Les séries de Fourier, et de manière plus générale l'ajustement de fonctions sinusoïdales, ont été largement utilisées à des fins de modélisation de la température de l'eau (Caissie et al., 1998; El-Jabi et al., 1995; Kothandaraman, 1971; Marceau et al., 1986). De plus, un petit nombre d'études ont également montré l'intérêt de cette approche pour la caractérisation du régime thermique. Poirel et al. (2008) ont utilisé les séries de Fourier afin de décrire la saisonnalité de la température de l'eau et étudier la variation longitudinale du régime thermique du fleuve du Rhône (France). L'intérêt de cette approche a également été suggéré dans un contexte d'étude d'impact. Steele (1985) a comparé les régimes thermiques de rivières régulées et naturelles à l'aide de séries de Fourier.

Les ondelettes constituent un autre outil mathématique disponible pour caractériser la structure des séries temporelles (Labat, 2005). Alors que les séries de Fourier permettent la description des variations périodiques dans un contexte stationnaire, les ondelettes décomposent la série temporelle dans le domaine du temps et de la fréquence de manière simultanée permettant ainsi la prise en compte de tendances ou de discontinuités (i.e. non stationnarités) dans le signal. On retrouve de nombreuses applications de la méthode des ondelettes pour caractériser les schémas de variations temporelles de variables hydrologiques (Kang et Lin, 2007; Labat et al., 2004; Schaeffli et al., 2007). Dans le contexte de la température de l'eau, Steel et Lange (2007) ont utilisé les ondelettes afin de décrire la variabilité de la température de l'eau à de courtes échelles temporelles allant d'un à huit jours. Ils ont ainsi montré une variabilité réduite à ces échelles temporelles pour des rivières régulées, les contrastant ainsi avec le régime thermique plus variable des rivières naturelles.

De manière générale, la caractérisation selon une approche par analyse des périodicités permet de mieux comprendre la variabilité à différentes échelles temporelles à travers un partitionnement explicite de la variance selon une période de variation donnée. Toutefois, les implications biologiques sont plus difficilement interprétables, plus particulièrement lorsqu'il s'agit de fréquences de variations peu étudiées d'un point de vue biologique. Par exemple, bien que Steel et Lange (2007) aient noté une réduction de la variabilité de la température de l'eau à des échelles temporelles allant d'un à huit jours, les conséquences pour les écosystèmes aquatiques restent à élucider.

2.3.1 Définir des conditions de référence

Plusieurs études ont décrit comment des facteurs à diverses échelles spatiales se superposent et influencent le régime thermique d'une rivière (Arscott et al., 2001; Blaen et al., 2012; Brown et Hannah, 2008; Chu et al., 2010). Par exemple, à grande échelle, le climat influence le régime thermique des rivières dans le bassin des Grands Lacs, mais des facteurs locaux tels que la végétation riveraine et la contribution en eau souterraine ont également une influence importante (Chu et al., 2010). Différents outils de caractérisation permettent de décrire la variabilité spatiale du régime thermique des cours d'eau et la prise en compte de celle-ci s'avère particulièrement importante lorsque vient le temps de définir des conditions de référence dans des études d'impact.

Dans le cadre d'études d'impact, on compare souvent un site potentiellement altéré à des conditions de références afin d'évaluer comment le régime thermique vient à être modifié par une activité anthropique. Les conditions de références sont généralement définies à l'aide d'un ou des cours d'eau possédant des attributs semblables au site d'étude. Une telle approche est particulièrement adaptée lorsque peu d'information est disponible sur les seuils physiologiques des espèces aquatiques présentes dans un cours d'eau. Plutôt que d'évaluer le dépassement de certains seuils physiologiques (tableau 2.1), l'étude d'impact s'effectue en évaluant la déviation du régime thermique par rapport à des cours d'eau possédant des attributs semblables. De surcroît, des seuils physiologiques n'ont pas été déterminés pour chacun des attributs du régime thermique et la détermination de ces seuils est particulièrement difficile lorsque l'impact sur les organismes aquatiques est subléta. Par exemple, la définition de limites physiologiques reste à faire pour de nombreux attributs du régime thermique des cours d'eau (e.g. variations diurnes, magnitude hivernale, occurrence des températures

maximales et minimales, etc.) rendant ainsi difficile l'évaluation des impacts à travers l'étude de dépassement de seuils physiologiques.

Les outils de caractérisation peuvent être utilisés pour définir les conditions de référence à partir d'un seul site ou de manière régionale. Par exemple, une étude d'impact peut être effectuée à l'aide d'une approche contrôle-impact selon laquelle un site de référence avec peu ou pas d'impact est jumelé au site d'intérêt, potentiellement altéré. Cette approche repose largement sur l'identification d'un site de référence approprié partageant les attributs physiographiques et hydroclimatiques du site potentiellement altéré. L'utilisation d'un seul site de référence est de loin l'approche la plus utilisée pour les études d'impact sur le régime thermique. Par exemple, Hawkins et al. (2010) ont recensé 182 études portant sur le régime thermique des rivières et plus de 65 % d'entre elles avaient utilisé un site unique pour la définition de conditions de référence lors d'études d'impact.

Par ailleurs, Hawkins et al. (2010) n'ont identifié que six études où les conditions de référence étaient plutôt établies de manière régionale, c'est-à-dire en définissant des unités homogènes partageant certaines caractéristiques influençant de manière importante le régime thermique des cours d'eau. Une classification peut être utilisée pour définir ces unités homogènes. Par exemple, Chu et al. (2010) ont utilisé la classification hiérarchique afin de proposer une typologie des régimes thermiques des cours d'eau du bassin des Grands Lacs. Neltiz et al. (2007) ont classifié les cours d'eau de Colombie-Britannique en six régimes thermiques pour ensuite évaluer comment la variation résiduelle à l'intérieur de chacune de ces classes était liée à différentes pratiques forestières. La définition de conditions de référence selon une approche régionale a l'avantage de définir un intervalle (plutôt qu'une valeur unique) de conditions acceptables de température de l'eau intégrant ainsi la variabilité naturelle associée à un type de régime thermique. De plus, l'approche régionale permet de fixer des conditions de référence pour l'ensemble d'une région plutôt que d'avoir à effectuer une multitude d'études contrôle-impact à chacun des sites potentiellement altérés. Or, malgré ces forces, peu d'études impact ont fait usage d'une approche régionale pour la réalisation d'études d'impact (Neltiz et al., 2007; Rivers-Moore et al., 2013).

2.4 Les outils de modélisation

Divers outils de modélisation ont été développés dans le but de comprendre les facteurs et processus physiques qui contrôlent la température de l'eau (Caissie et al., 2007; Johnson, 2004; Sinokrot et Stefan, 1993; St-Hilaire et al., 2003), prédire des conditions de température de l'eau à des sites non échantillonnés (Daigle et al., 2010b; Guillemette et al., 2009; Hill et al., 2013) ou simuler des conditions de température de l'eau en fonction de différents scénarios climatiques (Gooseff et al., 2005; Mohseni et al., 2003) et de différentes mesures d'atténuation (Bartholow, 1991; Lee et al., 2012).

2.4.1 Modélisation statistique

La température de l'eau peut être modélisée à l'aide de modèles statistiques (Benyahya et al., 2007; Caissie et al., 1998; St-Hilaire et al., 2012; Vatland et al., 2015) et déterministes (Caissie et al., 2007; Leach et Moore, 2014; Sinokrot et Stefan, 1993; Webb et Zhang, 1997). Les modèles statistiques utilisent généralement la forte corrélation entre la température de l'air et de l'eau pour modéliser le régime thermique d'une rivière, bien que d'autres variables telles que le débit peuvent aussi être utilisées (Benyahya et al., 2008; Neumann et al., 2003). L'avantage des modèles statistiques réside dans leur simplicité et leur exigence minimale en termes de variables explicatives (Benyahya et al., 2007). Toutefois, ces modèles sont difficilement transférables d'une rivière à l'autre et ne sont pas toujours adaptés pour l'évaluation de différents scénarios de gestion par rapport à divers impacts anthropiques (Arismendi et al., 2014). Les modèles statistiques demeurent tout de même de puissants outils pour modéliser la distribution longitudinale de divers impacts thermiques (Beaupré, 2014).

2.4.2 Modélisation déterministe

Les modèles déterministes simulent ou prédisent la température de l'eau à partir d'un bilan thermique où les processus d'échange thermique entre la rivière et son environnement sont représentés de manière mathématique. Les modèles déterministes requièrent une quantité importante de données météorologiques et hydrologiques en intrants, ce qui constitue leur principal désavantage. Par contre, cette approche a été privilégiée pour étudier la contribution des différents flux de chaleur au bilan thermique (Benyahya et al., 2012; Leach et Moore, 2010) ainsi que pour évaluer différents

scénarios de gestion quant à l'impact thermique des barrages (Lowney, 2000; Troxler et Thackston, 1977), de la coupe forestière (Bartholow, 2000; Chen et al., 1998) et du rejet d'effluents thermiques (Prats, et al., 2012).

Le bilan thermique d'une rivière correspond à la somme des flux thermiques à l'interface air-eau et à l'interface eau-sédiments (Caissie et al., 2007; Sinokrot et Stefan, 1993). Quatre flux thermiques sont généralement considérés à l'interface air-eau : la radiation solaire de courte longueur d'onde, la radiation de longue longueur d'onde, le flux de chaleur latente (évaporation) et le flux de chaleur sensible. La friction au lit de la rivière est parfois considérée dans le bilan thermique lorsque le cours d'eau est très turbulent et les sédiments sont très grossiers (Brown et Hannah, 2008; Chikita et al., 2010). Le flux thermique associé aux précipitations a également été considéré par Hebert et al. (2011) et Webb et Zhang (1997), mais sa contribution s'est avérée minime dans le bilan thermique de petits et grands cours d'eau. À l'interface eau-sédiments, deux flux thermiques sont généralement considérés : le flux par advection et le flux par conduction (Caissie et al., 2014). Les processus d'échange au lit occupent généralement une place importante dans le bilan thermique des petits cours d'eau alors que ceux-ci sont souvent considérés comme négligeables dans les grands cours d'eau. Par exemple, les flux thermiques à l'interface eau-sédiments représentent seulement 10 % du bilan thermique à la rivière Little Southwest Miramichi (superficie du bassin versant = 1190 km²) alors que ceux-ci correspondent à 20 % du bilan thermique au ruisseau Catamaran (superficie du bassin versant = 27 km²; Hebert et al., 2011).

La modélisation des flux thermiques de surface est généralement effectuée à l'aide de données météorologiques mesurées à un site éloigné de la rivière (Caissie et al., 2007; Sinokrot et Stefan, 1993). Toutefois, les conditions météorologiques de ce site éloigné ne sont pas toujours représentatives des conditions à la rivière. Par exemple, Benyahya et al. (2012) ont comparé les conditions météorologiques mesurées à la rivière et à une station météorologique éloignée et ont ainsi montré d'importantes différences entre la radiation solaire et la vitesse du vent des deux sites. Diverses études réalisées à partir de données microclimatiques mesurées à la rivière ont permis d'améliorer l'estimation des flux thermiques, plus particulièrement pour les flux radiatifs (Benyahya et al., 2012; Hannah et Brown, 2008; Hebert et al., 2011; Johnson, 2004; Webb et Zhang, 1997).

L'évaporation est grandement influencée par les conditions microclimatiques (Benyahya et al., 2010), mais peu d'études ont cherché à améliorer l'estimation de ce flux thermique en rivière. Différentes approches déterministes (mesure des flux turbulents), empiriques (transfert de masse) ou semi-empiriques (équation de Penman) ont été développées

pour estimer le taux d'évaporation (Brutsaert, 1982). Par contre, ces approches ont pour la plupart été développées en milieu lacustre et seulement quelques études sur l'évaporation ont été menées en milieu lotique (Benner, 1999; Fulford et Sturm, 1984; Guenther et al., 2012; Gulliver et Stefan, 1986; Jobson, 1980). Les modèles développés en milieu lacustre ne sont pas nécessairement applicables en milieu lotique étant donné les différences de portée effective et de stabilité atmosphérique (Guenther et al., 2012). De plus, le mouvement de l'eau tel qu'observé en rivière pourrait également influencer le processus d'évaporation (Benner, 1999).

Dans les modèles de température de l'eau, l'évaporation a généralement été estimée à travers la calibration de modèles de transfert de masse (Hebert et al., 2011; Meier et al., 2003) ou l'application de modèles empiriques tirés de la littérature (Chikita et al., 2010; Hannah et al., 2004; Leach et Moore, 2010; Magnusson et al., 2012) sans qu'aucune validation soit effectuée. Cette absence de validation s'explique entre autres par le manque de méthodes simples pour mesurer l'évaporation en milieu lotique. Toutefois, une estimation adéquate de ce flux thermique s'avère importante, car celui-ci constitue un des mécanismes de refroidissement prédominants lors d'événements de température élevée (Caissie et al., 2007; Mohseni et Stefan, 1999; Prats et al., 2012). Ainsi, une bonne compréhension du processus d'évaporation en rivière a permis de mieux modéliser l'augmentation de la température de l'eau associée à la coupe forestière (Guenther et al., 2012) et au rejet d'effluents de centrales thermiques (Fulford et Sturm, 1984; Gulliver et Stefan, 1986).

2.4.3 Modélisation déterministe : cas des rivières régulées

La modélisation de la température de l'eau constitue un outil important pour la gestion des rivières régulées. Par exemple, les outils de modélisation déterministe peuvent être utilisés pour évaluer les conditions d'habitat dans une rivière régulée, évaluer différents scénarios de gestion du barrage, effectuer des prévisions en temps réel afin de guider les opérateurs du barrage et évaluer l'impact associé à certaines conditions météorologiques (tableau 2.4).

Dans une rivière régulée, la température de l'eau dépend des conditions initiales (température et volume d'eau relâchée au barrage). Le volume d'eau relâchée joue un rôle important étant donné que la capacité thermique de l'eau est plus ou moins constante entre 0 °C et 30 °C, donc la quantité d'énergie requise pour réchauffer un cours d'eau augmente proportionnellement avec son volume. Ainsi, les outils de

modélisation permettent de comparer différents scénarios de gestion relatifs au débit relâché. Par exemple, Gu et al. (1999) ont déterminé le débit minimum à relâcher selon différentes conditions météorologiques afin d'éviter le dépassement d'une température critique pour la faune aquatique.

Tableau 2.4 Exemples d'utilisation de modèle déterministe pour la gestion de la température de l'eau dans des rivières régulées

Objectif	Application	Exemples
Caractériser le régime thermique historique.	Définir des conditions de référence et évaluer l'impact d'un barrage.	Rounds (2010)
Modéliser le profil longitudinal.	Évaluer les conditions d'habitat à l'échelle du tronçon.	Beaupré (2014) Lowney (2000)
Évaluer l'effet associé à certaines conditions météorologiques sur la température de l'eau.	Évaluer l'effet des changements climatiques.	Gooseff et al. (2005) Null et al. (2013 b) Selbig (2015)
	Évaluer l'effet d'une sécheresse.	
Évaluer l'effet associé à différents modes de gestion du réservoir et du barrage.	Évaluer l'effet associé à un changement dans la position de la prise d'eau.	Bartholow et al. (2005) Boughton et al. (2015) Gu et al. (1999) Horne et al. (2014) Perry et al. (2011) West (2014) Wright et al. (2009)
	Optimiser le volume d'eau relâché.	
	Évaluer l'effet du retrait d'un barrage.	
Effectuer des prévisions en temps réel.	Guider les opérateurs du barrage afin de respecter certaines contraintes de température de l'eau.	Huang et al. (2011) Pike et al. (2013)

En aval d'un réservoir, la température de l'eau d'une rivière régulée est généralement très différente de la température d'équilibre, soit la température de l'eau pour laquelle le bilan thermique net est nul. Dans ce contexte, les outils de modélisation sont souvent utilisés pour évaluer le profil longitudinal de la température de l'eau dans une rivière régulée (Mohseni et Stefan, 1999). Différents modèles unidimensionnels ont notamment été utilisés afin de prédire le profil longitudinal de la température de l'eau dans les rivières régulées (Beaupré, 2014; Lowney, 2000).

À partir du barrage, les changements longitudinaux de la température de l'eau sont ensuite principalement gouvernés par les conditions météorologiques, comme c'est le cas pour les rivières naturelles. Par exemple, la radiation solaire constitue souvent le principal gain d'énergie pour les rivières régulées (Pike et al., 2013; Webb et Zhang, 1997; West, 2014). Pour les barrages ayant un effet de réchauffement sur la température de l'eau, les pertes d'énergie par évaporation constituent une composante importante du bilan thermique de la rivière régulée. Par exemple, l'évaporation était la principale perte d'énergie dans le bilan thermique de la rivière Alouette (Colombie-

Britannique, Canada), soit une rivière régulée où l'eau relâchée provient principalement de l'épélimnion durant l'été. En effet, l'évaporation correspond à 32 % des pertes d'énergie de cette rivière au cours de l'été (West, 2014), soit une proportion généralement plus élevée que pour les rivières naturelles de la région qui sont caractérisées par des températures de l'eau plus froides (Leach et Moore, 2010; Moore et al., 2005b). Dans la rivière Ebro (Espagne), Prats et al. (2012) a estimé que le flux de chaleur latente était le flux thermique le plus largement affecté dans une rivière influencée par un barrage et le rejet d'effluent thermique d'une centrale nucléaire. L'estimation du flux thermique associé à l'évaporation s'avère donc importante pour la modélisation de la température de l'eau dans des rivières régulées et il convient d'outiller les gestionnaires afin que ceux-ci puissent estimer ce flux thermique de manière appropriée. Ceci passe tout d'abord par une meilleure compréhension de ce flux thermique en milieu naturel, en autres à travers le développement de méthodes de mesure simples.

CHAPITRE 3 : SYNTHÈSE DES TRAVAUX DE RECHERCHE

La figure 3.1 présente une vue d'ensemble des outils de caractérisation et modélisation développés et de leur application dans le cadre de cette thèse. Dans un premier temps, une approche pour la caractérisation du régime thermique s'appuyant sur l'analyse des périodicités est proposée et ensuite utilisée pour effectuer une classification des régimes thermiques. Dans un deuxième temps, l'approche par analyse des périodicités et l'approche thermologique sont utilisées pour effectuer des études d'impact et caractériser l'effet des barrages sur le régime thermique des rivières régulées. Ces études d'impact permettent notamment la mise en relief des forces et faiblesses de ces deux approches de caractérisation. Dans un troisième temps, un modèle déterministe de la température de l'eau est développé en milieu naturel. Afin d'améliorer l'estimation du flux de chaleur latente en période chaude (i.e. été), des modèles de transfert de masse ont été calibrés à partir de mesures directes de l'évaporation en rivière. À travers le développement de ces différents outils de caractérisation et de modélisation, les travaux de cette thèse viennent appuyer et éclairer la gestion de la température de l'eau dans les rivières naturelles et régulées.

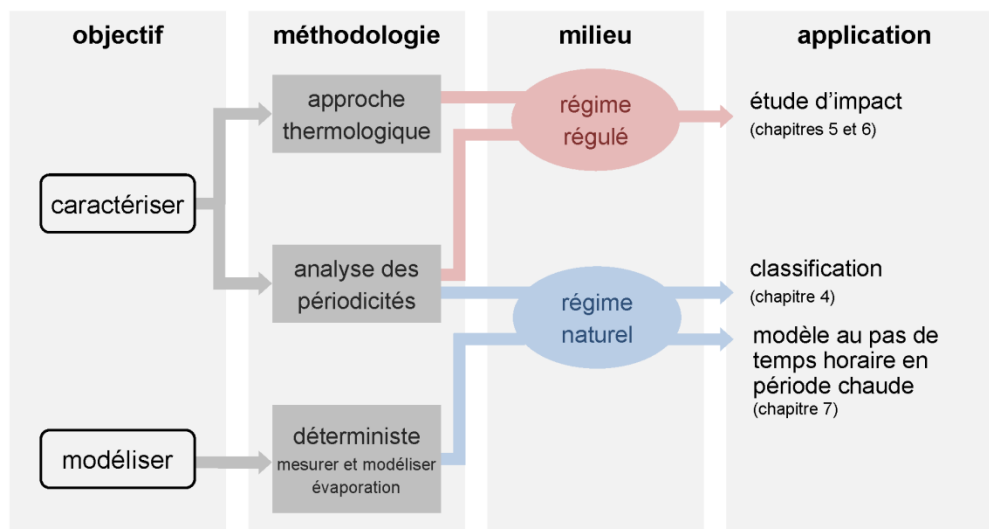


Figure 3.1 Schéma décrivant le développement d'outils de caractérisation et de modélisation de la température de l'eau ainsi que leur application dans le cadre de cette thèse

Ce chapitre fait la synthèse de l'ensemble des travaux de recherche, lesquels sont présentés de manière détaillée sous forme d'articles dans les chapitres subséquents

(chapitres 4 à 7). Pour chacun des objectifs de recherche, ce chapitre présente une description succincte du milieu d'étude, de la méthodologie utilisée et des résultats clés obtenus. Une discussion des résultats de recherche est également présentée et permet de faire les liens entre les différents objectifs de la thèse.

3.1 Objectif 1 : Caractérisation et classification du régime thermique annuel des rivières

Le premier objectif de cette thèse consiste à proposer une approche pour la caractérisation et la classification du régime thermique annuel des rivières. Cette étude propose un outil mathématique pour la caractérisation du régime thermique des rivières qui permet de 1) décrire la saisonnalité; 2) caractériser le régime thermique de manière non redondante et 3) servir d'intrant à une classification. Cette étude constitue une preuve de concept permettant d'évaluer l'approche proposée pour la caractérisation et la classification du régime thermique annuel. La preuve de concept a été réalisée à l'échelle des États-Unis, où des données de température de l'eau en rivière sont collectées à travers le pays et facilement accessibles.

3.1.1 Méthodologie

Le régime thermique a été décrit à 135 sites à travers les États-Unis. Ces sites correspondent à des stations hydrométriques pour lesquelles des données de température de l'eau étaient également recueillies. Deux critères ont été utilisés pour sélectionner ces sites. Premièrement, chaque site devait avoir un minimum de cinq années complètes de données de température de l'eau (une année est considérée comme complète s'il y a moins de 30 jours de données manquantes). Deuxièmement, les sites devaient être minimalement perturbés par des activités anthropiques. La perturbation à un site a été évaluée à l'aide de l'indice de perturbation hydrologique calculé par Falcone et al. (2010) à chacune des stations hydrométriques. Pour chacun des 135 sites, des données caractérisant la topographie, le climat, la géologie, les propriétés du sol et la couverture du sol ont ensuite été extraites de la base de données GAGES-II (Geospatial Attributes of Gages for Evaluating Streamflow - version II) développée par Falcone et al. (2010). De plus, 118 métriques tirées de Olden et Poff

(2003) ont été calculées afin de décrire le régime hydrologique à chacun des sites pour la période concomitante aux données de température de l'eau.

Deux échelles temporelles, soit la variabilité annuelle et intrajournalière, ont été considérées lors de la caractérisation du régime thermique. En premier lieu, le régime thermique annuel d'un cours d'eau a été caractérisé selon l'approche par analyse des périodicités à l'aide de séries de Fourier. Selon cette approche, une série temporelle est décomposée en une somme de fonctions sinusoïdales. À chaque site, une série de Fourier a été ajustée à la série temporelle de température moyenne journalière pour la période d'eau libre. Seule la première harmonique (période de 365 jours) a été utilisée pour décrire le régime thermique annuel étant donné que celle-ci expliquait 80 à 99 % de la variance dans la température moyenne journalière. À partir de la série de Fourier, trois métriques ont été utilisées pour caractériser le cycle annuel de la température de l'eau : la magnitude (a_0), l'amplitude (A_1) et la phase (ϕ_1) de la première harmonique. En deuxième lieu, la variabilité intrajournalière a été décrite à l'aide de l'écart journalier moyen pendant la période estivale (juillet et août). Cette période correspond au moment de l'année pendant lequel l'écart journalier est généralement maximal dans les cours d'eau permettant ainsi de bien contraster les différents sites.

La classification des régimes thermiques a été effectuée par classification ascendante hiérarchique avec la distance euclidienne comme indice de dissimilitude et la méthode de Ward comme algorithme d'agglomération (Ward, 1963). Le nombre de classes a été défini à l'aide du dendrogramme et du ratio entre la variation intraclasse et la variation interclasse (Milligan et Cooper, 1985). La stabilité de chacune des classes a également été évaluée par une procédure de rééchantillonnage selon laquelle la classification ascendante hiérarchique est produite 1000 fois avec un rééchantillonnage des observations avec remplacement. Le coefficient de Jaccard a été utilisé pour caractériser la similarité entre la classification initiale et chacune des nouvelles classifications produites par rééchantillonnage. Celui-ci correspond au ratio entre le nombre d'éléments appartenant à la même classe (i.e. selon la classification initiale vs la classification produite par rééchantillonnage) et le nombre d'éléments appartenant à des classes distinctes. Une classe est généralement considérée comme stable lorsque le coefficient de Jaccard moyen (i.e. moyenne du coefficient de Jaccard calculé pour chacun des échantillons créés par rééchantillonnage) est supérieur à 0.75 (Hennig, 2007).

Un arbre de classification a ensuite été développé afin de prédire l'appartenance aux différentes classes de régimes thermiques en fonction des caractéristiques physiographique, climatique et hydrologique du site. À travers un processus récursif, l'arbre de classification effectue des divisions binaires parmi les variables explicatives afin d'obtenir un partitionnement similaire à la classification des régimes thermiques telle que produite par la classification ascendante hiérarchique (Breiman et al., 1984). Afin d'éviter un surajustement, le nombre de divisions (i.e. nombre de variables explicatives utilisées) est déterminé de manière à sélectionner le plus petit arbre de classification dont l'erreur par validation croisée est à moins d'un écart-type de l'erreur minimale de l'arbre complet (i.e. dont le nombre de divisions n'est pas limité).

L'instabilité est un des principaux inconvénients associés aux arbres de classification, c'est-à-dire qu'un changement mineur à l'ensemble d'apprentissage peut mener à un arbre de classification considérablement différent. Afin de pallier cette lacune, un modèle de forêts aléatoires a été utilisé pour évaluer la robustesse de l'arbre de classification produit. La méthode de classification par forêts aléatoires intègre une procédure de rééchantillonnage à la méthode de l'arbre de classification (Breiman, 2001). Ainsi, 2000 arbres de classification sont générés à partir d'un rééchantillonnage de 70 % des observations et une sélection aléatoire des variables explicatives. À partir des observations non retenues par le rééchantillonnage, l'importance des variables explicatives peut être évaluée en permutant aléatoirement les valeurs d'une variable donnée (afin d'imiter l'absence de cette variable dans le modèle) et en quantifiant l'augmentation moyenne de l'erreur de classification après permutation. Ainsi, une variable est jugée comme importante lorsque la permutation de celle-ci entraîne un accroissement considérable de l'erreur de classification. À l'aide du modèle de forêts aléatoires, il est donc possible de vérifier si les variables explicatives utilisées dans l'arbre de classification sont retenues comme des variables importantes, permettant ainsi d'évaluer la robustesse de l'arbre de classification.

3.1.2 Résultats

Une classification combinant à la fois la variabilité annuelle et intrajournalière était généralement instable, c'est-à-dire que la définition des classes variait largement d'un sous-échantillon à l'autre lors de la procédure de rééchantillonnage. Une classification basée seulement sur la variabilité annuelle a donc été proposée. À partir des coefficients

de la série de Fourier (magnitude a_0 , amplitude A_1 , phase ϕ_1), les régimes thermiques annuels des cours d'eau ont été divisés en six classes : *très variable et tempéré*, *variable et froid*, *variable et tempéré*, *variable et chaud*, *stable et tempéré*, *stable et froid* (figure 3.2). Le nom des régimes a été attribué en fonction de la magnitude (*froid*, *tempéré*, *chaud*) et de l'amplitude (*variable*, *stable*) du régime thermique annuel. Le rééchantillonnage a démontré que les classes de régime thermique étaient généralement stables, comme indiqué par le coefficient de Jaccard moyen supérieur à 0,6, à l'exception de la classe *très variable et tempéré* pour laquelle le coefficient de Jaccard moyen était égal à 0,52.

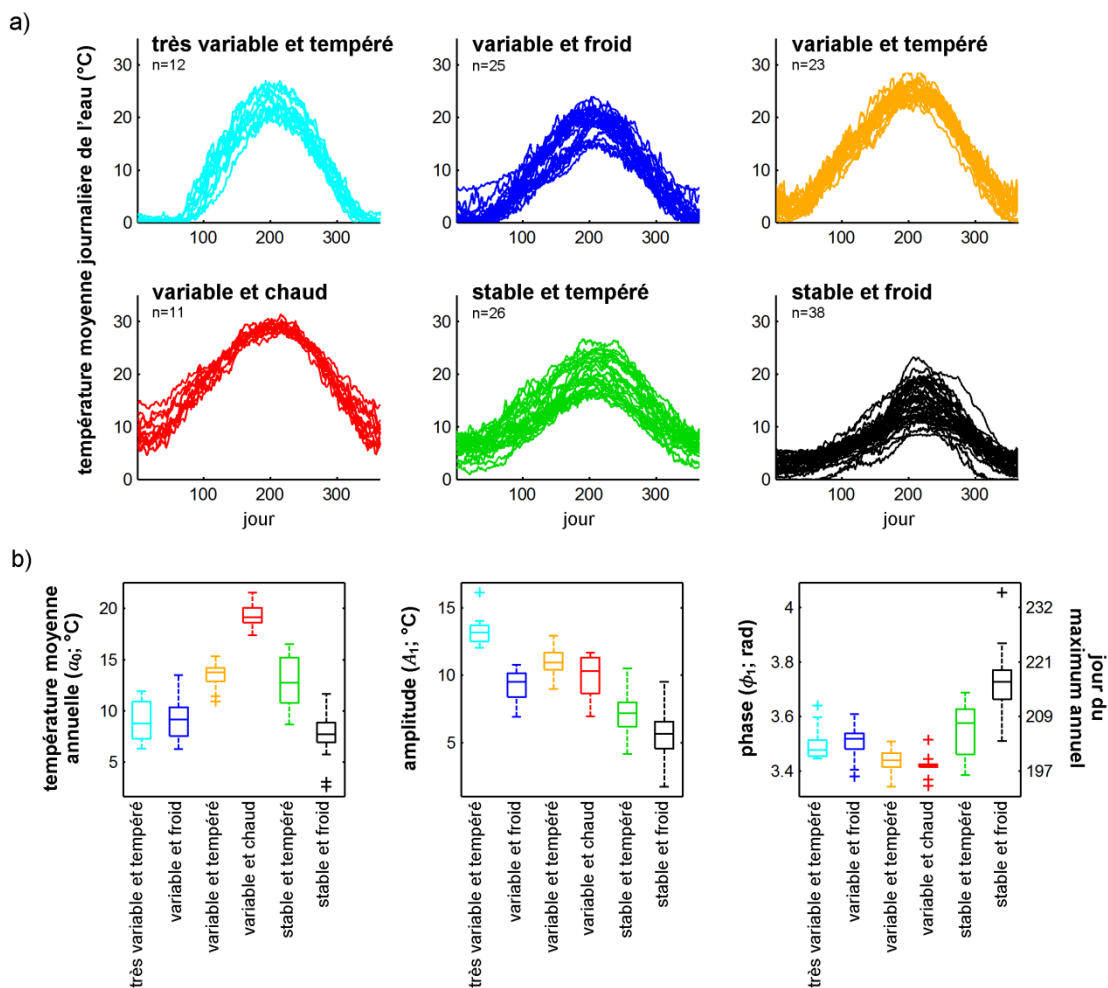


Figure 3.2 a) Moyenne journalière de la température de l'eau observée pour chacun des régimes thermiques définis par la classification ascendante hiérarchique et b) les trois métriques décrivant la magnitude (a_0), l'amplitude (A_1) et la phase (ϕ_1) du cycle annuel de la température de l'eau pour chacun des régimes thermiques. Dans le diagramme de boîte à moustaches, la ligne du milieu correspond à la médiane, la boîte correspond à l'écart interquartile, les moustaches correspondent à la valeur minimale et maximale à l'intérieur de 1,5 fois l'écart interquartile et les croix représentent les valeurs sortant de l'intervalle défini par les moustaches.

Les résultats de la classification montrent l'importance de considérer la saisonnalité (i.e. amplitude et phase du cycle annuel), et non seulement la magnitude, pour différencier les régimes thermiques à l'échelle continentale. En effet, bien que certains régimes thermiques (*très variable et tempéré, variable et froid et stable et froid*) soient caractérisés par une magnitude similaire (médiane de la température moyenne annuelle entre 7,7 et 9,2 °C; figure 3.2 b), ceux-ci étaient significativement différents à l'égard de l'amplitude et de la phase du cycle annuel (test de Kruskal-Wallis et test de comparaisons multiples Tukey-Kramer, $\alpha = 0,05$). À plus forte raison, les métriques décrivant le cycle annuel (magnitude, amplitude et phase) n'étaient que faiblement corrélées entre elles (R^2 entre 0,13 et 0,39), confirmant ainsi la pertinence de considérer chacune des trois métriques du cycle annuel de température de l'eau tel que mis de l'avant par l'approche de caractérisation proposée dans cette étude.

L'arbre de classification produit permet de prédire l'appartenance à un régime thermique à partir de quatre variables explicatives : le débit moyen en mai, la moyenne annuelle de la température de l'air, la température de l'air moyenne en juillet et l'écart annuel moyen de la température de l'air (figure 3.3). L'erreur de classification de cet arbre était de 19 % et l'erreur de classification par validation croisée (subdivision en dix groupes) était de 30 %. Trois des quatre variables explicatives ont également été retenues parmi les 20 plus importantes variables (sur un total de 96 variables explicatives) par le modèle de forêts aléatoires validant ainsi la robustesse de l'arbre de classification.

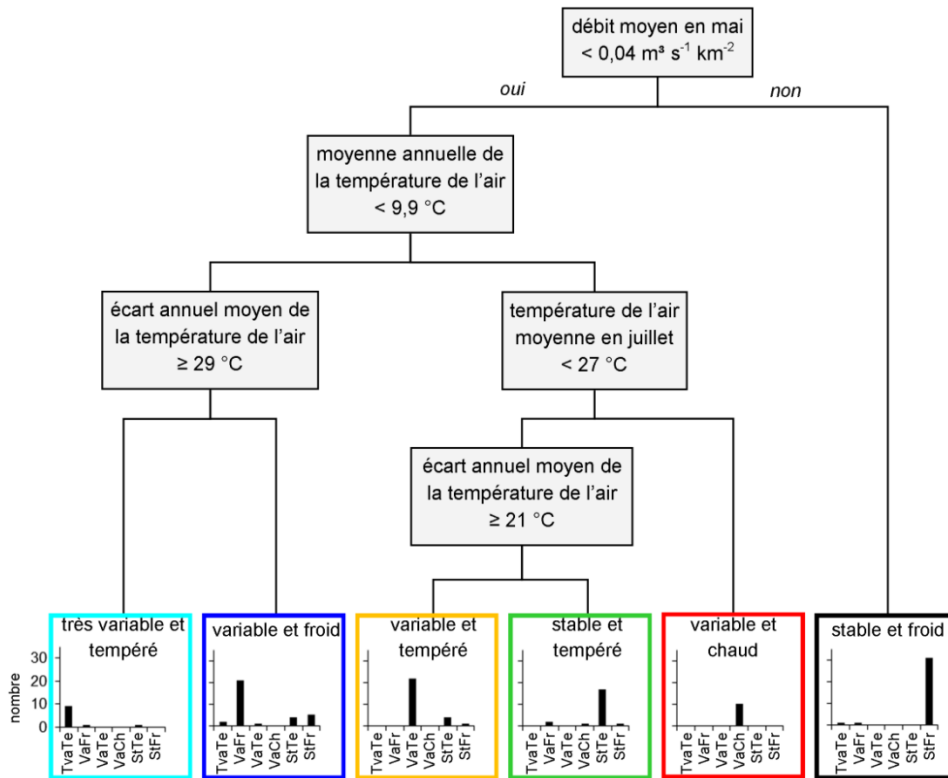


Figure 3.3 Arbre de classification du régime thermique annuel des cours d'eau. Les histogrammes indiquent l'erreur de classification (TvaTe = très variable et tempéré; VaFr = variable et froid; VaTe = variable et tempéré; VaCh = variable et chaud; StTe = stable et tempéré; StFr = stable et froid).

La variabilité intrajournalière n'a pas été incluse dans la classification des régimes thermiques, mais une description de l'écart journalier moyen de la température de l'eau estivale (juillet et août) est tout de même présentée à l'échelle des États-Unis. La moyenne estivale de l'écart journalier variait entre 0,4 et 9,6 °C, avec une valeur moyenne de 3,7 °C aux 135 sites étudiés. De manière générale, on observe une faible corrélation entre la variabilité à l'échelle intrajournalière et annuelle. Ainsi, le coefficient de corrélation absolu entre les métriques décrivant le cycle annuel (magnitude, amplitude et phase) et l'écart journalier moyen était inférieur à 0,2.

3.1.3 Discussion et conclusion

Dans cette étude, le régime thermique a été caractérisé par l'analyse des périodicités et cette approche a permis de décrire le cycle annuel de température de l'eau à l'aide de seulement trois métriques (magnitude, amplitude et phase). Il convient de noter que différents modèles stochastiques sont basés sur l'extraction et la description du cycle

annuel de la température de l'eau (Caissie et al., 1998; El-Jabi et al., 1995; Kothandaraman, 1971; Marceau et al., 1986). Toutefois, dans cette étude, l'extraction du cycle annuel sert de base à la comparaison du régime thermique à différents sites plutôt que de servir à des fins de modélisation. L'approche de caractérisation proposée dans cette étude s'avère plus parcimonieuse que l'approche thermologique selon laquelle un grand nombre de métriques sont calculées afin de décrire la magnitude, la fréquence, la durée, l'occurrence et le taux de variation des conditions de température de l'eau (Chu et al., 2010; Olden et Naiman, 2010; Rivers-Moore et al., 2013). Par exemple, Rivers-Moore et al. (2013) ont utilisé 39 métriques pour caractériser et classer le régime thermique de rivières en Afrique du Sud alors que Chu et al. (2010) en ont utilisé 14 pour un exercice similaire en Ontario (Canada). Une forte redondance existe généralement quant à ces différentes métriques; une problématique qui ne se pose pas avec l'approche utilisée dans la présente étude. En effet, la caractérisation du régime thermique par l'approche thermologique requiert généralement une réduction du nombre de variables à travers une analyse multivariée (Chu et al., 2010; Rivers-Moore et al., 2013). L'approche de caractérisation proposée dans cette étude permet donc de minimiser les efforts de caractérisation en évitant le calcul de métriques fortement redondantes et en éliminant l'étape de réduction du nombre de variables. À travers sa parcimonie, l'approche de caractérisation proposée dans cette étude s'avère donc moins fastidieuse et moins arbitraire en comparaison à l'approche thermologique.

L'approche de caractérisation par analyse des périodicités telle que proposée dans cette étude s'avère porteuse pour différents aspects de la gestion de la température de l'eau en rivière. Dans un premier temps, l'approche proposée pourrait être utilisée pour la définition de conditions de référence qui tiennent compte de la variabilité naturelle observée à l'égard des régimes thermiques dans une région donnée. Par exemple, un intervalle acceptable pourrait être défini pour la magnitude, l'amplitude et la phase du cycle annuel de température de l'eau en se basant sur l'intervalle de valeurs observées pour chacune des classes de régime thermique. Une approche similaire a notamment été utilisée pour définir des conditions de référence quant au régime hydrologique des cours d'eau (McLaughlin et al., 2014; Poff et al., 2010). Dans un deuxième temps, l'approche de caractérisation s'avère également porteuse pour évaluer et caractériser la modification du régime thermique par diverses activités anthropiques. Par exemple, cette approche pourrait être utilisée pour comparer les régimes thermiques de rivières naturelles et régulées et s'il y a lieu, déceler des différences dans le cycle annuel de

température de l'eau. D'ailleurs, cette approche a été privilégiée pour réaliser le deuxième objectif de thèse, soit caractériser l'impact des barrages sur le régime thermique annuel de rivières de taille moyenne dans l'est du Canada (section 3.2).

Il convient de noter que le fait d'utiliser seulement la première harmonique de la série de Fourier pour caractériser le régime thermique peut mener à certaines différences entre les métriques calculées à partir de la série de Fourier et leur équivalent calculé à partir de données observées (figure 3.4). On observe généralement une très bonne concordance entre la magnitude de la première harmonique et la température moyenne annuelle observée (figure 3.4a). Pour le régime *très variable et tempéré*, on observe une différence moyenne de 0,1 °C entre la magnitude de la première harmonique et la température moyenne annuelle et une différence supérieure à 1 °C est seulement observée pour trois sites. Cette différence s'explique par le fait qu'un nombre de données inférieur à la fréquence fondamentale de 365 jours a été utilisé pour l'ajustement de la série de Fourier étant donné la présence d'un couvert de glace à ces rivières. L'amplitude (température maximale annuelle – température moyenne annuelle) était de manière générale légèrement surestimée par l'amplitude de la première harmonique et l'erreur quadratique moyenne était de 1,7 °C (figure 3.4b). La phase présentait les plus grandes différences entre les métriques calculées à partir de la série de Fourier et leur équivalent calculé à partir de données observées (figure 3.4c). En effet, on observe une erreur quadratique moyenne de 11 jours entre le jour de la température de l'eau maximale annuelle observée et calculée à partir de la première harmonique. Cette erreur n'est que faiblement réduite par l'ajout d'harmoniques supplémentaires. Par exemple, on observe une erreur quadratique moyenne de 10 jours lorsqu'on compare le jour de la température maximale annuelle observée et calculée à partir d'une série de Fourier à quatre harmoniques.

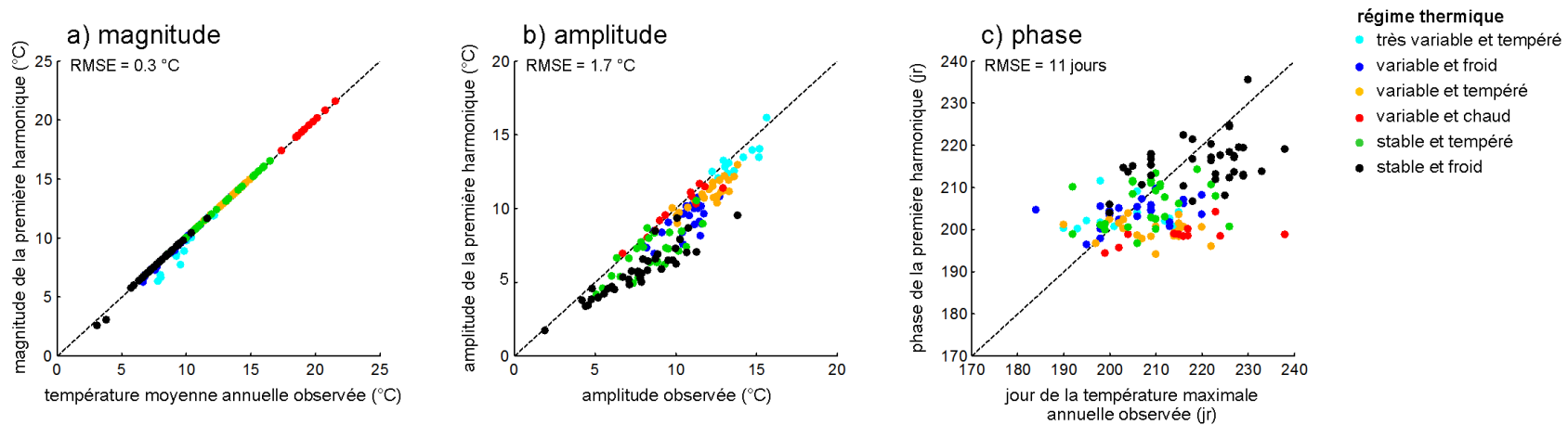


Figure 3.4 Comparaison entre a) la magnitude, b) l'amplitude et c) la phase de la première harmonique et leur équivalent calculé à partir des données observées. L'erreur quadratique moyenne (RMSE) est présentée pour quantifier la différence entre les métriques associées à la première harmonique et calculées à partir de données observées.

Cette étude identifie certaines variables hydroclimatiques importantes pour la différenciation des régimes thermiques à l'échelle continentale, soit le débit moyen en mai, la moyenne annuelle de la température de l'air, la température de l'air moyenne en juillet et l'écart annuel moyen de la température de l'air. Ces résultats rejoignent les conclusions de diverses études et les moyennes annuelle et estivale de la température de l'air constituent des variables explicatives fréquemment utilisées pour estimer la température de l'eau à des sites non échantillonnés (Hill et al., 2013, Kelleher et al., 2012; Mohseni et al., 1999; Segura et al., 2014). Cette recherche souligne toutefois l'importance d'également considérer l'amplitude de la variation annuelle de la température de l'air (i.e. l'écart entre le minimum et le maximum annuel) pour prédire le type de régime thermique d'une rivière. De plus, cette étude relève le débit printanier comme variable explicative du régime thermique annuel. En effet, les sites ayant un régime thermique *stable et froid* correspondaient principalement à de petits bassins en milieu montagneux. Le régime nival de montagne de ces sites, avec une crue tardive et un large débit spécifique (i.e. débit moyen en mai $\geq 0,04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$; figure 3.3), peut mener à un apport d'eau de fonte relativement froide tout au long de l'été, expliquant ainsi le régime thermique de ces sites. Les résultats de cette étude, soit l'identification de variables explicatives du régime thermique annuel des cours d'eau, peuvent s'avérer particulièrement utiles dans le contexte canadien où la disponibilité des données de température de l'eau pour l'ensemble du territoire s'avère limitée et donc, où la réalisation d'une classification inductive (i.e. à partir de mesures directes de température de l'eau) n'est pas nécessairement possible. Ainsi, les variables explicatives identifiées dans la présente étude pourraient guider une classification déductive des régimes thermiques (i.e. à partir de variables influençant le régime thermique). Par exemple, d'après l'arbre de classification développé aux États-Unis (figure 3.3), on pourrait s'attendre à obtenir un régime thermique similaire au régime *très variable et tempéré* dans le sud du Québec et au Nouveau-Brunswick étant donné que la moyenne annuelle de la température de l'air y est généralement inférieure à $9,9 \text{ }^\circ\text{C}$ et que l'écart annuel moyen de la température de l'air est généralement supérieur à $29 \text{ }^\circ\text{C}$ (évalué à partir des normales climatiques de 1981-2010 aux stations météorologiques d'Environnement Canada aux villes de Thetford Mines, Rimouski et Miramichi). Le potentiel explicatif d'une telle classification déductive pourrait être évalué au fur et à mesure que des données de température de l'eau seront disponibles.

Cette étude portait principalement sur la saisonnalité de la température de l'eau en rivière bien que la variabilité intrajournalière ait été également abordée. Une direction importante pour les travaux futurs consisterait à prendre en compte la variabilité intrajournalière ainsi que la variabilité à d'autres échelles temporelles (e.g. variabilité interannuelle) pour la caractérisation et la classification des régimes thermiques. La faible corrélation entre la variabilité annuelle et intrajournalière montre bien l'importance de considérer cette dernière à part entière dans la classification des régimes thermiques. Dans la présente étude, l'accès limité à des données de température de l'eau à une échelle horaire a limité la possibilité de décrire la variabilité intrajournalière de la température de l'eau de manière détaillée. La disponibilité croissante de données de température de l'eau à de fines échelles temporelles favorisera certainement les travaux liés à la caractérisation et la modélisation de la variabilité intrajournalière.

3.2 Objectif 2 : Caractériser l'impact de barrages sur le régime thermique annuel des rivières dans l'est du Canada.

Cette partie de la thèse s'effectue dans le cadre du programme de recherche collaboratif HydroNet dont l'objectif est d'étudier les effets des barrages sur les processus biotiques et abiotiques des rivières (Smokorowski et al., 2011). Dans le cadre de ce projet, des paires de rivières (i.e. une rivière avec barrage et une rivière naturelle de référence) ont fait l'objet d'études approfondies afin de mieux comprendre l'impact des barrages sur la capacité de production des habitats du poisson et les déterminants environnementaux de celle-ci (débit, température, sédiments, etc). Dans cette optique, cette thèse s'intéresse à l'impact des barrages sur le régime thermique des rivières. Ainsi donc, une trentaine de sites d'études ont été sélectionnés par le réseau HydroNet à travers le Canada selon les critères suivants : accessibilité au site, rivières de taille moyenne (superficie du bassin versant généralement entre 200 et 2000 km²), profondeur permettant l'échantillonnage de poissons (i.e. quasi-franchissable à gué) et pour les rivières régulées et présence d'un barrage depuis au moins 15 ans.

Le deuxième objectif de cette thèse est de caractériser l'impact de barrages de taille moyenne de l'est du Canada sur le régime thermique annuel des rivières. Cette étude met l'accent sur l'étude de l'impact thermique tout au long de l'année (y compris l'hiver) étant donné qu'une perspective annuelle est importante afin de bien comprendre les conséquences de la modification du régime thermique sur le cycle de vie des

organismes aquatiques. Parmi les différents sites d'études HydroNet, trois rivières régulées de l'est du Canada ont été ciblées et étudiées de manière détaillée afin de mieux comprendre l'impact des barrages tout au long de l'année. Cette étude s'est concentrée sur trois sites étant donné les difficultés liées au déploiement de thermographes pour la période hivernale ainsi que leur récupération après la crue printanière. Les sites d'études ont été sélectionnés afin d'étudier l'impact de barrages de petite à moyenne taille qui sont très répandus dans l'est du Canada (figure 2.1). De plus, les sites choisis étaient régulés par deux types de barrages dont les impacts thermiques ont été peu étudiés : un barrage au fil de l'eau avec une faible capacité de stockage (rivière St-Jean) et deux barrages de stockage associés à des réservoirs de faible profondeur (profondeur moyenne < 6 m; rivière Fourchue, rivière Dee).

3.2.1 Méthodologie

Étant donné que des données de température de l'eau antérieures à la présence du barrage n'étaient pas disponibles, l'impact thermique des barrages a été évalué à l'aide d'une approche contrôle-impact : chaque rivière régulée était comparée à une rivière naturelle située dans la même région et partageant certaines caractéristiques physiographiques (tableau 3.1). Pour la première année de l'étude, le tronçon de la rivière Fourchue en amont du barrage (i.e. non régulé) a été utilisé comme rivière de référence afin d'étudier l'effet du barrage sur le tronçon régulé de cette rivière. Étant donné la présence de barrages de castors et de leur influence sur le régime thermique des rivières (Collen et Gibson, 2001), la rivière de référence a été remplacée par la rivière du Loup à la deuxième année d'étude.

Tableau 3.1 Caractéristiques des paires de rivières régulées et naturelles étudiées

rivière	St-Jean	Petit Saguenay	Fourchue aval	Fourchue amont	Du Loup	Dee	Gulquac
type	régulé fil de l'eau	naturel	régulé stockage	naturel	naturel	régulé stockage	naturel
région physiographique	Bouclier canadien	Bouclier canadien	Appalaches	Appalaches	Appalaches	Appalaches	Appalaches
superficie du bassin versant (km)	648	712	261	119	515	141	110
couverture du sol							
forêt	94	92	95	97	92	73	84
agriculture	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	7 %	< 1 %	< 1 %
urbain	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %
distance de la rivière régulée (km)		16		7	14		11

Pour les trois paires de rivières, la température de l'eau a été mesurée à l'aide de thermographes pour deux années complètes, soit du 1^{er} juillet 2012 au 1^{er} juillet 2014. Pour leur déploiement en rivière, les thermographes étaient protégés par un tube de PVC blanc et ancrés à un bloc de béton ou une tige de métal (figure 3.5). Entre trois et six thermographes étaient déployés par tronçon de rivière et ceux-ci couvraient une distance allant de 2,5 à 16 km en aval du barrage. Les thermographes étaient déployés sur une distance longitudinale similaire dans les rivières naturelles. En plus des données de température de l'eau, des données de température de l'air à la station météorologique la plus proche ont également été recueillies afin de décrire le contexte hydrométéorologique propre à chaque année d'étude. La distance entre le tronçon de rivière étudié et la station météorologique variait entre 8 et 55 km.



Figure 3.5 Exemple d'installation d'un thermographe à l'intérieur d'un tube de PVC et avec un bloc de béton comme ancrage pour son déploiement en rivière

Dans l'évaluation de l'impact des barrages sur le régime thermique, deux périodes distinctes ont été considérées : la période d'eau libre et la période hivernale où un couvert de glace se développe généralement sur les rivières naturelles dans la région d'étude. Pour la période d'eau libre, le régime thermique des rivières a été caractérisé à l'aide de l'approche de caractérisation développée au premier objectif (section 3.1), soit l'analyse des périodicités par l'ajustement d'une fonction sinusoïdale afin de décrire le cycle annuel :

$$T_w(t) = a_0 + A \cos \left[\frac{2\pi}{365} (t - \phi) \right] \quad (3.1)$$

où T_w est la température de l'eau, t est le jour de l'année, a_0 décrit la magnitude du cycle annuel et correspond à la moyenne annuelle de la température de l'eau (°C), A est l'amplitude du cycle annuel (°C) et ϕ est la phase du cycle annuel et correspond au jour d'occurrence (entre 1 et 365) du maximum annuel. Ainsi, l'impact du barrage a été évalué en comparant les métriques (magnitude, amplitude et phase) décrivant le cycle annuel de la température moyenne journalière de la rivière régulée et de la rivière naturelle. Aux fins de comparaison, les métriques des rivières régulées et naturelles étaient considérées comme significativement différentes si aucun chevauchement n'était observé quant à leur intervalle de confiance à 95 %.

Pendant la période d'eau libre, l'impact des barrages a également été évalué à des échelles temporelles plus courtes (i.e. journalière à hebdomadaire) en étudiant les résidus, soit l'écart entre le cycle annuel et la température de l'eau observée sur une base journalière. Trois caractéristiques des résidus ont été comparées entre les rivières régulées et naturelles, soit leur variance (mesurée par l'écart-type), leur persistance (mesurée par l'autocorrélation temporelle) et leur relation avec les résidus du cycle annuel de la température de l'air. Pour cette dernière caractéristique, la comparaison a été effectuée à l'aide d'une analyse de covariance (ANCOVA, $\alpha = 0.05$) afin d'évaluer si la relation entre les résidus du cycle annuel de la température de l'air et de l'eau était significativement différente pour les rivières régulées et naturelles.

Pour la période hivernale, le régime thermique a été caractérisé à l'aide de courbes de températures classées permettant ainsi d'estimer le pourcentage de temps qu'une température donnée a été dépassée ou égalée durant l'hiver. À partir de ces courbes, la

magnitude et la variabilité des conditions hivernales de température de l'eau ont été comparées entre les rivières régulées et naturelles.

3.2.2 Résultats

Pendant la période d'étude, l'été 2012 a été particulièrement chaud et la température de l'air moyenne en août était de 1,5 à 3,1 °C au-dessus de la moyenne à long terme. L'hiver 2012-2013 a également été relativement chaud (la température de l'air moyenne en mars était de 2,9 à 4,0 °C au-dessus de la moyenne à long terme) alors que l'hiver 2013-2014 a été froid, particulièrement les mois de décembre et mars pendant lesquels la température de l'air moyenne était de 1,8 à 4,9 °C sous la moyenne à long terme.

Pour les deux années de l'étude, le barrage au fil de l'eau n'avait pas d'impact significatif sur le régime thermique de la rivière régulée. En effet, aucune différence significative n'a été observée entre la rivière régulée et la rivière naturelle quant aux métriques (magnitude, amplitude et phase) décrivant le cycle annuel (figure 3.6a). L'écart-type et l'autocorrélation des résidus étaient également similaires pour la rivière régulée par le barrage au fil de l'eau et la rivière naturelle. Finalement, la température de l'eau s'est maintenue à 0 °C pendant les deux hivers d'étude dans la rivière régulée et la rivière naturelle, signalant ainsi l'absence d'impact pour la période hivernale.

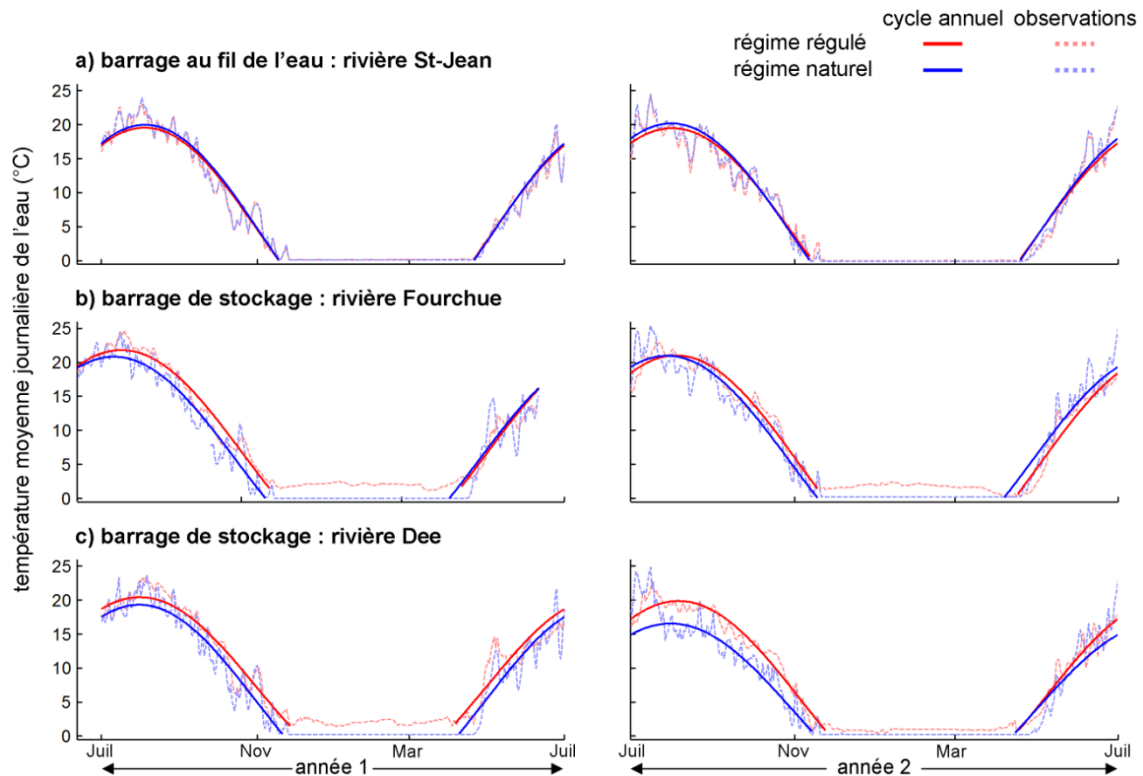


Figure 3.6 Cycle annuel de la température moyenne journalière de l'eau pour l'année 1 (2012-2013) et l'année 2 (2013-2014) pour les rivières régulées a) St-Jean (barrage au fil de l'eau) b) Fourchue (barrage de stockage) et c) Dee (barrage de stockage) ainsi que leurs rivières naturelles de référence. Pour la rivière régulée, le site le plus proche du barrage (< 600 m du barrage) est représenté.

À la première année d'étude, les deux barrages de stockage ont augmenté la magnitude du régime thermique de la rivière en aval (augmentation de 0,9 à 2,0 °C de la métrique de magnitude; figure 3.6b-c). De plus, l'occurrence du cycle annuel était également retardée de cinq jours pour la rivière Fourchue, une des deux rivières étudiées avec un barrage de stockage. À la deuxième année d'étude, seule l'occurrence du cycle annuel était retardée à la rivière Fourchue (retard de six jours) et les deux autres métriques décrivant le cycle annuel (magnitude et amplitude) ne présentaient pas de différence significative avec la rivière de référence. À la rivière Dee, le barrage de stockage a entraîné la modification des trois métriques décrivant le cycle annuel (magnitude, amplitude et occurrence) à la deuxième année d'étude. Bien que les deux barrages de stockage aient modifié différentes métriques du cycle annuel de la température de l'eau, ces modifications se sont traduites de manière semblable sur le régime thermique annuel des rivières régulées. En effet, les deux barrages de stockage ont entraîné un réchauffement de l'eau en aval des ouvrages hydrauliques pendant l'été et l'automne. D'août à octobre, la température moyenne mensuelle était de 1,4 à 3,9 °C plus élevée

dans les rivières régulées par les barrages de stockages en comparaison aux rivières de référence. Au printemps (mai et juin), aucun effet systématique n'a été observé et l'impact sur les températures printanières était variable d'une année à l'autre ainsi que d'un site à l'autre. Ainsi, on ne note aucun effet sur les températures printanières à la rivière Fourchue à la première année d'étude alors qu'à la deuxième année d'étude, le barrage a plutôt eu un effet de refroidissement de l'ordre de 1,5 à 2 °C sur la moyenne mensuelle de la température de l'eau en mai et en juin. Sur le plan des conditions météorologiques, les printemps de ces deux années étaient également différents : alors que le printemps de la première année d'étude était relativement froid (température moyenne de l'air en juin = 1,9 °C sous la moyenne à long terme), le printemps de la deuxième année d'étude était plutôt chaud (température moyenne de l'air en juin = 1,6 °C au-dessus de la moyenne à long terme). Ainsi, l'effet du barrage sur la rivière Fourchue pourrait varier en fonction des conditions météorologiques printanières et la collecte de données supplémentaires permettrait de mieux comprendre ce lien. À la rivière Dee, le barrage de stockage a plutôt eu un effet de réchauffement de l'ordre de 0,9 à 2,3 °C sur la moyenne mensuelle de la température de l'eau au printemps. Pour les deux années d'étude, les conditions météorologiques étaient similaires et la température de l'air était de 1,0 à 1,2 °C au-dessus de la moyenne à long terme pour la période printanière (mai et juin).

De manière générale, les résidus présentaient une faible variance et une forte persistance temporelle aux deux rivières régulées par des barrages de stockage. On peut ainsi caractériser le régime thermique de ces rivières comme étant relativement stable, c'est-à-dire que les fluctuations aux échelles journalière et hebdomadaire étaient de moindre amplitude en comparaison aux rivières naturelles. Par exemple, l'écart-type des résidus était réduit environ de moitié dans les rivières régulées par les barrages de stockage (écart-type entre 1,3 et 1,9 °C) en comparaison aux rivières naturelles (écart-type > 2,0 °C). On observe également une plus grande persistance dans les variations des résidus des rivières régulées par les deux barrages de stockage, c'est-à-dire que ces systèmes ont tendance à demeurer dans le même état d'un jour à l'autre en comparaison aux rivières naturelles où les conditions sont plus variables. Par exemple, pour un décalage de quatre jours, l'autocorrélation des résidus est supérieure à 0,5 dans les rivières régulées par les barrages de stockage alors que celle-ci est inférieure à 0,3 dans les rivières naturelles. Cette forte persistance dans la structure d'autocorrélation peut s'expliquer par la forte influence du réservoir sur la température de l'eau menant

ainsi à un découplage entre la température de l'eau et les conditions météorologiques dans les rivières régulées par les barrages de stockage. En effet, la corrélation entre les résidus de la température de l'air et de l'eau était faible pour les rivières régulées par les barrages de stockage ($R < 0,3$) alors qu'elle était plus forte dans les rivières naturelles ($R > 0,5$).

Les barrages de stockage ont également un impact marqué sur le régime thermique hivernal des rivières (figure 3.6b-c). Durant les deux années d'étude, les rivières naturelles n'ont pas été affectées par des redoux pendant l'hiver et la température de l'eau est restée stable à 0 °C. Dans les rivières régulées par les barrages de stockage, la température de l'eau est demeurée supérieure à 0 °C pendant tout l'hiver (température médiane entre 1,0 et 2,1 °C), empêchant ainsi la formation d'un couvert de glace sur une distance allant de 1,7 à 2,5 km en aval du barrage. En plus de l'effet de réchauffement des barrages de stockage, le régime hivernal des rivières régulées était plus variable (écart-type entre 0,3 et 0,5 °C) en comparaison au régime très stable des rivières naturelles (écart-type < 0,1 °C).

Le tableau 3.2 fournit un résumé de l'impact thermique observé aux trois sites d'étude pendant les périodes d'eau libre et hivernale.

Tableau 3.2 Impact thermique associé aux barrages pour la période d'eau libre et la période hivernale

	barrage au fil de l'eau rivière St-Jean	barrage de stockage rivière Fourchue	barrage de stockage rivière Dee
Période d'eau libre	aucun effet	réchauffement à l'été et l'automne effet variable au printemps variabilité réduite (échelle journalière à hebdomadaire)	réchauffement au printemps, à l'été et l'automne variabilité réduite (échelle journalière à hebdomadaire)
Période hivernale	aucun effet	réchauffement variabilité accrue	réchauffement variabilité accrue

3.2.3 Discussion et conclusion

D'un point de vue méthodologique, l'analyse des périodicités par ajustement d'une fonction sinusoïdale s'est avérée concluante comme approche de caractérisation pour la réalisation d'études d'impact. En effet, l'étude du cycle annuel de température de l'eau permet d'obtenir une vision d'ensemble quant à l'impact des barrages tout au long de la période d'eau libre. De plus, cette approche fournit également un cadre d'étude

complémentaire permettant d'analyser l'impact des barrages sur la variabilité de la température de l'eau à des échelles temporelles plus fines, soit à travers l'étude des résidus après soustraction de l'harmonique du cycle annuel. Peu d'études se sont penchées sur les impacts de diverses activités anthropiques sur la variabilité de la température de l'eau à des échelles journalière et hebdomadaire. Par exemple, Steel et Lange (2007) ont recensé plus d'une vingtaine de métriques permettant de caractériser le régime thermique des rivières dans 50 études et aucune de ces métriques ne décrivait la variabilité de la température de l'eau à une échelle interjournalière (i.e. d'un jour à l'autre) ou hebdomadaire. Dans cette thèse, une approche simple, soit la caractérisation des résidus après soustraction de l'harmonique du cycle annuel, est proposée pour la caractérisation de la variabilité de la température à des échelles temporelles intermédiaires (journalière à hebdomadaire).

Cette étude menée sur une rivière de taille moyenne n'a relevé aucun impact par le barrage au fil de l'eau, et ce pour les différents attributs du régime thermique en période d'eau libre et hivernale. L'absence d'impact peut être associée à la faible capacité de stockage du barrage (capacité de stockage = 0.3×10^6 m³). Or, un impact thermique a été observé en aval de réservoirs ayant une plus petite capacité de stockage (capacité de stockage < 0.1×10^6 m³) que le barrage au fil de l'eau étudié (Dripps et Granger, 2013). Toutefois, les cours d'eau influencés par ces petits réservoirs étaient également de bien plus petite taille que la rivière régulée par le barrage au fil de l'eau dans cette étude. Par exemple, pendant l'été, le débit d'étiage était inférieur à 0.01 m³/s pour les sites étudiés par Dripps et Granger (2013) alors que celui-ci était d'environ 4 m³/s pour la rivière régulée par le barrage au fil de l'eau dans la présente étude. Ces résultats suggèrent donc que la taille du réservoir et la taille de la rivière doivent être considérées de manière conjointe dans l'étude de l'impact thermique des barrages. Le ratio de retenue, soit le ratio entre la capacité du réservoir et le ruissellement moyen annuel (Batalla et al., 2004), pourrait constituer une approche particulièrement utile pour décrire cet aspect des cours d'eau régulés (Buendía et al., 2015). De ce fait, la section suivante (section 3.3) explore le lien entre le ratio de retenue et l'impact thermique des barrages en considérant un plus grand nombre de sites présentant une gamme de valeurs quant au ratio de retenue.

Cette étude a décrit l'impact de deux barrages de stockage associés à des réservoirs peu profonds (profondeur moyenne < 6 m), soit un type de régulation peu étudié jusqu'à

maintenant. Les deux barrages de stockage étudiés avaient sensiblement le même impact sur le régime thermique des rivières, soit une augmentation de la température de l'eau pendant l'été, l'automne et l'hiver. De manière générale, les barrages de stockage dans la présente étude (i.e. avec réservoir peu profond) avaient un impact thermique similaire aux barrages avec prise d'eau hypolimnique pendant l'automne et l'hiver. En effet, les barrages avec prise d'eau hypolimnique peuvent entraîner un réchauffement de la température de l'eau à l'automne en raison de l'inertie thermique associée au réservoir (Angilletta et al., 2008). De manière similaire, les barrages avec prise d'eau hypolimnique ont également tendance à augmenter la température de l'eau de l'ordre de 0.4 à 4 °C pendant l'hiver dans les régions froides (Jensen, 2003; Lehmkuhl, 1972; Ward et Stanford, 1979), soit un effet similaire à l'impact des barrages de stockage avec réservoirs peu profonds étudiés dans cette thèse. La différence importante entre l'impact thermique des barrages associés à des réservoirs peu profonds et associés à des réservoirs stratifiés avec prise d'eau hypolimnique a lieu pendant l'été : alors qu'on observe un effet de réchauffement pour les barrages avec réservoirs peu profonds, les barrages avec prise d'eau hypolimnique entraînent généralement un effet de refroidissement (Lehmkuhl, 1972; Olden et Naiman, 2010; Preece et Jones, 2002). Ainsi, cette étude suggère l'importance de considérer les caractéristiques morphométriques des réservoirs lors d'études d'impact étant donné leur influence importante quant au type d'impact thermique observé pendant l'été.

En plus de modifier le cycle annuel de température de l'eau, les barrages de stockage étudiés ont également réduit la variabilité de la température de l'eau aux échelles journalière et hebdomadaire pendant la période d'eau libre. Cette réduction dans la variabilité de la température de l'eau peut être associée à l'inertie thermique du réservoir. Pendant l'hiver, on observe plutôt l'effet inverse en aval des deux barrages de stockage : la température de l'eau dans les rivières régulées par les barrages de stockage était plus variable que dans les rivières naturelles. Contrairement à la présente étude, Steel et Lange (2007) n'ont pas noté une telle variation saisonnière dans l'influence des barrages sur la variabilité de la température de l'eau à des échelles journalière et hebdomadaire. Dans leur étude, les barrages de stockage avec prise d'eau hypolimnique dans le bassin de la rivière Willamette (Oregon, États-Unis) avaient tendance à réduire la variabilité de la température de l'eau aux échelles journalière et saisonnière tout au long de l'année. Contrairement aux sites d'étude de Steel et Lange (2007), les rivières de l'est du Canada étudiées dans cette thèse sont caractérisées par

un régime thermique hivernal très stable en raison de l'effet d'isolant du couvert de glace. Les résultats de cette recherche suggèrent donc que l'impact des barrages (i.e. augmentation vs réduction de la variabilité) peut varier d'une saison à l'autre, mais également d'une région à l'autre. Il convient donc de prendre en compte le type de régime thermique lors d'études d'impact et de ce fait, l'approche pour la classification des régimes thermiques proposée dans cette thèse (section 3.1) permettrait de répondre à ce besoin.

3.3 Objectif 3 : Caractériser l'impact des barrages sur le régime thermique estival des rivières à l'échelle régionale

Cette partie de la thèse s'effectue également dans le cadre du programme de recherche collaboratif HydroNet. Alors que la section 3.2 évalue de manière détaillée l'impact thermique de trois barrages tout au long de l'année, cette étude cherche plutôt à élargir le cadre d'analyse afin de mieux comprendre l'impact des barrages à une échelle régionale. Pour ce faire, cette étude se concentre sur la période estivale pour laquelle des données de température de l'eau sont disponibles à un grand nombre de sites. Les objectifs spécifiques de cette étude sont de 1) identifier les attributs du régime thermique modifiés de manière prédominante par les barrages dans les rivières de l'est du Canada et 2) comparer les impacts thermiques associés à différents types de barrages (fil de l'eau, stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe).

3.3.1 Méthodologie

Parmi les différents sites d'étude identifiés par le réseau HydroNet, l'impact thermique des barrages a été étudié pour 13 rivières régulées situées dans l'est du Canada (Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve-et-Labrador). Ces rivières régulées sont de taille moyenne (superficie du bassin versant entre 47 et 4040 km²; moyenne = 1136 km²) et sont situées dans le sud des provinces (latitude $\leq 48^\circ$). Trois types de barrages sont représentés soit au fil de l'eau (n = 6), stockage (n = 5) et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe (n = 2). À l'origine, chaque rivière régulée était jumelée à une rivière de référence avec un régime naturel. Toutefois, des rivières de référence supplémentaires ont été suivies et étudiées au cours du projet étant donné la difficulté à identifier un seul site de référence représentatif (i.e. situé à proximité, taille de

bassin versant comparable, conditions d'utilisation du sol similaires) pour certains sites régulés. Au total, le régime thermique des 13 rivières régulées a été comparé à celui de 18 rivières naturelles (superficie du bassin versant entre 110 et 2288 km²; moyenne = 878 km²). Le tableau 3.3 fournit une description des rivières régulées et naturelles étudiées. Les sites d'étude recoupent trois écozones (bouclier boréal, plaines à forêts mixtes, maritime de l'Atlantique) et la couverture du sol est principalement forestière dans la plupart des bassins versants étudiés. L'agriculture occupe toutefois plus de 20 % du bassin versant de certaines rivières régulées (rivières Coaticook et Etchemin) et naturelles (rivières Beaurivage, Bécancour, Eaton, Nicolet, Noire).

Tableau 3.3 Description des sites d'étude (13 rivières régulées et 18 rivières naturelles) dans l'est du Canada

rivière	type [§]	latitude	longitude	province*	superficie du bassin versant (km ²)	écozone	couverture du sol (% du bassin versant) [†]		
							agriculture	forêt	urbain
Magpie	R - pointe	48,08	-84,73	ON	1640	Bouclier boréal	0	74	1
Mississagi	R - pointe	46,91	-83,21	ON	4040	Bouclier boréal	0	78	0
Batchawana	N	47,02	-84,50	ON	1228	Bouclier boréal	0	89	0
Goulais	N	46,75	-84,08	ON	1637	Bouclier boréal	0	90	0
Aubinadong	N	46,93	-83,44	ON	1452	Bouclier boréal	0	88	0
Kiamika	R - stockage	46,63	-75,12	QC	702	Bouclier boréal	0	89	0
Ste-Anne	R - fil de l'eau	46,66	-72,12	QC	1800	Plaines à forêts mixtes	5	89	0
Coaticook	R - fil de l'eau	45,15	-71,80	QC	362	Maritime de l'Atlantique	54	40	3
St-François	R - fil de l'eau	45,66	-71,47	QC	2934	Maritime de l'Atlantique	13	77	1
Etchemin	R - fil de l'eau	46,64	-71,06	QC	1130	Plaines à forêts mixtes	25	69	1
Sud	R - fil de l'eau	46,94	-70,64	QC	793	Plaines à forêts mixtes	12	83	1
St-Jean	R - fil de l'eau	48,21	-70,28	QC	648	Bouclier boréal	1	94	0
Fourchue	R - stockage	47,67	-69,51	QC	261	Maritime de l'Atlantique	0	95	0
Picanoc	N	46,01	-76,13	QC	1277	Bouclier boréal	0	89	0
Noire	N	45,59	-72,55	QC	401	Plaines à forêts mixtes	37	56	4
Nicolet	N	46,06	-72,31	QC	1550	Plaines à forêts mixtes	48	43	3
Bécancour	N	46,20	-72,21	QC	2288	Plaines à forêts mixtes	32	57	2
Eaton	N	45,40	-71,60	QC	646	Maritime de l'Atlantique	21	73	1
Saumons	N	45,58	-71,39	QC	769	Maritime de l'Atlantique	8	82	0
Beaurivage	N	46,66	-71,29	QC	708	Plaines à forêts mixtes	39	51	1
Ste-Marguerite	N	48,45	-70,50	QC	984	Bouclier boréal	0	92	0
Petit Saguenay	N	48,20	-70,06	QC	712	Bouclier boréal	1	92	0
Ouelle	N	47,33	-69,92	QC	796	Maritime de l'Atlantique	1	95	0
Loup	N	47,58	-69,67	QC	515	Maritime de l'Atlantique	7	92	0
Dee	R - stockage	47,03	-66,98	NB	141	Maritime de l'Atlantique	0	73	0
Serpentine	R - stockage	47,16	-66,87	NB	47	Maritime de l'Atlantique	0	78	0
Wapske	N	46,86	-67,30	NB	332	Maritime de l'Atlantique	0	91	0
Little Tobique	N	47,48	-67,00	NB	222	Maritime de l'Atlantique	0	95	0
Gulquac	N	46,93	-66,98	NB	110	Maritime de l'Atlantique	0	84	0
West Salmon	R - stockage	48,17	-56,23	TNL	266	Bouclier boréal	0	70	0
Twillick	N	48,12	-55,58	TNL	180	Bouclier boréal	0	61	0

[§] N = rivière naturelle; R = rivière régulée

* ON = Ontario; QC = Québec; NB = Nouveau-Brunswick; TNL = Terre-Neuve-et-Labrador

† Source : Ressources Naturelles Canada (2009) Couverture du sol, circa 2000 – vectorielle

Afin de faciliter la comparaison entre les différentes rivières régulées, le ratio de retenue a été calculé pour chacun des sites (Batalla et al., 2004). Dans la présente étude, le ratio de retenue correspond au ratio entre la capacité maximale de stockage d'un réservoir (m^3) et le ruissellement médian annuel (m^3). Pour chacune des rivières régulées, le ruissellement médian annuel du bassin versant a été calculé à partir des données de ruissellement unitaire annuel d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (2013). Les données de ruissellement unitaire annuel ont été produites selon la méthodologie suivante : le ruissellement unitaire annuel a été calculé à 1184 stations hydrométriques canadiennes en effectuant le rapport entre le débit médian annuel et la superficie du bassin et ces valeurs ont ensuite été interpolées à l'échelle du pays par l'approche par voisins naturels (Sibson, 1981).

À chacun des sites sélectionnés, la température de l'eau a été mesurée pendant la période estivale (juillet à septembre) entre 2011 et 2013. Certains sites ont été mesurés un seul été (2013 était l'année avec le plus grand effort d'échantillonnage) alors que d'autres sites ont été mesurés durant les trois étés (2011 à 2013). Au total, des données ont été recueillies pour 25 site-années pour les rivières régulées et 30 site-années pour les rivières naturelles (e.g. si des données ont été recueillies pour les étés de 2011 à 2013 à un site donné, on compte alors trois site-années). À chacun des sites d'étude, les données de température de l'eau ont été recueillies à travers le déploiement de deux à dix thermographes. Ces thermographes couvraient une distance longitudinale moyenne de 11 km dans les rivières régulées et de 13 km dans les rivières naturelles. Dans les rivières régulées, le thermographe le plus en amont était déployé le plus près possible du barrage.

Le régime thermique des rivières a été caractérisé selon l'approche thermologique, soit à travers le calcul de 15 métriques décrivant la magnitude, la fréquence, la durée, l'occurrence et le taux de variation de la température de l'eau (tableau 2.3 pour une description des métriques; annexe 1 pour les valeurs calculées à chaque site). Les métriques ont été calculées pour chacun des thermographes déployés et la valeur médiane à l'échelle du tronçon a ensuite été utilisée pour comparer les différents sites entre eux. Certaines métriques décrivaient le régime thermique sur une base mensuelle (i.e. température moyenne en juillet, août et septembre) alors que d'autres métriques décrivaient plutôt les propriétés thermiques pour l'ensemble de la période d'été. La période d'été a été définie comme la période de neuf semaines centrée sur la semaine

avec la température moyenne hebdomadaire maximale. Cette définition de la période d'été facilite la comparaison des sites d'une année à l'autre et d'une région à l'autre en se concentrant sur des périodes équivalentes et de mêmes longueurs, indépendamment de leur date d'occurrence. Afin de faciliter la comparaison de la moyenne mensuelle de la température de l'eau aux différents sites d'étude, les métriques ont été standardisées (i.e. division) par la moyenne mensuelle de la température de l'air à chacun des sites. Pour chaque site, des données de température de l'air ont été extraites d'une grille régulière où les minima et maxima journaliers de la température de l'air ont été interpolés à l'échelle canadienne selon la méthode ANUSPLIN (Hutchinson et al., 2009). À partir de ces données, la moyenne journalière de la température de l'air a été estimée en calculant la moyenne du minimum et du maximum journalier.

Une analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée afin d'identifier les attributs contrastant le régime thermique des rivières régulées et naturelles. L'ACP transforme les données en composantes principales, soit de nouvelles variables non corrélées qui sont une combinaison linéaire des variables d'origine (i.e. métriques décrivant le régime thermique). La variance expliquée par chaque composante principale (CP) est maximisée de manière décroissante et conformément, la première CP explique la plus grande proportion de la variance des données d'origine. Étant donné que chaque CP est une combinaison linéaire des variables d'origine, un coefficient (i.e. saturation) est associé à chacune des 15 métriques décrivant le régime thermique des rivières. Pour chaque CP, la métrique à laquelle est rattachée la plus grande saturation absolue correspond à la métrique décrivant la plus grande proportion de la variance expliquée par la CP. Dans un premier temps, les CP permettant de contraster le régime thermique des rivières régulées et naturelles ont été identifiées à travers la projection de chaque site-années (i.e. scores) dans l'espace multivarié et la détection d'anomalies. Une anomalie dans le régime thermique d'un site-année était détectée lorsque le score d'une rivière régulée se situait en dehors de la région de confiance à 90 % telle que délimitée à partir des scores des rivières naturelles. La région de confiance correspond à une ellipse centrée sur la moyenne des scores dont l'orientation est déterminée par la covariance des scores et dont les axes sont estimés en supposant une distribution normale bivariée des scores. Dans un deuxième temps, les métriques ayant les plus fortes saturations absolues pour les CP différenciant le régime thermique des rivières régulées et naturelles ont été identifiées et examinées de manière détaillée.

3.3.2 Résultats

Les deux premières composantes principales (CP) décrivaient 39 % et 32 % de la variance des métriques de température de l'eau aux 55 site-années. Les CP subséquentes expliquaient moins de 9 % de la variance des métriques et l'analyse est donc axée sur les deux premières CP. Les métriques décrivant la magnitude du régime thermique (Msum et Mwkmax) avaient les plus fortes saturations absolues pour la première CP (figure 3.7a). Les métriques décrivant le taux de variation (Rampl, Rpos, Rneg, Rrng) et la magnitude du régime thermique en septembre (Mmo9) avaient quant à elles les plus fortes saturations absolues pour la deuxième CP (figure 3.7a). Ces métriques ayant de fortes saturations absolues pour la deuxième CP étaient généralement fortement corrélées dans l'espace des deux premières CP, comme illustré par l'angle entre ces métriques qui était généralement proche de 0° (corrélation positive) ou de 180° (corrélation négative).

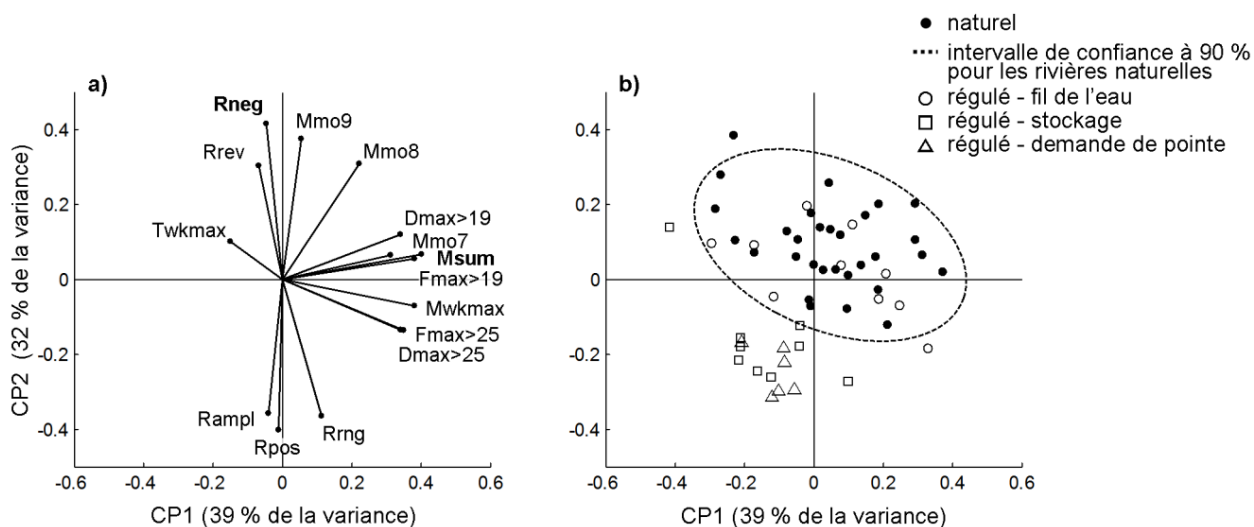


Figure 3.7 a) Saturations associées aux 15 métriques décrivant le régime thermique des cours d'eau et b) scores pour chaque site-année pour les deux premières composantes principales (CP). Dans le panneau a), les valeurs en gras correspondent aux métriques ayant la plus grande saturation absolue pour chacune des composantes principales. Pour chaque métrique, la première lettre indique l'attribut décrit : M = magnitude, F = fréquence, D = durée, T = occurrence, R = taux de variation. Pour une description complète des métriques, voir le tableau 6.2.

La figure 3.7 b) montre les scores pour chaque site-année des rivières régulées et naturelles dans l'espace des deux premières CP. La répartition des scores dans l'espace multivarié était très similaire pour les rivières régulées par des barrages au fil de l'eau et les rivières naturelles indiquant ainsi dans l'ensemble, l'absence de distinction marquée entre les régimes thermiques de ces rivières. De manière générale,

peu d'anomalies ont été détectées pour la première CP, c'est-à-dire que les scores de la première CP pour les rivières régulées chevauchaient l'intervalle de confiance à 90 % des scores de la première CP pour les rivières naturelles. Par contre, on observe de nombreuses anomalies pour la deuxième CP ainsi qu'une division marquée entre les scores des rivières naturelles et régulées (barrage de type stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe) pour cette deuxième CP. Pour les barrages de stockage ainsi que pour les barrages avec lâcher d'eau selon la demande de pointe, la moyenne des scores de la deuxième CP était significativement inférieure à la moyenne des scores de la deuxième CP des rivières naturelles (ANOVA et test de comparaisons multiples Tukey-Kramer, $\alpha = 0,05$).

Étant donné le contraste marqué entre les scores des rivières naturelles et régulées pour la deuxième CP, les métriques ayant une saturation élevée (i.e. valeur absolue) pour cette CP identifiaient des attributs du régime thermique particulièrement influencés par la présence d'un barrage. Les cinq métriques décrivant le taux de variation à diverses échelles temporelles (i.e. intrajournalière, interjournalière, saisonnière) et le ratio entre la température mensuelle moyenne de la température de l'eau et de l'air en septembre (Mmo9) avaient une forte saturation absolue pour la deuxième CP. En comparant ces métriques entre les rivières régulées et naturelles, on observe que les barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe avaient tendance à 1) réduire le taux de variation à différentes échelles temporelles (intrajournalière, interjournalière et saisonnière) et 2) augmenter la magnitude du régime thermique à la fin de l'été (septembre).

En comparant les métriques décrivant le taux de variation de la température de l'eau entre les rivières régulées et naturelles (ANOVA et test de comparaisons multiples Tukey-Kramer ou ANOVA selon la méthode Welch et test de comparaisons multiples Games-Howell lorsque la condition d'homogénéité de variance n'est pas respectée, $\alpha = 0.05$), on observe que l'amplitude médiane pour la période d'été (Rampl), la médiane absolue des variations interjournalières (Rpos et Rneg) et l'écart journalier moyen (Rrng) étaient significativement inférieurs dans les rivières régulées par des barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe. À l'échelle intrajournalière, on observe également que les rivières régulées par des barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe sont caractérisées par un plus grand nombre de changements de direction au cours de la journée (Rrev). En effet, les rivières

naturelles ont généralement deux changements de direction quant à la variation de la température de l'eau au cours de la journée (la température de l'eau diminue au cours de la nuit, augmente ensuite du matin à la fin de l'après-midi et décroît enfin dans la soirée). Par contre, on observe de petits, mais nombreux changements de direction dans la variation de la température de l'eau pour les rivières régulées par des barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe (nombre médian de changements de direction $> 3,5$ en aval des barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe).

Quant aux rivières régulées par des barrages au fil de l'eau, aucune différence significative n'a été observée avec les rivières naturelles pour les métriques décrivant le taux de variation aux échelles saisonnière (RampI) et interjournalière (Rpos, Rneg). Par contre, on observe une différence significative pour les deux métriques décrivant les variations à l'échelle intrajournalière, soit l'écart journalier moyen (Rrng) et le nombre moyen de changements de direction au cours de la journée (Rrev). La différence entre l'écart journalier moyen des rivières régulées par des barrages au fil de l'eau et des rivières naturelles était probablement due à certaines rivières de référence situées en milieu agricole (e.g. Nicolet, Eaton; tableau 3.3) et caractérisées par un très grand écart journalier (> 5.4 °C). Outre cette différence quant à l'écart journalier, on observe également un plus grand nombre de changements de direction au cours de la journée dans les rivières régulées par des barrages au fil de l'eau (médiane = 3,4) en comparaison aux rivières naturelles caractérisées par deux changements de direction par jour.

Alors que les métriques décrivant le taux de variation du régime thermique étaient généralement corrélées dans l'espace multivarié, les métriques décrivant la magnitude du régime thermique n'étaient que faiblement corrélées (figure 3.7a). On peut ainsi déduire que l'influence des barrages sur la magnitude du régime thermique était variable au cours de l'été. Afin d'illustrer cette influence variable au cours de l'été, une régression linéaire a été tracée entre la température moyenne de l'air et de l'eau pour les mois de juillet, août et septembre. Cette relation permet de détecter les anomalies dans la magnitude du régime thermique au cours des différents mois de l'été : une anomalie est identifiée lorsqu'une rivière régulée est située en dehors de l'intervalle de confiance à 90 % de la relation entre la température de l'air et de l'eau des rivières naturelles. Le tableau 3.4 quantifie les anomalies observées quant à la magnitude du régime

thermique des rivières régulées. Une anomalie correspond à la différence entre la température de l'eau observée et la limite inférieure ou supérieure (selon l'intervalle de confiance à 90 %) de la température de l'eau prédite en fonction de la température de l'air à la rivière régulée.

Bien qu'on observe certaines anomalies quant au régime thermique des rivières régulées en juillet et en août, on observe un effet de réchauffement systématique par les barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe en septembre. D'ailleurs, la métrique décrivant la température de l'eau moyenne en septembre (Mmo9) était caractérisée par une forte saturation absolue pour la deuxième CP, soit la CP pour laquelle un fort contraste entre rivières régulées et naturelles avait été observé (figure 3.7a). L'effet de réchauffement était le plus marqué pour les rivières régulées avec lâcher d'eau selon la demande de pointe et on observe pour celles-ci une anomalie moyenne de 1,7 °C pour la température moyenne de l'eau en septembre (tableau 3.4). Quant aux rivières régulées par des barrages de stockage, la température moyenne de l'eau en septembre se situait en moyenne 0,6 °C au-dessus de l'intervalle de confiance à 90 % des rivières naturelles (tableau 3.4).

Tableau 3.4 Quantification des anomalies dans la magnitude du régime thermique des rivières régulées pendant l'été. Tair = moyenne mensuelle de la température de l'air; Teau = moyenne mensuelle de la température de l'eau; anomalie = une anomalie correspond à la différence entre la température de l'eau observée et la limite inférieure/supérieure (selon l'intervalle de confiance à 90 %) de la température de l'eau prédite. Une anomalie positive signifie que le barrage a un effet de réchauffement sur la température de l'eau et une anomalie négative signifie que le barrage a un effet de refroidissement. Les anomalies sont présentées de manière graphique à la figure 6.6.

rivière	année	type	JUILLET			AOÛT			SEPTEMBRE		
			Tair (°C)	Teau (°C)	anomalie (°C)	Tair (°C)	Teau (°C)	anomalie (°C)	Tair (°C)	Teau (°C)	anomalie (°C)
Magpie	2011	pointe	16,5	18,8		16,4	19,7	0,2	12,2	16,9	1,0
Magpie	2012	pointe	18,0	20,4		16,6	19,9	0,1	11,1	16,4	1,6
Magpie	2013	pointe	15,9	18,0		15,8	18,7		11,4	16,7	1,6
Mississagi	2011	pointe	20,0	20,0	-1,6	18,1	21,3		13,1	18,4	1,6
Mississagi	2012	pointe	19,7	21,5		17,9	20,8		11,9	18,0	2,4
Mississagi	2013	pointe	18,1	19,8		17,0	19,4		12,3	17,9	1,9
Kiamika	2013	stockage	18,9	18,8	-1,6	17,4	19,7		12,3	17,1	1,1
Ste-Anne	2012	fil de l'eau	20,3	23,0		19,9	22,2		14,2	16,6	
Coaticook	2013	fil de l'eau	20,8	21,9	-0,7	18,2	20,5		13,7	15,6	
St-François	2012	fil de l'eau	19,3	24,2	0,5	19,7	23,9		13,3	17,8	0,8
St-François	2013	fil de l'eau	20,3	23,5		17,6	20,8		13,3	16,6	
Etchemin	2011	fil de l'eau	20,4	23,1		18,5	20,5		15,3	15,4	-0,5
Etchemin	2012	fil de l'eau	20,2	23,1		19,9	22,7		14,1	17,0	
Sud	2013	fil de l'eau	20,6	21,4	-1,0	18,3	19,3	-0,1	13,6	14,9	
Fourchue	2011	stockage	18,2	20,4		16,7	20,1	0,1	13,6	16,8	
Fourchue	2012	stockage	18,3	21,0		18,2	22,4	0,5	12,7	17,2	0,8
Fourchue	2013	stockage	18,4	20,6		16,2	20,3	1,0	11,7	15,7	0,3
St-Jean	2011	fil de l'eau	18,5	19,0	-1,0	17,7	17,3	-1,4	14,1	14,1	-0,7
St-Jean	2012	fil de l'eau	18,9	19,7	-0,7	18,6	19,9		13,4	14,8	
St-Jean	2013	fil de l'eau	18,6	19,9	-0,1	16,9	17,6		12,3	13,1	
West Salmon	2012	stockage	16,8	18,5		17,4	20,0		13,6	17,4	0,1
West Salmon	2013	stockage	16,9	18,6		16,0	19,3	0,2	13,3	15,9	

Dans cette étude, l'altération du régime thermique, telle que représentée par le score de la deuxième CP des rivières régulées (à l'exception d'un site considéré comme une observation aberrante), était significativement corrélée au ratio de retenue ($R = -0,75$; $\alpha = 0,05$; figure 3.8). En effet, les barrages au fil de l'eau avaient généralement un faible ratio de retenue ($< 1\%$) et leur impact thermique était minimal. À l'inverse, les barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe avaient un impact significatif sur le régime thermique et leur ratio de retenue variait entre 10 et 103 %.

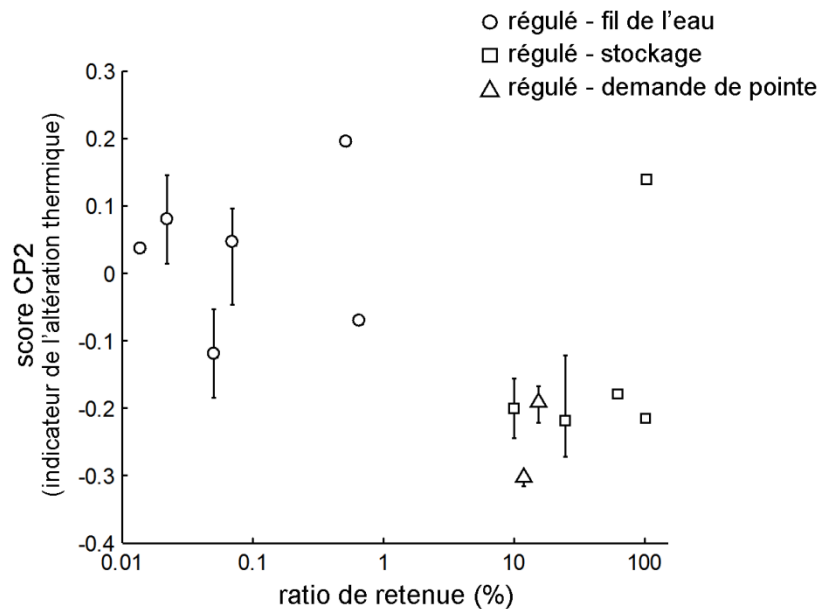


Figure 3.8 Relation entre le ratio de retenue et les scores de la deuxième composante principale (CP2) pour les rivières régulées. L'axe des x est présenté selon une échelle logarithmique. Les barres d'erreur associées à chaque point indiquent les valeurs minimale et maximale du score aux sites avec plus d'une année de mesures.

3.3.3 Discussion et conclusion

Deux approches de caractérisation ont été utilisées pour étudier l'impact des barrages sur le régime thermique des rivières, soit l'analyse des périodicités par ajustement d'une fonction sinusoïdale (section 3.2) et l'approche thermologique (section 3.3). L'approche par ajustement d'une fonction sinusoïdale fait preuve de parcimonie en caractérisant le régime thermique annuel à l'aide de seulement trois métriques. De fait, cette approche s'avère une approche moins fastidieuse et arbitraire pour le développement d'une classification des régimes thermiques, car une réduction de dimension (e.g. à l'aide d'une analyse en composantes principales) n'a pas à être effectuée de manière

préalable (section 3.1). De plus, cette approche facilite la visualisation des impacts tout au long de l'année. Toutefois, l'approche par ajustement d'une fonction sinusoïdale s'avère moins flexible que l'approche thermologique quant au choix des métriques et à la période d'intérêt. Par exemple, l'approche thermologique permet d'examiner les impacts thermiques de manière détaillée au cours d'une saison (e.g. été) alors que l'approche par ajustement d'une fonction sinusoïdale est seulement applicable pour une année complète. Bien que l'effort de calcul puisse être important avec l'approche thermologique, les métriques calculées peuvent faciliter la définition d'objectifs de gestion en identifiant les attributs du régime thermique préoccupants. De plus, les conséquences biologiques peuvent varier selon l'attribut du régime thermique modifié. Par exemple, un rehaussement de la température de l'eau en septembre, tel qu'observé dans la présente étude, peut influencer la durée de la période de croissance (Neuheimer et Taggart, 2007) et l'occurrence de la gamétogénèse (Dabrowski et al., 1996) chez certaines espèces de poissons. Au contraire, les fluctuations intrajournalières (i.e. écart journalier) peuvent influencer le taux métabolique standard pour des poissons vivants au-dessus de leur température optimale (Oigny-Hébert et al., 2015). Ainsi, la modification de chacun des attributs du régime thermique peut avoir des conséquences différentes sur les écosystèmes aquatiques, d'où l'intérêt de l'approche thermologique qui permet de cerner les attributs du régime thermique problématiques.

Cette étude a permis d'identifier les attributs du régime thermique estival les plus largement influencés par la présence de barrages dans des rivières de l'est du Canada. Cette information régionale peut guider les études d'impact détaillées (i.e. pour un site en particulier). Par exemple, cette information peut guider les efforts d'échantillonnage dans le cadre d'études d'impact en identifiant les espèces ou processus biologiques particulièrement sensibles à la modification des attributs du régime thermique identifiés. De plus, la connaissance des attributs du régime thermique communément modifiés par les barrages peut également guider le choix d'une approche de modélisation (e.g. pas de temps, précision requise) pour une caractérisation détaillée de l'altération thermique spécifique au site.

De manière générale, les six métriques (R_{ampl}, R_{pos}, R_{neg}, R_{rng}, R_{rev}, M_{mo9}) permettant de contraster le régime thermique des rivières régulées et naturelles étaient fortement corrélées. D'un point de vue statistique, on observe donc une redondance quant à l'information transmise par ces métriques et une seule métrique pourrait être

utilisée pour capter et décrire le schéma de divergence entre les rivières régulées et naturelles. Par exemple, la métrique décrivant le 90^e centile des changements interjournaliers négatifs de la température de l'eau (Rneg) avait la saturation absolue la plus élevée pour la deuxième CP et pourrait donc à elle seule décrire le schéma de divergence entre les rivières régulées et naturelles. Toutefois, pour les gestionnaires, il est important de considérer l'ensemble des attributs du régime thermique modifiés par un barrage étant donné les différentes implications d'un point de vue biologique. L'atténuation de l'impact thermique des barrages passe également par différentes mesures qui varient selon l'attribut du régime thermique ciblé. Par exemple, Vinson (2001) a montré que l'installation d'une prise multiniveau pour un barrage avec une prise d'eau hypolimnique permet de rétablir des températures plus chaudes au printemps et à l'été. Toutefois, cette mesure ne permet pas la restauration d'autres attributs du régime thermique (e.g. taux de réchauffement, occurrence des températures maximales) ce qui peut réduire l'efficacité d'une telle mesure de gestion quant au rétablissement des communautés aquatiques.

Selon la présente étude, le ratio de retenue influence le degré d'altération thermique causé par un barrage. Buendía et al. (2015) ont également observé une relation entre le ratio de retenue et l'impact thermique des barrages dans le bassin de l'Ebro en Espagne. D'après la présente étude, les barrages ayant une capacité de retenue équivalant à plus de 10 % du ruissellement médian annuel ont entraîné la modification du régime thermique des rivières. Des travaux de recherche supplémentaires permettraient de mieux définir le seuil du ratio de retenue à partir duquel un impact thermique est observé. La présente étude suggère que ce seuil se situe entre 1 et 10 % pour des rivières de taille moyenne et la pertinence de ce seuil pourrait également être testée pour de petits cours d'eau (superficie du bassin versant < 50 km²). Selon les résultats de la présente étude, le ratio de retenue pourrait être utilisé pour identifier les sites avec un potentiel d'impact thermique élevé, mais où des données de température de l'eau ne sont pas disponibles, comme c'est souvent le cas dans les rivières canadiennes. Une telle analyse préliminaire permettrait d'établir des priorités quant au choix des sites de suivi de la température de l'eau parmi les nombreuses rivières régulées à travers l'est du Canada.

3.4 Objectif 4 : Améliorer l'estimation du flux thermique associé à l'évaporation dans les outils de modélisation déterministe.

Le quatrième objectif de cette thèse est d'améliorer les outils de modélisation de la température de l'eau à travers une estimation plus adéquate du flux thermique associé à l'évaporation. Les objectifs spécifiques de cette étude sont de 1) développer une méthode de mesure directe de l'évaporation en rivière; 2) développer des modèles de transfert de masse pour estimer le taux d'évaporation en fonction des conditions microclimatiques et 3) évaluer la contribution du flux de chaleur latent (évaporation) par rapport aux autres flux composant le bilan thermique des cours d'eau.

Afin de réaliser ces objectifs, le flux thermique associé à l'évaporation a été étudié dans le bassin de la rivière Miramichi au Nouveau-Brunswick. La température de l'eau joue un rôle important dans cette rivière étant donné que celle-ci accueille la plus grande population de saumons de l'Atlantique dans le sud de l'Amérique du Nord et des températures élevées de l'eau entraînent un stress chez cette espèce. Le choix de ce site d'étude repose également sur le fait que la collecte de données microclimatiques en rivière y est assidûment effectuée, permettant ainsi une étude détaillée des différents flux thermiques.

3.4.1 Méthodologie

Deux stations météorologiques ont été installées dans le bassin de la rivière Miramichi, soit une station dans la rivière Little Southwest Miramichi (LSWM; 1190 km²) et une station dans le ruisseau Catamaran (CatBk; 27 km²). Ces deux sites ont été étudiés afin de comparer le flux thermique associé à l'évaporation dans une rivière de taille moyenne et un petit cours d'eau abrité par la végétation riveraine. À chacun des sites, les conditions microclimatiques (radiation solaire, radiation de longue longueur d'onde, température de l'air, humidité relative, vitesse et direction du vent) étaient mesurées à environ deux mètres au-dessus de la surface de l'eau. La température de l'eau était également enregistrée aux deux sites d'étude. Des données microclimatiques ont été collectées pendant l'été 2012, soit du 12 juin au 28 août 2012.

Dans cette étude, il est proposé de mesurer le taux d'évaporation en rivière à l'aide de minibacs flottants, soit des contenants en plastique d'une taille de 22 x 22 cm et 6 cm de profondeur rattachés à un cadre de bois pour assurer leur flottaison (figure 3.9). Cette

méthode de mesure repose sur le principe de bilan de masse. Chaque minibac est rempli d'eau, pesé et déployé dans la rivière pour une heure. Une fois cette heure écoulée, le minibac est pesé de nouveau et la différence de masse entre les deux mesures correspond à la quantité d'eau évaporée en une heure. Afin de valider cette méthode de mesure, les minibacs flottants ont tout d'abord été déployés à l'intérieur d'un bac d'évaporation de type A, soit un instrument éprouvé pour la mesure du taux d'évaporation. Les mesures du taux d'évaporation effectuées par les deux méthodes ont ensuite été comparées.



Figure 3.9 Minibac flottant déployé dans le ruisseau Catamaran à l'été 2012

Les minibacs flottants ont ensuite été utilisés pour effectuer des mesures du taux d'évaporation en rivière. Des mesures d'évaporation ont été effectuées à LSWM ($n = 19$ de jour et $n = 18$ de nuit) et à CatBk ($n = 19$ de jour). Chaque mesure d'évaporation correspond à la moyenne de trois réplicats (i.e. trois minibacs déployés simultanément). Les mesures simultanées du taux d'évaporation et des conditions microclimatiques ont été utilisées pour la calibration d'un modèle de transfert de masse. Ce modèle permet d'estimer le taux d'évaporation en fonction du déficit de pression de vapeur et de la vitesse du vent :

$$E = (a + bu)(e_s^* - e_a) \quad (3.2)$$

où E représente le taux d'évaporation (mm jr^{-1}), a et b sont les coefficients de la fonction de vent spécifiques au site, u est la vitesse du vent (m s^{-1}), e_s^* est la pression de vapeur saturée à la température de l'eau (kPa) et e_a est la pression de vapeur de l'air au-dessus

de la rivière (kPa). La calibration a donc permis d'estimer les coefficients a et b spécifiques à LSWM et CatBk.

Un modèle de température de l'eau basé sur un bilan thermique a été développé au pas de temps horaire pour les deux cours d'eau (Caissie et al., 2007) :

$$\frac{dT_w}{dt} = \frac{W}{c_w \rho_w A} H_{total} \quad (3.3)$$

où T_w correspond à la température de l'eau (°C), W est la largeur du cours d'eau (m), c_w est la chaleur spécifique de l'eau ($4,9 \times 10^{-3} \text{ MJ kg}^{-1} \text{ °C}^{-1}$), ρ_w est la densité de l'eau (1000 kg m^{-3}), A est l'aire transversale du cours d'eau (m^2) et H_{total} est le bilan thermique net. Pour le calcul du bilan thermique, les flux thermiques suivants ont été estimés à l'interface air-eau : radiation solaire, radiation de longue longueur d'onde, flux de chaleur latente et flux de chaleur sensible. À l'interface eau-sédiments, les flux thermiques suivants ont été estimés : conduction et advection d'eau souterraine.

3.4.2 Résultats

Une forte correspondance a été observée entre les mesures du taux journalier d'évaporation ($n = 26$) effectuées par les minibacs flottants et le bac d'évaporation de type A ($R^2 = 0,96$). Ces résultats indiquent que la méthode par minibac flottant permet de mesurer le taux d'évaporation de manière juste; entérinant ainsi son utilisation pour mesurer l'évaporation en rivière.

À l'aide des mesures d'évaporation effectuées par les minibacs flottants et des conditions microclimatiques mesurées par les stations météorologiques, les coefficients a et b des fonctions de vent (équation 3.2) ont été estimés pendant le jour aux deux sites d'étude (figure 3.10). De plus, ces coefficients ont également été estimés pendant la nuit à LSWM. Les modèles ainsi développés permettent une bonne estimation du taux d'évaporation en rivière. Par exemple, l'erreur quadratique moyenne pour le taux d'évaporation était de $0,65 \text{ mm jr}^{-1}$ pour les conditions de jour et $0,34 \text{ mm jr}^{-1}$ pour les conditions de nuit à LSWM. À CatBk, l'erreur quadratique moyenne pour le taux d'évaporation était de $0,15 \text{ mm jr}^{-1}$. À titre comparatif, l'erreur quadratique relative (erreur quadratique moyenne divisée par l'écart maximal des valeurs observées) du taux

d'évaporation était de 6,5 % pour les conditions de jours à LSWM, 16,7 % pour les conditions de nuit à LSWM et 5,1 % à CatBk.

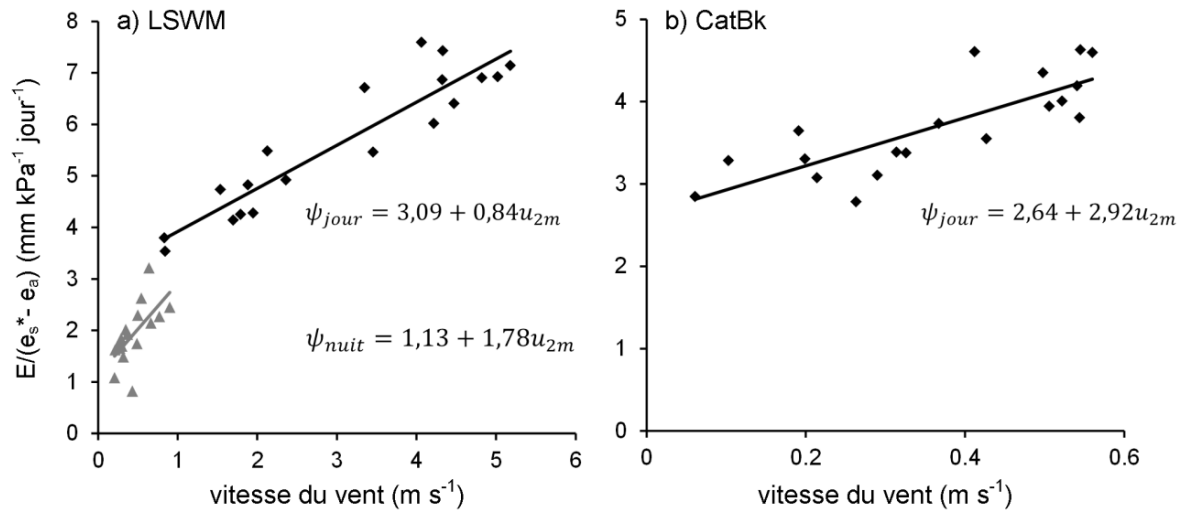


Figure 3.10 Fonctions de vent calibrées pour a) la rivière Little Southwest Miramichi (LSWM) et b) le ruisseau Catamaran (CatBk)

Les modèles d'évaporation développés ont permis d'estimer le taux journalier moyen d'évaporation aux deux sites pendant l'été 2012 : 3,0 mm jr⁻¹ à LSWM et 1,0 mm jr⁻¹ à CatBk. De manière générale, le taux d'évaporation à LSWM était supérieur au taux d'évaporation à CatBk ce qui s'explique par la différence au niveau des conditions microclimatiques aux deux sites. La largeur de la rivière à LSWM est d'environ 80 m comparativement à 8 m à CatBk. Ainsi, les conditions relativement ouvertes à LSWM ont fait en sorte qu'on y observait des vents plus forts et une plus faible humidité relative, favorisant ainsi l'évaporation. À l'inverse, la canopée fermée à CatBk limitait la circulation d'air et la déperdition d'humidité, limitant ainsi l'évaporation. Outre cette variabilité spatiale, on observe également une variation temporelle dans le taux d'évaporation. Par exemple, à LSWM, le taux d'évaporation atteignait son minimum la nuit (médiane horaire du taux d'évaporation varie entre 0,06 et 0,08 mm h⁻¹ pour la période allant de 21 h et 9 h), augmentait pendant la journée et atteignait son maximum en fin d'après-midi (médiane horaire du taux d'évaporation = 0,23 mm h⁻¹ à 17:00). Le taux d'évaporation suivait ainsi le cycle journalier des conditions microclimatiques. En effet, le déficit de pression de vapeur et la vitesse du vent atteignaient leur minimum pendant la nuit et leur maximum en fin d'après-midi.

La température de l'eau a été modélisée à l'aide d'un bilan thermique pour la période du 12 juin au 28 août 2012. De manière générale, on observe une bonne correspondance entre les variations horaires de la température de l'eau observée et simulée. La performance du modèle était supérieure à LSWM (erreur quadratique moyenne = 0,2 °C, $R^2 = 0,95$) en comparaison à CatBk (erreur quadratique moyenne = 0,4 °C, $R^2 = 0,73$). À CatBk, le modèle permettait une bonne estimation des valeurs médianes, mais avait tendance à surestimer les valeurs élevées du taux de changement horaire de la température de l'eau.

Pendant l'été, la radiation solaire a constitué le gain de chaleur le plus important parmi les différents flux de chaleur composant le bilan thermique. Le gain de chaleur moyen associé à la radiation solaire était de 308 W m⁻² à LSWM et de 101 W m⁻² à CatBk pendant l'été 2012. Au contraire, l'évaporation était la plus importante perte de chaleur dans le bilan thermique. En moyenne, l'évaporation était associée à une perte de chaleur de 86 W m⁻² à LSWM et de 36 W m⁻² à CatBk.

3.4.3 Discussion et conclusion

Cette étude a proposé une méthode de mesure directe de l'évaporation en rivière. Dans les modèles de température de l'eau, le flux thermique associé à l'évaporation est généralement estimé par calibration ou par l'application de modèles de transfert de masse tirés de la littérature. Cependant, ces modèles empiriques ont généralement été développés pour de grands lacs où la portée effective du vent (« fetch ») est plus importante que pour une rivière en milieu forestier dont la forme linéaire limite généralement celle-ci. Jusqu'à maintenant, seulement deux études avaient effectué des mesures directes d'évaporation en rivière (Benner, 1999; Guenther et al., 2012). Par exemple, Guenther et al. (2012) avaient effectué des mesures d'évaporation dans de petits cours d'eau forestiers à l'aide d'un cylindre de Mariotte qui permettait d'amplifier les changements de niveau dans le bac d'évaporation. L'approche par bilan de masse des minibacs s'avère toutefois plus précise. En effet, l'utilisation d'une balance avec une précision de ± 0,1 g permet d'obtenir une précision de ± 0,002 mm pour le taux d'évaporation. Guenther et al. (2012) ont plutôt estimé la précision de leur cylindre de Mariotte à ± 0,04 mm après avoir corrigé pour le biais dans les mesures. De plus, les minibacs flottants offrent également la possibilité de mesurer la condensation (i.e. gain de masse), ce que le cylindre de Mariotte ne permet pas. Bien que les minibacs

d'évaporation facilitent la mesure directe de l'évaporation en rivière, certains inconvénients sont associés à cette approche. En effet, le déploiement des minibacs requiert beaucoup de temps étant donné l'absence d'automatisation quant à la prise de mesure. De plus, les minibacs ne peuvent être déployés dans des rivières à forte turbulence à cause du risque de renversement ou d'éclaboussement d'eau dans ceux-ci. Par ailleurs, les minibacs permettent de mesurer le taux d'évaporation pour une eau stagnante contrairement à la rivière où l'eau est en mouvement. Sous certaines conditions, Benner (1999) a observé un plus fort taux d'évaporation pour de l'eau en mouvement en comparaison à de l'eau stagnante. Toutefois, cette observation ne repose que sur un petit nombre d'observations et une étude plus approfondie permettrait de mieux comprendre comment le mouvement de l'eau influence le processus d'évaporation. Finalement, le fait d'isoler un petit volume d'eau dans le minibac flottant peut mener à un réchauffement de la température de l'eau dans celui-ci en comparaison à la température de l'eau de la rivière. Afin de prendre en compte cet effet, on applique généralement un facteur de correction pour estimer le taux d'évaporation d'un lac à partir de mesures prises avec un bac d'évaporation de type A installé sur la rive (Dingman, 2002). Cette problématique s'avère probablement de moindre importance pour les minibacs étant donné que ceux-ci flottent dans l'eau plutôt que d'être installés au sol bien que la mesure de la température de l'eau dans les minibacs flottants permettrait d'élucider cette question.

Dans cette étude, le flux thermique associé à l'évaporation a été identifié comme le plus important mécanisme de refroidissement des deux cours d'eau à l'étude. En effet, l'évaporation représentait à 42 % des pertes de chaleur à LSWM et 34 % des pertes de chaleur à CatBk pendant l'été. Sur une base journalière, l'évaporation modérait la température maximale journalière et ce flux thermique instantané a atteint -478 W m^{-2} à LSWM et -185 W m^{-2} à CatBk. Une estimation adéquate de ce flux thermique est donc importante pour la modélisation de la température de l'eau et plus particulièrement pour la modélisation de la température maximale journalière, une variable importante pour l'estimation du stress thermique chez les espèces aquatiques. De plus, les modèles d'évaporation développés peuvent améliorer la performance globale des modèles de température de l'eau. En comparaison à l'utilisation de modèles tirés de la littérature (McJannet et al., 2012; Webb et Zhang, 1997), l'utilisation du modèle de transfert de masse à LSWM permet d'améliorer de $0,1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ l'erreur quadratique moyenne associée à l'estimation du changement horaire de la température de l'eau. Par contre, l'utilisation du

modèle de transfert de masse ne permet pas une amélioration marquée de la performance à CatBk, ce qui suggère que d'autres facteurs contribuent probablement davantage à l'incertitude du modèle de température de l'eau à ce site.

Diverses activités anthropiques peuvent affecter l'évaporation en rivière soit en modifiant les conditions microclimatiques ou en augmentant la température de l'eau. Par exemple, la récolte forestière peut augmenter la ventilation et réduire l'humidité relative entraînant ainsi une évaporation accrue en rivière (Benner, 1999; Guenther et al., 2012). La charge thermique additionnelle causée par les centrales thermiques et les barrages peut également affecter l'évaporation en rivière (Fulford et Sturm, 1984; Prats et al., 2012; West, 2014). Comme décrit dans cette thèse (section 3.2), les barrages de stockage avec un réservoir peu profond peuvent également entraîner un réchauffement estival des rivières. Une bonne estimation du flux thermique associé à l'évaporation est nécessaire pour modéliser et gérer les rivières dont le régime thermique est affecté par diverses activités anthropiques. Déjà, le modèle d'évaporation développé dans la présente étude a été utilisé afin de modéliser la température de l'eau en aval d'un barrage avec prise d'eau épilimnique (West, 2014). Des études supplémentaires permettraient de mieux évaluer la transférabilité des modèles empiriques d'évaporation (tel que celui développé dans cette étude) à d'autres sites.

CHAPITRE 4 : CARACTÉRISATION ET CLASSIFICATION DU RÉGIME THERMIQUE ANNUEL DES RIVIÈRES

Les travaux réalisés dans ce chapitre sont présentés sous la forme d'un article scientifique rédigé en anglais :

A classification of stream water temperature regimes in the conterminous USA

Audrey Maheu¹, N. LeRoy Poff² et André St-Hilaire¹

¹ Centre Eau-Terre-Environnement, Institut national de la recherche scientifique, Québec, Québec, Canada

² Département de biologie, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, États-Unis

Cet article a été accepté pour publication dans la revue *River Research and Applications* (Doi: 10.1002/rra.2906). L'article a été soumis le 4 juillet 2014 et accepté dans sa version finale le 2 avril 2015. La version présentée dans cette thèse correspond à l'article tel que soumis à la revue.

Pour cet article, l'étudiante et premier auteur a réalisé la colligation des données, l'analyse, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article. Les coauteurs ont été impliqués dans la définition de la méthodologie et dans la supervision de l'analyse des données et de la rédaction.

Abstract

Temporal variability in water temperature plays an important role in aquatic ecosystems, yet the thermal regime of streams has mainly been described in terms of mean or extreme conditions. In this study, annual and diel variability in stream water temperature was described at 135 unregulated, gauged streams across the United States. Based on magnitude, amplitude and timing characteristics of daily water temperature records ranging from 5 to 33 years, we classified thermal regimes into six distinct types. This classification underlined the importance of including characteristics of variability (amplitude and timing) in addition to aspects of magnitude to discriminate thermal regimes at the continental scale. We used a classification tree to predict thermal regime membership of the six classes and found that the annual mean and range in the long-term air temperature average along with spring flows were important variables defining the thermal regime types at the continental scale. This research provides a framework for a comprehensive characterization of the thermal regimes of streams that could provide a basis for future assessment of changes in water temperature caused by anthropogenic activities such as dams, land use changes and climate change.

4.1 Introduction

Managing for natural variability has been proposed as the new paradigm for the management of freshwater ecosystems (Poff, 2009). This holistic approach has been well embraced for flow management and only recently has this approach gained momentum in the context of managing stream water temperature. The thermal regime of streams has predominantly been described in terms of magnitude (mean or extreme conditions). However, in addition to magnitude, temporal variation in water temperature plays an important ecological role. For example, the life history of freshwater organisms is generally tightly coupled with the seasonal signal of water temperature (McCullough, 1999, Ward and Stanford, 1982). Cumulative degree-days, a measure of magnitude and timing has also been considered in biological models given water-temperature limitations associated with growth (Neuheimer and Taggart, 2007; Vannote and Sweeney, 1980). Variability at shorter timescales can also play an important ecological role. For example, diel variability has been shown to influence the distribution and the timing of life history processes of aquatic organisms (Steel et al., 2012; Ward and Stanford, 1982; Wehrly et al., 2003).

Recent characterization efforts have in fact embraced the importance of variability in the management of stream water temperatures. Borrowing from the natural flow regime concept (Poff et al., 1997) and calculation of metrics associated with the time series of hydrologic records (Olden and Poff, 2003), the thermal regime of streams has been described through a series of metrics describing magnitude, frequency, duration, timing and rate of change in water temperatures (Arismendi et al., 2013a; Chu et al., 2010; Olden and Naiman, 2010; Rivers-Moore et al., 2013). This approach provides a comprehensive characterization of thermal regimes, although it requires numerous metrics to capture the multivariate properties of water temperature variability and faces the inherent difficulty of selecting the most appropriate and informative ones. Recent efforts in the classification of flow regimes have shown the value of using scale-independent methods based on fundamental characteristics of the flow signal as opposed to winnowing down a large set of correlated metrics (Archfield et al., 2013).

Environmental drivers at multiple spatial scales interact to bring about a given thermal regime. Thus, an important challenge in managing water temperatures lies in the difficulty of reconciling variability arising from processes occurring at the reach,

catchment and regional scales. Classification can help address this challenge by providing an organizational framework and offering guidance on when and where streams are comparable. In the context of water temperature management, classification offers an appropriate way of considering water temperature variability in the definition of desirable conditions as well as in the assessment of anthropogenic impacts. For example, Rivers-Moore et al. (2013) used classification to identify river reaches sharing similar thermal regimes and defined reference conditions against which the thermal regime of a stream below a reservoir could be compared. At the landscape scale, existing spatial classifications such as ecoregions have been found inadequate to capture spatial variability in stream water temperature (Chu and Jones, 2010; Makarowski, 2009). Therefore, the question of how to classify streams according to their thermal regime at large spatial scales is particularly relevant.

The objectives of this research were to 1) characterize the thermal regime of streams, with an emphasis on water temperature variability; 2) describe patterns of variability in water temperature and propose a classification of thermal regimes and 3) identify key drivers that influence the thermal regime of streams at the continental scale.

4.2 Methods

4.2.1 Site selection

The aim of this study was to characterize the thermal regime of minimally impacted streams and as such, we selected 76 reference sites for which daily water temperature data were available from the Geospatial Attributes of Gages for Evaluating Streamflow, version II (GAGES-II) database developed by Falcone et al. (2010). To expand spatial coverage, we also selected 59 sites with a hydrological disturbance index below the median in each of the 18 two-digit Hydrologic Unit Code (HUC) regions. The hydrological disturbance index provides a qualitative assessment of hydrologic alteration based on the presence of dams and canals, change in reservoir storage from 1950 to 2009, road density, proximity to major pollutant discharge site, water withdrawals and landscape fragmentation (Falcone et al., 2010). We also used site description in USGS annual data reports to avoid the selection of sites with a strong influence from regulation and diversion. We selected sites where the annual mean water temperature was stationary in time, which was assessed with a Mann-Kendall test ($\alpha = 5\%$). At eight sites in the

GAGES-II reference set, the annual mean water temperature was not stationary but we included these “reference” sites in the selection to ensure broader spatial coverage. In total, 135 sites were selected to characterize the thermal regime of streams in the conterminous United States. The record period spanned from 1952 to 2012, although 91 sites had a median year greater than 1990. The selection included a wide range of catchment sizes and drainage area varied from 4 km² to 33,198 km². We performed the selection of sites to be representative of the main landscape and climatic regions in the study area. Still, the selection of minimally impacted sites implied a certain bias. For example, small mountain basins in remote areas were generally better represented than large river basins. In addition, regions such as the Great Plains are underrepresented given ubiquitous alteration (i.e. agriculture).

Daily minimum, mean and maximum water temperature data were extracted from the USGS National Water Information System (NWIS) database (<http://waterdata.usgs.gov/nwis>). Each site was required to have at least five years of data and each year had to have no more than 30 days of missing data to be included in the analysis. The data record was not required to be continuous and non-consecutive years were used as needed to compute the average daily mean and daily range water temperature at each site. The number of years of data varied between 5 and 33 years for selected sites. For 56 sites, mean daily water temperature was not available and was estimated as the average of daily minimum and maximum water temperatures. (A separate analysis of 30 randomly selected data pairs of daily maximum and minimum temperatures showed this procedure to return estimated mean values with a mean error of 0.2 °C compared to observed values.)

4.2.2 Environmental attributes

For each selected site, environmental attributes related to topography (elevation, slope and aspect), climate (long-term air temperature and precipitation, proportion of precipitation as snow), geology, soil properties (bulk density, permeability, clay/silt/sand content) and land cover (develop/forest/cultivated land cover, density of lakes) were extracted from the GAGES-II database. In this database, long-term air temperature and precipitation information were compiled from the PRISM dataset at each site (PRISM group, Oregon State University, see www.prismclimate.org). Given diel variability was also examined in this study, we compiled metrics describing sub-daily variations (i.e.

daily range) in air temperature at each site using the PRISM surface air temperature climatology dataset. In addition, 118 hydrological indices selected from Olden and Poff (2003) were calculated to describe the magnitude, duration, frequency, timing and rate of change in flow conditions at each site. Hydrological indices were calculated using flow time series that were concomitant with water temperature data.

4.2.3 Characterization of the temporal variability in water temperature

The thermal regime of streams was characterized by describing two timescales of variability: annual and diel.

Annual variability

Annual variability was characterized using a Fourier series. This method has the advantage of summarizing a large proportion of the variance using a small number of coefficients rather than calculating a large set of correlated metrics. The Fourier series decomposes the time series into a sum of sinusoidal components and quantifies the periodic variation in water temperature. A Fourier series was fit to the average mean daily water temperature for the open water period:

$$T_w(t) = a_0 + \sum_{i=1}^n a_i \cos\left(2\pi \frac{t}{c_i}\right) + b_i \sin\left(2\pi \frac{t}{c_i}\right) \quad (4.1)$$

where T_w is the mean daily water temperature, t is the Julian date (1 to 365), a_0 is the mean annual water temperature ($^{\circ}\text{C}$), a_i and b_i are coefficients fit through nonlinear least square regression and c_i are the periods of variation or harmonics (e.g. 365 and 182 days). One to four harmonics are generally sufficient to model annual variation in water temperature (Caissie et al., 1998; Kothandaraman, 1971). In this study, the first harmonic ($c_1 = 365$ days) explained between 80 and 99 % of the variance in mean daily water temperature. Only for 12 sites (9 %) did the first harmonic explain less than 90 % of variance and for 75 % of sites, the first harmonic explained at least 94 % of variance in mean daily water temperature. As such, only the first harmonic was used to characterize annual variability. This choice allowed a good balance between the number of parameters needed to describe annual variability and variance explained.

We fit the Fourier series for the open water period which was defined according to the method described by Daigle et al. (2010a). For streams with an ice cover, less than 365 days of data were available to fit the Fourier series and frequencies of variation failed to be orthogonal given only a fraction of the periods of variation were observed (Bloomfield, 2000). As a result, small differences can occur between the observed mean annual water temperature and the a_0 coefficient. These differences were generally small (mean difference = 0.1 °C) and a difference larger than 1 °C was observed only at three sites.

Three parameters were used to describe annual variability in stream water temperatures: mean annual temperature (a_0) as well as the amplitude and phase of the first harmonic (figure 4.1). The amplitude of the first harmonic was calculated as in Anderson (1971):

$$A_1 = \sqrt{a_1^2 + b_1^2} \quad (4.2)$$

The phase of the first harmonic was calculated as in Anderson (1971):

$$\phi_1 = \tan^{-1}(b_1/a_1) \quad (4.3)$$

where A_1 is the annual amplitude (°C), ϕ_1 is the phase in radians (between 0 and 2π) and a_1 and b_1 are coefficients derived for the first harmonic ($c_1 = 365$) of the Fourier series (equation 4.1). The phase provides information on the timing of the annual water temperature cycle. For example, the occurrence of the maximum annual water temperature can be expressed as:

$$JD_{max} = \frac{365}{2\pi} \phi_1 \quad (4.4)$$

where JD_{max} is the Julian date (between 1 and 365) of the occurrence of maximum annual water temperature as predicted by the Fourier series.

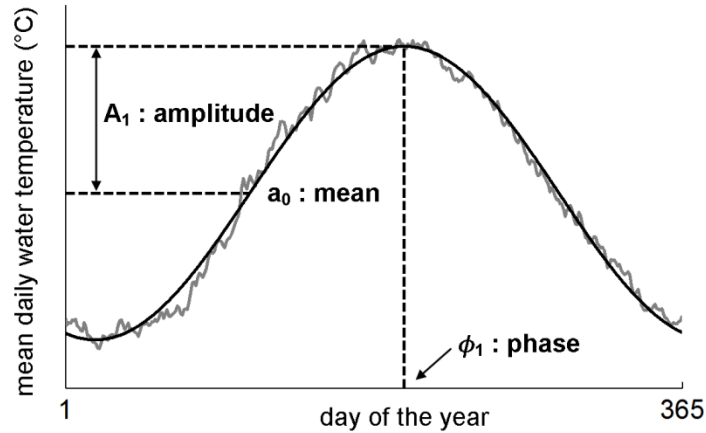


Figure 4.1 The three parameters describing the annual thermal regime of streams

In order to propose a typology of annual thermal regimes, we characterized similarity among streams using hierarchical clustering with the Euclidean distance as a measure of dissimilarity and Ward's method as an agglomerative algorithm. We used standardized scores of the three parameters (a_0 , A_1 and ϕ_1) to perform the clustering analysis. The number of clusters was determined by examining the dendrogram and the Calinski and Harabasz's ratio of between-cluster to within-cluster sum of square differences (Milligan and Cooper, 1985). We also assessed the stability of clusters through a bootstrap approach with the R package *fpc* (Hennig, 2007). First, hierarchical clustering was performed on a resample of selected sites (with replacement to keep size constant). Second, the similarity between each new cluster set and the original clusters was assessed with the Jaccard index, which is the ratio between the number of elements that share the same membership and the total number of distinct elements in both datasets. We performed the comparison between the original and resampled partition 1000 times and we computed the mean Jaccard coefficient for each cluster. The Jaccard coefficient ranges from 0 to 1. A stable cluster is generally characterized by a Jaccard coefficient larger than 0.75 while a value of 0.5 indicates that a cluster could be broken down into a simpler partition (Hennig, 2007). Given that water temperature time series could span different periods at each site, we evaluated if the lack of temporal overlap between sites could have affected the classification. For each cluster, we selected the site with the longest record (≥ 16 years) and we divided the time series into periods of five years. We calculated Fourier coefficients for each five-year period and assessed uncertainty through the coefficient of variation of the parameters. We also compared the interquartile range of five-year period coefficients to the interquartile range of clusters to

evaluate if uncertainty related to temporal coverage could have influenced cluster assignment.

Diel variability

In contrast to annual variability, diel variability was not described with Fourier series given the diel cycle is not stationary throughout the year in temperate streams. For example, diel variability tends to be of lower magnitude in the winter compared to the summer when diel range generally reaches a maximum. Furthermore, diel variability also varies through time due to the considerable influence of cloud cover. We characterized diel variability by quantifying the mean summer daily range, i.e., the months of July and August which are the hottest months with the greatest expected contrast in diel variability.

4.2.4 Identify drivers of thermal variability

The thermal regime of a stream is influenced by climate, hydrology, geology and other environmental characteristics. To gain a better understanding of their relative influence at the continental scale, two complementary approaches were used: a classification tree and a random forest (RF) model.

A classification tree was used to attempt to predict membership to thermal regime classes using environmental attributes and a subset of the 118 hydrologic indices calculated. The subset of hydrological indices was selected with the random forest model. Classification trees are well adapted for high dimensionality datasets with various data types (continuous and categorical) with nonlinear relationships (Breiman et al., 1984). The classification tree partitioned data through binary splits in a recursive way in order to obtain homogenous classes with respect to predefined groups. The R package rpart was used to produce the classification tree. To avoid over fitting, the tree was pruned to the node within one standard deviation of the minimum standard error over all nodes (Breiman et al., 1984).

A RF model was used both to evaluate the robustness of the classification tree and to identify important explanatory variables for the prediction of thermal variability. RF combined a large number of classification trees computed with a bootstrap sample of 70 % of observations and a random selection of predictors at each node (Breiman,

2001). Using the left-out observations, the relative importance of a predictor was measured by randomly permuting a predictor and computing the difference in prediction accuracy (number of correctly classified observations) before and after the permutation. The permutation of an important predictor should result in a large decrease in prediction accuracy. The number of trees ($n = 2000$) to grow was determined by comparing models with different random seeds and a model was considered stable when the relative variable importance remained relatively constant. The RF model was computed with the R package party using the conditional permutation importance measure to evaluate variable importance. This unbiased tree algorithm was chosen to avoid the overestimation of variable importance for correlated predictors as it has been discussed by Strobl et al. (2008). Due to the large number of predictors, a two-step approach was used to compute the classification tree and RF model. First, a RF model was fit using the complete list of 118 hydrological indices. Five hydrological indices were selected by evaluating variable importance as calculated by the RF model. Second, the classification tree and RF model were fit using environmental attributes and the five selected hydrologic indices.

4.3 Results

4.3.1 Annual thermal regimes

Mean annual water temperature (a_0) of selected sites ranged from 2.6 to 21.6 °C and the amplitude of the first harmonic ranged from 1.7 to 16.1 °C. The phase of the first harmonic (ϕ_1) ranged from 3.34 and 4.05 radians, which corresponded to maximum water temperature occurring on July 13 (Julian date 194) and August 23 (Julian date 235) respectively.

Classification that combined both diel and annual variability were generally unstable. As a result, a classification based only on annual variability was constructed. Annual thermal regimes were divided into six groups: *highly variable cool*, *variable cold*, *variable cool*, *variable warm*, *stable cool* and *stable cold* (figure 4.2). We named the regimes by considering the magnitude (cold, cool, warm) and amplitude (variable, stable) characteristics of regimes. To describe magnitude, we followed the naming convention of fish thermal guilds based on temperature tolerance: the annual maximum water temperature was generally below 20 °C for *cold* regimes, between 20 and 28 °C for *cool*

regimes and greater than 28 °C for *warm* regimes (Rahel and Olden, 2008). While the Calinski and Harabasz index had minimum values for a solution with seven and eight clusters, inspection of the dendrogram favored a solution with six clusters, which also exhibited a small Calinski and Harabasz index compared to other partitions. The *variable warm*, *stable cool* and *stable cold* regimes were generally stable clusters and had a mean Jaccard coefficient larger than 0.7. The *variable cold* and *variable cool* regimes were less stable as clusters and had Jaccard coefficients of 0.61 and 0.63, respectively. The *highly variable cool* regime was the least stable with a mean Jaccard coefficient of 0.52, which indicated that further partitioning should be considered. However, this cluster was relatively small (n = 12 sites) and a strong physical basis (i.e. presence of ice cover) supported the presence of this cluster.

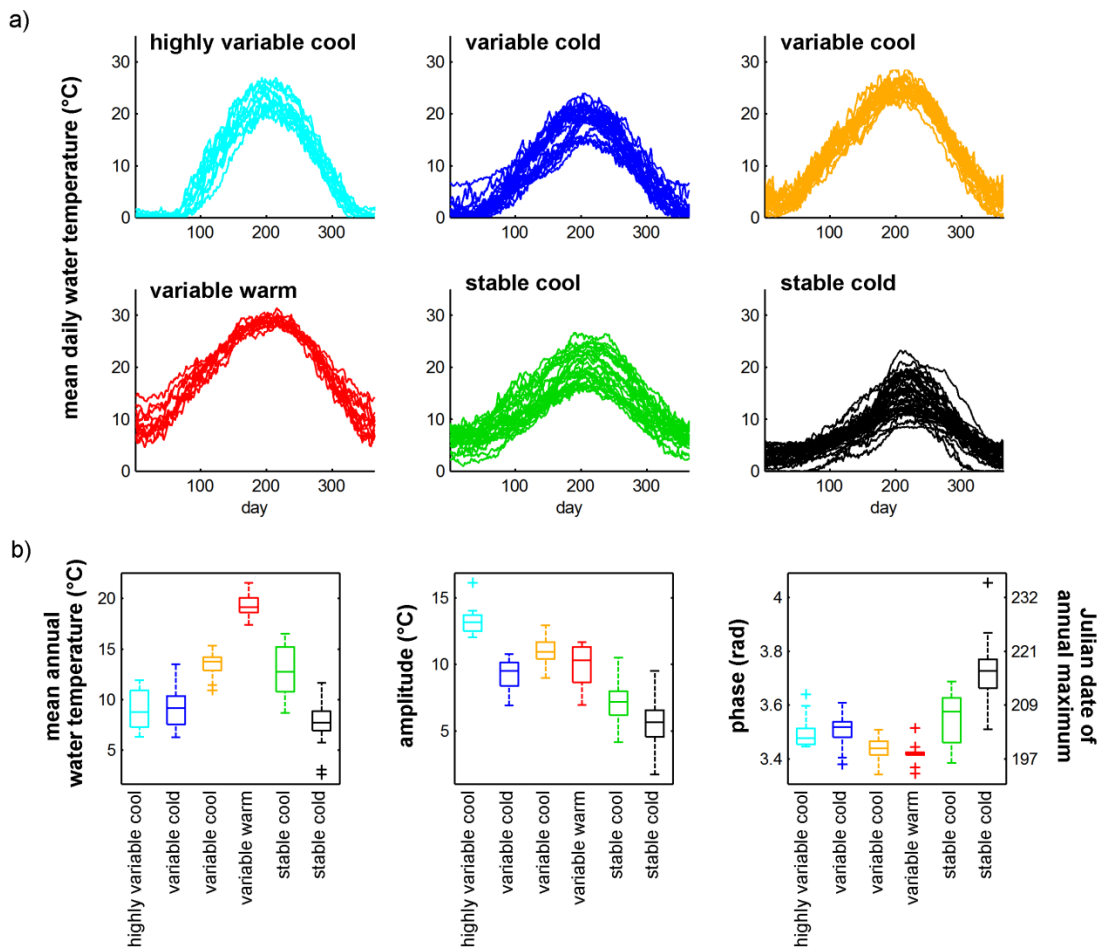


Figure 4.2 a) Mean daily observed water temperatures for each annual thermal regime and b) modelled characteristics of annual thermal regimes. The central mark is the median, edges of the box represent interquartile range, whiskers represent extreme values that are not considered outliers and crosses represent outliers.

Uncertainty in Fourier coefficients associated with varying temporal coverage was relatively small. The coefficient of variation in Fourier parameters calculated for each five-year period of the longest record at each cluster ranged between 0.3 and 5.1 %. The interquartile range of coefficients for every five-year period was generally 2 to 16 times larger than the interquartile range of the cluster. These results suggest that temporal coverage did not likely exert a strong influence on cluster assignment. Only for the phase of the *variable warm* regime was the interquartile range of every five-year period relatively similar to the interquartile range of the cluster (ratio = 30 %). However, the interquartile range of this cluster was particularly small (figure 4.2b).

Figure 4.2a shows the observed mean daily water temperature at each site according to the six annual regimes. Figure 4.2b illustrates the magnitude, amplitude and timing parameters for the six annual regimes. For the discriminating parameters, the means were overall significantly different between annual thermal regimes (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$) and we performed a post-hoc multiple comparison test to further examine differences between regimes (Tukey-Kramer test, $\alpha = 0.05$).

The *highly variable cool*, *variable cold* and *stable cold* regimes all had a mean annual water temperature below 10 °C but differed significantly in terms of their amplitude. The *highly variable cool* regime was characterized by a large amplitude (mean = 13.3 °C) and these streams were subject to the largest within-year fluctuations in water temperature compared to the other regimes. As such, these streams exhibited rapid warming in the spring and the observed annual maximum water temperature ranged between 20.3 and 27.0 °C. *Highly variable cool* streams also distinguished themselves from other streams in the northeast United States by formation of an ice cover during winter. As such, water temperature was generally stable at 0 °C during the winter and the ice cover typically appeared to extend until early March in these streams. On the other hand, an ice cover also likely formed on *variable cold* streams, but only sporadically from year to year.

Amplitude was the main discriminating parameter between the *highly variable cool* and *variable cold* regimes given the magnitude and timing parameters were not significantly different between those two regimes. The *variable cold* regime had a mean amplitude of 9.2 °C and the observed annual maximum water temperature ranged between 15.0 and 23.9 °C. The *variable cold* regime had a widespread geographical distribution and we

identified *variable cold* streams across an important longitude gradient, from the west to the east coast.

The *stable cold* regime was characterized by the lowest amplitude (mean = 5.7 °C) compared to other regimes and the annual maximum water temperature remained below 23 °C in these streams. Maximum water temperatures also occurred late in these streams, on average in early August (mean phase = 3.72 rad; Julian date 216).

The *variable warm* regime was characterized by a large magnitude and the mean annual water temperature ranged between 17.4 and 21.6 °C. The observed annual maximum water temperature exceeded 28 °C in these streams. The amplitude of *variable warm* streams (9.9 °C) was generally similar to *variable cold* (mean = 9.2 °C) and *variable cool* streams (mean = 11.0 °C). The *variable warm* regime exhibited strong geographical affiliation and this regime was mainly found in the southeastern United States (figure 4.3).

The *variable cool* and *stable cool* regimes were comparable in terms of magnitude with annual mean temperature averaging 13.5 °C and 12.8 °C respectively. However, the *stable cool* regime was characterized by a smaller amplitude (mean = 6.9 °C) compared to the *variable cool* regime (mean = 11.0 °C). The *stable cool* regime had a particularly widespread geographical distribution, ranging from the west coast to the southeastern plains (figure 4.3).

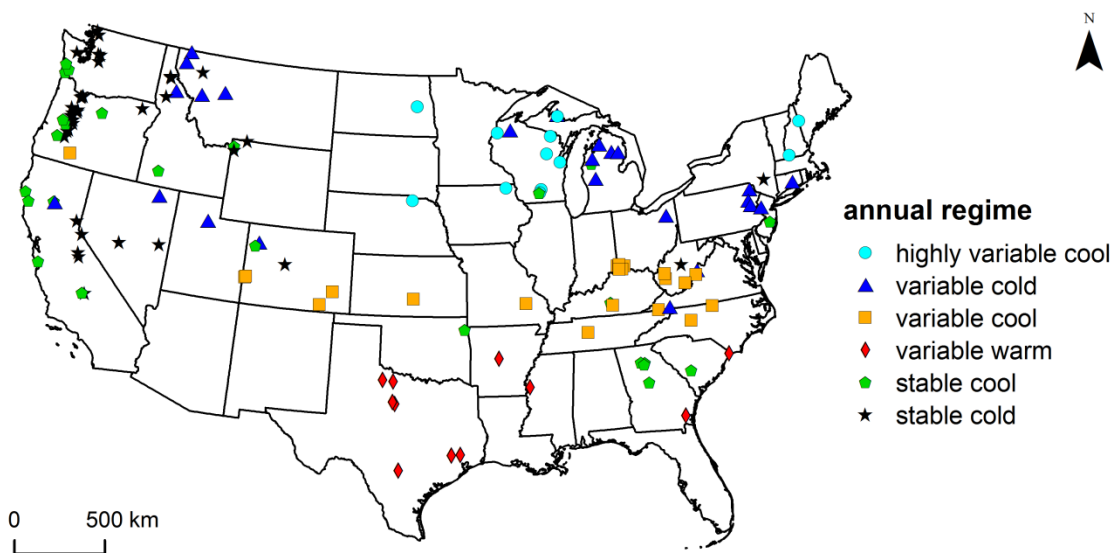


Figure 4.3 Spatial distribution of annual water temperature regimes

4.3.2 Drivers of annual variability

In addition to the physiography and climate variables, five hydrologic indices were selected to compute the classification tree: the mean flow in May and June, the mean minimum flow in May and June and the coefficient of variation in the mean flow in May (MA16, MA17, ML5, ML6 and MA28 in Olden and Poff, 2003). These indices were identified as important explanatory variables with the RF model. Indices describing the mean and minimum flow in May and June were strongly correlated to one another ($R > 0.8$) but only weakly correlated with the coefficient of variation in the mean flow in May ($|R| < 0.4$). Figure 4.4 shows the classification tree for annual thermal regimes. The classification tree performed generally well. The misclassification error of the training dataset was 19 % and the ten-fold cross-validation error was 30 % which provides a more honest prediction error estimate. We also validated the classification tree using the RF model. Three of the four environmental attributes used in the classification tree ranked in the top 20 important variables as identified with the RF model. Only the annual air temperature range was not identified as an important variable with the RF model.

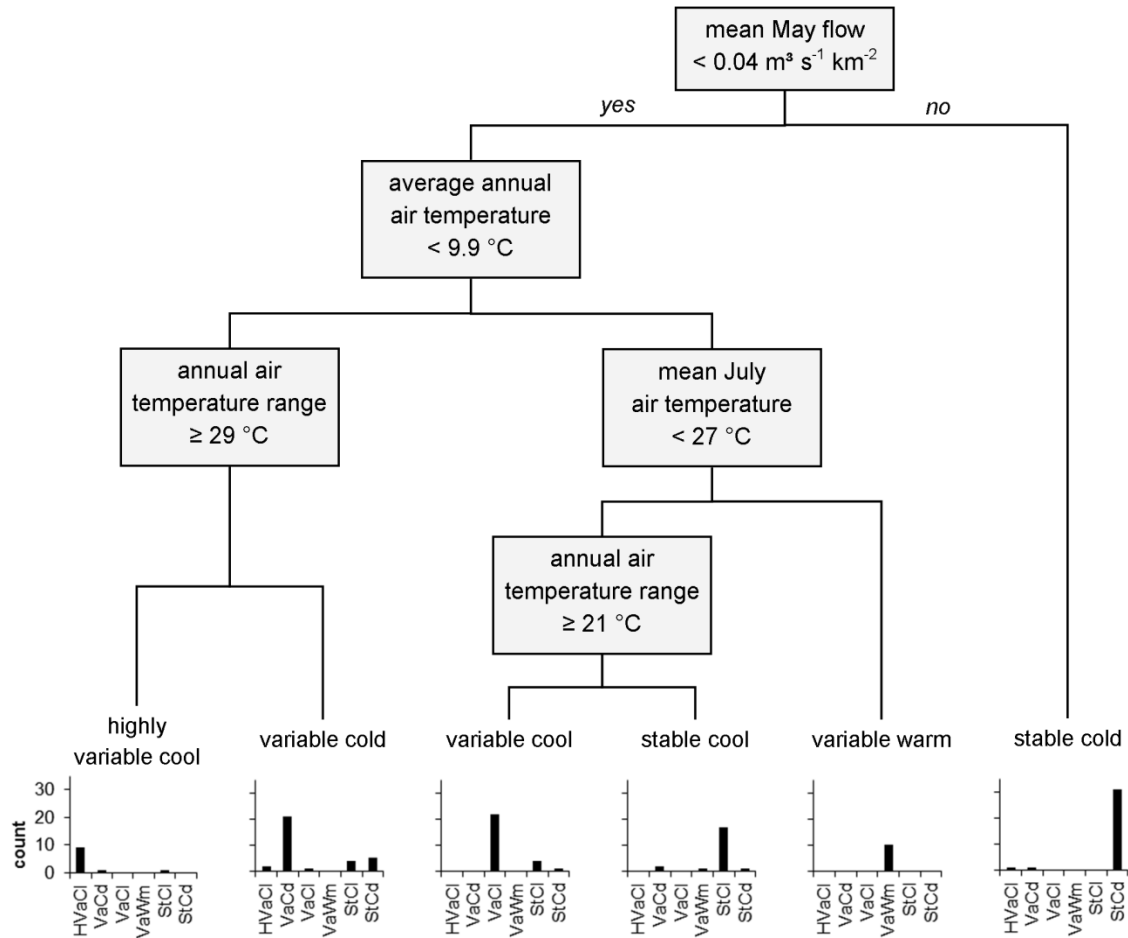


Figure 4.4 Classification tree for annual thermal regimes. Histograms under each regime indicate the misclassification error (HVaCl = highly variable cool; VaCd = variable cold; VaCl = variable cool; VaWm = variable warm; StCl = stable cool; StCd = stable cold)

With the exception of the *stable cold* regime, annual thermal regimes were mainly discriminated on the basis of climate (e.g. long-term air temperature average), as opposed to more static physiographic basin properties. Streams at lower latitudes where a warmer climate prevails were characterized with a *variable warm* water temperature regime. Mean July air temperatures exceeded 27 °C at these sites which led to the higher magnitude of the water temperature regime compared to other regimes (figure 4.2b). The *highly variable cool* and *variable cold* regimes were both characterized by a cool climate and the annual mean air temperature was below 9.9 °C. Based on the within-partition heterogeneity criterion of the CART algorithm used to build the classification tree, these two regimes should be differentiated by their precipitation regime: the mean January precipitation was below 3 cm for the *highly variable cool* streams and above 3 cm for *variable cold* streams. However, this criterion led to the

misclassification of the two northeastern streams and was potentially an artifact of the underrepresentation of this region in the site selection compared to ice-covered streams in the dry north central region. To test this idea, we produced a classification tree between these two regimes only and the annual air temperature range came up as the best discriminating variable. As such, we used the annual air temperature range in the classification tree of water temperature regimes (figure 4.4).

The main discriminating characteristic between the *variable cool* and *stable cool* regimes was the amplitude of the annual air temperature cycle. A large proportion of the *stable cool* sites classified were located on the west coast characterized by mild temperatures with an annual air temperature range between 11 and 17 °C. Similarly, *stable cool* sites in Georgia and South Carolina were also characterized by a relatively small annual air temperature range (between 19 and 20°C). The importance of the annual air temperature range in discriminating water temperature regimes emphasized the need to not only consider the magnitude of the air temperature regime but also its annual variability when using air temperature as a predictor of stream water temperature regimes.

The *stable cold* regime was the only regime differentiated by a variable not related to air temperatures. Sites classified with a *stable cold* regime were characterized by a large spring runoff compared to streams with other water temperature regimes. Streams identified as *stable cold* were primarily small mountain basins with a large catchment slope (mean = 32 %) and large base flow index (ratio between base flow and total flow; mean = 32 %). The *stable cold* regime mainly comprised streams with a consolidated period of high runoff in the spring (stable high-runoff and snowmelt regimes in McManamay et al., 2013). Maximum flows tended to occur late for *stable cold* streams (mean Julian date of annual maximum flow = 252) and snowmelt likely sustained these cold streams until mid-summer. As a result, *stable cold* streams had a large phase indicating a late warming of the stream. Combined with cool air temperatures associated with high elevation and a large groundwater contribution, the amplitude of *stable cold* streams was generally small compared to streams with a similar mean annual water temperature (*highly variable cool* and *variable cold*).

4.3.3 Diel thermal regimes

The mean summer daily range varied between 0.4 and 9.6 °C with a mean value of 3.7 °C. Figure 4.5 shows how the mean summer daily range varied across the study area. The distribution of the mean summer daily range was right skewed and diel thermal regimes were divided into four groups according to the 25th (2.2 °C), 75th (4.6 °C) and 90th percentiles (7.0 °C). At the continental scale, our ability to predict diel variability from environmental attributes was limited. Correlation between the mean summer daily range and environmental attributes was generally weak ($|R| < 0.4$). When attempting to distinguish sites in terms of diel variation, the difficulty lay in finding environmental attributes that would discriminate between streams with a relatively small (< 2.2 °C) and moderate (between 2.2 and 4.6 °C) mean daily range at the continental scale. Interestingly, we found that diel variability in air temperature explained certain broad patterns in diel variability in water temperature at the continental scale. Sites with a very large daily range in water temperature (mean summer daily range > 7 °C) were generally located in the central United States (figure 4.5) and these sites were characterized by relatively large diel variability in air temperature as well. For example, sites with very large diel variability (mean daily range > 7.0 °C) had a mean summer daily range in air temperature of 17.1 °C whereas sites with small or moderate diel variability (mean daily range < 4.6 °C) had a mean summer daily range in air temperature of 13.9 °C.

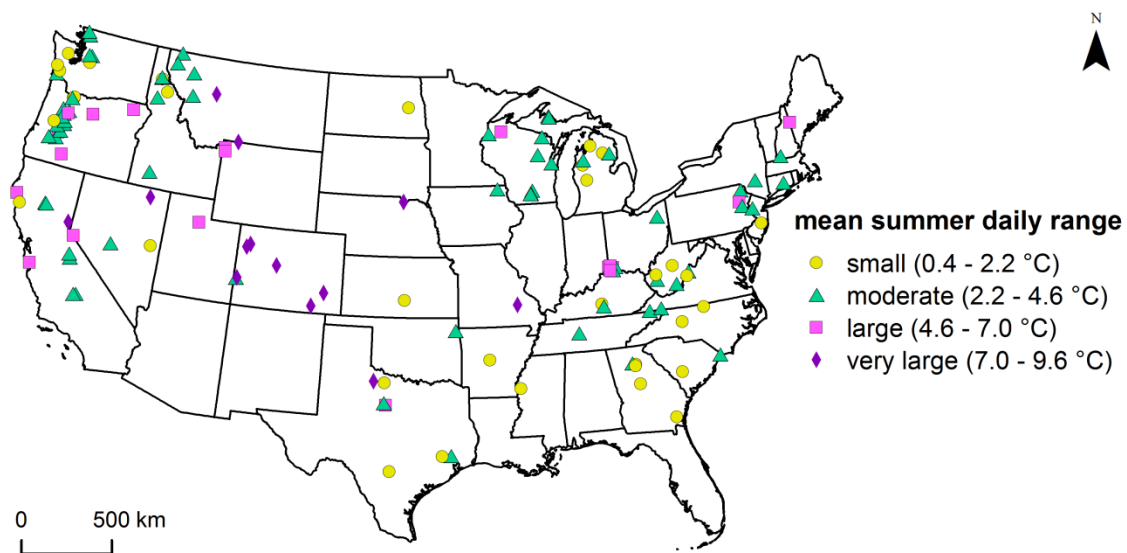


Figure 4.5 Spatial distribution of diel water temperature regimes

Figure 4.6 shows the relationship between diel and annual variability. The mean summer daily range was not significantly different between the annual regimes (Kruskal-Wallis test, $p = 0.13$) and the mean summer daily range could vary by as much as 8 °C for streams sharing a similar annual regime. Correlation between the two timescales of variability was generally weak. For example, the absolute correlation coefficient between the mean daily range and parameters describing annual variability (magnitude, amplitude and phase) ranged between 0.1 and 0.2.

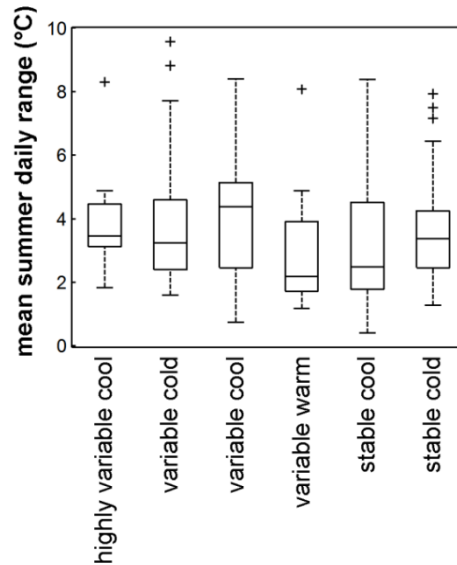


Figure 4.6 Diel variability in water temperature within each annual thermal regime. The central mark is the median, edges of the box represent interquartile range, whiskers represent extreme values that are not considered outliers and crosses represent outliers.

4.4 Discussion

4.4.1 Fourier series : a parsimonious framework to characterize annual variability

From a methodological perspective, Fourier series are well suited to model annual variability in water temperature (Caissie et al., 1998; Kothandaraman, 1971). Fourier series provide a mathematical description of the seasonal water temperature signal using only three parameters (magnitude, amplitude and timing). These parameters are mathematically grounded but also describe ecologically relevant dimensions of water temperature variation. Fourier series offer a net advantage over data-driven methods (Chu et al., 2010; Rivers-Moore et al., 2013) where a large number of metrics are

required to describe annual variability. These metrics generally exhibit a high degree of redundancy and the selection of representative metrics can be partially subjective as a result of characteristics of the study area and its scale. For example, metrics of magnitude and rate of change were identified as good discriminants of thermal regimes in the Great Lakes region, Canada (Chu et al., 2010), while metrics of magnitude and annual variability were identified as good discriminant variables in the southern Cape region of South Africa (Rivers-Moore et al., 2013). In contrast, Fourier series consistently summarize annual variability using the same three parameters and as such, this approach offered an effective and parsimonious framework to compare and classify annual thermal regimes across different regions and spatial scales.

However, the use of additional and specific descriptors is still relevant and can help provide a better understanding of the interaction between water temperature and ecosystem processes. For example, specific descriptors of the thermal regime can help map out the ecological response associated with certain types of thermal alteration induced by dams (Olden and Naiman, 2010). Furthermore, a better consideration of water temperature variability should not be made to the detriment of acute temperature effects and both aspects should be integrated in management goals.

4.4.2 A classification of annual thermal regimes

Classification provides an organizing framework for river research and management by identifying similarities across space regarding how a given abiotic factor varies in time (Olden et al., 2012). For example, classifications of flow regimes have been proposed to better understand patterns of flow variation in streams of the conterminous United States (McManamay et al., 2013; Poff and Ward, 1989). Likewise, a continental classification of thermal regimes provides insight as to how to make cross-system comparisons by improving our understanding of how environmental drivers at different spatial scales interact. Results of this research underlined the importance of amplitude and timing parameters to discriminate thermal regimes at the continental scale. For example, we observed that streams with similar mean annual temperatures could vary significantly regarding seasonality (e.g. *highly variable cool*, *variable cold* and *stable cold* regimes; figure 4.2). Variability at annual (Chu et al., 2010; Rivers-Moore et al., 2013) and seasonal (Wehrly et al., 2003) scales have also been identified as important discriminants when classifying thermal regimes at the regional scale, further

emphasizing the importance of considering aspects of variability in addition to mean conditions in thermal assessments.

At the continental scale, spatial variation in water temperature regimes was largely explained by climate. The long-term air temperature average, a proxy for climate, was identified as the strongest discriminating variable between annual water temperature regimes. This finding is consistent with Hill et al. (2013), who also identified air temperature to be a strong predictor of mean annual, summer and winter water temperature across the United States. The relation between air and water temperature has also been well exploited in statistical models (Benyahya et al., 2007). While mean air temperature conditions were strongly correlated with the magnitude of water temperature regimes, this research underlined the importance of considering climate seasonality as a predictor of spatiotemporal patterns in stream thermal regimes. As such, we identified the annual air temperature range as a strong discriminating variable between the *highly variable cool* and *variable cold* regimes as well as between the *variable cool* and *stable cool* regimes (figure 4.4).

In addition to air temperature, results also suggest the importance of the flow regime in explaining some of the spatial variation of water temperature regimes. The magnitude and timing of peak flows explained some of the spatial variation in stream thermal regimes across the United States. For example, we identified the mean May flow as an important variable to differentiate the *stable cold* regime from regimes that shared similar air temperature characteristics (*highly variable cool* and *variable cold*; figure 4.4). This relationship stems from the important role snowmelt plays in water temperature variability (Smith, 1975). For example, MacDonald et al. (2014) found that water temperatures were strongly linked to the onset of the spring freshet in headwater streams in western Alberta. As such, changing patterns in the magnitude and timing of snowmelt in certain regions (Barnett et al., 2005; Stewart, 2009) highlights the potential sensitivity of snowmelt-driven water temperature regimes to climate change.

The strong influence of climate on annual variability in water temperature can explain the general spatial coherence of most regimes (figure 4.3). However, the lack of geographic affiliation for certain regimes (*variable cold*, *stable cool*, *stable cold*), as well as the presence of a few geographical outliers, could be due to the contribution of local-scale factors that were not considered in this continental scale analysis. For example, Chu et al. (2010) note how local and macroscale factors, such as riparian vegetation,

groundwater contribution and air temperature, interact to produce a given thermal regime. While results from this research suggest that climate and peak flows are good predictors of stream thermal regimes at the continental scale, a better understanding of the relative influence of local factors across different regions is needed to make statistical prediction of local thermal regime more precise.

4.4.3 Diel variability at the continental scale

This study generally had a limited ability to describe diel regimes given only minimum and maximum daily values were available at study sites. Data at a finer temporal scale (e.g. hourly) would have allowed the consideration of other aspects of diel variability (e.g. timing, rate of change) which could have facilitated the classification of diel regimes. Still, results suggest that climate influenced patterns of diel variability in water temperature at the continental scale, although to a lesser extent than what was observed for annual regimes. Streams with large diel variability in water temperature were generally associated with large diel variability in air temperature. Our ability to discriminate between small and moderate diel variability was particularly limited at the continental scale. Local, unmeasured factors likely had a predominant influence on the mean summer daily range. For example, riparian vegetation may not have been captured with sufficient precision in this continental assessment and information on important local factors (e.g. width-to-depth or entrenchment ratios) was not available. Although an important aspect of water temperature regimes, only few studies have attempted to model diel variability (Link et al., 2013). Still, the weak correlation between annual and diel regimes emphasizes the importance of characterizing both diel and annual variability in thermal assessments. The classification scheme constructed in this study mainly focused on annual variability; however, further research should examine how other timescales of variability (e.g. diel and interannual) can be incorporated in classification schemes.

4.5 Conclusion

In this research, we proposed a framework for a comprehensive characterization of stream thermal regimes across the conterminous United States. Such framework can facilitate cross-system comparison as well as provide a basis for the definition of

reference conditions. For example, this framework can help managers set expectations in terms of the natural range of variation in water temperature in a given region. Moreover, expectations regarding water temperature can be set for the entire open water period rather than focusing only on the summer. Such information is particularly important given the life cycle of many species is timed with certain conditions in water temperature. Thermal alteration in a given stream could be assessed by evaluating if magnitude, amplitude and timing parameters fall outside the natural range of variation from reference conditions. Accordingly, this approach provides an efficient framework to assess and describe the alteration of water temperature by dams, land use changes as well as climate change. Furthermore, this framework could also be used to gain a better understanding of the sensitivity of different regimes to different sources of change.

Thermal classification is an important first step towards a better understanding of what factors influence stream thermal regimes at different geographic scales and for predicting the ecological response to changes in water temperature. At the continental scale, the modification of stream thermal regimes is expected to affect species distribution as well as the dispersal of invasive species (Rahel and Olden, 2008). The proposed classification can help develop regime-specific generalization about the role of water temperature in shaping aquatic ecosystems and as such guide management decisions in the context of a changing environment.

CHAPITRE 5 : CARACTÉRISER L'IMPACT DES BARRAGES SUR LE RÉGIME THERMIQUE ANNUEL DE RIVIÈRES DE L'EST DU CANADA

Les travaux réalisés dans ce chapitre sont présentés sous la forme d'un article scientifique rédigé en anglais :

Understanding the thermal regime of rivers influenced by small and medium size dams in eastern Canada

Audrey Maheu¹, André St-Hilaire¹, Daniel Caissie², Nassir El-Jabi³

¹ Centre Eau-Terre-Environnement, Institut national de la recherche scientifique, Québec, Québec, Canada

² Pêches et Océans Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada

³ Université de Moncton, Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada

Cet article a été soumis à la revue *River Research and Applications* le 14 juillet 2015. La version présentée dans cette thèse correspond à l'article tel que soumis à la revue.

Pour cet article, l'étudiante et premier auteur a réalisé et coordonné la collecte de données sur le terrain. De plus, l'étudiante a également effectué l'analyse, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article. Les coauteurs ont supervisé l'analyse des données et la rédaction.

Abstract

Although small and medium-size dams are prevalent in North America, few studies have described their year-round impacts on the thermal regime of rivers. The objective of this study was to quantify the impacts of two types of dams (run-of-river, storage with shallow reservoirs) on the thermal regime of rivers in eastern Canada. Thermal impacts of dams were assessed 1) for the open water period by evaluating their influence on the annual cycle in daily mean water temperature and residual variability and 2) for the ice-covered winter period by evaluating their influence on water temperature duration curves. Overall, results showed that the run-of-river dam with limited storage capacity did not have a significant effect on the thermal regime of the regulated river. At the two rivers regulated by storage dams with shallow reservoirs (mean depth < 6 m), the annual cycle in daily mean water temperature was significantly modified which led to warmer water temperature in the summer and autumn. From August to October, the monthly mean water temperature at rivers regulated by storage dams was 1.4 to 3.9 °C warmer than at their respective reference sites. During the open water period, the two storage dams also reduced water temperature variability at short timescales (daily to weekly) while increased variability in water temperature was observed in regulated rivers during the winter. Storage dams had a warming effect during the winter and the winter median water temperature ranged between 1.0 and 2.1 °C downstream of the two storage dams whereas water temperature remained stable and close to 0 °C in unregulated rivers. The biological implications of the altered thermal regimes at rivers regulated by storage dams are discussed, in particular for salmonids.

5.1 Introduction

Dams are widespread in North America and in Canada and it is estimated that there are more than 10 000 dams, with the vast majority of these dams being of small size (Prowse et al., 2004). For instance, of the 6500 dams inventoried in the province of Québec in eastern Canada, 95 % have a height under 15 m (CEHQ, 2014). While dams provide important services such as energy production, flood control and water supply, they can also impair aquatic and riparian ecosystems by creating a barrier to the movement of organisms and by modifying instream habitat conditions. For example, dams, including small ones, can significantly alter the flow regime of rivers (Cortes et al., 1998; Poff et al., 2007). Using regional flow classes as reference, McLaughlin et al. (2014) characterized flow regime anomalies in seven rivers regulated by medium-size dams (height between 12 and 17 m) in eastern Canada. Their study provides a comprehensive portrait of the extent and type of hydrological alteration associated with different types of regulation (e.g. storage, run-of-river, peaking). While their study helped improved our understanding of the impacts of dams on the flow regime of rivers in eastern Canada, there is still limited information available on the impacts of such dams on the thermal regime of rivers.

The impact of large hypolimnetic-release dams has been extensively studied and we generally have a good understanding of their year-round impact. Such dams tend to reduce annual amplitude through summer cooling and winter warming of water temperatures (Lehmkuhl, 1972; Olden and Naiman, 2010; Preece and Jones, 2002). There remains much uncertainty about the extent and type of thermal impacts to be expected downstream of other types of dams. For example, a number of small dams (generally height < 10 m) have been associated with increased summer water temperatures (Dripps and Granger, 2013; Lessard and Hayes, 2003; Singer and Gangloff, 2011) while others did not affect water temperature regimes (Martínez et al., 2013; Santucci et al., 2005). Few studies have looked at the impacts of dams with shallow reservoirs although these systems have been associated with either a warming (Fraley, 1979) and cooling (Crisp, 1977; Webb and Walling, 1993) influence on summer water temperatures. Overall, a good understanding of thermal impacts associated with different operational modes (e.g. run-of-river, storage) and reservoir characteristics (e.g. with or without stratification) is needed to inform dam management.

Among the studies that have assessed the thermal impacts of small and medium-size dams, most have focused on the summer period only. A year-round perspective is however essential to understand the biological response to the modification of habitat conditions (Olden and Naiman, 2010). In particular, the thermal impacts of small and medium-size dams during winter have been little studied in northern temperate regions. However, winter habitat conditions pose a specific challenge to aquatic and riparian ecosystems in terms of ice cover conditions and frazil ice production which are both related to river water temperature (Cunjak, 1996).

The objective of this research was to quantify the impact of small and medium-size dams on the thermal regime of rivers in eastern Canada. The specific objectives were 1) to compare the thermal impacts of dams with different operational modes (run-of-river vs. storage) and 2) to provide a year-round perspective of the thermal impacts of dams by examining the open water period and ice-covered winter period.

5.2 Study area

Thermal impacts of dams were assessed using a control-impact approach, meaning that potentially impacted river reaches were compared to unregulated river reaches within similar physiographic and hydrologic regions. Figure 5.1 shows the regulated rivers assessed in this study and their respective unregulated reference sites in eastern Canada. The impact of dams was assessed for three rivers regulated by small and medium-size dams. These rivers were selected because they had different dam characteristics (operation type, storage capacity, table 5.1) but shared a relatively similar temperate climate. At the study sites, the annual average air temperature ranged between 3.7 and 4.1 °C and the annual average total precipitation ranged between 1101 and 1184 mm. Rivers examined in this study corresponded to the selected study sites in the HydroNet collaborative research network and as such, a detailed analysis of the impacts of the dams on the flow regime was also available (McLaughlin, 2014; McLaughlin et al., 2014).

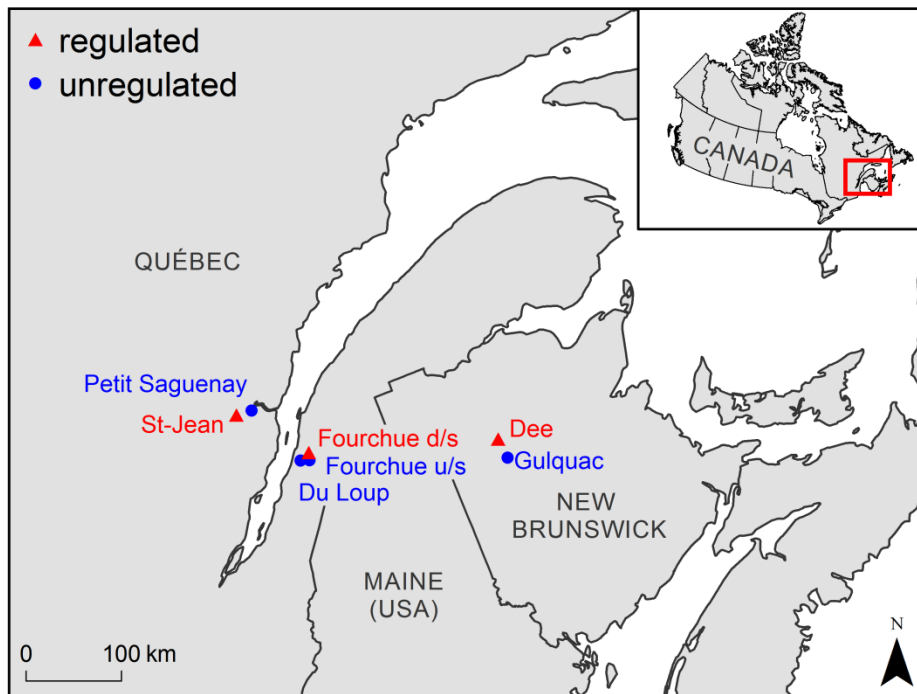


Figure 5.1 Location of paired regulated and unregulated reference rivers in eastern Canada (d/s = downstream of dam and u/s = upstream of dam)

Table 5.1 Characteristics of regulated sites

	St-Jean	Fourchue downstream	Dee
Operation type	run-of-river	storage	storage
Location of outlet	surface	bottom	bottom
Dam height	13 m	16 m	7 m
Storage capacity	$0.3 \times 10^6 \text{ m}^3$	$38.9 \times 10^6 \text{ m}^3$	$55.2 \times 10^6 \text{ m}^3$
Reservoir area	6 ha	680 ha	1125 ha

The first study site was the St-Jean River (Québec), on which a run-of-river dam was built for hydropower production. Given its height (under 15 m) and its small storage capacity ($0.3 \times 10^6 \text{ m}^3$), this dam would be classified as a small dam according to the International Commission on Large Dams (ICOLD, 2011). This dam raises the water level upstream which increases the river width from about 15 m to 100 m for a distance of about 580 m upstream of the dam (CEHQ, 2014). Water temperature was monitored downstream of the confluence of the tailrace and diversion reach. The second study site was located on the Fourchue River (Québec) which is regulated by a storage dam. The

dam impounds a large and shallow reservoir (mean depth of 5.7 m) that was built to raise water levels during periods of low flow (i.e. winter and summer) in the Du Loup River in which it empties. The dam has five gates and water was generally released through the bottom outlet during the study period. The third study site was located on the Dee River (New Brunswick) which is also regulated by a storage dam with a shallow reservoir (mean depth of 4.9 m). The storage dam on the Dee River was built to create a headwater reservoir to manage water levels for hydroelectricity production in the Tobique River in which the Dee River empties. At the dam, water was released through a bottom outlet. According to ICOLD, the two storage dams in this study (Fourchue and Dee rivers) correspond to large dams given that their storage capacity exceeds $3 \times 10^6 \text{ m}^3$ (table 5.1). However, these dams have a relatively small storage capacity in comparison to the more than 500 dams in the region which have a storage capacity exceeding $100 \times 10^6 \text{ m}^3$ (CEHQ, 2014). For this reason, we referred to the two storage dams as being of medium size.

Pre-dam water temperature data were not available for the three regulated rivers. A nearby reference site was selected and used to assess the thermal impacts of the dams. This was done by pairing each regulated river with an unregulated reference river that shared a similar physiography, geology, climate and land cover (table 5.2). The three pairs of rivers were located in mainly forested watersheds, although agriculture occupied 7 % of the drainage area of the Du Loup River, which was the reference site for the regulated Fourchue River. In the second year of the study, the reference site for the Fourchue River had to be changed due to the presence of beaver dams, which can modify the thermal regime of rivers (Collen and Gibson, 2001). The upstream reach of the Fourchue River was abandoned and the Du Loup River was used as a reference site instead.

Table 5.2 Characteristics of pairs of regulated and reference rivers

	St-Jean	Petit Saguenay	Fourchue downstream	Fourchue upstream	Du Loup	Dee	Gulquac
Type	regulated	reference (year 1 and 2)	regulated	reference (year 1)	reference (year 2)	regulated	reference (year 1 and 2)
Drainage area	648 km ²	712 km ²	261 km ²	119 km ²	515 km ²	141 km ²	110 km ²
Geology	Canadian shield	Canadian shield	Appalachian	Appalachian	Appalachian	Appalachian	Appalachian
Land cover [†]							
forest	94 %	92 %	95 %	97 %	92 %	73 %	84 %
agriculture	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %	7 %	<1 %	<1 %
urban	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %

[†] Natural Resources Canada (2009) Land Cover, circa 2000-vector.

5.3 Methods

Water temperature was monitored continuously at 15-minute intervals with Hobo™ UA-002 (accuracy of ± 0.5 °C) or Pro-v2 (accuracy of ± 0.2 °C) water temperature loggers. Before deployment, the accuracy of loggers was verified by putting them in an ice-filled bucket and evaluating if loggers were recording 0 °C. Cross-calibration was used to ensure that all data were comparable between loggers: loggers were set to record temperature side-by-side in a constant-temperature environment for a few hours and a bias correction factor was determined for each logger. After cross-calibration, a maximum difference of 0.6 °C was observed between loggers for records at 15-minute intervals. In the regulated rivers, water temperature was monitored by deploying between three and six water temperature loggers longitudinally downstream of the dam. The length of the monitored reaches varied between 2.5 and 16.0 km. The most upstream logger was deployed as close (< 600 m) to the dam as possible. At the reference sites, the water temperature loggers were deployed to cover a longitudinal distance similar to that of the regulated reach. Water temperature was monitored for two years from the summer 2012 to the summer 2014. In the present study, year 1 covers the period between July 1st, 2012 and July 1st, 2013 while year 2 covers the period between July 1st, 2013 and July 1st, 2014. In order to compare weather conditions during the study period to long-term average conditions, data were also gathered at the closest meteorological stations for each study sites. The distance between the river reach studied and the meteorological station varied between 8 km (St-Jean River) and 55 km (Dee River).

Two distinct periods were considered when assessing the impacts of dams on the thermal regime of rivers: the open water period and the winter period during which an ice cover typically develops on unregulated medium-size rivers in the study area. These two periods were analyzed separately given they represent distinct physical and biological environments (Prowse, 2001). The ice-cover period was defined according to reference sites. The beginning of the ice-cover period corresponded to the first five consecutive days where daily maximum water temperature was below 0.2 °C and the end corresponded to the last five consecutive days where daily maximum water temperature did not exceed 0.2 °C.

5.3.1 Open water period

At northern latitudes, river water temperature follows a distinctive annual cycle during the open water period, which can be effectively described with a cosine function (Caissie et al., 1998). This annual cycle often represents more than 90 % of the variability in river water temperature (Caissie et al., 1998). This annual cycle during the open water period can be described by three parameters which characterize its magnitude (a_0), amplitude (A) and timing (ϕ):

$$T_w(t) = a_0 + A \cos \left[\frac{2\pi}{365} (t - \phi) \right] \quad (5.1)$$

where T_w is the daily water temperature, t is the day of the year (between 1 and 365), a_0 is the annual average temperature of the time series ($^{\circ}\text{C}$), A is the amplitude of the cycle ($^{\circ}\text{C}$) and ϕ is the timing of the cycle which corresponds to the day of the year of the annual maximum (between 1 and 365). The annual thermal regime of a river can thus be efficiently summarized using the three parameters (magnitude, amplitude, timing) describing the annual cycle (Maheu et al., 2015). At each site, a cosine function (equation 1) was fitted to the time series of daily mean water temperature separately for year 1 (2012-13) and year 2 (2013-14). The potential modification of the thermal regime of rivers by dams was assessed by comparing the annual cycle, as described by the magnitude (a_0), amplitude (A) and timing (ϕ) parameters, at the regulated and reference sites. Figure 5.2 provides a schematic illustration of how the modification of each individual parameter translates into changes in the annual water temperature cycle. For comparative purposes, annual cycle parameters were not considered significantly different between the regulated and reference sites if their 95 % confidence intervals overlapped.

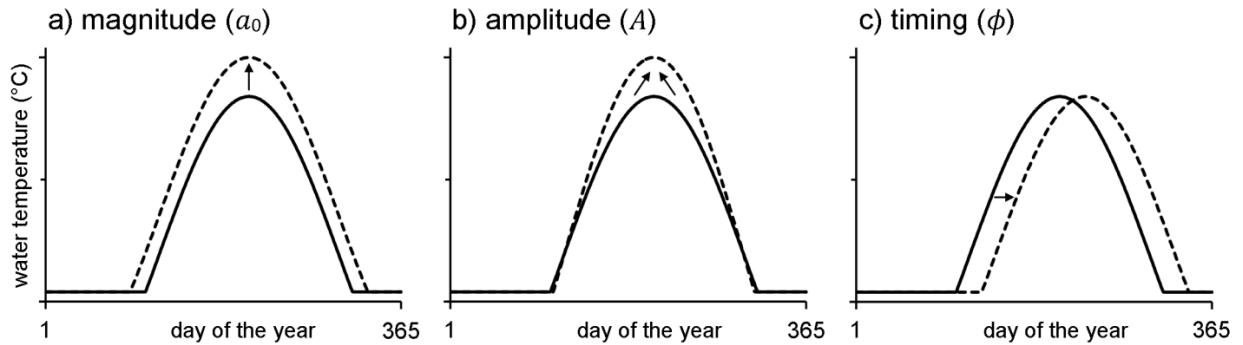


Figure 5.2 Schematic representation of an increase in the a) magnitude; b) amplitude and c) timing parameters of the annual cycle in river water temperature

While the annual cycle characterizes the main seasonal pattern of variation in river water temperature, water temperature deviates from this pattern on a daily basis. Deviation from the annual cycle, also called residuals (i.e. the difference between the observed daily mean water temperature and the annual cycle) provide an indication of patterns of variation at a shorter timescale (e.g. daily to weekly). Patterns of variation in residuals were compared between regulated and reference sites by looking at their variance and temporal autocorrelation. Furthermore, a relationship has been observed between air and water temperature residuals (Caissie et al., 1998) and we compared this relationship between regulated and reference sites with an analysis of covariance (ANCOVA; $\alpha = 0.05$). Residuals in air temperature at the closest weather station were computed (i.e. difference between observed air temperature and annual cycle, which was calculated through the same method used for water temperature).

5.3.2 Winter ice cover period

Winter conditions at regulated and reference sites were described with duration curves for daily mean water temperature. Duration curves describe the magnitude and duration of water temperature conditions by showing the percentage of time for which a given water temperature is equalled or exceeded.

5.4 Results

5.4.1 Weather context

Figure 5.3 shows air temperature conditions during the study period at the weather station closest to each study site. In year 1, the summer was particularly warm and at the three sites, the monthly mean air temperature in August 2012 was 1.5 to 3.1 °C above the long-term average. The winter of year 1 was also warm and the monthly mean air temperature in March 2013 was 2.9 to 4.0 °C above the long-term average. In year 2, winter was particularly cold, especially the months of December and March, which were 1.8 to 4.9 °C below the long-term average air temperature.

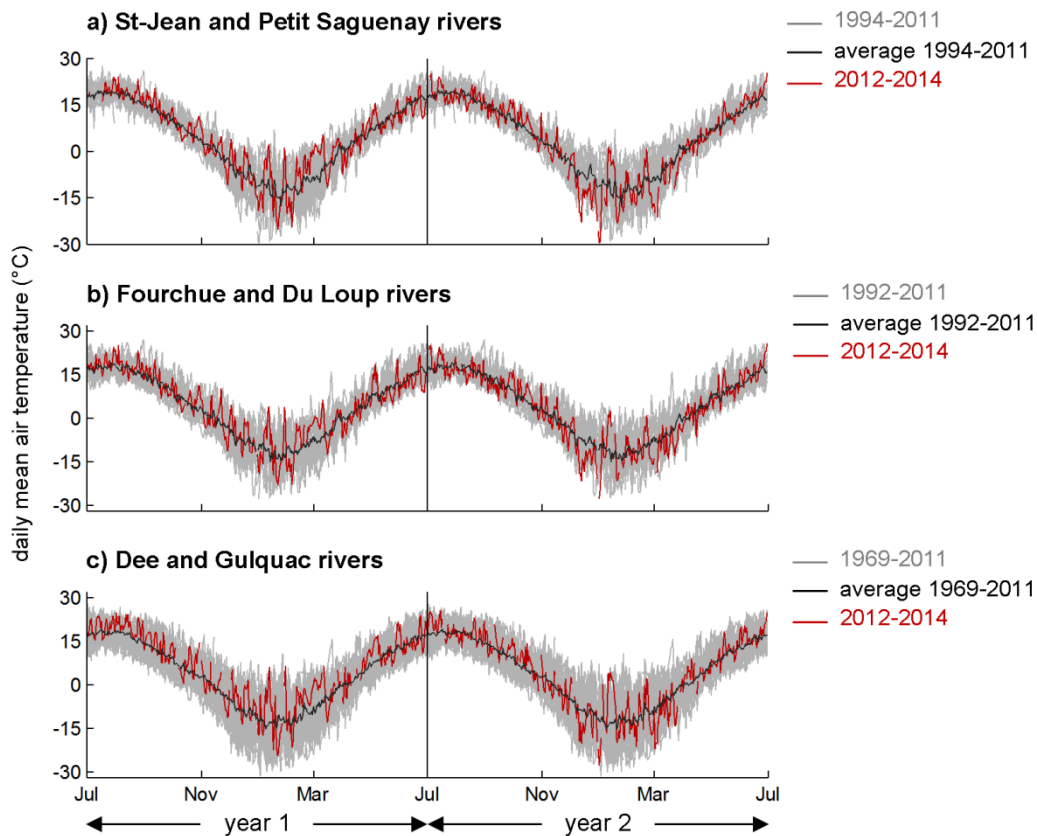


Figure 5.3 Long-term average and 2012-2014 mean daily air temperature at weather stations near a) St-Jean and Petit Saguenay rivers; b) Fourchue and Du Loup rivers and c) Dee and Gulquac rivers

5.4.2 Impact on the annual cycle during the open water period

Table 5.3 lists the start and end of the ice cover period in unregulated reference rivers. These starting and ending dates were used to delimit the open water period. In both years, the beginning of the ice-cover period occurred towards the end of November (20 to 29) at all sites. The ice cover generally extended to the end of April (17 to 24). The duration of ice cover was generally similar among sites. The ice-cover period lasted between 143 and 145 days in year 1 while the duration was slightly more variable among sites in year 2, varying between 142 and 155 days (table 5.3).

Table 5.3 Start, end and duration of ice cover period in reference (unregulated) rivers for year 1 (2012-2013) and year 2 (2013-2014)

	river	start	end	duration (days)
year 1	Petit Saguenay	2012/11/27	2013/04/20	145
	Fourchue	2012/11/26	2013/04/19	145
	Gulquac	2012/11/29	2013/04/20	143
year 2	Petit Saguenay	2013/11/20	2014/04/23	155
	Du Loup	2013/11/27	2014/04/17	142
	Gulquac	2013/11/24	2014/04/24	152

The cosine functions provided a good description of the annual cycle in water temperature during the open water period at all sites. At regulated rivers, the cosine function explained between 90 and 96 % of the variability in daily mean water temperature, while it explained between 86 and 93 % of the variability at reference sites. Figure 5.4 shows the annual cycle in daily mean water temperature for regulated and reference rivers at the three sites while table 5.4 shows the parameters describing the magnitude, amplitude and timing of the annual cycle. For regulated rivers, the site closest to the dam is presented (< 600 m from dam). To take into account spatial variability in water temperature, the annual cycle of the reference site corresponded to the average value of all fitted cosine functions within the reference study reach. Overall, there was little within-reach variation in the annual cycle of the reference site. For example, the coefficient of variation (CV) for magnitude, amplitude and timing parameters was generally smaller than 2 % within the reference reaches, with the exception of the Gulquac River, where a decrease in amplitude was observed from upstream to downstream (within-reach CV = 4 % in year 1 and 14 % in year 2).

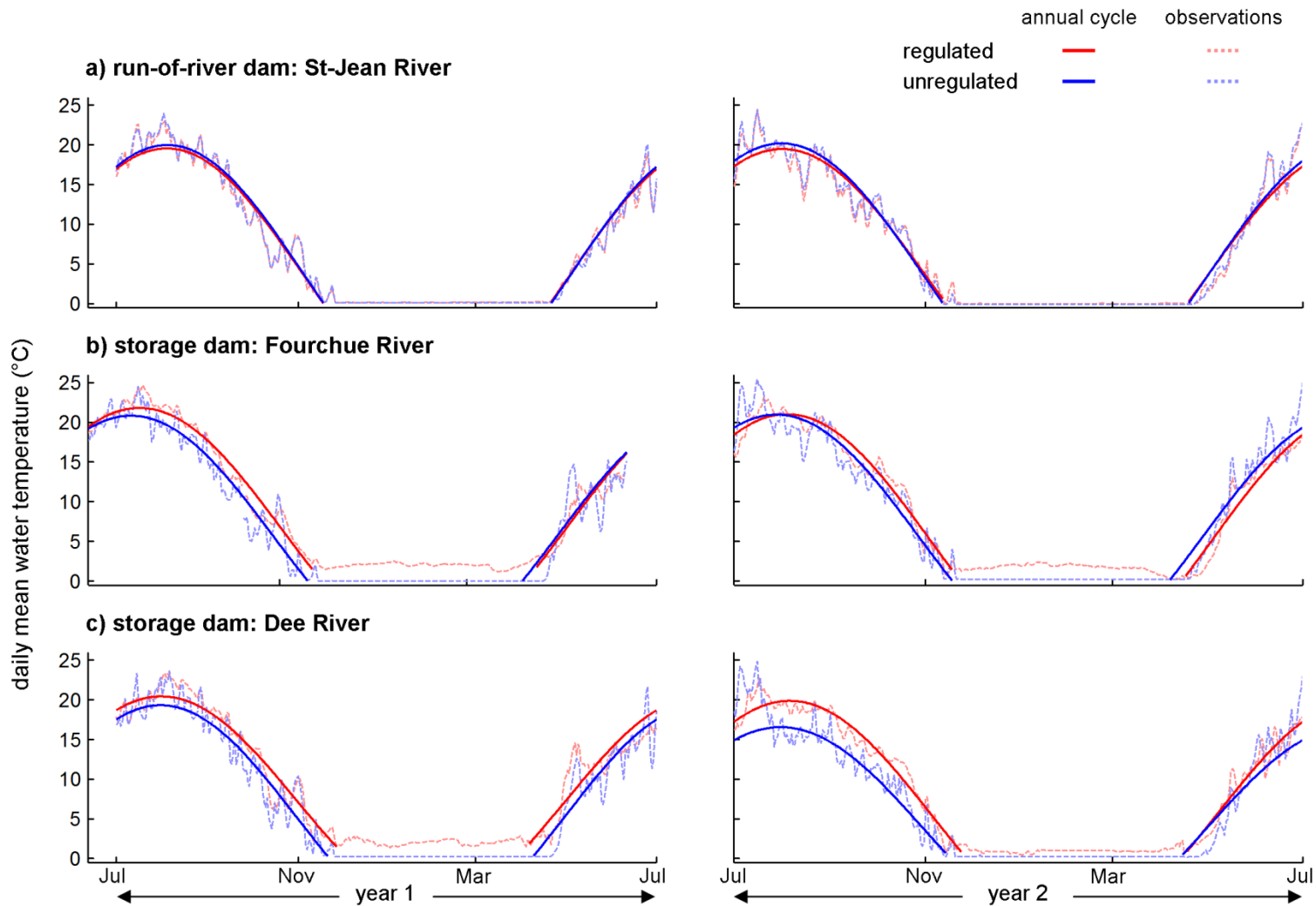


Figure 5.4 Annual cycle in daily mean water temperature in year 1 (2012-2013) and year 2 (2013-2014) in regulated a) St-Jean River, b) Fourchue River and c) Dee River and their associated unregulated reference rivers

Table 5.4 Magnitude (a_0), amplitude (A) and timing (ϕ) parameters describing the annual cycle of daily mean water temperature at regulated and unregulated rivers for years 1 and 2. Bold values indicate a significant difference between the regulated and unregulated rivers.

		year 1			year 2		
		a_0 (°C)	A (°C)	ϕ (day of the year)	a_0 (°C)	A (°C)	ϕ (day of the year)
a)	run-of-river dam : St-Jean River	3.9	15.6	217	3.7	15.7	214
	reference	4.0	16.0	218	3.6	16.6	213
b)	storage dam : Fourchue River	6.6	15.2	216	5.4	15.7	217
	reference	5.7	15.1	211	5.6	15.4	210
c)	storage dam : Dee River	7.4	13.1	213	5.4	14.4	219
	reference	5.4	13.9	213	3.9	12.7	213

Run-of-river dam : St-Jean River

In year 1 and year 2, no significant difference was observed between the annual cycle in daily mean water temperature of the regulated St-Jean River and its reference site (figure 5.4a). The amplitude of the annual cycle was 0.4 to 0.9 °C greater in the St-Jean River than at the reference site although this difference was not significant when considering the 95 % confidence interval of the amplitude parameters.

Storage dams : Fourchue and Dee rivers

In year 1, the two storage dams increased the magnitude of the annual cycle in daily mean water temperature by 0.9 to 2.0 °C compared to their respective reference sites (table 5.4). In addition, the timing of the annual cycle was also delayed by five days on the regulated Fourchue River in year 1. In year 2, different parameters of the annual cycle were modified in the two rivers regulated by storage dams. At the Fourchue River, the storage dam only modified the timing of the annual cycle and contrarily to year 1, no significant effect was observed for the magnitude of the annual cycle (table 5.4). At the Dee River, the three parameters of the annual cycle (magnitude, amplitude and timing) were significantly different compared to the reference site in year 2 (table 5.4). For example, the magnitude of the annual cycle was 1.5 °C greater in the regulated river and the amplitude of the annual cycle was 1.7 °C greater in the regulated river compared to the reference river.

Although different parameters of the annual cycle in daily mean water temperature were modified downstream of the two storage dams, these modifications translated into a similar seasonal effect on water temperatures in the open water period. Indeed, the two dams generally increased water temperature in the summer and autumn (figure 5.4b-c). For the months of August to October, the observed monthly mean water temperature was 1.4 to 3.9 °C warmer in rivers regulated by storage dams compared to reference sites. In contrast, no consistent effect was observed on springtime water temperatures downstream of the two storage dams. At the Fourchue River, no significant difference in water temperature was observed between the regulated and reference rivers in year 1 (figure 5.4b). In year 2, the storage dam on the Fourchue River rather had a cooling effect on water temperatures and the observed monthly mean water temperature was 1.5 to 2.0 °C cooler in the regulated river than at the reference site in May and June. At

the Dee River, the modification of the annual cycle translated into warmer springtime water temperatures compared to the reference site (figure 5.4c). For instance, in May and June of year 1, the observed monthly mean water temperature was 0.9 to 2.3 °C warmer in the regulated Dee River than at the reference site. A smaller difference was observed in the spring and the monthly mean water temperature in May was 1.6 °C warmer in the regulated Dee River compared to the reference site.

5.4.2 Impact on residual variation during the open water period

The variance of residuals was generally smaller in the two rivers regulated by storage dams compared to their reference sites (table 5.5). For example, the standard deviation of water temperature residuals ranged between 1.3 and 1.9 °C at the two rivers regulated by storage dams while the standard deviation of residuals at the reference sites was greater than 2.0 °C (table 5.5). At the run-of-river dam (St-Jean River), the variance of residuals was generally similar for the regulated river and the reference site (standard deviation between 1.8 and 2.1 °C).

Table 5.5 Descriptive statistics of residuals (i.e. difference between observed temperature and annual cycle) at regulated and reference sites in year 1 (2012-2013) and year 2 (2013-2014)

	standard deviation of residuals (°C)		correlation (R) between daily air and water temperature residuals	
	year 1	year 2	year 1	year 2
a) run-of-river dam : St-Jean River	1.8	2.1	0.60	0.51
reference	1.8	1.9	0.58	0.53
b) storage dam : Fourchue River	1.3	1.4	0.32	0.19
reference	2.3	2.1	0.67	0.56
c) storage dam : Dee River	1.9	1.3	0.50	0.28
reference	2.2	2.4	0.69	0.66

Patterns of temporal autocorrelation in residuals also suggest a more stable and persistent thermal regime at the two rivers regulated by storage dams (figure 5.5). For both regulated and reference rivers, autocorrelation declined as the time lag increased (figure 5.5). However, autocorrelation declined more slowly at the two river regulated by storage dams. For example, at a time lag of four days, temporal autocorrelation was still above 0.5 for rivers regulated by storage dams while it was close to 0.3 at reference sites (figures 5.5b and 5.5c).

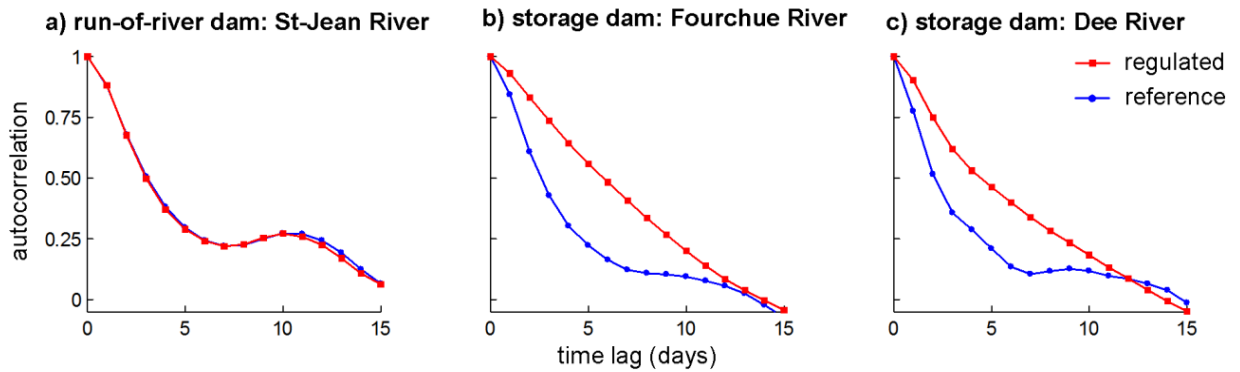


Figure 5.5 Temporal autocorrelation in residuals from the annual cycle during the open water period in regulated a) St-Jean River, b) Fourchue River and c) Dee River and their associated unregulated reference rivers

Table 5.5 shows the Pearson correlation coefficient (R) between air and water temperature residuals. Correlation between air and water temperature was significant at all sites and years (p -value < 0.05). The correlation between air and water temperature residuals was generally weak ($R < 0.3$) at the two rivers regulated by storage dams while it was stronger at the reference sites ($R > 0.5$; table 5.5). At the run-of-river dam, the linear relationship between air and water temperature residuals was not significantly different between the regulated river (St-Jean River) and its reference site (ANCOVA, $p = 0.93$). However, the relationship between air and water temperature residuals was significantly different between the rivers regulated by the storage dams and their reference site (ANCOVA, $p < 0.05$).

5.4.3 Impact on winter conditions

Run-of-river dam : St-Jean River

During the winter, river water temperature showed little variation and remained close to 0 °C at both the St-Jean River and the reference site (figure 5.4a). Freeze-up and ice break-up likely occurred around the same dates and as such, water temperature duration curves were similarly flat at the regulated and reference sites for both years (figure 5.6a).

Storage dams : Fourchue and Dee rivers

During the winter, daily mean water temperatures were warmer in the regulated rivers than at the reference sites (figure 5.6b-c). During both years of the study, daily mean water temperature remained close to 0 °C throughout the entire winter at the reference sites. In contrast, the winter median water temperature ranged between 1.0 and 2.1 °C downstream of the two storage dams (i.e. site at < 600 m from dam; figure 5.6b-c). Close to the dam, daily mean water temperature at the two regulated rivers ranged between 1.2 and 3.6 °C during the winter of year 1. In year 2, winter water temperatures were cooler than in year 1 and daily mean water temperature ranged between 0.2 and 2.4 °C at the two regulated rivers. At the regulated Fourchue River, water temperature remained above 0 °C for at least 2.5 km downstream of the dam and likely suppressed the ice cover over this distance. On the regulated Dee River, water temperature remained above 0 °C for at least the first 1.7 km downstream of the dam in year 1 and for at least 300 m downstream of the dam in year 2. It is likely that the ice cover was suppressed for a greater distance than 300 m in year 2 at the Dee River but data were not available at 1.7 km downstream of the dam for that year. In addition to the warming influence of dams, the winter regime of the two regulated river was also much more variable (standard deviation between 0.3 and 0.5 °C) compared to the stable regime observed at reference sites (standard deviation < 0.1 °C).

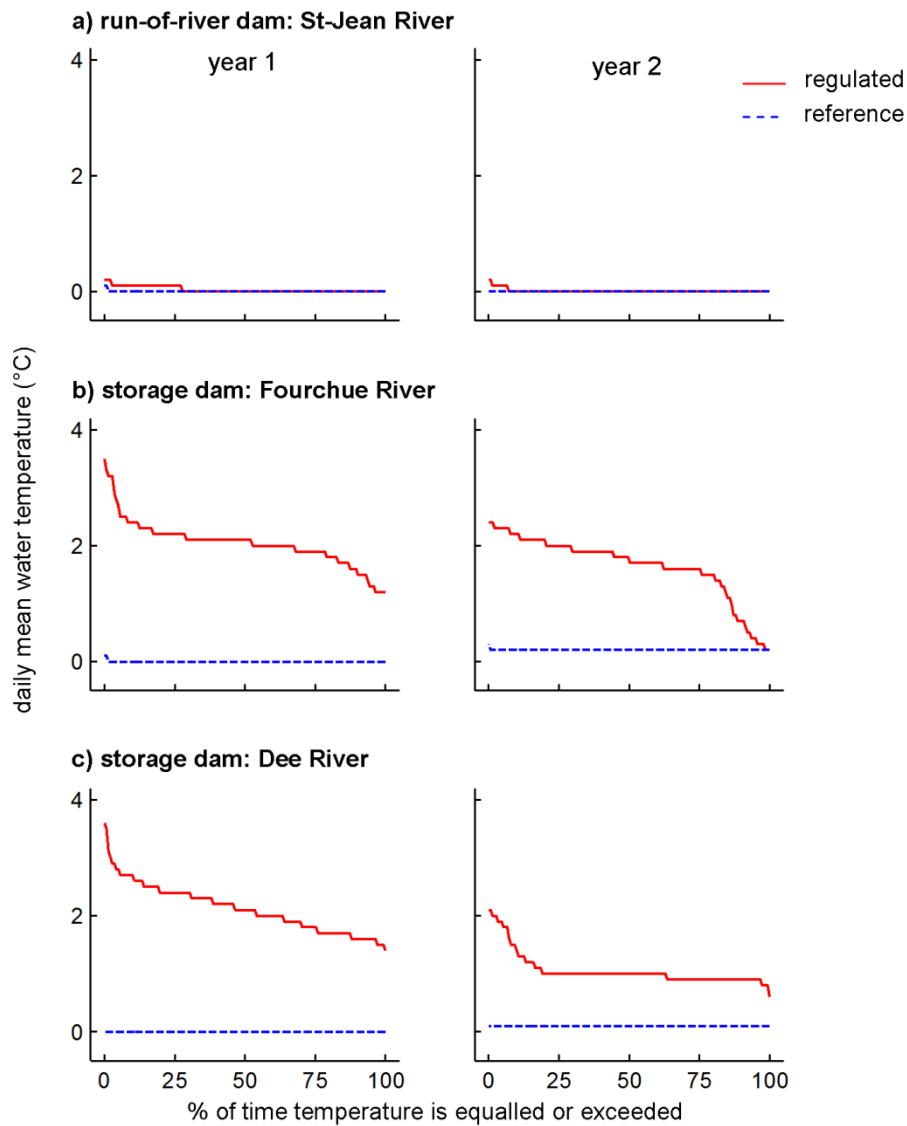


Figure 5.6 Daily mean water temperature duration curves for the winter period of year 1 and year 2 in regulated a) St-Jean River, b) Fourchue River and c) Dee River and their associated unregulated reference rivers

5.5 Discussion

5.5.1 Run-of-river dam

Although the run-of-river dam on the St-Jean River led to an increased river width upstream of the dam, the thermal regime of the regulated river was overall not significantly different from the thermal regime of the reference site. Other studies have

shown that impoundments with a reservoir area as small as 1.7 ha can have a significant warming effect on water temperatures (Dripps and Granger, 2013). In the case of the St-Jean River, the increase in net incoming solar radiation as a result of the small impoundment (storage capacity = $0.3 \times 10^6 \text{ m}^3$; table 5.1) upstream of the dam was probably insufficient to significantly heat the regulated river. The ratio between the reservoir area (in ha) and the summer base flow (in m^3/s) was approximately 1.5 for the St-Jean River (reservoir area = 6 ha and summer baseflow = $4 \text{ m}^3/\text{s}$). In contrast, this ratio was greater than 200 in the study of Dripps and Granger (2013) (reservoir area = 1.7 ha and summer baseflow = $0.008 \text{ m}^3/\text{s}$). These results suggest that the size of the impoundment should be considered in comparison to the size of the river when assessing thermal impacts by dams. The impounded runoff index (ratio of reservoir capacity to mean annual runoff; Batalla et al., 2004) is a useful approach to describe this aspect of regulated systems. For example, Buendía et al. (2015) showed that the degree of thermal alteration by dams in the Ebro basin (Spain) was related to the impounded runoff index.

5.5.2 Storage dams : impact on the open water annual cycle

During the open water period, the storage dams modified different parameters of the annual cycle in daily mean water temperature (table 5.4). Still, the impact of the storage dams was overall similar during the open water period and these two dams had a warming effect on water temperatures in the summer and autumn. Moreover, the warming effect of dams was consistent during the two years of the study which comprised a particularly warm (year 1) and a close-to-normal (year 2) summer in terms of air temperature (figure 5.3). Storage dams have generally been associated with a summer cooling effect, especially at large dams, given that water is typically released from the hypolimnion of stratified reservoirs. This study rather highlighted the warming effect of two storage dams during the summer, which was likely due to the absence of stratification as a result of the relatively shallow depth of the reservoirs (average depth < 6 m). Accordingly, results suggest the importance of considering morphometric characteristics of reservoirs (e.g. depth) when attempting to predict the impact of dams on river water temperature given the presence or absence of summer stratification can lead to substantial differences in the type of impact (warming vs. cooling) observed. However, morphometric characteristics are not the only aspect of reservoirs that can

influence thermal impacts. For example, reservoirs can also alter the thermal regime of rivers through the modification of groundwater flow below dams (Webb and Walling, 1988). Accordingly, this indirect effect should also be considered when assessing the thermal impacts of dams.

Warmer summer water temperatures downstream of the two storage dams likely reduced habitat availability for salmonids which require coldwater habitat. For example, brook trout (*Salvelinus fontinalis*), which can be found in the Fourchue River watershed (Beaupré, 2014), has an upper incipient lethal temperature of 24.9 °C. The mean summer water temperature should also not exceed 19 °C to ensure reproductive success of this species (Hokanson et al., 1973). Accordingly, the maximum of the annual water temperature cycle was 21.8 °C in the regulated section of the Fourchue River in year 1 while it was 20.8 °C at the reference site (figure 5.4b). The presence of the dam increased water temperature in the river and likely exacerbated physiologically stressful conditions for brook trout, which can lead to heat shock protein production (Lund et al., 2003) and reduced survival rates (Xu et al., 2010). Thus, access to thermal refugia (e.g. cooler tributaries or areas with high groundwater seepage) appears to be an essential habitat component for brook trout to persist in this warm regulated system. Warm water temperatures in the summer and autumn have also been associated with sub-lethal effects on brook trout, such as reduced growth and reproductive success (Robinson et al., 2010; Warren et al., 2012). In autumn, cool water temperatures appear to be an important cue for migration to overwintering sites (Huusko et al., 2007) and warm autumn temperatures in regulated rivers could potentially lead to delays in spawning (Pankhurst and Porter, 2003).

In the spring, the impact of the two storage dams did not exhibit a consistent pattern. The storage dams were either associated with no significant effect (Fourchue River in year 1), a cooling effect (Fourchue River in year 2) or a warming effect (Dee River year 1 and 2) during springtime. Given this study was limited to two years and two sites with storage dams, data were insufficient to assess interannual and spatial differences in the springtime impact of storage dams. Still, these results contrasts with the impact generally observed downstream of hypolimnetic-release dams which generally delay the spring rise in water temperature (Olden and Naiman, 2010). The varying impacts of storage dams in the spring warrant further investigation into drivers of springtime water temperatures in regulated rivers. Such information would be particularly relevant given

that a modification of thermal conditions in the spring can have important bioenergetics implications for fish (Drake and Taylor, 1996).

5.5.3 Storage dams : impact on variability

During the open water period, the two storage dams reduced water temperature variability at daily to weekly timescales which led to a more stable water temperature regime. For example, we observed reduced residual variance (table 5.5) and more persistent temporal autocorrelation (figure 5.5) in water temperature at the two rivers regulated by storage dams. Overall, this reduction in water temperature variability can be linked back to the thermal inertia of the reservoir. Indeed, water temperature downstream of the two storage dams was less responsive to ambient meteorological conditions as demonstrated by the weak correlation between air and water temperature residuals (table 5.5). Findings from this study are consistent with the study by Steel and Lange (2007) who also observed a reduction in water temperature variability at short temporal scales (1 to 8 days) downstream of hypolimnetic-release dams in the Willamette basin, Oregon. While reduced variability was observed during the open water period (table 5.5 and figure 5.5), we rather observed increased water temperature variability at rivers regulated by storage dams in the winter (figure 5.6). This seasonal pattern was not described by Steel and Lange (2007), likely because unregulated rivers in the study region (Oregon) did not develop an ice cover and the ensuing stable winter regime as it is the case in northern temperate regions. Overall, dams modified water temperature variability in rivers although the type of impact (e.g. increased vs. reduced variability) may vary seasonally and regionally. While different studies have described the impact of dams on water temperature variability (Arismendi et al., 2015; Steel and Lange, 2007), uncertainty remains regarding its ecological role. Still, recent research points to the sensitivity of ectothermic organisms to thermal variability which warrants better consideration of this aspect in thermal assessments (Niehaus et al., 2012; Vasseur et al., 2014).

5.5.4 Storage dams : impact on the winter regime

During the two winters, the two storage dams caused a significant increase in water temperature, although the warming influence of the dam was more important in the mild

winter of year 1 than in the cold winter of year 2 (figures 5.3 and 5.6). The increase in winter water temperature downstream of the two storage dams led to the suppression of the ice cover for distances ranging between 0.3 and 2.5 km. Similarly, the warming influence of a shallow unstratified reservoir also removed the river ice cover for a distance of 5 km in the United Kingdom (Webb and Walling, 1993). While morphometric characteristics of reservoirs influenced the presence of summer stratification and as such, the type of impact (warming vs. cooling) of storage dams during the summer, this study rather points to similar impacts, regardless of the reservoir depth, during the winter. Indeed, hypolimnetic-release dams generally have a warming influence during the winter and as a result, the river ice cover downstream of these dams has been eliminated for distances ranging between 4 and 32 km (Lehmkuhl, 1972; Rader and Ward, 1988).

Warm water temperatures during the winter can influence egg development and the timing of emergence for fall-spawning fish species. For example, Webb and Walling (1993) predicted an earlier emergence by up to 57 days for brown trout in a regulated river where the annual minimum water temperature was generally above 2 °C in comparison to brown trout residing in an unregulated river where the annual minimum water temperature was generally close to 0 °C. The absence of an ice cover in rivers regulated by storage dams also warrants attention given the influence of ice on hydrological and ecological processes. For example, Findstad et al. (2004) found that the absence of an ice cover negatively influenced the energy budget of Atlantic salmon compared to ice-covered conditions under the same temperature regime. Moreover, the absence of ice cover in river reaches tends to create favorable conditions for frazil ice production which can have deleterious effects to fish habitat (Simpkins et al., 2000). In fact, the problem of frazil ice production has been particularly studied in regulated rivers where the transition between open water and ice cover areas can facilitate frazil ice production throughout the winter (Simpkins et al., 2000; Stickler et al., 2007).

5.5.5 Flow vs. thermal regimes in regulated rivers

The present study complements another study which evaluated the impacts of the same dams on the flow regime of rivers (McLaughlin, 2014). In the present study, the two storage dams significantly modified the thermal regime of rivers downstream. However, the storage dam on the Fourchue River was found to only have a minimal impact on the

river's flow regime (McLaughlin et al., 2014). In their study, McLaughlin et al. (2014) assessed flow regime modification of regulated rivers in eastern Canada by evaluating their deviation from regional natural flow classes. They found that indices describing the magnitude, frequency, duration, timing and rate of change of the flow regime of the Fourchue River were generally within the range of natural variability of unregulated rivers in the region, although they did note unusually high flows in March and unusually low flows in November (McLaughlin, 2014). In contrast, the present study found that the storage dam on the Fourchue River had a warming influence on river water temperature in the summer, autumn and winter. Thus, these findings point to the fact that although the flow regime of a river is only minimally altered, its thermal regime can be significantly affected by the presence of a storage reservoir.

5.6 Conclusion

Very few studies had assessed the year-round thermal impacts of small to medium-size dams in northern temperate regions such as eastern Canada. By examining the impact of dams on the annual water temperature cycle, this study proposed a simple method to characterize and visualize the thermal regime of rivers, which facilitates cross-comparison between sites. During the open water period, the annual cycle in daily mean water temperature was significantly modified at rivers regulated by storage dams. In particular, this study highlighted the warming effect of storages dams impounding shallow reservoirs on water temperature in the summer, autumn and winter. While large hypolimnetic-release dams have been proposed as a strategy to mitigate the influence of climate change (Null et al., 2013a), dams impounding shallow reservoirs warrants attention given they could potentially exacerbate the effect of a warming climate on river water temperatures (Gooseff et al., 2005). This study highlights the important influence of dams on the winter thermal regime of rivers in eastern Canada. Various studies have stressed the limited knowledge regarding fish habitat during the winter (Cunjak, 1996; Prowse, 2001). Findings from this study highlight the importance of better understanding the biological implications associated with different thermal conditions in the winter to inform management of regulated rivers. For example, the warming influence of dams during the winter could lead to a potential tradeoff between the amelioration of low water temperatures and its deleterious effects on ice conditions (ice cover development and frazil production).

CHAPITRE 6 : CARACTÉRISER L'IMPACT DES BARRAGES SUR LE RÉGIME THERMIQUE ESTIVAL DES RIVIÈRES À L'ÉCHELLE RÉGIONALE

Les travaux réalisés dans ce chapitre sont présentés sous la forme d'un article scientifique rédigé en anglais :

A regional analysis of the impact of dams on water temperature in medium-size rivers in eastern Canada

Audrey Maheu¹, André St-Hilaire¹, Daniel Caissie², Nassir El-Jabi³, Guillaume Bourque⁴, Daniel Boisclair⁴

¹ Centre Eau-Terre-Environnement, Institut national de la recherche scientifique, Québec, Québec, Canada

² Pêches et Océans Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada

³ Université de Moncton, Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada

⁴ Département des sciences biologiques, Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada

Cet article a été soumis à la revue *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* le 23 octobre 2015. La version présentée dans cette thèse correspond à l'article tel que soumis à la revue.

Pour cet article, l'étudiante et premier auteur a coordonné la collecte de données sur le terrain en plus de participer au déploiement des instruments de terrain dans les rivières québécoises. L'étudiante a également effectué l'analyse, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article. Guillaume Bourque a collaboré au développement de la méthodologie et à l'analyse des données. Les coauteurs André St-Hilaire, Daniel Caissie, Nassir El-Jabi et Daniel Boisclair ont supervisé l'analyse des données et la rédaction.

Abstract

Various studies have helped gain a better understanding of the thermal impacts of dams on a site-specific basis, but very few studies have compared the thermal impacts of varying types of dams within the same region. In this study, we conducted a regional-scale assessment of the impacts of dams on the thermal regime of medium-sized rivers in eastern Canada. The objectives of this study were to identify features of the thermal regime of rivers that are predominantly impacted by dams and to compare the impacts associated with different types of regulation (run-of-river, storage, peaking). Water temperature was monitored at 13 regulated rivers and 18 unregulated rivers in eastern Canada. The thermal regime of regulated and unregulated rivers was characterized using 15 metrics that described the magnitude, frequency, duration, timing and rate of change of water temperature. Results indicate that storage and peaking dams impounding at least 10 % of the median annual runoff generally 1) reduced the magnitude of water temperature variation at seasonal, daily and subdaily timescales and 2) increased the monthly mean water temperature in September. Run-of-river dams impounding less than 1 % of the median annual runoff did not generally modify the thermal regime of rivers, with the exception of subdaily water temperature variation which exhibited a greater number of changes in direction compared to unregulated rivers. This regional assessment offers important insight into the generalized alteration pattern of dams and this information could be used to guide biological monitoring efforts in regulated rivers.

6.1 Introduction

River water temperature is an important ecological variable and changes in water temperature can affect fish distribution, growth and mortality as well as community dynamics (Caissie, 2006a; Poole and Berman, 2001). Given its influence on biogeochemical processes, river water temperature also has important implications in terms of water quality (Ducharme, 2008). Various anthropogenic activities such as urbanization, the removal of riparian vegetation and effluent discharge from power plants can impact river water temperature (Moore et al., 2005a; Prats et al., 2012; Somers et al., 2013). A large proportion of river basins in North America are heavily impacted by river regulation (Grill et al., 2015) and given their widespread distribution, dams can also be an important source of thermal alteration for rivers. For example, with an estimated 10 000 dams across Canada (Prowse et al., 2004), river regulation could represent a prominent source of thermal alteration for aquatic ecosystems. Renewed interest in dam development at the global scale, with expected projects concentrated in Southeast Asia, South America and Africa (Zarfl et al., 2015) also reinforces the importance of understanding the thermal impacts of dams. Moreover, thermal alteration by dams has been identified as the predominant pathway of influence on fish assemblages in the Upper Tennessee River basin, United States (McManamay et al., 2015) thus highlighting the importance of understanding the thermal impacts of dams.

Few studies have looked at the impacts of dams beyond their influence on the annual or seasonal magnitude of the thermal regime of rivers. In general, large hypolimnetic-release dams have a cooling effect on water temperature in the summer while small dams with surface release typically have a warming effect (Lessard and Hayes, 2003; Preece and Jones, 2002). However, dams can modify other features of the thermal regime such as the frequency, duration, timing and rate of change in water temperatures (Olden and Naiman, 2010; Rivers-Moore et al., 2013). Inspired from the natural flow regime characterization concept (Poff et al., 1997), different studies have argued for a comprehensive approach to thermal assessments given each feature of the thermal regime has distinct ecological implications (Arismendi et al., 2013; Olden and Naiman, 2010). For example, mitigation efforts focusing on a single feature (e.g. magnitude) may yield minimal results if other impacted features are not concurrently addressed (Vinson, 2001).

Thermal impacts of dams are highly dependent of dam characteristics such as the type of operations, storage capacity of the reservoir and depth of the water intake. When comparing various impact studies, it is difficult to decipher the influence of site-specific characteristics versus regional climate and hydrological influences. Indeed, very few studies have looked at the thermal impact of varying types of dams within the same region (Angilletta et al., 2008; Buendía et al., 2015; McManamay et al., 2015). In Canada, the absence of a national monitoring network for water temperature can in part explain the difficulty of conducting regional-scale assessments. Yet, regional assessments can offer important insight by assessing if a generalized pattern of alteration emerges according to certain types of dams or dam characteristics (Graf, 2005). The ability to describe a generalized pattern of alteration associated with river regulation in a given region would offer an important tool to managers. For example, this information could be used to make preliminary assessments of thermal alteration in unmonitored basins, set broad expectations of thermal impacts prior to dam development and estimate thermal alteration at the landscape scale (McManamay, 2014). Moreover, knowledge of a generalized pattern of thermal alteration in regulated rivers could help guide biological monitoring efforts by targeting species and biological processes sensitive to thermal features generally modified by dams.

The objective of this study was to conduct a regional-scale assessment of the impacts of dams on the thermal regime of medium-size rivers in eastern Canada. The specific objectives were 1) to identify features of the thermal regime of rivers predominantly impacted by dams and 2) to compare the impacts associated with different types of regulation (run-of-river, storage, peaking).

6.2 Study area

This study was a component of HydroNet, a collaborative research network that studied the impacts of dams across Canada (Smokorowski et al., 2011). The network concentrated its research efforts on medium-size regulated rivers. Different criteria such as accessibility and ease of biological sampling were considered during selection of study sites. Regulated rivers were originally paired with unregulated reference rivers that shared similar climatic and physiographic attributes. Additional unregulated reference sites were monitored over the course of the project given the difficulty of identifying a single representative reference site for certain regulated rivers. In this study, thermal

impacts were assessed for 13 regulated rivers which captured three types of regulation (run-of-river, storage, peaking) found on medium-sized rivers in eastern Canada (figure 6.1). Run-of-river facilities had a small storage capacity which represented less than 1 % of the median annual runoff at the site. At these study sites, the intake and outflow were generally located at close proximity. Storage facilities impounded large reservoirs that retained more than 10 % of the median annual runoff. Peaking facilities also impounded large reservoirs but at these facilities, water was released according to market demand for electricity which led to important variations in released flows throughout the day. Table 6.1 details the characteristics of the 13 regulated rivers assessed. These rivers were located across four provinces (Ontario, Quebec, New Brunswick, Newfoundland-and-Labrador) and the drainage area above each dam varied between 47 and 4040 km² (mean = 1136 km²). In addition, 18 unregulated reference rivers in close proximity and which shared similar climatic and physiographic attributes to regulated rivers were also monitored for comparison purposes (figure 6.1). The drainage area of unregulated rivers ranged between 110 and 2288 km² (mean = 878 km²).

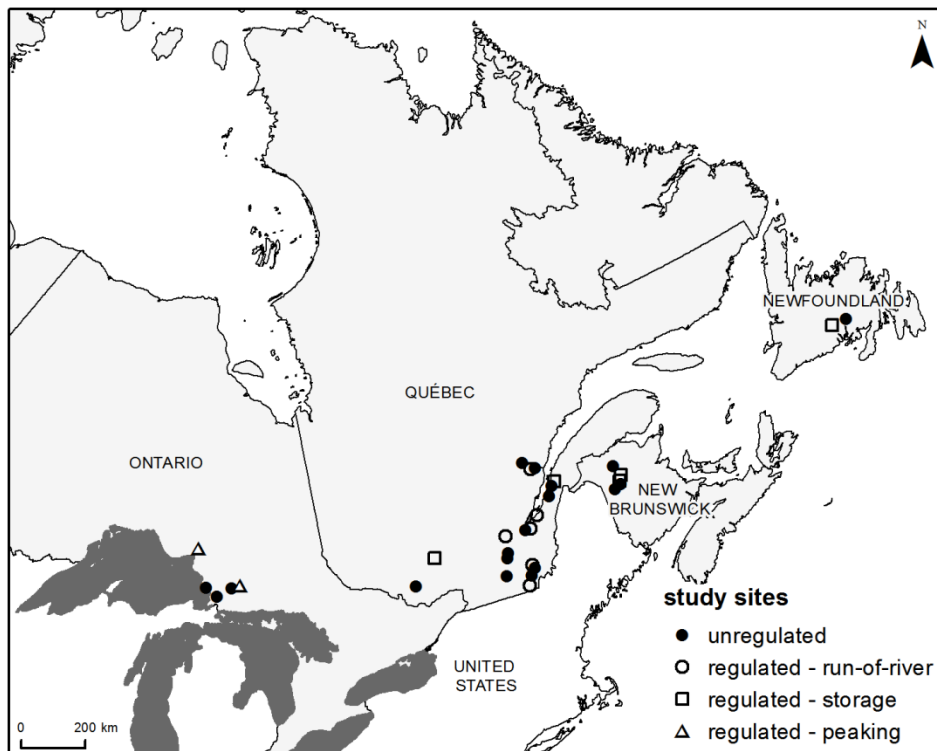


Figure 6.1 Location of study sites in eastern Canada

Table 6.1 Characteristics of regulated rivers

river	province†	dam name	type of regulation	drainage area (km ²)	dam height (m)	years monitored	impounded runoff index (%)
Magpie	ON	Steephill Falls	peaking	1640	35	2011-2013	15
Mississagi	ON	Aubrey Falls	peaking	4040	37	2011-2013	12
Kiamika	QC	Kiamika	storage	702	16	2013	101
Ste-Anne	QC	Saint-Alban	run-of-river	1800	26	2012	0.7
Coaticook	QC	Penman*	run-of-river	362	9	2013	<0.1
St-François	QC	Weedon	run-of-river	2934	19	2012-2013	<0.1
Etchemin	QC	Jean Guérin	run-of-river	1130	18	2011-2012	<0.1
Sud	QC	Saint-Raphaël	run-of-river	793	23	2013	0.5
Fourchue	QC	Morin	storage	261	16	2011-2013	25
St-Jean	QC	Anse-Saint-Jean	run-of-river	648	13	2011-2013	<0.1
Dee	NB	Dee	storage	141	7	2012-2013	62
Serpentine	NB	Serpentine	storage	47	8	2013	103
West Salmon	NL	West Salmon	storage	266	21	2012-2013	10

† ON = Ontario; QC = Québec; NB = New Brunswick; NL = Newfoundland-and-Labrador

6.3 Methods

6.3.1 Impounded runoff index

To compare among regulated rivers, the impounded runoff index was calculated as the reservoir maximum storage capacity (m^3) divided by the median annual runoff (m^3) (i.e., a slight modification from Batalla et al., 2004 who used the mean annual runoff). The maximum storage capacity was extracted from provincial or national dam inventories (CDA, 2003; CEHQ, 2014). The median annual runoff for each regulated basin was estimated from the drainage area of the basin and the unit area median runoff (Agriculture and Agri-Food Canada, 2013). Using 1184 hydrometric stations, unit area median runoff was calculated by Agriculture and Agri-Food Canada (2013) as the median annual flow divided by the drainage area of the basin and these values were then interpolated across Canada.

6.3.2 Water temperature regime

Water temperature was monitored in rivers over one to three summers (2011 to 2013; table 6.1). Overall, water temperature data were collected for 25 site-years for regulated rivers and 30 site-years for unregulated rivers (for example, if a river was monitored for the summers of 2011 to 2013, this corresponds to three site-years). At each study site, water temperature was monitored by deploying two to ten thermal loggers (precision ± 0.5 °C) along a river reach. In regulated rivers, thermal loggers were deployed longitudinally downstream of the dam, with the most upstream logger deployed as close to the dam as possible (within 0.1 to 1.5 km of the dam, with the exception of two sites where loggers were at 8.2 km and 9.7 km from the dam for logistical reasons). Thermal loggers covered a distance ranging between 4 and 25 km (mean = 11 km) downstream of studied dams. Similarly, thermal loggers in unregulated rivers covered a longitudinal distance ranging between 3 and 45 km (mean = 13 km).

The thermal regime of rivers was characterized through 15 metrics describing the magnitude, frequency, duration, timing and rate of change in water temperatures (table 6.2). For each site-year, we calculated metrics for all thermal loggers deployed and the reach-scale median value was used to compare regulated and unregulated rivers. We

selected metrics according to their biological relevance and the type of thermal alterations expected in regulated rivers. Given that the analysis relied on a principal component analysis (PCA; details of this analysis provided below), we also limited the number of metrics to ensure that the number of observations (i.e. site-years) was greater than the number of variables (i.e. metrics) (Jolliffe, 2002). Frequency and duration metrics described events where daily maximum water temperature exceeded 19 °C and 25 °C (Fmax>19, Fmax>25, Dmax>19, Dmax>25; table 6.2). These thresholds were selected in accordance with a guild of thermal preferences for fish (Coker et al. 2001). Accordingly, coldwater fishes generally have a physiological optimum water temperature below 19 °C; coolwater fishes have a physiological optimum between 19 and 25 °C and warmwater fishes have a physiological optimum greater than 25 °C. The rate of change metrics described water temperature variations at seasonal (Ramp), daily (i.e. day-to-day; Rpos and Rneg) and subdaily (Rrng and Rrev) timescales (table 6.2).

Table 6.2 Metrics used to describe the thermal regime of rivers

Regime feature	Metric	Description	Units
Magnitude	Mmo7	Monthly average in daily mean water temperature in July	°C
	Mmo8	Monthly average in daily mean water temperature in August	°C
	Mmo9	Monthly average in daily mean water temperature in September	°C
	Msum	Average daily mean water temperature for the summer period	°C
	Mwkmax	Maximum weekly average in daily mean water temperature	°C
Frequency	Fmax>19	Number of days where daily maximum water temperature was above 19 °C	days
	Fmax>25	Number of days where daily maximum water temperature was above 25 °C	days
Duration	Dmax>19	Maximum number of consecutive days where daily maximum water temperature was above 19°C	days
	Dmax>25	Maximum number of consecutive days where daily maximum water temperature was above 25°C	days
Timing	Twkmax	Timing of the maximum weekly average in daily mean water temperature	week number (1-52)
Rate of change	Rampl	Amplitude of summer period (maximum daily mean water temperature - minimum daily mean water over the summer)	°C
	Rpos	90 th percentile of positive changes in daily mean water temperature (i.e. day-to-day changes)	°C
	Rneg	90 th percentile of absolute negative changes in daily mean water temperature (i.e. day-to-day changes)	°C
	Rrng	Mean daily range (daily maximum – daily minimum) in water temperature	°C
	Rrev	Average number of reversals per day	reversals

The study area spanned three ecozones (Boreal shield, Mixedwood plain and Atlantic maritime), each with a distinct hydroclimatic regime that can influence water temperatures. In addition, this study was conducted over three summers and as such, weather variations can lead to interannual differences in water temperatures. The objective of this study was not to describe hydroclimatically-driven variability in the thermal regime of rivers but rather to capture differences between the thermal regime of regulated and unregulated rivers. To facilitate the comparison among regions and among years, metrics describing the summer magnitude (Msum), frequency (Fmax>19, Fmax>25), duration (Dmax>19, Dmax>25) and rate of change (R ampl, R pos, R neg, R rng, R rev) of thermal conditions were calculated over a nine-week period centered on the week with the warmest average water temperature at unregulated rivers. The definition of this period was based on the fact that synchrony was generally observed in the occurrence of maximum weekly average water temperatures in unregulated rivers in a given region and year. Table 6.3 illustrates this synchrony and identifies the week number (between 1 and 52) on which the maximum weekly average water temperature occurred according to the region and year. For example, all unregulated rivers in Quebec and New Brunswick (n = 7) shared a similar pattern in 2012 and the weekly average water temperature peaked simultaneously on week 31 (table 6.3). In contrast, the weekly average water temperature peaked four weeks earlier (week = 27) in unregulated rivers in Ontario in 2012 (n = 2; table 6.3). Hence, the calculated metrics described properties of the thermal regime during a relatively similar period (i.e. independently of its timing) from one region to another as well as among years.

Table 6.3 Occurrence (week number between 1 and 52) of maximum weekly mean water temperature at unregulated rivers during the summers of 2011 to 2013. For non-leap years, week 28 starts on July 9 (day of year = 190) and week 32 starts on August 6 (day of year = 218).

province	2011	number of rivers	2012	number of rivers	2013	number of rivers
Ontario	29	2	27	2	29	3
Québec	28	2	31	6	29	9
New Brunswick			31	1	29	3
Newfoundland-and-Labrador			32	1	28	1

Apart from describing thermal characteristics over the entire summer period, the magnitude of thermal conditions was also described on a monthly basis (Mmo7, Mmo8, Mmo9; table 6.2). To facilitate the comparison of these metrics at the regional scale as well as for different years, air temperature conditions at each study site were taken into

consideration. Monthly water temperature metrics were standardized by the monthly mean air temperature. A similar approach was taken for the timing of the summer maximum weekly average water temperature (Twkmax; table 6.2) and we calculated the ratio between the timing of maximum weekly average water temperature and the timing of maximum weekly average air temperature.

This study compared the reach-level median value of water temperature metrics in regulated and unregulated river and as such, it is somewhat sensitive to the longitudinal distance monitored in rivers. The longitudinal distance monitored varied between sites for different reasons such as accessibility, changes in the land use and merging of rivers with a larger waterbody. Longitudinal variations in water temperature can be particularly important in regulated rivers where the temperature of water released at the dam is not at equilibrium with ambient conditions (Ellis and Jones, 2013). On the contrary, it would be expected that longitudinal variation in unregulated rivers would be much less. For these reasons, we calculated reach-level variation for each of the 15 water temperature metrics. Reach-level variation was calculated by looking at the difference in the metric value between the most downstream and upstream sites divided by the distance separating them. The mean reach-level variation of metrics was compared between the different river types (unregulated, run-of-river, storage, peaking) using an ANOVA and Tukey-Kramer post hoc test ($\alpha = 0.05$). When homogeneity of variance was not met (assessed with Levene's test, $\alpha = 0.05$), Welch's ANOVA ($\alpha = 0.05$) and Games-Howell post hoc test ($\alpha = 0.05$) were used instead. For the Twkmax metric describing the occurrence of the maximum weekly average water temperature, reach-level variance was equal to zero for unregulated and run-of-river systems and differences between different river types could not be assessed with a statistical test.

6.3.3 Air temperature at study sites

At each study site, air temperature data were extracted from a spatial grid product where daily minimum and maximum air temperature were interpolated across Canada using the ANUSPLIN method (Hutchinson et al., 2009). Air temperature was extracted at the most upstream location where water temperature was monitored (i.e. close to the dam in regulated rivers). Daily mean air temperature was estimated as the average of the daily minimum and maximum temperature. The error associated with the use of the interpolated spatial grid was assessed by comparing monthly mean air temperatures

calculated from observations at selected weather stations operated by Environment Canada and monthly mean air temperatures calculated from the spatial grid data at the location of the weather stations (figure 6.2). The error was estimated using 19 weather stations that are located close to the study sites. The summer months (July to September) for the three years of the study (2011 to 2013) were considered when assessing the error (which corresponded to the same period for which water temperature data were collected). The root mean square error (RMSE) between the observed and spatially-interpolated monthly mean air temperature at the 19 weather stations was 0.4 °C. The monthly mean air temperature was generally overestimated with the spatial grid data (mean error = 0.3 °C). The largest errors (RMSE \geq 0.5 °C and mean error \geq 0.5 °C) in the spatial grid data occurred in northern Ontario (near Magpie and Mississagi rivers), eastern (near Kiamika River) and southern Québec (near St-François River).

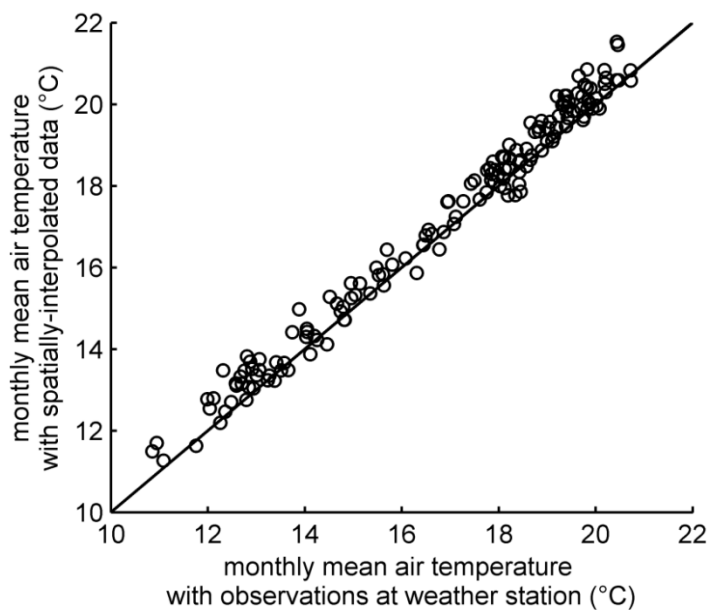


Figure 6.2 Relationship between the monthly mean air temperature computed from observations and spatially-interpolated data (ANUSPLIN) at 19 weather stations across the study area

6.3.4 Multivariate analysis

The thermal regimes of regulated and unregulated rivers were compared by conducting a principal component analysis (PCA) of the 15 metrics describing the thermal regime at the 55 site-years (25 site-years for regulated rivers and 30 site-years for unregulated rivers). The PCA transforms the original dataset into new variables that are uncorrelated

linear combinations of the original variables. These new variables are called principal components (PC) and the explained variance is maximized along each PC in a decreasing order. A coefficient (i.e. loading) is associated to each of the 15 metrics. For a given PC, a metric with a large absolute loading indicates that this metric captures an important proportion of the variance explained by the PC. To identify the PC that best differentiated regulated and unregulated rivers, we looked at the projection of each site-year (i.e. scores) in the PC space. A varimax rotation, which maximizes the sum of variances of the squared loadings, was also performed (Kaiser, 1958). This rotation facilitates interpretation by associating each PC with one or a few metrics. The multivariate analysis was used to identify anomalies in the thermal regime of regulated rivers. An anomaly was detected when the score of a given regulated river fell outside the 90 % confidence region of scores of unregulated rivers. Assuming a bivariate normal distribution, the major and minor axes of the confidence ellipse were defined according to the mean and standard deviation of scores and the angle of the ellipse was defined according to the covariance of scores.

6.4 Results

6.4.1 Assess longitudinal variation in water temperature metrics

Table 6.4 shows the mean variation in water temperature metrics over a 10-km reach according to river type (unregulated, run-of-river, storage, peaking). A positive value indicates a downstream increasing trend in the metric value and a negative value indicates a downstream decreasing trend in the metric value. Longitudinal variation in magnitude metrics (Mmo7, Mmo8, Mmo9, Msum, Mwkmax) was generally small and the absolute downstream variation rarely exceeded 0.5 °C. The largest longitudinal variation was observed for frequency, duration and rate of change metrics although significant differences between river types were only observed for three metrics: the maximum number of consecutive days where daily maximum water temperature exceeded 19 °C (Dmax>19), the mean daily range (Rrng) and the average number of reversals per day (Rrev). For these three metrics, the mean longitudinal variation downstream of storage dams was significantly larger than the mean longitudinal variation in unregulated rivers. For example, the mean daily range (Rrng) increased on average by 5.48 °C over a 10-km reach downstream of storage dams while longitudinal variation was minimal (< 0.1

°C) over the same distance in unregulated rivers (table 6.4). Such result most likely means that the mean daily range was small just downstream of the storage dams and increased thereafter. For peaking systems, only the mean reach-level variation in the average number of reversals per day (Rrev) was significantly different from unregulated rivers and the number of reversals generally decreased downstream of peaking dams (table 6.4). For most water temperature metrics, reach-level variation was not significantly different between regulated and unregulated rivers and as such, median values of water temperature metrics provided an adequate basis to compare rivers.

Table 6.4 Mean reach-level variation for the 15 metrics describing the thermal regime of rivers. An asterisk (*) indicates a metric for which there is a significant difference among different river types (ANOVA or Welch's ANOVA, $\alpha = 0.05$). Bold values indicate a significant difference with the reach-level variation of unregulated rivers (Tukey-Kramer or Games-Howell post hoc test, $\alpha = 0.05$).

metric	units	unregulated	run-of-river	storage	peaking
Mmo7	°C/10 km	-0.18	0.18	0.62	0.44
Mmo8	°C/10 km	-0.13	0.14	-0.59	0.01
Mmo9	°C/10 km	-0.13	0.06	-0.51	-0.52
Msum	°C/10 km	-0.14	0.16	0.11	0.45
Mwkmax	°C/10 km	-0.11	0.75	-0.01	0.30
Fmax>19	days/10 km	-0.16	2.19	42.40	8.95
Fmax>25	days/10 km	-5.02	7.28	3.26	1.62
Dmax>19*	days/10 km	-0.22	8.44	14.05	8.68
Dmax>25	days/10 km	-0.63	0.19	2.03	0.43
Twkmax	week/10 km	0.00	0.00	-0.47	-0.14
Rampl	°C/10 km	-0.07	0.15	0.59	-0.18
Rpos	°C/10 km	0.03	0.09	0.56	0.19
Rneg	°C/10 km	0.01	-0.24	-0.68	-0.22
Rrng*	°C/10 km	0.02	2.37	5.48	0.84
Rrev*	reversals/10 km	0.07	-0.90	-5.79	-3.17

6.4.2 Identify features of the thermal regime modified by dams

The two first PCs explained respectively 39 % and 32 % of the variance in water temperature metrics. Subsequent PCs explained less than 9 % of the variance in metrics. Mean scores of the first and second PCs were significantly different between regulated and unregulated rivers while no significant difference was observed for the third PC (ANOVA, $\alpha = 0.05$). Given the focus of our analysis was to identify differences in the thermal regime of regulated and unregulated rivers, this analysis focused only on the first two PCs.

Figure 6.3a shows the loadings associated with each of the 15 metrics describing the thermal regime of regulated and unregulated site-years in the first two PC dimensional space. Metrics describing water temperature magnitude (Msum, Mwkmax) had the largest absolute loadings on the first PC (figure 6.3a). Metrics describing the rate of change (Rampl, Rpos, Rneg, Rrng) and late-summer magnitude (Mmo9) of water temperature had the largest absolute loadings on the second PC and these metrics were strongly correlated in the two dimensional PC space. Accordingly, the angle between these metrics was generally close to 0 ° (positively correlated) or 180 ° (negatively correlated) (figure 6.3a).

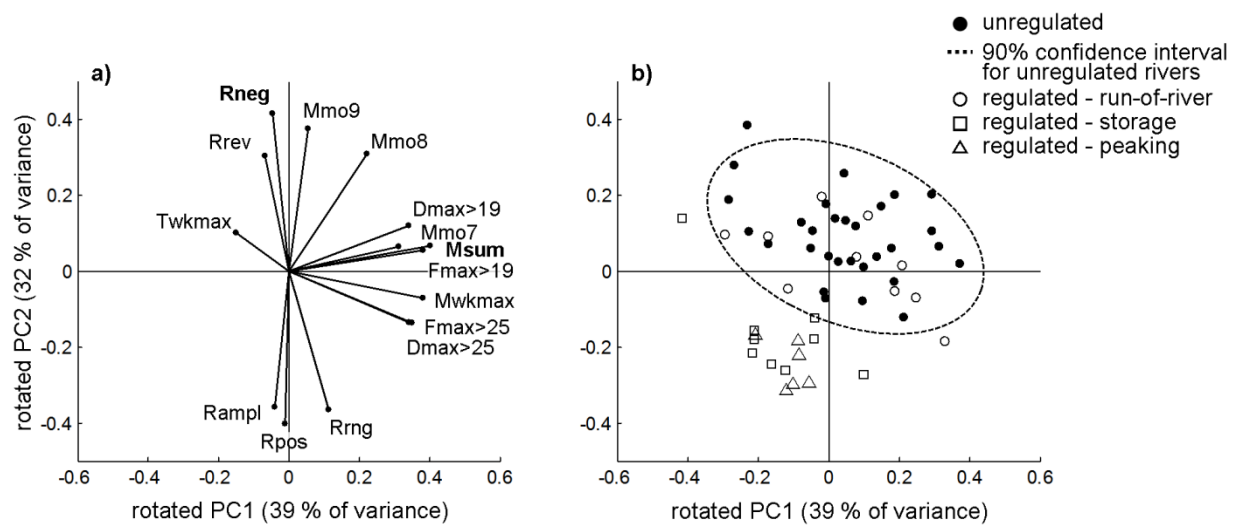


Figure 6.3 a) Loadings associated with the 15 metrics (see table 6.2 for a description of metrics) and b) scores of each site-year on the first two varimax-rotated principal components (PC). In panel a), bold values correspond to metrics with the largest absolute coefficient for each principal component.

Figure 6.3b shows the scores of each site-year for regulated and unregulated rivers in the first two PC space. The first PC (PC1) largely described the variance in the thermal regimes of unregulated rivers. Indeed, the ratio between the variance of PC1 scores of unregulated rivers and PC1 scores for all sites was equal to 90 %. Only for storage dams was the mean PC1 score of regulated rivers significantly different from the mean PC1 score of unregulated rivers (Tukey-Kramer post-hoc test, $\alpha = 0.05$). Nonetheless, most storage and peaking systems were within the 90 % confidence interval for PC1 scores of unregulated rivers and as such, this PC was not generally associated with anomalies in the thermal regime of regulated rivers (figure 6.3b). However, one site-year (Serpentine River in 2013) was out of the range of PC1 scores for unregulated rivers which suggest a distinct anomaly in the thermal regime of this regulated river compared to other storage

systems. The second PC (PC2) was a strong discriminant of the thermal regimes of regulated and unregulated rivers (figure 6.3b). The mean PC2 score of rivers regulated by storage and peaking dams was significantly smaller than the mean PC2 score of unregulated rivers (Tukey-Kramer post-hoc test, $\alpha = 0.05$). In contrast to PC1, we detected anomalies in PC2 scores for most storage or peaking systems (i.e. PC2 scores at these sites were outside the 90 % confidence interval of unregulated rivers). No significant difference was found between the thermal regime of run-of-river and unregulated systems as they plotted within the same multivariate space (figure 6.3b). Given the contrast between PC2 scores of regulated and unregulated rivers, metrics with large absolute PC2 loadings identified features of the thermal regime of rivers predominantly impacted by dams. A detailed description of these features is provided in the two next sections.

6.4.3 Compare the rate of change in regulated and unregulated rivers

Figure 6.4 shows the different rate of change metrics for unregulated, run-of-river, storage and peaking systems. Mean values of rate of change metrics were compared between different river types using an ANOVA and a Tukey-Kramer post hoc test ($\alpha = 0.05$). When homogeneity of variance was not met, Welch's ANOVA ($\alpha = 0.05$) and a Games-Howell post hoc test ($\alpha = 0.05$) were used instead.

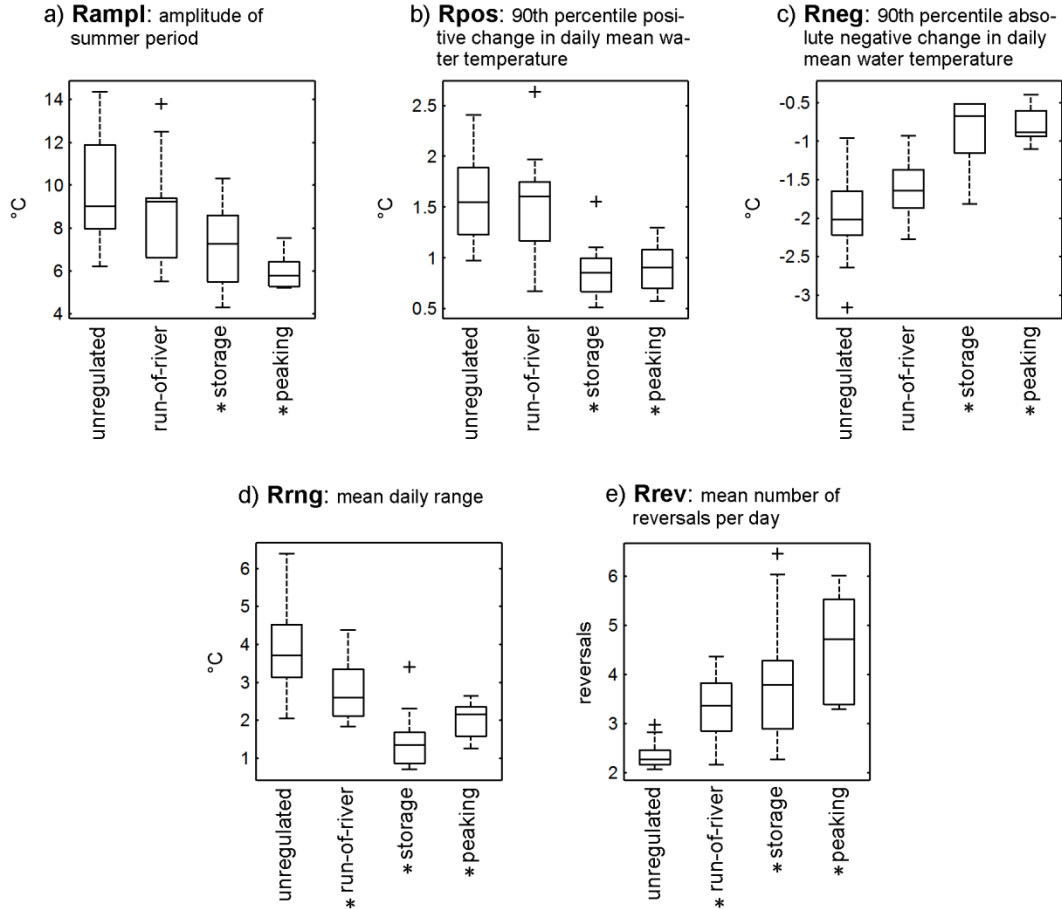


Figure 6.4 Rate of change of water temperature conditions at the a) seasonal (RampI) b-c) daily (Rpos and Rneg) and d-e) subdaily timescales (Rrng and Rrev) for unregulated and regulated rivers. An asterisk preceding the x-axis label indicates that the rate of change metric for that group of regulated rivers was significantly different from unregulated rivers (Tukey-Kramer or Games-Howell post hoc test, $\alpha = 0.05$)

At seasonal (RampI) and daily (Rpos, Rneg) timescales, no significant difference was detected between the rate of change of water temperature in unregulated and run-of-river systems (figure 6.4a-c). However, a significant difference was observed between unregulated and run-of-river systems for metrics describing subdaily variations in water temperature, namely for the mean daily range (Rrng; figure 6.4d) and the average number of reversals per day (Rrev; figure 6.4e). The mean daily range was significantly smaller in run-of-river systems compared to unregulated rivers (median = 2.6 °C for run-of-river and median = 3.7 °C for unregulated rivers; figure 6.4d). However, this difference could be due to a few unregulated rivers which were characterized by a particularly large mean daily range (> 5 °C). Among these unregulated rivers are the Nicolet and Eaton rivers, for which riparian vegetation had been removed along certain sections of the river as a result of agricultural activity. Removal of riparian vegetation can increase the daily

maximum water temperature (Moore et al., 2005a) which could explain a mean daily range greater than 5.4 °C in these rivers. The Ouelle River (unregulated) also had a mean daily range exceeding 5 °C, and this river is known to experience large subdaily variations as it is a large and shallow river (Oigny-Hébert et al., 2015).

For all five rate of change metrics (R_{ampl}, R_{pos}, R_{neg}, R_{rng}, R_{rev}; table 6.2), storage and peaking systems were significantly different from unregulated rivers (figure 6.4a-e). Compared to unregulated rivers, the magnitude of water temperature variations was smaller at the seasonal (R_{ampl}) and daily timescales (R_{pos} and R_{neg}) in rivers regulated by storage and peaking dams (figure 6.4a-c). For example, the median amplitude of the summer period (R_{ampl}) was 9.0 °C for unregulated rivers while it was respectively 7.3 °C and 5.8 °C for storage and peaking systems. The reduced seasonal amplitude at these regulated rivers could be the product of a relatively stable thermal regime (i.e. reduced variations in water temperature throughout the summer due to the dam) or could be due to the delayed occurrence of the maximum water temperature in these rivers (i.e. maximum water temperature occurring outside the nine-week summer period). Absolute daily variations (i.e. day-to-day) were also significantly smaller in rivers regulated by storage and peaking dams (R_{pos} and R_{neg}, figure 6.4b-c). The absolute median of the 90th percentile of changes in daily mean water temperature was greater than 1.5 °C in unregulated rivers while it was generally below 1 °C for storage and peaking systems. The relatively stable regime of storage and peaking systems on a day-to-day basis could be associated with the thermal inertia of reservoirs which can moderate daily changes in river water temperature.

At the subdaily timescale, the magnitude of variations was also considerably reduced in storage and peaking systems compared to unregulated rivers (R_{rng}; figure 6.4d). The mean daily range (R_{rng}) varied between 2.1 °C and 6.4 °C (median = 3.7 °C) in unregulated rivers. In comparison, the median of the mean daily range was 1.3 °C for storage systems. The mean daily range at peaking systems (median = 2.3 °C) was also significantly lower than at unregulated rivers. Peaking systems are often characterized by abrupt changes in water temperature during the day as a result of sudden hypolimnetic releases (Zolezzi et al., 2011). In the present study, the two peaking systems experienced abrupt water temperature variations during the day and on average, the maximum change in water temperature between two consecutive hours represented between 26 and 41 % of the mean daily range during the summer.

Nevertheless, reservoirs associated with peaking systems moderated the overall magnitude of subdaily variation which explains the reduced mean daily range for these regulated rivers.

Not only was the magnitude of subdaily variations reduced downstream of storage and peaking dams, the general pattern of subdaily variation was also modified. The average number of reversals per day (R_{rev} ; table 6.2), which represents the number of changes of direction in a day, was significantly larger in regulated rivers, including run-of-river systems, compared to unregulated rivers (figure 6.4e). To illustrate subdaily patterns of variation at regulated and unregulated rivers, we compared water temperature variations during four days of the summer 2012 at four selected sites, namely the Ste-Marguerite (unregulated), Etchemin (run-of-river), Dee (storage) and Mississagi (peaking) rivers (figure 6.5). The daily water temperature cycle in the unregulated river was characterized by two changes of direction during the day: water temperature decreased from midnight to early morning, increased in the afternoon and then started to decline again in the evening (figure 6.5a). Indeed, water temperature varied in a steady consistent way throughout the day in unregulated rivers. In contrast, subdaily water temperature variations in regulated rivers were more erratic downstream of the dam which led to reversals throughout the day (e.g. run-of-river dam; figure 6.5 b). At the storage dam, there were small but numerous changes of direction in water temperature throughout the day (figure 6.5c). Peaking systems generally experienced the largest number of reversals per day (median = 4.7; figure 6.4e). Indeed, we observed abrupt and frequent changes in water temperature at the Mississagi River and at least four reversals generally occurred throughout the day for this peaking system (figure 6.5d).

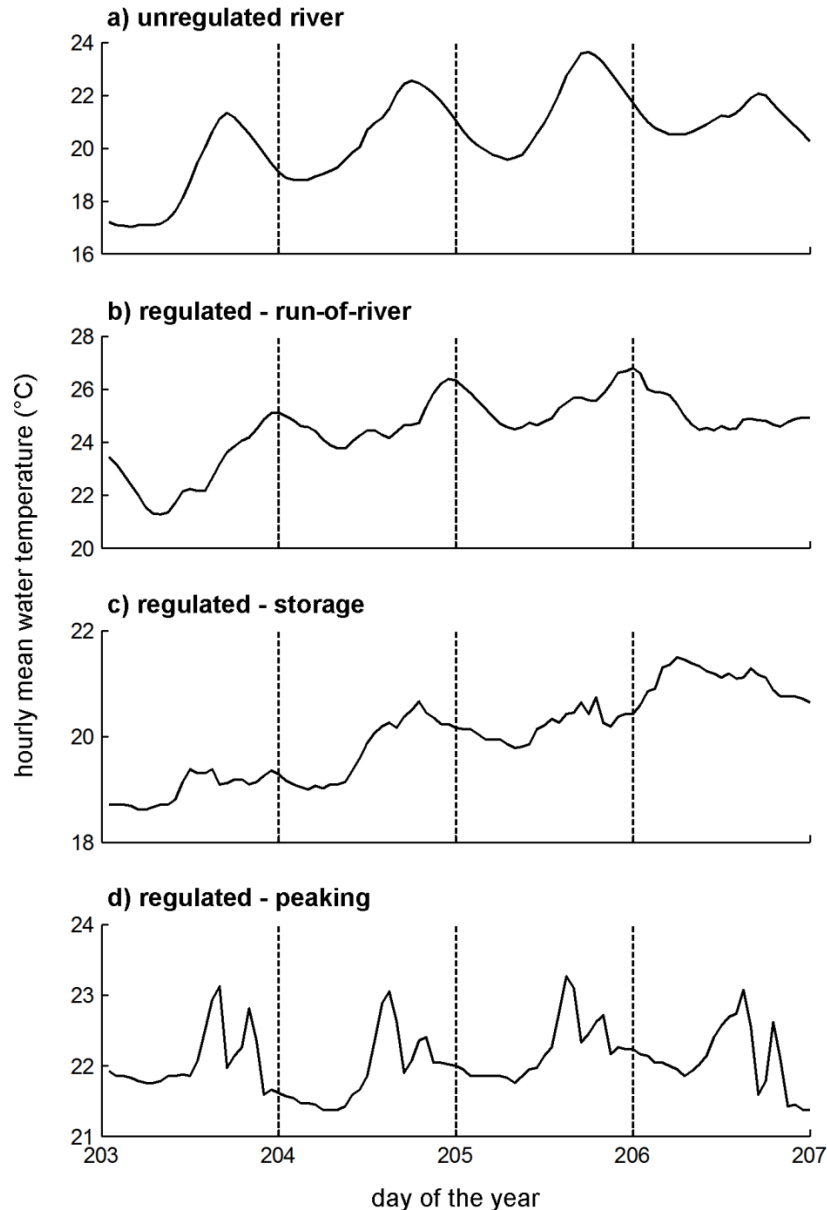


Figure 6.5 Examples of subdaily variations in water temperature in July 2012 at a) an unregulated river (Ste-Marguerite River, QC), b) a regulated run-of-river system (Etchemin River, QC), c) a regulated storage system (Dee River, NB) and d) a regulated peaking system (Mississagi River, ON)

6.4.4 Compare the monthly magnitude of regulated and unregulated rivers

The magnitude of the thermal regime in September (Mmo9) was identified as a thermal regime feature particularly impacted by dams (figure 6.3a). Contrarily to the various rate of change metrics which were strongly correlated in the two dimensional PC space, metrics describing the monthly magnitude of water temperature were not strongly

correlated (figure 6.3a). This finding suggests that the influence of regulation on the magnitude of the thermal regime varied over the summer period. To illustrate these changing patterns in the thermal influence of dams, figure 6.6 shows the monthly mean water temperatures of regulated and unregulated rivers in relation to air temperature in July, August and September.

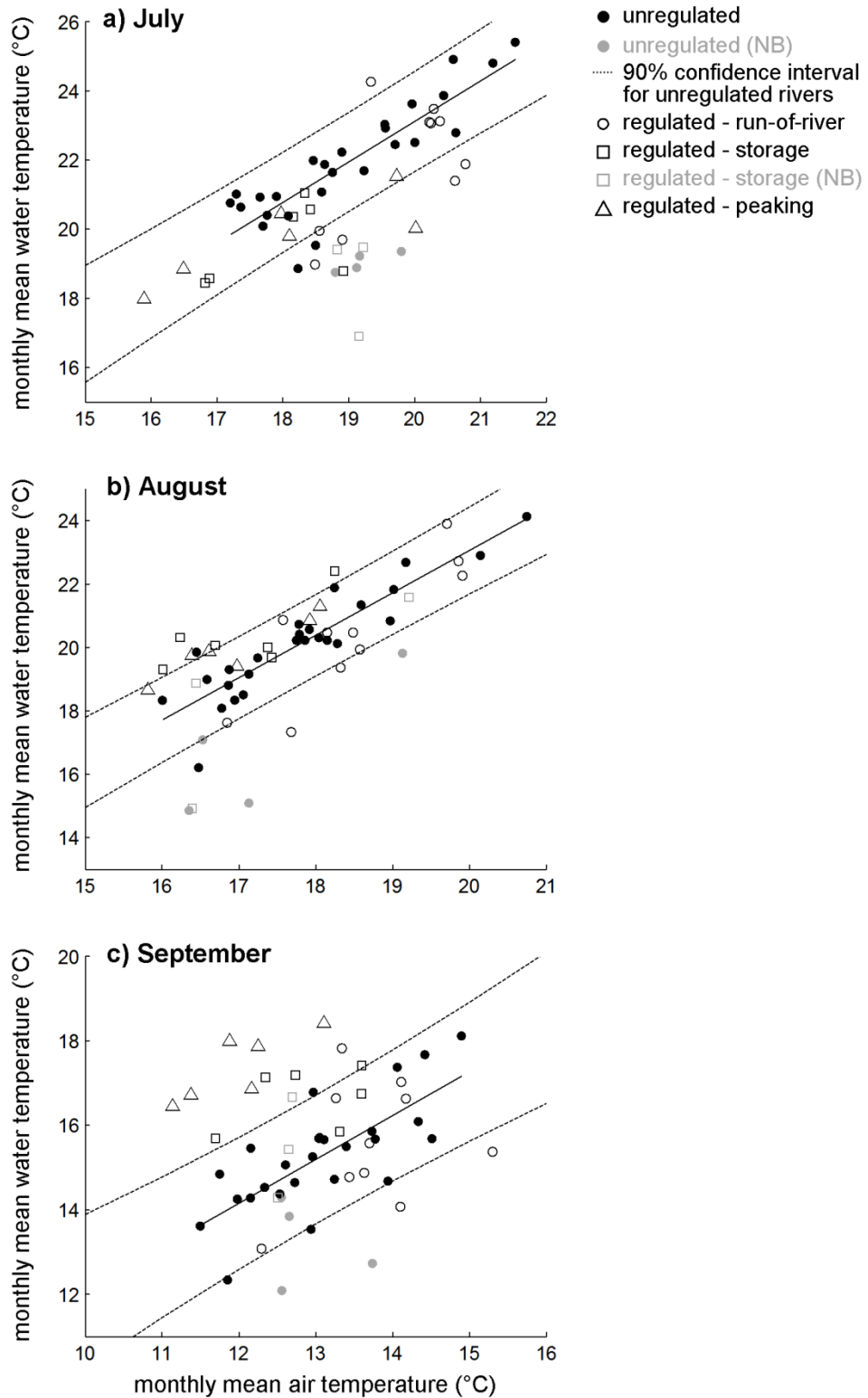


Figure 6.6 Magnitude of the thermal regime of unregulated and regulated rivers in relation to air temperature conditions for the months of a) July, b) August and c) September. New Brunswick (NB) site-years are plotted in grey although these site-years were not used in the definition of confidence intervals.

Compared to the other unregulated rivers, the three unregulated rivers (corresponding to four site-years) in the province of New Brunswick (NB; see figure 6.1 for location) generally had lower water temperatures compared to other sites when taking air temperature into account (figure 6.6). For example, monthly mean water temperatures were warmer than monthly mean air temperatures at unregulated rivers (monthly mean ratio between water and air temperature > 1.12), with the exception of NB sites where monthly mean water temperatures were often cooler than monthly mean air temperatures (monthly mean ratio between water and air temperature ranged between 0.96 in August and 1.03 in September). A Student t-test ($\alpha = 0.05$) indicated the mean ratio between monthly mean water and air temperature was significantly smaller at NB sites compared to other unregulated rivers. The difference between NB sites and other unregulated rivers could be due to the fact that the drainage area of NB sites was generally small (between 110 and 332 km²) in comparison to other unregulated rivers (mean = 1009 km²). Consequently, NB sites were not included in the regression analysis (i.e. definition of confidence intervals) between the monthly mean air and water temperature, although they are plotted as grey symbols in figure 6.6. The two regulated rivers in NB, which also have a small drainage area (between 47 and 110 km²), were also differentiated in figure 6.6 to allow the distinction with other regulated rivers.

For unregulated rivers, correlation between monthly mean air and water temperature was strongest in July ($R = 0.88$) and August ($R = 0.91$) while moderate correlation was observed in September ($R = 0.75$). In July and August, no general pattern was observed in the air-water temperature relationship of regulated rivers. Among storage and peaking systems, **we only observed** anomalies (i.e. metric falling outside the 90 % confidence interval of unregulated rivers) in the July air-water temperature relationship for two site-years (Kiamika River in 2013, Mississagi River in 2011; figure 6.6a). At these two site-years, the mean July water temperature was 1.6 °C below the confidence interval of the air-water temperature relationship of unregulated rivers, thus suggesting a cooling influence of the dam. The cooling influence of the dam on the Mississagi River was only observed in 2011, as no anomaly was detected in the July magnitude of the thermal regime in 2012 and 2013. Among storage and peaking systems, anomalies in the magnitude of the thermal regime in August were detected for the Fourchue River (2011, 2012, 2013), the Magpie River (2011, 2012) and the West Salmon River (2013) (figure 6.6b). For these site-years, the dam had a small warming influence on water temperature and the mean water temperature in August was on average 0.3 °C above

the 90 % confidence interval of the air-water temperature relationship of unregulated rivers.

While most anomalies in the mean July and August water temperatures were detected for storage and peaking systems, we also observed anomalies for a run-of-river system (St-Jean River) and an unregulated river (Ste-Marguerite River) which were both located in the Boreal shield. These two rivers (representing 5 site-years) were systematically characterized by a mean July water temperature between 0.1 and 1.0 °C below the 90 % confidence interval of the air-water temperature relationship (figure 6.6a). Similar cold anomalies in the mean water temperature were also detected for these two rivers in August (figure 6.6b). Results suggest that these rivers are characterized by a slower warming of water temperatures in the early summer although additional sites in the region would be needed to clearly identify regional differences in the thermal regime of unregulated rivers.

In contrast to July and August, large anomalies were detected for most storage and peaking systems in September (figure 6.6c) thus denoting the systematic warming influence of these dams on water temperatures in the late summer. For example, the mean September water temperature was on average 1.7 °C above the confidence interval for peaking systems. Compared to peaking systems, the warm anomalies were generally smaller at storage systems. Nevertheless, the mean September water temperature for storage systems was on average 0.6 °C above the 90 % confidence interval of unregulated rivers.

6.4.5 Compare thermal impacts associated with different types of regulation

Figure 6.7 shows the relationship between the impounded runoff index (log scale) and PC2 scores of regulated rivers which can be interpreted as an indicator of thermal alteration by dams. For regulated rivers monitored for more than one year, minimum and maximum values of PC2 scores were plotted to illustrate interannual variations in the thermal alteration of regulated rivers. Excluding the Serpentine River site (which could be considered as an outlier given the z-score of its PC2 score is greater than 2.5; PC2 score = 0.14 and impounded runoff index = 103 % in figure 6.7), PC2 scores for regulated rivers were strongly correlated to the logarithm of the impounded runoff index ($R = -0.75$, $p\text{-value} < 0.05$). Run-of-river systems with minimal storage capacity had an impounded runoff index between 0 and 1 % (table 6.1) and these dams had a minimal

impact on the thermal regime of rivers. In contrast, the thermal regime of rivers regulated by storage and peaking dams was significantly altered and these systems had an impounded runoff index that ranged between 10 and 103 % (table 6.1).

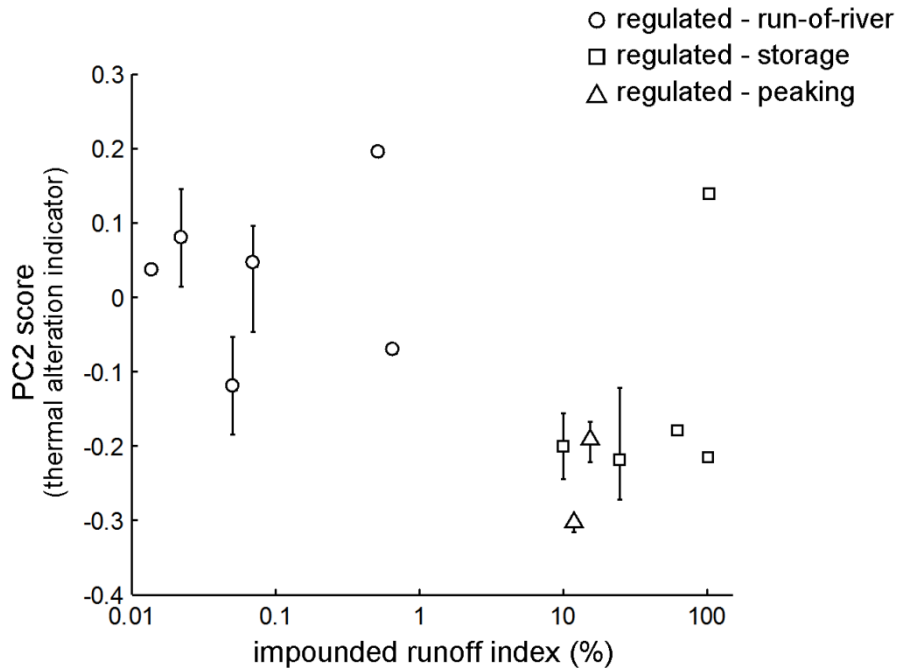


Figure 6.7 Relationship between the impounded runoff index and scores on the second principal component (PC2) for regulated rivers. The x-axis is represented on a log scale. PC2 scores are used to describe thermal alteration at regulated rivers. Error bars indicate minimum and maximum values for PC2 scores at sites monitored for more than one year.

6.5 Discussion

6.5.1 Thermal regime features predominantly modified by dams

We used a multivariate analysis (PCA) to identify thermal regime features for which important differences were observed between regulated and unregulated rivers. Two categories of metrics differentiated the thermal regime of regulated and unregulated rivers in eastern Canada: 1) the rate of change in water temperature and 2) the magnitude of water temperature in September. These contrasting features between the thermal regime of regulated and unregulated rivers were specific to the study region and to the regulation schemes studied. Nevertheless, thermal impacts identified in this study generally agreed with results from other studies. For example, a reduction in thermal variability has also been observed in regulated rivers at subdaily (Casado et al., 2013),

daily (Steel and Lange, 2007) and seasonal (Ward and Stanford, 1979) timescales. The warming influence of reservoirs in September has also been observed at certain regulated rivers (Lehmkuhl, 1972; Webb and Walling, 1993), although it should be noted that hypolimnetic-release dams can also have a cooling influence on water temperature in the late summer (Olden and Naiman, 2010). The present study can help guide biological monitoring efforts by targeting species and biological processes sensitive to thermal features predominantly modified by dams. Moreover, by providing a preliminary assessment of thermal impacts of dams, the present study can provide insight for the selection and application of predictive modeling approaches to evaluate impacts more precisely on a site-by-site basis. For instance, the time step and precision required by water temperature models can be established from an initial analysis of metrics.

The present study described a regional template of thermal alteration associated with storage and peaking dams. For example, results show that there is a generalized increase in the late-summer (September) magnitude of water temperature at rivers regulated by storage and peaking dams. Indeed, anomalies in the magnitude of the thermal regime in September were observed for all site-years for peaking systems and most (four out of six) site-years for storage systems (figure 6.6c). Although the present study highlighted the impacts of dams on the late-summer magnitude and rate of change of water temperature, additional features of the thermal regime may also be modified by dams on a site-specific basis. In July and August, we detected anomalies in the magnitude of the thermal regime of certain regulated rivers, although these anomalies appear to be specific to each site and year rather than exhibiting a consistent pattern at the regional scale (figure 6.6a-b). Interannual variations have been observed in the extent of thermal impacts by dams (Preece and Jones, 2002; Webb and Walling, 1993) and thermal alteration could be more sensitive to hydrometeorological factors in the early summer (July and August) than later in the season (September). Additionally, local factors (e.g. inflow from tributaries, groundwater contribution) could also have an important mediating influence towards the thermal impacts of dams in the early summer. Although this study provides a preliminary assessment of features of concern in the thermal regime of regulated rivers in eastern Canada, site-specific studies are still needed to understand the impacts of a dam on a river's thermal regime.

Overall, metrics that differentiated the thermal regime of regulated and unregulated rivers were generally strongly correlated, as the projection of these metrics in the first

two PC space showed (figure 6.3a). The selection of a representative and non-redundant set of metrics has been a recurrent topic in studies characterizing the flow regime of rivers (Daigle et al., 2011; Olden and Poff, 2003). From a statistical perspective, one metric, such as Rneg which had the largest absolute loading on PC2, would be sufficient to describe the dominant pattern of variance between regulated and unregulated rivers. Indeed, the Rneg metric that described the negative changes in daily mean water temperatures captured 85 % of the total variance explained by PC2. The selection of this unique metric would minimize information redundancy associated with a large set of water temperature metrics. From an ecohydrological perspective, it could however be argued that each metric should be considered, even if strongly correlated to one another, given their varying biological implications. For example, the increased magnitude of water temperature in September (Mmo9) could translate into a longer growth period in regulated rivers (Neuheimer and Taggart, 2007) as well as it could influence the timing of gametogenesis (Dabrowski et al., 1996). In contrast, the mean daily range (Rrng) could influence the metabolic rate of fishes living above their optimal water temperature (Oligny-Hébert et al., 2015). Mitigation would certainly be approached differently according to the thermal regime feature of concern in regulated rivers.

6.5.2 Thermal alteration associated with different types of regulation

Run-of-river dams had little impact on the thermal regime of rivers and PCA scores associated with these regulated rivers were generally within the natural range of variability observed in unregulated rivers (figure 6.3b). However, two features of the thermal regime of run-of-river systems were significantly different from unregulated rivers (Rrng and Rrev), although as argued above, differences in the mean daily range (Rrng) for some sites may be linked to certain unregulated rivers characterized by large subdaily variations rather than being attributed to the presence of dams. As for the average number of reversals per day (Rrev), unregulated rivers displayed a relatively consistent subdaily pattern with on average two reversals per day, while a greater number of reversals was generally observed downstream of run-of-river dams (figure 6.4e). Run-of-river dams often raise the water level upstream of the dam to make sure the intake structure remains submerged which can lead to an enlargement of the river upstream of the dam (Csiki and Rhoads, 2010). The modification of the water's residence time associated with this enlargement could explain differences in subdaily

patterns of variation in water temperature between unregulated and run-of-river systems. Moreover, run-of-river dams can sometimes increase the flashiness of subdaily flow variations, such as was the case in the Connecticut River basin, United States (Zimmerman et al., 2010). This modification of the flow regime could also influence subdaily water temperature variations (e.g. number of reversals per day; Rrev).

In general, storage and peaking systems were found to 1) reduce the magnitude of water temperature variation at seasonal, daily and subdaily timescales and 2) increase the monthly mean water temperature in September. However, one storage system (Serpentine River in 2013) diverged from this general pattern and the PC2 score for this site-year overlapped with PC2 scores of unregulated rivers (figure 6.3b). Indeed, metrics describing the thermal rate of change in this regulated river were within the interquartile range of unregulated rivers (figure 6.4). The only important anomaly observed for the thermal regime of this regulated river was related to the magnitude of its thermal regime in July (Mmo7, figure 6.5a). During this month, particularly cool water temperatures were observed at the Serpentine River. These results highlight the fact that not all storage and peaking systems will generate the same impacts across the study area. In particular, the Serpentine River site corresponded to the smallest drainage basin among regulated rivers (47 km²; table 6.1) which could in part explain the different pattern of thermal alteration at this site. According to the serial discontinuity concept (Ellis and Jones, 2014; Ward and Stanford 1983), stream order influences the extent of thermal alteration by dams. Rapid thermal recovery was generally observed downstream of the dam at the Serpentine River which could explain why median conditions were generally similar to water temperature conditions in unregulated rivers. For example, within 12 km downstream of the dam, rate of change metrics (Rpos, Rneg, Rrng and Rrev) had generally recovered to values close to the median value of unregulated rivers and this effect could in part be associated with the inflow of important tributaries (drainage area > 20 km²) along the study reach. In the case of increased temperatures downstream of dams, a rapid recovery can also be attributed, in some cases, to important groundwater fluxes which can help bring back water temperature to equilibrium downstream.

6.5.3 Assessing the potential for thermal alteration in regulated rivers

We observed a significant correlation ($R = -0.75$) between PC2 scores and the logarithm of the impounded runoff index which suggests that this index may be used to assess the

potential for thermal alteration by dams in the region. Findings from this study suggest a threshold in the impounded runoff index over which dams significantly modify the thermal regime of rivers. In the present study, thermal alteration was observed for dams impounding more than 10 % of the median annual runoff while dams impounding less than 1 % of the median annual runoff had a minimal impact on the thermal regime of rivers. Buendía et al. (2015) also found that the degree of thermal alteration was related to the impounded runoff index in the Ebro basin, Spain. In their study, dams impounding less than 5 % of the mean annual runoff had a minimal influence on the relationship between air and water temperature while thermal alteration was observed downstream of dams impounding more than 20 % of the mean annual runoff. It should be noted that their study used the mean annual runoff to calculate the impounded runoff index while the present study used the median annual runoff. In New Brunswick, the median annual flow corresponds to approximately half of the mean annual flow (Caissie, 2006b) which would influence the calculation of the impounded runoff index. Accordingly, methodological differences should be carefully considered when comparing studies making use of the impounded runoff index.

While this study suggests that the threshold in the impounded runoff index over which significant thermal alteration occurs lies between 1 and 10 % for medium-size rivers in eastern Canada, further research could help refine this estimation as well as it could investigate the relevance of this threshold for smaller streams (drainage area < 50 km²). Such information could be used to define monitoring priorities by identifying regulated rivers that are not monitored but where thermal alteration by dams is likely occurring. Other indicators have been proposed to assess the potential for thermal impacts (e.g. intake depth, frequency of release, summer discharge; Preece, 2004; Ryan et al., 2001); however, these indicators specifically targeted coldwater pollution by hypolimnetic-release dams. In contrast, in this study, the impounded runoff index was related to the alteration of other features of the thermal regime such as the rate of change and the late-summer magnitude.

6.5.4 Limitations

Air temperature was not measured at each study site and for this reason, a spatially interpolated grid was used to assess air temperature at each site. Comparison between observed and interpolated values of monthly mean air temperature indicated a small

positive bias (mean error = 0.3 °C). Similar to the present study, Price et al. (2000) found that spatial interpolation of climatological data generally performed well over eastern Canada (Quebec and Ontario) given the relatively smooth topographic and climatic gradients over this region. Nevertheless, we compared the use of the air temperature spatial grid data with the use of air temperature data measured at the closest weather station for the detection of anomalies in the monthly magnitude of the thermal regime of regulated rivers (figure 6.6). On a site-by-site basis, these two approaches yielded slightly different results, particularly in the month of August. However, the general pattern observed (i.e. important warming effect by storage and peaking dams in September; figure 6.6c) was consistent between the two approaches. While interpolated grids of daily weather are a useful tool for the development of spatially explicit water temperature studies and models, errors associated with these spatial datasets need to be carefully considered (Daly, 2006).

Unregulated rivers used as reference sites in this study were selected to reflect physiographic and hydroclimatic conditions of regulated rivers. Accordingly, these reference sites were not disturbance-free. For example, agricultural and urban areas were found in some catchments and the absence of riparian vegetation was sometimes observed along river reaches. Such disturbances can significantly modify the thermal regime of rivers (Moore et al., 2005a; Somers et al., 2013). However, catchments of regulated rivers generally presented similar disturbances (in addition to the disturbance of the dam itself). Reference conditions were defined to assess the thermal impacts of dams and these conditions were not necessarily suited to study the impact of other disturbances.

In regional assessments, classification is generally undertaken to identify which rivers are comparable in terms of their thermal regime (Chu et al., 2010; Rivers-Moore et al., 2013). In the present study, the small sample size of unregulated rivers with water temperature data precluded this step. With additional water temperature data in unregulated rivers, a regional typology of thermal regimes could be proposed which would allow a more precise definition of reference conditions and consequently, a more precise assessment of thermal impacts. For example, we highlighted two rivers located in the Boreal Shield (St-Jean and Ste-Marguerite rivers) which were characterized by cool water temperatures in the early summer relative to air temperatures (figure 6.6a-b). Additional sites would help assess if rivers in this region are indeed characterized by a

distinct thermal regime. The definition of a regional typology would have also been relevant to the assessment of thermal impacts in peaking systems given these sites were concentrated in northern Ontario and, unlike run-of-river and storage systems, did not span across the entire study area (figure 6.1).

This study compared median water temperature conditions in regulated and unregulated rivers. However, spatial variations in the water temperature of regulated rivers can lead to important longitudinal and lateral gradients in river productivity that should be considered when managing regulated rivers (Bond et al., 2015). While median conditions in the regulated river may be within the range of values observed in unregulated rivers, this may not be the case at close proximity of the dam. In particular, the most important longitudinal variation was observed downstream of storage dams (table 6.4) and such pattern could lead to a loss of suitable thermal habitat at proximity of the dam which could have important consequences, particularly for migratory species.

6.6 Conclusion

This study described a regional template of thermal alteration in medium-size rivers of eastern Canada regulated by dams impounding at least 10 % of the median annual runoff. We identified two features of concern in the thermal regime of these regulated rivers: the rate of change in water temperature and the magnitude of the thermal regime in September. Run-of-river dams impounding less than 1 % of the median annual runoff only had a minimal influence on the thermal regime of rivers. Findings suggest the impounded runoff index provides a valuable tool for desktop assessments of thermal impacts in ungauged basins. This index could help draw a picture of thermal alteration by dams at the landscape scale. With an increasing number of dam removals in North America (O'Connor et al., 2015), a good understanding of current thermal impacts at the landscape scale provides essential context to guide and prioritize dam removal efforts.

By identifying thermal features of concern in regulated rivers, this study highlighted potential mechanisms underlying changes in ecological communities of regulated rivers. Further research can help gain a better understanding of the ecological response associated with the modification of individual thermal features. For example, recent efforts have assessed the ecological implications of water temperature variability at different timescales (Niehaus et al., 2012; Steel et al., 2012) and this research highlights

the importance of such studies given the alteration of this feature in the thermal regime of regulated rivers.

CHAPITRE 7 : AMÉLIORER L'ESTIMATION DU FLUX THERMIQUE ASSOCIÉ À L'ÉVAPORATION DANS LES OUTILS DE MODÉLISATION DÉTERMINISTE

Les travaux réalisés dans ce chapitre sont présentés sous la forme d'un article scientifique rédigé en anglais. Le titre de l'article et la liste des auteurs est la suivante :

River evaporation and corresponding heat fluxes in forested catchments

Audrey Maheu¹, Daniel Caissie², André St-Hilaire¹, Nassir El-Jabi³

¹ Centre Eau-Terre-Environnement, Institut national de la recherche scientifique, Québec, Québec, Canada

² Pêches et Océans Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada

³ Département de génie civil, Université de Moncton, Moncton, Nouveau-Brunswick, Canada

Cet article a été publié dans la revue *Hydrological Processes* (volume 28, numéro 23, p.5725-5738; Doi: 10.1002/hyp.10071). L'article a été soumis le 25 janvier 2013 et accepté dans sa version finale le 16 septembre 2013. La version présentée dans cette thèse correspond à l'article tel que soumis à la revue.

Pour cet article, l'étudiante et premier auteur a réalisé l'analyse, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article. La collecte de données sur le terrain et le développement de la méthodologie ont été réalisées conjointement par l'étudiante et Daniel Caissie. Les coauteurs Daniel Caissie, André St-Hilaire et Nassir El-Jabi ont supervisé l'analyse des données et la rédaction.

Abstract

River water temperature is a very important variable in ecological studies, especially for the management of fisheries and aquatic resources. Temperature can impact on fish distribution, growth, mortality and community dynamics. River evaporation has been identified as an important heat loss and a key process in the thermal regime of rivers. However, its quantification remains a challenge, mainly due to the difficulty of making direct measurements. The objectives of this study were to characterize the evaporative heat flux at different scales (brook vs. river) and to improve the estimation of the evaporative heat flux in a stream temperature model at the hourly timescale. Using a mass-balance approach with floating minipans, we measured river evaporation at an hourly timescale in a medium-sized river (Little Southwest Miramichi) and a small brook (Catamaran Brook) in New Brunswick, Canada. With these direct measurements of evaporation, we developed mass transfer equations to estimate hourly evaporation rates from microclimate conditions measured 2 m above the stream. During the summer 2012, river evaporation was more important for the medium-sized river with a mean daily evaporation rate of 3.0 mm day^{-1} in the Little Southwest Miramichi River compared to 1.0 mm day^{-1} in Catamaran Brook. Evaporation was the main heat loss mechanism in the two studied streams and was responsible for 42 % of heat losses in the Little Southwest Miramichi River and 34 % of heat losses in Catamaran Brook during the summer.

7.1 Introduction

River water temperature is a very important variable in ecological studies and changes in temperature can significantly impact fish distribution, growth, mortality, production, habitat use and community dynamics (Caissie, 2006a). It is therefore important to understand the thermal regime of rivers for an effective management of fisheries and aquatic resources. Stream temperature has been modelled using statistical (Benyahya et al., 2007; St-Hilaire et al., 2012) and deterministic models (Caissie et al., 2007; Sinokrot and Stefan, 1993; Webb and Zhang, 1997). Deterministic models are efficient tools to understand the dynamics and contribution of the different components of heat budgets. This modelling approach has been used to better understand the impacts of dams (Lowney, 2000; Troxler and Thackston, 1977), deforestation (Bartholow, 2000; Chen et al., 1998), water withdrawals (Bartholow, 1991; Meier et al., 2003), wastewater effluents (Xin and Kinouchi, 2013) and climate change (Tung et al., 2006; Wu et al., 2012) on water temperature in streams.

In the heat budget of rivers, the evaporative heat flux is an important cooling process during the summer (Caissie et al., 2007). Numerous equations can be used to estimate evaporation (Rosenberry et al., 2007) and selecting the appropriate equation remains a difficult task in stream temperature modelling. Among the available evaporation equations, a strong bias exists towards those established on large lakes (e.g. Harbeck et al., 1958; Marciano and Harbeck, 1954). Jobson (1980) found that lake evaporation formulas underestimated evaporation rates in an open channel, especially at low wind speeds. Benyahya et al. (2010) compared estimates of river evaporation rates from four different lake evaporation equations and their results showed large differences among approaches. Such differences are difficult to reconcile without actual river evaporation measurements.

Mass transfer equations have been developed to estimate evaporation rates in a few open channels. Many of these equations were calibrated using an energy-budget approach (Fulford and Sturm, 1984; Jobson, 1980) while only two were developed using direct evaporation measurements (Benner, 1999; Guenther et al., 2012). For example, Guenther et al. (2012) measured evaporation rates in a small headwater stream in British Columbia using an evaporimeter. However, their measurements were only performed during daytime under stable atmospheric conditions. Benner (1999)

developed a mass transfer equation from direct evaporation measurements on the John Day River in northeastern Oregon and found that stream incision, topography, alignment and wind direction could restrict air movement, and thus influence the evaporative cooling of the river.

In water temperature models, river evaporation has generally been estimated by calibrating mass transfer equations (Hebert et al., 2011; Meier et al., 2003) or by applying equations from the literature without site-specific validation (Chikita et al., 2010; Hannah et al., 2004; Leach and Moore, 2010; Magnusson et al., 2012). Mass transfer equations have been calibrated by considering the evaporative heat flux as the residual term in the energy budget. However, this approach can lead to a bias in the estimation of mass transfer coefficients as the residual term may also include biases in the modelling of other heat fluxes. Furthermore, only two studies have validated river evaporation estimates against direct measurements due to challenges associated with river evaporation measurements (Benner, 1999; Guenther et al., 2012). The suitability of site-specific evaporation equations to rivers in different physical and climatic settings has not been thoroughly evaluated. Therefore, the objective of the present research is to study the river evaporation process and its corresponding heat flux for two different streams. The specific objectives of this research are 1) to calibrate mass transfer equations using direct measurements of river evaporation 2) to compare the evaporative heat flux at different scales (brook vs. river) and 3) to model stream water temperature at an hourly time step.

7.2 Study site

This study was conducted at two sites located within the Miramichi River basin in New Brunswick, Canada (figure 7.1). The region is characterized by a humid climate with a mean annual precipitation averaging 1130 mm and evapotranspiration estimated at 416 mm (Caissie and El-Jabi, 1995). January is the coldest month of the year with a mean monthly air temperature of -11.8 °C and July is the warmest month with a mean monthly air temperature of 18.8 °C. Vegetation is composed of conifers (65 %) and deciduous trees (35 %) (Cunjak et al., 1990).

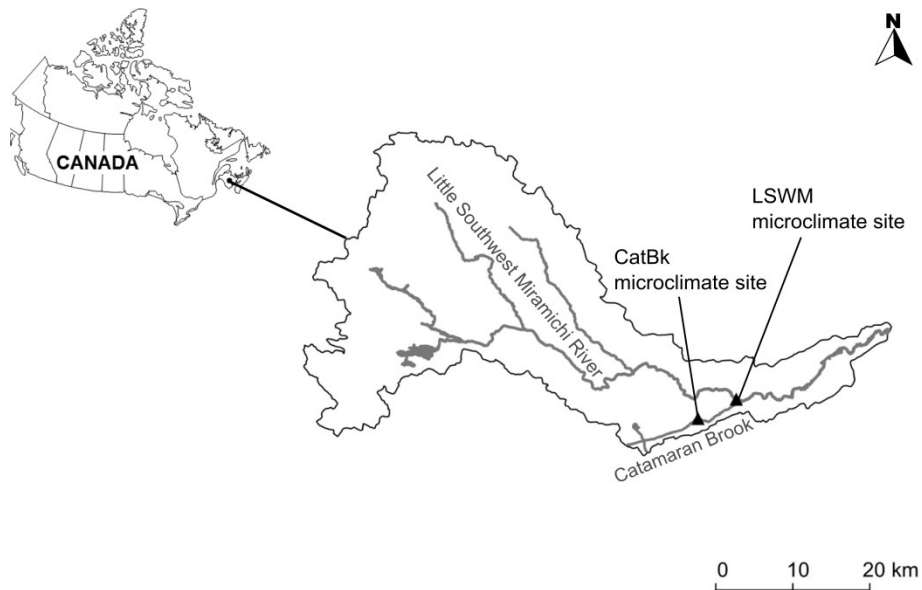


Figure 7.1 Map of Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) microclimate sites within the Miramichi River system

The first site was located in the Little Southwest Miramichi River (LSWM), above the confluence of Catamaran Brook. The site was located upstream an island in the middle of the channel to capture meteorological conditions above the river. The river is oriented on a northwest-southeast axis (100°) at the study site and is approximately 80 m in width and 0.55 m in depth during mean flow conditions. The drainage area at the study site is 1190 km^2 and summer mean daily flow in 2012 (days 164 to 241) was $18.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Canopy closure above the river is less than 20 %. The second site was located in Catamaran Brook (CatBk), 8 km upstream of the confluence with the LSWM. The stream is oriented on a southwest-northeast axis (75°) at the study site and is 8 m in width and 0.21 m in depth during mean flow conditions. The drainage area at the study site is 27 km^2 and summer mean daily flow in 2012 (days 164 to 241) was $0.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Canopy closure is more important at the CatBk ranging between 55 % and 70 %.

7.3 Materials and Methods

7.3.1 Above-stream microclimate conditions

Microclimate conditions were recorded mid-stream, directly above the water surface at LSWM and CatBk. Solar radiation, longwave radiation, air temperature, relative humidity, wind speed and direction were recorded approximately 2 m above the water surface.

Solar radiation was measured with a Kipp & Zonen SP-Lite2 silicon pyranometer ($\pm 5\%$ under open-sky conditions). Longwave radiation was measured with a Kipp & Zonen CGR3 pyrgeometer ($\pm 1\%$). Air temperature and relative humidity were measured with a Vaisala relative humidity sensor and temperature sensor and a RM Young anemometer 05103 recorded wind speed (0 to 100 m s^{-1} ; $\pm 0.3 \text{ m s}^{-1}$) and direction ($\pm 3^\circ$). The threshold sensitivity of the anemometer was typically 0.5 m s^{-1} and the maximum threshold sensitivity was 1 m s^{-1} . Water temperature was recorded mid-stream with a 107B water temperature sensor (Campbell Scientific Corp.; $\pm 0.4^\circ\text{C}$). Precipitation was recorded only at the LSWM site with a TE525 tipping bucket rain gage ($\pm 1\%$). All sensors recorded measurements every minute and stored hourly means (hourly total for rainfall) in a data logger. Microclimate conditions were recorded during the summer period from June 12 to August 28, 2012 (days 164 to 241).

7.3.2 Calibration of the minipans

As pointed out by Guenther et al. (2012), monitoring river evaporation can be challenging, especially in small streams, because of the lack of fetch which generally prevents the use of complex methods such as the eddy-correlation approach. Given this challenge, simple and direct measurement approaches are sometimes required. In the present study, we used floating minipans to measure river evaporation. Hourly evaporation rates were measured by assessing mass losses in a water-filled floating minipan. The minipans consist of a 22 x 22 cm and 6 cm-deep plastic pan inserted into a wooden frame for flotation. The square wood frame was 33 cm wide and 2 cm high and was painted white to minimize solar radiation absorption. Before using the minipans in the field, they were calibrated and tested against an automated Class A pan (see Caissie, 2011 for more details). The calibration between a Class A evaporation pan and the minipans was carried out between August 23 and October 19, 2011. Days with precipitation were excluded from the analysis. Daily evaporation was measured for both pans (figure 7.2a). Results showed that the daily evaporation measurements from the minipan agreed well with evaporation measurements for the Class A pan ($R^2 = 0.96$; figure 7.2b). On two occasions (September 6 and 30), evaporation was underestimated by the minipan when very strong winds were observed. During such high winds, it is possible that water would have splashed into the minipan (Chu et al., 2012).

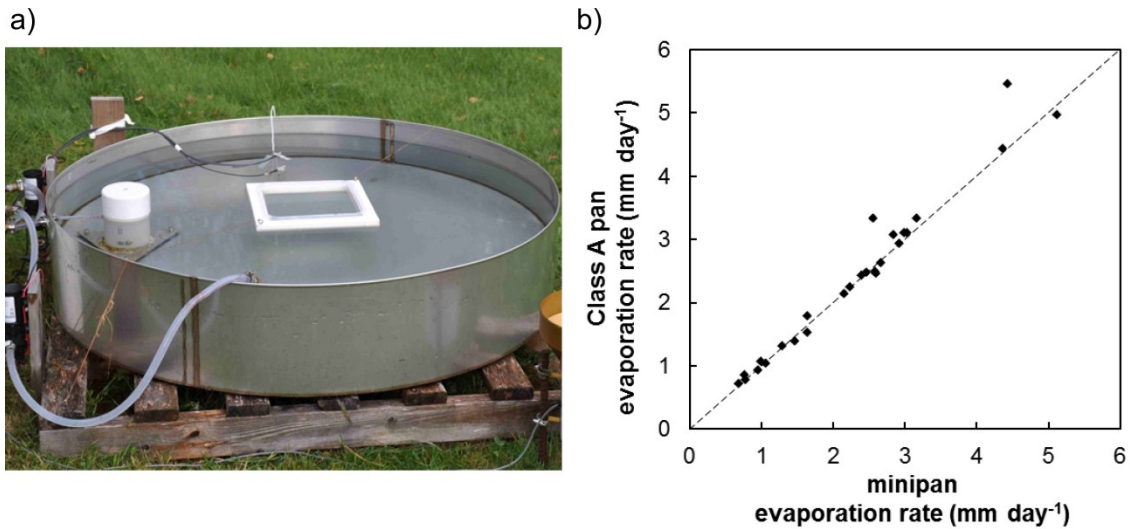


Figure 7.2 Calibration of the floating minipan with the Class A evaporation pan where a) shows the experimental set up and b) shows daily evaporation measurements by the minipan and class A pan (n = 26 days)

7.3.3 Measuring river evaporation at the microclimate station

Once calibrated, the minipans were installed in the field and three replicates (i.e. three minipans) were performed for each evaporation measurement. Each minipan was deployed in the main channel near the microclimate station recording above-stream conditions (figure 7.3). At CatBk, minipans were deployed across the reach to capture river evaporation near the microclimate station. At LSWM, minipans were all deployed in the middle of the river, in the vicinity of the microclimate station. Minipans were filled with 1600 g of stream water in order to approximately match the stream level within the minipan. Minipans were weighted every hour using a Symmetry EC II-4000 scale (± 0.1 g) and the hourly difference corresponded to the quantity of evaporated water. Hourly evaporation rates were measured at LSWM and CatBk during the summers of 2011 and 2012. Daytime measurements were performed between 12:00 and 17:00 and nighttime measurements between 21:00 and 5:00. Nighttime measurements were only performed at LSWM due to logistical difficulties to carry out such measurements at CatBk.

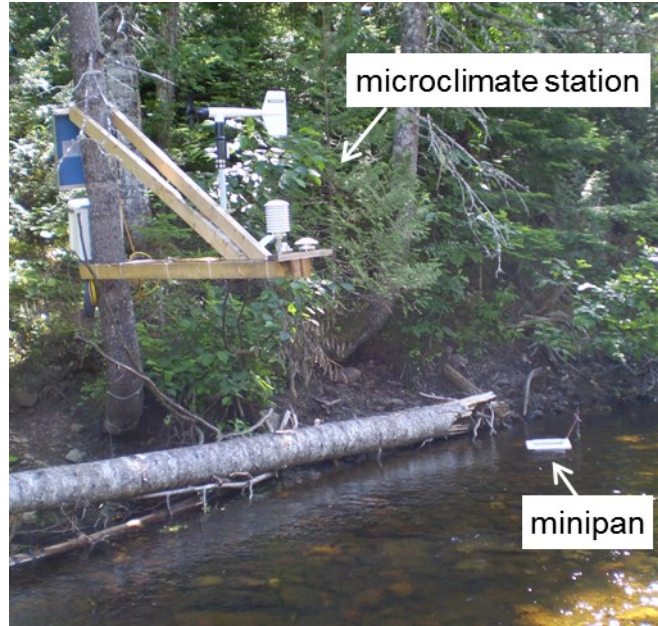


Figure 7.3 Measurements of river evaporation using the floating minipans at the microclimate station (Catamaran Brook)

7.3.4 River temperature model

Stream temperature was modelled using a heat budget approach (Caissie et al., 2007). Assuming vertically well mixed waters and a wetted perimeter equivalent to the stream width, the rate of change in water temperature can be described using the general equation of thermal energy (Hebert et al., 2011):

$$\frac{dT_w}{dt} = \frac{W}{c_w \rho_w A} H_{total} \quad (7.1)$$

where T_w is the water temperature ($^{\circ}\text{C}$), W is the stream width (m), c_w is the specific heat of water ($4.9 \times 10^{-3} \text{ MJ kg}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$), ρ_w is the water density (1000 kg m^{-3}), A is the cross-sectional area (m^2) and H_{total} (W m^{-2}) is the net heat flux into or out of the stream.

The net heat flux (H_{total}) corresponds to the sum of heat fluxes at the air-water and water-streambed interfaces:

$$H_{total} = H_{surface} + H_{bed} = (H_s + H_l + H_e + H_c) + (H_b + H_g) \quad (7.2)$$

where the heat flux at the air-water interface is the sum of the net shortwave radiation H_s (W m^{-2}), the net longwave radiation H_l (W m^{-2}), the evaporative heat flux H_e (W m^{-2}) and

the sensible heat flux H_c ($W m^{-2}$). The heat flux at the water-streambed interface is the sum of the heat flux by conduction H_b ($W m^{-2}$) and the heat flux by groundwater flow H_g ($W m^{-2}$). The evaporative heat flux (H_e) is a heat loss and therefore has a negative value in equation 7.2.

Net shortwave radiation (H_s)

The energy transfer from solar radiation to the stream is equal to the incoming shortwave radiation minus reflected solar radiation:

$$H_s = 0.97H_{is} \quad (7.3)$$

where H_{is} is the incoming solar radiation ($W m^{-2}$) measured with a pyranometer. The water surface albedo was estimated as 3 % of incoming solar radiation (Benyahya et al., 2012).

Net longwave radiation (H_l)

The longwave radiation is expressed as the sum of the incoming longwave radiation, which consists of radiation emitted by the atmosphere and the forest cover, and the outgoing longwave radiation, which consists of radiation emitted by the water and incoming longwave radiation reflected at the water surface. About 3 % of longwave radiation is reflected for a water surface between 0 °C and 30 °C (Anderson, 1954). The net longwave radiation is calculated using the Stefan-Boltzmann law (Singh and Singh, 2001):

$$H_l = 0.97\sigma[(F + \varepsilon_a(1 - F))(T_a + 273)^4 - (T_w + 273)^4] \quad (7.4)$$

where σ is the Stefan-Boltzmann constant ($5.67 \times 10^{-8} W m^{-2} K^{-4}$), F is the forest cover factor (0-1), ε_a is the atmospheric emissivity and T_a is the air temperature (°C). This forest cover factor corresponds to the fraction of the sky hidden by vegetation (0 = totally open to the sky and 1 totally shaded). As such, the sky view factor (Moore et al., 2013) corresponds to $(1 - F)$. For the LSWM, incoming longwave radiation was obtained from direct measurements using the Kipp & Zonen CGR3 pyrgeometer. In the case of CatBk, the atmospheric emissivity ε_a was estimated using the empirical relationship defined by Morin and Couillard (1990) and longwave radiation data collected at the LSWM. The

forest cover factor was calculated by minimizing the mean squared error between measured and predicted ($[1 - F] * H_{s\ LSWM}$) daily mean shortwave radiation at CatBk for days 164 to 202 (50 % of the study period). The calibrated forest cover factor ($F = 0.66$) was validated using an independent data set (days 203 to 241) and similar RMSE values were computed using the calibration data set ($13\ W\ m^{-2}$) and the independent data set ($17\ W\ m^{-2}$).

Evaporative heat flux (H_e)

The evaporative heat flux is a function of the evaporation rate and is calculated as:

$$H_e = E \times L \times \rho_w \quad (7.5)$$

where E is the evaporation rate ($mm\ hr^{-1}$) and L is the latent heat of water vaporization ($2.45\ MJ\ kg^{-1}$).

A mass transfer equation was used to estimate the evaporation rate from microclimate conditions. Mass transfer equations are a widely used approach for estimating the evaporative heat flux in stream temperature models (e.g., Caissie et al., 2007; Sinokrot and Stefan, 1993). The evaporation rate is assumed proportional to the vapor pressure deficit and wind speed (Harbeck et al., 1958):

$$E = \psi(e_s^* - e_a) \quad (7.6)$$

where ψ is the wind function ($mm\ day^{-1}\ kPa^{-1}$), e_s^* is the saturation vapor pressure at the surface water temperature (kPa) and e_a is the vapor pressure of the above air (kPa). It should be noted that although the water temperature model is computed at an hourly time step, the evaporation rate in equation 7.6 is expressed in mm per day to facilitate comparison with values from the literature.

The wind function ψ is typically represented by a linear function (Harbeck et al., 1958; Jobson, 1980; Sinokrot and Stefan, 1993) and therefore equation 7.6 becomes:

$$E = (a + bu)(e_s^* - e_a) \quad (7.7)$$

where a and b are site-specific coefficients and u is the wind speed ($m\ s^{-1}$). In the present study, a and b were estimated using evaporation measurements from the

floating minipans and wind speed measurements at 2 m above the stream. A wind function was calibrated for both LSWM and CatBk.

Sensible heat flux (H_c)

The sensible heat flux is the energy transferred by conduction and convection as a result of the temperature difference between the stream and the atmosphere. The sensible heat flux is estimated using the Bowen ratio (Bowen, 1926):

$$\frac{H_c}{H_e} = \gamma \frac{T_w - T_a}{e_s^* - e_a} \quad (7.8)$$

where γ is the psychrometric constant (0.066 kPa °C⁻¹ for an atmospheric pressure of 101.3 kPa and a latent heat of vaporization of 2.45 MJ kg⁻¹).

When substituting equations 7.5 and 7.7 in equation 7.8, the sensible heat flux is described as:

$$H_c = \gamma(a + bu)(T_a - T_w) \quad (7.9)$$

Heat flux by conduction at the streambed (H_b)

The streambed heat fluxes by conduction (H_b) and by advection (H_g) were estimated with an advective-diffusion model (Caissie and Satish, 2001):

$$k_m \frac{\partial^2 T_z}{\partial z^2} - v_z c_w \rho_w \frac{\partial T_z}{\partial z} = c_m \rho_m \frac{\partial T_z}{\partial t} \quad (7.10)$$

where k_m is the effective thermal conductivity of the saturated sediment matrix (2.2 W m⁻¹ °C⁻¹ at CatBk and LSWM), T_z is the streambed temperature at different depths (°C), z is the depth within the streambed (m), v_z is the vertical seepage velocity (negative for upwelling water) (0.0025 m hr⁻¹ at CatBk and 0.0020 m hr⁻¹ at LSWM), c_m is the specific heat capacity of the saturated sediment matrix (1130 J kg⁻¹ °C⁻¹) and ρ_m is the density of the saturated sediment matrix (2300 kg m⁻³). Details on the values used for k_m , v_z , c_m , ρ_m are found in Hebert et al. (2011).

The advection-diffusion model was used to predict temperature profiles in the streambed from which we estimated the heat flux by conduction using a heat budget approach (Hondzo and Stefan, 1994):

$$H_b = c_m \rho_m \frac{\partial}{\partial t} \int_0^L T(z, t) dz \quad (7.11)$$

Heat flux by groundwater flow (H_g)

The advective heat flux is a function of the groundwater flow and the temperature difference between the surface and groundwater (Sridhar et al., 2004):

$$H_g = c_w \rho_w Q_g (T_w - T_g) \quad (7.12)$$

where Q_g is the groundwater flow ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) and T_g is the groundwater temperature at a depth close to the water-streambed interface ($^{\circ}\text{C}$). Q_g was estimated from the vertical seepage velocity (v_z) for a 1 m^2 -surface area. T_g was estimated at a depth of 0.1 m using the advection-diffusion model (equation 7.10).

The performance of the stream temperature model was evaluated using two criteria. First, the root-mean-square error (RMSE) was calculated between the observed and predicted hourly rate of change in temperature (dT_w). Second, the coefficient of determination (R^2) was calculated to describe how much of the observed variability in water temperature was explained by the model (i.e. water temperature calculated based on the total heat flux). Equations for the RMSE and R^2 are described in Hebert et al. (2011).

7.4 Results

7.4.1 Wind functions

Wind functions for both LSWM and CatBk are shown in figure 7.4. Table 7.1 provides the coefficients of the wind functions as well as the 95 %-confidence intervals associated with these coefficients. The RMSE between observed and predicted evaporation rates was 0.65 mm day^{-1} during daytime at LSWM, 0.34 mm day^{-1} during nighttime at LSWM

and 0.15 mm day^{-1} at CatBk. Two distinct clusters were detected for the LSWM as a result of smaller evaporation rates at night and different microclimate conditions between day and night (e.g. lower wind speeds at night; figure 7.5a). In LSWM, the slopes of the daytime and nighttime wind functions were not significantly different (ANCOVA test, $F = 2.65$ $p > 0.05$). However, the slopes of daytime wind functions were significantly different between LSWM and CatBk (ANCOVA test, $F = 9.98$, $p < 0.05$).

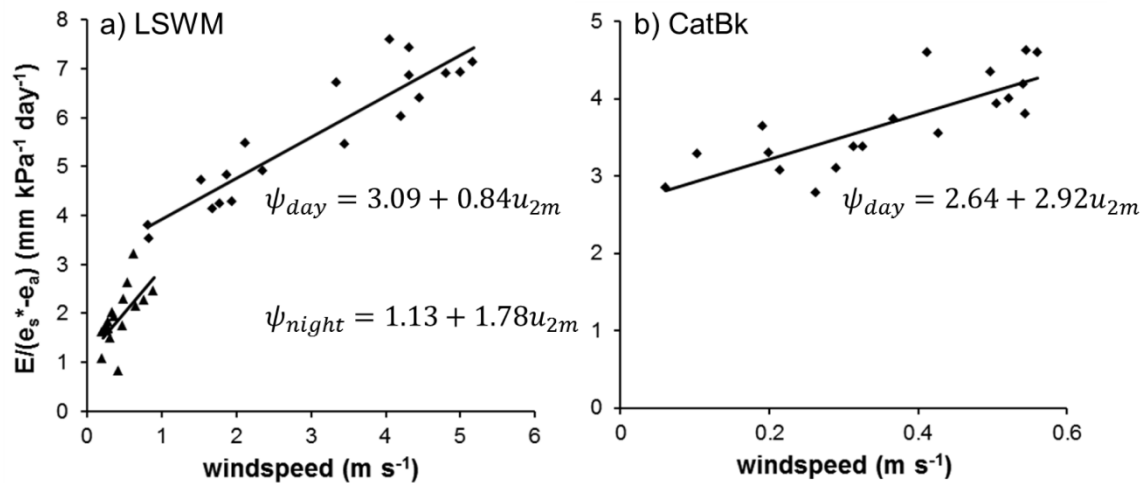


Figure 7.4 Day- and nighttime wind functions for a) Little Southwest Miramichi River (LSWM) and b) Catamaran Brook (CatBk)

Table 7.1 Coefficients (slope and intercept) of wind functions for Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) and their corresponding confidence intervals

stream	a (intercept) (mm day ⁻¹ kPa ⁻¹)	confidence interval (95%)	b (slope) (mm day ⁻¹ kPa ⁻¹)	confidence interval (95%)	R ²
LSWM - day	3.09	2.49 – 3.68	0.84	0.66 – 1.01	0.86
LSWM - night	1.13	0.60 – 1.66	1.78	0.68 – 2.89	0.42
CatBk - day	2.64	2.19 – 3.08	2.92	1.81 – 4.06	0.64

During the evaporation measurements at LSWM, the wind speed ranged between 0.2 and 5.3 m s^{-1} and these conditions were very similar to those experienced during the whole summer of 2012 (0.0 to 6.1 m s^{-1}). Similar results were also observed in CatBk with wind speed ranging between 0.1 and 0.6 m s^{-1} during the evaporation measurements (0.0 and 0.7 m s^{-1} for the summer). For all wind functions (i.e. LSWM day, LSWM night and CatBk day), both the slope and the intercept were significantly different than zero ($p < 0.05$).

To investigate the influence of fetch on the daytime wind function at LSWM, wind directions were classified into two groups: easterly winds (10 to 30°; n = 6) which had a fetch of approximately 10 m and westerly winds (144 to 200°; n = 13) which had a fetch ranging from 90 to 115 m. At LSWM, fetch did not have a significant influence on the slope of the wind function (ANCOVA test, $F = 0.62$ $p > 0.05$).

7.4.2 Diel and daily river evaporation

Microclimate conditions were very different among sites on a diel cycle. Figure 7.5 shows the hourly median summer value for each measured meteorological variable, within a 24-hour period. For instance, low wind speeds ($< 0.5 \text{ m s}^{-1}$) were generally observed at night in LSWM, whereas CatBk showed close to zero values (figure 7.5a). Daytime wind speed values at LSWM reached a maximum of 1.6 m s^{-1} around 15:00; however, wind speeds at CatBk remained generally low throughout the day ($< 0.25 \text{ m s}^{-1}$; figure 7.5a). Diel variability was also observed for the vapour pressure deficit ($e_s^* - e_a$) and a similar pattern was observed in both LSWM and CatBk (figure 7.5b). The vapour pressure deficit in LSWM was on average higher by 0.6 kPa than at CatBk. Figure 7.5c shows the hourly median of the virtual temperature difference between the water surface and air. Virtual temperature is calculated as:

$$\theta = \frac{T + 273.2}{1 + 0.378e/P} - 273.2 \quad (7.13)$$

where θ is the virtual temperature (°C), e is the vapour pressure (kPa) and P is the atmospheric pressure (kPa). The virtual temperature difference between the water surface and the overlying air can be used as a stability index of atmospheric conditions (Guenther et al., 2012): negative values indicate stable conditions and positive values indicate unstable conditions. During the night, the overlying atmosphere was generally unstable between 20:00 and 9:00 at LSWM and between 23:00 and 8:00 at CatBk (figure 7.5c). In LSWM, the virtual temperature difference was greatest during the night reaching $4.7 \text{ }^\circ\text{C}$ compared to $-3.1 \text{ }^\circ\text{C}$ during the day. CatBk showed contrasting results, i.e. a greater daytime difference, reaching $-5.7 \text{ }^\circ\text{C}$ and lower differences during the night, reaching $2.1 \text{ }^\circ\text{C}$.

Figure 7.5d shows the modeled hourly evaporation rate associated with median microclimate conditions (figure 7.5a and 7.5b) calculated using the mass transfer

equations developed with the minipans. At LSWM, evaporation followed the diel cycles observed for wind speed and vapor pressure deficit. At night, the evaporation rate was low as a result of light winds and a small vapor pressure deficit. Evaporation was fairly constant throughout the night between 21:00 and 9:00, ranging from 0.06 to 0.08 mm hr⁻¹. Around 10:00, evaporation started to increase coinciding with the virtual temperature difference becoming negative (i.e. $\theta_{\text{air}} > \theta_{\text{water}}$; stable conditions). As wind speed and the vapor pressure deficit increased in the afternoon, evaporation followed the same trend and reached a maximum towards the end of the afternoon (0.23 mm hr⁻¹ at 17:00; figure 7.5a).

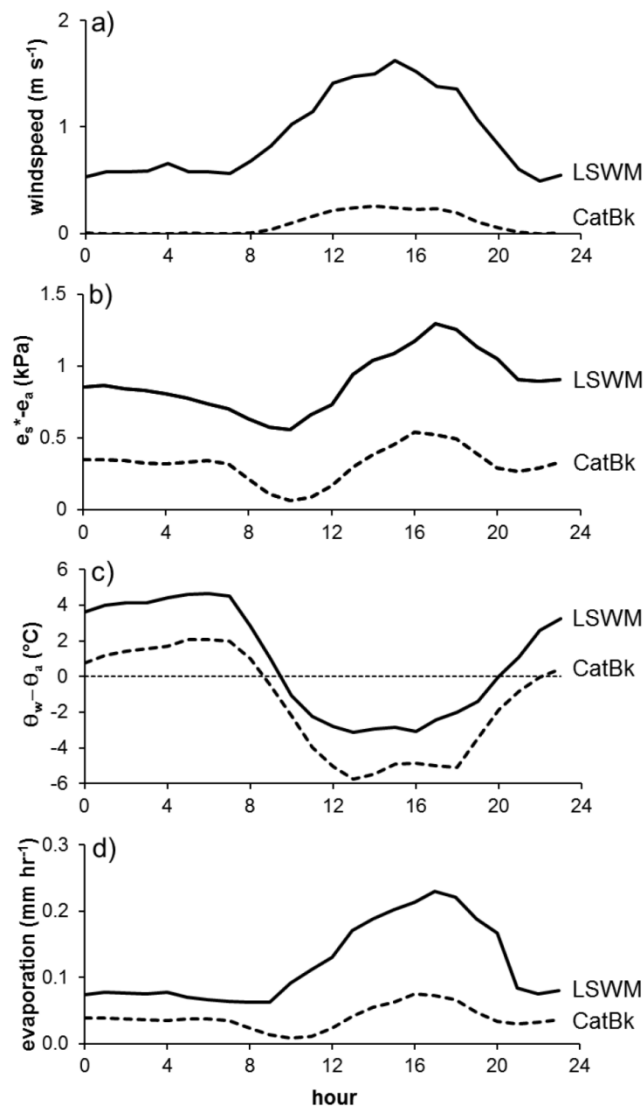


Figure 7.5 Measured microclimate conditions (a – wind speed, b – vapor pressure deficit and c – virtual temperature difference between the water surface and air) and d) modelled evaporation rate for the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) during the summer 2012. Hourly median values for days 164 to 241 are shown.

Daytime evaporation at CatBk followed a similar pattern than that observed at LSWM (figure 7.5d). In the morning, evaporation increased up to a maximum towards the end of the day (0.7 mm hr^{-1} at 16:00). Daytime evaporation was higher in LSWM than in CatBk. Microclimate conditions at CatBk (light winds and small vapor pressure deficit) were less conducive for evaporation. The largest difference between LSWM and CatBk occurred in the morning (between 10:00 and 11:00) and evaporation was 10 to 12 times larger at LSWM than at CatBk. Throughout the rest of the day, a smaller difference was observed between LSWM and CatBk and the hourly median evaporation rates were 3 to 6 times larger at LSWM than CatBk.

Figure 7.6 shows the mean daily evaporation modelled for the summer 2012. Daily evaporation followed a similar pattern at LSWM and CatBk, although the daily evaporation rate at LSWM was on average 4 times larger than at CatBk. Evaporation reached a minimum (0.1 mm day^{-1} at LSWM and 0.0 mm day^{-1} at CatBk) on day 180, when 11 mm of precipitation were measured. Daily evaporation reached a maximum of 2.8 mm day^{-1} on day 166 at CatBk while a maximum of 6.8 mm day^{-1} was estimated at LSWM on day 219. Overall, evaporation averaged 3.0 mm day^{-1} at LSWM and 1.0 mm day^{-1} at CatBk during the summer 2012.

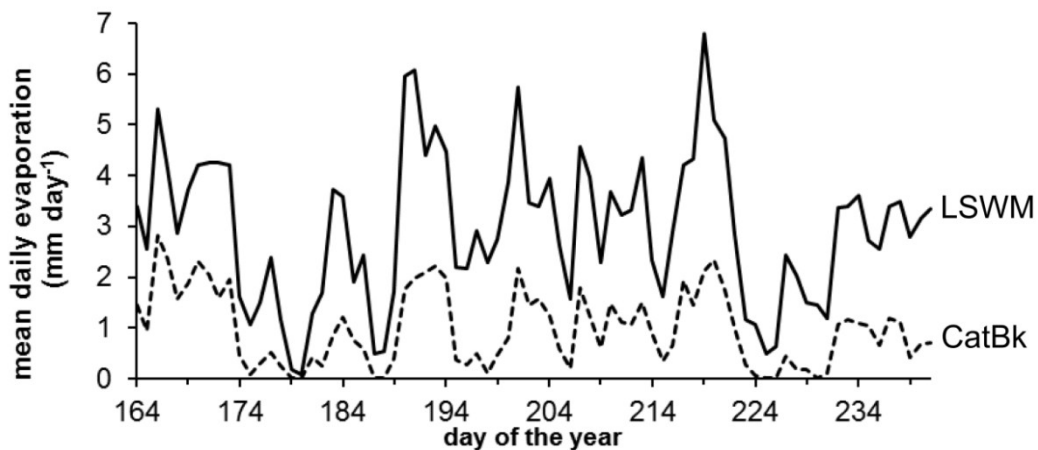


Figure 7.6 Modelled mean daily evaporation rate for the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) during the summer 2012 (days 164 to 241)

7.4.3 Stream temperature modelling

Water temperature was modelled at an hourly timescale for the summer period from June 12 (day 164) to August 28 (day 241), 2012. The evaporative heat flux was modelled in LSWM using the daytime (10:00 to 20:00) and nighttime (21:00 to 9:00) wind

functions, as established from field data. At CatBk, the daytime wind function was used to estimate both daytime and nighttime evaporation. Results of this analysis showing the different fluxes are presented for LSWM (figure 7.7) and CatBk (figure 7.8) for a 10-day period (days 185 to 194). This period represents typical summer conditions: partly cloudy days with important differences between air and water temperatures (days 185-186 and 189-191); overcast days with 6.2 mm of precipitation (days 187-188) and sunny and warm days (days 192-194).

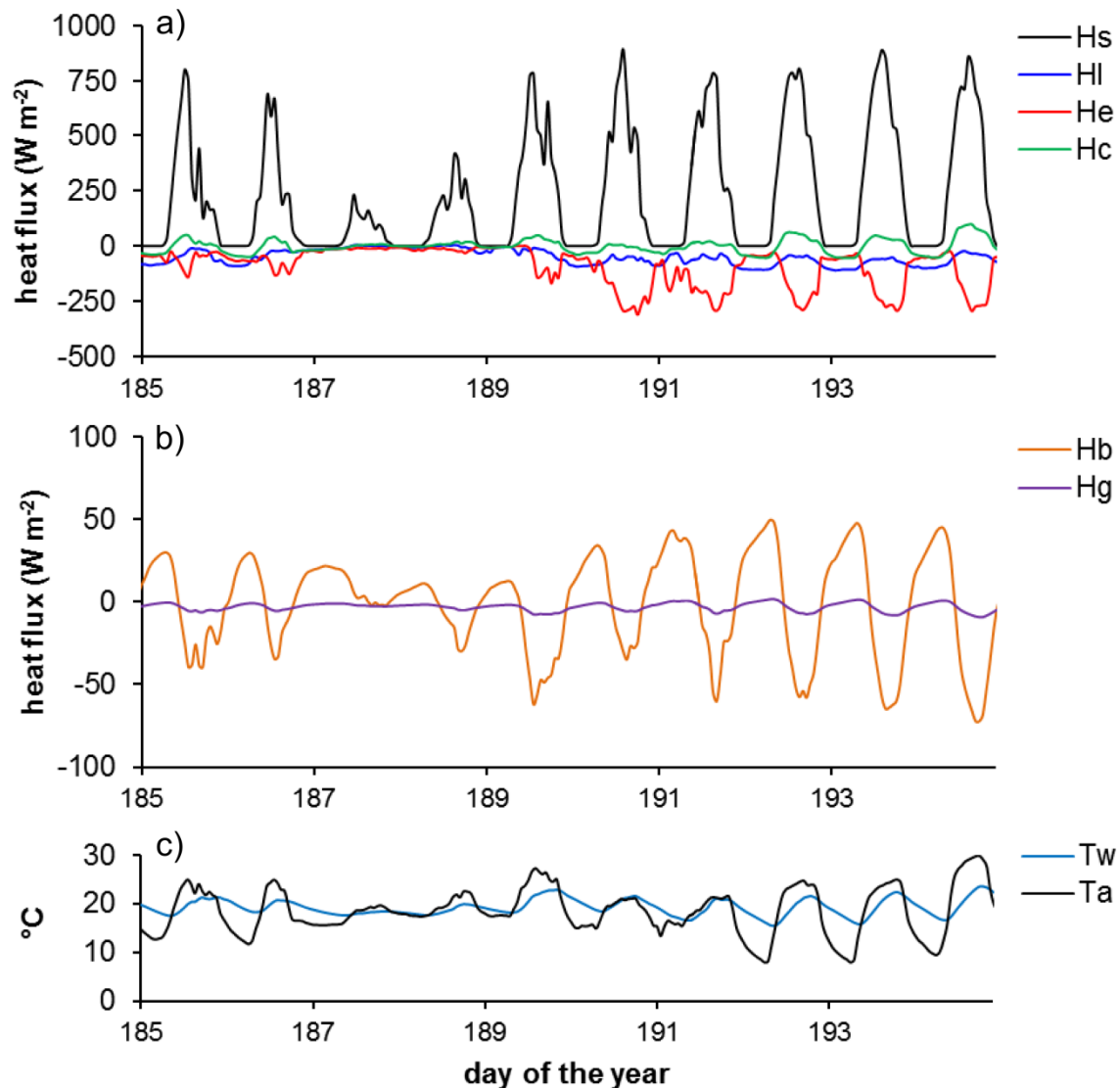


Figure 7.7 a) Surface heat fluxes; b) streambed heat fluxes and c) measured air and predicted water temperatures at the Little Southwest Miramichi River (days 185-194)

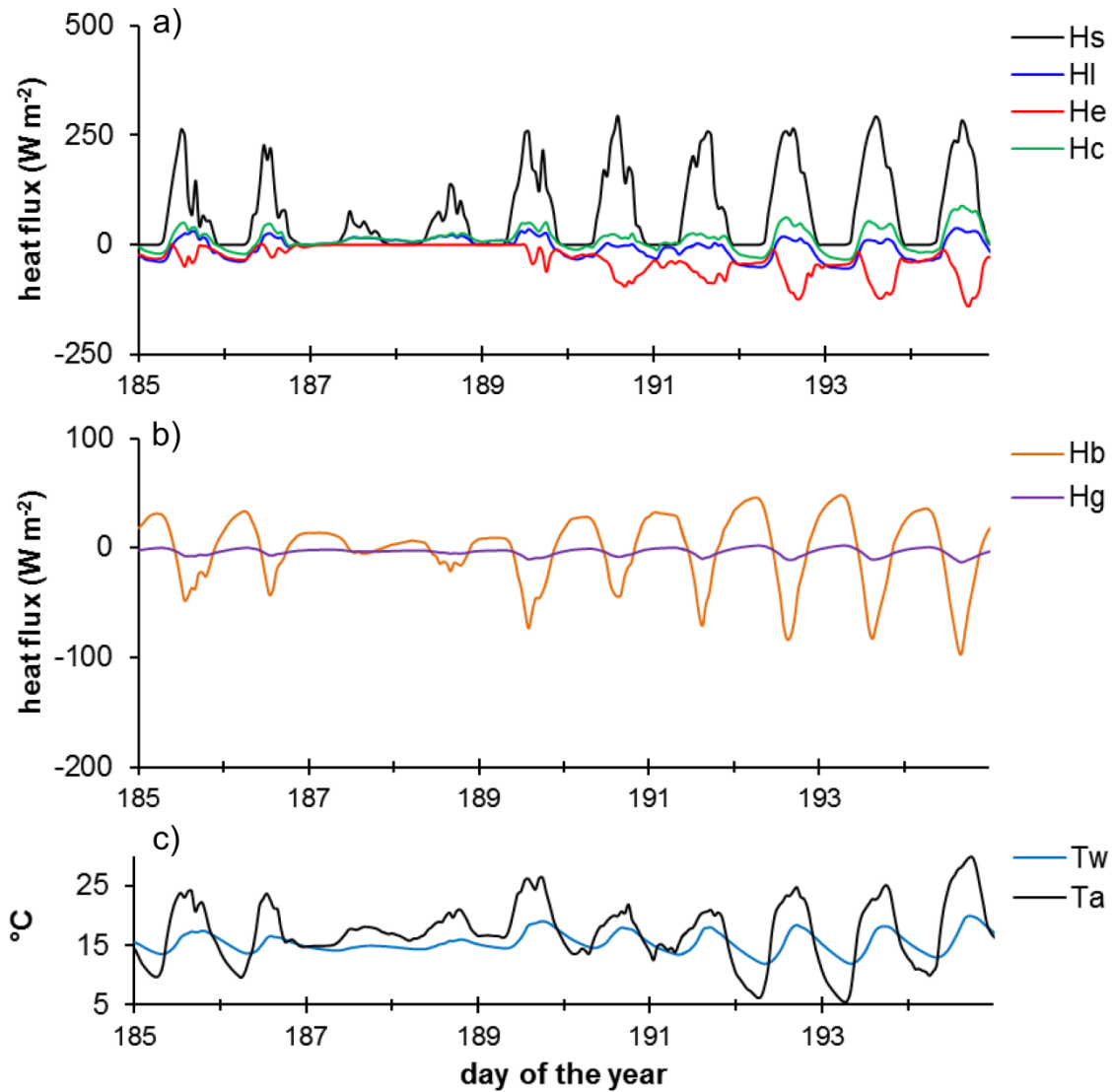


Figure 7.8 a) Surface heat fluxes; b) streambed heat fluxes and c) measured air and predicted water temperatures at the Catamaran Brook (days 185-194)

During the 10-day period, air temperature averaged 18.7 °C at LSWM while CatBk showed slightly cooler conditions with an average of 17.4 °C (figures 7.7 and 7.8). Days were particularly warm with air temperatures reaching 30°C on day 194 for both CatBk and LSWM. Both LSWM and CatBk warmed up toward the end of the 10-day period as a result of higher air temperatures and increased solar radiation. Water temperature varied between 15.6 and 23.6 °C (mean = 19.5 °C) at LSWM and between 12.0 and 20.4 ° at CatBk (mean = 15.7 °C). Relative humidity was significantly higher at CatBk (average of 76 %) compared to LSWM (average of 73 %) (paired t-test, $T = 7.99$, $p\text{-value} < 0.05$).

Figure 7.7a shows the various surface heat fluxes at LSWM whereas figure 7.7b shows the streambed fluxes. Among the surface fluxes, incoming solar radiation (H_s) was the most important heat gain with peak values around 890 W m^{-2} . The evaporative flux (H_e) was the most important heat loss and reached -312 W m^{-2} . Peak values of the evaporative flux (heat loss) coincided with peak values of incoming solar radiation (heat gain). Longwave radiation (H_l) was generally a heat loss during most days (minimum of -111 W m^{-2} and a mean value of -50 W m^{-2}) whereas the sensible heat (H_c) experienced both positive (heat gains) and negative (heat losses) values (between -55 W m^{-2} and 98 W m^{-2}). The sensible heat was generally a heat gain during the day and a heat loss at night. The streambed heat fluxes at LSWM showed both heat gains and losses as well as a marked variability particularly from the conduction component (H_b ; figure 7.7 b). For instance, the streambed flux by conduction (H_b) varied between -72 W m^{-2} and 50 W m^{-2} (figure 7.7c). The marked variability in the conduction component coincided with greater variability in both solar radiation and water temperature. In contrast, the advective component (H_g) showed less variability (values ranged between -9 and 2 W m^{-2}).

CatBk showed similar patterns of surface and streambed heat fluxes (figure 7.8); however, some fluxes were of smaller magnitude than in LSWM. For instance, peak solar radiation reached a value of 294 W m^{-2} (figure 7.8a). The evaporative heat flux (H_e) showed values between 0 and -141 W m^{-2} . Longwave radiation (H_l) was also of smaller magnitude at CatBk (values between -55 to 38 W m^{-2} ; mean value of -5 W m^{-2}) compared to LSWM. The sensible heat (H_c) in CatBk was somewhat similar to LSWM, with values ranging between -34 and 89 W m^{-2} . The streambed fluxes in CatBk also showed a similar pattern and magnitudes to LSWM (figure 7.8b).

Table 7.2 presents the mean heat gains and losses for the 10-day study period (days 185-194) as well as for the summer (days 164-241) at LSWM and CatBk. Overall, heat fluxes during the summer were similar to those observed during the 10-day period. For the 10-day study period, solar radiation dominated heat gains at both LSWM and CatBk, although the absolute heat gain was larger at LSWM than CatBk. Evaporation was the primary heat loss term at LSWM and CatBk. Throughout the 10-day period, mean sensible heat gains and losses cancelled out at LSWM while sensible heat was a net heat gain at CatBk. Streambed heat fluxes had a smaller contribution compared to the surface heat fluxes for both LSWM and CatBk. Bed conduction was a net heat loss at

LSWM and CatBk while groundwater advection provided only a small net contribution to heat losses at LSWM and CatBk.

Table 7.2 Mean heat gains (+) and losses (-) in $W m^{-2}$ in the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and the Catamaran Brook (CatBk)

period	stream	H_s		H_l		H_e		H_c		H_b		H_g	
		+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-
10 days (185-194)	LSWM	319	0	2	51	0	94	25	25	21	29	1	4
	CatBk	104	0	14	24	0	43	24	14	20	30	1	4
summer (164-241)	LSWM	308	0	3	52	0	86	20	27	24	35	1	4
	CatBk	101	0	11	21	0	36	20	13	20	34	1	4

Over the summer period, we observed a good agreement between predicted and observed hourly rate of change in water temperature (table 7.3). The RMSE was 0.2 °C for LSWM whereas CatBk showed a slightly higher value of 0.4 °C. The coefficient of determination was 0.95 for LSWM and 0.73 for CatBk. The model performed well for both watercourses (figure 7.9). At CatBk, the model performed well for median values, however it tended to overestimate the rate of change in water temperature (dT_w), particularly with high predicted values.

Table 7.3 Model performance between the predicted and observed hourly temperatures at the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and Catamaran Brook (CatBk) for the summer period (days 164-241)

stream	dT_w	
	RMSE (°C)	R^2
LSWM	0.2	0.95
CatBk	0.4	0.73

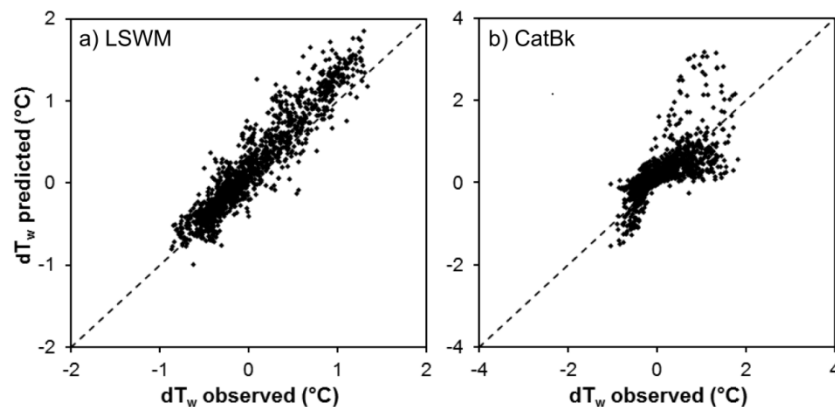


Figure 7.9 Predicted versus observed hourly temperatures at a) the Little Southwest Miramichi River (LSWM) and b) Catamaran Brook (CatBk) during the summer 2012 (days 164-241)

7.5 Discussion

7.5.1 Measuring river evaporation using floating minipans

The approach of using floating minipans provided a simple and direct, albeit labour intensive, method to measure river evaporation at an hourly timescale. In contrast, other indirect methods (e.g., land-based class A evaporation pans) require transfer coefficients to represent instream conditions. Other studies have used floating pans to better monitor evaporation within water bodies. For example, Masoner et al. (2008) monitored changes in the water level in a floating Class A evaporation pan within a wetland. While their approach has the advantage of continuous data acquisition (using a level transducer), it is not well adapted to river environments where flowing water makes it difficult to have a stable floating pan. Floating minipans have the advantage of measuring evaporation using a mass balance approach, which allowed a relatively high level of precision. In our case, a balance precision of ± 0.1 g could provide accuracy as high as ± 0.002 mm. Guenther et al. (2012) also used an evaporation monitoring device suitable for small forested streams. This device made use of a Mariotte cylinder to amplify water level changes in the monitoring pan. They estimated their evaporimeter to have an accuracy within ± 0.04 mm after removing some of the bias in measurements.

While minipans provide a useful tool for site-specific measurements of river evaporation, this approach can only be used in streams with minimal turbulence (i.e. a relatively stable water surface with minimal wave-action). Also, evaporation measurements were carried out from non-moving water (as in all pan measurements). Under certain atmospheric conditions, Benner (1999) observed greater evaporation rates from moving water compared to stagnant water. However, these observations were based on limited data and additional research is most likely required to better understand the influence of water velocity on river evaporation.

7.5.2 Wind functions

The influence of fetch on wind functions

Although the fetch varied considerably during evaporation measurements at LSWM (10 to 115 m), it did not have a significant influence on the slope of the daytime wind

function. As such, the wind function at LSWM was developed using above-stream conditions which would account for fetch-related changes in wind and humidity conditions. An along-fetch gradient in wind and humidity conditions has been observed over small wind-sheltered reservoirs (Hipsey and Sivapalan, 2003). The along wind-direction longitudinal gradient in microclimate conditions was the combined result of 1) the internal boundary layer resulting from the change in roughness and moisture availability from land to water and 2) the windbreak effect where wind speed is reduced immediately downwind of the windbreak leading to the accumulation of moisture in this quiet zone. At large rivers such as LSWM, further research on the presence of an along-fetch gradient in microclimate conditions would help relate point measurements of evaporation, such as those taken by the minipans, to the mean evaporation across the reach.

Evaporation measurements at LSWM were taken at a distance between five and six times the riparian vegetation height (a distance where the windbreak effect would be considerably reduced). In forested catchments, fetch can play an important role by determining 1) if the stream lies entirely within the forest, 2) if the stream lies in a quiet zone immediately downwind of the windbreak or 3) if a portion of the stream lies in the wake zone (where wind speed increases again). Measurements at LSWM were likely taken in the wake zone where wind speed recovers following the windbreak effect. In contrast, CatBk could be considered in a quiet zone due to its small size. The slope of LSWM's wind function agreed well with wind functions developed in open channels having minimal wind shelter (Jobson, 1980; table 7.4). The slope of LSWM's wind function also agreed well with the coefficients derived from land-based meteorological conditions (Fulford and Sturm, 1984; McJannet, et al, 2012; table 7.4). The slope of the wind function by Webb and Zhang (1997; table 7.4) was slightly higher than that observed at LSWM; however their wind function was developed from streams with various riparian characteristics and windbreak effects (e.g. dense woodland).

Table 7.4 Mass transfer equations for streams and lakes of various sizes and environments. u_{2m} is the wind speed measured at a 2-m height (m s^{-1}) and L is the channel average width (m).

Source	Location	Wind function ($\text{mm kPa}^{-1} \text{ day}^{-1}$)	Stream width (m)	Description of water body
present study	Little Southwest Miramichi River NB, Canada	$\psi_{day} = 3.09 + 0.84u_{2m}$ $\psi_{night} = 1.13 + 1.78u_{2m}$	80	stream in forested catchment
	Catamaran Brook NB, Canada	$\psi_{day} = 2.64 + 2.92u_{2m}$	8	stream in forested catchment
Benner (1999)	John Day River OR, USA	$\psi = 3.46 + 2.04u_{0.5m}$	9	stream in open meadows
Fulford and Sturm (1984)	Browns Ferry Nuclear Plant AB, USA	$\psi = 3.2 + 0.8u_{2m}$	4.3	concrete channel
Guenther et al. (2012)	Griffith Creek BC, Canada	$\psi = 1.02u_{1.5m}$	1.5	stream in harvested forest catchment
Jobson (1980)	San Diego aqueduct CA, USA	$\psi = 3.02 + 1.13u_{4m}$	3.7	aqueduct
McJannet et al. (2012)	various	$\psi = \frac{2.33 + 1.65u_{2m}}{L^{0.1}}$	0.2 to 5129	evaporation pans streams lakes
Webb and Zhang (1997)	Exe Basin, UK	$\psi = 0.12 + 1.43u_{2m}$	0.8 to 11.3	streams in moorland, grassland and woodland

The slope of the wind function was larger at CatBk than at LSWM ($b_{\text{CatBk}} = 2.92$ vs. $b_{\text{LSWM}} = 0.84$). The wind function at CatBk was developed using above-stream conditions where the windbreak effect by the arborescent riparian vegetation was accounted for in the microclimate conditions (reduced wind speed and enhanced humidity). Hipsey and Sivapalan (2003) parameterized a shelter index to model the reduction in the slope of a wind function according to the degree of shelter of a small reservoir. Accordingly, if the wind function at CatBk was developed using land-based wind speed measurements, the slope of the wind function would most likely be smaller as the entire stream lies in the quiet zone. Therefore, when selecting wind functions from the literature, the fetch to windbreak height ratio should be taken into account as well the use of above-stream vs. land-based microclimate conditions as they can have a considerable influence on the slope of the wind function for sheltered streams.

The influence of atmospheric stability on wind functions

Under stable atmospheric conditions, typically observed during the day at LSWM, evaporation should be dominated by forced convection which is captured by the slope of the wind function (Gulliver and Stefan, 1986). From a physical point of view, the intercept of the wind function represents the evaporation driven solely by the vapor pressure deficit or free convection. Free convection is the result of the temperature and vapor gradient over an evaporating surface: buoyancy is induced by the density difference resulting from the temperature and vapor content difference between the evaporating surface and the air above it. Under unstable conditions, free convection should contribute to the evaporative heat flux and it is expected that the intercept of the wind function be positive (Guenther et al., 2012).

At LSWM, unstable conditions were generally observed at night as a result of water being warmer than air (figure 7.5c). Accordingly, a greater intercept would be expected under free convection conditions (Guenther et al., 2012). However, the intercept of the daytime wind function was larger than the intercept of the nighttime wind function ($a_{\text{day}} = 3.09$ vs. $a_{\text{night}} = 1.13$; table 7.1). The intercept of the daytime wind function at LSWM was similar to coefficients developed over other open channels (Benner, 1999; Fulford and Sturm, 1984; Jobson, 1980; table 7.4). However, Guenther et al. (2012) and Webb and Zhang (1997) proposed a zero or close to zero value for the intercept of the wind function. It is clear from the present study that more research is required to better understand the differences between day and night wind functions.

The intercepts of the wind function were significant; however, river evaporation under very low wind speed was not available at some sites (e.g. LSWM). For example, evaporation measurements were not performed for wind speeds lower than 0.8 m s^{-1} at LSWM during the daytime. Thus, care should be taken when interpreting the evaporation rate under no wind conditions and comparing the intercept of daytime and nighttime wind functions as it relies on extrapolated values as well as on an assumed linearity of wind functions. Nevertheless, to our knowledge, this study provides the first assessment of nighttime evaporation rates and corresponding wind functions. Relative to daytime conditions, low evaporation rates were measured at night, even if unstable conditions were observed. Water was up to 5°C warmer than air at night at LSWM during measurements, but the evaporation rate did not exceed 0.1 mm hr^{-1} . Further research on evaporation under low and zero wind conditions would help improve predictive tools for

river evaporation. Such research is especially relevant as this study suggests that daytime and nighttime wind functions may be different. The mean daily evaporation rate would have been overestimated by 17 % (3.5 mm day⁻¹) if only the daytime wind function would have been used and this difference would have been mainly due to the difference in the intercept.

7.5.4 Stream temperature modelling

In the present study, we modelled the evaporative heat flux using direct measurements of river evaporation. This approach has the advantage of better estimating fluxes, as opposed to estimating the evaporative heat flux by using evaporation equations from the literature (Caissie et al., 2007) or by inverse problem solving (Fulford and Sturm, 1984; Jobson, 1980). The evaporative heat flux was found to be the most important cooling mechanism or heat loss (42 % of heat losses at LSWM and 34 % at CatBk). These results are similar to those by Webb and Zhang (1997) which found that evaporation represented between 15 and 48 % of daily heat losses during the summer. The evaporative heat flux played a greater role at the more exposed LSWM but was still the most important heat loss at CatBk, a sheltered environment with low wind speeds. The evaporative heat flux was the principal cooling mechanism during the day (reaching maximum (negative) values of -478 W m⁻² at LSWM and -185 W m⁻² at CatBk) and moderated the maximum water temperature towards the end of the day. Thus, a good understanding of river evaporation is required to properly predict daily temperature maxima, an important variable in fisheries management in the assessment of thermal stress.

When comparing heat fluxes, solar radiation was the principal source of energy for both LSWM and CatBk as reported by other studies (Hebert et al., 2011; Webb and Zhang, 1997). During the summer 2012, 87 % of heat gains occurred through solar radiation at LSWM while it contributed less at CatBk (66 %) due to greater canopy closure. After evaporation, longwave radiation was the most important heat loss mechanism at LSWM, accounting for 25 % of heat losses. At night, longwave radiation superseded evaporation as the main source of heat loss at LSWM (figure 7.7) accounting for 39 % of heat losses at night while evaporation accounted for 34 % of heat losses. At CatBk, streambed conduction was the second most important heat loss (after evaporation) representing 31 % of heat losses while longwave radiation represented 20 % of heat losses.

The water temperature model performed better at LSWM than at CatBk (figure 7.9), findings that are similar to those of Hebert et al. (2011). Water temperature is more dependent on surface heat fluxes at LSWM than at CatBk and these heat fluxes were generally measured with more uncertainties at CatBk. Uncertainty arises from the important canopy cover at CatBk which introduces spatial variability in heat fluxes that may be difficult to capture by measurements at a single microclimate station. Silicon pyranometers, such as those used in this study, are calibrated for open-sky conditions and shade from the canopy at CatBk could modify the spectral characteristics of incident solar radiation. Nonetheless, the pyranometer data were used to calculate the forest cover factor which should be somewhat reflective of the percentage of solar radiation reaching the stream. The model at CatBk tended to overestimate some hourly rate of change in water temperature (dT_w), particularly for predicted values exceeding $+1\text{ }^\circ\text{C}$ (which occurred around maximum diel temperatures). This bias occurred mostly in early summer (days 164-173) when the canopy cover was not fully developed, which could have induced some variability in shade conditions at the reach level. During this period, it is possible that the measurements of radiative fluxes at the microclimate station were not representative of those prevailing at the reach level. Johnson (2004) demonstrated similar influences of shade in controlling water temperature maxima in a small stream. As observed by Hebert et al. (2011), streambed heat fluxes tended to have a relatively higher contribution to the heat budget in smaller streams such as CatBk. Estimation of the streambed heat fluxes were based on a single profile measurement of streambed temperatures. As such, some uncertainties could be associated with this flux as streambed temperature profiles can exhibit considerable variability at the reach scale (Brown et al., 2005; Evans et al., 1995).

The use of the wind functions developed at LSWM improved the RMSE by $0.1\text{ }^\circ\text{C}$ when compared to the use of wind function by Webb and Zhang (1997) and McJannet et al. (2012) (table 7.4). These wind functions were developed for a 2 m measurement height and were easily applicable to this study. The wind function developed by Fulford and Sturm (1984) led to a similar performance given its similarity to LSWM's wind function. At CatBk, the three above mentioned wind functions (Fulford and Sturm, 1984; McJannet et al., 2012; Webb and Zhang, 1997) did not improve the performance of the model. These results suggest that other factors than river evaporation may be contributing to uncertainties in the CatBk model.

7.6 Conclusion

In the present study, we proposed a simple method using floating minipans to acquire direct measurements of river evaporation at an hourly timescale. This method can facilitate the validation or development of empirical equations used to estimate the evaporative heat flux in stream water temperature models. Using the floating minipans, we developed mass transfer equations to estimate the hourly evaporation rates on a small brook (Catamaran Brook; CatBk) and a medium-size river (Little Southwest Miramichi River; LSWM) in forested catchments. River evaporation was very different among the two streams and followed the diel cycle of wind speed and vapor pressure deficit. Microclimate conditions were more conducive for evaporation at the larger river and greater evaporation rates were computed. During the summer 2012, the mean daily evaporation was 3.0 mm day^{-1} at LSWM and 1.0 mm day^{-1} at CatBk. Evaporation was the main heat loss mechanism at both LSWM and CatBk during the summer period (42 % of heat losses at LSWM and 34 % at CatBk). Overall, evaporation plays an important role in water temperature modelling as well as moderating the daily maximum water temperature. Further research should focus on the characterization of above-stream wind and humidity profiles which would help relate point measurements of evaporation with the minipans to reach level evaporation. Additional research on evaporation under no wind as well as unstable conditions would also help gain insight into the role of free convection in river evaporation.

Table 7.5 List of symbols

Symbol	Description	Units
T_w	water temperature	°C
T_a	air temperature	°C
T_z	streambed temperature at different depths	°C
T_g	groundwater temperature at a depth close to the water-streambed interface	°C
θ	virtual temperature	°C
W	stream width	m
z	depth within the streambed	m
A	cross-sectional area	m ²
c_w	specific heat of water	MJ kg ⁻¹ °C ⁻¹
c_m	specific heat capacity of the saturated sediment matrix	J kg ⁻¹ °C ⁻¹
ρ_w	water density	kg m ⁻³
ρ_m	density of the saturated sediment matrix	kg m ⁻³
H_{total}	net heat flux	W m ⁻²
H_s	net shortwave radiation	W m ⁻²
H_{is}	incoming solar radiation	W m ⁻²
H_l	net longwave radiation	W m ⁻²
H_e	evaporative heat flux	W m ⁻²
H_c	sensible heat flux	W m ⁻²
H_b	heat flux by conduction	W m ⁻²
H_g	heat flux by groundwater flow	W m ⁻²
σ	Stefan-Boltzmann constant	W m ⁻² K ⁻⁴
E	evaporation rate	mm hr ⁻¹
v_z	vertical seepage velocity	m hr ⁻¹
L	latent heat of water vaporization	MJ kg ⁻¹
ψ	wind function	mm day ⁻¹ kPa ⁻¹
e_s^*	saturation vapor pressure at the surface water temperature	kPa
e_a	vapor pressure of the above air	kPa
e	vapour pressure	kPa
P	atmospheric pressure	kPa
u	wind speed	m s ⁻¹
γ	psychrometric constant	kPa °C ⁻¹
k_m	effective thermal conductivity of the saturated sediment matrix	W m ⁻¹ °C ⁻¹
Q_g	groundwater flow	m ³ s ⁻¹
F	forest cover factor	
ε_a	atmospheric emissivity	

CHAPITRE 8 : CONCLUSION

8.1 Proposer des outils pour la caractérisation du régime thermique

L'importance de la variabilité temporelle et spatiale a été soulignée pour la gestion des écosystèmes aquatiques (Poff, 2009). De récents travaux ont notamment mis en lumière l'importance de la variabilité temporelle de la température de l'eau pour les organismes aquatiques (Colinet et al., 2015; Lawson et al., 2015). Poole et al. (2004) a notamment proposé l'approche par régime pour la définition de critères de température de l'eau selon laquelle des conditions acceptables de température de l'eau sont décrites dans le temps et l'espace à l'échelle du bassin versant. L'application de cette approche repose toutefois sur l'accès à des outils permettant la caractérisation de la variabilité temporelle de la température de l'eau et cette thèse permet donc de répondre à ce besoin. Ainsi, les travaux de cette thèse constituent une contribution appréciable d'un point de vue méthodologique en proposant des outils permettant de faire le pont entre la conceptualisation du régime thermique telle que proposée par diverses études (Olden et Naiman, 2010; Poole et al., 2004; Sergeant et Nagorski, 2015) et sa mise en application pour la gestion des rivières.

Cette thèse a permis de comparer deux approches de caractérisation qui sont de manière générale complémentaires : l'analyse des périodicités par ajustement d'une fonction sinusoïdale permet de décrire la saisonnalité de manière parcimonieuse alors que l'approche thermologique permet une description détaillée de certains attributs du régime thermique considérés comme importants (e.g. d'un point de vue biologique) pour une période ciblée (e.g. l'été). Face à ces différents outils de caractérisation, le choix de l'un d'entre eux reposera principalement sur la période d'intérêt, la disponibilité des données (annuel vs saisonnier) et l'objectif de gestion (décrire le schéma de variation saisonnière vs évaluer certains attributs clés). Ainsi, les outils de caractérisation permettent de répondre à différents besoins et dans cette thèse, leur application est notamment montrée possible pour la classification des régimes thermiques (chapitre 4) ainsi que pour la réalisation d'études d'impact (chapitre 5 et 6).

Une importante avenue de recherche consiste maintenant à développer des outils de caractérisation prenant en compte à la fois le régime hydrologique et thermique des

rivières. Déjà, des outils novateurs utilisant la signature isotopique des cours d'eau (Lisi et al., 2015) et des systèmes distribués de capteurs (Boughton et al., 2012) ont été utilisés pour mettre en relief le lien entre le régime hydrologique et thermique. Une bonne compréhension de ces liens s'avère particulièrement importante pour comprendre la sensibilité des cours d'eau à divers changements environnementaux. Par exemple, la synchronie entre certains événements hydrologiques (étiage) et thermiques (températures élevées) souligne la vulnérabilité de certains cours d'eau aux changements climatiques (Arismendi et al. 2013b) et montre bien l'importance d'avoir accès à des outils de caractérisation facilitant l'examen conjoint du régime hydrologique et thermique des cours d'eau. Notamment, de tels outils s'avèreraient particulièrement utiles pour la prise de décision quant à la fermeture des pêches en période chaude, où les conditions météorologiques et hydrologiques doivent être prises en compte de manière conjointe.

8.2 Caractériser le régime thermique des rivières régulées

Les travaux effectués dans le cadre de cette thèse ont permis de mieux comprendre comment les barrages modifient le régime thermique des rivières dans l'est du Canada. La contribution de cette thèse s'effectue à deux niveaux permettant ainsi une meilleure compréhension de la variabilité temporelle et spatiale associée à l'impact des barrages sur le régime thermique des rivières. Dans un premier temps, les travaux de cette thèse ont permis de mieux comprendre la variabilité temporelle de l'impact thermique des barrages en étudiant le régime thermique des rivières régulées tout au long de l'année (chapitre 5). Dans un deuxième temps, les travaux de cette thèse ont permis de mieux comprendre comment l'impact thermique des barrages varie à l'échelle régionale selon différents types de barrages (fil de l'eau, stockage, lâcher d'eau selon la demande de pointe (chapitre 6).

Les travaux de cette thèse constituent l'une des premières études du régime thermique hivernal des rivières régulées par des barrages de taille moyenne dans l'est du Canada. Les travaux de cette thèse montrent l'importance de considérer cette période étant donné le réchauffement marqué par les barrages de stockage pendant l'hiver (chapitre 5). Les résultats de cette recherche incitent ainsi à mieux comprendre les implications biologiques associées à cette modification du régime thermique. La température hivernale de l'eau influence également les processus de formation de glace et la

production de frazil d'où l'importance de bien comprendre l'impact de diverses activités anthropiques sur le régime thermique hivernal. Par ailleurs, les rivières régulées s'avèrent de judicieux laboratoires afin de mieux comprendre comment l'absence de couvert de glace influence différents processus hydrologiques et biologiques. De telles connaissances s'avèrent particulièrement importantes étant donné l'augmentation prévue du nombre de redoux par divers scénarios de changements climatiques (Boyer et al., 2010; Ouranos, 2014).

De nombreuses études ont montré que la présence de barrages peut modifier les communautés aquatiques des rivières régulées (Bunn et Arthington, 2002; Poff et Zimmerman, 2010). À travers l'identification des attributs du régime thermique modifiés de manière prédominante par les barrages, les travaux de cette thèse permettent d'identifier de potentiels mécanismes d'altération des écosystèmes aquatiques. Par exemple, l'effet de réchauffement des barrages de stockage et avec lâcher d'eau selon la demande de pointe en septembre pourrait modifier la longueur de la période de croissance pour certaines espèces aquatiques et de futurs travaux pourraient évaluer les conséquences de ce phénomène à l'échelle écosystémique. Une importante direction pour de futurs travaux consiste à cerner de manière précise les implications biologiques associées à la modification de chacun des attributs du régime thermique.

Bien que l'impact des barrages soit généralement considéré comme étant spécifique au site (Poff et Zimmerman, 2010), l'étude régionale présentée dans cette thèse montre plutôt un schéma d'altération thermique commun aux barrages avec un ratio de retenue supérieur à 10 % régulant des rivières de taille moyenne dans l'est du Canada (chapitre 6). De ce fait, les résultats de cette thèse contribuent à établir certaines généralisations quant à l'impact thermique des barrages permettant une certaine inférence à propos de ces impacts à des sites non échantillonnés. Bien que cette thèse effectue une contribution notable en proposant la première analyse régionale de l'impact thermique des barrages dans l'est du Canada, des données de température de l'eau n'étaient toutefois disponibles que pour un nombre restreint de rivières régulées. Ainsi, l'accès à un réseau de suivi étendu permettrait d'évaluer la capacité prédictive du ratio de retenue quant à l'impact thermique des barrages. De telles études ont déjà été menées à l'échelle régionale afin de prédire l'impact des barrages sur le régime hydrologique. Par exemple, McManamay (2014) a développé un modèle linéaire généralisé mixte permettant de prédire l'impact des barrages sur le régime hydrologique des rivières à

partir de certaines de leurs caractéristiques (e.g. type de régulation, présence de diversion). Le développement d'un tel modèle quant à l'impact thermique des barrages reste à faire et permettrait une évaluation préliminaire de l'impact des barrages à des sites non jaugés, soit une application importante étant donné l'accès limité à des données de températures de l'eau dans l'est du Canada.

Différents critères ont été utilisés pour décrire et classifier les barrages bien qu'aucun consensus par rapport à ceux-ci n'ait émergé (Grantham et al., 2014; Poff et Hart, 2002). Les résultats de cette thèse montrent l'intérêt du ratio de retenue pour évaluer le potentiel d'altération thermique d'un barrage. Bien que le ratio de retenue soit relié au degré d'altération thermique des barrages, une étude de 62 rivières régulées au Québec montre que le ratio de retenue n'était que faiblement relié à la modification du régime hydrologique des rivières (Matteau et al., 2009). Selon l'étude de Matteau et al. (2009), l'altération du régime hydrologique était principalement influencée par le type de régulation (régulation de type homogénéisation, naturel et inversion) et dans une moindre mesure par la taille du bassin versant des rivières régulées. Ainsi, l'inférence des impacts hydrologiques et thermiques des barrages semble requérir la considération de différentes caractéristiques des systèmes régulés. L'étude de la rivière Fourchue souscrit également à ces résultats. En effet, bien que le barrage entraîne une modification du régime thermique de la rivière Fourchue (chapitre 5), son régime hydrologique n'est que peu influencé par la présence du barrage (McLaughlin, 2014). Ainsi, les résultats de cette thèse soulignent l'importance de considérer à la fois les impacts thermiques et hydrologiques des barrages. De futurs travaux pourraient proposer une classification des barrages reposant sur la considération conjointe des impacts thermiques et hydrologiques, permettant ainsi de mieux comprendre les impacts cumulatifs associés à différents types de barrages.

Les barrages ne constituent qu'une perturbation anthropique parmi de nombreuses autres ayant un effet sur le régime thermique des rivières. Une importante direction pour de futurs travaux consiste à examiner l'interaction entre l'impact thermique des barrages et celui associé à d'autres perturbations. Par exemple, certaines études ont montré que les barrages avec prise d'eau hypolimnique peuvent modérer l'impact thermique de centrales thermiques (Prats et al., 2012) ou des changements climatiques (Null et al., 2013a; Rheinheimer et al., 2015). À l'inverse, certains barrages peuvent plutôt exacerber l'impact thermique prévu par certains scénarios de changements climatiques

(Gooseff et al., 2005). Ainsi, la gestion des rivières régulées requiert une attention particulière aux effets cumulatifs de diverses perturbations, permettant ainsi d'identifier les combinaisons d'activités particulièrement hasardeuses (ou bénéfiques) quant au régime thermique des rivières.

8.3 Améliorer les outils de modélisation à l'aide de données microclimatiques

Dans cette thèse, un modèle de température de l'eau au pas de temps horaire a été développé. De plus, une méthode simple a été développée pour mesurer l'évaporation en rivière. Cette avancée méthodologique facilite ainsi le développement de modèles de transfert de masse pour estimer le taux d'évaporation en rivière à partir de données microclimatiques. Cette étude rejoint les quelques autres études où des données microclimatiques, c'est-à-dire mesurées à la rivière, ont permis d'améliorer l'estimation des flux de chaleur composant le bilan thermique (Benyahya et al., 2012; Hannah et al., 2008; Johnson, 2004). Bien qu'une telle approche permette une meilleure compréhension des processus de réchauffement et refroidissement à la rivière, le déploiement de stations microclimatiques demeure difficile à grande échelle. Une avenue importante pour de futurs travaux consiste à évaluer et quantifier la transférabilité des résultats d'une étude microclimatique à d'autres sites. Par exemple, certaines variables locales (e.g. portée effective du vent et stabilité atmosphérique) influencent les modèles de transfert de masse développés dans cette thèse. Cette influence pourrait être quantifiée et intégrée aux modèles d'évaporation afin de faciliter leur utilisation à d'autres sites.

Dans le cadre de cette thèse, les outils de modélisation ont été développés en milieu naturel, mais ceux-ci pourraient être mis à profit afin d'améliorer la modélisation de la température de l'eau dans les rivières régulées. Plus particulièrement, le rôle des barrages face aux changements climatiques constitue un sujet d'étude important : les barrages peuvent-ils servir de levier d'adaptation permettant de minimiser l'effet des changements climatiques sur la température de l'eau (Null et al., 2013a; Null et al., 2013b) ou au contraire, les opérateurs devront-ils revoir leur mode d'opération afin de minimiser l'impact cumulatif sur les écosystèmes aquatiques (Gooseff et al., 2005; Rheinehimer et Viers, 2015)? La réponse à ces questions requiert l'accès à des outils de modélisation adéquats permettant de bien comprendre l'impact des barrages sur le bilan

thermique des rivières et les travaux de thèse constituent une avancée dans ce sens. Ainsi, la méthode de mesure de l'évaporation développée dans le cadre de cette thèse (minibacs flottants, chapitre 7) pourrait être utilisée afin d'étudier le processus d'évaporation dans des rivières régulées et ainsi mieux comprendre l'influence de certaines conditions propres à celles-ci sur ce flux thermique. Par exemple, l'effet de réchauffement du barrage sur la rivière Fourchue (chapitre 6) a mené à des températures de l'eau supérieures à la température de l'air durant la journée et de telles conditions peuvent influencer la stabilité atmosphérique et par le fait même les coefficients du modèle de transfert de masse. Par ailleurs, des études pourraient également être menées afin d'étudier le taux d'évaporation pour des conditions très chaudes (température de l'air > 30 °C) étant donné que ces conditions n'ont pas été rencontrées lors des travaux effectués dans le cadre de cette thèse (température de l'air maximale observée lors des mesures d'évaporation = 27,1 °C). De telles études permettraient ainsi une meilleure estimation du taux d'évaporation lors de vagues de chaleur, soit des événements pour lesquels on prédit une augmentation de l'intensité et de la fréquence sous divers scénarios de changements climatiques (Ouranos, 2014; Sillmann et al., 2013).

RÉFÉRENCES

- Agriculture and Agri-Food Canada. (2013) *Annual unit runoff in Canada*. Agriculture and Agri-Food Canada, www.agr.gc.ca/atlas/supportdocument_documentdesupport/aaafcAnnualUnitRunoff2013/en/AUR_Report_Final.pdf, consultation le 15 avril 2015.
- Anderson EP, Freeman MC, Pringle CM. (2006) Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications* 411: 397-411.
- Anderson ER. (1954) *Energy-budget studies, water-loss investigation: Lake Hefner studies*. United States Geological Survey Professional Paper 269, United States Department of Interior, 158 p.
- Anderson TW. (1971) *The statistical analysis of time series*. John Wiley & Sons, New York. 704 p.
- Angilletta MJ, Steel EA, Bartz KK, Kingsolver JG, Scheuerell MD, Beckman BR, Crozier LG. (2008) Big dams and salmon evolution: changes in thermal regimes and their potential evolutionary consequences. *Evolutionary Applications* 1(2): 286-299.
- Archfield SA, Kennen JG, Carlisle DM, Wolock DM. (2013) An objective and parsimonious approach for classifying natural flow regimes at a continental scale. *River Research and Applications* 30: 1166-1183.
- Arismendi I, Johnson SL, Dunham JB, Haggerty R. (2013a) Descriptors of natural thermal regimes in streams and their responsiveness to change in the Pacific Northwest of North America. *Freshwater Biology* 58(5): 880-894.
- Arismendi I, Safeeq M, Johnson SL, Dunham JB, Haggerty R. (2013b) Increasing synchrony of high temperature and low flow in western North American streams: double trouble for coldwater biota? *Hydrobiologia* 712(1): 61-70.
- Arismendi I, Safeeq M, Dunham JB, Johnson SL. (2014) Can air temperature be used to project influences of climate change on stream temperature? *Environmental Research Letters* 9: 084015.
- Arismendi I, Johnson SL, Dunham JB. (2015) Higher-order statistical moments and a procedure that detects potentially anomalous years as two alternative methods describing alterations in continuous environmental data. *Hydrology and Earth System Sciences* 19: 1169-1180.
- Arcott DB, Tockner K, Ward JV. (2001) Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 2359-2373.
- Baril M, Magnan P. (2002) Seasonal timing and diel activity of lacustrine brook charr, *Salvelinus fontinalis*, spawning in a lake outlet. *Environmental Biology of Fish* 64: 175-181.

- Barnett TP, Adam JC, Lettenmaier DP. (2005) Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. *Nature* 438: 303-309.
- Bartholow JM. (1991) A modeling assessment of the thermal regime for an urban sport fishery. *Environmental Management* 15(6): 833-845.
- Bartholow JM. (2000) Estimating cumulative effects of clearcutting on stream temperatures. *Rivers* 7: 284-297.
- Bartholow JM, Campbell SG, Flug M. (2005) Predicting the thermal effects of dam removal on the Klamath River. *Environmental Management* 34(6): 856-874.
- Barton DR, Taylor WD, Biette RM. (1985) Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management* 5(3A): 364-378.
- Batalla RJ, Gomez CM, Kondolf GM. (2004) Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (Northeastern Spain). *Journal of Hydrology* 290: 117-136.
- Beaupré L. (2014) *Comparaison de modèles thermiques statistique et déterministe pour l'estimation d'indices thermiques sur les portions aménagées et naturelles de la rivière Fourchue (Québec, Canada)*. Mémoire de maîtrise. (Institut national de la recherche scientifique, Canada). 63 p.
- Benner DA. (1999) *Evaporative heat loss of the Upper Middle Fork of the John Day River, Northeastern Oregon*. Mémoire de maîtrise. (Oregon State University, États-Unis). 142 p.
- Benyahya L, Caissie D, St-Hilaire A, Ouarda TBMJ, Bobée B. (2007) A review of statistical water temperature models. *Canadian Water Resources Journal* 32(3): 179-192.
- Benyahya L, St-Hilaire A, Ouarda TBMJ, Bobée B, Dumas J. (2008) Comparison of non-parametric and parametric water temperature models on the Nivelle River, France. *Hydrological Sciences Journal* 53(3): 640-655.
- Benyahya L, Caissie D, El-Jabi N, Satish MG. (2010) Comparison of microclimate vs. remote meteorological data and results applied to a water temperature model (Miramichi River, Canada). *Journal of Hydrology* 380: 247-259.
- Benyahya L, Caissie D, Satish MG, El-Jabi N. (2012) Long-wave radiation and heat flux estimates within a small tributary in Catamaran brook (NB, Canada). *Hydrological processes* 26: 475-484.
- Bernatchez L, Giroux M. (2000) *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada*. Broquet, Boucherville, 350 p.
- Beveridge D, Curry RA, St-Hilaire A. (2012) Selecting hydrologic indices for the Prairie Provinces. *River Research and Applications* 28(10): 1595-1608.
- Blaen PJ, Hannah DM, Brown LE, Milner AM. (2012) Water temperature dynamics in High Arctic river basins. *Hydrological Processes* 27(20): 2958-2972.
- Bloomfield P. (2000) *Fourier analysis of time series : an introduction*. 2ème édition, John Wiley & Sons, Hoboken, 288 p.

- Bond MJ, Jones NE, Haxton TJ. (2015) Growth and life history patterns of a small-bodied stream fish, *Cottus cognatus*, in hydropeaking and natural rivers of northern Ontario. *River Research and Applications*, Doi: 10.1002/rra.2886.
- Boughton DA, Hatch C, Mora E. (2012) Identifying distinct thermal components of a creek. *Water Resources Research* 48: W09506.
- Boughton DA, Harrison LR, Pike AS, Arriaza JL, Mangel M. (2015) Thermal potential for steelhead life history expression in a southern California alluvial river. *Transactions of the American Fisheries Society* 144: 258-273.
- Bowen IS. (1926) The ratio of heat loss by conduction and by evaporation from any water surface. *Physics Review* 27: 779-787.
- Boyer C, Chaumon D, Chartier I, Roy AG. (2010) Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries. *Journal of Hydrology* 384: 65-83.
- Brazner JC, Tanner DK, Detenbeck NE, Batterman SL, Stark SL, Jagger LA, Snarski VM. (2005) Regional, watershed, and site-specific environmental influences on fish assemblage structure and function in western Lake Superior tributaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1254-1270.
- Breau C, Cunjak RA, Peake SJ. (2011) Behaviour during elevated water temperatures: can physiology explain movement of juvenile Atlantic salmon to cool water? *Journal of Animal Ecology* 80: 844-853.
- Breiman L. (2001) Random forests. *Machine Learning* 45: 5-32.
- Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CG. (1984) *Classification and regression trees*. Wadsworth International Group, Belmont, 368 p.
- Brown LE, Hannah DM. (2008) Spatial heterogeneity of water temperature across an alpine river basin. *Hydrological Processes* 22: 954-967.
- Brown LE, Hannah DM, Milner AM. (2005) Spatial and temporal water column and streambed temperature dynamics within an alpine catchment: implications for benthic communities. *Hydrological Processes* 19: 1585-1610.
- Brutsaert W. (1982) *Evaporation into the atmosphere: theory, history and applications*, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, 302 p.
- Buendía C, Sabater S, Palau A, Batalla RJ, Marcé R. (2015) Using equilibrium temperature to assess thermal disturbances in rivers. *Hydrological Processes* 29: 4350-4360.
- Buisson L, Blanc L, Grenouillet G. (2008) Modelling stream fish species distribution in a river network : the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 244-257.
- Bunn SE, Arthington AH. (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4): 492-507.
- Butryn RS, Parrish DL, Rizzo DM. (2013) Summer stream temperature metrics for predicting brook trout (*Salvelinus fontinalis*) distribution in streams. *Hydrobiologia* 703: 47-57.

- Cairns J, Heath AG, Parker BC. (1975) Temperature influence on chemical toxicity to aquatic organisms. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 47(2): 267-280.
- Caissie D. (2006a) The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51: 1389-1406.
- Caissie D. (2006b) River discharge and channel width relationships for New Brunswick rivers. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2637, Fisheries and Oceans Canada, 20 p.
- Caissie D. (2011) *The design of a new device to automate a Class A evaporation pan*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2927, Fisheries and Oceans, 33 p.
- Caissie D, El-Jabi E. (1995) Hydrology of the Miramichi River drainage basin. Chadwick EMP (Édit). *Water, science, and the public: the Miramichi ecosystem*, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science 123, p. 83-96.
- Caissie D, Satish MG. (2001) *Modelling water temperatures at depths within the stream substrate at Catamaran Brook (NB): potential implication of climate change*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2365, Fisheries and Oceans Canada, 21 p.
- Caissie D, El-Jabi N, St-Hilaire A. (1998) Stochastic modelling of water temperature in a small stream using air to water relations. *Canadian Journal of Civil Engineering* 25: 250-260.
- Caissie D, Satish MG, El-Jabi N. (2007) Predicting water temperatures using a deterministic model: application on Miramichi River catchments (New Brunswick, Canada). *Journal of Hydrology* 336: 303-315.
- Caissie D, Breau C, Hayward J, Cameron P. (2012) *Water temperature characteristics within the Miramichi and Restigouche rivers*. Research document 2012/165, Canadian Science Advisory Secretariat, Fisheries and Oceans Canada.
- Caissie D, Kurylyk BL, St-Hilaire A, El-Jabi N, MacQuarrie KTB. (2014) Streambed temperatures dynamics and corresponding heat fluxes in small streams experiencing seasonal ice cover. *Journal of Hydrology* 519: 1441-1452.
- Casado A, Hannah DM, Peiry J, Campo AM. (2013) Influence of dam-induced hydrological regulation on summer water temperature: Sauce Grande River, Argentina. *Ecohydrology* 6(4): 523-535.
- [CDA] Canadian Dam Association. (2003) *Dams in Canada*. Canadian Dam Association.
- [CEHQ] Centre d'expertise hydrique du Québec. (2014) *Répertoire des barrages*. Centre d'expertise hydrique du Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, www.cehq.gouv.ca/barrages, consultation le 15 octobre 2014.
- Chen YD, McCutcheon SC, Nutter WL. (1998) Stream temperature simulation of forested riparian areas : 2. Model application. *ASCE Journal of Environmental Engineering* 124: 316-318.

- Chikita KA, Kaminaga R, Kudo I, Wada T, Kim Y. (2010) Parameters determining water temperature of a proglacial stream: the Phelan Creek and the Gulkana Glacier, Alaska. *River research and applications* 26: 995-1004.
- Chu C, Jones NE. (2010) Do existing ecological classifications characterize the spatial variability of stream temperatures in the Great Lakes basin, Ontario ? *Journal of Great Lakes Research* 36: 633-640.
- Chu C, Jones NE, Mandrak NE, Piggott AR, Minns CK. (2008) The influence of air temperature, groundwater discharge, and climate change on the thermal diversity of stream fishes in southern Ontario watersheds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 297-308.
- Chu C, Jones NE, Piggott AR, Buttle JM. (2009) Evaluation of a simple method to classify the thermal characteristics of streams using a nomogram of daily maximum air and water temperatures. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1605-1619.
- Chu C, Jones NE, Allin L. (2010) Linking the thermal regimes of streams in the Great Lakes basin, Ontario, to landscape and climate variables. *River Research and Applications* 26: 221-241.
- Chu C, Li M, Chang Y, Liu T, Chen Y. (2012) Wind-induced splash in Class A evaporation pan. *Journal of Geophysical Research* 117: D11101.
- Coker GA, Portt CB, Minns CK. (2001) *Morphological and ecological characteristics of Canadian freshwater fishes*. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2554, Fisheries and Oceans Canada, 89 p.
- Colinet H, Sinclair BJ, Vernon P, Renault D. (2015) Insects in fluctuating environments *Annual Review of Entomology* 60: 123-140.
- Collen P, Gibson RJ. (2001) The general ecology of beavers (*Castor spp.*), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10: 439-461.
- Cortes R, Ferreira M, Oliveira S, Godinho F. (1998) Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia* 389: 51-61.
- Crisp DT. (1977) Some physical and chemical effects of the Cow Green (Upper Teesdale) impoundment. *Freshwater Biology* 7: 109-120.
- Crisp DT. (1981) A desk study of the relationship between temperature and hatching time for egg of five species of salmonids fishes. *Freshwater Biology* 11: 361-368.
- Crisp DT. (1987) Thermal "resetting" of streams by reservoir releases with special reference to effects on salmonids fishes. *Regulated streams: advances in ecology*, Craig JF et Kemper JB. Plenum Press, New York, p. 163-182.
- Csiki S, Rhoads BL. (2010) Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography* 34(6): 755-780.
- Cunjak RA. (1996) Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 267-282.

- Cunjak RA, Caissie D, El-Jabi N. (1990) *The Catamaran Brook habitat research project : description and general design of study*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1751, Fisheries and Oceans Canada, 15 p.
- Dabrowski K, Ciereszko RE, Ciereszko A, Toth GP, Christ SA, El-Saidy D, Ottobre JS. (1996) Reproductive physiology of yellow perch (*Perca flavescens*): environmental and endocrinological cues. *Journal of Applied Ichthyology* 12: 139-148.
- Daigle A, Ouarda TBMJ, Bilodeau L. (2010a) Comparison of parametric and non-parametric estimations of the annual date of positive water temperature onset. *Journal of Hydrology* 390: 75-84.
- Daigle A, St-Hilaire A, Peters D, Baird D. (2010b) Multivariate modelling of water temperature in the Okanagan watershed. *Canadian Water Resources Journal* 35(3): 237-258.
- Daigle A, St-Hilaire A, Beveridge D, Caissie D, Benyahya L. (2011) Multivariate analysis of the low-flow regimes in eastern Canadian rivers. *Hydrological Sciences Journal* 56(1): 51-67.
- Daly C. (2006) Guidelines for assessing the suitability of spatial climate data sets. *International Journal of Climatology* 26: 707-721.
- Dickson NE, Carrivick JL, Brown LE. (2012) Flow regulation alters alpine river thermal regimes. *Journal of Hydrology* 464-465: 505-516.
- Dingman SL. (2002) *Physical hydrology*. Waveland Press, Long Grove, 646 p.
- Donat MG, Alexander LV. (2012) The shifting probability distribution of global daytime and night-time temperatures. *Geophysical Research Letters* 39: L14707.
- Drake MT, Taylor WW. (1996) Influence of spring and summer water temperature on brook charr, *Salvelinus fontinalis*, growth and age structure in the Ford River, Michigan. *Environmental Biology of Fishes* 45: 41-51.
- Dripps W, Granger SR. (2013) The impact of artificially impounded, residential headwater lakes on downstream water temperature. *Environmental Earth Sciences* 68: 2399-2407.
- Ducharne A. (2008) Importance of stream temperature to climate change impact on water quality. *Hydrology and Earth System Sciences* 12: 797-810.
- Dugdale SJ, Bergeron N, St-Hilaire A. (2015) Spatial distribution of thermal refuges analysed in relation to riverscape hydromorphology using airborne thermal infrared imagery. *Remote Sensing of Environment* 160: 43-55.
- Ebersole JL, Liss WJ, Frissell CA. (2001) Relationship between stream temperature, thermal refugia, and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* abundance in arid-land streams in the northwestern United States. *Ecology of Freshwater Fish* 10: 1-10.
- Ebersole JL, Liss WJ, Frissell CA. (2003) Thermal heterogeneity, stream channel morphology, and salmonid abundance in northeastern Oregon streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1266-1280.

- El-Jabi N, Le-Kourdahi G, Caissie D. (1995) Modélisation stochastique de la température de l'eau en rivière. *Revue des sciences de l'eau* 8(1): 77-95.
- Elliot JM. (1991) Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Freshwater Biology* 25: 61-70.
- Ellis LE, Jones NE. (2013) Longitudinal trends in regulated rivers : a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews* 21: 136-148.
- Ellis LE, Jones NE. (2014) A test of the serial discontinuity concept: longitudinal trends of benthic invertebrates in regulated and natural rivers of northern Canada. *River Research and Applications*, Doi : 10.1002/rra.2861.
- Evans EC, Greenwood MT, Petts GE. (1995) Thermal profiles within river beds. *Hydrological Processes* 9: 19-25.
- Falcone JA, Carlisle DM, Wolock DM, Meador MR. (2010) GAGES: A stream gage database for evaluating natural and altered flow conditions in the conterminous United States. *Ecology* 91: 621.
- Fette M, Weber C, Peter A, Wehrli B. (2007) Hydropower production and river rehabilitation : A case study on an alpine river. *Environmental Modeling and Assessment* 12(4): 257-267.
- Findstad AG, Forseth T, Naesje TF, Ugedal O. (2004) The importance of ice cover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 73: 959-966.
- Fraley J. (1979) Effects of elevated stream temperature below a shallow reservoir on a cold water macroinvertebrate fauna. Ward JV et Stanford JA (Édit). *The Ecology of Regulated Streams*, Plenum Press, New York, p. 257-272.
- Frutiger A. (2004) Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1 : thermal effects. *Archiv Fur Hydrobiologie* 159(1): 43-56.
- Fulford JM, Sturm TW. (1984) Evaporation from flowing channels. *Journal of Environmental Engineering* 110: 1-9.
- Garner G, Hannah DM, Sadler J, Orr HG. (2014) River temperature regimes of England and Wales: spatial patterns, interannual variability and climatic sensitivity. *Hydrological Processes* 28(22): 5583-5598.
- Gonia TM, Keefer ML, Bjornn TC, Peery CA, Bennett DH, Stuehrenberg LC. (2006) Behavioral thermoregulation and slowed migration by adult fall Chinook salmon in response to High Columbia River water temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(2): 408-419.
- Gooseff MN, Strzepek K, Chapra SC. (2005) Modeling the potential effects of climate change on water temperature downstream of a shallow reservoir, Lower Madison River, MT. *Climatic Change* 68: 331-353.
- Graf WL. (2005) Geomorphology and American dams: the scientific, social, and economic context. *Geomorphology* 71: 3-26.

- Grantham TE, Viers JH, Moyle PB. (2014) Systematic screening of dams for environmental flow assessment and implementation. *BioScience* 64(11): 1006-1018.
- Grill G, Lehner B, Lumsdon AE, MacDonald GK, Zarfl C, Liermann CR. (2015) An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research letters* 10: 015001.
- Gu R, McCutcheon S, Chen C. (1999) Development of weather-dependent flow requirements for river temperature control. *Environmental Management* 24(4): 529-540.
- Guenther SM, Moore RD, Gomi T. (2012) Riparian microclimate and evaporation from a coastal headwater stream, and their response to partial-retention forest harvesting. *Agricultural and Forest Meteorology* 164: 1-9.
- Guillemette N, St-Hilaire A, Ouarda TBMJ, Bergeron N, Robichaud E, Bilodeau L. (2009) Feasibility study of a geostatistical modelling of monthly maximum stream temperatures in a multivariate space. *Journal of Hydrology* 364: 1-12.
- Guillemette N, St-Hilaire A, Ouarda TBMJ, Bergeron N. (2011) Statistical tools for thermal regime characterization at segment river scale: a case study of the Ste-Marguerite River. *River Research and Applications* 27: 1058-1071.
- Gulliver JS, Stefan HG. (1986) Wind function for a sheltered stream. *Journal of Environmental Engineering* 112: 387-399.
- Hamel P, Daly E, Fletcher TD. (2015) Which baseflow metrics should be used in assessing flow regimes of urban streams? *Hydrological Processes* 29: 4367-4378.
- Hannah DM, Malcolm IA, Soulsby C, Youngson AF. (2004) Heat exchanges and temperatures within a salmon spawning stream in the Cairngorms, Scotland: Seasonal and sub-seasonal dynamics. *River Research and Applications* 20: 635-652.
- Hannah DM, Malcom IA, Soulsby C, Youngson AF. (2008) A comparison of forest and moorland stream microclimate, heat exchanges and thermal dynamics. *Hydrological Processes* 22: 919-940.
- Harbeck GE, Kohler MA, Koberg GE et al. (1958) *Water-loss investigations : Lake Mead studies*. United States Geological Survey Professional Paper 298. United States Department of Interior, 100 p.
- Hari RE, Livingstone DM, Siber R, Holm PB, Güttinger H. (2006) Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology* 12: 10-26.
- Hawkins CP, Olson JR, Hill RA. (2010) The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 312-343.
- Hebert C, Caissie D, Satish MG, El-Jabi N. (2011) Study of stream temperature dynamics and corresponding heat fluxes within Miramichi River catchments (New Brunswick, Canada). *Hydrological Processes* 25: 2439-2455.

- Hembre B, Arnekleiv JV, L'Abée-Lund JH. (2001) Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. *Ecology of Freshwater Fish* 10: 61-64.
- Hennig C. (2007) Cluster-wise assessment of cluster stability. *Computational Statistics and Data Analysis* 52: 258-271.
- Hester ET, Doyle MW. (2011) Human impacts to river temperature and their effects on biological processes: a quantitative synthesis. *Journal of the American Water Resources Association* 47(3): 571-587.
- Hill RA, Hawkins CP, Carlisle DM. (2013) Predicting thermal reference conditions for USA streams and rivers. *Freshwater Science* 32(1): 39-55.
- Hipsey MR, Sivapalan M. (2003) Parameterizing the effect of a wind shelter on evaporation from small water bodies. *Water Resources Research* 39: 1339.
- Hokanson K, McCormick J, Jones B, Tucker J. (1973) Thermal Requirements for maturation, spawning, and embryo survival of the brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Journal of Fisheries Board Research of Canada* 30: 975-984.
- Hondzo M, Stefan HG. (1994) Riverbed heat conduction prediction. *Water Resources Research* 30: 1503-1513.
- Horne BD, Rutherford ES, Wehrly KE. (2004) Simulating effects of hydro-dam alteration on thermal regime and wild steelhead recruitment in a stable-flow Lake Michigan tributary. *River Research and Applications* 20: 185-203.
- Huang B, Langpap C, Adams RM. (2011) Using instream water temperature forecasts for fisheries management: An implication in the Pacific Northwest. *Journal of the American Water Resources Association* 47(4): 861-876.
- Hutchinson MF, McKenney DW, Lawrence K, Pedlar JH, Hopkinson RF, Milewska E, Papadopol P. (2009) Development and testing of Canada-wide interpolated spatial models of daily minimum–maximum temperature and precipitation for 1961–2003. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48(4): 725–741.
- Huusko A, Greenberg L, Stickler M, Linnansaari T, Nykänen M, Vehasen T, Koljonen S, Louhi P, Alferdsen K. (2007) Life in the ice lane: the winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications* 23: 469-491.
- [ICOLD] International commission on large dams. (2011) *Small dams: design, surveillance and rehabilitation*, bulletin 157, International commission on large dams, 149 p.
- Isaak DJ, Wollrab S, Horan D, Chandler G. (2012) Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest U.S. from 1980-2009 and implications for salmonids fishes. *Climatic Change* 113: 499-524.
- Jackson HM, Gibbins CN, Soulsby C. (2007) Role of discharge and temperature variation in determining invertebrate community structure in a regulated river. *River Research and Applications* 23: 651-669.

- Jensen AJ. (2003) Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated river Alta: effects of altered water temperature on parr growth. *River Research and Applications* 19: 733-747.
- Jobson HE. (1980) *Thermal modeling of flow in the San Diego aqueduct, California, and its relation to evaporation*. Geological Survey Professional Paper 1122, United States Geological Survey, 24 p.
- Johnson SL. (2004) Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 913-923.
- Jolliffe IT. (2002) *Principal component analysis*. Springer-Verlag, New York, 487 p.
- Jones NE. (2014) The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? *River Research and Applications* 30: 521-526.
- Jones MP, Hunt WF, Winston RJ. (2012) Effect of urban catchment composition on runoff temperature. *Journal of Environmental Engineering* 138(12): 1231-1236.
- Jonsson B, Ruud-Hansen J. (1985) Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 593-595.
- Jonsson B, Jonsson N. (2009) A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75: 2381-2247.
- Kaiser HF. (1958) The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika* 23(3): 187-200.
- Kang S, Lin H. (2007) Wavelet analysis of hydrological and water quality signals in an agricultural watershed. *Journal of Hydrology* 338: 1-14.
- Kaushal SS, Likens GE, Jaworski NA, Pace ML, Sides AM, Seekell D, Belt K, Secor DH, Wingate RL. (2010) Rising stream and river temperatures in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(9): 461-466.
- Kelleher C, Wagener T, Gooseff M, McGlynn B, McGuire K, Marshall L. (2012) Investigating controls on the thermal sensitivity of Pennsylvania streams. *Hydrological Processes* 26: 771-785.
- Kinouchi T, Yagi H, Miyamoto M. (2007) Increase in stream temperature related to anthropogenic heat input from urban wastewater. *Journal of Hydrology* 335: 78-88.
- Kothandaraman V. (1971) Analysis of Water Temperature Variations in Large Rivers. *Journal of the Sanitary Engineering Division* 97: 19-31.
- Labat D. (2005) Recent advances in wavelet analyses : Part 1. A review of concepts. *Journal of Hydrology* 314: 275-288.
- Labat D, Ronchail J, Calde J, Guyot JL, De Oliveira E, Guimarães W. (2004) Wavelet analysis of Amazon hydrological regime variability. *Geophysical Research Letters* 31(2): L02501.

- Lawson CR, Vindenes Y, Bailey L, van de Pol M. (2015) Environmental variation and population responses to global change. *Ecology Letters*, 18: 724-736.
- Leach JA, Moore RD. (2010) Above-stream microclimate and stream surface energy exchanges in a wildfire-disturbed riparian zone. *Hydrological Processes* 24: 2369-2381.
- Leach JA, Moore RD. (2014) Winter stream temperature in the rain-on-snow zone of the Pacific Northwest: Influences of hillslope runoff and transient snow cover. *Hydrology and Earth System Sciences* 18: 819-838.
- LeBlanc RT, Brown RD, FitzGibbon JE. (1997) Modeling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. *Journal of Environmental Management* 49: 445-469.
- Lee TY, Huang JC, Kao SJ, Liao LY, Tzeng CS, Yang CH, Kalita PK Tung CP. (2012) Modeling the effects of riparian planting strategies on stream temperature: Increasing suitable habitat for endangered Formosan Landlocked Salmon in Shei-Pa National Park, Taiwan. *Hydrological Processes* 26: 3635-3644.
- Lehmkuhl DM. (1972) Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 1329-1332.
- Lessard JL, Hayes DB. (2003) Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19: 721-732.
- Lewis WM. (1983) A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1779-1787.
- Link O, Huerta A, Stehr A, Monsalve A, Meier C, Aguayo M. (2013) The solar-to-stream power ratio: a dimensionless number explaining diel fluctuations of temperature in mesoscale rivers. *River Research and Applications* 29: 792-803.
- Lisi PJ, Schindler DE, Bentley KT, Pess GR. (2013) Association between geomorphic attributes of watersheds, water temperature, and salmon spawn timing in Alaskan streams. *Geomorphology* 185 : 78-86.
- Lisi P, Schindler DE, Cline TJ, Scheuerell MD, Walsh PB. (2015) Watershed geomorphology and snowmelt control stream thermal sensitivity to air temperature. *Geophysical Research Letters* 42: 3380-3388.
- Lowney CL. (2000) Stream temperature variation in regulated rivers: evidence for a spatial pattern in daily minimum and maximum magnitudes. *Water Resources Research* 36: 2947-2955.
- Luce C, Staab B, Kramer M, Wenger S, Isaak D, McConnell C. (2014) Sensitivity of summer stream temperatures to climate variability in the Pacific Northwest. *Water Resources Research* 50: 3428-3443.
- Lund SG, Caissie D, Cunjak RA, Vijayan MM, Tufts BL. (2002) The effects of environmental heat stress on heat-shock mRNA and protein expression in Miramichi Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1553-1562.

- Lund SG, Lund ME, Tufts BL. (2003) Red blood cell Hsp 70 mRNA and protein as bio-indicators of temperature stress in the brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 460-470.
- MacDonald RJ, Boon S, Byrne JM, Robinson MD, Rasmussen JB. (2014) Potential future climate effects on mountain hydrology, stream temperature, and native salmonid life history. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 189-202.
- Magnusson J, Jonas T, Kirchner JW. (2012) Temperature dynamics of a proglacial stream: Identifying dominant energy balance components and inferring spatially integrated hydraulic geometry. *Water Resources Research* 48(6): W06510.
- Maheu A, Poff NL, St-Hilaire A. (2015) A classification of stream water temperature regimes in the conterminous United States. *River Research and Applications*, Doi: 10.1002/rra.2906.
- Makarowski KE. (2009) *An investigation of spatial and temporal variability in stream temperature in several of Montana's reference streams: Working toward a more holistic management strategy*. Mémoire de maîtrise. (University of Montana, États-Unis). 122 p.
- Marceau P, Cluis D, Morin G. (1986) Comparaison ds performances relatives à un modèle déterministe et à un modèle stochastique de température de l'eau en rivière. *Canadian Journal of Civil Engineering* 13: 352-364.
- Marciano JJ, Harbeck GE. (1954) *Mass-transfer studies: Lake Hefner studies*. United States Geological Survey Professional Paper 267, United States Department of Interior, 150 p.
- Martínez A, Larrañaga A, Basaguren A, Pérez J, Mendoza-Lera C, Pozo J. (2013) Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia* 711: 31-42.
- Masoner JR, Stannard DI, Christenson SC. (2008) Differences in evaporation between a floating pan and Class A pan on land. *Journal of the American Water Resources Association* 44: 552-561.
- Matteau M, Assani AA, Mesfioui M. (2009) Application of multivariate statistical analysis methods to the dam hydrologic impact studies. *Journal of Hydrology* 371: 120-128.
- Maxted JR, McCready CH, Scarsbrook MR. (2005) Effects of small ponds on stream water quality and macroinvertebrate communities. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 39: 1069-1084.
- Mbaka JG, Mwaniki MW. (2015) A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates. *Environmental Reviews* 23: 257-262.
- McCullough DA. (1999) *A review and synthesis of effects of alterations to the water temperature regime on freshwater life stages of salmonids, with special reference to Chinook salmon*. rapport 910-R-99-010, United States Environmental Protection Agency, 279 p.

- McJannet DL, Webster IT, Cook FJ. (2012) An area-dependent wind function for estimating open water evaporation using land-based meteorological data. *Environmental Modelling and Software* 31: 76-83.
- McLaughlin F. (2014) *Using regional flow regime classes to identify flow anomalies in a set of Canadian rivers regulated by dams*. Mémoire de maîtrise. (McGill University, Canada). 130 p.
- McLaughlin F, Lapointe M, Bourque G, Boisclair D. (2014) Using regional flow classes as references to analyse flow regime anomalies across a set of regulated Canadian rivers. *Journal of Hydrology* 519: 307-328.
- McManamay RA. (2014) Quantifying and generalizing hydrologic responses to dam regulation using a statistical modeling approach. *Journal of Hydrology* 519: 1278-1296.
- McManamay RA, Bevelhimer MS, Kao S. (2013) Updating the US hydrologic classification: an approach to clustering and stratifying ecohydrologic data. *Ecohydrology* 7: 903-926.
- McManamay RA, Peoples BK, Orth DJ, Dolloff CA, Matthews DC. (2015) Isolating causal pathways between flow and fish in the regulated river hierarchy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 1-18.
- Meier W, Bonjour C, Wüest A, Reichert P. (2003) Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams. *Journal of Environmental Engineering* 129(8): 755-764.
- Milligan GW, Cooper MC. (1985) An examination of procedures for determining the number of clusters in a data set. *Psychometrika* 50: 159-179.
- Milner AM, Robertson AL, Monaghan KA, Veal AJ, Flory EA. (2008) Colonization and development of an Alaskan stream community over 28 years. *Frontiers in Ecology and Environment* 6(8): 413-419.
- Mohseni O, Stefan HG. (1999) Stream temperature/air relationship: a physical interpretation. *Journal of Hydrology* 218: 128-141.
- Mohseni O, Erickson TR, Stefan HG. (1999) Sensitivity of stream temperatures in the United States to air temperatures projected under a global warming scenario. *Water Resources Research* 35(12): 3723-3733.
- Mohseni O, Stefan HG, Eaton JG. (2003) Global warming and potential changes in fish habitat in U.S. streams. *Climatic Change* 59: 389-409.
- Moore RD, Spittlehouse DL, Story A. (2005a) Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *Journal of the American Water Resources Association* 41(4): 813-834.
- Moore RD, Sutherland P, Gomi T, Dhakal A. (2005b) Thermal regime of a headwater stream within a clear-cut, coastal British Columbia, Canada. *Hydrological Processes* 19(13): 2591-2608.

- Moore RD, Leach JA, Knudson JM. (2013) Geometric calculation of view factors for stream surface radiation modelling in the presence of riparian forest. *Hydrological Processes* 28(6): 2975-2986.
- Morin G, Couillard D. (1990) Predicting river temperatures with a hydrological model. *Encyclopedia of Fluid Mechanics: Surface and Groundwater Flow Phenomena*. Volk Gulf Publishing Company, Houston, p. 171-209.
- Nelitz MA, MacIsaac EA, Peterman RM. (2007) A science-based approach for identifying temperature-sensitive streams for rainbow trout. *North American Journal of Fisheries Management* 27(2): 405-424.
- Neuheimer AB, Taggart CT. (2007) The growing degree-day and fish size-at-age: the overlooked metric. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 375-385.
- Neumann DW, Rajagopalan B, Zagona EA. (2003) Regression model for daily maximum stream temperature. *Journal of Environmental Engineering* 129(7): 667-674.
- Niehaus AC, Angilletta MJ, Sears MW, Franklin CE, Wilson RS. (2012) Predicting the physiological performance of ectotherms in fluctuating thermal environments. *Journal of Experimental Biology* 215: 694-701.
- Null SE, Ligare ST, Viers JH. (2013a) A Method to Consider Whether Dams Mitigate Climate Change Effects on Stream Temperatures. *Journal of the American Water Resources Association* 49: 1456-1472.
- Null SE, Viers JH, Deas ML, Tanaka SK, Mount JF. (2013b) Stream temperature sensitivity to climate warming in California's Sierra Nevada: impacts to coldwater habitat. *Climatic Change* 116: 149-170.
- O'Connor JE, Duda JJ, Grant GE. (2015) 1000 dams down and counting. *Science* 348(6234): 496-497.
- Olden JD, Naiman RJ. (2010) Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55: 86-107.
- Olden JD, Poff NL. (2003) Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 19: 101-121.
- Olden JD, Kennard MJ, Pusey BJ. (2012) A framework for hydrologic classification with a review of methodologies and applications in ecohydrology. *Ecohydrology* 5: 503-518.
- Oigny-Hébert H, Senay C, Enders EC, Boisclair D. (2015) Effects of diel temperature fluctuation on the standard metabolic rate of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*): influence of acclimation temperature and provenience. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 1-10.
- Ouellet V, Mingelbier M, Saint-Hilaire A, Morin J. (2010) Frequency analysis as a tool for assessing adverse conditions during a massive fish kill in the St. Lawrence River, Canada. *Water Quality Research Journal of Canada* 45(1): 47-57.

- Ouranos. (2014) *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*, édition 2014. www.ouranos.ca/fr/synthese2014/, consultation le 1 juin 2015.
- Pankhurst NW, Porter MJR. (2003) Cold and dark or warm and light: variations on the theme of environmental control of reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry* 28: 385-389.
- Parkinson EA, Lea EV, Nelitz MA, Kundson JM, Moore RD. (2015) Identifying temperature thresholds associated with fish community changes in British Columbia, Canada, to support identification of temperature sensitive streams. *River Research and Applications*, Doi: 10.1002/rra.2867.
- Perry RW, Risley JC, Brewer SJ, Jones EC, Rondorf DW. (2011) *Simulating water temperature of the Klamath River under dam removal and climate change scenarios*. Report 2011-1243, United States Geological Survey, 78 p.
- Pike A, Danner E, Boughton D, Melton F, Nemani R, Rajagopalan B, Lindley S. (2013) Forecasting river temperatures in real time using a stochastic dynamic approach. *Water Resources Research* 49: 5168-5182.
- Poff NL. (2009) Managing for variability to sustain freshwater ecosystems. *Journal of Water Resources Planning and Management* 135: 1-4.
- Poff NL, Hart DD. (2002) How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52(8): 659-668.
- Poff NL, Ward JV. (1989) Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 1805-1818.
- Poff NL, Zimmerman JKH. (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55(1): 194-205.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stomberg JC. (1997) The natural flow regime. *Bioscience* 47(11): 769-784.
- Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM. (2007) Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 5732-5737.
- Poff NL, Richter BD, Arthington AH, Bunn SE, Naiman RJ, Kendy E et al. (2010) The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55(1): 147-170.
- Poirel A, Lauters F, Desaint B. (2008) 1977-2006 : Trente années de mesures des températures de l'eau dans le Bassin du Rhône. *Hydroécologie Appliquée* 16: 191-213.
- Poole GC, Berman CH. (2001) An ecological perspective on in-stream temperature : natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management* 27(6): 787-802.

- Poole GC, Dunham JB, Keenan DM, Sauter ST, McCullough DA, Mebane C, Lockwood JC, Essig DA, Hicks MP, Sturdevant DJ. (2004) The case for regime-based water quality standards. *BioScience* 54(2): 155-161.
- Prats J, Val R, Dolz J, Armengol J. (2012) Water temperature modeling in the Lower Ebro River (Spain: heat fluxes, equilibrium temperature, and magnitude of alteration caused by reservoirs and thermal effluent. *Water Resources Research* 48: W05523.
- Preece R. (2004) *Cold water pollution below dams in New South Wales*. Department of Infrastructure, Planning and Natural Resources, 41 p.
- Preece RM, Jones HA. (2002) The effect of Keepit dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications* 18: 397-414.
- Price DT, McKenney DW, Nalder IA, Hutchinson MF, Kesteven JL. (2000) A comparison of two statistical methods for spatial interpolation of Canadian monthly mean climate data. *Agricultural and Forest Meteorology* 101(2-3): 81-94.
- Prowse TD. (2001) River-ice ecology. II : Biological aspects. *Journal of Cold Regions Engineering* 15(1): 17-33.
- Prowse T, Wrona F, Power G. (2004) Dams, reservoirs and flow regulation. *Threats to water availability in Canada*, NWRI Scientific Assessment Report Series no. 3, Environment Canada, p.9-18.
- Rader R, Ward J. (1988) Influence of regulation on environmental conditions and the macroinvertebrate community in the Upper Colorado River. *Regulated Rivers: Research and Management* 2: 597-618.
- Rahel FJ, Olden JD. (2008) Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* 22: 521-533.
- Rheinheimer DE, Viers JH. (2015) Combined effects of reservoir operations and climate warming on the flow regime of hydropower bypass reaches of California's Sierra Nevada. *River Research and Applications* 31: 269-279.
- Rheinheimer DE, Null SE, Lund JR. (2015) Optimizing selective withdrawal from reservoirs to manage downstream temperatures with climate warming. *Journal of Water Resources Planning and Management* 141(4): 04014063.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. (1996) A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10(4): 1163-1174.
- Risley JC, Constantz J, Essaid H, Rounds S. (2010) Effects of upstream dams versus groundwater pumping on stream temperature under varying climate conditions. *Water Resources Research* 46: W06517.
- Rivers-Moore NA, Dallas HF, Morris C. (2013) Towards setting environmental water temperature guidelines: a South African example. *Journal of environmental management* 128: 380-92.
- Robinson JM, Josephson DC, Weidel BC, Kraft CE. (2010) Influence of variable interannual summer water temperatures on brook trout growth, consumption, reproduction, and mortality in an unstratified Adirondack lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 685-699.

- Rosenberry DO, Winter TC, Buso DC, Likens GE. (2007) Comparison of 15 evaporation methods applied to a small mountain lake in the northeastern USA. *Journal of Hydrology* 340: 149-166.
- Rounds SA. (2010) *Thermal effects of dams in the Willamette River basin, Oregon*. Scientific investigations report 2010-5153, United States Geological Survey, 64 p.
- Rutherford JC, Marsh NA, Davies PM, Bunn SE. (2004) Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool? *Marine and Freshwater Research* 55: 737-748.
- Ryan T, Webb A, Lennie R, Lyon J. (2001) *Status of cold water releases from Victorian dams*. Department of Natural Resources and Environment, 72 p.
- Santucci VJ, Gephard SR, Pescitelli SM. (2005) Effects of Multiple Low-Head Dams on Fish, Macroinvertebrates, Habitat, and Water Quality in the Fox River, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 975-992.
- Schaefli B, Maraun D, Holschneider M. (2007) What drives high flow events in the Swiss Alps? Recent developments in wavelet spectral analysis and their application to hydrology. *Advances in Water Resources* 30(12): 2511-2525.
- Schmutz S, Bakken TH, Friedrich T, Greimel F, Harby A, Jungwirth M, Melcher A, Unfer G, Zeiringer B. (2015) Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Research and Applications* 31: 919-930.
- Segura C, Caldwell P, Sun G, McNulty S, Zhang Y. (2014) A model to predict stream water temperature across the conterminous USA. *Hydrological Processes* 29: 2178-2195.
- Selbig WR. (2015) Simulating the effect of climate change on stream temperature in the Trout Lake watershed, Wisconsin. *Science of the Total Environment* 521-522: 11-18.
- Sergeant CJ, Nagorski S. (2015) The implications of monitoring frequency for describing riverine water quality regimes. *River Research and Applications* 31: 602-610.
- Shen SSP, Gurung AB, Oh H-S, Shu T, Easterkin DR. (2011) The twentieth century contiguous US temperature changes indicated by daily data and higher statistical moments. *Climatic Change* 109: 287-317.
- Shuter BJ, Post JR. (1990) Climate, population viability, and the zoogeography of temperate fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 119(2): 314-336.
- Sibson R. (1981) A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation. Barnett V. (Édit). *Interpolating Multivariate Data*, John Wiley & Sons, New York, p.21-36.
- Sillmann J, Kharin VV, Zhang X, Zwiers FW, Bronaugh D. (2013) Climate extreme indices in the CMIP5 multimodel ensemble : Part 2. Future climate projections. *Journal of Geophysical Research* 118: 2473-2493.
- Simpkins DG, Hubert WA, Wesche TA. (2000) Effects of fall-to-winter changes in habitat and frazil ice on the movements and habitat use of juvenile rainbow trout in a Wyoming tailwater. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 101-118.

- Singer EE, Gangloff MM. (2011) Effects of a small dam on freshwater mussel growth in an Alabama (U.S.A.) stream. *Freshwater Biology* 56: 1904-1915.
- Singh P, Singh VP. (2001) *Snow and Glacier Hydrology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 221 p.
- Sinokrot BA, Stefan HG. (1993) Stream temperature dynamics: measurements and modeling. *Water Resources Research* 29: 2299-2312.
- Smith K. (1975) Water temperature variations within a major river system. *Nordic Hydrology* 6: 155-169.
- Smokorowski KE, Bergeron N, Boisclair D, Clarke K, Cooke S, Cunjak R et al. (2011) NSERC's HydroNet: A national research network to promote sustainable hydropower and healthy aquatic ecosystems. *Fisheries* 36(10): 480-488.
- Somers KA, Bernhardt ES, Grace JB, Hassett BA, Sudduth EB, Wang S, Urban DL. (2013) Streams in the urban heat island: spatial and temporal variability in temperature. *Freshwater Science* 32(1): 309-326.
- Sridhar V, Sansone AL, LaMarche J, Dubin T, Lettenmaier DP. (2004) Prediction of stream temperature in forested watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 40: 197-213.
- Steel EA, Lange IA. (2007) Using wavelet analysis to detect changes in water temperature regimes at multiple scales: effects of multi-purpose dams in the Willamette River basin. *River Research and Applications* 23: 351-359.
- Steel EA, Tillotson A, Larsen DA, Fullerton AH, Denton KP, Beckman BR. (2012) Beyond the mean: The role of variability in predicting ecological effects of stream temperature on salmon. *Ecosphere* 3(11): 104.
- Steele TD (1985) *Harmonic analyses of stream temperatures in the Upper Colorado River basin*. Water-Resources Investigations Report 84-4290. United States Geological Survey, 51 p.
- Stewart IT. (2009) Changes in snowpack and snowmelt runoff for key mountain regions. *Hydrological Processes* 23: 78-94.
- Stewart RJ, Wollheim WM, Miara A, Vörösmarty CJ, Fekete B, Lammers RB, Rosenzweig B. (2013) Horizontal cooling towers: riverine ecosystem services and the fate of thermoelectric heat in contemporary Northeast US. *Environmental Research Letters* 8: 025010.
- St-Hilaire A, El-Jabi N, Caissie D, Morin G. (2003) Sensitivity analysis of a deterministic water temperature model to forest canopy and soil temperature in Catamaran Brook (New Brunswick, Canada). *Hydrological Processes* 17: 2033-2047.
- St-Hilaire A, Ouarda TBMJ, Bargaoui Z, Daigle A, Bilodeau L. (2012) Daily river temperature forecast model with a k-nearest neighbor approach. *Hydrological Processes* 26(9): 1302-1309.
- Stickler M, Alferdsen K, Scruton DA, Pennell C, Harby A, Økland F. (2007) Mid-winter activity and movement of Atlantic salmon parr during ice formation events in a Norwegian regulated river. *Hydrobiologia* 582: 81-89.

- Stoneman CL, Jones ML. (1996) A simple method to classify stream thermal stability with single observations of daily maximum water and temperatures. *North American Journal of Fisheries Management* 16(4): 728-737.
- Strbol C, Boulesteix A, Kneib T, Augustin T, Zeileis A. (2008) Conditional variable importance for random forests. *BMC Bioinformatics* 9: 307.
- Sweeney BW. (1984) Factors influencing life-history patterns of aquatic insects. Resh VH et Rosenberg DM. (Édit). *The Ecology of Aquatic Insects*, Praeger Publishers, New York, p. 56-100.
- Toffolon M, Siviglia A, Zolezzi G. (2010) Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. *Water Resources Research* 46(8): W08536.
- Torgersen CE, Price DM, Li HW, McIntosh BA. (1999) Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of chinook salmon in northwestern Oregon. *Ecological Applications* 9(1): 301-319.
- Troxler RW, Thackston EL. (1977) Predicting the rate of warming of rivers below hydroelectric installations. *Journal of Water Pollution Control Federation* 49: 1902-1912.
- Tung C, Lee T, Yang Y. (2006) Modelling climate-change impacts on stream temperature of Formosan landlocked salmon habitat. *Hydrological Processes* 20: 1629-1649.
- Vannote RL, Sweeney BW. (1980) Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *The American Naturalist* 115: 667-695.
- Vasseur DA, DeLong JP, Gilbert B, Greig HS, Harley CDG, McCann KS, Savage V, Tunney TD, O'Connor MI. (2014) Increased temperature variation poses a greater risk to species than climate warming. *Proceedings of the Royal Society B* 281: 20132612.
- Vatland SJ, Gresswell RE, Poole GC. (2015) Quantifying stream thermal regimes at multiple scales: Combining thermal infrared imagery and stationary stream temperature data in a novel modeling framework. *Water Resources Research* 51: 31-46.
- Vinson MR. (2001) Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications* 11(3): 711-730.
- Ward JH Jr. (1963) Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58(301): 236-244.
- Ward JV, Stanford JA. (1979) Ecological factors controlling streams zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. Ward JV et Stanford JA (Édit). *The Ecology of Regulated Streams*, Plenum Press, New York, p. 35-56.
- Ward JV, Stanford JA. (1982) Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual reviews in entomology* 27: 97-117.

- Ward JV, Stanford JA. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems*, Fontaine TD et Bartell SM. (Édit). Ann Arbor Scientific Publishers, Ann Arbor, p. 29-42.
- Warren DR, Robinson JM, Josephson DC, Sheldon DR, Kraft CE. (2012) Elevated summer temperatures delay spawning and reduce red construction for resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Global Change Biology* 18: 1804-1811.
- Webb BW, Walling DE. (1988) Modification of temperature behaviour through regulation of a British river system. *Regulated Rivers: Research and Management* 2: 103-116.
- Webb BW, Walling DE. (1993) Temporal variability in the impact of river regulation on thermal regime and some biological implications. *Freshwater Biology* 29: 167-182.
- Webb BW, Zhang Y. (1997) Spatial and seasonal variability in the components of the river heat budget. *Hydrological Processes* 11: 79-101.
- Webb BW. (1996) Trends in stream and river temperature. *Hydrological Processes* 10: 205-226.
- Wehrly KE, Wiley MJ, Seelbach PW. (2003) Classifying regional variation in thermal regime based on stream fish community patterns. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 18-38.
- West D. (2014) *Modelling the thermal regime of a regulated coastal British Columbia river and assessing the potential of warming mitigation strategies*. Mémoire de maîtrise (University of British Columbia, Canada). 137 p.
- Wright SA, Anderson CR, Voichick N. (2009) A simplified water temperature model for the Colorado River below Glen Canyon dam. *River Research and Applications* 25: 675-686.
- Wu H, Kimball JS, Elsner MM, Mantua N, Adler RF, Stanford J. (2012) Projected climate change impacts on the hydrology and temperature of Pacific Northwest rivers. *Water Resources Research* 48: W11530.
- Xin Z, Kinouchi T. (2013) Analysis of stream temperature and heat budget in an urban river under strong atmospheric influences. *Journal of Hydrology* 489: 16-25.
- Xu C, Letcher BH, Nislow KH. (2010) Context-specific influence of water temperature on brook trout growth rates in the field. *Freshwater Biology* 55: 2253-2264.
- Zarfl C, Lumsdon AE, Berlekamp J, Tydecks L, Tockner K. (2015) A global boom in hydropower construction. *Aquatic Sciences* 77: 161-170.
- Zimmerman JHK, Letcher BH, Nislow KH, Lutz KA, Magilligan FJ. (2010) Determining the effects of dams on subdaily variation in river flows at a whole-basin scale. *River Research and Applications* 26: 1246-1260.
- Zolezzi G, Siviglia A, Toffolon M, Maiolini B. (2011) Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology* 4(4): 564-576.

Annexe 1 : Métriques décrivant le régime thermique aux rivières naturelles et régulées de l'est du Canada

Le tableau 6.2 fournit une description des métriques. Pour les métriques ayant été standardisées par la température de l'air (voir section 6.3.2 pour une description de la méthodologie), les valeurs de ratio (en noir) sont présentées ainsi que les valeurs absolues (en gris) des métriques associées à la température de l'eau (Teau) et la température de l'air (Tair).

§ N = rivière naturelle; R = rivière régulée

site	type [§]	année	Mmo7 ratio	Mmo8 ratio	Mmo9 ratio	Mmo7 Teau	Mmo8 Teau	Mmo9 Teau	Mmo7 Tair	Mmo8 Tair	Mmo9 Tair	Msum	Mwkmax
Aubinadong	N	2013	1,17	1,14	1,27	20,9	19,3	15,4	17,9	16,9	12,2	19,6	23,3
Aubinadong	N	2012	1,18	1,15	1,26	23,0	20,4	14,8	19,6	17,8	11,8	22,2	24,3
Aubinadong	N	2011	1,14	1,15	1,20	22,4	20,6	15,7	19,7	17,9	13,0	21,3	24,1
Batchawana	N	2013	1,19	1,12	1,15	20,6	19,1	14,6	17,4	17,1	12,7	19,6	22,7
Batchawana	N	2012	1,17	1,11	1,15	22,9	20,2	14,4	19,6	18,2	12,5	21,9	24,1
Batchawana	N	2011	1,19	1,12	1,14	22,0	20,3	15,7	18,5	18,0	13,8	20,9	23,5
Beaurivage	N	2012	1,17	1,14	1,22	23,8	22,9	17,7	20,4	20,1	14,4	23,3	26,5
Bécancour	N	2012	1,21	1,16	1,21	24,9	24,1	18,1	20,6	20,8	14,9	24,4	26,9
Coaticook	R - fil de l'eau	2013	1,05	1,13	1,14	21,9	20,5	15,6	20,8	18,2	13,7	20,7	24,5
Dee	R - stockage	2013	1,01	1,15	1,22	19,5	18,9	15,4	19,2	16,4	12,6	18,4	21,5
Dee	R - stockage	2012	1,03	1,12	1,31	19,4	21,6	16,7	18,8	19,2	12,7	20,5	22,7
Eaton	N	2013	1,10	1,13	1,16	22,8	20,2	15,5	20,6	17,9	13,4	21,0	25,7
Etchemin	R - fil de l'eau	2012	1,14	1,14	1,21	23,1	22,7	17,0	20,2	19,9	14,1	22,8	25,6
Etchemin	R - fil de l'eau	2011	1,13	1,11	1,00	23,1	20,5	15,4	20,4	18,5	15,3	22,0	24,6
Fourchue	R - stockage	2013	1,12	1,25	1,34	20,6	20,3	15,7	18,4	16,2	11,7	19,4	22,1
Fourchue	R - stockage	2012	1,15	1,23	1,35	21,0	22,4	17,2	18,3	18,2	12,7	21,7	23,8
Fourchue	R - stockage	2011	1,12	1,20	1,23	20,4	20,1	16,8	18,2	16,7	13,6	18,8	21,9

site	type ^s	année	Mmo7 ratio	Mmo8 ratio	Mmo9 ratio	Mmo7 Teau	Mmo8 Teau	Mmo9 Teau	Mmo7 Tair	Mmo8 Tair	Mmo9 Tair	Msum	Mwkmax
Goulais	N	2013	1,18	1,11	1,18	20,9	18,8	14,5	17,7	16,9	12,3	19,5	23,3
Gulquac	N	2013	1,00	0,91	0,96	19,2	14,8	12,1	19,2	16,4	12,6	16,9	21,2
Gulquac	N	2012	1,00	1,03	1,14	18,7	19,8	14,3	18,8	19,1	12,6	19,2	21,6
Kiamika	R - stockage	2013	0,99	1,13	1,39	18,8	19,7	17,1	18,9	17,4	12,3	18,4	20,4
Loup	N	2013	1,15	1,14	1,19	21,6	19,0	14,2	18,8	16,6	12,0	19,6	24,0
Loup	N	2012	1,17	1,15	1,20	21,9	21,3	15,7	18,6	18,6	13,1	21,5	24,5
Loup	N	2011	1,13	1,08	1,05	21,1	18,5	14,7	18,6	17,1	13,9	19,4	22,2
Magpie	R - pointe	2013	1,13	1,18	1,47	18,0	18,7	16,7	15,9	15,8	11,4	17,7	19,9
Magpie	R - pointe	2012	1,14	1,20	1,48	20,4	19,9	16,4	18,0	16,6	11,1	18,9	21,1
Magpie	R - pointe	2011	1,14	1,20	1,39	18,8	19,7	16,9	16,5	16,4	12,2	19,0	20,5
Mississagi	R - pointe	2013	1,09	1,14	1,46	19,8	19,4	17,9	18,1	17,0	12,3	18,9	20,4
Mississagi	R - pointe	2012	1,09	1,16	1,51	21,5	20,8	18,0	19,7	17,9	11,9	20,4	22,3
Mississagi	R - pointe	2011	1,00	1,18	1,40	20,0	21,3	18,4	20,0	18,1	13,1	19,9	21,7
Nicolet	N	2013	1,17	1,15	1,12	24,8	21,8	16,1	21,2	19,0	14,3	22,8	27,4
Noire	N	2013	1,18	1,18	1,08	25,4	22,7	15,7	21,5	19,2	14,5	23,3	28,2
Ouelle	N	2013	1,13	1,08	1,17	21,7	18,3	14,3	19,2	17,0	12,2	19,5	24,2
Ouelle	N	2012	1,18	1,10	1,19	22,2	20,8	15,7	18,9	19,0	13,1	21,5	24,2
Petit Saguenay	N	2013	1,15	1,14	1,18	20,4	18,3	13,6	17,8	16,0	11,5	18,6	22,5
Petit Saguenay	N	2012	1,13	1,14	1,19	20,4	20,2	15,1	18,1	17,8	12,6	20,3	22,8
Petit Saguenay	N	2011	1,13	1,08	1,11	20,1	18,1	14,7	17,7	16,8	13,2	18,7	20,8
Picanoc	N	2013	1,18	1,20	1,29	23,6	21,9	16,8	20,0	18,3	13,0	22,4	25,8
Saumons	N	2013	1,12	1,14	1,18	22,5	19,7	15,2	20,0	17,3	13,0	20,6	25,1
Serpentine	R - stockage	2013	0,88	0,91	1,14	16,9	14,9	14,3	19,2	16,4	12,5	15,2	19,7
Ste-Anne	R - fil de l'eau	2012	1,14	1,12	1,17	23,0	22,2	16,6	20,3	19,9	14,2	22,6	25,1
Ste-Marguerite	N	2013	1,03	0,98	1,04	18,8	16,2	12,3	18,2	16,5	11,9	17,0	20,6
Ste-Marguerite	N	2012	1,05	1,10	1,05	19,5	20,1	13,5	18,5	18,3	12,9	19,7	22,8

site	type ^s	année	Mmo7 ratio	Mmo8 ratio	Mmo9 ratio	Mmo7 Teau	Mmo8 Teau	Mmo9 Teau	Mmo7 Tair	Mmo8 Tair	Mmo9 Tair	Msum	Mwkmax
St-François	R - fil de l'eau	2013	1,16	1,19	1,25	23,5	20,8	16,6	20,3	17,6	13,3	21,9	26,0
St-François	R - fil de l'eau	2012	1,25	1,21	1,33	24,2	23,9	17,8	19,3	19,7	13,3	24,0	25,8
St-Jean	R - fil de l'eau	2013	1,07	1,04	1,06	19,9	17,6	13,1	18,6	16,9	12,3	18,0	22,1
St-Jean	R - fil de l'eau	2012	1,04	1,07	1,10	19,7	19,9	14,8	18,9	18,6	13,4	19,8	22,3
St-Jean	R - fil de l'eau	2011	1,03	0,98	1,00	19,0	17,3	14,1	18,5	17,7	14,1	17,7	19,7
Sud	R - fil de l'eau	2013	1,04	1,06	1,09	21,4	19,3	14,9	20,6	18,3	13,6	19,6	23,1
Tobique	N	2013	0,99	1,03	1,09	18,9	17,1	13,8	19,1	16,5	12,7	17,5	20,8
Twillick	N	2013	1,21	1,21	1,15	21,0	19,8	15,8	17,3	16,5	13,7	19,1	21,7
Twillick	N	2012	1,21	1,16	1,23	20,7	20,7	17,4	17,2	17,8	14,1	20,2	22,8
Wapske	N	2013	0,98	0,88	0,93	19,3	15,1	12,7	19,8	17,1	13,7	17,1	21,7
West Salmon	R - stockage	2013	1,10	1,21	1,19	18,6	19,3	15,9	16,9	16,0	13,3	17,0	20,0
West Salmon	R - stockage	2012	1,10	1,15	1,28	18,5	20,0	17,4	16,8	17,4	13,6	19,2	21,0

site	type ^s	année	Fmax>19	Fmax>25	Dmax>19	Dmax>25	Twkmax ratio	Twkmax Teau	Twkmax Tair	Rampl	Rpos	Rneg	Rrng	Rrev
Aubinadong	N	2013	49,5	4,0	37,0	4,0	1,00	29	29	9,0	0,98	-1,23	2,2	2,2
Aubinadong	N	2012	61,0	25,0	61,0	7,0	1,00	27	27	7,3	1,06	-1,65	3,9	2,1
Aubinadong	N	2011	59,0	10,5	58,0	4,5	1,00	29	29	7,2	1,01	-1,10	2,9	2,3
Batchawana	N	2013	51,0	6,0	34,0	5,0	0,83	29	35	9,0	1,12	-1,38	3,3	2,3
Batchawana	N	2012	62,0	21,0	62,0	8,0	0,96	27	28	7,8	1,23	-2,10	4,5	2,1
Batchawana	N	2011	59,0	12,0	58,0	4,0	1,00	29	29	8,0	1,30	-1,74	3,5	2,1
Beaurivage	N	2012	63,0	36,0	63,0	21,0	1,00	31	31	8,0	1,38	-2,29	4,3	2,8
Bécancour	N	2012	63,0	44,0	63,0	22,0	1,00	31	31	6,7	1,28	-1,96	3,5	2,5
Coaticook	R - fil de l'eau	2013	61,5	10,0	61,5	6,5	1,00	29	29	9,4	1,63	-1,37	4,0	2,7
Dee	R - stockage	2013	36,0	0,0	28,0	0,0	1,07	29	27	8,5	0,99	-0,92	1,3	6,0
Dee	R - stockage	2012	57,0	0,0	51,0	0,0	1,00	31	31	6,1	0,92	-1,23	1,7	4,3
Eaton	N	2013	60,0	21,0	47,0	12,0	1,00	29	29	11,3	1,82	-2,16	5,6	2,2
Etchemin	R - fil de l'eau	2012	62,0	27,0	62,0	11,0	1,00	31	31	8,0	1,75	-2,20	2,8	3,8
Etchemin	R - fil de l'eau	2011	59,0	16,0	49,0	9,0	0,97	28	29	9,4	2,64	-2,28	3,2	4,1
Fourchue	R - stockage	2013	47,0	0,0	43,0	0,0	1,00	29	29	9,8	1,11	-1,15	2,3	2,5
Fourchue	R - stockage	2012	63,0	3,0	63,0	2,0	1,00	31	31	5,8	0,67	-0,58	1,4	3,8
Fourchue	R - stockage	2011	40,0	0,0	40,0	0,0	1,04	29	28	8,4	0,79	-0,51	0,8	6,5
Goulais	N	2013	42,0	5,0	32,0	5,0	0,83	29	35	10,8	1,21	-1,52	2,5	2,2
Gulquac	N	2013	31,0	10,5	23,5	5,0	1,07	29	27	13,6	2,41	-3,17	5,5	2,2
Gulquac	N	2012	59,5	14,5	52,5	6,5	1,00	31	31	7,9	1,97	-2,22	6,4	2,3
Kiamika	R - stockage	2013	39,0	0,0	38,0	0,0	1,21	35	29	5,5	0,92	-0,51	1,3	2,3
Loup	N	2013	51,0	12,5	42,0	8,5	1,00	29	29	12,7	1,96	-2,33	4,1	3,0
Loup	N	2012	61,0	16,0	41,0	12,0	1,00	31	31	8,5	1,55	-2,03	3,4	2,7
Loup	N	2011	47,0	6,0	26,0	2,0	1,00	28	28	9,4	2,13	-2,10	3,4	2,8
Magpie	R - pointe	2013	27,0	0,0	8,5	0,0	1,00	35	35	5,3	1,30	-0,93	2,4	3,4
Magpie	R - pointe	2012	43,0	0,0	42,0	0,0	1,07	30	28	7,5	1,06	-1,10	2,6	3,3

site	type ^s	année	Fmax>19	Fmax>25	Dmax>19	Dmax>25	Twkmax ratio	Twkmax Teau	Twkmax Tair	Rampl	Rpos	Rneg	Rrng	Rrev
Magpie	R - pointe	2011	46,0	0,0	42,0	0,0	1,03	32	31	5,3	1,08	-0,83	2,2	3,9
Mississagi	R - pointe	2013	46,0	0,0	42,0	0,0	1,00	29	29	5,2	0,57	-0,39	1,3	5,5
Mississagi	R - pointe	2012	54,0	0,0	51,0	0,0	1,15	31	27	6,4	0,75	-0,94	2,1	5,5
Mississagi	R - pointe	2011	51,0	0,0	49,0	0,0	1,07	31	29	6,2	0,70	-0,60	1,6	6,0
Nicolet	N	2013	61,0	36,0	50,0	20,0	1,00	29	29	12,2	1,89	-2,18	5,4	2,2
Noire	N	2013	60,0	32,0	50,0	21,0	1,00	29	29	13,1	1,53	-1,55	3,2	2,5
Ouelle	N	2013	48,0	19,0	32,0	13,0	1,00	29	29	14,4	2,30	-2,41	5,2	2,2
Ouelle	N	2012	60,0	31,0	29,0	21,0	1,00	31	31	8,8	1,88	-2,62	6,1	2,3
Petit Saguenay	N	2013	47,0	3,0	41,0	3,0	1,00	29	29	13,0	1,92	-2,22	3,1	2,4
Petit Saguenay	N	2012	55,0	4,0	32,0	3,0	1,00	31	31	6,2	1,15	-1,36	3,0	2,3
Petit Saguenay	N	2011	37,0	0,0	18,0	0,0	1,00	28	28	9,3	1,86	-1,91	2,3	2,5
Picanoc	N	2013	63,0	15,0	63,0	12,5	1,00	29	29	8,2	0,97	-0,96	2,1	2,4
Saumons	N	2013	56,0	14,5	33,0	9,0	1,00	29	29	10,7	1,94	-1,79	4,5	2,3
Serpentine	R - stockage	2013	19,0	0,0	12,0	0,0	1,07	29	27	10,3	1,56	-1,82	3,4	2,9
Ste-Anne	R - fil de l'eau	2012	63,0	27,5	63,0	23,0	1,00	31	31	5,6	0,67	-1,03	3,4	2,8
Ste-Marguerite	N	2013	29,0	0,0	9,0	0,0	1,00	29	29	11,9	1,84	-2,06	3,2	2,4
Ste-Marguerite	N	2012	53,0	4,0	37,0	4,0	1,00	31	31	8,7	1,45	-1,80	3,1	2,5
St-François	R - fil de l'eau	2013	59,0	16,5	59,0	14,0	1,00	29	29	9,2	1,28	-1,53	2,4	3,3
St-François	R - fil de l'eau	2012	63,0	37,0	63,0	18,5	1,00	31	31	5,5	0,93	-0,93	2,2	4,4
St-Jean	R - fil de l'eau	2013	38,0	1,0	31,0	1,0	1,00	29	29	12,5	1,63	-1,84	2,1	3,4
St-Jean	R - fil de l'eau	2012	50,5	0,0	32,0	0,0	1,00	31	31	6,6	1,17	-1,67	1,8	3,8
St-Jean	R - fil de l'eau	2011	30,0	0,0	10,0	0,0	1,00	28	28	9,3	1,59	-1,60	2,1	2,9
Sud	R - fil de l'eau	2013	53,0	12,0	43,0	7,5	1,00	29	29	13,8	1,97	-1,87	4,4	2,2
Tobique	N	2013	33,0	3,0	25,0	3,0	1,07	29	27	9,0	1,32	-1,83	4,3	2,2
Twillick	N	2013	47,0	8,0	41,0	3,0	0,93	28	30	12,4	1,88	-2,64	4,1	2,1
Twillick	N	2012	58,0	11,0	39,0	4,0	1,00	32	32	8,0	1,54	-2,01	4,1	2,1

site	type ^s	année	Fmax>19	Fmax>25	Dmax>19	Dmax>25	Twkmax ratio	Twkmax Teau	Twkmax Tair	Rampl	Rpos	Rneg	Rrng	Rrev
Wapske	N	2013	27,0	7,0	21,0	4,0	1,07	29	27	11,3	1,79	-2,35	4,5	2,3
West Salmon	R - stockage	2013	34,0	0,0	24,0	0,0	1,07	32	30	8,6	0,78	-0,70	1,4	3,2
West Salmon	R - stockage	2012	41,0	0,0	13,5	0,0	1,00	32	32	4,3	0,51	-0,64	0,9	4,2