

Université du Québec  
Institut National de la Recherche Scientifique  
Centre Eau Terre Environnement

**Contribution à un cadre de modélisation hydrologique  
des milieux humides des Basses-terres du Saint-  
Laurent : fonctionnement, dynamique et impacts en  
contexte de changement climatique**

Par  
Maxime Fossey

Thèse présentée pour l'obtention du grade de  
Philosophiae doctor (Ph.D.)  
en sciences de l'eau

**Jury d'évaluation**

Présidente du jury et examinatrice interne	Sophie Duchesne INRS - ETE
Examinatrice externe	Geneviève Ali Département des sciences géologiques Université du Manitoba
Examinatrice externe	Pascale Biron Département de géographie, urbanisme et environnement Université de Concordia
Directeur de recherche	Alain N. Rousseau INRS - ETE



*« L'eau, goutte à goutte, creuse le roc »*

***Théocrite***

## **REMERCIEMENTS**

Après cinq années de goutte à goutte, je ne saurais dire de combien le roc s'est creusé, mais cette thèse s'achève avec cette toute dernière qui vous est dédiée ...

Un travail de doctorat est souvent perçu comme un exercice solitaire empreint d'un certain « ermitisme soft » et pourtant, qu'on le veuille ou non, cette longue traversée constituée de cycles de questionnements, de doutes, de démotivation et de satisfaction, à tout point de vue, n'aura été possible que grâce à vous tous qui m'avez accompagné de près ou de loin.

D'abord grâce à l'atmosphère conviviale du centre INRS-ETE. Ces journées passées au bureau auraient sans nul doute paru plus longues sans les conversations philosophiques matinales à l'accueil, plus frustrantes sans les conseils avisés et les coups de mains appréciés de l'équipe de modélisation hydrologique. Evidemment, la première personne que je tiens à remercier est Alain Rousseau, grâce à (ou à cause de ...) qui j'ai pu goûter aux joies du doctorat, et qui a su me laisser la liberté nécessaire à l'accomplissement de mes travaux, tout en gardant une oreille attentive et un œil critique et pertinent. Son empathie pendant des périodes plus délicates, nos discussions et les opportunités offertes de travaux connexes ont sûrement été la clé de notre travail commun. Un grand Merci ...

Et puis bien sûr, au-delà des rencontres « professionnelles », ces cinq années n'auraient pas eu la même saveur sans vous tous qui avez été les témoins de mes déboires lors de mon arrivée printanière, de mes interrogations lors de mon premier hiver, et enfin de mon épanouissement lors de mon premier « été des Indiens » ... de ces premières rencontres timides sont nées des relations fortes qui ont été, dans le travail, un support incomparable et qui sont aujourd'hui, dans ma vie, d'une importance cruciale. Et, au moment de clore cette longue période de vie, je voudrais vous manifester ma profonde affection. Famille et Amis. A ceux d'ici et d'ailleurs, car c'est par vous et pour vous que tout prend un sens ...



## RÉSUMÉ

Ces dernières décennies ont vu les milieux humides prendre une place prépondérante dans nos sociétés. Leur perception parfois extrême, évoluant de nuisible à indispensable, leur ont fait subir bon nombre de pressions (dégradation, conversion, usage), dépendamment de nos activités et de nos besoins (agriculture, industrie, urbanisation), aboutissant à une perte conséquente, sur ces cinquante dernières années, de près de moitié des surfaces occupées par ces milieux à travers le monde. Le large consensus autour de leur rôle significatif sur l'hydrologie (régulation des hauts et bas débits) est que les pertes résultent en des perturbations majeures de l'hydrologie à l'échelle du bassin versant.

Ce constat a motivé le développement d'outils d'évaluation qualitative et quantitative de ces fonctions à travers notamment les modèles hydrologiques distribués à l'échelle du bassin versant. Ces modèles sont alors devenus un support essentiel pour la compréhension du fonctionnement et de la dynamique hydrologique des milieux humides. Plus encore, le contexte de changement climatique a fait de ces modèles des outils indispensables dans l'évaluation des conditions hydrologiques futures et des conséquences associées sur l'impact hydrologique des milieux humides. De ces évaluations dépendent la mise en place de programmes efficaces de restauration/conservation de ces milieux.

Ce travail de recherche s'inscrit dans ce contexte avec un double objectif d'assurer les missions : (i) de recherche fondamentale, afin de mieux comprendre le fonctionnement et la dynamique hydrologique des milieux humides, et (ii) de recherche appliquée, évaluant l'impact des milieux humides sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant en tenant compte du besoin d'information spécifique des décideurs en charge de la gestion des milieux humides. Cette thèse aborde donc la problématique du rôle hydrologique des milieux humides sous ces deux aspects. D'une part, la mise en place d'un cadre de modélisation hydrologique des milieux humides, comprenant le développement et l'évaluation d'un outil opérationnel adapté à cette problématique (plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL). Et d'autre part, l'application de ce cadre de modélisation à l'échelle du bassin versant dans les Basses-terres du Saint Laurent, Québec, Canada. Ce cadre de modélisation devient alors intégrateur de connaissances pour une meilleure compréhension de l'hydrologie des milieux humides, permettant ainsi d'évaluer des scénarios de gestion de ces milieux et d'anticiper des modifications de leur fonctionnement et de leur impact hydrologique dans un contexte de changement climatique.

Les résultats de ces travaux permettent de mettre en évidence la valeur ajoutée à la plateforme de modélisation hydrologique PHYSITEL/HYDROTEL par l'intégration de modules spécifiques aux milieux humides isolés et riverains (Article I). De plus, outre l'amélioration sensible du modèle à représenter les caractéristiques de l'hydrogramme, le développement de ces modules dédiés aux milieux humides fournit un cadre de modélisation adapté à l'évaluation de l'impact spécifique des milieux humides isolés et riverains sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant. Ces impacts hydrologiques apparaissent plus fortement dépendants de leur localisation sur le bassin versant que de leurs caractéristiques intrinsèques. En d'autres termes, et conformément à l'approche hydrologique utilisée, un milieu humide localisé à un endroit donné du bassin versant ne semble pas avoir la même efficacité que le même milieu humide localisé à un autre endroit du bassin (Article II). Pouvant être perçus comme des structures paysagères « pivot », leur impact hydrologique à l'aval dépend, en effet, dans une certaine mesure, des écoulements provenant de l'amont et régissant leur dynamique hydrologique. Ces écoulements, largement conditionnés par les conditions climatiques et le paysage environnant, peuvent ainsi être variables dans le temps et dans l'espace. Dès lors, à des fins de programmes optimaux de conservation et/ou de restauration des milieux humides, considérer le contexte de changement climatique devient essentiel. Les modifications attendues dans les patrons de distributions des précipitations, notamment, pourraient perturber la dynamique hydrologique des milieux humides et affecter les services hydrologiques rendus par ces derniers voire atteindre leur intégrité à long terme (Article III). Ainsi, la perte ou la simple altération des services de régulation rendus par les milieux humides couplée au changement climatique, pourrait réduire l'impact des milieux humides et significativement affecter l'hydrologie à l'échelle du bassin versant (Article IV).

Ce projet de recherche met finalement en évidence la nécessité d'une vision intégrative du milieu humide au sein de l'unité hydrologique fonctionnelle à laquelle il appartient, le bassin versant, à des fins ultimes de mise en place de plans d'adaptation efficaces face au changement climatique.

*Mots clés : Modélisation hydrologique ; Milieux humides isolés ; Milieux humides riverains ; Services écosystémiques ; Changement climatique ; Bassin versant ; Gestion des milieux humides*

## ABSTRACT

Recent decades have seen wetlands take a significant place in our societies. Conflicting perception, evolving from harmful to vital landscapes, made them vulnerable to major pressures (degradation, conversion, use), depending on our activities and needs (agriculture, industry, urbanization), resulting in a worldwide substantial loss of nearly half of their land cover. Nowadays, a broad consensus about their significant role in hydrology (regulation of high and low flows) has emerged and it is now acknowledged that any loss of wetlands can result in disturbances at the watershed scale.

This consensus has motivated the development of qualitative and quantitative hydrological assessment tools such as distributed watershed models. These models have become essential for advancing our understanding of the role and hydrological dynamics of wetlands. Moreover, under changing climate conditions, these models have become valuable tools in the assessment of future wetland conditions and related impacts on watershed hydrology. These assessments represent the first step towards the definition of effective and relevant restoration/conservation wetland programs.

This research project contributes to the aforementioned context using two perspectives, that is two objectives: (i) from a fundamental research point of view, to better understand the functioning and the hydrological dynamics of wetlands, and (ii) from an applied research point of view, to assess the impact of wetlands on stream flows at the watershed scale with respect to the information required by decision makers responsible for wetland management. For both perspectives, the emphasis of the thesis is on further our understanding of the hydrological services provided by wetlands. To achieve these research objectives, a hydrological modelling framework of wetlands is developed and assessed using the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform. This modelling framework is applied on two watersheds of the St-Lawrence lowlands, Quebec, Canada. As a knowledge integrator, the platform leads to a better understanding of wetland hydrology, allowing for the assessment of their role at the watershed scale and the impact of disturbances such as climate change.

Results highlight the added value of integrating specific isolated and riparian wetland modules to the PHYSITEL/HYDROTEL hydrological modelling platform (Article I). Besides improving the modelling platform to represent basic hydrograph characteristics, the development of dedicated wetland modules provides a relevant framework to assess the specific impact of isolated and riparian wetlands on watershed hydrology. These hydrological impacts seem to be more heavily

dependent on wetland location within the watershed than their intrinsic characteristics (isolated or riparian). In other words, a wetland of a given location does not seem to be as effective as the same wetland located in another part of the watershed (Article II). Wetlands can be viewed as hydrological nodal structure; their downstream impact depends, to some extent, on upstream runoff which governs their dynamics and ensuing role in watershed hydrology. Wetland inflows, driven by climatic conditions and surrounding landscape, can, thus, vary in time and space. As such climate change needs to be accounted for in the development of conservation and/or restoration wetland programs. The expected changes in precipitation patterns could affect the hydrological dynamics of wetlands and associated hydrological services or threaten their long-term integrity (Article III). The loss or the mere degradation of their flow regulation services, combined with climate change, could reduce the impact of wetlands and significantly affect watershed hydrology (Article IV).

This research ultimately highlights the need to view wetlands as integral parts of the watershed when assessing their hydrological services and their potential for mitigating the impact of climate change on watershed hydrology.

*Keywords : Hydrological modelling ; Isolated wetlands ; Riparian wetlands ; Ecosystem services ; Climate change ; Watershed scale ; Wetland management*



# TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>III</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>V</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>VII</b>
<b>LISTE DES ACRONYMES</b> .....	<b>XIII</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>XV</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>XVII</b>
<b>LISTE DES ANNEXES</b> .....	<b>XXI</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>PARTIE I : SYNTHÈSE</b> .....	<b>3</b>
<b>REVUE DE LITTÉRATURE</b> .....	<b>5</b>
1.    LES MILIEUX HUMIDES : UNE ÉVOLUTION DES PERCEPTIONS.....	5
1.1. <i>Des définitions variées</i> .....	5
1.2. <i>Des classifications orientées</i> .....	6
2.    LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES : UNE VISION ANTHROPIQUE DE L'ENVIRONNEMENT .....	10
2.1. <i>Genèse des notions de services et de fonctions écologiques</i> .....	10
2.2. <i>Des services écosystémiques propres aux milieux humides</i> .....	11
3.    LE CONTEXTE DE CHANGEMENT CLIMATIQUE : VULNERABILITE ET ENJEUX.....	13
3.1. <i>Les changements climatiques : une réalité incertaine</i> .....	13
3.2. <i>Vulnérabilité des milieux et pérennité des services écosystémiques</i> .....	16
4.    LA MODELISATION HYDROLOGIQUE : APPORT POUR UNE PREVISION OPERATIONNELLE.....	18
4.1. <i>Typologie des modèles</i> .....	19
4.2. <i>Adaptation aux milieux humides</i> .....	20
<b>STRATEGIE DE RECHERCHE</b> .....	<b>23</b>
5.    PLACE DU PROJET DE RECHERCHE .....	23
5.1. <i>Problématique et contexte de recherche</i> .....	23
5.2. <i>Les Basses-terres du Saint-Laurent</i> .....	24
6.    APPROCHE DU PROJET DE RECHERCHE.....	24
6.1. <i>Objectifs de recherche</i> .....	25
6.2. <i>Approche scientifique de recherche</i> .....	27
<b>SYNTHÈSE DES RESULTATS</b> .....	<b>31</b>

7.	LA MISE EN PLACE D'UN CADRE DE MODELISATION HYDROLOGIQUE INTEGRANT LES MILIEUX HUMIDES.....	31
7.1.	<i>Développement de la plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL</i> .....	31
7.1.1.	<i>Adaptation de PHYSITEL</i> .....	31
7.1.2.	<i>Adaptation du modèle hydrologique HYDROTEL</i> .....	34
7.2.	<i>Pertinence du cadre de modélisation pour la problématique des milieux humides</i> .....	37
7.2.1.	<i>Une modélisation hydrologique performante</i> .....	37
7.2.2.	<i>Des milieux humides pris en compte</i> .....	38
8.	L'INFLUENCE DES CARACTERISTIQUES SPATIALES ET PHYSIQUES DES MILIEUX HUMIDES SUR L'HYDROLOGIE .....	40
8.1.	<i>Caractéristiques discriminantes</i> .....	40
8.2.	<i>Hiérarchisation des impacts hydrologiques des milieux humides</i> .....	41
9.	LE DEVENIR DE LA DYNAMIQUE HYDROLOGIQUE DES MILIEUX HUMIDES EN CONTEXTE DE CHANGEMENT CLIMATIQUE .....	44
9.1.	<i>Instrumentation, procédures analytiques et indicateurs</i> .....	44
9.2.	<i>Des milieux humides sous la menace du changement climatique</i> .....	47
10.	LES MILIEUX HUMIDES SONT-ILS UNE SOLUTION D'ADAPTATION DANS LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ? .....	48
10.1.	<i>Des conditions météorologiques variables attendues</i> .....	48
10.2.	<i>Devenir des débits caractéristiques</i> .....	50
10.3.	<i>Des milieux humides : une solution d'atténuation ou de compensation ?</i> .....	52
	<b>CONCLUSION</b> .....	<b>55</b>
	<b>PARTIE II : ARTICLES</b> .....	<b>63</b>
11.	ARTICLE I : INTEGRATING ISOLATED AND RIPARIAN WETLAND MODULES IN THE PHYSITEL/HYDROTEL MODELLING PLATFORM : MODEL PERFORMANCE AND DIAGNOSIS.....	65
11.1.	<i>Abstract</i> .....	67
11.2.	<i>Introduction</i> .....	67
11.3.	<i>Materials and methods</i> .....	69
11.3.1.	<i>Adaptation of PHYSITEL</i> .....	69
11.3.2.	<i>Adaptation of HYDROTEL</i> .....	72
11.3.3.	<i>Hydrological modelling framework and wetland modules</i> .....	73
11.3.4.	<i>Hydrological model assessment</i> .....	77
11.3.5.	<i>Sensitivity analysis</i> .....	79
11.3.6.	<i>Study area and reference data</i> .....	81
11.4.	<i>Results and discussion</i> .....	84
11.4.1.	<i>Calibration and validation</i> .....	84

11.4.2.	<i>Model performance</i> .....	86
11.4.3.	<i>Sensitivity analysis</i> .....	91
11.5.	<i>Conclusions</i> .....	94
	<i>Acknowledgements</i> .....	95
12.	ARTICLE II : ASSESSMENT OF THE IMPACT OF SPATIO-TEMPORAL ATTRIBUTES OF WETLANDS ON STREAM FLOWS USING A HYDROLOGICAL MODELLING FRAMEWORK: A THEORETICAL CASE STUDY OF A WATERSHED UNDER TEMPERATE CLIMATIC CONDITIONS .....	97
12.1.	<i>Abstract</i> .....	99
12.2.	<i>Introduction</i> .....	99
12.3.	<i>Materials et methods</i> .....	101
12.3.1.	<i>Study area and data availability</i> .....	101
12.3.2.	<i>PHYSTITEL/HYDROTEL modelling platform</i> .....	103
12.4.	<i>Results and discussion</i> .....	107
12.4.1.	<i>Model calibration and validation</i> .....	107
12.4.2.	<i>Hydrological impact of wetland location</i> .....	108
12.4.3.	<i>How much limited effects have wetland typologies as a function of landscape conditions?</i> <i>115</i>	
12.5.	<i>Conclusions</i> .....	118
	<i>Acknowledgements</i> .....	119
13.	ARTICLE III : ASSESSING THE LONG-TERM HYDROLOGICAL SERVICES PROVIDED BY WETLANDS UNDER CHANGING CLIMATE CONDITIONS: A CASE STUDY APPROACH OF A CANADIAN WATERSHED .....	121
13.1.	<i>Abstract</i> .....	123
13.2.	<i>Introduction</i> .....	123
13.3.	<i>Study site and theoretical background</i> .....	125
13.3.1.	<i>Study area and wetland identification</i> .....	125
13.3.2.	<i>Hydrological model and wetland representations</i> .....	127
13.3.3.	<i>Projected climate change data</i> .....	129
13.4.	<i>Methodology</i> .....	130
13.4.1.	<i>Characteristics of the hydrologic dynamic of wetlands</i> .....	130
13.4.2.	<i>Long-term sustainability of the hydrological dynamics of wetlands</i> .....	132
13.5.	<i>Results</i> .....	133
13.5.1.	<i>Characteristics of the hydrological dynamics of wetlands</i> .....	133
13.5.2.	<i>Long-term sustainability of the hydrological dynamics of wetlands</i> .....	140
13.6.	<i>Discussion</i> .....	144
13.6.1.	<i>Hydrological dynamics of wetlands</i> .....	144
13.6.2.	<i>Modelling performance</i> .....	145

13.6.3.	<i>Long-term effectiveness of wetlands</i> .....	146
13.7.	<i>Conclusions</i> .....	148
	<i>Acknowledgements</i> .....	150
14.	ARTICLE IV: CAN ISOLATED AND RIPARIAN WETLANDS MITIGATE THE IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON WATERSHED HYDROLOGY? – A CASE STUDY APPROACH .....	151
14.1.	<i>Abstract</i> .....	153
14.2.	<i>Introduction</i> .....	153
14.3.	<i>Methods</i> .....	155
14.3.1.	<i>Study areas</i> .....	155
14.3.2.	<i>Hydrological modelling platform</i> .....	156
14.3.3.	<i>Climate scenarios</i> .....	159
14.3.4.	<i>Assessment of the impact of wetlands on watershed hydrology</i> .....	160
14.4.	<i>Results and discussion</i> .....	161
14.4.1.	<i>Model performance</i> .....	161
14.4.2.	<i>Hydrology of the study watersheds under current and future climatic periods</i> .....	161
14.4.3.	<i>Current impacts of wetlands on watershed hydrology</i> .....	164
14.4.4.	<i>Evolution of the impacts of wetlands under changing climate conditions</i> .....	167
14.5.	<i>Conclusions</i> .....	170
	<i>Acknowledgements</i> .....	172
	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>173</b>
	<b>ANNEXES</b> .....	<b>189</b>

## LISTE DES ACRONYMES

<b>BTSL</b>	Basses-terres du Saint-Laurent
<b>CC</b>	Changement climatique
<b>CEHQ</b>	Centre d'expertise hydrique du Québec
<b>DHN</b>	Indicateur de déconnexion avec le réseau hydrographique
<b>DMWL</b>	Derived meteoric water line
<b>EMC</b>	Indicateur de dépassement du seuil de capacité volumique maximale
<b>ETP</b>	Évapotranspiration
<b>FWR</b>	Indicateur de submersion par le cours d'eau
<b>GES</b>	Gaz à effet de serre
<b>GIEC</b>	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
<b>GMWL</b>	Global meteoric water line
<b>GOFI</b>	Goodness-of-fit indicator
<b>GTNTH</b>	Groupe de travail national sur les terres humides
<b>HEW</b>	Hydrologic equivalent wetland
<b>HGM</b>	Hydrogramme géomorphologique
<b>IAEA</b>	International atomic energy agency
<b>IOFF</b>	Ice-off period
<b>ION</b>	Ice-on period
<b>IW</b>	Isolated wetland
<b>LMWL</b>	Local meteoric water line
<b>LWIA</b>	Liquid water isotope analyser
<b>MCG</b>	Modèle climatique global
<b>MDDELCC</b>	Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
<b>MEA</b>	Millenium ecosystem assessment
<b>MFOSM</b>	Mean-value first-order second-moment
<b>MH</b>	Milieu humide

<b>MHE</b>	Milieu humide equivalent
<b>MHI</b>	Milieu humide isolé
<b>MHR</b>	Milieu humide riverain
<b>MNA</b>	Modèle numérique d'altitude
<b>MRC</b>	Modèle régional du climat
<b>NRMC</b>	Indicateur de non atteinte du seuil de capacité volumique minimale
<b>NSE</b>	Nash-Sutcliffe efficiency
<b>OAT</b>	One-parameter-at-a-time
<b>PACC</b>	Plan d'action sur les changements climatiques
<b>RCP</b>	Representative concentration pathways
<b>REMM</b>	Riparian ecosystem management
<b>RHHU</b>	Relatively homogeneous hydrological unit
<b>RMSE</b>	Root mean square error
<b>RW</b>	Riparian wetland
<b>SIG</b>	Système d'information géographique
<b>SRES</b>	Special report on emissions scenarios
<b>SSP</b>	Spring snowmelt process
<b>SW</b>	Simulation avec milieux humides
<b>SWAT</b>	Soil and water assessment tool
<b>SWW</b>	Simulation sans milieux humides
<b>UHRH</b>	Unité hydrologique relativement homogène
<b>USFWS</b>	United states fish and wildlife service
<b>WFC</b>	Water flow criteria
<b>WSI</b>	Wetland specific impact
<b>WTLT</b>	Wetland theoretical location test

## LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.1 : LES SIX GRANDES GROUPES DEFINISSANT LES MILIEUX HUMIDES (MH) (ADAPTE DE LA CONVENTION DE RAMSAR, 2013) .....	8
TABLEAU 3.1 : CORRESPONDANCES, EN ORDRE CROISSANT DES VALEURS DE PROJECTIONS DE FORÇAGES RADIATIFS (W/M <sup>2</sup> ) AU COURS DU 21 <sup>ÈME</sup> SIECLE, DES SRES ET RCP (IPCC, 2014).....	14
TABLEAU 7.1 : PARAMETRES DESCRIPTIFS DES MILIEUX HUMIDES .....	33
TABLEAU 7.2 : SOUS-MODELES PROPOSES PAR HYDROTEL POUR LES PROCESSUS HYDROLOGIQUES ET ALGORITHMES DISPONIBLES .....	35
TABLEAU 7.3 : COMPARAISON DES PRINCIPAUX INDICATEURS DE PERFORMANCE DU MODELE AVANT ET APRES L'INTEGRATION DES MODULES DE MILIEUX HUMIDES POUR LE BASSIN DE LA BECANCOUR .....	38
TABLEAU 8.1 : ÉLÉMENTS CLES DE L'APPROCHE D'ÉVALUATION DES IMPACTS DES MILIEUX HUMIDES .....	42
TABLEAU 8.2 : IMPACTS HYDROLOGIQUES MOYENS ANNUELS DES MILIEUX HUMIDES (MH) ISOLÉS ET RIVERAINS, A L'EXUTOIRE DU BASSIN DE LA BECANCOUR, SELON LEUR LOCALISATION SUR LE BASSIN VERSANT (GRADIENT AMONT/AVAL) ET LEUR RELATION AVEC LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE (GRADIENT SELON STRAHLER) POUR LES INDICATEURS HYDROLOGIQUES (IH) Q <sub>MAX</sub> , Q <sub>7</sub> ET Q <sub>30</sub> .....	43
TABLEAU 9.1 : DONNEES PIEZOMETRIQUES MOYENNES DES PERIODES SAISONNIERES POUR LES MILIEUX HUMIDES ISOLÉS (MHI) ET RIVERAINS (MHR) : PERIODE SOUMISE AUX GLACES (NOVEMBRE A MARS – ION) INCLUANT LA PERIODE DE FONTE PRINTANIERE (AVRIL ET MAI – SSP) ET LA PERIODE LIBRE DE GLACE (JUN A OCTOBRE – IOFF).....	45
TABLEAU 9.2 : STANDARDS DE REFERENCE EXPRIMES PAR RAPPORT AU V-SMOW .....	46
TABLEAU 10.1 : STATISTIQUES CLIMATIQUES POUR LES PERIODES 1981-2010 ET 2041-2070 POUR LES BASSINS VERSANTS DES RIVIERES BECANCOUR ET YAMASKA (P, PLUIE ; N, NEIGE EN EQUIVALENT EN EAU ; T, TEMPERATURE) .....	49
TABLEAU 10.2 : ÉVOLUTION POTENTIELLE DES INDICATEURS HYDROLOGIQUES (M <sup>3</sup> /S) ENTRE LES PERIODES 1981-2010 ET 2041-2070 POUR LES BASSINS VERSANTS DE LA BECANCOUR ET DE LA YAMASKA SUIVANT LE SCENARIO DE CONSERVATION DES MILIEUX HUMIDES .....	51
TABLEAU 10.3 : ÉVOLUTION POTENTIELLE DES INDICATEURS HYDROLOGIQUES (M <sup>3</sup> /S) ENTRE LES PERIODES 1981-2010 ET 2041-2070 POUR LES BASSINS VERSANTS DE LA BECANCOUR ET DE LA YAMASKA SUIVANT LE SCENARIO DE PERTE DES MILIEUX HUMIDES .....	53
TABLE 11.1 : GOODNESS-OF-FIT INDICATORS (GOFIS) SELECTED (ADAPTED FROM PUSHPALATHA ET AL., 2012).....	78
TABLE 11.2 : WATER FLOW CRITERIA (WFC) SELECTED FOR THE STUDY (ADAPTED FROM RICHTER ET AL., 1996).....	79
TABLE 11.3 : WETLAND, DRAINAGE AND SURFACE AREAS FOR THE THREE SPECIFIC RIVER SEGMENTS.....	83
TABLE 11.4 : MODEL PERFORMANCE FOR CALIBRATION AND VALIDATION PERIOD.....	85
TABLE 11.5 : RESULTS OF THE GOFIS FOR BECANCOUR RIVER .....	86
TABLE 11.6 : RESULTS OF THE WATER FLOW CRITERIA (WFC) FOR THE BECANCOUR RIVER.....	90

TABLE 11.7 : REFERENCE VALUES ( $\theta_{j0}$ ), VARIATION ( $\Delta\theta_j$ )*, AND BOUNDS OF SENSIBILITY VARIATION ( $\theta_j -$ , $\theta_j +$ )*	
OF WETLANDS PARAMETERS ( $\theta$ ) MODULES.....	91
TABLE 11.8 : SENSITIVITY RANKING OF EACH WETLAND PARAMETER.....	92
TABLE 11.9 : SENSITIVITY RANKING FOR TR_1 AND TR_255 AT THE SEASONAL SCALE.....	94
TABLE 12.1 : WETLAND THEORETICAL LOCATION TESTS IN THE BECANCOUR WATERSHED.....	107
TABLE 12.2 : STATISTICS FOR CALIBRATION AND VALIDATION PERIODS.....	108
TABLE 13.1 : HYDROPERIOD STATISTICS OF THE STUDIED WETLANDS WITH RESPECT TO PIEZOMETRIC MEASUREMENTS BETWEEN OCTOBER 2013 AND OCTOBER 2014.....	136
TABLE 13.2 : AVERAGE ISOTOPIC COMPOSITION (WHERE SD STANDS FOR STANDARD DEVIATION) OF WATER SAMPLES COLLECTED ON A MONTHLY BASIS BETWEEN OCTOBER 2013 AND OCTOBER 2014.....	138
TABLE 14.1 : PHYSICAL AND WETLANDS STATISTICS FOR THE BECANCOUR AND YAMASKA RIVER WATERSHEDS ....	156
TABLE 14.2 : MODEL PERFORMANCES FOR CALIBRATION AND VALIDATION PERIODS.....	158
TABLE 14.3 : CRCM VERSIONS AND CHARACTERISTICS OF SIMULATIONS.....	160
TABLE 14.4 : AVERAGE ANNUAL HIGH- AND LOW-FLOW PARAMETERS ( $M^3/S$ ) UNDER CURRENT CLIMATE CONDITIONS (REF – 1980-2010), AND CHANGES (%) FOR EACH PARAMETER UNDER FUTURE CLIMATE CONDITIONS (2040- 2070).....	163
TABLE 14.5 : SYNOPTIC TABLE OF THE IMPACTS OF ALL WETLANDS (WT), ISOLATED WETLANDS (IW) AND RIPARIAN WETLANDS (RW) ON HYDROLOGICAL INDICATORS FOR THE BECANCOUR RIVER WATERSHED UNDER CURRENT CLIMATE CONDITIONS (REF – 1980-2010) AND FUTURE CLIMATE CONDITIONS (2040-2070).....	168
TABLE 14.6 : SYNOPTIC TABLE OF THE IMPACTS OF ALL WETLANDS (WT), ISOLATED WETLANDS (IW) AND RIPARIAN WETLANDS (RW) ON HYDROLOGICAL INDICATORS FOR THE YAMASKA RIVER WATERSHED UNDER CURRENT CLIMATE CONDITIONS (REF – 1980-2010) AND FUTURE CLIMATE CONDITIONS (2040-2070).....	169



## LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.1 : HETEROGENEITE PHYSIQUE DES MILIEUX HUMIDES .....	7
FIGURE 1.2 : RELATION ENTRE LES TROIS APPROCHES DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES.....	8
FIGURE 2.1 : RELATIONS EXISTANTES ENTRE LES FONCTIONS ECOLOGIQUES RELATIVES AUX MILIEUX HUMIDES ET LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES ASSOCIES (ADAPTE DE MEA, 2005 ET DE GROOT ET <i>AL.</i> , 2007) .....	11
FIGURE 3.1 : INTERDEPENDANCE ET HIERARCHISATION DES FACTEURS CLES DE FONCTIONNEMENT D'UN MILIEU HUMIDE (ADAPTE DE MITSCH & GOSSELINK, 2000).....	16
FIGURE 3.2 : CRITERES DEFINISSANT LE DEGRE DE VULNERABILITE ET DE RESILIENCE D'UN MILIEU HUMIDE .....	18
FIGURE 4.1 : PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DES CLASSES DE MODELES HYDROLOGIQUES .....	20
FIGURE 7.1 : TRAITEMENT MULTICOUCHES AU SEIN DE PHYSITEL POUR L'OBTENTION ET LA CARACTERISATION DES UNITES SPATIALES DE MODELISATION HYDROLOGIQUE (UHRH).....	31
FIGURE 7.2 : BASSIN VERSANT DE LA BECANCOUR. A) IDENTIFICATION DES MAILLES DU BASSIN A PARTIR DE LA MAILLE EXUTOIRE; B) DELIMITATION ET SUBDIVISION DU BASSIN EN UNITES RELATIVEMENT HOMOGENES (UHRH) DE TYPE VERSANT ; C) ÉCOULEMENTS AU SEIN DES UHRH ET DIVISION DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE EN TRONÇONS .....	32
FIGURE 7.3 : ILLUSTRATION SCHEMATIQUE DU CONCEPT DE MILIEU HUMIDE EQUIVALENT ET DECOUPAGE DE L'UHRH EN VERSANTS .....	34
FIGURE 7.4 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE FONCTIONNEMENT DU MODELE HYDROTEL ET PRISE EN COMPTE DES MODULES DES MILIEUX HUMIDES .....	36
FIGURE 7.5 : APPROCHE GENERALE DU CADRE DE MODELISATION PERMETTANT LA SIMULATION DU COMPORTEMENT HYDROLOGIQUE DE BASSINS VERSANTS ET L'ÉTUDE DU FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DES MILIEUX HUMIDES .....	39
FIGURE 8.1 : DECOUPAGE CARTOGRAPHIQUE DU BASSIN DE LA BECANCOUR SELON (A) UN GRADIENT AMONT/AVAL ET (B) UN GRADIENT SELON L'ORDRE DE STRAHLER.....	42
FIGURE 10.1 : CLIMATOGRAMME (BECANCOUR) POUR LES PERIODES (A) 1980-2010 (OBSERVEE - CEHQ), (B) 1980- 2010 (SIMULEE – MRCC) ET (C) 2040-2070 (SIMULEE – MRCC).....	50
FIGURE 10.2 : CLIMATOGRAMME (YAMASKA) POUR LES PERIODES (A) 1980-2010 (OBSERVEE - CEHQ), (B) 1980-2010 (SIMULEE – MRCC) ET (C) 2040-2070 (SIMULEE – MRCC).....	50
FIGURE 10.3 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES VARIATIONS DE L'HYDROGRAMME ANNUEL D'UN BASSIN VERSANT EN REPOSE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES .....	51
FIGURE 11.1: ISOLATED/RIPARIAN WETLANDS MAP IN BECANCOUR RIVER WATERSHED FROM PHYSITEL PROCESSING .....	71
FIGURE 11.2: SCHEMATIC FLOW DIAGRAM OF VARIOUS COMPONENTS INCLUDING WETLANDS MODULES OF THE HYDROTEL MODEL.....	73
FIGURE 11.3: SCHEME OF WATER EXCHANGES THROUGH ISOLATED AND RIPARIAN WETLANDS.....	75

FIGURE 11.4: GEOGRAPHIC LOCATION, LAND USE AND LAND COVER OF THE BECANCOUR RIVER WATERSHED .....	81
FIGURE 11.5: RIVER SEGMENTS USED FOR CALIBRATION AND VALIDATION PROCESSES .....	82
FIGURE 11.6: FLOWS SIMULATION AT A) TR_70, B) TR_102, AND C) TR_255 ON THE BECANCOUR RIVER FOR THE LAST YEAR OF CALIBRATION AND VALIDATION PERIOD .....	85
FIGURE 11.7: OBSERVATIONS (O), SIMULATION-DRIVEN WITH WETLANDS MODULE (SW) AND SIMULATION-DRIVEN WITHOUT WETLANDS MODULES (SWW) FOR A) TR_70 (1971-2000), B) TR_102 (2000-2009) AND C) TR_255 (1971-2009). EACH BOX PLOT ILLUSTRATES THE MEDIAN AND INTER-QUARTILE RANGE AND THE WHISKERS UPPER AND LOWER LIMITS. THE ASTERISKS REFER TO THE RESULTS WITH STATISTICALLY SIGNIFICANT DIFFERENCES OBSERVED DATA BASED ON THE KS-TEST ( $P < 0.05$ ).....	88
FIGURE 11.8: BOXPLOT OF SENSITIVITY INDEX $S_j(\theta)$ VALUES $S_j(\theta)$ FOR EACH RIVER SEGMENT AND FOR ISOLATED (ISO) AND RIPARIAN (RIP) WETLANDS MODULES.....	93
FIGURE 12.1: GEOGRAPHIC LOCATION OF BECANCOUR WATERSHED, QUEBEC, CANADA .....	101
FIGURE 12.2: THE BECANCOUR WATERSHED (A) LAND USE AND LAND COVER, AND (B) TOPOGRAPHY (METERS) .....	102
FIGURE 12.3: ISOLATED/RIPARIAN WETLANDS MAP IN BECANCOUR WATERSHED INCLUDING THE COMPLETE DRAINAGE STRUCTURE (BEIGE) AND THE EFFECTIVE RIVER NETWORK (RED) FROM PHYSITEL PROCESSING, AND GAUGING STATIONS .....	103
FIGURE 12.4: WETLAND THEORETICAL LOCATION TESTS INCLUDING (A) UPSTREAM/DOWNSTREAM GRADIENT, AND (B) STREAM ORDER GRADIENT.....	106
FIGURE 12.5: WETLAND SPECIFIC IMPACT (WSI) ON STREAM FLOW PARAMETERS (A-D) QMAX, (B-E) Q7, AND (C-F) Q30 AT THE WATERSHED OUTLET (TR1) BY UPSTREAM/DOWNSTREAM GRADIENT (US-MS-DS) FOR EACH WETLAND TYPOLOGIES (IW-RW) AND FOR ANNUAL AND SEASONAL INFLUENCES (A-SF). EACH BOXPLOT ILLUSTRATES THE MEDIAN AND INTER-QUARTILE RANGE AND THE WHISKERS UPPER AND LOWER LIMITS. A SIGNIFICANT DIFFERENCE OF WSI INDEX WITH US IS MARKED BY AN ASTERISK AND WITH MS BY A CIRCLE (WELCH'S T-TEST - $P < 0.05$ ) .....	109
FIGURE 12.6: WETLAND SPECIFIC IMPACT (WSI) ON STREAM FLOW PARAMETERS (QMAX-Q7-Q30) AT THE WATERSHED OUTLET (TR1) AND SUBBASINS (TR102-TR255) BY STREAM ORDER GRADIENT (S1-S2-S3) FOR ISOLATED WETLAND TYPOLOGIES (IW) AND FOR ANNUAL AND SEASONAL INFLUENCES (A-SF). EACH BOXPLOT ILLUSTRATES THE MEDIAN AND INTER-QUARTILE RANGE AND THE WHISKERS UPPER AND LOWER LIMITS. A SIGNIFICANT DIFFERENCE OF WSI INDEX WITH S1 IS MARKED BY AN ASTERISK AND WITH S2 BY A CIRCLE (WELCH'S T-TEST - $P < 0.05$ ) .....	112
FIGURE 12.7: WETLAND SPECIFIC IMPACT (WSI) ON STREAM FLOW PARAMETERS (QMAX-Q7-Q30) AT THE WATERSHED OUTLET (TR1) AND SUBBASINS (TR102-TR255) BY STREAM ORDER GRADIENT (S1-S2-S3) FOR RIPARIAN WETLAND TYPOLOGIES (RW) AND FOR ANNUAL AND SEASONAL INFLUENCES (A-SF). EACH BOXPLOT ILLUSTRATES THE MEDIAN AND INTER-QUARTILE RANGE AND THE WHISKERS UPPER AND LOWER LIMITS. A SIGNIFICANT DIFFERENCE OF WSI INDEX WITH S1 IS MARKED BY AN ASTERISK AND WITH S2 BY A CIRCLE (WELCH'S T-TEST - $P < 0.05$ ) .....	113

FIGURE 13.1 : GEOGRAPHIC LOCATION OF BECANCOUR WATERSHED STUDY SITES: (A) NOIRE RIVER BASIN, (B) AND PALMER RIVER BASIN AND, METEOROLOGICAL STATION, QUEBEC, CANADA .....	126
FIGURE 13.2 : SEASONAL LANDSCAPES AND THE THREE ASSOCIATED HYDROLOGICAL PERIODS: ICE-ON (ION), FLOODING (SSP) AND ICE-OFF (IOFF).....	127
FIGURE 13.3 : LOCATION OF STUDY SITES AND WATER SURVEY INSTRUMENTATION: (A) NOIRE RIVER SUB-WATERSHED, (B) AND PALMER RIVER SUB-WATERSHED .....	131
FIGURE 13.4 : SEASONAL DISTRIBUTION (FROM 01-10-2013 TO 01-10-2014) FOR THE BECANCOUR RIVER WATERSHED OF: (A) RAINFALL, (B) TEMPERATURES AND, (C) SNOWPACK DEPTH AT LAURIELVILLE (STATION 7024250 - 46°33'N;-71°67'W) AND (D) OBSERVED AND SIMULATED STREAMFLOWS AT THE 0024014 GAUGING STATION .....	134
FIGURE 13.5 : VARIATION IN WATER LEVEL FROM 01-10-2013 TO 01-10-2014 FOR THE STUDIED WETLANDS (ISOLATED, IW1 & IW2; RIPARIAN; RW1 & RW2) OCCURRING DURING THE THREE SEASONAL-CLIMATIC-PROCESSES: ION (ICE-ON SEASON), SSP (SPRING SNOWMELT PROCESS) AND IOFF (ICE-OFF SEASON). THE RED DOTTED LINES REPRESENT THE CORRESPONDING SIMULATED WATER VOLUME SIGNAL FOR THE SAME PERIOD AND FOR CORRESPONDING ISOLATED AND RIPARIAN HEWS (IWs AND RWs) OF PALMER RIVER AND NOIRE RIVER SUB-WATERSHEDS.....	135
FIGURE 13.6 : $\Delta^{18}\text{O}$ VERSUS $\Delta\text{D}$ GRAPH FOR VARIOUS SOURCES OF WATER (PRECIPITATION, SNOW, RIVERS AND WETLANDS WATERS) FOR THE STUDY SITES .....	137
FIGURE 13.7 : SCHEMATIC REPRESENTATIONS OF THE SEASONAL VARIATION IN THE ISOTOPIC COMPOSITION OF RIVERS (GREY SQUARES) AND WETLANDS WATER (BLACK TRIANGLES) FOR THE TWO ISOLATED (A) AND RIPARIAN (B) WETLANDS AND THE ASSOCIATED DATA ( $A' - B'$ ).....	139
FIGURE 13.8 : SIMULATED MONTHLY PRECIPITATION AND TEMPERATURE FOR THE BECANCOUR RIVER WATERSHED BASED ON THE PROJECTED CLIMATE SCENARIOS OF THE (A) 1986-2015 PERIOD AND (B) 2041-2070 PERIOD AND ASSOCIATED VALUES FOR THE PERIODS OF INTEREST.....	141
FIGURE 13.9 : VARIATION IN THE MONTHLY VALUES OF HYDROLOGIC PARAMETERS OF ISOLATED WETLANDS UNDER FUTURE CLIMATE CONDITIONS WITHIN THE PALMER RIVER AND NOIRE RIVER SUB-WATERSHEDS (EMC: EXCEEDING OF THE MAXIMUM VOLUME CAPACITY; NRMC: NON-REACHING OF THE MINIMUM VOLUME CAPACITY) .....	142
FIGURE 13.10 : VARIATION IN THE MONTHLY VALUES OF HYDROLOGIC PARAMETERS OF RIPARIAN WETLANDS UNDER FUTURE CLIMATE CONDITIONS WITHIN THE PALMER RIVER AND NOIRE RIVER SUB-WATERSHEDS (DHN: DISCONNECTION FROM THE HYDROLOGIC NETWORK; FWR: FLOODING OF WETLAND BY THE RIVER).....	143
FIGURE 13.11 : VARIATION IN THE MONTHLY VALUES OF: (A) WATER VOLUME WITHIN ISOLATED WETLANDS AND (B) WATER LEVEL WITHIN RIPARIAN WETLANDS UNDER FUTURE CLIMATE CONDITIONS WITHIN PALMER (P) AND NOIRE (N) RIVER WATERSHEDS.....	144
FIGURE 14.1 : GEOGRAPHIC LOCATIONS OF THE BECANCOUR RIVER AND YAMASKA RIVER WATERSHEDS, QUEBEC, CANADA .....	155

FIGURE 14.2 : SUBDIVISION OF THE BÉCANCOUR RIVER (A) AND THE YAMASKA RIVER (B) WATERSHEDS INTO COMPUTATIONAL ELEMENTS (HILLSLOPES AND RIVER SEGMENTS) AND LOCATIONS OF GAUGE STATIONS (TR). NOTE THAT HILLSLOPE COLORS DO NOT HAVE ANY SPECIFIC MEANINGS; THEY ARE SOLELY USED FOR ILLUSTRATION PURPOSES. ....	157
FIGURE 14.3 : MEAN SIMULATED HYDROGRAPHS OBTAINED FOR THE REFERENCE PERIOD (1981-2010) AND FUTURE CLIMATE SCENARIOS (RANGE OF HYDROGRAPHS OVER 2041-2070).....	162
FIGURE 14.4 : IMPACTS OF ALL WETLANDS (WT), ISOLATED WETLANDS (IW) AND RIPARIAN WETLANDS (RW) ON MEAN SEASONAL SPECIFIC FLOWS IN THE BECANCOUR AND YAMASKA RIVER WATERSHEDS UNDER THE CURRENT PERIOD (1981-2010).....	165
FIGURE 14.5 : IMPACTS OF ALL WETLANDS (WT), ISOLATED WETLANDS (IW) AND RIPARIAN WETLANDS (RW) ON HYDROLOGICAL INDICATORS IN THE BECANCOUR RIVER AND YAMASKA RIVER WATERSHEDS UNDER THE CURRENT CONDITIONS (1981-2010).....	166

# LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : THE COMPUTATIONAL ALGORITHM FOR ESTIMATING ISOLATED HEW FLOW CONTRIBUTION TO TERRESTRIAL FLOW .....	191
ANNEXE 2 : THE COMPUTATIONAL ALGORITHM FOR ESTIMATING RIPARIAN HEW FLOW EXCHANGE WITH THE RIVER REACH.....	192
ANNEXE 3 : CHARACTERISTICS OF SUB-BASINS.....	193
ANNEXE 4 : DETAILED INFORMATION ON SAMPLING NUMBER.....	194
ANNEXE 5 : ISOLATED WETLAND STATISTICS.....	195
ANNEXE 6 : RIPARIAN WETLAND STATISTICS.....	196
ANNEXE 7 : CLIMATE STATISTICS.....	197
ANNEXE 8 : MONTHLY STATISTICS FOR THE BECANCOUR AND THE YAMASKA WATERSHEDS FOR THE 1981-2010 PERIOD.....	198
ANNEXE 9 : MONTHLY CLIMATE STATISTICS (A) FOR THE PERIOD 1980-2010 AND (B) FOR THE 10 CLIMATE SCENARIOS FOR THE PERIOD 2040-2070 IN THE BECANCOUR RIVER WATERSHED.....	199
ANNEXE 10 : MONTHLY CLIMATE STATISTICS (A) FOR THE PERIOD 1980-2010 AND (B) FOR THE 10 CLIMATE SCENARIOS FOR THE PERIOD 2040-2070 IN THE YAMASKA RIVER WATERSHED.....	200



# INTRODUCTION

## ***Les milieux humides : de nouveaux enjeux sociétaux, environnementaux et scientifiques***

Longtemps méconnus du public, les milieux humides (MH) occupent désormais une place prépondérante dans nos sociétés depuis 40 ans avec l'adoption de la convention Ramsar en 1971 (Matthews, 1993). Autrefois déconsidérés, les MH ont ensuite longtemps fait l'objet d'une appropriation humaine à des fins d'aménagement (activité agricole, urbanisation, exploitation), souvent au détriment des services qu'ils procurent. Ces services variés, que sont notamment la régulation de la ressource en eau et la prévention des crues, sont assurés par une diversité de MH présentant une richesse d'habitats et d'espèces, un rôle de structure paysagère, ou encore de support d'activités anthropiques ou de bien-être social.

Dès lors, le bien-être des sociétés dépend, en partie, de la capacité de ces écosystèmes à assurer ces services écologiques (voir section 2.1 pour une définition formelle de ceux-ci) de manière pérenne. Pourtant, à ce jour, c'est près de la moitié des MH terrestres qui aurait disparue ou serait dégradée (Dugan, 1990, Zedler et Kercher, 2005) et leur dégradation est plus rapide que tout autre type d'écosystème (MEA, 2005). De plus, cette dégradation des services écologiques pourrait s'accroître de manière significative dans un contexte de changement climatique (CC) alors même que les services de régulation semblent pouvoir compenser les modifications attendues sur les régimes hydrologiques du fait des CC. L'accent mis sur ses services écologiques et notamment sur le besoin de connaître leur vulnérabilité dans un contexte de CC a contribué au développement d'outils permettant l'évaluation tant quantitative que qualitative du rôle des MH.

Ainsi, menacés par les activités anthropiques et les CC attendus, les MH font aujourd'hui l'objet d'attentions particulières représentant des enjeux sociétaux (bien-être, activité, coût d'adaptation), environnementaux (biodiversité, mitage du paysage, déconnexion des corridors écologiques) et scientifiques (modélisation hydrologique, connaissance fonctionnelle des MH) majeurs.

Ce projet de thèse s'inscrit donc dans ce contexte, à l'interface entre enjeux sociétaux et enjeux scientifiques. Pour répondre à ces enjeux, ce travail s'appuie sur une double

approche de recherche tant fondamentale qu'appliquée afin de : (i) mieux comprendre la dynamique hydrologique des milieux humides ; (ii) évaluer l'impact de ces milieux sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant ; (iii) anticiper les impacts du changement climatique sur cette dynamique et les services hydrologiques associés ; et (iv) fournir un cadre de réflexion pour la mise en place de programmes de gestion de ces milieux et d'adaptation face au changement climatique. Pour ce faire, un cadre de modélisation hydrologique des milieux humides est proposé à travers le développement d'un outil opérationnel (plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL) et son application à l'échelle du bassin versant dans les Basses-terres du Saint-Laurent, Québec, Canada.

Ce manuscrit, s'agissant d'une thèse présentée sous forme d'articles, s'articule autour de deux parties distinctes. La **première partie** dresse une synthèse du projet de recherche. Elle comprend : (i) une revue de littérature, présentant les quatre notions fondamentales sur lesquelles repose le projet et le cadre de référence de nomenclature utilisé ; (ii) une présentation de la stratégie de recherche, exposant la problématique, les objectifs et l'approche scientifique adoptée ; (iii) une synthèse des résultats, présentant les résultats majeurs des travaux de recherche ; et (iv) une conclusion, établissant un bilan de ce projet doctoral et intégrant des perspectives de recherche possibles dans le domaine de la modélisation hydrologique. La **deuxième partie** présente les articles publiés ou soumis à des revues avec comité de lecture par les pairs. Elle comprend les points méthodologiques détaillés et l'ensemble des résultats issus de ce projet de recherche.



**Contribution à un cadre de modélisation hydrologique  
des milieux humides des Basses-terres du Saint-  
Laurent : fonctionnement, dynamique et impacts en  
contexte de changement climatique**

**PARTIE I : SYNTHÈSE**



# REVUE DE LITTÉRATURE

## 1. Les milieux humides : une évolution des perceptions

La perception des MH est passée du statut extrême de territoires nuisibles, insalubres ou encore considérés comme « zones mortes », au statut de structures paysagères utiles, de par les services écologiques qu'ils procurent (MEA, 2005), voire indispensables au maintien de l'intégrité des paysages et de nos conditions de vie.

### 1.1. Des définitions variées

Les définitions des MH sont nombreuses et cette profusion s'explique en partie par la difficulté à en définir précisément les limites (Mitsch et Gosselink, 2007) du fait qu'il s'agisse d'un terme générique dont la définition est susceptible de varier selon le domaine d'intérêt des personnes l'établissant (Tiner, 1999). À ce jour, plus d'une cinquantaine de définitions réglementaires et scientifiques coexistent (Dugan, 1990). Cependant, deux définitions émergent.

La définition réglementaire la plus largement répandue est celle établie lors de la Convention de Ramsar qui est toujours en vigueur auprès du secrétariat de la Convention (2013) :

*« étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur n'excède pas six mètres ».*

De plus, tenant compte d'une vision intégrative du MH, le contextualisant dans son environnement, s'assurant ainsi d'une cohérence fonctionnelle et structurelle, un élargissement de sa définition peut inclure :

*« des zones de rives ou de côtes adjacentes à la zone humide et des îles ou des étendues d'eau marine d'une profondeur supérieure à six mètres à marée basse, entourée par la zone humide ».*

Toutefois, cette définition demeure floue laissant place à l'interprétation. Aussi, dans la communauté scientifique, la définition couramment retenue est celle proposée par le United States Fish and Wildlife Service (USFWS) :

*« Un milieu humide est une terre où la nappe phréatique est au niveau, près de ou au-dessus de la surface suffisamment longtemps pour promouvoir la formation de sols hydriques, ou pour supporter la croissance d'espèces hydrophytes » (Cowardin et al., 1979).*

Au Canada, le Groupe de travail national sur les terres humides (GTNTH) définit le MH comme :

*« une terre saturée d'eau pendant une période assez longue pour que naissent des processus de terre humide ou aquatique, qui se caractérisent par un faible drainage des sols, des espèces hydrophytes et différentes sortes d'activités biologiques adaptées aux milieux humides » (Groupe de Travail National sur les Terres Humides (GTNTH), 1988).*

Ces définitions assez larges reflètent le caractère universel des MH (répartition géographique très étendue) et leur hétérogénéité (Figure 1.1), en référence à leur structure physique dépendante de la toposéquence du milieu environnant et des conditions d'humidité des sols. Il ressort de ces dernières définitions trois éléments majeurs les définissant : (i) l'hydrologie (degré et temporalité des conditions d'inondation du milieu), (ii) la végétation (diversité des strates et présence d'hydrophytes), et (iii) les sols (niveau de saturation en eau) (Tiner, 1999).

## **1.2. Des classifications orientées**

L'absence de consensus strict sur une définition unique des MH a conduit à la nécessité de concevoir des classifications répondant tant aux définitions réglementaires et scientifiques qu'aux objectifs spécifiques des différents acteurs. Ainsi, Zoltai et Vitt (1995) et Brinson (2011) remarquent que les premières classifications élaborées à des fins d'inventaires et de reconnaissances des milieux, basées sur des considérations physiques (végétation), se sont peu à peu complexifiées, intégrant en ce sens des critères liés à la perception et à l'usage souhaité des milieux, pour répondre à des objectifs spécifiques tels que la gestion des milieux et des ressources associées.



**Figure 1.1 : Hétérogénéité physique des milieux humides**

La classification la plus simple compte quatre typologies présentées par Keddy (2010) : (i) les marécages, (ii) les marais, (iii) les tourbières ombrotrophes et (iv) les tourbières minérotrophes. Ces typologies se distinguent notamment par leur végétation dominante : arbres et arbustes (marécages), herbacées et roselières (marais), sphaignes et mousses (tourbières ombrotrophes), et graminées à carex (tourbières minérotrophes). Cowardin (1979) propose, quant à lui, une classification basée sur des considérations hydrologiques, de taille et de végétation et parvient ainsi à cinq grands systèmes de MH, repris par la Convention de Ramsar (Scott, 1989, Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2013) (Tableau 1.1). Les MH d'origine anthropique, ou non naturelle, sont également reconnus par la Convention.

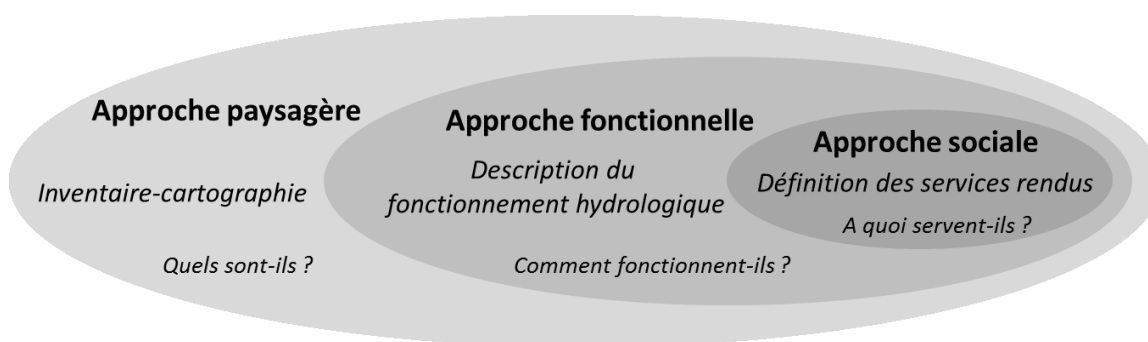
Ces classifications, relativement simples, font l'objet d'adaptations régionales. Ces adaptations n'ont pas pour but de remplacer les classifications établies, mais de faciliter

la compilation des données en établissant un cadre de référence commun (pour un exemple d'évolution de classification régionale adaptée au Québec voir Ménard *et al.*, 2007).

**Tableau 1.1 : Les six grandes groupes définissant les milieux humides (MH) (adapté de la Convention de Ramsar, 2013)**

Groupe	Définition
Marin	MH côtiers comprenant des lagunes, berges rocheuses et récifs coralliens
Estuarien	MH des deltas comprenant les marais cotidaux et les marécages à mangroves
Lacustre	MH associés à des lacs
Riverain	MH bordant les rivières et les cours d'eau
Palustre	MH « continentaux » comprenant les marais, marécages et tourbières
Artificiel	MH non naturels comprenant les étangs d'aquaculture, agricoles, les terres irriguées et les bassins de stockage des eaux

Répondant plus à des besoins stratégiques de gestion que d'inventaires, des classifications plus spécifiques se sont développées en fonction de besoins particuliers. Ces besoins, d'ordres sociétal, économique et scientifique, ont fait apparaître trois approches reconnues (Figure 1.2) reposant sur les classifications préalables que sont : (i) l'approche paysagère, (ii) l'approche fonctionnelle et, (iii) l'approche sociale (Brinson, 2011).



**Figure 1.2 : Relation entre les trois approches de classification des milieux humides**

L'approche paysagère est la plus proche des classifications simples présentées plus haut et reprend les grandes typologies proposées par Keddy (2010) et Cowardin *et al.*

(1979) tout en présentant des spécificités régionales. S'appuyant sur des caractéristiques physiques, cette approche est couramment utilisée à des fins d'inventaires. Pour le Canada, la classification usuelle est celle de Warner et Rubec (1997) et propose cinq classes : (i) les marécages (forestier), (ii) les marais (herbacé), (iii) les eaux de surface, (iv) les tourbières ombrotrophes (sphaignes) et, (v) les tourbières minérotrophes (mousses).

Orientée vers une approche descriptive des MH, mettant en avant leur fonctionnement, la classification par l'approche fonctionnelle s'appuie sur l'existence de gradients au sein des MH et des bassins versants. Reposant sur trois critères interdépendants que sont la géomorphologie (conditionnée par la localisation sur le bassin versant), l'origine des eaux de circulation et les conditions d'échange (ou hydroconnectivité) et l'hydrodynamisme (ou hydro périodicité), cette approche fonctionnelle (ou hydrogéomorphologique) s'est imposée comme approche de référence (Brinson et Rheinhardt, 1996, Brinson, 2009) pour les évaluations de projet et de gestion des ressources (Gwin *et al.*, 1999). Cette classification distingue trois classes de MH : (i) les zones de dépression isolée (sous l'influence des flux de surface et/ou des flux souterrains), (ii) les zones riveraines (associées au gradient des cours d'eau) et (iii) les zones de bordure (associées au niveau des mers, des océans ou des lacs).

L'approche sociale repose sur les services rendus par les MH et sur les usages potentiels de ces derniers et dénombre quatre classes : (i) les services de régulation, (ii) les services culturels, (iii) les services de soutien et, (iv) les services d'approvisionnement (MEA, 2005). Cette approche « anthropique » orientée vers une classification dépendante des usages et des services fournis par les écosystèmes offre une base aux outils d'évaluation pour les pratiques de gestion soutenant le bien-être de nos sociétés (Nyman, 2011) à mettre en œuvre.

Dans le cadre de la thèse, l'approche fonctionnelle est l'approche sur laquelle repose la définition des MH discriminés dans la modélisation hydrologique. Cependant, l'approche sociale, à travers la notion de services rendus, intègre complètement le cadre de modélisation proposé. En effet, les services écosystémiques (voir section 2 pour une définition formelle de ceux-ci) apparaissent comme étant l'expression, au sein de nos sociétés, des fonctionnalités hydrologiques des MH. En d'autres termes, et pour le définir clairement, le cadre de modélisation proposé repose à la fois sur une approche fonctionnelle des MH et sur une approche sociale, à travers les services

écosystémiques de régulation des phénomènes hydrologiques (c.-à-d., crues et étiages).

## **2. Les services écosystémiques : une vision anthropique de l'environnement**

L'environnement joue un rôle majeur dans le développement de nos sociétés et sur les conditions de bien-être et de survie. Il devient alors essentiel d'évaluer les services rendus par la biosphère et les écosystèmes en général, et les MH en particulier, fortement impactés par les activités anthropiques.

### **2.1. Genèse des notions de services et de fonctions écologiques**

La notion de « services rendus » est apparue il y a quarante ans avec Westman (1977) et par la suite avec Ehrlich et Mooney (1983). Cette notion correspond initialement au terme de fonctions écologiques avec une première définition (Daily *et al.*, 1997) :

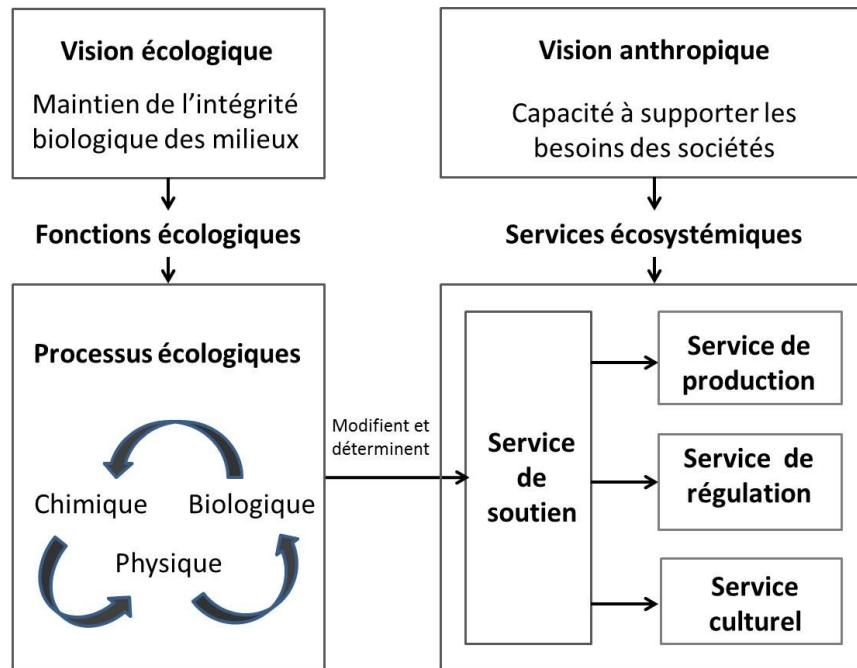
*« ...les conditions et processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les construisent soutiennent et permettent la vie humaine ».*

Puis, dans le rapport mondial sur l'état des écosystèmes (MEA, 2005), le terme de services écologiques (ou écosystémiques) apparaît avec un complément de définition :

*« les bénéfiques que les humains retirent des écosystèmes sans avoir à agir pour les obtenir ».*

Ces deux définitions englobent : (i) les services de régulation (ex. : climat, inondation, purification de l'eau), (ii) les services culturels (ex. : aspects esthétiques, religieux et récréatifs), (iii) les services de soutien servant de base au fonctionnement des deux premiers (cycle des éléments, formation des sols, etc.) et (iv) les services d'approvisionnement (ex., produits agricoles, bois, eau potable, poissons) qui accessibles en quantité limitée sont valorisés par les sociétés et font l'objet de transactions économiques. La subtilité entre ces deux termes, soit fonction écologique et service écosystémique, se situe sur l'approche des écosystèmes et s'explique par les relations existantes entre ces deux notions ( MEA, 2005, de Groot *et al.*, 2007) et l'évolution de la perception des milieux par nos sociétés (Figure 2.1).





**Figure 2.1 : Relations existantes entre les fonctions écologiques relatives aux milieux humides et les services écosystémiques associés (adapté de MEA, 2005 et de Groot et al., 2007)**

D'un côté, une vision « écologique » des écosystèmes renvoie au terme de fonction écologique, en ce sens où les processus considérés permettent le maintien de l'intégrité biologique, et donc fonctionnelle, des milieux (Angemeier et Karr, 1994) comme les composants chimiques, biologiques et physiques. D'un autre côté, une vision « anthropique » des écosystèmes aborde cette notion relativement à l'évaluation de leur capacité à supporter les besoins de nos sociétés (Paetzold *et al.*, 2010) renvoyant au terme de services écosystémiques et reposant sur les valeurs économiques des écosystèmes (MEA, 2005).

## **2.2. Des services écosystémiques propres aux milieux humides**

En accord avec le secrétariat de la Convention de Ramsar, les services écosystémiques rendus par les MH et ayant les plus grands liens avec nos sociétés comprennent :

- **La maîtrise des crues.** Les MH jouent un rôle majeur dans la régulation des phénomènes hydrologiques tels que les crues (Padmanabhan and Bengtson, 2001). Agissant comme des réservoirs de stockage, ils peuvent alors « absorber » les précipitations, ralentissant les débits en limitant les volumes ruisselés.

- **La recharge des eaux souterraines.** La capacité de rétention des MH augmente les temps de résidence des eaux, favorisant ainsi les interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines (Burt *et al.*, 2002b) et notamment les phénomènes de percolation vers les nappes souterraines.
- **La régulation des flux de sédiments et de matières nutritives.** Les MH agissent comme de véritables filtres tant pour les sédiments que pour les matières nutritives dissoutes (Wang *et al.*, 2010) telles que les nitrates et les phosphates, améliorant ainsi la qualité des eaux.
- **Le maintien de la biodiversité.** Les MH apparaissent comme des zones extrêmement riches en diversité biologique et très productives (Whittaker and Likens, 1973). Les espèces rencontrées peuvent présenter une très grande densité et certaines d'entre elles sont endémiques au milieu, leur donnant ainsi une grande valeur.
- **La production de ressources.** Les MH pourvoient en grande partie à la production de ressources appréciées ou indispensables à nos sociétés. Ces produits comprennent aussi bien des aliments de base comme le poisson, le sel, le riz, que des matériaux tels que le bois. L'utilisation de ces produits peut se faire à différentes échelles allant de l'usage de subsistance pour les communautés (Guillemot *et al.*, 2009) à l'exploitation intensive par des entreprises (Léveillé, 2007).
- **La valeur culturelle.** Indispensables à la survie des premières civilisations, des MH sont aujourd'hui de véritables lieux de culte (Parc National de la Donana, Espagne; Parc de Kakadu, Australie; Parc de Xixi, Chine). De plus, de par les conditions humides qui y règnent, les MH et notamment les tourbières peuvent jouer un rôle majeur dans la conservation de vestiges en limitant la décomposition des matières organiques.
- **L'offre de lieux récréatifs.** Les MH se prêtent à certaines activités de loisirs diverses comme la plongée sous-marine (la Grande Barrière, Australie et Nouvelle Calédonie), la visite de sites (Les jardins de Giverny de Claude Monet, France), la chasse (marais) ou encore l'éducation (parcours pédagogique; Delta de l'Okavango, Afrique australe; sites Ramsar).
- **L'atténuation des effets des CC.** Le dernier rapport du Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat souligne la hausse moyenne des températures et l'intensification des extrêmes climatiques. Les MH, réservoirs de

carbone (Zhou *et al.*, 2009), peuvent, s'ils sont protégés, atténuer les effets des températures en limitant l'émission des gaz à effets de serre (GES) ou encore limiter les dommages causés par les inondations.

### **3. Le contexte de changement climatique : vulnérabilité et enjeux**

La réalité du CC fait à présent l'objet d'un certain consensus (Houghton *et al.*, 2001) reposant sur la convergence de faits relatifs : (i) aux tendances évolutives des températures au cours des derniers siècles (Mann *et al.*, 1998), (ii) à la comparaison des tendances avec la variabilité climatique naturelle (Hegerl *et al.*, 1997) et (iii) aux simulations par les modèles de circulation générale. Il est admis que ces CC pourraient affecter la distribution spatiale et temporelle de la ressource en eau, par exemple l'intensification et la fréquence des phénomènes hydrologiques extrêmes (Huntington, 2006).

#### **3.1. Les changements climatiques : une réalité incertaine**

Les scénarios socio-économiques, le climat et les modèles numériques, sur lesquels reposent les projections futures à travers les simulations climatiques, sont les trois causes d'incertitudes du changement climatique. En effet, le caractère chaotique du climat et sa variabilité naturelle apportent une certaine incertitude quant à la prévision d'occurrence spatiale et temporelle d'évènements météorologiques. Cependant, si cette incertitude est prépondérante dans les toutes prochaines décennies (10 à 30 ans), au-delà, les incertitudes des scénarios utilisés et les incertitudes structurelles des modèles numériques reprennent le dessus.

Les scénarios socio-économiques utilisés rendent compte des possibilités d'évolution de nos sociétés et notamment de notre capacité à limiter ou non nos émissions de GES. Cette question intègre les changements démographiques, les choix énergétiques, les développements économiques et l'application de politiques environnementales pour lesquels l'incertitude augmente avec le temps. Ces scénarios ont évolué depuis le 4<sup>e</sup> rapport du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2007) passant des scénarios SRES (Special Report on Emissions Scenarios) (Nakicenovic *et*

al., 2000) aux scénarios RCP (Representative Concentration Pathways) (Moss *et al.*, 2010).

Les scénarios SRES définis par le GIEC à la fin des années 1990 étaient basés sur des « futurs possibles » pour nos sociétés, intégrant l'évolution des économies nationales, les choix énergétiques ou encore la démographie. Depuis, des politiques climatiques ont été adoptées, influençant les émissions de GES, et le contexte socio-économique est en pleine évolution, avec le développement rapide des pays émergents et des projections démographiques globales revues à la baisse. C'est pour mieux prendre en compte ce nouveau contexte que le GIEC a adopté les RCP. Ces RCP, comparables par ailleurs aux SRES (Tableau 3.1), sont définis par les scientifiques comme des profils représentatifs d'évolution de concentration de GES et sont les nouveaux scénarios de référence de l'évolution du forçage radiatif<sup>1</sup> pour les projections climatiques<sup>2</sup>. Les profils comparatifs des scénarios montrent de grandes similitudes ; seul le profil RCP 2.6, intégrant les effets optimisés de politiques climatiques de réduction des émissions susceptibles de limiter le réchauffement planétaire à 2°C, diffère sensiblement.

**Tableau 3.1 : Correspondances, en ordre croissant des valeurs de projections de forçages radiatifs (W/m<sup>2</sup>) au cours du 21<sup>ème</sup> siècle, des SRES et RCP (IPCC, 2014)**

Scénarios SRES	Scénarios RCP	Forçage radiatif (W/m <sup>2</sup> )
-	RCP 2.6	≈ 2
B1	RCP 4.5	≈ 4
A1T	RCP 6.0	≈ 5
B2 – A1B	-	≈ 6
A2	RCP 8.5	≈ 8
A1FI	-	≈ 9

Les modèles climatiques, utilisant ces scénarios d'évolution du bilan énergétique, sont des outils indispensables pour appréhender le probable CC et les projections qui en découlent sont largement utilisées pour anticiper les impacts, notamment sur les hydrosystèmes continentaux, par le biais des simulations issues des modèles

<sup>1</sup> Changement du bilan radiatif dû à un changement d'un des facteurs d'évolution du climat comme la concentration en GES

<sup>2</sup> En parallèle, des scénarios d'évolution socio-économique (SSP – Shared Socioeconomic Pathways) sont développés par les sociologues et les économistes et traduisent les efforts à consentir pour parvenir aux forçages radiatifs correspondant aux RCP.

hydrologiques. Ces modèles numériques se sont enrichis au cours du temps pour prendre en compte de plus en plus de variables (température de l'atmosphère et des océans, vents, épaisseur de la banquise, etc.). Ces variables sont calculées en tout point d'une grille qui définit un maillage horizontal et des niveaux verticaux caractérisant la résolution spatiale. Ces modèles climatiques se divisent en deux groupes de couverture spatiale (ou domaine d'intégration) : (i) les modèles climatiques globaux (MCG) et (ii) les modèles régionaux de climat (MRC).

Les MCG offrent une couverture globale (échelle planétaire). Ne comprenant autrefois que la partie atmosphérique du système climatique et ses interactions avec la surface terrestre continentale, ces modèles, dénommés modèles de circulation générale atmosphérique (MCGA), peuvent aujourd'hui être couplés avec des modèles océaniques et des modèles biogéochimiques (notamment le cycle du carbone). Ces modèles sont appelés respectivement modèles de circulation générale couplés atmosphère-océan (MCGAO – ou MCG seconde génération) et *Earth system models* (ESM – ou MCG troisième génération). Ces modèles dont la résolution classique est comprise entre 100 et 300 km ne permettent pas d'obtenir des projections détaillées. Pour pallier cette limite, une descente d'échelle a été nécessaire, se traduisant par le développement de MRC.

Cette intégration de modèles à aire limitée est devenue une technique courante de réduction d'échelle pour simuler le climat sur un domaine plus restreint (Bae *et al.*, 2011). Ces MRC de résolution spatiale de 10 à 50 km permettent de mieux prendre en compte notamment la topographie. Ne s'affranchissant pas des MCG, les MRC sont alimentés à leurs frontières par des données climatiques provenant des MCG ou de réanalyses<sup>3</sup>. Cette procédure, appelée « pilotage » contraint le MRC à ne pas s'écarter de la trajectoire imposée par le MCG.

Les projections climatiques issues de ces modèles, pourtant entachées de certaines incertitudes inhérentes à leurs paramétrages et aux scénarios d'émissions en GES qui restent difficiles à estimer (New *et al.*, 2007), sont une des informations utilisées pour la modélisation hydrologique en contexte d'études d'impact et d'adaptation. L'équiprobabilité de l'ensemble des projections issues des différents scénarios nécessite

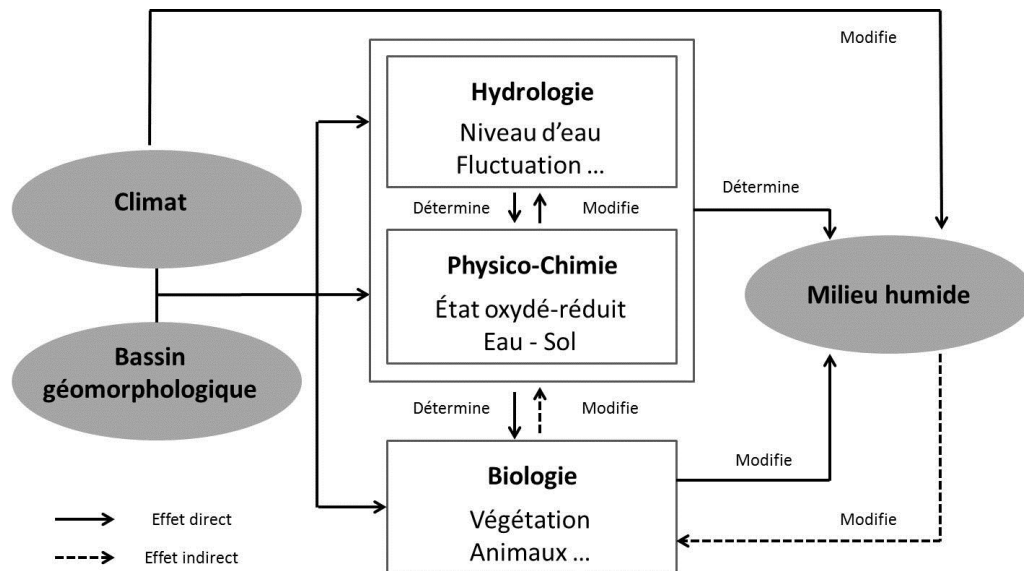
---

<sup>3</sup> Méthode combinant l'usage d'un modèle de prévision météorologique et des observations pour obtenir un ensemble de variables suivant des résolutions horizontale et verticale données pouvant servir au pilotage des MRC

leur analyse croisée afin d'obtenir, non pas une réponse hydrologique unique, via les modèles, mais une enveloppe de réponses relative à l'incertitude du CC.

### 3.2. Vulnérabilité des milieux et pérennité des services écosystémiques

L'intégrité physique du MH (c'est-à-dire le maintien de la structure physique du milieu) et les services écosystémiques qui en dépendent peuvent être définis comme étant sous la dépendance de six facteurs clés : (i) sa superficie, (ii) l'hétérogénéité de sa végétation, (iii) l'intégrité de son milieu environnant (aire drainée notamment), (iv) son niveau de fragmentation, (v) son hydropériodicité, et (vi) son hydroconnectivité (Lacroix *et al.*, 2006). L'ensemble de ces facteurs clés, par ailleurs interdépendants, suit une certaine hiérarchie d'importance dans le fonctionnement du MH (Mitsch and Gosselink, 2000) (Figure 3.1).



**Figure 3.1 : Interdépendance et hiérarchisation des facteurs clés de fonctionnement d'un milieu humide (adapté de Mitsch & Gosselink, 2000)**

Ainsi, l'hydrologie apparaît comme le facteur primordial d'intégrité et de fonctionnement du MH dont dépendent, par des boucles de rétroactions, les autres facteurs, et le climat apparaît comme un facteur contrôlant. Les conditions de maintien et de pérennité des MH pourraient donc être définies par la dynamique hydrologique caractérisée, par : (i) l'hydropériodicité et (ii) l'hydroconnectivité. L'hydropériodicité, caractéristique fondamentale du maintien de l'intégrité fonctionnelle et physique du MH, se définit par la fréquence, la durée, l'intensité et la saisonnalité des variations du niveau d'eau au sein

du milieu. L'hydroconnectivité se définit, quant à elle, par la contribution du MH au sein du complexe hydrique global, conditionnée par sa capacité d'échange avec le milieu environnant, contrôlant, dans une certaine mesure, l'hydropériodicité.

Des études démontrent que ces caractéristiques régulent la dynamique hydrologique des MH, en conditionnant les écoulements de surface et de sub-surface les alimentant ou les traversant (Euliss et Mushet, 1996, Nilsson *et al.*, 2013, Rains *et al.*, 2015), et déterminent alors, dans une certaine mesure, leur vulnérabilité face à de potentielles perturbations. Or, selon les différents scénarios climatiques, les MH, au travers de ces caractéristiques, pourraient être affectés par des modifications des régimes de précipitation (liquides et solides) et donc subir des exondations ou des inondations plus fréquentes ou plus intenses.

Dès lors, des perturbations anthropiques ou climatiques peuvent affecter l'intégrité du MH (Figure 3.2). Ces perturbations occasionnées au sein du MH ou dans son aire drainée peuvent aboutir à des résultats similaires et engendrer des modifications de sa dynamique hydrologique. Ainsi, un MH peut présenter plusieurs types de perturbations se traduisant par :

- Des périodes en eau/sèche plus fréquentes et moins longues
- Des périodes en eau/sèche moins fréquentes et plus longues
- Un arrêt complet du cycle de l'hydropériode

En effet, des perturbations affectant la dynamique hydrologique des MH peuvent être temporaires et occasionner des effets réversibles (Ishida *et al.*, 2006) dès lors que la structure même du milieu n'est pas atteinte. Le retour aux conditions initiales est alors dépendant de sa capacité de résilience. Cependant, des perturbations prolongées et/ou répétées peuvent diminuer cette capacité de résilience et engendrer des effets irréversibles.

La perte de MH engendre non seulement la perte effective du milieu et les fonctionnalités associées, mais diminue sensiblement le stockage des eaux en amont des cours d'eau adjacents. De ce fait, deux phénomènes sont observés : (i) un arrêt des contributions retardées aux écoulements favorisant les étiages estivaux et (ii) une augmentation des volumes d'eau ruisselés favorisant les épisodes de crues.

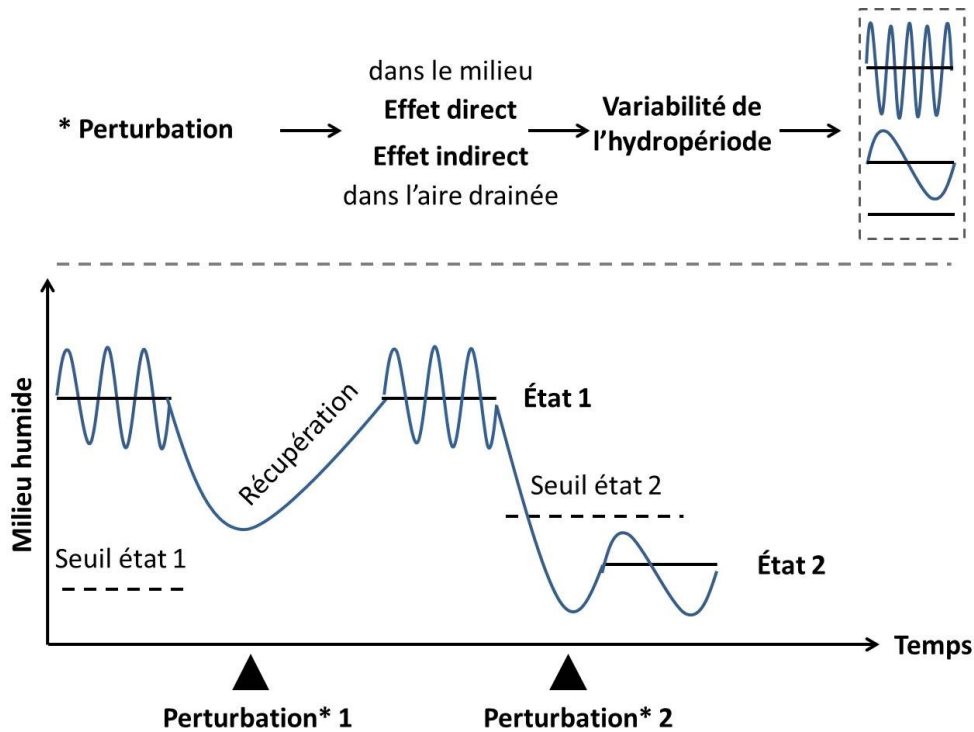


Figure 3.2 : Critères définissant le degré de vulnérabilité et de résilience d'un milieu humide

#### 4. La modélisation hydrologique : apport pour une prévision opérationnelle

La modélisation n'a pas cessé de se développer depuis les modèles analytiques 1D et 2D basés sur des approches empiriques jusqu'aux modèles 3D, distribués spatialement. Cependant, un modèle hydrologique ne reste qu'une simplification d'un système plus complexe, aboutissant à une représentation imparfaite de la réalité. De par les approximations réalisées, un modèle reste un compromis entre généralité, réalisme et précision (Ambroise, 1999, Silberstein, 2003). Ces modèles sont couramment utilisés pour des études hydrologiques tant dans l'ingénierie que dans la recherche avec pour objectifs notamment d'évaluer, d'une part, la réponse d'un bassin versant aux variabilités climatiques et aux occupations des sols, et d'autre part, de gérer les ressources en eau en périodes d'étiage et de crues.



#### 4.1. Typologie des modèles

De nombreux modèles hydrologiques sont présentés dans la littérature et plusieurs auteurs ont proposé des classifications (Singh, 1995, Chocat, 1997). Trois classes retenues par Wheeler *et al.* (1993) composent une première distinction entre les modèles empiriques, conceptuels et les modèles à base physique. Par ailleurs, selon Payraudeau (2002), une distinction supplémentaire doit être faite pour les modèles conceptuels afin de pallier une ambiguïté avec les modèles à base physique. En effet, les modèles conceptuels peuvent être physiquement basés ou non et le terme fait alors référence à une simple représentation schématique du bassin versant en réservoirs (Gineste, 1997).

À cette discrimination basée sur la méthode de résolution et de représentation des processus hydrologiques, Refsgaard et Storm (1996) ajoutent un niveau de classification tenant compte de la résolution spatiale des processus qualifiant alors les modèles de globaux ou distribués - dans le cas des modèles conceptuels, des modèles semi-distribués apparaissent. Enfin, la résolution temporelle des processus détermine les modèles événementiels ou continus. Les critères de classification des modèles hydrologiques reposent alors principalement sur la représentation des processus décrits, l'espace et le temps (Figure 4.1) (Singh, 1995, Payraudeau, 2002).

Ces modèles restant des approximations de la réalité, des sources d'incertitudes perdurent notamment sur :

- **L'incertitude d'occurrence des processus naturels.** Elle résulte de la variabilité spatio-temporelle des processus naturels pris en compte dans la modélisation tels que les précipitations, l'évapotranspiration ou encore la genèse des ruissellements.
- **L'incertitude sur les données.** Elle résulte des erreurs de mesures, de la précision de mesure des appareils, des traitements dans les données ou encore dans les méthodes d'interpolation.
- **L'incertitude sur la structure du modèle.** Elle résulte des simplifications et des approximations faites lors de la représentation des processus.

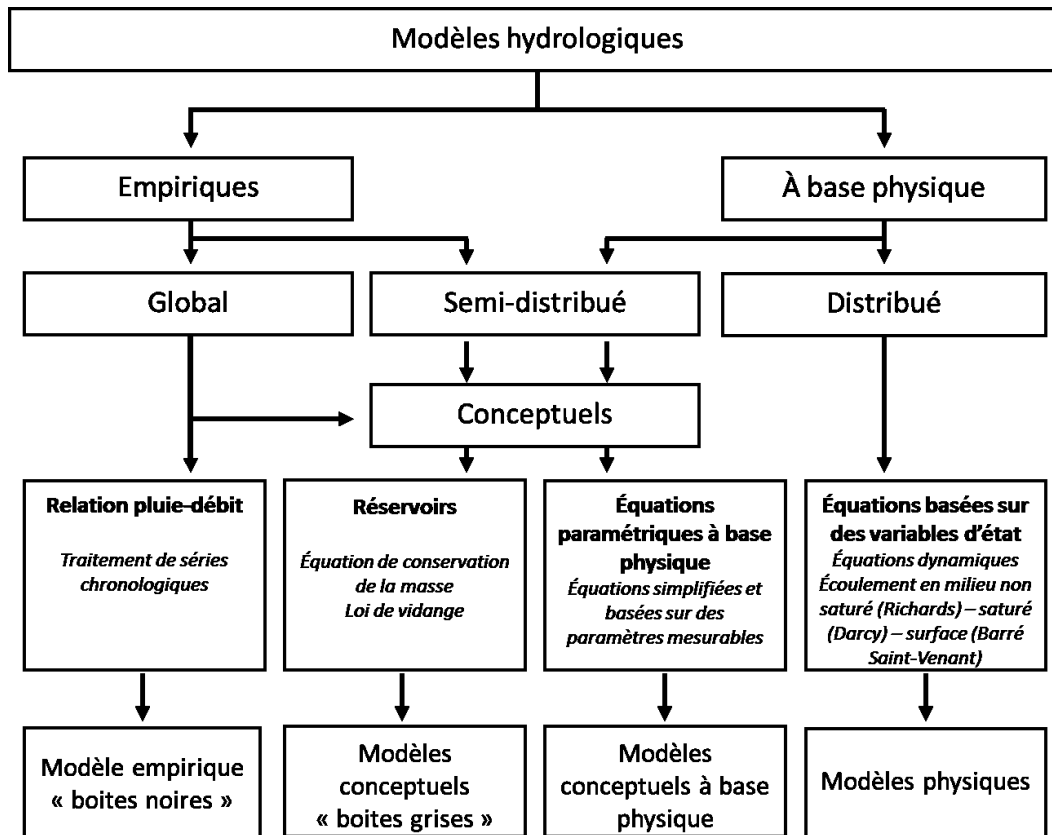


Figure 4.1 : Principales caractéristiques des classes de modèles hydrologiques

## 4.2. Adaptation aux milieux humides

De nombreux modèles ont été développés dans le but de simuler adéquatement les MH et leurs impacts sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant (Demissie *et al.*, 1997, Bengtson et Padmanabhan, 1999). L'hydrologie des MH peut apparaître relativement complexe dépendamment des facteurs clés de fonctionnement et de leur degré d'interdépendance (Figure 3.1). Ainsi, le degré d'interaction avec l'eau souterraine, les conditions d'humidité initiales (volume d'eau déjà stocké), le type de végétation (taux d'évapotranspiration) ou encore le degré d'ouverture du milieu (taux d'évaporation) définissent, pour une grande part, les conditions d'expression fonctionnelle des MH. Cette interdépendance entre les facteurs clés de fonctionnement peut conduire à de fortes variations individuelles dans la dynamique hydrologique de MH partageant des caractéristiques intrinsèques communes (Nilsson *et al.*, 2013) ou, à l'inverse, à des similarités dans la dynamique hydrologique de MH différents de par des conditions d'interactions variables (Park *et al.*, 2014).

Considérant ces difficultés, les développements relatifs à la modélisation de l'hydrologie des MH s'adaptent en fonction du degré de détail souhaité et des besoins, à savoir : (i) modélisation à l'échelle du champ pour appréhender les processus de transfert au sein du MH et (ii) modélisation à l'échelle du bassin versant pour appréhender l'impact des MH sur l'hydrologie, voire l'écoulement en rivière. Ainsi, deux approches sont couramment utilisées dans le développement de modèles hydrologiques.

La première approche consiste à décrire finement les processus hydrologiques au sein du MH et à simuler la réponse hydrologique à la sortie du milieu. Parmi les études les plus récentes, des auteurs comme Dall'O *et al.* (2001), proposent un modèle mathématique rendant compte des variabilités spatiale et temporelle des processus au sein des MH ripariens. Dall'O *et al.* notent cependant que la combinaison effective de tous ces facteurs reste une exception plus qu'une norme.

La seconde approche tend à conserver l'usage habituel des modèles hydrologiques, à savoir simuler les débits en rivière. Dès lors, il s'agit d'intégrer l'effet propre des MH à l'échelle du bassin versant et la description fine des processus au sein de ceux-ci peut devenir accessoire et simplifiée. Certains auteurs (Hammer and Kadlec, 1986, Ogawa et Male, 1986, Kadlec, 1990) ont simplement modifié la représentation mathématique des conditions de rugosité afin de prendre en compte les variations de densité de végétation ou encore de pente. Plus récemment, Liu *et al.* (2007) proposent le couplage de modèles à l'échelle du bassin versant à des modèles appliqués à l'échelle de la parcelle et notamment l'intégration du modèle REMM (Riparian Ecosystem Management Model) (Lowrance *et al.*, 2000) au sein du modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool - Arnold et Fohrer, 2005). L'intégration de modules spécifiques aux MH (intérieurs et ripariens) à l'échelle du champ (Liu *et al.*, 2007) au sein de modèles hydrologiques développés à l'échelle du bassin versant est la voie la plus couramment développée. Ces modèles ainsi développés permettent de rendre compte des services écosystémiques rendus par les MH et d'évaluer leur impact à l'échelle du bassin versant.

Ces différentes approches ont pour but commun de simuler le fonctionnement des milieux (humides ou non) en rendant compte de manière directe ou indirecte des services écosystémiques rendus par ceux-ci. Les modèles hydrologiques semi-distribués ou distribués sont les plus couramment utilisés de par leur capacité à mieux capturer l'hétérogénéité spatiale et à permettre d'étudier les conséquences d'une

évolution de l'occupation du sol (ex., disparition ou restauration d'un milieu) (Indarto, 2002); dans notre cas, à évaluer les effets des MH et de leur gestion sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant. Cependant, ces modèles hydrologiques s'intéressent davantage aux paramètres d'intérêt situés à l'aval du bassin versant et à cette échelle (débits, volume) qu'aux processus ayant cours au sein des MH.

## **STRATÉGIE DE RECHERCHE**

Cette section fait le lien entre les notions présentées précédemment et la mise en contexte de l'étude des MH en tant qu'objet de recherche. Elle présente la problématique de ce projet de recherche, les objectifs ainsi que les approches retenues pour : (i) approfondir les connaissances scientifiques disponibles et (ii) contribuer aux réflexions menées par les gestionnaires du territoire quant au devenir de la ressource en eau dans un contexte de CC.

### **5. Place du projet de recherche**

#### **5.1. Problématique et contexte de recherche**

Les MH, de par leur propre définition, présentent de multiples facettes les mettant au cœur des problématiques actuelles sociétales, économiques et environnementales; par conséquent, ils font l'objet de nombreux questionnements scientifiques dans ces domaines. C'est dans ce contexte que ces travaux ont été initiés dans le cadre général du Plan d'action sur les changements climatiques du gouvernement du Québec (PACC – action 26) et dans le cadre particulier du projet pluridisciplinaire « Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les MH des Basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques » piloté par le Dr Richard Fournier (Université de Sherbrooke).

Aujourd'hui reconnus pour les services écologiques qu'ils procurent en général, et pour leurs services hydrologiques en particulier, notamment l'atténuation des crues et le soutien aux étiages, l'hydrologie des bassins versants apparaît étroitement liée au devenir des MH. Ainsi, le constat actuel de perte continue des MH combiné au contexte de CC augure des impacts négatifs sur les régimes hydriques des bassins versants. Ceux-ci rendent les MH plus vulnérables en réduisant leur résilience aux effets attendus des CC sur les distributions spatiale et temporelle des précipitations totales et, donc, de la disponibilité de la ressource en eau. De plus, cette modification relative de la disponibilité de la ressource en eau pourrait impacter le fonctionnement des MH, notamment en ce qui concerne les fonctions hydrologiques de rétention et de contribution retardée aux écoulements de surface qui assurent un contrôle sur les crues et les étiages.

Dès lors, la prise en compte explicite de ces milieux dans la modélisation hydrologique devient essentielle pour : (i) qualifier et quantifier leur rôle dans la réponse hydrologique à l'échelle des bassins versants, (ii) évaluer la pérennité de leur fonctionnement en contexte de changement climatique, et (iii) évaluer leur potentiel d'usage dans le développement de stratégies d'adaptation aux CC.

## **5.2. Les Basses-terres du Saint-Laurent**

Les Basses-terres du Saint-Laurent (BTSL) accueillent la plus forte densité démographique du Québec (Li et Ducruc, 1999) et également la plus forte activité agricole (Jobin *et al.*, 2004). Cette région se caractérise alors par de nombreux écosystèmes perturbés parmi lesquels les MH apparaissent fortement touchés avec plus de 45% de leur surface qui aurait d'ores et déjà disparus (Joly *et al.*, 2008). Ce constat général s'applique notamment aux bassins versants des rivières Bécancour et Yamaska.

Ces deux bassins versants ont été sélectionnés comme sites d'études pour nos travaux selon des critères fondamentaux (Labbé *et al.*, 2011) basés sur la représentativité régionale des bassins, l'emprise spatiale des bassins dans les BTSL, la couverture et la diversité des MH ainsi que la disponibilité des données (mesures hydrométriques, climatiques et géomatiques).

## **6. Approche du projet de recherche**

Ce projet de recherche vise, à travers le développement d'un outil d'analyse hydrologique, à quantifier et qualifier le fonctionnement hydrologique des MH au sein du bassin versant ainsi que son devenir en contexte de CC. Ainsi, une contribution plus appliquée au travers du développement et de la mise en application du modèle hydrologique HYDROTEL (Fortin *et al.*, 2001a, Turcotte *et al.*, 2003, Turcotte *et al.*, 2007, Bouda *et al.*, 2012, Bouda *et al.*, 2014) et du SIG dédié PHYSITEL (Turcotte *et al.*, 2001, Rousseau *et al.*, 2011) sert de base à une contribution plus fondamentale à la recherche avec une réflexion menée sur le fonctionnement hydrologique des MH et des facteurs clés de régulation actuels et futurs.

## 6.1. Objectifs de recherche

Ces travaux de recherche ciblent ainsi la compréhension du fonctionnement hydrologique des MH et des impacts hydrologiques associés à l'échelle du bassin versant qui peuvent être influencés ou affectés tant par les caractéristiques physiques des paysages environnants que par les conditions climatiques. Cet objectif principal est réalisé par l'atteinte de quatre objectifs spécifiques décrits ci-dessous.

- ***Développer un cadre de modélisation hydrologique adapté à la prise en compte des milieux humides***

De nombreux modèles hydrologiques existent dans la littérature et des modifications et des adaptations continues leur sont apportées dépendamment des connaissances et des données disponibles (informations spatiales et temporelles, développement des interfaces SIG). Ces contributions permanentes rendent ces modèles plus flexibles (pertinence des données de sortie du modèle, récupération de données intermédiaires) et plus performants (robustesse du modèle), et ce, sur des gammes importantes de bassins versants.

Basées sur les développements réalisés sur le modèle SWAT (Liu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2008), des adaptations sont réalisées sur la plateforme de modélisation hydrologique développée au centre INRS-ETE afin de prendre en compte explicitement l'impact des MH sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant.

Les adaptations apportées à la plateforme de modélisation, incluant le SIG dédié PHYSITEL et le modèle hydrologique HYDROTEL, à travers l'intégration de deux modules distincts de MH (MH isolés et MH riverains), sont évaluées sur la base de la capacité du modèle hydrologique à reproduire les composantes majeures de l'hydrogramme (Section 11, Article I).

- ***Analyser l'impact de la localisation des milieux humides sur leur contribution aux écoulements***

Outre la capacité du modèle HYDROTEL à prendre en compte les MH dans les processus hydrologiques modélisés et à intégrer leur impact sur les débits simulés, la structure modulaire du modèle couplé à son interface SIG permet une discrimination prospective des MH selon leur typologie (isolés ou riverains) et leur localisation sur le

bassin (gradient longitudinal - amont/aval, gradient latéral - degré de relation au cours d'eau selon l'ordre de Strahler<sup>4</sup>).

Pour réaliser cette analyse d'impact, des simulations intégrant successivement certaines classes de MH, comme définies ci-dessus, sont réalisées afin de rendre compte du rôle et de l'impact propre de chacune de classes de MH sur les débits caractéristiques : (i) le débit journalier maximal ( $Q_{\max}$ ) et (ii) les débits minimaux sur 7 et 30 jours ( $Q_7$  et  $Q_{30}$ ). Ces débits sont déterminés sur une base annuelle et saisonnière (couvrant la période de juin à octobre) à l'exutoire du bassin versant (Section 12, Article II).

- ***Définir la dynamique hydrologique des milieux humides et les facteurs de contrôle associés à leur devenir en contexte de changement climatique***

Les besoins en recherche relatifs aux MH et à leurs services sont encore importants afin : (a) de rendre compte des différences de fonctionnement entre les MH, (b) d'évaluer les variabilités spatiale et temporelle associées aux processus clés de leur dynamique, (c) de mieux appréhender l'impact hydrologique résultant et ainsi (d) d'évaluer le devenir du rôle des MH dans le contexte de CC.

Pour atteindre cet objectif, deux sites isolés et deux sites riverains ont été instrumentés afin de pouvoir mesurer les niveaux d'eau au sein des MH et d'échantillonner les eaux de rivière, des précipitations et les eaux de surface (définies comme l'eau au sein des MH), et ce, à des fins d'analyses isotopiques. Cette démarche, entre autres, implique de définir les signaux isotopiques attribuables aux différentes sources d'alimentation des MH et permet de définir l'hydropériodicité de ces derniers. La détermination de facteurs clés dans le fonctionnement hydrologique des MH, couplée à l'anticipation des perturbations attendues du CC, permet, par ailleurs, d'évaluer la pérennité de ces milieux (Section 13, Article III).

- ***Évaluer le potentiel des milieux humides dans la mitigation des effets des changements climatiques***

Dans la continuité de la logique de recherche proposée, l'application du modèle hydrologique HYDROTEL sur les bassins versants de la rivière Bécancour et de la rivière Yamaska en contexte de CC a été réalisée. Il s'agit, non plus d'acquérir des

---

<sup>4</sup> L'ordre ou nombre de Strahler définit une classification du réseau hydrographique pour hiérarchiser l'ensemble des affluents le constituant et rendre compte de sa complexité.



connaissances sur le fonctionnement des MH, mais d'évaluer leurs impacts en comparaison de ceux attendus en raison des CC pour, *in fine*, évaluer leur potentiel de paysages mitigateurs face aux CC.

Cette analyse permet d'évaluer la gamme de réponses hydrologiques potentielles de ces bassins. Le traitement des sorties de modélisation correspondant aux débits caractéristiques incluant des probabilités d'occurrence, à savoir : (i) pour les hauts débits, les débits maximaux de récurrence 2 ans, 20 ans et 100 ans ( $Q_{2\max}$ ,  $Q_{20\max}$  et  $Q_{100\max}$ ) et (ii) pour les bas débits, les débits minimaux observés sur une période de 7 jours associés à des récurrences de 2 ans et de 10 ans et les débits minimaux observés sur 30 jours associés à une récurrence de 5 ans ( $Q_{2-7}$ ,  $Q_{10-7}$  et  $Q_{5-30}$ ). Ce traitement, réalisé pour chacun des dix scénarios de CC fournis par Ouranos (Consortium sur la climatologie régionale et l'adaptation au changement climatique) et pour chaque typologie de MH, permet d'évaluer le rôle de ces milieux sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant et leur potentiel en tant que paysage de mitigation des effets des CC (Section 14, Article IV).

## **6.2. Approche scientifique de recherche**

Le rôle des MH sur le cycle hydrologique des bassins versants a été largement discuté (voir Bullock et Acreman, 2003) et de nombreuses études ont démontré les services hydrologiques rendus par ces milieux et notamment : (i) la réduction des débits de crue à travers leur fonction de stockage et (ii) le soutien aux débits d'étiage à travers leur fonction de contribution retardée aux écoulements (Ogawa et Male, 1986, Demissie et Khan, 1993, Padmanabhan et Bengtson, 2001, Liu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2010, McLaughlin *et al.*, 2014, Golden *et al.*, 2015). Bien que ces fonctions soient largement mises en avant auprès des gestionnaires pour promouvoir leur préservation et leur restauration, suivant les recommandations de la Convention Ramsar (Matthews, 1993) et des rapports d'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA, 2005), la compréhension de ces processus reste encore incertaine.

En effet, l'analyse de l'ensemble de la littérature scientifique traitant de cette thématique met en évidence à la fois : (i) une certaine singularité dans la réponse hydrologique d'un MH donné face à des conditions climatiques comparables, (ii) une possible similitude dans le comportement hydrologique de MH différents en réponse à des conditions climatiques différentes, et (iii) une certaine disparité des conclusions quant aux impacts

des MH sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant. Face à ce constat et considérant le contexte de CC, il apparaît nécessaire d'approfondir les connaissances relatives au fonctionnement hydrologique des MH, comblant certaines questions soulevées par l'analyse croisée de la littérature et fournissant aux décideurs un outil robuste en support à la gestion intégrée de l'eau par bassin versant.

Les travaux de recherche présentés apportent une réflexion alimentée à la fois par une approche exploratoire de modélisation et une approche expérimentale de terrain. Ils s'appuient notamment sur l'expertise acquise par l'équipe de modélisation hydrologique dont les intérêts de recherche portent sur la compréhension des processus hydrologiques et le développement d'outils de prévision, de gestion et d'analyse de la ressource en eau à l'échelle du bassin versant. Ainsi, basée sur les travaux de Liu *et al.* (2008) et de Wang *et al.* (2008), la plateforme de modélisation hydrologique HYDROTEL/PHYSITEL est développée pour permettre la prise en compte explicite des MH dans les processus hydrologiques à l'échelle des bassins versants. Deux typologies de MH sont retenues (isolés et riverains) suivant les sources hydrologiques d'alimentation et le degré de connexion au réseau hydrologique (Brooks *et al.*, 2011). Outre la valeur ajoutée, ce cadre de modélisation devient alors intégrateur de connaissances pour une meilleure compréhension du fonctionnement hydrologique actuel et futur des MH.

Par ailleurs, quatre sites sont instrumentés (deux sites isolés et deux sites riverains) sur le bassin versant de la Bécancour afin de procéder à des mesures physiques (piézométrie) et des échantillonnages d'eau de surface et de sub-surface. Les mesures piézométriques permettent de suivre l'évolution saisonnière des niveaux d'eau au sein des MH (hydropériodicité) et les échantillonnages d'eau permettent l'analyse isotopique des éléments constitutifs de l'eau (O,H). Cette dernière permet l'identification des sources saisonnières d'alimentation des MH et, ainsi, de proposer un schéma conceptuel de leur dynamique hydrologique.

Enfin, les données de changement climatique mises à disposition combinées à la plateforme de modélisation hydrologique HYDROTEL/PHYSITEL ainsi qu'aux connaissances acquises sur les processus clés de fonctionnement des MH (sources d'alimentation, hydropériode) permettent, *in fine*, d'évaluer les perturbations pouvant affecter le fonctionnement de ces milieux dans le contexte de CC et d'anticiper les impacts hydrologiques résultants à l'échelle du bassin versant.

Dans un contexte de thèse rédigée par articles, l'ensemble de ces points faisant l'objet de papiers distincts, seule une description générale de la méthodologie et des résultats est introduite à la section suivante (synthèse des résultats). Les présentations détaillées de la méthodologie, des sites d'études, ainsi que de la plateforme de modélisation HYDROTEL/PHYSITEL sont donc reportées dans les articles correspondants aux objectifs spécifiques décrits plus haut.



## SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Cette section présente les principaux résultats obtenus pour les quatre objectifs définis au cours de ce projet de recherche. Chacun de ces résultats ayant fait l'objet d'articles particuliers, les points méthodologiques et les résultats ne sont pas, ici, développés dans leur totalité.

### 7. La mise en place d'un cadre de modélisation hydrologique intégrant les milieux humides

#### 7.1. Développement de la plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL

Dans ce projet doctoral, aux fins d'analyse du comportement des MH, il a été nécessaire d'adapter (i) PHYSITEL, le SIG dédié au modèle hydrologique, et (ii) HYDROTEL, le modèle hydrologique distribué.

##### 7.1.1. Adaptation de PHYSITEL

PHYSITEL permet de déterminer la structure d'écoulement d'un bassin versant et de structurer les données d'occupation du sol et pédologiques afin de construire la base de données descriptives du bassin pour le modèle hydrologique HYDROTEL (Figure 7.1).

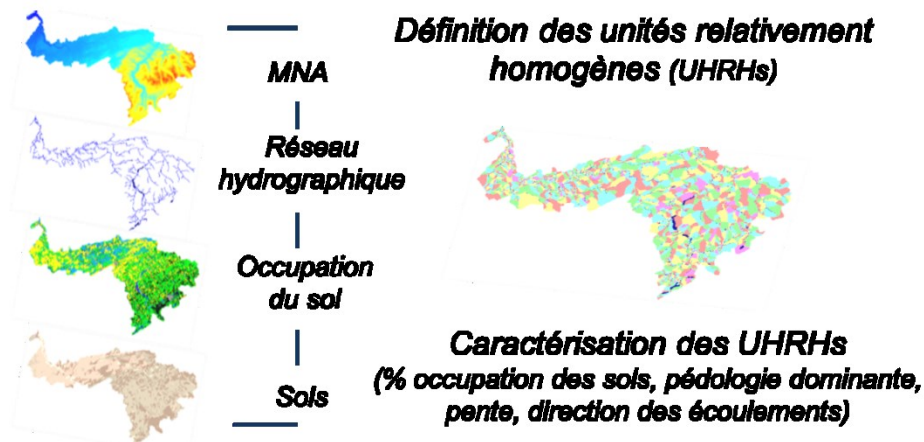
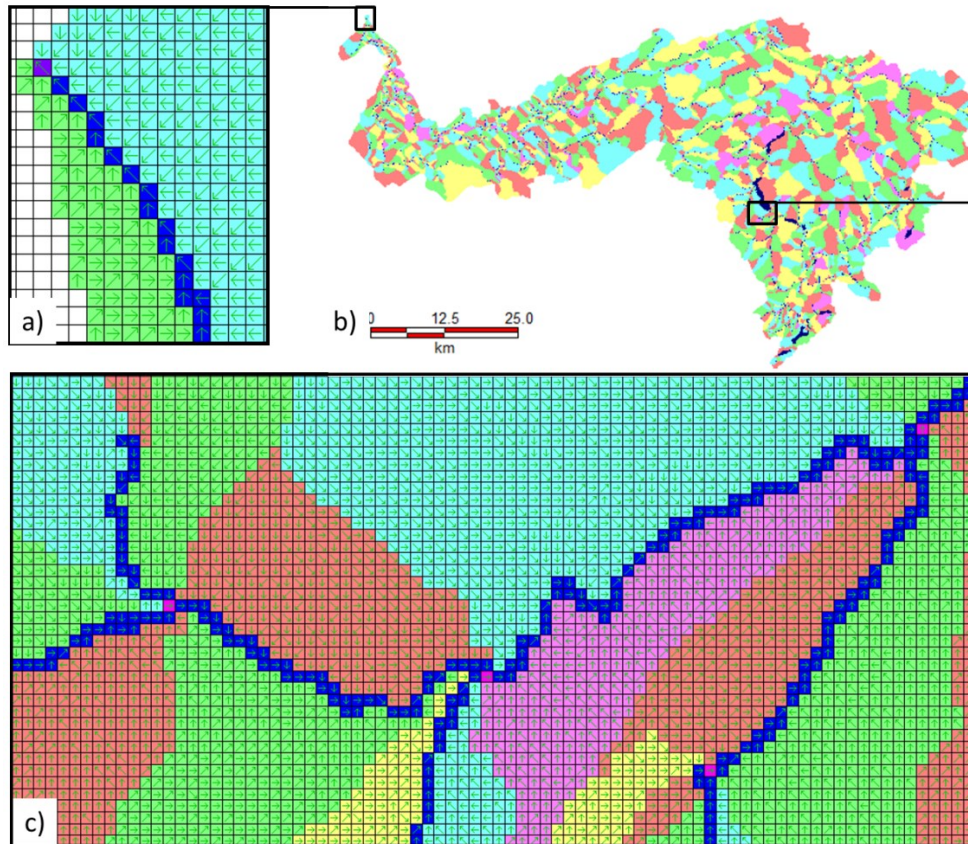


Figure 7.1 : Traitement multicouche au sein de PHYSITEL pour l'obtention et la caractérisation des unités spatiales de modélisation hydrologique (UHRH)

La structure spatiale des écoulements sur un bassin versant est déterminée par un réseau hydrographique vectoriel imposé sur le modèle numérique d'altitude (MNA),

obtenu par correction du réseau matriciel initial. La structure et les directions d'écoulement ainsi définies, la maille correspondant à l'exutoire du bassin versant est identifiée (maille en violet sur la Figure 7.2a) et PHYSITEL identifie alors les mailles voisines dont les écoulements se dirigent vers la maille exutoire pour aboutir, de proche en proche, à l'identification de toutes les mailles faisant partie du bassin.



**Figure 7.2 : Bassin versant de la Bécancour. a) Identification des mailles du bassin à partir de la maille exutoire; b) Délimitation et subdivision du bassin en unités relativement homogènes (UHRH) de type versant ; c) Écoulements au sein des UHRH et division du réseau hydrographique en tronçons**

Le bassin ainsi identifié, le réseau hydrographique est alors divisé en « tronçons », correspondant à des sections linéaires du réseau hydrographique (bornés par une maille exutoire du tronçon amont et sa propre maille exutoire – mailles en rose foncé sur la Figure 7.2c) définissant un sous-bassin versant. On obtient ainsi les unités relativement homogènes (UHRH) qui correspondent à des versants du cours d'eau. Ces unités hydrologiques définissent alors la plus fine échelle spatiale de calcul intégrée dans le modèle hydrologique. Chaque sous-bassin est alors composé de trois UHRHs (tronçon de tête de réseau hydrographique) ou de deux UHRHs (tronçon intermédiaire du réseau

hydrographique) (Figure 7.2 et Figure 7.3), avec respectivement une UHRH pour l'aire drainée en amont du point source du tronçon et deux UHRHs pour les rives. Chacune de ces UHRHs est alors associée à un tronçon unique.

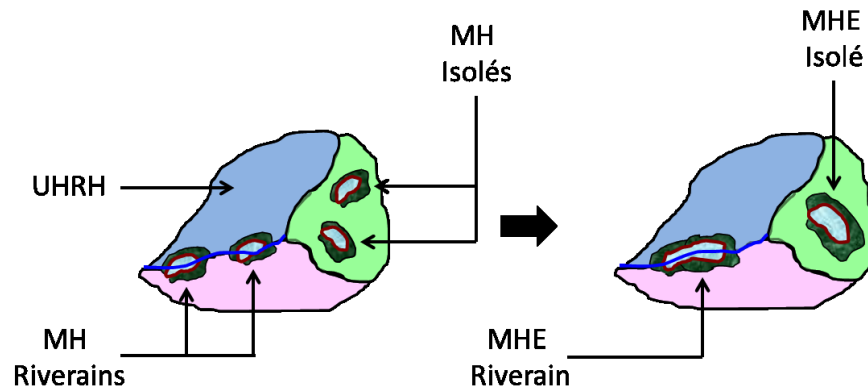
La caractérisation complète du bassin versant au sein de PHYSITEL nécessite enfin l'intégration de l'occupation du territoire (Section 10, Article I) et notamment celle des MH. Sur la base de la carte détaillée de l'occupation des sols incluant les MH (caractérisée par une résolution de 30m et un seuil limite de reconnaissance des MH de 0,3ha - Beaulieu *et al.*, 2012), PHYSITEL procède au calcul de la surface de chacun des MH. Cette surface, considérée comme la surface maximale occupée par le MH, est l'un des paramètres caractéristiques obtenus (Tableau 7.1).

**Tableau 7.1 : Paramètres descriptifs des milieux humides**

Milieu humide	Paramètres descriptifs	Étape d'intégration	Littérature
Milieux humides isolés et riverains	Surface maximale ( <i>Surface cartographique</i> )	PHYSITEL	Liu <i>et al.</i> (2008)
	Aire drainée ( <i>intégrant la surface du MH</i> )		
	Concept de milieu équivalent (MHE)	PHYSITEL	Wang <i>et al.</i> (2008)
	Surface normale du MHE (30% de la surface maximale)	HYDROTEL	Liu <i>et al.</i> (2008)
	Surface effective du MHE (calculée au pas de temps de simulation)	HYDROTEL	Yang <i>et al.</i> (2008)
	Volume maximal et normal du MHE (fonction des surfaces maximales et normales)	HYDROTEL	Yang <i>et al.</i> (2008) Liu <i>et al.</i> (2008)
	Évapotranspiration du MHE (60% de l'ETP calculé pour l'UHRH)	HYDROTEL	Wang <i>et al.</i> (2008)
	Conductivité hydraulique à saturation sous le MH (0,5 mm/h)	HYDROTEL	Wang <i>et al.</i> (2008)
Milieux humides riverains	Hauteur d'eau maximale (0,5 m) et normale (0,1 m) du MHE	HYDROTEL	Liu <i>et al.</i> (2008)
	Conductivité hydraulique à saturation de la berge (0,25 mm/h)	HYDROTEL	Liu <i>et al.</i> (2008)

À ce stade, la distinction typologique entre MH riverain et MH isolé se fait selon un pourcentage de contact (ou seuil d'adjacence – le seuil fixé par l'utilisateur est égal à 1%

dans le cas de ce projet) avec le réseau hydrographique (réseau matriciel initial) versus l'aire totale du MH. Cette caractérisation des MH s'appuie sur le concept de milieux humides équivalents (MHE) (Figure 7.3) proposé par Wang *et al.* (2008). Ce concept assume que, sur un sous-bassin donné, l'aire occupée par l'ensemble des MH peut être considérée comme une aire unique égale à la somme des aires des MH comprises dans le sous-bassin.



**Figure 7.3 : Illustration schématique du concept de milieu humide équivalent et découpage de l'UHRH en versants**

Dans notre projet, ce concept s'applique pour chacune des typologies précédemment définies (riveraine et isolée), à l'échelle de l'UHRH de type versant, par la sommation des paramètres calculés par PHYSITEL (aire maximale et aire drainée). Des conditions s'appliquent à ce concept de MHE à savoir : (i) la présence d'un seul MHE isolé et/ou riverain au sein d'une UHRH, (ii) l'appartenance exclusive d'un MHE à une seule UHRH, (iii) l'intégration numérique des paramètres d'aires maximale et drainée du MHE à l'échelle de l'UHRH, et (iv) l'intégration spatiale du MHE riverain (localisation sur le tronçon).

### **7.1.2. Adaptation du modèle hydrologique HYDROTEL**


Le modèle hydrologique distribué HYDROTEL a été développé dans l'optique de simuler ou de prévoir le comportement hydrologique de bassins versants dont les superficies s'étendent sur une gamme allant de quelques kilomètres carrés à plusieurs milliers de kilomètres carrés. Pour ces simulations, HYDROTEL divise les processus hydrologiques en six sous-modèles et peut proposer de un à cinq algorithmes (Tableau 7.2). Notons que les cinq premiers processus hydrologiques sont réalisés au niveau de l'UHRH et



que l'écoulement par le réseau hydrographique est simulé sur les tronçons du réseau. Les entrées de chacun des tronçons proviennent : (i) du tronçon amont et (ii) des apports des UHRHs connexes.

**Tableau 7.2 : Sous-modèles proposés par HYDROTEL pour les processus hydrologiques et algorithmes disponibles**

Processus hydrologiques	Algorithmes disponibles
Interpolation des données météorologiques	Polygone de Thiessen
	Moyenne pondérée des trois stations les plus proches
Évolution du couvert nival	Méthode mixte (degrés-jours)
Évapotranspiration potentielle	Thornthwaite (1948)
	Hydro-Québec
	Linacre (1977)
	Penman-Montheith (Montheith 1965)
	Priestley-Taylor (1972)
Bilan d'eau vertical	Bilan vertical en trois couches (BV3C)
	CEQUEAU
Écoulement sur la partie terrestre	Onde cinématique
Écoulement par le réseau hydrographique	Onde cinématique
	Onde diffusante

 Algorithmes utilisés dans le projet

À titre indicatif, les paramètres du bassin qui doivent être ajustés au cours de l'étape de calage du modèle HYDROTEL sont essentiellement les suivants :

- **Interpolation des données météorologiques** : gradients verticaux de température et de précipitation, température de passage de la pluie en neige.
- **Évolution du couvert nival** : taux de fonte à l'interface neige-sol, densité maximale du couvert nival, constante de tassement de la neige, taux de fonte dans l'air et seuils de température de fonte pour divers milieux (ex : conifères, feuillus, ouvert).
- **Évapotranspiration potentielle** : coefficient multiplicatif d'optimisation de l'évapotranspiration potentielle.

- **Bilan d'eau vertical** : limites inférieures des trois horizons de sol, humidité relative initiale, coefficient d'extinction, coefficient de récession, coefficient additif d'optimisation de la classe du sol, coefficient multiplicatif d'optimisation de l'assèchement et variation maximale de l'humidité relative par pas de temps.
- **Écoulement sur la partie terrestre du bassin** : coefficient de rugosité de Manning pour les milieux forestiers, eau et autres, lame de référence pour l'hydrogramme géomorphologique.
- **Écoulement par le réseau hydrographique** : coefficient d'optimisation de la rugosité, coefficient d'optimisation des largeurs des rivières.

Pour ce projet doctoral, il a été nécessaire d'ajouter une étape dans le processus de modélisation du comportement hydrologique du bassin versant. En effet, le développement du modèle hydrologique HYDROTEL a consisté en la prise en compte des MH dans la réponse hydrologique du bassin versant par l'ajout d'un module supplémentaire à ceux existants.

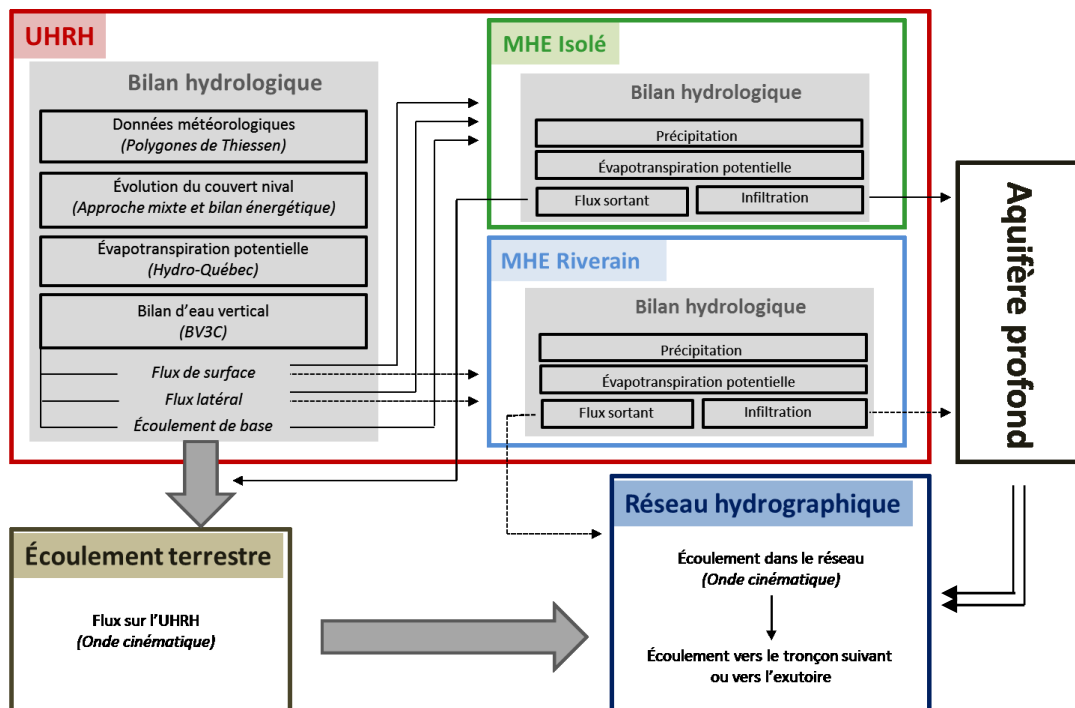


Figure 7.4 : Représentation schématique de fonctionnement du modèle HYDROTEL et prise en compte des modules des milieux humides

Leur intégration dans le processus de modélisation nécessitait la définition de paramètres (Tableau 7.1) soit : (i) obtenus par le biais du SIG PHYSITEL, (ii) définis selon des relations issues de la littérature (Neitsch *et al.*, 2005, Liu *et al.*, 2008, Wang *et*

*al.*, 2008), ou (iii) calculés au pas de temps journalier par HYDROTEL. Par ailleurs, les valeurs issues de la littérature (*i.e.*, conductivités hydrauliques à saturation) correspondent à des valeurs moyennes représentatives des conditions existantes sur notre territoire d'étude.

L'ensemble de ces paramètres seront largement détaillés ultérieurement (Section 11, Article I), cependant, soulignons, ici, que l'intégration des MH au sein du modèle HYDROTEL se fait à l'échelle de l'UHRH mais diffère sensiblement suivant la typologie du MH (Figure 7.4). En effet, alors que les deux typologies de MH sont prises en compte au niveau des processus du bilan vertical (BV3C), ce sont dans les conditions d'écoulements entrants et sortants que diffère leur intégration. D'une part, les MH isolés effectuent un bilan hydrologique différencié intégrant une fraction de l'ensemble des écoulements issus de BV3C (écoulements provenant des 3 couches) alors que les MH riverains n'intègrent qu'une fraction des deux seules couches les plus superficielles. L'hypothèse est alors faite que l'écoulement de base ne contribue pas aux écoulements du MH riverain. D'autre part, les MH isolés contribuent à l'écoulement terrestre alors que les MH riverains contribuent directement à l'écoulement dans le réseau hydrographique.

## **7.2. Pertinence du cadre de modélisation pour la problématique des milieux humides**

### **7.2.1. Une modélisation hydrologique performante**

L'analyse des indicateurs de performance (GOFIs et WFCs – Article I) a été menée afin de mettre en évidence l'effet des modules des MH sur la capacité du modèle hydrologique HYDROTEL à reproduire les caractéristiques de l'hydrogramme. Cette analyse montre que l'ajout des modules améliore très légèrement la performance du modèle.

L'évaluation qualitative du modèle hydrologique (GOFIs) montre une amélioration des principaux indicateurs de performance (Tableau 7.3). Le coefficient de Nash et Sutcliffe (NSE) (1970) présente une amélioration de l'ordre de 4% à 13,5%, le RMSE (Singh *et al.*, 2004) présente une diminution de 0% à 6,5% et le Pbias (Yapo *et al.*, 1996) montre globalement des valeurs plus proche de 0, excepté pour les valeurs obtenues sur la période estivale où le modèle semble surestimer les débits.

L'évaluation quantitative du modèle (WFCs) confirme cette tendance de biais saisonnier. L'ajout des modules MH tend, d'une part, à accroître la surestimation des débits estivaux et, d'autre part, à diminuer la sous-estimation des débits hivernaux. En d'autres termes, considérant la définition et le paramétrage des MH, HYDROTEL tend à favoriser les écoulements dans le réseau hydrographique tout au long de l'année. L'amélioration observée durant la période hivernale et le biais augmenté durant la période estivale soulève la difficulté de représentation de l'ensemble des processus hydrologiques de par : (i) les approximations ou les simplifications faites dans la description de ces processus au sein des modules ou encore (ii) la non prise en compte de la saisonnalité dans le paramétrage réalisé.

**Tableau 7.3 : Comparaison des principaux indicateurs de performance du modèle avant et après l'intégration des modules de milieux humides pour le bassin de la Bécancour**

Tronçon	Période	Indicateurs de performance		
		NSE	RMSE	Pbias
TR_70	1971-2000	<b>0,59</b> /0,52	<b>37,6</b> /40,2	<b>-11,7</b> /-16,4
	Été	<b>0,56</b> /0,50	<b>21,7</b> /23	<b>10,1</b> /-1
	Hiver	<b>0,58</b> /0,51	<b>45,8</b> /49	<b>-19,4</b> /-21,9
TR_102	2000-2009	<b>0,78</b> /0,73	<b>26,4</b> /28	<b>-2,1</b> /-7,3
	Été	<b>0,78</b> /0,75	<b>18,3</b> /19,8	<b>16,1</b> /4
	Hiver	<b>0,78</b> /0,75	<b>30,9</b> /32,6	<b>-9,5</b> /-11,9
TR_255	1971-2009	<b>0,75</b> /0,72	<b>14</b> /14,6	<b>-2,9</b> /-7,2
	Été	<b>0,81</b> /0,78	<b>7,2</b> /7,2	<b>19,6</b> /7,8
	Hiver	<b>0,74</b> /0,71	<b>17,4</b> /18,2	<b>-11,2</b> /-12,8

Les valeurs en gras correspondent aux valeurs obtenues avec les modules de MH

### 7.2.2. Des milieux humides pris en compte

Ce premier objectif repose sur la mise en place d'un cadre de modélisation pertinent adapté à la prise en compte des MH (Figure 7.5). L'implantation des modules spécifiques aux MH isolés et MH riverains s'est faite selon une approche de recherche

appliquée, en réponse aux demandes croissantes relatives à la gestion de la ressource en eau, et en gardant à l'esprit l'usage initial d'HYDROTEL, à savoir un outil décisionnel permettant la simulation des débits caractéristiques ou bruts à un endroit donné du bassin versant. C'est pourquoi ce développement n'a pas pour but de représenter finement les processus physiques rencontrés au sein des MH.

L'échelle de modélisation (bassin versant ou sous-bassin) n'est pas adaptée à des simulations de processus fins (modélisation au champ), cependant l'architecture du modèle hydrologique HYDROTEL permet d'obtenir des informations pertinentes quant au suivi des comportements hydrologiques des MH.

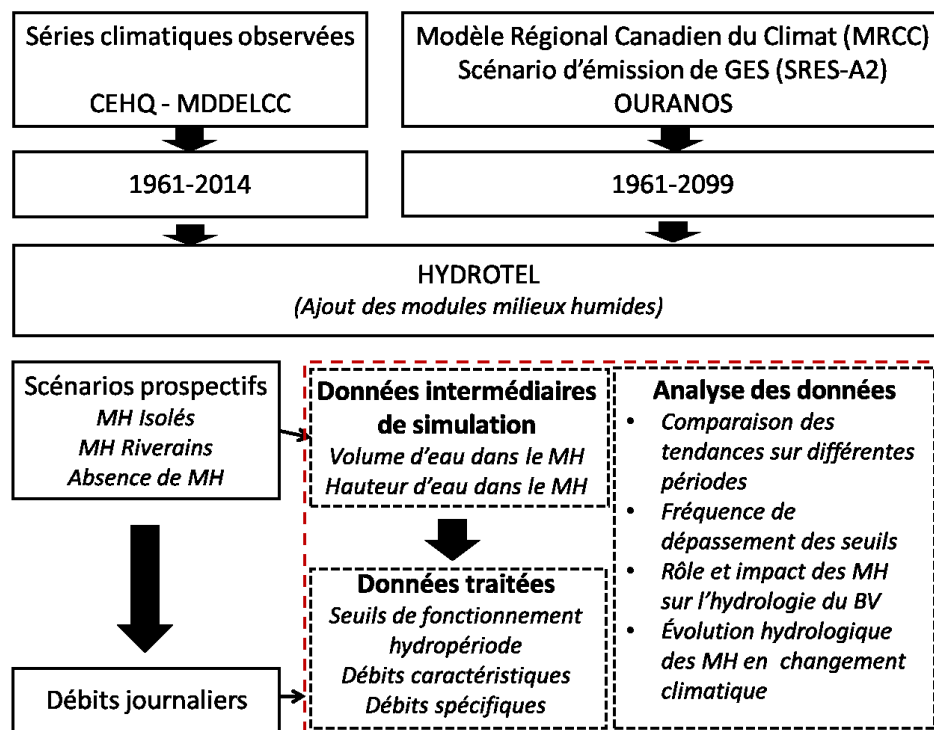


Figure 7.5 : Approche générale du cadre de modélisation permettant la simulation du comportement hydrologique de bassins versants et l'étude du fonctionnement hydrologique des milieux humides

Ces informations relatives aux conditions hydriques des MH (niveau d'eau, volume, hydropériode) couplées aux analyses et au traitement des données de sortie du modèle (débits journaliers) permettent une approche plus fondamentale répondant aux besoins de connaissance du fonctionnement hydrologique des MH essentiels dans la mise en place ultérieure de solutions efficaces et adaptées aux problématiques de la gestion de la ressource en eau.

## 8. L'influence des caractéristiques spatiales et physiques des milieux humides sur l'hydrologie

### 8.1. Caractéristiques discriminantes

Il est admis que les MH ont une fonction de régulation du cycle hydrologique. Cependant, ils n'ont été que peu étudiés dans le but de quantifier leur impact sur la réponse hydrologique des bassins versants. Pour réaliser cet objectif, différents groupes fonctionnels de MH sont formés afin d'évaluer les contributions respectives à l'écoulement en différents points du bassin versant de chacun des groupes fonctionnels. Ainsi, les groupes fonctionnels sont discriminés selon les modalités suivantes :

- **Typologie des MH**

Dans un objectif de modélisation hydrologique, la discrimination typologique des MH s'est faite sur la base du critère de contact du MH avec le réseau hydrographique, à savoir le seuil d'adjacence (cf. section 7.1 Adaptation de PHYSITEL). Cependant, cette règle s'appuie sur une approche hydrogéomorphologique de la classification que viennent renforcer les définitions données par le système de classification de Cowardin *et al.* (1979), Zoltai et Vitt (1995) et Warner et Rubec (1997). L'ensemble des MH isolés et riverains, peuvent alors être définis selon notamment les sources hydrologiques d'alimentation et leur interdépendance hydrologique fonctionnelle avec le réseau hydrologique (Brooks *et al.*, 2011) sur la base des systèmes suivants :

- *Les systèmes riverains ou ripariens*

Les MH riverains se définissent comme des zones où les sols sont périodiquement inondés par les crues. Ils englobent les zones humides et eaux peu profondes comprises dans le réseau hydrographique (Cowardin *et al.*, 1979) et les secteurs bordant ce dernier (Quinn *et al.*, 2001, Brooks *et al.*, 2011) notamment les plaines inondables, les prairies humides, les marais et les milieux adjacents aux cours d'eau, dont l'hydrologie est régie principalement par l'eau souterraine (Mitsch et Gosselink, 2007) et l'apport des eaux de surface provenant du réseau hydrographique connexe (Middleton, 2002).

- *Les systèmes non riverains ou isolés*

Les MH isolés se définissent comme des zones où l'on trouve des eaux plus ou moins permanentes. Ces milieux sont définis comme n'ayant pas de relation avec les eaux de

surface telles que les rivières, les estuaires ou encore les océans (Tiner, 2003b). Ils englobent les marécages et les tourbières, dont l'hydrologie est régie principalement par les fluctuations de la nappe phréatique (Yetter, 2004) alimentée par les précipitations et les apports de l'aire drainée (Buteau *et al.*, 1994).

- **Spatialisation des MH sur le territoire**

De plus, l'ensemble des travaux traitant de la valeur des MH (pour une revue complète voir Mitsch et Gosselink, 2000) tend à démontrer que l'impact de ces milieux sur l'hydrologie est variable et pourrait être dépendant de facteurs internes (typologie, surface) et externes (conditions locales avoisinantes, localisation dans le bassin versant). Pour cette analyse, un travail cartographique et un développement méthodologique en lien avec le traitement des simulations sont réalisés afin de hiérarchiser les impacts des MH au sein d'un territoire et selon le phénomène considéré (crues ou étiages).

Pour l'objet de ces travaux de recherche, axé sur une réflexion hydrologique, ces typologies regroupent de manière pertinente l'ensemble des classifications présentées plus haut en se basant particulièrement sur trois caractéristiques majeures que sont : (i) la connectivité avec la nappe phréatique, (ii) la connectivité avec le réseau hydrographique et (iii) la localisation sur le bassin versant (Bullock et Acreman, 2003).

## **8.2. Hiérarchisation des impacts hydrologiques des milieux humides**

Cette hiérarchisation des impacts hydrologiques des MH est établie en tenant compte des caractéristiques discriminantes présentées et du cadre de modélisation proposé (Tableau 8.1). En effet, à des fins de compréhension cohérente, l'ensemble de ces caractéristiques doit être pris en compte.

Sans cette prise en compte, des conclusions opposées quant aux fonctions observées des MH relevées dans la littérature (Ogawa et Male, 1986, Loucks, 1989) peuvent provenir de confusions sur : (i) la définition des MH considérés, (ii) la discrimination effectuée ou encore (iii) l'approche de modélisation adoptée (Bullock et Acreman, 2003). Pour tenter de pallier ces confusions, outre la discrimination typologique des MH (isolés ou riverains), une discrimination prospective des MH selon leur localisation sur le bassin est réalisée (Figure 8.1).

Tableau 8.1 : Éléments clés de l'approche d'évaluation des impacts des milieux humides

Approche méthodologique	Base analytique	Typologie des milieux humides		
Analyse de l'hydrogramme	Comparaison des sorties de simulation	Connectivité au réseau hydrographique	Localisation sur le bassin versant	
Analyse sur une longue période des caractéristiques de l'hydrogramme	Modalité de simulation avec ou sans milieux humides	Contact ou non avec le réseau	Gradient amont/aval	Gradient selon Strahler
Définition d'indicateurs $Q_{max}$ , $Q_7$ et $Q_{30}$	Les différences observées entre les simulations sont attribuées à la présence des milieux humides	Discrimination des milieux humides isolés ou riverains	Double discrimination des milieux humides de tête de bassin et de fond de vallée	

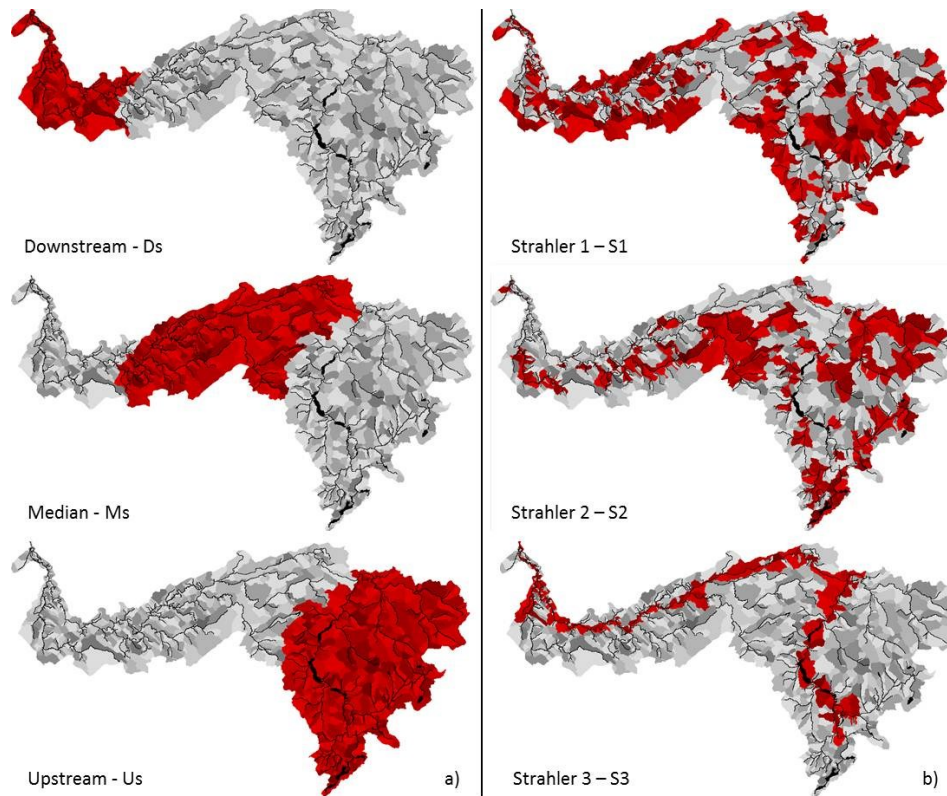


Figure 8.1 : Découpage cartographique du bassin de la Bécancour selon (a) un gradient amont/aval et (b) un gradient selon l'ordre de Strahler



Cette double discrimination a conduit à six configurations de localisation théorique des MH sur le bassin versant, à savoir : (i) trois secteurs distribués sur un axe amont/aval (Us - Upstream, Ms - Median et Ds - Downstream) et (ii) trois secteurs distribués selon leur degré de relation au cours d'eau basé sur l'ordre de Strahler (S1 – Ordre de tête de bassin, S2 – ordre intermédiaire et S3 – ordre du cours d'eau principal).

**Tableau 8.2 : Impacts hydrologiques moyens annuels des milieux humides (MH) isolés et riverains, à l'exutoire du bassin de la Bécancour, selon leur localisation sur le bassin versant (gradient amont/aval) et leur relation avec le réseau hydrographique (gradient selon Strahler) pour les indicateurs hydrologiques (IH)  $Q_{max}$ ,  $Q_7$  et  $Q_{30}$**

MH	IH	Gradient amont/aval		
		Us	Ms	Ds
MH isolé	$Q_{max}$	-0,847	-0,346	-0,256
	$Q_7$	0,017	0,016	0,013
	$Q_{30}$	0,016	0,014	0,012
MH riverain	$Q_{max}$	-0,423	-0,420	-0,239
	$Q_7$	0,001	0,003	0,003
	$Q_{30}$	0,000	0,002	0,001

MH	IH	Gradient selon Strahler		
		S1	S2	S3
MH isolé	$Q_{max}$	-0,502	-0,458	-0,487
	$Q_7$	0,016	0,015	0,015
	$Q_{30}$	0,014	0,013	0,014
MH riverain	$Q_{max}$	-0,345	-0,406	-1,477
	$Q_7$	0,003	0,003	0,046
	$Q_{30}$	0,001	0,002	0,039

Les valeurs expriment l'impact hydrologique à l'exutoire par unité de surface des MH en  $m^3/h/km^2$

De nos travaux sur le bassin versant de la Bécancour, il ressort que l'ensemble des MH considérés induit une diminution des hauts débits (valeurs négatives) et une augmentation des bas débits (valeurs positives). Ces résultats supportent le rôle attribué

aux MH dans l'atténuation des crues et le soutien aux étiages. Si le rôle est identique, l'impact de ces MH varie sensiblement en fonction de leur localisation sur le bassin versant. En effet, selon le gradient amont/aval, les MH isolés présentent un gradient d'impact négatif, c'est-à-dire que l'impact hydrologique des MH isolés semble diminuer depuis l'amont vers l'aval. Les MH riverains, quant à eux, ne semblent pas très sensibles à ce gradient. En revanche, ces derniers présentent un gradient d'impact positif selon le gradient de Strahler, c'est-à-dire que l'impact hydrologique des MH riverains semble augmenter depuis le premier ordre de Strahler vers le troisième ordre.

## **9. Le devenir de la dynamique hydrologique des milieux humides en contexte de changement climatique**

A l'interface entre l'eau, l'air et la terre, de nombreuses interactions se produisent au sein même des MH ou des terres drainées adjacentes (Figure 3.1). La dynamique hydrologique des MH est fortement dépendante des conditions d'écoulement et de rétention des eaux, contrôlées en grande partie par les conditions climatiques (distributions des précipitations, températures). A ce titre, les fonctions écologiques des MH et les services écologiques associés ne sont pas immuables et toute perturbation intervenant dans la dynamique hydrologique, par le biais du CC, pourrait augmenter, diminuer, voire faire disparaître ces services hydrologiques.

### **9.1. Instrumentation, procédures analytiques et indicateurs**

- **Piézométrie**

Les niveaux d'eau au sein des MH ont été suivis en continu par des capteurs de pression d'eau (Solinst, 2011) insérés dans des puits de tranquillisation (tubes ABS), au pas de temps horaire. Ces puits de tranquillisation implantés en milieu saturé et non saturé permettent respectivement de : (i) suivre l'évolution de la nappe phréatique et définir les périodes de charge et de décharge du milieu et (ii) procéder à des prélèvements d'eau du sol. Trois périodes sont définies pour décrire les variations des niveaux d'eau. Ces périodes correspondent à la période soumise aux glaces (novembre à mars - ION) incluant la période de fonte printanière (avril et mai - SSP) et la période libre de glace (juin à octobre - IOFF).

**Tableau 9.1 : Données piézométriques moyennes des périodes saisonnières pour les milieux humides isolés (MHI) et riverains (MHR) : période soumise aux glaces (novembre à mars – ION) incluant la période de fonte printanière (avril et mai – SSP) et la période libre de glace (juin à octobre – IOFF)**

		Période		
		ION	SSP	IOFF
Niveau moyen (m)	MHI	-0,05	0,03	-0,14
	MHR	-0,20	-0,03	-0,31
Amplitude de variation (m)	MHI	0,58	0,47	0,50
	MHR	0,70	1,38	0,44
Fréquence de passage au niveau du sol	MHI	37	16	15
	MHR	14	2	2
Fréquence de phases de charge et de décharge	MHI	82	28	51
	MHR	82	29	49

Globalement, les MH isolés présentent des amplitudes de variation relativement stables au cours de l'année se traduisant par des niveaux d'eau moyens relativement stables également. Les MH riverains, quant à eux, ont des amplitudes de variation saisonnière plus marquées en lien aux variations des débits des cours d'eau adjacents (Tableau 9.1).

Par ailleurs, si les deux typologies de milieux semblent être autant réactives (fréquence de phases de charge et de décharge similaires), les MH isolés présentent plus de variations oscillant autour du niveau du sol, se traduisant par des périodes d'inondation et d'exondation plus fréquentes mais plus courtes.

- **Analyse isotopique**

Les compositions isotopiques de l'oxygène et de l'hydrogène ont été analysées par le spectromètre Laser (LWIA) des laboratoires Los Gatos Research (LGR) selon le protocole préconisé par l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (IAEA, 1992) (Tableau 9.2). Les compositions isotopiques sont exprimées en valeur «  $\delta$ (‰) » par rapport au V-SMOW<sup>5</sup> avec une précision analytique annoncée de  $\pm 0,1$  ‰ pour  $\delta^{18}\text{O}$  et de  $\pm 0,4$  ‰ pour  $\delta\text{D}$ . Les échantillons prélevés sont conservés au réfrigérateur à  $+4^\circ\text{C}$

<sup>5</sup> Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) ou Eau océanique moyenne normalisée de Vienne désigne une composition isotopique normalisée moyenne de l'eau océanique définie par l'Agence internationale de l'énergie atomique, à Vienne (Autriche).

dans des flacons « nalgène » jusqu'à l'analyse. Lors des analyses, des aliquotes de 2 ml sont prélevés et transférés dans des flacons en verre à vis fermés à l'aide de bouchon avec septa en silicone. Des prélèvements et des injections automatiques de 1 µl sont ensuite réalisés par le spectromètre laser.

**Tableau 9.2 : Standards de référence exprimés par rapport au V-SMOW**

<b>Standard</b>	<b>δ D (‰)</b>	<b>δ <sup>18</sup>O (‰)</b>
Std1	-154,3 ±0,2	-19,5 ±0,05
Std2	-123,6 ±0,2	-16,14 ±0,05
Std3	-96,4 ±0,2	-13,10 ±0,05
Std4	-51 ±0,2	-7,69 ±0,05
Std5	-9,5 ±0,2	-2,80 ±0,05

Des aliquotes différentes des échantillons témoins des standards de calibration ont pu être utilisées durant le processus d'analyse. Notons que le standard 5, dont la gamme de valeurs ne correspondait pas à nos eaux échantillonnées, n'a été utilisé que très rarement dans le but de borner nos mesures. Une évaluation des dérives analytiques a donc été menée afin de rendre compte de possibles perturbations dans le signal isotopique des échantillons témoins de références. Les différentes manipulations associées au processus d'analyse ne semblent pas avoir affecté ce signal. En effet, aucune tendance évolutive, marquant un enrichissement ou un appauvrissement en isotopes lourds des standards et entraînant un chevauchement des valeurs de la gamme d'étalonnage, n'est observable. Ainsi, trois pôles, à la signature isotopique distincte, sont discriminés à savoir : (i) la pluie, (ii) la neige et (iii) l'eau de rivière. Ces pôles sont définis, *a posteriori*, comme les sources d'alimentation potentielles des MH isolés et MH riverains.

- **Des indicateurs de la dynamique hydrologique**

La dynamique hydrologique des MH peut se caractériser par la fréquence, la durée, l'intensité et la saisonnalité des variations des niveaux d'eau au sein du milieu. Pour ce qui est de la modélisation hydrologique, et considérant la représentation des écoulements au sein des MH isolés et MH riverains (algorithmes de calcul), quatre indicateurs dérivés de seuils opérationnels de fonctionnement ont été définis. Pour les MH isolés, le dépassement de la capacité volumique maximale (EMC – exceeding of the

maximum volume capacity) et le non dépassement du volume minimal (NRMC – non reaching minimum volume capacity) sont définis comme pertinents pour caractériser la contribution du MH aux écoulements. Pour les MH riverains, la déconnectivité du milieu avec le réseau hydrographique (DHN – disconnection from hydrographic network) et l'inondation du MH par le cours d'eau (FWR – flooding of wetlands by the river) sont définis comme représentatifs des conditions d'échange entre le MH et le réseau hydrographique adjacent.

## **9.2. Des milieux humides sous la menace du changement climatique**

La dynamique hydrologique des MH suit un cycle saisonnier annuel gouverné par les conditions climatiques. Cette hypothèse initiale a pu être confirmée par l'analyse croisée des données piézométriques et isotopiques. En effet, les eaux constituant ces milieux semblent résulter d'apports variables de la pluie, de la fonte de neige et d'eaux mélangées issues du bassin pour les milieux isolés et de la pluie, de la fonte et de la rivière pour les riverains. Ces proportions variables des différents pôles contributeurs correspondent au cycle saisonnier défini par une période soumise aux glaces (novembre-mars) et incluant la période particulière de fonte (avril-mai) et une période hors glaces (juin-octobre).

Dès lors, les CC, en modifiant les patrons de distribution des précipitations (liquide et solide) de par l'augmentation sensible des températures attendues, pourraient : (i) perturber les conditions d'hydropériodicité actuelles des MH et (ii) menacer leur intégrité physique et les services hydrologiques associés (Hebb *et al.*, 2013, Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015). Plus encore, la diminution ou l'augmentation, à long terme, des niveaux d'eau serait plus préjudiciable que les seules perturbations (à court terme) de fréquences et d'amplitudes des variations. En effet, Ishida *et al.*, (2006) observent que si l'efficacité des MH peut diminuer temporairement avec de fortes amplitudes de variation combinées à de courtes durées (haute fréquence), ces conditions n'altèrent pas nécessairement leur capacité de fonctionnement. Ces observations peuvent être reliées à la notion de résilience. Il faut alors considérer : (i) que les interactions existantes entre les MH et leur environnement (modification des conditions physico-chimiques, hydrologiques et du biotope - Figure 3.1) peuvent s'établir sur de longues périodes (entre 3 et 5 ans - Nilsson *et al.*, 1990) et (ii) que la durée des perturbations induites par les CC devrait être supérieure à celle de la capacité de résilience des MH

(perturbations successives – Figure 3.2). Ainsi, l'évaluation des tendances attendues sur des indicateurs opérationnels de fonctionnement semble plus pertinente que sur les seules valeurs d'amplitudes et de fréquences des variations des niveaux d'eau.

La comparaison des données de sorties du modèle hydrologique HYDROTEL sur les périodes actuelle (1986-2015) et future (2041-2070) dresse un portrait des dynamiques hydrologiques futures attendues sur les bassins de la Bécancour et de la Yamaska et met en avant les impacts potentiels sur l'intégrité physique de ces milieux et sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant. En effet, les effets attendus des CC devraient modifier la dynamique hydrologique des MH. D'une part, le décalage observé lors des contributions saisonnières devrait amplifier les conditions favorables aux inondations et aux étiages lors des périodes critiques. D'autre part, ce sont de l'ordre de 42% des MH isolés et 40% des MH riverains qui devraient être menacés par la modification de leur dynamique hydrologique, rendant plus qu'incertaines leur intégrité et la pérennité des services hydrologiques qu'ils assurent.

## **10. Les milieux humides sont-ils une solution d'adaptation dans la lutte contre les changements climatiques ?**

La prise en compte explicite des MH dans HYDROTEL permet d'identifier et, dans une certaine mesure, de hiérarchiser les services hydrologiques procurés par ces derniers. Considérant l'ampleur des CC annoncés, ce cadre de modélisation peut également permettre l'évaluation globale de l'impact des MH à l'échelle du bassin versant et une estimation de leur potentiel d'atténuation ou de compensation face à ces changements.

### **10.1. Des conditions météorologiques variables attendues**

Les bassins des rivières Bécancour et Yamaska sont localisés dans la région écoclimatique dite modérée sub-humide (Litynski, 1988) et sont caractérisés par des étés relativement chauds et des hivers froids. Les normales saisonnières sur la période 1981-2010 (MDDELCC, 2014) ainsi que les valeurs moyennes des projections climatiques pour la période 2041-2070 sont reportées dans le Tableau 10.1.

**Tableau 10.1 : Statistiques climatiques pour les périodes 1981-2010 et 2041-2070 pour les bassins versants des rivières Bécancour et Yamaska (P, pluie ; N, neige en équivalent en eau ; T, température)**

		Période		
		1981-2010 <i>(moyenne annuelle)</i>	2041-2070 <i>(moyenne annuelle minimale<sup>1</sup>)</i> <i>(moyenne annuelle maximale<sup>1</sup>)</i>	
Bécancour	P (mm)	869,6	1008,4 (+18%)	1112,3 (+30%)
	N (mm)	388,3	256,5 (-31%)	204,6 (-45%)
	T (°C)	4,6	7,0 (+52%)	8,0 (+73%)
Yamaska	P (mm)	877,1	984,3 (+12%)	1084,7 (+23%)
	N (mm)	288,5	190,1 (-34%)	142 (-50%)
	T (°C)	5,5	7,8 (+41%)	8,9 (+62%)

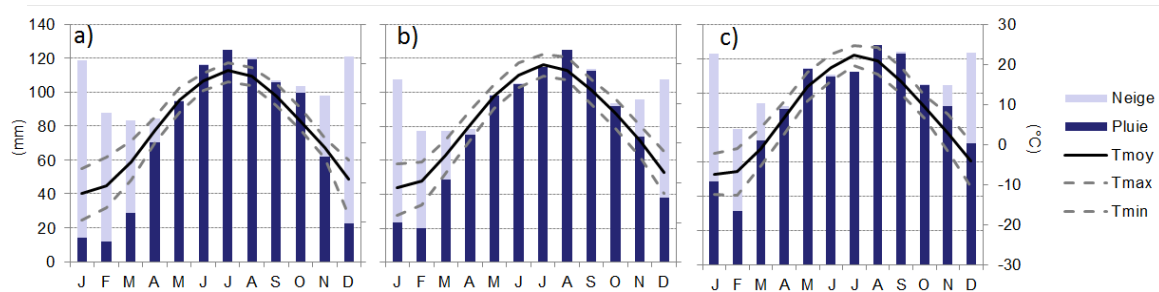
<sup>1</sup> Correspond à la moyenne minimale et maximale obtenue parmi les 10 projection climatique du MRCC

Les valeurs entre parenthèses représentent les variations en pourcentage

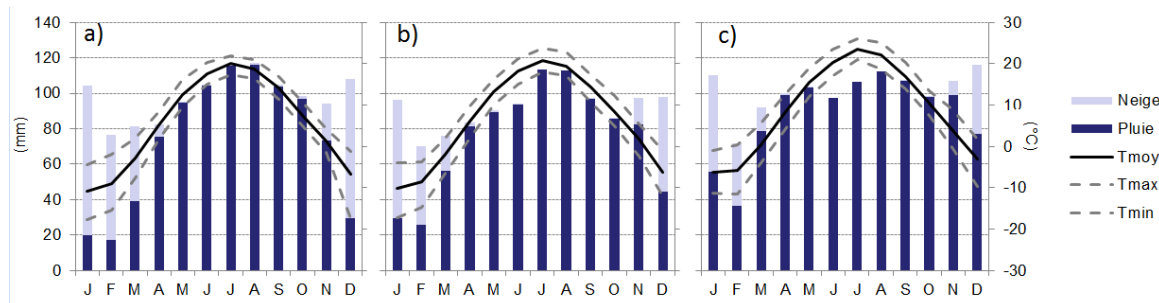
Notons que pour notre étude, les données climatiques fournies (MRCC avec une résolution spatiale de chaque unité ou tuile de 45km\*45km) sur toute la période 1969-2099 représentent une couverture spatiale de 5 tuiles pour la Bécancour et de 7 tuiles pour la Yamaska. À des fins de modélisation hydrologique, ces données nous sont fournies après un pré-traitement (krigeage) sur des grilles de résolution plus fine (25km\*25km) utilisées habituellement par le CEHQ et constituant le format requis pour nos données d'entrée de modélisation pour nos simulations hydroclimatiques. Ces grilles représentent alors 28 points de grille pour la Bécancour et 52 points de grille pour la Yamaska.

Cette descente d'échelle et l'interpolation qui en résulte fournissent des données climatiques sensiblement différentes sur ces deux bassins malgré leur proximité géographique. Si les patrons météorologiques demeurent sensiblement les mêmes sur la période 2041-2070 en matière de mois les plus chauds ou froids ou en matière de mois les plus humides ou secs, des variations sont attendues (Figures 10.1 et 10.2). Aussi, quelques différences existent entre les valeurs observées et les valeurs simulées sur la période 1980-2010. Ces différences sont inhérentes à la modélisation des données climatiques et correspondent aux incertitudes qui s'y rattachent (cf. section 3.1 Les changements climatiques : une réalité incertaine). Pour pallier ces différences et

permettre une évaluation cohérente (sans biais initial) des MH en termes de solution d'adaptation face à la lutte contre les CC, la comparaison des débits entre les périodes actuelle (1981-2010) et future (2041-2070) se fera sur la base des données simulées seulement.



**Figure 10.1 : Climatogramme (Bécancour) pour les périodes (a) 1980-2010 (observée - CEHQ), (b) 1980-2010 (simulée - MRCC) et (c) 2040-2070 (simulée - MRCC)**



**Figure 10.2 : Climatogramme (Yamaska) pour les périodes (a) 1980-2010 (observée - CEHQ), (b) 1980-2010 (simulée - MRCC) et (c) 2040-2070 (simulée - MRCC)**

L'effet combiné des augmentations de températures (pouvant aller jusqu'à 62% soit une hausse de 3.4°C) et des modifications dans les précipitations (augmentation des précipitations liquides et diminution des apports neigeux) affecteront la réponse hydrologique à l'échelle du bassin versant.

## 10.2. Devenir des débits caractéristiques

Comme observé sur la Figure 10.3, les changements climatiques auront un impact sur la forme générale de l'hydrogramme présentant des débits moyens hivernaux plus élevés et des débits printaniers, estivaux et automnaux en baisse. De plus, un devancement de la période de crue est observé accompagné d'une baisse des valeurs des débits de pointe. Ces résultats sont cohérents avec les simulations de Boyer *et al.*, (2010) faites dans la région du Saint-Laurent.



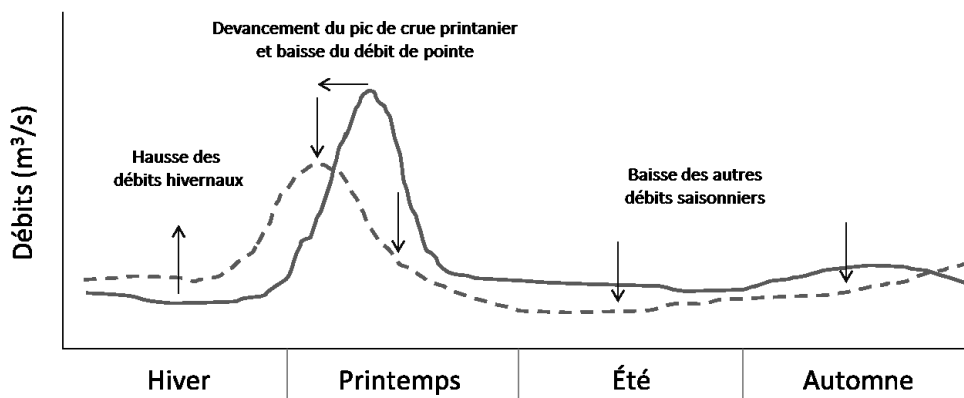


Figure 10.3 : Représentation schématique des variations de l'hydrogramme annuel d'un bassin versant en réponse aux changements climatiques

Ces modifications observées sur l'hydrogramme se traduisent par des variations des valeurs de certains indicateurs hydrologiques (Tableau 10.2).

Tableau 10.2 : Évolution potentielle des indicateurs hydrologiques ( $m^3/s$ ) entre les périodes 1981-2010 et 2041-2070 pour les bassins versants de la Bécancour et de la Yamaska suivant le scénario de conservation des milieux humides

	Indicateurs	Période			
		$m^3/s$	1981-2010	2041-2070	
			<i>Gamme de valeurs</i>	<i>Nombre de simulation à la baisse</i>	<i>Nombre de simulation à la hausse</i>
Bécancour	$Q_7$	352	301-348	10	0
	$Q_{20}$	557	401-452	4	6
	$Q_{100}$	673	569-831	3	7
	$Q_{2-7}$	7	6-7	8	2
	$Q_{10-7}$	5	3-5	10	0
	$Q_{5-30}$	6	6-7	1	9
Yamaska	$Q_7$	825	692-851	9	1
	$Q_{20}$	1517	1224-1563	8	2
	$Q_{100}$	1954	1550-2043	8	2
	$Q_{2-7}$	9	5-7	10	0
	$Q_{10-7}$	7	3-5	10	0
	$Q_{5-30}$	11	8-11	10	0

Les valeurs en gris marquent les tendances majoritaires

Aussi, tant les indicateurs des hauts débits ( $Q_2$ ,  $Q_{20}$  et  $Q_{100}$ ) que les indicateurs de bas débits ( $Q_{2-7}$ ,  $Q_{10-7}$  et  $Q_{5-30}$ ) montrent des tendances contrastées dépendamment du bassin, de la période de récurrence du débit et de la projection climatique considérés.

En effet, pour le bassin de la Yamaska, bien que pour quelques projections des hausses des indicateurs de hauts débits pourraient être observées, une baisse est attendue pour l'ensemble des indicateurs hydrologiques. Concernant le bassin de la Bécancour, les résultats sont plus variables présentant des tendances à la hausse et à la baisse pour les deux catégories d'indicateurs.

### **10.3. Des milieux humides : une solution d'atténuation ou de compensation ?**

Dans la configuration actuelle des bassins à l'étude, des modifications de leur réponse hydrologique apparaissent clairement face au CC. Les différences observées sur certains des indicateurs hydrologiques relèvent principalement de deux facteurs : (i) les légères différences observées pour ce qui est des précipitations et de températures sur les deux bassins et (ii) les caractéristiques physiques de chacun des bassins versants (ex. : pentes, caractéristiques des sols, occupation du sol, indice de compacité, etc.).

L'ensemble de ces caractéristiques induit des réponses hydrologiques variables. Ceci étant dit, ces dernières sont prises en compte dans notre approche de modélisation, à savoir : (i) la variabilité des conditions météorologiques, par le biais des projections climatiques et (ii) les caractéristiques physiques des bassins par le caractère distribué de notre modèle.

L'objet de notre étude, ici, s'intéresse à l'impact des MH sur la réponse hydrologique à l'échelle du bassin versant et notamment à leur rôle dans l'atténuation voire dans la compensation des effets attendus des CC. Pour le bassin de la Bécancour, la disparition des MH entraînerait systématiquement une hausse des hauts débits et une diminution des bas débits (Tableau 10.3), amplifiant, de ce fait, les effets des CC attendus.

Concernant le bassin versant de la Yamaska, si aucune différence n'est observée sur le plan de la tendance évolutive pour les bas débits, la disparition des MH entraînerait cependant une aggravation des phénomènes d'étiages (gamme de valeurs plus faible) ainsi qu'une augmentation des hauts débits.

**Tableau 10.3 : Évolution potentielle des indicateurs hydrologiques (m<sup>3</sup>/s) entre les périodes 1981-2010 et 2041-2070 pour les bassins versants de la Bécancour et de la Yamaska suivant le scénario de perte des milieux humides**

	Indicateurs		Période		
	m <sup>3</sup> /s	1981-2010		2041-2070	
			<i>Gamme de valeurs</i>	<i>Nombre de simulation à la baisse</i>	<i>Nombre de simulation à la hausse</i>
Bécancour	Q <sub>7</sub>	352	395-452	0	10
	Q <sub>20</sub>	557	682-883	0	10
	Q <sub>100</sub>	673	757-1210	0	10
	Q <sub>2-7</sub>	7	3-4	10	0
	Q <sub>10-7</sub>	5	1-2	10	0
	Q <sub>5-30</sub>	6	3-5	10	0
Yamaska	Q <sub>7</sub>	825	758-899	5	5
	Q <sub>20</sub>	1517	1319-1656	7	3
	Q <sub>100</sub>	1954	1611-2169	7	3
	Q <sub>2-7</sub>	9	4-6	10	0
	Q <sub>10-7</sub>	7	2-3	10	0
	Q <sub>5-30</sub>	11	7-9	10	0

Les valeurs en gris marquent les tendances majoritaires

Ainsi, pris dans leur ensemble, et en accord avec notre modélisation, la seule conservation des MH ne suffit pas à compenser les effets des CC, mais simplement à atténuer les effets attendus et seul un effort de restauration des MH pourrait éventuellement compenser les effets des CC sur nos deux bassins à l'étude.



## CONCLUSION

Les MH sont des structures paysagères particulières s'établissant au sein de secteurs réunissant des conditions hydrologiques et des caractéristiques physico-chimiques des sols favorables à des périodes de saturation en eau des sols. Ces facteurs, définis à la fois par les historiques climatique et géologique du secteur, conditionnent la mise en place de ces écosystèmes. Par ailleurs, les interactions existantes entre l'écosystème établi et la variabilité des facteurs ayant régi son établissement et conditionnant son maintien (Zoltai et Vitt, 1995, Mitsch et Gosselink, 2000) aboutissent à une déclinaison importante des typologies observables au sein d'un même écosystème. Ces singularités morphologiques et fonctionnelles ont donné lieu à de nombreuses définitions (Cowardin *et al.*, 1979, Groupe de Travail National sur les Terres Humides (GTNTH), 1988, Dugan, 1990, Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2013) et de nombreuses classifications (Warner et Rubec, 1997, MEA, 2005, Brinson, 2011, Nyman, 2011) répondant tant aux aspects réglementaires et scientifiques qu'aux objectifs spécifiques des différents acteurs.

Ces définitions et ces classifications assez larges reflètent cependant le caractère universel des MH (répartition géographique très étendue) et leur hétérogénéité en référence à leur structure physique dépendante de la toposéquence du milieu environnant et des conditions d'humidité des sols. Ainsi définis localement, les MH ne peuvent être dissociés de l'unité hydrologique fonctionnelle à laquelle ils appartiennent : le bassin versant. Dès lors, une vision intégrative du MH est essentielle lorsqu'il s'agit de préserver ou de restaurer ses intégrités hydrologique et fonctionnelle. Cette dernière repose sur deux principaux paradigmes : (i) une vision multidimensionnelle et (ii) une vision interdépendante, se rapportant l'une et l'autre à des dimensions spatiale et temporelle.

La vision multidimensionnelle rendant compte de la localisation du MH au sein du bassin versant peut se faire selon deux axes : (i) un axe longitudinal, définissant un gradient amont/aval et (ii) un axe transversal, définissant un gradient basé sur l'ordre de Strahler. Ces deux gradients reflètent certaines caractéristiques physiques du bassin versant (pente, perméabilité des sols) conditionnant la capacité de transport ou de rétention des écoulements de surface et de sub-surface au sein de l'aire drainée (ou aire d'alimentation) par le MH. La vision interdépendante rend compte, quant à elle, des

interactions directes ou indirectes existantes entre les composantes définissant le MH (biotope et biocénose). Cette dernière fait le lien entre la dynamique fonctionnelle du MH, les conditions locales (aire drainée) et régionales du bassin versant.

Ces relations étroites avec son environnement direct lui confèrent un rôle particulier de « pivot hydrologique » au sein du bassin versant (McLaughlin *et al.*, 2014, Rains *et al.*, 2015). Aussi, les multiples services écologiques, et notamment hydrologiques, attribués à ces milieux (Demissie et Khan, 1993, Padmanabhan et Bengtson, 2001, Wang *et al.*, 2010, Yang *et al.*, 2010) les ont placés au cœur des préoccupations environnementales. L'accent mis sur ces milieux et leurs services hydrologiques, dans le contexte actuel de CC, a significativement renforcé le besoin de quantifier les risques associés et a largement encouragé le développement d'outils permettant l'évaluation tant quantitative que qualitative de leur rôle dans les options d'adaptation.

Dans ce contexte, nous avons choisi de mener un travail à la fois théorique (à partir d'outils numériques) et expérimental (à partir d'analyses de données de terrain) visant à répondre au double objectif de recherche fondamentale et appliquée. Cette double approche doit permettre, *in fine*, de : (i) comprendre la dynamique hydrologique des MH par la détermination des facteurs clés de contrôle ; (ii) anticiper les impacts du CC sur ces facteurs et les perturbations subséquentes sur cette dynamique et fonctions associées ; et (iii) servir de base de réflexion pour la mise en place de programmes de gestion de ces milieux et d'adaptation face au CC en proposant un outil opérationnel tenant compte de l'impact hydrologique des MH.

La démarche suivie a essentiellement reposé sur les points suivants :

- ***La mise en place d'un cadre de modélisation (Section 11, Article I)***

Les modèles hydrologiques constituent des outils performants et rentables dans l'évaluation du rôle des structures paysagères telles que les MH sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant. S'il en existe un grand nombre, les modèles hydrologiques semi-distribués ou distribués, de par leur capacité à mieux capturer l'hétérogénéité spatiale des composantes du cycle hydrologique et à permettre d'étudier les conséquences d'une évolution de l'occupation du sol (ex., disparition ou restauration des MH par le biais de plan de gestion) à l'échelle du bassin versant, sont en constante évolution.

Les résultats obtenus montrent une sensible amélioration dans la représentation temporelle et spatiale des caractéristiques majeures de l'hydrogramme. Par ailleurs, l'intégration de modules spécifiques aux MH isolés et MH riverains au sein de la plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL fournit un cadre de modélisation intéressant pour l'évaluation de leurs impacts sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant.

Cependant, le modèle semble montrer ses limites sur un aspect particulier, à savoir une légère tendance à la surestimation des débits estivaux et une sous-estimation des débits hivernaux. Ces biais systématiques soulignent la difficulté d'obtenir des valeurs de critères de performance très satisfaisantes sur l'ensemble d'un hydrogramme simulé sous des conditions saisonnières contrastées. Ces écarts persistants pourraient provenir d'une approximation trop forte des processus physiques décrivant le stockage ou les écoulements d'eau ou d'un paramétrage non optimal de ces processus. Compte tenu de la structure du modèle hydrologique HYDROTEL et de la possibilité de traitement dans le SIG PHYSITEL, il conviendrait d'affiner le paramétrage de ces processus (échelle spatiale) et de mener une réflexion au sujet du développement d'algorithmes différenciés (échelle temporelle) de fonctionnement des milieux selon les conditions météorologiques rencontrées (période hors glace et période soumise aux glaces).

- ***L'évaluation de l'impact des caractéristiques spatiales et temporelles des milieux humides (Section 12, Article II)***

Les nombreuses études menées sur le rôle et l'impact des MH sur l'hydrologie à l'échelle du bassin versant tendent à ignorer les typologies particulières de ces milieux. Cette absence de discrimination dans les modélisations, combinée à la non-similarité des éléments clés de l'approche d'évaluation des impacts des MH, peut aboutir à des conclusions opposées quant aux services hydrologiques observés dans la littérature. Afin d'évaluer l'impact hydrologique de ces milieux, nous avons mené une étude théorique visant à quantifier la contribution respective aux écoulements de chacune des typologies discriminées. Basée sur les définitions existantes dans la littérature, nous avons établi que, outre la discrimination faite sur un contact direct avec le réseau hydrographique (isolés/riverains), deux autres caractéristiques majeures telles que la connectivité avec ce réseau (gradient de connectivité selon l'ordre de Strahler) et la localisation sur le bassin versant (gradient amont/aval) définissaient de manière pertinente des groupes fonctionnels de MH.

Les travaux de simulation réalisés ont permis de rendre compte du rôle joué par les MH isolés et les MH riverains tant dans l'atténuation des débits de crue que du soutien aux débits d'étiage. Par ailleurs, indépendamment de la surface occupée, il apparaît que les milieux isolés sont moins sensibles à la connectivité avec le réseau hydrographique (impact comparable quel que soit l'ordre de Strahler considéré) qu'à leur localisation sur le bassin. Plus un milieu isolé est situé en amont du bassin et plus son efficacité semble importante. Les milieux riverains, quant à eux, semblent être les plus efficaces lorsqu'ils sont en lien avec un réseau hydrographique de haut ordre de Strahler. D'autre part, il ressort également que ces milieux peuvent, dans certaines conditions (conditions sévères de sécheresse ou d'humidité), amplifier des phénomènes de crue ou d'étiage.

L'ensemble de ces observations tend à démontrer que la localisation d'un milieu prime sur sa typologie. En d'autres termes, un MH localisé en un point donné du territoire peut ne pas présenter la même efficacité que ce même milieu localisé ailleurs. Pouvant être perçu comme un « pivot » hydrologique, l'impact fonctionnel du MH sur les écoulements à l'aval est, dans une certaine mesure, conditionné par les écoulements à l'amont et donc par les conditions locales de l'environnement amont proche (aire drainée principalement). En effet, de ces caractéristiques ou singularités locales peuvent découler des flux variables dans le temps et dans l'espace pour des conditions hydroclimatiques similaires. Ce dernier point souligne la difficulté apparente de transposition des résultats d'un bassin à un autre et la nécessité de contextualiser les problématiques à traiter dans le cadre de programmes de gestion du territoire. D'un point de vue théorique, reproduire ce cadre de modélisation analytique à d'autres territoires semble être une solution pertinente pour confirmer ou infirmer ces résultats. De ces analyses comparatives pourraient ressortir des facteurs clés (ex., caractéristiques des sols, pente, occupations du sol adjacentes) d'expression fonctionnelle des MH. Aussi, d'un point de vue opérationnel, cette mise en contexte pourrait permettre d'optimiser les actions de conservation ou de restauration.

- ***La pérennité des milieux humides en contexte de changement climatique (Section 13, Article III)***

Le devenir des MH, de par leur rôle significatif sur l'hydrologie et leur potentiel d'usage dans les mesures d'adaptation au CC, est devenu une préoccupation majeure pour nos sociétés. Un suivi expérimental mené sur le bassin versant de la rivière Bécancour,



intégrant deux MH isolés et deux MH riverains, nous a permis de caractériser les principales phases de fonctionnement de ces milieux. Des dynamiques hydrologiques annuelle et saisonnière de ces derniers, en lien avec les conditions hydroclimatiques, ont pu être établies. Ainsi, des simulations hydrologiques intégrant dix projections climatiques sur l'horizon 2040-2070 ont permis de déterminer les tendances évolutives de ces dynamiques hydrologiques actuelles et d'évaluer la vulnérabilité des MH face aux CC.

La dynamique hydrologique des milieux suivis est, sans surprise, largement contrôlée par les apports des précipitations, la fonte printanière et les eaux provenant des crues printanières (milieux riverains). Ces apports déterminent les conditions d'hydropériode des milieux, facteur hydrologique clé dans le maintien de leur intégrité et de l'expression de leurs services hydrologiques. Dès lors, les perturbations attendues sur les patrons de distribution des principales sources d'alimentation des MH devraient affecter leur fonctionnement, voire leur viabilité à long terme. Le suivi d'indicateurs de la dynamique des MH, en lien aux seuils opérationnels de fonctionnement définis dans le modèle HYDROTEL, a permis de mettre en évidence des tendances, à savoir : (i) des périodes présentant une hausse (novembre-mars) et (ii) des périodes présentant une baisse (avril-octobre) des niveaux d'eau dans les MH. Si un cycle saisonnier persiste en conditions futures, il devrait présenter des amplitudes de variations plus grandes (c.-à-d., écart supérieur entre les niveaux d'eau maximal et minimal) associées à des fréquences de variations plus faibles (c.-à-d., durée supérieure des phases d'immersion et d'assèchement). De plus, il ressort que ce sont près de 40% des MH du territoire qui sont potentiellement visés par de tels changements.

Tenant compte des interactions existantes entre le MH et son environnement direct et du jeu de rétroactions qui en découle, et considérant le phénomène de résilience, il est difficile de prédire avec certitude le devenir des MH. Pour autant, leur viabilité à long terme, c'est-à-dire leur maintien dans les conditions actuelles de fonctionnement, nécessite une certaine constance de leur dynamique hydrologique qui ne semble pas assurée dans le contexte de CC. L'incertitude sur cette évolution résulte de la difficulté à définir des seuils critiques de fonctionnement, dû notamment au caractère spécifique que les MH peuvent présenter dans leur dynamique. Si cette incertitude semble être difficile à lever de manière systématique et devrait faire l'objet d'études « quasi » individuelles, cette dernière doit être prise en compte dans la modélisation hydrologique.

Des ponts avec des modèles écologiques pourraient pallier ces lacunes dans la caractérisation de ces seuils opérationnels en définissant des conditions pour lesquelles le MH ne doit plus être considéré comme tel. Ces conditions, gouvernant les interactions et la stabilité du milieu telles que les conditions physico-chimiques des sols (anoxie, structure) ou encore la végétation, intégrées aux modèles hydrologiques à l'échelle du MH alimentés par les projections climatiques, pourraient alors aider à identifier des ruptures de fonctionnement du milieu. Ces moments de rupture seraient alors des indicateurs suggérant une mise à jour des cartes des MH à considérer pour la modélisation opérationnelle.

- ***L'estimation du potentiel d'atténuation ou de compensation des milieux humides sur les effets attendus des changements climatiques (Section 14, Article IV)***

Les impacts attendus des CC sont maintenant reconnus et identifiés. Leurs effets sur les cycles hydrologiques ont fait des MH un support incontournable dans les réflexions menées sur les stratégies d'adaptation face à ces changements. L'application de la plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL sur deux bassins versants des Basses-terres du Saint-Laurent, ceux des rivières Bécancour et Yamaska, a été réalisée afin d'évaluer l'impact hydrologique effectif des MH à l'horizon 2040-2070 et de déterminer leur potentiel d'atténuation ou de compensation des effets attendus des CC sur les débits en rivière.

Les simulations utilisant les projections climatiques ont rendu compte des effets propres des CC sur les réponses hydrologiques futures des bassins versants d'étude. Les augmentations des précipitations liquides et des températures ainsi que les modifications conséquentes sur l'évolution du couvert neigeux vont aboutir à une augmentation moyenne des débits hivernaux, induire un devancement et une baisse des débits de pointe printaniers et conduire à une diminution moyenne des débits estivaux. Le maintien des MH en leur état permet, de manière générale, de limiter à la fois les hausses des débits caractéristiques de crue et les baisses des débits caractéristiques d'étiage. Cependant, les effets varient fortement d'un bassin à l'autre. Ces différences sont en partie explicables par les variations existantes dans les conditions climatiques entre les deux bassins et, comme discuté précédemment, par les conditions locales propres. Ainsi, si la conservation des MH (maintien des surfaces actuelles) permet d'atténuer les effets des CC, la compensation de ces derniers ne semble possible qu'à

travers la mise en place de programmes de restauration (augmentation globale des surfaces actuelles) de ces milieux.

Les résultats soulignent, une fois encore, la difficulté de transposition systématique des impacts des MH pour une typologie donnée sur un bassin donné. La multiplication des sites d'application peut fournir une base de données intéressante qu'il est nécessaire de croiser avec des facteurs environnants (comme soulevé précédemment) afin d'affiner les relations existantes entre le MH et ses fonctionnalités. D'autre part, une modélisation hydrologique différenciée à deux échelles, celles du sous-bassin et celle du bassin versant, pourrait permettre de : (i) mieux intégrer le contexte local dans lequel se situe le MH et (ii) mieux appréhender l'effet cumulatif des MH sur l'ensemble du bassin. Cette double analyse mettrait en avant des secteurs « bénéfiques » et « négatifs » pour pallier une problématique locale (crue ou étiage) et permettrait d'anticiper les effets d'aménagements en lien avec la gestion des MH et leurs impacts hydrologiques à l'aval. Une telle approche, spatialisée, constituerait une base de réflexion pertinente pour l'évaluation des surfaces devant être dédiées aux MH (pourcentage d'occupation sur un territoire) à des fins de stratégie d'adaptation aux CC.

Pour conclure, une vision intégrative doit limiter les artefacts d'interprétation liés à des considérations spécifiques aux sites et permettre de mettre en évidence les expressions différenciées des fonctionnalités d'un MH donné dans le temps et dans l'espace. Ainsi, il apparaît essentiel de considérer le MH selon deux niveaux de caractérisation. D'une part, une détermination de sa typologie et de sa connexion au cours d'eau adjacent à l'échelle locale et, d'autre part, sa localisation sur le bassin versant et son degré de connectivité avec le réseau hydrographique à une échelle plus globale. Cette double détermination, intégrant le MH dans son unité hydrologique fonctionnelle qu'est le bassin versant, permet, *a minima*, d'évaluer de manière objective les précautions nécessaires à respecter au sein même du milieu et de son aire drainée associée pour assurer son intégrité et ses fonctionnalités. Ces considérations semblent être une base de réflexion essentielle tant pour le développement futur des outils de modélisation hydrologique que pour la mise en place de programmes de restauration/conservation pertinents des MH dans le cadre particulier de stratégies d'adaptation aux CC ou dans le cadre plus large de plans de gestion des territoires.



**Contribution à un cadre de modélisation hydrologique  
des milieux humides des Basses-terres du Saint-  
Laurent : fonctionnement, dynamique et impacts en  
contexte de changement climatique**

**PARTIE II : ARTICLES**



---

## 11. Article I : Integrating isolated and riparian wetland modules in the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform : model performance and diagnosis

---

Intégration de modules spécifiques aux milieux humides isolés et riverains au sein de la plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL: performance du modèle et diagnostic

---

### Auteurs :

Maxime Fossey,<sup>1\*</sup> Alain N. Rousseau,<sup>1</sup> Fatima Bensalma,<sup>1,2</sup> Stéphane Savary<sup>1</sup> and Alain Royer<sup>1</sup>

1 INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, G1K 9A9 Québec City, Québec, Canada

2 Campus de l'Université de Montréal, École Polytechnique de Montréal, 2500 chemin de Polytechnique, H3T 1J4 Montréal, Québec, Canada

### Revue :

L'article I a été publié dans *Hydrological Processes* - Hydrol. Process. 29, 4683–4702 (2015)

### Contribution des auteurs :

La programmation informatique relative à l'écriture des codes nécessaires au fonctionnement du modèle a été réalisée par M. Royer. Les analyses de sensibilité ont été réalisées par Mme Bensalma. Les processus de calage du modèle hydrologique ont été réalisés conjointement par M. Savary et l'étudiant (Maxime Fossey). Le travail de validation relatif à la performance du modèle, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article ont été réalisés par l'étudiant (Maxime Fossey). M. Savary et le Pr. Alain Rousseau ont révisé et commenté l'article. L'étudiant (Maxime Fossey) a effectué les travaux de correction et a réalisé le processus de réponse aux commentaires, suite à la demande de révision du journal. Toutes les étapes mentionnées se sont déroulées sous la supervision du Pr. Alain Rousseau.

## Résumé

---

La modélisation mathématique est un cadre méthodologique communément accepté dans l'évaluation de l'impact des structures paysagères, telles que les milieux humides, sur les régimes d'écoulement d'un secteur, ou plus généralement, sur l'hydrologie à l'échelle d'un bassin versant. Aussi, bien que l'intégration de modules spécifiques aux milieux humides, au sein d'un modèle hydrologique distribué, représente un moyen pertinent pour réaliser cette évaluation, la valeur ajoutée par le développement de tels modules de modélisation sur la capacité d'un modèle hydrologique à reproduire les caractéristiques générales d'un hydrogramme reste ambiguë.

Les objectifs de cet article sont donc les suivants : (i) présenter les adaptations de PHYSITEL (le système d'information géographique dédié à la plateforme de modélisation) permettant le paramétrage des milieux humides isolés et riverains, (ii) décrire l'intégration des modules spécifiques des milieux humides isolés et riverains au sein d'HYDROTEL (le modèle hydrologique distribué dédié à la plateforme de modélisation), et (iii) évaluer la performance de la version développée de la plateforme quant à sa capacité à reproduire les caractéristiques choisies de l'hydrogramme.

Pour atteindre cet objectif, deux ensembles de simulations ont été réalisés (avec prise en compte des modules dédiés aux milieux humides et sans prise en compte de ces milieux) et la valeur ajoutée de ce développement a été évaluée en trois points de la rivière Bécancour, Québec, Canada, par le biais de l'analyse de six indicateurs généraux de qualité d'ajustement et quatorze paramètres caractérisant les écoulements hydrologiques. Une analyse de sensibilité des paramètres des modules des milieux humides a été effectuée en parallèle pour caractériser leurs impacts respectifs sur l'hydrologie du bassin versant modélisé.

Les résultats de cette étude démontrent que l'intégration de modules spécifiques aux milieux humides peut, outre le fait de permettre l'évaluation explicite de l'impact des milieux humides sur l'hydrologie des bassins versants, améliorer la capacité du modèle HYDROTEL à reproduire les caractéristiques de base de l'hydrogramme.



### **11.1. Abstract**

Mathematical modelling is a well-accepted framework to evaluate the effects of wetlands on stream flow and watershed hydrology in general. Although the integration of wetland modules into a distributed hydrological model represents a cost-effective way to make this assessment, the added value brought by landscape-specific modules to a model's ability to replicate basic hydrograph characteristics remains unclear. The objectives of this paper were to: (i) present the adaptation of PHYSITEL (a GIS) to parameterize isolated and riparian wetlands; (ii) describe the integration of specific isolated wetland and riparian wetland modules into HYDROTEL, a distributed hydrological model; and (iii) evaluate the performance of the updated modelling platform with respect to the capacity of replicating various hydrograph characteristics. To achieve this, two sets of simulations were performed (with and without wetland modules) and the added-value was assessed at three river segments of the Becancour River watershed, Quebec, Canada, using six general goodness-of-fit indicators (GOFIs) and fourteen water flow criteria (WFC). A sensitivity analysis of the wetland module parameters was performed to characterize their impact on stream flows of the modelled watershed. Results of this study indicate that: (i) integration of specific wetland modules can slightly increase the capacity of HYDROTEL to replicate basic hydrograph characteristics and (ii) the updated modelling platform allows for the explicit assessment of the impact of wetlands (*e.g.*, typology, location) on watershed hydrology.

### **11.2. Introduction**

Hydrological models are efficient and cost-effective tools for assessing the role of major landscape features such as wetlands on watershed hydrology (Wang *et al.*, 2010). Over the last decades, their extensive conversion in response to increasing human activities (*e.g.*, agriculture, peat mining and urbanization) has been singled out, at the global scale, as one of the major modifications of the environment, and, at the regional scale, as one of the key disturbances of watershed hydrology (Solomon *et al.*, 2007).

Accordingly, classifications systems have evolved (see Keddy, 2010 for an overview) from global inventory (Cowardin *et al.*, 1979) based on observable physical criteria with regional specificities (for Canada see Warner and Rubec, 1997) to watershed inventory for management strategies (Brinson, 2011). With respect to hydrological modelling, a functional approach (or hydrogeomorphic approach – a.k.a., HGM), which discriminates

wetlands based on hydrologic sources and connectivity to the natural drainage network (Brooks *et al.*, 2011), has been advocated. Hence, in this study, two classes covering all types of wetlands were defined: isolated wetlands and riparian wetlands.

In the literature, hydrodynamic-based and hydrologic-based models have been developed to assess flows through wetlands and watershed hydrology, respectively. The hydrodynamic models, which are designed to reproduce the detailed flows of water and solutes through wetlands, have primarily been used in riparian wetland restoration and management studies (Paudel *et al.*, 2013, Arega, 2013). Because of the substantial degree of details associated with the high spatial resolution of the flows, these studies are usually performed on a limited domain (*i.e.*, river reach). Meanwhile, the hydrologic models, which are more suitable for predicting variables of hydrologic response at a lower spatial resolution (*i.e.*, elementary sub-watersheds or hill slopes of a large watershed), without requiring detailed information on fine-scale processes within the modelled system, have generally been used to assess the impacts of land management on stream flows (Yang *et al.*, 2010, Wang *et al.*, 2010, Nie *et al.*, 2011). Among these hydrologic-based models, the Soil and Water Assessment Tool or SWAT (Arnold *et al.*, 1998, Neitsch *et al.*, 2009) has been widely applied because of the model's ability to represent both wetlands/ponds that are hydraulically disconnected from the stream network (*i.e.*, isolated wetlands) and riparian wetlands through dedicated module developments (Liu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2008).

As noted by Martinez-Martinez *et al.* (2014), although watershed-scale models can be used to demonstrate the impact of wetlands on watershed hydrology (Wu and Johnston, 2008) and to develop restoration/conservation strategies (Yang *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2010), they are somewhat limited when comes the time to assess the impact of wetland location on stream flow. Therefore, there is a need to implement riparian wetland and isolated wetland modules in a distributed hydrological model.

The objectives of this study were to: (i) integrate specific isolated wetland and riparian wetland modules into HYDROTEL, a distributed hydrological model (Fortin *et al.*, 2001a, Turcotte *et al.*, 2003, Turcotte *et al.*, 2007, Bouda *et al.*, 2012, Bouda *et al.*, 2014); (ii) adapt accordingly PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed models (Turcotte *et al.*, 2001, Rousseau *et al.*, 2011); and (iii) evaluate the performance of the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform with respect to various hydrograph characteristics. Part of this study was built on the wetland modelling work of

Liu *et al.* (2008) and Wang *et al.* (2008). It is noteworthy; there is a plethora of model performance indicators available in the literature. However, some studies have attempted to propose general guidance for selecting highly informative, non-redundant indicators that characterize the main facets of a flow regime (Olden and Poff, 2003, Reusser *et al.*, 2009). Among these indices, a combination of performance metrics (a.k.a., goodness-of-fit indicators –GOFs) and Water Flow Criteria (WFC) based on Indicators of Hydrologic Alteration proposed by Richter *et al.* (1996), were used. These various performance measures allow to capture distinct aspects of model performance and interpretation (Biondi *et al.*, 2012, Ritter and Muñoz-Carpena, 2013) in terms of added-value updates. The selection of optimal subsets of GOFs and WFC is discussed later in the paper (section 11.3.4).

This paper is organized in three main sections: methods and materials, results and discussion, and conclusion. The methods and materials section presents the integration of two wetland modules (isolated wetland and riparian wetland) into PHYSITEL and HYDROTEL. It is followed by descriptions of: (i) the six general goodness-of-fit indicators (GOFs) and fourteen water flow criteria (WFC) that are used to assess the added-value of the modules; (ii) the approach used to conduct a sensitivity analysis of the various descriptive parameters of the wetland modules; and (iii) the study watershed and data used to assess the modelling framework. The added value brought by these modules (*i.e.*, model capacity to reproduce correctly basic hydrograph components) is at the core of the results and discussion section.

### **11.3. Materials and methods**

#### **11.3.1. Adaptation of PHYSITEL**

PHYSITEL allows for the determination of the complete drainage structure of a watershed using: (i) a Digital Elevation Model (DEM, *e.g.*, 30m) and (ii) a vectorial river network (*e.g.*, Strahler order 5) (for a complete description see Rousseau *et al.*, 2011). After converting the river network into a raster format, PHYSITEL calculates the slope and flow direction of each cell using the D8-LTD algorithm (Orlandini *et al.*, 2003).

Once this is done, the cell corresponding to the outlet of the watershed is identified, and, using a recursive approach, (delineation of contributing upstream pixels, from pixel to pixel) the entire watershed is defined. Depending on the selected headwater drainage

area threshold to initiate the river network, the degree of details (user's choice) directly affects the number of ensuing Relatively Homogeneous Hydrological Units (RHHUs), which are hill slopes or elementary sub-watersheds, the computational spatial unit of the vertical water mass balance. More specifically and by default, each RHHU delineates a hill slope of a river segment. Thus, two or three RHHUs are associated to a river segment, that is: (i) in the case of a headwater river segment there are three RHHUs, one for each bank and a third one for the area draining into the first pixel of the segment, and (ii) for the other type of segment, two RHHUs (one for each bank). The idea behind selecting a threshold for the headwater drainage area is to obtain a reasonable number of RHHUs with respect to the anticipated computational time and to have a fairly detailed river network. In addition, the characterization of the watershed requires integration of a classified land cover map, soil type map (percentages of sand, loam and clay) along with their hydrodynamic properties (Rawls and Brakensiek, 1989), and wetland attributes.

To properly integrate wetlands and generate the information required by the hydrological modelling, four data pre-processing steps are performed by PHYSITEL:

#### *Recognition of the wetland class*

A wetland map, extracted from a classified land cover map in specific format such as ESRI grid (e.g., ascii or grid extensions) or Vertical Mapper (e.g., grc extension), is defined as an extra layer of geographic data. Once uploaded into PHYSITEL, the wetland class is identified and declared. This adaptation provides a means of: (i) specifically accounting for wetlands and (ii) easily updating the map with the most recent available information.

#### *Surface and drainage area calculation*

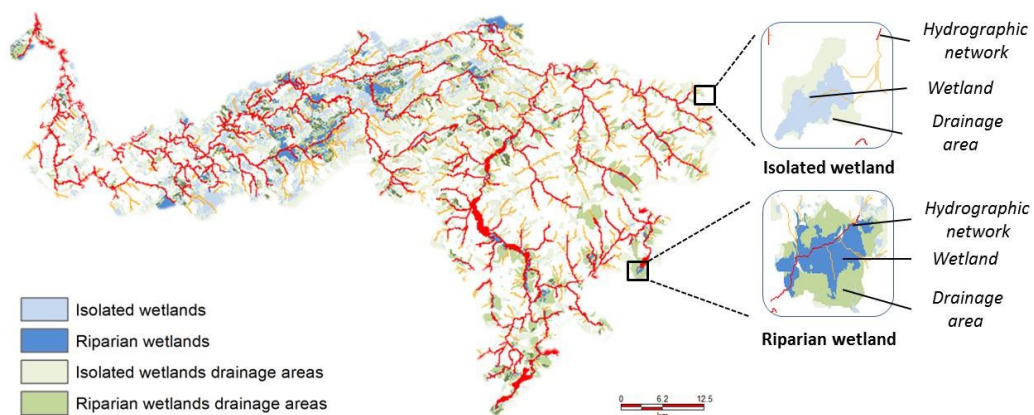
Based on the works of Liu *et al.* (2008), two parameters, (i) the "maximum" surface area of each wetland (estimated from the wetland map),  $SA_{wet,max}$ , and (ii) the area containing the wetland surface and the wetland drainage area,  $fr_{wet}$ , are automatically determined by PHYSITEL. The maximum surface of wetland ( $SA_{wet,max}$ ) is directly defined by the number of pixels associated with the mapped wetland; while the drainage area ( $fr_{wet}$ ) is determined by processing the flow accumulation matrix.

#### *Distinction between isolated and riparian wetlands*

With respect to the hydrological modelling framework, a wetland discrimination based on hydrologic sources and connectivity to the natural drainage network (Brooks *et al.*,

2011), has been advocated. Since a discussion on this distinction is beyond the scope of this paper, the reader is referred to the work of Dall'O *et al.* (2001), Hattermann *et al.* (2006), Liu *et al.* (2008) and Golden *et al.* (2014) for more details. According to this distinction, two classes covering all types of wetlands were defined: isolated wetlands and riparian wetlands. Isolated wetlands (*i.e.*, swamps, bogs, fens) are defined as areas with more or less permanent water, without hydrologic connections with surface water such as river (Tiner, 2003a), and where the hydrology is primarily governed by change in water table level (Yetter, 2004) controlled by precipitation, evapotranspiration and watershed contribution (Buteau *et al.*, 1994). Riparian wetlands (*i.e.*, marshes, floodplains, wet meadows) are characterized by areas periodically inundated by floods from bordering rivers (Brooks *et al.*, 2011), and where the hydrology is mainly dependant on the river network contribution (Middleton, 2002) and groundwater (Mitsch and Gosselink, 2007).

Typological distinction between isolated and riparian wetlands is made with respect to an adjacency threshold (*i.e.*, percentage of pixels in contact) between the latter and the river network. This threshold can be adjusted by the user and was set equal to 1% maximizing riparian wetland recognition. In other words, if more than 1% of wetland pixels are connected to the river network, they are considered as pixels of a riparian wetland. Thus, the higher threshold, the greater riparian wetlands could be identified as isolated wetlands. A map is produced by PHYSITEL showing both isolated/riparian wetlands and their respective drainage area (Figure 11.1).



**Figure 11.1: Isolated/riparian wetlands map in Becancour River watershed from PHYSITEL processing**

### *Wetland parameters*

According to the definition of wetlands by PHYSITEL, their integration in the modelling framework is based on the concept of Hydrologic Equivalent Wetland (HEW) developed by Wang *et al.* (2008). This concept argues that characteristics (*e.g.*, drainage area, wetland surface) of one HEW (*i.e.*, isolated wetland or riparian wetland) equal the sum of each wetland characteristics within a RHHU (which could either be hill slopes or elementary sub-watersheds related to one river segment). Few conditions apply to this concept: (i) only one isolated and/or riparian HEW per RHHU, (ii) one HEW must be fully integrated within a RHHU, (iii) numerical integration of isolated HEW parameters, and (iv) numerical and spatial (*i.e.*; specific location on the river segment) integration of riparian HEW parameters. Considering these conditions, the two parameters  $SA_{wet,max}$  and  $fr_{wet}$  along with the RHHU surface area ( $SA_{rhu}$ ) are calculated for each computational unit and for each wetland type (isolated/riparian).

### **11.3.2. Adaptation of HYDROTEL**

In this study, HYDROTEL, the hydrological model developed by the National Institute of Scientific Research (INRS), was used to simulate hydrological processes. HYDROTEL is a distributed, process-based, continuous watershed model compatible with remote sensing and GIS that operates on a daily time step requiring limited meteorological and physiographic data (for more details see Fortin *et al.*, 2001a). Required hydrometeorological data include daily precipitation, maximum and minimum temperatures and daily stream flows at the outlet (or at any other river segment). The model is based on algorithms derived from physical processes (*e.g.*, approximation of the complete system of Saint-Venant equations, one-dimensional Richards equation and Darcy's law), along with more conceptual or empirical approximations (*e.g.*, baseflow recession coefficient). The modular approach of the model facilitated the addition of the aforementioned wetland modules. As described in Fortin *et al.* (2001a), HYDROTEL offers six basic modules. The wetland adaptation of HYDROTEL (*e.g.*, isolated wetland and riparian wetland) was performed by adding two modules (Figure 11.2).

As shown on the flow chart, the isolated/riparian wetland modules are integrated at the RHHU level. The isolated wetland module is conceptualized as a control volume within the water balance of a RHHU (vertical water budget - a.k.a., BV3C sub-model of HYDROTEL (Fortin *et al.*, 2001)) with a terrestrial flow connection, while the riparian

wetland module is partially integrated in the water balance with a direct connection to the river flow model (kinematic wave equation). Inflows to isolated/riparian wetlands are calculated by prorating the outputs of the vertical water budget (namely, surface, lateral, and base flows) with respect to wetland parameters (*i.e.*,  $SA_{wet}$ ,  $SA_{rhh}$  and  $fr_{wet}$ ). Wetland outflows are determined from a secondary water balance calculation at the HEW scale (described below) and are then routed to the river segment directly (in the case of riparian wetland) or through the terrestrial flow (in the case of isolated wetland).

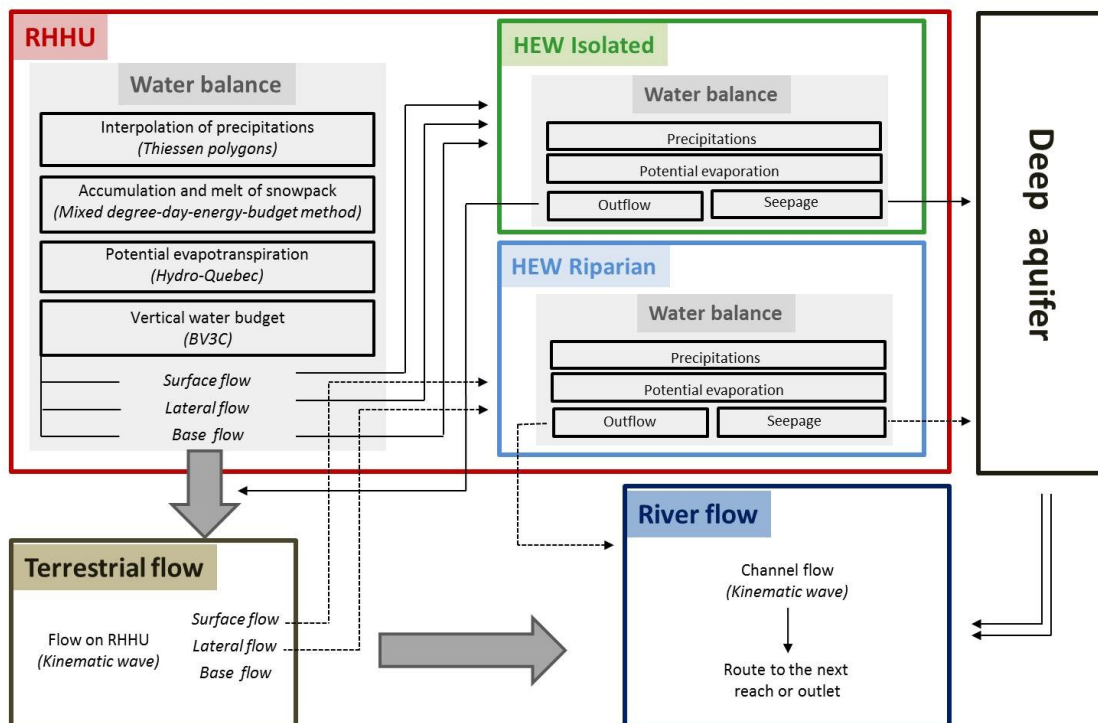


Figure 11.2: Schematic flow diagram of various components including wetlands modules of the HYDROTEL model

### 11.3.3. Hydrological modelling framework and wetland modules

As extensively mentioned, there are two wetland modules: one for simulating flows between uplands (*i.e.*, drainage area), isolated wetland, and lowlands, and the other for simulating flows between uplands, riparian wetland, and river segment. The characteristic equations and descriptive parameters are based on: (i) published literature (Neitsch *et al.*, 2005, Liu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2008), (ii) data processing by PHYSITEL, or (iii) internal variables calculated at a daily time step by HYDROTEL.

The HEW surface area depends on the volume of water stored in the wetland (isolated HEW and riparian HEW) and must be obtained to calculate the HEW contribution to the water balance. Thus, the surface area is updated at each time step in HYDROTEL using the same equation for isolated/riparian HEW (Liu *et al.*, 2008, Neitsch *et al.*, 2009). The following area-volume relationship of Yang *et al.* (2008) is used for isolated wetland:

**Equation 1**  $SA_{wet} = \beta \times V_{wet}^{\alpha}$

where  $SA_{wet}$  is the surface area of HEW ( $m^2$ ),  $V_{wet}$  is the volume of water in the HEW ( $m^3$ ). While, the depth-volume relationship of Liu *et al.* (2008) can be derived from (Eq.1) for riparian wetland (Eq.2):

**Equation 2**  $D_{wet} = \beta^{-1} \times V_{wet}^{1-\alpha}$

where  $D_{wet}$  is the water depth in the riparian wetland (m),  $\beta$ , a coefficient ( $m^{(2-3\alpha)}$ ) and  $\alpha$ , an exponent (-), are calculated by solving the following equations:

**Equation 3**  $\alpha = \frac{\text{Log}_{10}(SA_{wet,max}) - \text{Log}_{10}(SA_{wet,nor})}{\text{Log}_{10}(V_{wet,max}) - \text{Log}_{10}(V_{wet,nor})}$

**Equation 4**  $\beta = \frac{SA_{wet,max}}{V_{wet,max}^{\alpha}}$

where  $SA_{wet,max}$  and  $SA_{wet,nor}$  are respectively the surface of HEW ( $m^2$ ) when filled to the maximum water level (one output of PHYSITEL) and the surface of HEW when filled to a hypothesized normal level corresponding to 30 % (later identified as the FRAC parameter) of  $SA_{wet,max}$  as described in Liu *et al.* (2008).  $V_{wet,nor}$  and  $V_{wet,max}$  are the volumes of water stored in HEW ( $m^3$ ) at normal level and maximum level, respectively, and they are defined as threshold values used in the iteration process.

For isolated and riparian wetlands, the calculation of  $V_{wet,nor}$  and  $V_{wet,max}$  are done using the following equations respectively:

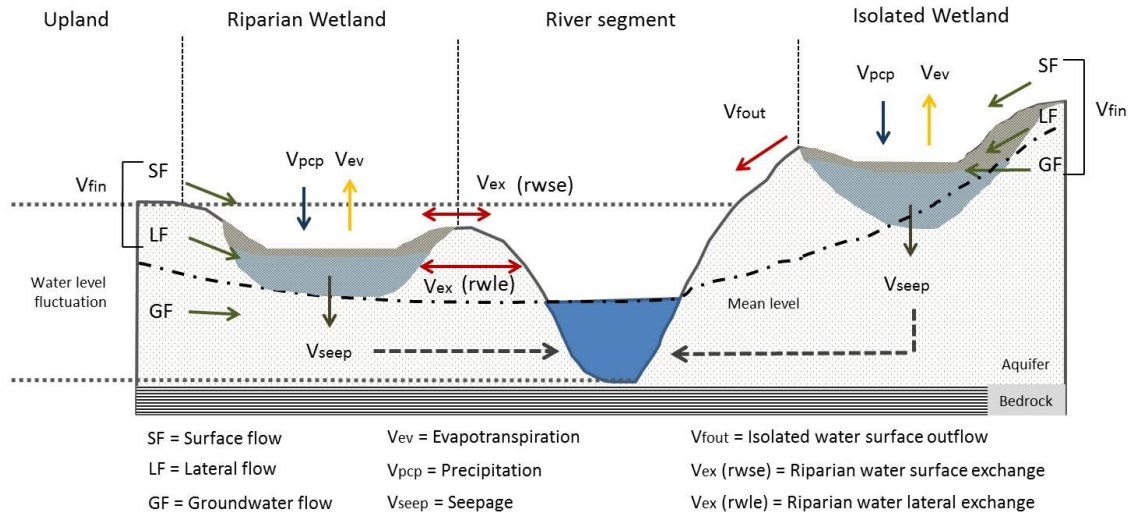
**Equation 5**  $V_{wet} = 0.96535 \times SA_{wet}$

**Equation 6**  $V_{wet} = D_{wet} \times SA_{wet}$

where  $V_{wet}$  takes the value of  $V_{wet,nor}$  and  $V_{wet,max}$  for  $SA_{wet,nor}$  and  $SA_{wet,max}$  respectively, and 0.96535 (later identified as the RAV parameter), a constant ( $m^3/m^2$ ) as described in Yang *et al.* (2008). And for riparian wetlands,  $D_{wet}$  is the water depth in the HEW at normal level ( $D_{wet,nor}=0.1$  m) or maximum level ( $D_{wet,max}=0.5$  m) as described in Liu *et al.* (2008).



The equations subsequently used for water balance calculations at the HEW scale differ for isolated/riparian wetlands. A schematic representation of water exchanges for both types of wetlands is shown in Figure 11.3. To harmonize units with used equations, some conversions of surface units are needed. Surface units for isolated wetlands are expressed in hectares, while those for riparian wetlands are either square kilometres or square meters depending on the calculation of intermediate parameters.



**Figure 11.3: Scheme of water exchanges through isolated and riparian wetlands**

### *Isolated wetland module*

Once integrated in the vertical water budget (BV3C) at the RHHU scale, the isolated wetland water balance at each time step is defined as follows:

**Equation 7** 
$$V_{wet2} = V_{wet1} + V_{fin} - V_{fout} + V_{pcp} - V_{ev} - V_{seep}$$

where  $V_{wet2}$  and  $V_{wet1}$  are volumes of water stored in the isolated HEW at the end and at the beginning of the computational time step ( $m^3$ ) (subscripts 2 and 1, respectively).  $V_{pcp}$ , volume of precipitation falling on the HEW ( $m^3$ ),  $V_{ev}$ , evaporation from the HEW ( $m^3$ ) estimated as a fraction (0.6 – later identified as the C\_EV parameter) of the evaporation at RHHU scale (Wang *et al.*, 2008), and  $V_{seep}$ , water defined as lost (*i.e.*, actually the model does not allow for real loss, water is integrated in the RHHU production and forwarded to the river flow) to a deep aquifer ( $m^3$ ) and based on the saturated hydraulic conductivity (0.5 mm/h – later identified as the KSAT\_BS).  $V_{fin}$  is the volume of inflows ( $m^3$ ) to the HEW and calculated as follows:

**Equation 8**

$$V_{fin} = Q_{rhhhu} \times (fr_{wet} \times SA_{rhhhu} - SA_{wet}) \times 10$$

where  $Q_{rhhhu}$  is the sum of the surface, lateral and base flow (mm) produced by BV3C, and 10, a conversion factor ( $m^3/(ha.mm)$ ) while  $V_{fout}$  is the volume of water flowing out of the HEW ( $m^3$ ) and is calculated by iterating (Appendix 1).

For the first time step,  $V_{wet1}$  is considered as  $V_{wet,nor}$ , whereas for the second and following time steps, the parameters  $SA_{wet}$  (Eq.1),  $V_{wet}$  (Eq.5),  $V_{fin}$  (Eq.8) and  $V_{fout}$  (iteration algorithm) are used in the calculation of the water balance. The new volume in the wetland and the wetland contribution are calculated at the end of each time step. At this point, the basic assumption is that wetland contribution ( $V_{fout}$ ) is null when the wetland water volume ( $V_{wet}$ ) is less than wetland water volume at normal level ( $V_{wet,nor}$ ), or corresponds to all the water greater than the maximum volume ( $V_{wet,max}$ ) when the wetland water volume is greater than the maximum volume, or in the end is a percentage (10% - later identified as the C\_PROD parameter) of wetland water volume when this volume is greater than the normal level and less than the maximum level.

#### *Riparian wetland module*

Partially integrated in the vertical water budget (BV3C) of a RHHU and directly connected to the associated river segment via the kinematic wave equation, the water balance of the riparian wetland at each time step goes as follows:

**Equation 9**

$$V_{wet2} = V_{wet1} + V_{fin} - V_{ex} + V_{pcp} - V_{ev} - V_{seep}$$

where  $V_{wet2}$ ,  $V_{wet1}$ ,  $V_{pcp}$ ,  $V_{ev}$  and  $V_{seep}$  are the same variables as those used in the water balance of the isolated HEW.  $V_{fin}$  differs from that of the isolated HEW via the absence of the base flow component into  $Q_{rhhhu}$  variable. This is supported by the hypothesis that base flow has no influence on the variation of the volume of water in the wetland. Meanwhile,  $V_{ex}$ , the volume of surface and/or lateral waters exchanged (*i.e.*, added or withdrawn) between the HEW and the river segment ( $m^3$ ), is calculated by iterating (Appendix 2). Lateral flows are controlled by Darcy's Law, which integrates the bank saturated hydraulic conductivity (25 mm/h – later identified as the KSAT\_BK).

For the first time step,  $V_{wet1}$  is considered as  $V_{wet,nor}$ , whereas for the second and following time steps, the parameters  $SA_{wet}$  (Eq.1),  $V_{wet}$  (Eq.6),  $V_{fin}$  (Eq.9) and  $V_{ex}$  (iteration process), the new volume of water in the wetland, and the wetland contribution are calculated at the end of each time step.

Whereas for isolated HEW only water volume is taken into account for wetland contribution calculation, the assumption for riparian wetland is that the water level ( $H_{wet}$ ) in the HEW is the same as that in the river segment ( $H_{ch}$ ) at the end of each time step. To achieve this, and as shown in the iteration process (A2), the river depth and width are calculated by the following equations adapted from Ames *et al.* (2009):

**Equation 10**

$$D_{bank} = 0.13 \times SA_{up}^{0.4}$$

**Equation 11**

$$W_{ch} = a \times SA_{up}^b$$

where  $D_{bank}$  is the bankfull river depth (m) and  $SA_{up}$  is the total surface area ( $\text{km}^2$ ) drained by a river segment, and 0.13, a constant ( $\text{m}/\text{km}^2$ ). Equation (11) which is already used in HYDROTEL calculates the river width ( $W_{ch}$ ) where coefficient  $a$ , and exponent  $b$  have values of 0.49 and 0.62, respectively. From equations (10) and (11), the water depth in the river,  $D_{ch}$  (m), can be obtained. The decision rules for the riparian HEW contribution ( $V_{ex}$ ) and the hydrodynamic method used to calculate the lateral subsurface flow exchange (*i.e.*, Darcy's law) are those described in Liu *et al.* (2008).

#### 11.3.4. Hydrological model assessment

Hydrologic conditions can be described in terms of temporal and spatial dimensions; that is variations in water conditions (*e.g.*, level, peak, volume) over time (Moriasi *et al.*, 2007). The purpose of this comparative study is to evaluate the ability of a distributed hydrologic model to correctly replicate hydrograph characteristics through a subset of six GOFIs and fourteen WFC (*i.e.*, magnitude of monthly flows, timing and frequency of extreme flows) selected from the literature. This assessment was made for two sets of simulations: (i) with wetlands (SW) and (ii) without wetland (SWW) modules. GOFIs and WFC were calculated with respect to observed daily streamflows, as well as simulated daily streamflows. The first step of the model assessment was to select a series of relevant hydrologic criteria that should be evaluated during high-flow conditions and low-flow conditions, and then to compare observed and simulated data.

Among the large variety of GOFIs commonly accepted, the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash and Sutcliffe, 1970) criterion, the root mean square error (RMSE) (Singh *et al.*, 2004) and the Percent bias (PBIAS) (Yapo *et al.*, 1996) are the most commonly used in the literature. However, the fact that NSE overemphasizes peak flows, some research to adapt NSE for low flows has been conducted (Criss and Winston, 2008). Many

authors developed and used several indicators simultaneously and three indicators emerge from the comparative study of Pushpalatha *et al.*, (2012). For an indicator calculated over the total period of available data, the  $NSE_Q$  (Nash and Sutcliffe, 1970) calculated on flows,  $NSE_{\sqrt{Q}}$  (Oudin *et al.*, 2006) calculated on root squared flows, and  $NSE_{Q_{inv}}$  (Le Moine, 2008) calculated on inverse flows are those deemed to be the most useful to evaluate simulated high-flows, equally high- and low-flows and very low-flows, respectively (Table 11.1).

**Table 11.1 : Goodness-of-fit indicators (GOFs) selected (adapted from Pushpalatha *et al.*, 2012)**

Indicators	Usual name	References	Mathematical formulation	Range of Values	Value of perfect agreement
$NSE_Q$ (High flow simulation efficiency)	Nash-Sutcliffe Efficiency	Nash and Sutcliffe (1970)	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_o - Q_s)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_o - \bar{Q})^2}$	$]-\infty, 1]$	1
RMSE	Root mean square error	Singh <i>et al.</i> (2004)	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Q_o - Q_s)^2}{N}}$	$[0, +\infty[$	0
Pbias	Percent bias	Yapo <i>et al.</i> (1996)	$\left[ \frac{\sum_{i=1}^n (Q_s - Q_o) \times 100}{\sum_{i=1}^n Q_o} \right]$	$]-\infty, +\infty[$	0
$NSE_{\sqrt{Q}}$ (High and low flow simulation efficiency)	NSE based on root squared transformed flows	Oudin <i>et al.</i> (2006)	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\sqrt{Q_o} - \sqrt{Q_s})^2}{\sum_{i=1}^n (\sqrt{Q_o} - \sqrt{\bar{Q}})^2}$	$]-\infty, 1]$	1
$NSE_{Q_{inv}}$ (Low flow simulation efficiency)	NSE based on inversed transformed flows	Le Moine (2008)	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{Q_o} - \frac{1}{Q_s} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{Q_o} - \frac{1}{\bar{Q}} \right)^2}$	$]-\infty, 1]$	1
VE	Volumetric efficiency	Criss and Winston (2008)	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n  Q_s - Q_o }{\sum_{i=1}^n Q_o}$	$[0, 1]$	1

( $Q_o$  and  $Q_s$  are respectively the observed and simulated flows,  $\bar{Q}$  the mean of  $Q_i$ )

The WFC are based on five major characteristics (Richter *et al.*, 1996): (i) magnitude of hydrologic conditions (*i.e.*, annual/seasonal mean high/low flows), (ii) timing of occurrence of particular events (*i.e.*, peak flow), (iii) frequency of occurrence of these particular events (*i.e.*, number of peaks, range of flows), (iv) duration of specific hydrologic condition (*i.e.*, number of days over which flow exceeds an upper threshold or remains below a lower threshold) (Table 11.2). The last characteristic (*i.e.*, duration of specific hydrologic condition) is related to the variation of flows (*i.e.*, discrepancies between observed and simulated flows) and is included into GOFs analyses.

According to Olden and Poff (2003), all these indicators provide non-redundant information and detailed representation of the components of a hydrograph. Moreover, they can provide a better understanding of model efficiencies /deficiencies showing: (i) periods during which the model does provide or not a good representation of observed data and (ii) the nature of the error in terms of time and magnitude as recommended by Reusser *et al.* (2009).

**Table 11.2 : Water flow criteria (WFC) selected for the study (adapted from Richter et al., 1996)**

Analysis group	Water flow characteristics	Hydrological parameters
Magnitude and timing (Group A)	Magnitude of monthly water conditions	Mean values of monthly flow (m <sup>3</sup> /s)
	Magnitude of seasonal water conditions	Mean values of seasonal flow: Winter (November-May); Summer (June-October) (m <sup>3</sup> /s)
Magnitude and duration (Group B)	Magnitude and duration of annual specific water conditions	Annual mean 1-day, 7-day, and 30-day minimum (m <sup>3</sup> /s) Annual mean 1-day, 7-day, and 30-day maximum (m <sup>3</sup> /s)
Timing (Group C)	Timing of annual extreme water conditions	Julian date of annual 1 day minimum (m <sup>3</sup> /s) Julian date of annual 1 day maximum (m <sup>3</sup> /s)
Frequency and duration (Group D)	Frequency and duration of high and low flow conditions	Number of high pulse <sup>1</sup> each year Number of low pulse <sup>2</sup> each year Mean duration of high-flow <sup>3</sup> conditions each year (days) Mean duration of low-flow <sup>4</sup> conditions each year (days)

<sup>1</sup>High pulses are identified as a peak flow for which value exceeds the 75th percentile daily flows

<sup>2</sup>Low pulses are identified as a peak flow for which value is below the 25th percentile daily flows

<sup>3</sup>High-flow conditions are identified as those for which flows exceed the 75th percentile daily flows

<sup>4</sup>Low-flow conditions are identified as those for which flows are below the 25th percentile daily flows

### 11.3.5. Sensitivity analysis

A sensitivity analysis is proposed to quantify the effects of the wetland module parameters on streamflows and to rank the aforementioned parameters. Coupled with hydrological model assessment, the sensitivity analysis can provide a better understanding of the wetland parameters responsible for errors or improvements. Among existing sensitivity analysis approaches, the one-parameter-at-a-time (OAT) is selected and the mean-value, first-order, second-moment (MFOSM) method is used (Mailhot and Villeneuve, 2003, Bouda *et al.*, 2014).

The parameters of interest in this analysis are those of the wetland modules. Each wetland module is characterized by five (5) parameters. Those of the isolated wetland module are related to: (i) evaporation from HEW defined as a percentage of potential evapotranspiration calculated at RHHU scale (C\_EV), (ii) contribution of HEW to

terrestrial flow defined as a percentage of wetland water volume when the water level is between the normal and maximum levels (C\_PROD), (iii) ratio defining the relation between the surface of HEW when the wetland is at maximum and normal water levels, respectively (FRAC), (iv) value of saturated hydraulic conductivity of the soil beneath the HEW (KSAT\_BS) and (v) ratio defining the relation between the water volume and the surface of HEW (RAV). For the riparian wetlands, the five parameters are similar to those for isolated wetlands, that is: (i) FRAC, (ii) KSAT\_BS, or related to (iii) value of bank saturated hydraulic conductivity (KSAT\_BK), (iv) threshold values of water depth in the HEW corresponding to the maximum level ( $D_{wet,max}$ ), or (v) to the normal level ( $D_{wet,nor}$ ).

According to the deterministic functional relationship:

**Equation 12**  $Y = F(\theta)$

where  $Y = (Y_1, Y_2, \dots, Y_n)^T$ , the simulated flows, or the model output vector, and  $\theta = (\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_m)^T$ , the input model parameter vector.

The mean-value, first-order, second-moment (MFOSM) method is based on the first-order Taylor expansion of the above function (Eq.12) at the reference values of input parameters and approximated and linearized as follows:

**Equation 13**  $Y(\theta) \cong Y(\theta_0) + \sum_{j=1}^m \left( \frac{\partial Y}{\partial \theta_j} \right) \Big|_{\theta_0} (\theta_j - \theta_{j0})$

The sensitivity function ( $s_\theta$ ) of the response  $Y$  with respect to a given variation of input parameter ( $\Delta\theta$ ) from its reference value  $\theta_0$  is given by (Bouda *et al.*, 2014):

**Equation 14**  $s_{i,j} = \frac{\partial Y_i / Y_i(\theta_{j0})}{\partial \theta_j / \theta_{j0}} = \frac{\partial Y_i}{\partial \theta_j} \frac{\theta_{j0}}{Y_i(\theta_{j0})}, \quad i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, m$

In practice, this sensitivity function can be discretized as follows:

**Equation 15**  $s_{i,j} = \frac{\theta_{j0}}{2\Delta\theta_j Y_i(\theta_{j0})} (Y_i(\theta_{j0} + \Delta\theta_j) - Y_i(\theta_{j0} - \Delta\theta_j))$

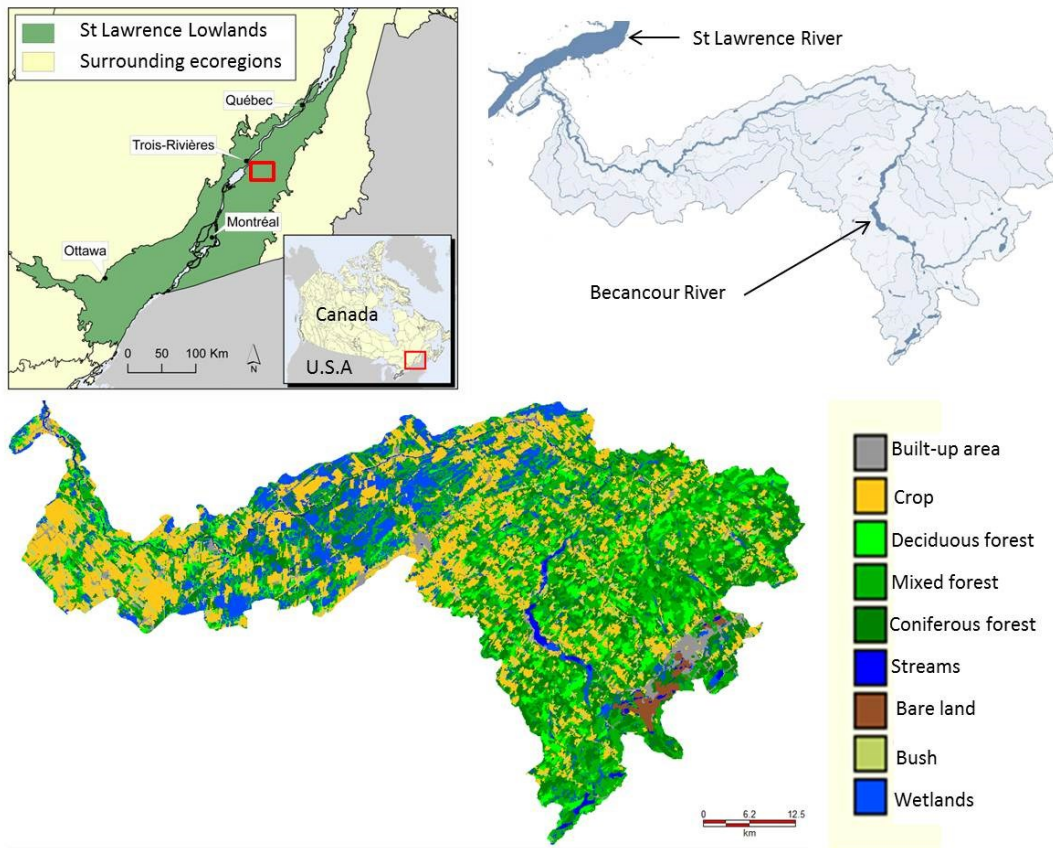
To measure the importance of each parameter with respect to the model sensitivity, a sensitivity index ( $S_\theta$ ) is calculated (from (Eq.15)) as follows:

**Equation 16**  $S_j(\theta) = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n s_{i,j}^2}$

This sensitivity index ( $S_j(\theta)$ ) ranks between 0 and 1. The larger the value of the index, the stronger is the impact of the parameter on the model output.

### 11.3.6. Study area and reference data

The Becancour River watershed is located in southern Quebec, in the St Lawrence Lowlands (Figure 11.4) of Canada and covers an area of 2597 km<sup>2</sup>. This watershed has various land covers: 54% forest, 23% agricultural land, 6% bush, 4% urban development, 1% surface water and 12% wetlands (Beaulieu *et al.*, 2012). More specifically, isolated wetlands cover an area of 210 km<sup>2</sup> (8% of watershed area) and drain 423 km<sup>2</sup> of territory (16%), while riparian wetlands cover 97 km<sup>2</sup> (4% of watershed area) and drain 266 km<sup>2</sup> of territory (10%).



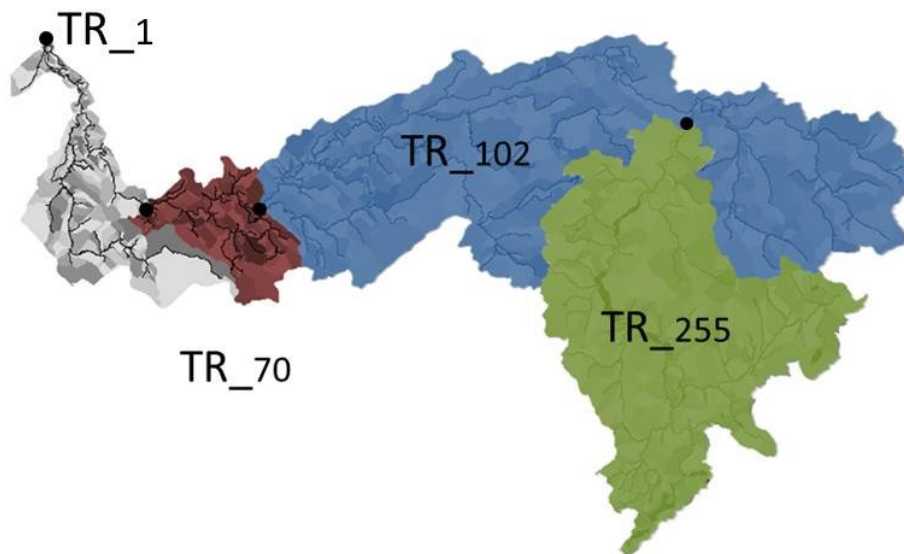
**Figure 11.4: Geographic location, land use and land cover of the Becancour River watershed**

Soils vary from loamy sand in the lower and the middle parts of the watershed to loam in the upper part. The watershed was subdivided into 1824 hill slopes or RHHUs with a

mean area of 140 ha, and 736 river segments with a mean length of 1885 m, defining three regions of interest for parameterization. These regions are used to define local sets of parameters making the calibration of HYDROTEL more consistent.

Observed data included daily streamflows and meteorological series over 40 years – 1969-2010, provided by the Quebec Hydrological Expertise Center (*Centre d'Expertise Hydrique du Québec*, CEHQ). Three specific river segments (namely, TR\_255, TR\_102 and TR\_70) were selected for calibration, validation and simulation processes (Figure 11.5). Based on an integrative approach, the outlets of each specific river segments integrate the totality of the upstream territory (*i.e.*, TR\_255, TR\_102 and TR\_70 correspond to the green part, green and blue parts and green, blue and red parts, respectively) and coincide with the key points of model parametrization (*i.e.*, calibration and validation) and simulation process.

As described in Table 11.3, while both isolated wetland area and drainage area increase with the integrated territory (2% to 8% for wetland area and 12% to 17% for wetland drainage area from TR\_255 to TR\_70 respectively), those values associated to riparian wetlands remains stable (3% to 4% and 12% to 11%).



**Figure 11.5: River segments used for calibration and validation processes**

Using the methodology introduced by Turcotte *et al.* (2003), manual calibration and validation of HYDROTEL was performed for each set of simulations (*i.e.*, with and without wetland modules) and over different periods of five years according to available



observed data. As reported by *Bouda et al. (2014)*, when compared to an automatic calibration, the structured trial-and-error procedure proposed by *Turcotte et al. (2003)* can achieve very similar performances as the latter has shown to provide a marginal improvement over the former (less than 1.4 % in terms of  $NSE_Q$  and  $R^2$ ). This manual calibration uses both NSE and RMSE as objective functions.

**Table 11.3 : Wetland, drainage and surface areas for the three specific river segments**

River segment	Cumulative surface area (km <sup>2</sup> )	Wetland area				Wetland drainage area			
		Isolated		Riparian		Isolated		Riparian	
		km <sup>2</sup>	% <sup>a</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>a</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>a</sup>	km <sup>2</sup>	% <sup>a</sup>
TR_255	918	18	2	23	3	112	12	113	12
TR_102	2164	159	7	87	4	353	16	246	11
TR_70	2306	187	8	90	4	384	17	253	11
<b>Total watershed</b>	<b>2579</b>	<b>210</b>	<b>8</b>	<b>97</b>	<b>4</b>	<b>423</b>	<b>16</b>	<b>266</b>	<b>10</b>

<sup>a</sup> Computed as the ratio of the wetland or wetland drainage area to the cumulative surface area

Calibration refers to the adjustment of 18 key parameters adjusted by a single trained user, either with or without wetland consideration. This procedure includes the calibration of snow parameters and soil parameters relative to the watershed, while wetland parameters values, issued from the literature are fixed. Indeed, wetland parameters are not yet available to the user for the calibration process and thus the number of degrees of liberty was the same for simulations with and without wetlands. Uncompleted years (referred to as excluded) were not used. Calibration was for the 1994-2000 period (*i.e.*, 1996-1997 excluded) at river segment TR\_70 and for the 2005-2009 period at river segments TR\_102 and TR\_255. A temporal and spatial validation was performed over the 1988-1992 period at TR\_70 and over the 2000-2004 period and 1999-2004 period (*i.e.*, 2003 excluded) at TR\_102 and TR\_255, respectively.

The performance of each GOFI and WFC was evaluated for calendar-years selected from the 40 calendar-year data set: (i) 30-years (1970-2000) (*i.e.*, 1993, 1996 and 1997 excluded) for TR\_70, (ii) 10-years (2000-2009) for TR\_102, and (iii) 39-years (1970-

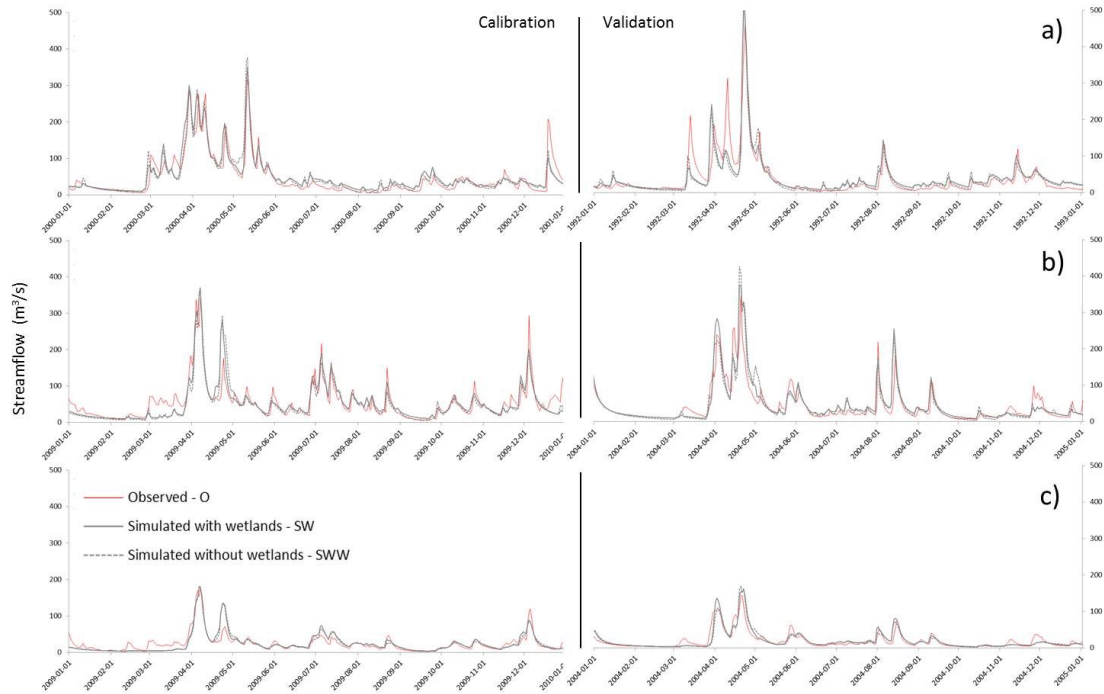
2009) (*i.e.*, 2003 excluded) for TR\_255. Use of long record periods of data permits all values of GOFs and WFC to be consistent. To achieve this evaluation, the Kolmogorov-Smirnov (KS) statistical test was employed for comparing simulated results with those observed. In each case, a 1-year spin-up period was used to minimize initialization errors. Finally, to perform the sensitivity analysis, the 40-year period (1970-2009) of simulated flows were used. The model sensitivity to wetland parameter variations ( $\Delta\theta$ ) (*e.g.*,  $\pm 0.0625$ ,  $\pm 0.125$ ,  $\pm 0.25$ ,  $\pm 0.5$ ) was assessed for each river segment of interest as well as the watershed outlet (TR\_1). Results are presented for the entire period and for specific conditions (*i.e.*, seasonal analysis).

## **11.4. Results and discussion**

### **11.4.1. Calibration and validation**

For each river segment, the results provide a generally good fit between observed and simulated discharges for the two sets of simulations. For illustration purposes only the last year of each period of calibration and validation are shown in Figure 11.6. The three commonly used GOFs reported in table 11.4 are comparable for simulations with (SW) and without wetlands (SWW). More specifically for the calibration period, the  $NSE_Q$  values for SWW vary from 0.65 to 0.77 and for SW, from 0.70 to 0.78. Meanwhile, for SWW, the Pbias values range from -10.2% to -3.3% and for SW, from -6.1% to 2.6%. For the validation period, similar  $NSE_Q$  values are observed ranging from 0.67 to 0.85 (SWW) and 0.72 to 0.86 (SW); and for Pbias, from 11.4% to 1.2% (SWW) and -6.2% to 6.6% (SW). These results are considered good ( $NSE > 0.65$  and  $Pbias < 15\%$ ) to very good ( $NSE > 0.75$  and  $Pbias < 10\%$ ) according to the hydrologic model performance rating described by Moriasi *et al.* (2007).

The  $NSE_Q$  values calculated for the calibration and validation periods are comparable for SW (0.70 to 0.82) and SWW (0.65 to 0.86) and indicate that both simulations give a good representation of the flow processes for each river segment. The RMSE values are, for the same periods, smaller for SW (9.3 to 31.7), than those for SWW (9.5 to 34.6). While the Pbias values indicate that SWW have a slight tendency to underestimate flows (*i.e.*, mostly negative values in comparison to SW), an improvement is observed under SW (-6.1% to 6.6%) versus SWW (-11.4% to 1.2%) with values more centred on 0, and absolute values close to 0.



**Figure 11.6: Flows simulation at a) TR\_70, b) TR\_102, and c) TR\_255 on the Becancour River for the last year of calibration and validation period**

From a qualitative point of view (*i.e.*, visual inspection), some discrepancies between observed and simulated data can be noted. Generally speaking, timing of high flows is well represented. However, the magnitudes of the peaks differ. The low flows are relatively well represented. The two sets of simulations are very similar even though SW seems to be closer to observed values for both high and low flow conditions.

**Table 11.4 : Model performance for calibration and validation period**

River segment	Period	Statistical performance			Remarks
		NSE <sub>Q</sub>	RMSE	Pbias	
TR_70	Calibration	0.70 / 0.65	29.3 / 31	2.4 / -3.3	
	Validation	0.72 / 0.67	31.7 / 34.6	-6.2 / -11.4	
TR_102	Calibration	0.77 / 0.73	28.3 / 29.5	-5.5 / -10.2	With wetlands / Without wetlands
	Validation	0.80 / 0.76	24.3 / 26.3	2.6 / -3.4	
TR_255	Calibration	0.78 / 0.77	13.2 / 13.3	-6.1 / -10.2	
	Validation	0.86 / 0.85	9.3 / 9.5	6.6 / 1.2	

## 11.4.2. Model performance

The analysis and the comparison of the GOFs and WFC between SW and SWW may underline the benefits and/or disadvantages due to the integration of the wetland modules within HYDROTEL. They were conducted in order to highlight the effects of the wetland modules on the model's ability to accurately reproduce the basic components of the hydrograph. The associated results for the Becancour River are given in table 11.5 (GOFs) and table 11.6 (WFC), and monthly flows simulations are partially illustrated in Figure 11.7.

**Table 11.5 : Results of the GOFs for Becancour River**

River segment	Period	Statistical performance										Remarks
		NSE <sub>Q</sub>	Diff*	NSE <sub>√Q</sub>	Diff*	NSE <sub>Qinv</sub>	Diff*	VE	Diff*	RMSE	Pbias	
TR_70	1971-2000	0.59 / 0.52	+13.5%	0.76 / 0.72	+5.5%	0.98 / 0.96	+2.1%	0.88 / 0.83	+6%	37.6 / 40.2	-11.7 / -16.4	
	Summer	0.56 / 0.50	+12%	0.76 / 0.74	+2.7%	0.84 / 0.98	-14.2%	0.90 / 0.99	-9.1%	21.7 / 23	10.1 / -1	
	Winter	0.58 / 0.51	+13.7%	0.74 / 0.69	+7.2%	0.96 / 0.63	+52.4%	0.81 / 0.78	+3.8%	45.8 / 49	-19.4 / -21.9	
TR_102	2000-2009	0.78 / 0.75	+4%	0.83 / 0.80	+3.7%	0.97 / 0.97	0%	0.98 / 0.93	+5.4%	26.4 / 28	-2.1 / -7.3	With wetlands / Without wetlands
	Summer	0.78 / 0.73	+6.8%	0.82 / 0.80	+2.5%	0.88 / 0.99	-11.1%	0.84 / 0.96	-12.5%	18.3 / 19.8	16.1 / 4	
	Winter	0.78 / 0.75	+4%	0.82 / 0.79	+3.8%	0.99 / 0.88	+12.5%	0.90 / 0.88	+2.3%	30.9 / 32.6	-9.5 / -11.9	
TR_255	1971-2009	0.75 / 0.72	+4.2%	0.81 / 0.79	+2.5%	0.97 / 0.99	-2%	0.97 / 0.93	+4.3%	14 / 14.6	-2.9 / -7.2	
	Summer	0.81 / 0.78	+3.8%	0.84 / 0.86	-2.3%	0.83 / 0.94	-11.7%	0.80 / 0.92	-13%	7.2 / 7.2	19.6 / 7.8	
	Winter	0.74 / 0.71	+4.2%	0.78 / 0.75	+4%	0.97 / 0.82	+18.3%	0.89 / 0.87	+2.3%	17.4 / 18.2	-11.2 / -12.8	

\* Diff is the difference between simulation with wetland modules and simulation without wetland modules efficiencies, calculated as follows:

$$Diff = \frac{efficiency_{sw} - efficiency_{sww}}{efficiency_{sww}}$$

### Qualitative assessment - GOFs

From table 11.5, it is observed that: (i) the two sets of simulations show good agreements between observed and simulated stream flows, and (ii) model efficiency slightly increased when using the wetland modules. The small values (*i.e.*, values close to 0.5) obtained for NSE<sub>Q</sub> for TR\_70 can be attributed to differences between the land cover conditions and the land cover map used (*e.g.*, loss of wetlands through time, agriculture intensification). Indeed, the fact that observed discharge data for this river segment (1971-2000) are prior to the land cover map used in this study (Beaulieu *et al.*, 2012) can lead to a certain degree of deviation between observed and simulated data

(e.g., Savary *et al.*, 2009). Thus the closer in time the simulations are with respect to the land cover map used, the greater is the improvement.

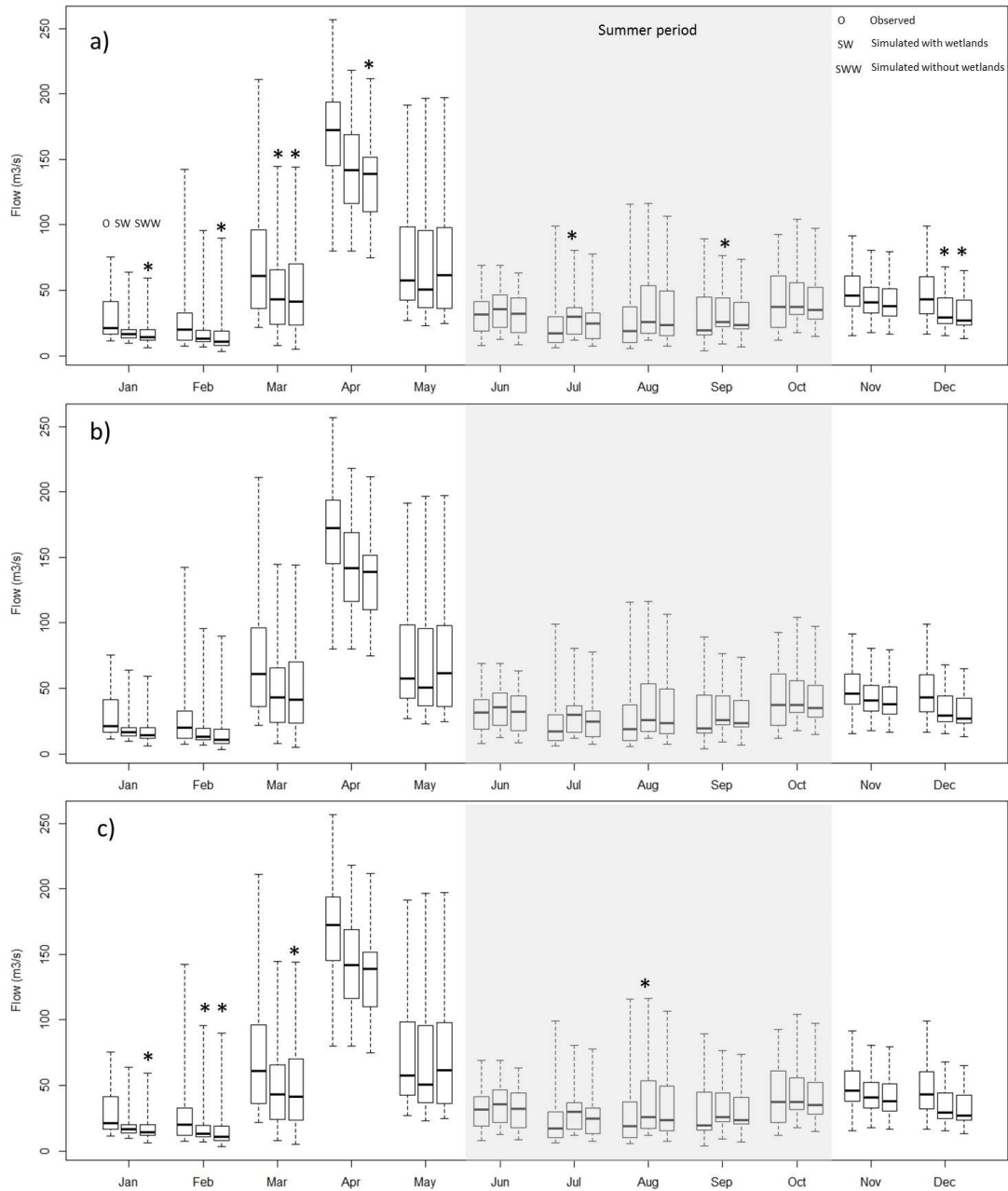
For all hydrological years, the values of  $NSE_Q$  increase from 4% to 13.5%. The same trend is observed for  $NSE_{\sqrt{Q}}$  and VE with increases of 2.5% to 5.5%, and 4.3% to 6%, respectively. The further downstream the studied river segment is, better are the results. This coincides with the fact that the cumulative wetland area increases in the downstream direction, highlighting the contribution of the wetland modules to the overall model performance. This shows that the improvement is not only due to a single point and a local improvement but also to an overall increase in model accuracy. This trend is confirmed by the lower RMSE values (mean of -5%). The Pbias shows that HYDROTEL, whatever the set of simulations, has a tendency to underestimate some floods (negative values of Pbias), but the SW are better with a Pbias values close to 0.

At the seasonal scale, results are mixed. While for the winter period values of  $NSE_Q$ ,  $NSE_{\sqrt{Q}}$ ,  $NSE_{Q_{inv}}$  and VE show the same tendencies that those observed for all hydrological years with an improvement of the indicator values from 4.2% to 12% ( $NSE_Q$ ), 3.8% to 7.2% ( $NSE_{\sqrt{Q}}$ ), 12.5% to 52.4% ( $NSE_{Q_{inv}}$ ), and from 2.3% to 3.8% (VE); the results of the summer period are more heterogeneous. Indeed, if the values of  $NSE_Q$  are similar to those described above with an increase ranging from 3.8% to 12%, some values of GOFs integrating low flows (*i.e.*,  $NSE_{\sqrt{Q}}$ ,  $NSE_{Q_{inv}}$  and VE) are negative.

Thus, addition of the wetland modules accentuates the overestimation during the summer period (*i.e.*, increase of Pbias in positive values) and dampens the underestimation during the winter period (increase of Pbias in negative values). Such discrepancies suggest a systematic bias and show the difficulties in improving simulated flows under various seasonal conditions. Moreover, the lower values of RMSE illustrate the reduction of extreme values and emphasize the positive effect of the wetland modules in reproducing both high and low flows by HYDROTEL.

Moreover, the lower values of RMSE illustrate the reduction of extreme values and emphasize the positive effect of the wetland modules in reproducing both high and low flows by HYDROTEL. The comparison between observed and simulated monthly flows (Figure 11.7) illustrates these mixed results. While high-flow months are well replicated, the low-flow months have a tendency to show statistically significant differences (KS-test with  $p\text{-value}<0.05$ ). This illustration is supported by the major differences between

$NSE_{Q_{inv}}$  values (Table 11.5) at seasonal scale. Moreover, while SW show mainly statistically significant differences during summer low flows, SWW show differences during winter low flows.



**Figure 11.7: Observations (O), simulation-driven with wetlands module (SW) and simulation-driven without wetlands modules (SWW) for a) TR\_70 (1971-2000), b) TR\_102 (2000-2009) and c) TR\_255 (1971-2009). Each box plot illustrates the median and inter-quartile range and the whiskers upper and lower limits. The asterisks refer to the results with statistically significant differences observed data based on the KS-test ( $p < 0.05$ )**

### *Quantitative assessment - WFC*

Differences between high-flow periods and low-flow periods can be seen through the fourteen WFC for which the differences between observed (O) and simulated flows (SW and SWW) are presented (Table 11.6). For the magnitude and timing analysis group (see Group A in Table 11.6), the monthly magnitude obtained with SW is closer to O than that for SWW for every month during the winter period. During the summer period, the monthly magnitude obtained for SWW is closer to O. At the seasonal scale, the differences between observed seasonal magnitude (O) and the two sets of simulations vary from 11% to 18% (SW) and from 0% to 12% (SWW) for the summer period. During the winter period, differences vary from -8% to -20% (SW) and from -10% to -22% (SWW). These results confirm the Pbias values and the slight tendency of the model to overestimate during summer and underestimate during winter. These results reflect the impact of the wetland modules on the summer overestimation increase and the winter underestimation decrease. In other words, with wetland modules, considering their definition and parameterization, HYDROTEL has a tendency to favour the release of too much water both during winter and summer dry condition.

For the magnitude and duration analysis group (Group B in Table 11.6), the same results can be observed, with mean values of +169% (SW) and -6.5% (SWW) and mean values of -11.9% (SW) and -11.6% (SWW) for annual minimum daily and maximum daily flows, respectively. However, the timing analysis group (Group C) shows differences with earlier annual flood estimates for the SWW. Offsets of 4 and 6 months are observed for river segments TR\_70 and TR\_255 between observed and simulated (SWW) flows, respectively. This discrepancy makes the low-flow period move from the summer period (September) to the winter period (March). This confirms that the addition of wetland modules seems to address some difficulties of the model to replicate flows during the winter period.

The frequency and duration analysis group (Group D in Table 11.6) emphasizes the effect of the wetland modules on the hydrological responses to extreme events simulated by HYDROTEL. The differences between means are -23% (SW) and 7% (SWW), and are -14% (SW) and 20% (SWW) for high- and low-pulse numbers, respectively, when compared to the mean values of observed flows. For flow duration, the differences are 30% (SW) and 23% (SWW), and 1% (SW) and -6% (SWW) for high flows and low flows, respectively. In other words, integrating the wetland modules in

HYDROTEL tends to smooth the simulated average hydrograph by reducing extreme events and extending their duration.

**Table 11.6 : Results of the water flow criteria (WFC) for the Becancour River**

Analysis group		Means									
		TR_70			TR_102			TR_255			
		o	sw	sww	o	sw	sww	o	sw	sww	
Group A <i>(Magnitude and timing)</i>	Monthly magnitude (m3/s)	J	29	20	18	37	30	29	14	10	10
		F	28	18	16	17	16	15	11	7	7
		M	76	53	52	44	36	32	26	18	17
		A	171	144	138	164	158	154	74	71	69
		M	75	70	73	59	52	54	31	31	32
		J	33	36	32	39	42	39	15	17	16
		J	25	30	27	34	44	40	12	16	14
		A	34	39	34	32	40	35	14	18	16
		S	32	34	31	18	24	20	11	14	13
		O	42	44	40	45	46	41	20	22	20
		N	51	43	42	50	46	44	22	20	20
		D	48	35	33	45	40	40	18	16	16
			Seasonal magnitude (m3/s)	Summer	33	37	33	34	39	35	14
Winter	68			55	53	59	54	53	28	25	24
Group B <i>(Magnitude and duration)</i>	1-day minimum	2	5	2	1	5	1	1	2	1	
	7-day minimum	2	6	2	2	6	2	1	2	1	
	30-day minimum	3	6	2	4	7	3	1	3	1	
	1-day maximum	850	581	638	501	555	572	368	303	307	
	7-day maximum	626	448	454	369	432	418	257	230	227	
	30-day maximum	345	263	254	256	220	216	135	123	123	
Group C <i>(Timing)</i>	Julian date of annual minimum	259	258	62	253	252	252	211	258	73	
	Julian date of annual maximum	92	99	91	88	99	99	92	99	99	
Group D <i>(Frequency and duration)</i>	High pulse number	10.4	8.4	11.0	10.9	8.6	9.6	9.4	6.6	5.9	
	Low pulse number	6.6	8.8	9.4	6.6	7.6	9.6	6.5	4.7	4.6	
	High flow duration	8.8	10.8	8.3	8.4	10.6	9.5	9.7	13.7	15.6	
	Low flow duration	13.5	10.3	9.6	13.7	12.0	9.5	14.0	19.4	19.7	

For all hydrological years, the model, as expected, shows a slightly lower performance than during the period for which it was calibrated (Tables 11.4 and 11.5). The further in time the integrated study period is from the date of the land cover map used, the greater the deviations are between observed and simulated flows.

At seasonal and monthly scales, although the model shows better results for SW, a systematic bias is still observed. The persistent overestimation of low flows during the summer period (e.g., recession period after spring freshet) and the slight underestimation of low and high flows during the winter period (e.g., missing peak) suggest that perhaps soil storage and flow releases (i.e., surface and lateral flows) were either: (i) physically not well described by the wetland modules or (ii) not well parameterized during the calibration process. However, the good temporal



representation of both annual maximum and minimum peaks obtained with SW indicates that a slight improvement can be achieved by the addition of wetland modules.

### 11.4.3. Sensitivity analysis

The sensitivity analysis demonstrated that the largest variations in stream flows were obtained with a variation of  $\pm 50\%$ . Moreover, the variability of the sensitivity index ( $S_j(\theta)$ ) induced by each parameter variations ( $\Delta\theta$ ) is linear. Thus, only the selected wetland parameters and their corresponding 50 % variation are given in table 11.7 and beyond. The results for each river segment studied and at the outlet (TR\_1) of the watershed are introduced in Tables 11.8 (annual scale) and 11.9 (seasonal scale). Figure 11.8 shows a summary of the sensitivity analyses, that is, boxplots of all sensitivity indices for each river segment by distinguishing isolated and riparian wetlands.

**Table 11.7 : Reference values ( $\theta_{j0}$ ), variation ( $\Delta\theta_j$ )\*, and bounds of sensibility variation ( $[\theta_j^-, \theta_j^+]$ )\* of wetlands parameters ( $\theta$ ) modules**

HEW	Parameters	Reference values	Variation	Bounds of variation
	$\theta$	$\theta_{j0}$	$\Delta\theta_j$	$[\theta_j^-, \theta_j^+]$
Isolated wetlands	C_EV (%)	0.6	0.3	[0.3,0.9]
	C_PROD (%)	0.1	0.05	[0.05,0.15]
	FRAC (%)	0.3	0.15	[0.15,0.45]
	KSAT_BK (mm/h)	0.5	0.25	[0.25,0.75]
	RAV (m <sup>3</sup> /ha)	9653.5	4826.75	[4826,14480]
Riparian wetlands	FRAC (%)	0.3	0.15	[0.15,0.45]
	KSAT_BK (mm/h)	25	12.5	[12.5,37.5]
	KSAT_BS (mm/h)	0.5	0.25	[0.25,0.75]
	$D_{wet,max}$ (m)	0.5	0.25	[0.25,0.75]
	$D_{wet,nor}$ (m)	0.1	0.05	[0.05,0.15]

\* For  $\pm 50\%$

The analysis (Table 11.8) shows that for both the downstream river segments (TR\_1, TR\_70 and TR\_102) and the upstream river segment (TR\_255), the most sensitive parameters (FRAC, RAV and KSAT\_BS) are related to the isolated wetland module. For

the downstream segments, the most sensitive parameter is the ratio defining the relationship between the surface of HEW and the maximum and normal water levels (FRAC) with  $S_j = 0.31$ , 0.30 and 0.29, respectively, followed by RAV and KSAT\_BS. Whereas for the upstream segment, it is the percentage of contribution of HEW to terrestrial flow (C\_PROD) that is the most sensitive parameter with  $S_j = 0.22$ , followed by RAV and FRAC. Considering the least sensitive parameters, they are related to the riparian wetland module (KSAT\_BK,  $D_{wet,max}$ ) and isolated wetland module (C\_EV). More specifically, the bank saturated hydraulic conductivity (KSAT\_BK) is the least sensitive for all river segments ( $S_j = 0.007$  to 0.008).

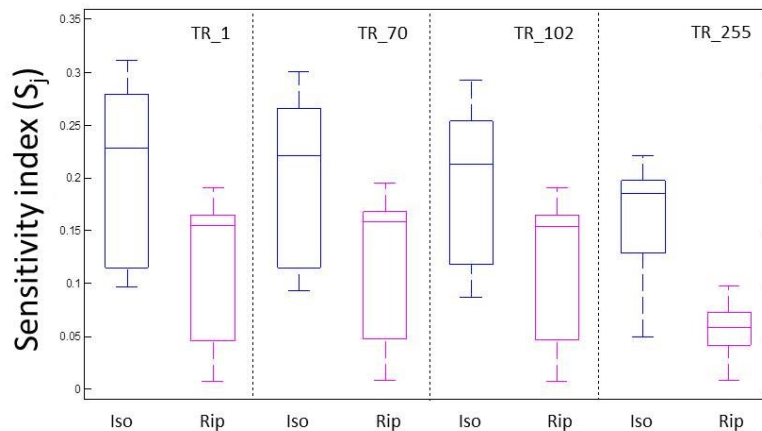
**Table 11.8 : Sensitivity ranking of each wetland parameter**

Parameters	TR_1		TR_70		TR_102		TR_255	
	rank	$S_j(\theta)$	rank	$S_j(\theta)$	rank	$S_j(\theta)$	rank	$S_j(\theta)$
$\theta$								
C_EV	<b>8</b>	0.097	<b>8</b>	0.093	<b>8</b>	0.087	<b>9</b>	0.05
C_PROD	7	0.121	7	0.122	7	0.128	<b>1</b>	0.221
FRAC	<b>1</b>	0.311	<b>1</b>	0.301	<b>1</b>	0.293	<b>3</b>	0.186
KSAT_BS	<b>3</b>	0.228	<b>3</b>	0.221	<b>3</b>	0.213	4	0.156
RAV	<b>2</b>	0.268	<b>2</b>	0.255	<b>2</b>	0.241	<b>2</b>	0.190
FRAC	4	0.190	4	0.195	4	0.191	5	0.098
KSAT_BK	<b>10</b>	0.007	<b>10</b>	0.008	<b>10</b>	0.007	<b>10</b>	0.008
KSAT_BS	6	0.155	5	0.159	5	0.156	6	0.064
$D_{wet,max}$	<b>9</b>	0.058	<b>9</b>	0.06	<b>9</b>	0.06	<b>8</b>	0.053
$D_{wet,nor}$	5	0.157	6	0.159	6	0.154	7	0.059
<i>Mean</i>		0.159		0.157		0.153		0.108
<i>Standard deviation</i>		0.089		0.085		0.082		0.070
<i>Variation coefficient</i>		0.559		0.0542		0.536		0.645

It is noteworthy that: (i) all downstream river segments have the same sensitivity ranking considering both the most and the least sensitive parameters and (ii) the sensitivity ranking of parameters is quite different for the upstream river segment with particular consideration of C\_PROD replacing KSAT\_BK among the three most sensitive parameters.. This difference between downstream and upstream river segments can be

caused by the different ratios between isolated and riparian wetland areas in the respective river segment: mean of 2 for downstream river segments against 0.8 for the upstream. But it also suggests that: (i) even under conditions where the percentage of isolated wetlands is lower than that of riparian wetlands, the more sensitive parameters are still related to the isolated wetland module, and (ii) under conditions where the percentage of isolated wetlands area is very small (e.g., 2% in that case – see Table 11.3), they are more influential since their capacity to transfer water is more sensitive than their storage capacity (i.e., C\_PROD versus FRAC).

As shown in Figure 11.8, the sensitivity index ( $S_j$ ) of downstream river segments has a variability values ranging from 0.01 to 0.19 and from 0.09 to 0.31 for riparian and isolated wetlands, respectively. For the upstream river segment, the variance is the same for the isolated wetland module ( $\Delta S_j=0.22$ ), and lesser for the riparian wetland module ( $\Delta S_j=0.08$ ). At the seasonal scale, the same trend is observed.



**Figure 11.8: Boxplot of sensitivity index  $S_j(\theta)$  values  $S_j(\theta)$  for each river segment and for isolated (Iso) and riparian (Rip) wetlands modules**

As shown in table 11.9, the sensitivity ranking is roughly the same for both winter and summer periods for a given river segment and the variability of sensitivity values is larger for TR\_1 than for TR\_255. For river segment TR\_1 (and the two other downstream river segments), the sensitivity indices for the three most sensitive parameters (related to the isolated wetland module) are slightly greater in summer than in winter, whereas for TR\_255, they are slightly lesser. It denotes that the isolated wetland module is more sensitive to hydrological contributions (e.g., precipitations and subsequent water flows such as surface and lateral flows).

**Table 11.9 : Sensitivity ranking for TR\_1 and TR\_255 at the seasonal scale**

Parameters	TR_1				TR_255			
	Winter		Summer		Winter		Summer	
	<i>rank</i>	$S_j(\theta)$	<i>rank</i>	$S_j(\theta)$	<i>rank</i>	$S_j(\theta)$	<i>rank</i>	$S_j(\theta)$
C_EV	9	0.056	7	0.135	9	0.032	7	0.067
C_PROD	7	0.125	8	0.115	1	0.220	1	0.222
FRAC	1	0.294	1	0.332	3	0.202	3	0.160
KSAT_BS	3	0.196	3	0.265	4	0.159	4	0.151
RAV	2	0.269	2	0.267	2	0.203	2	0.170
FRAC	4	0.169	4	0.215	5	0.092	5	0.105
KSAT_BK	10	0.006	10	0.087	10	0.007	10	0.009
KSAT_BS	6	0.134	5	0.180	7	0.059	6	0.070
$D_{wet,max}$	8	0.068	9	0.041	6	0.063	9	0.033
$D_{wet,nor}$	5	0.138	6	0.179	8	0.057	8	0.061

## 11.5. Conclusions

This paper described the integration of two wetland modules (isolated and riparian wetlands) within the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform. It also presented the added value of integrating these modules with respect to replicating basic hydrograph characteristics. The diagnosis of this model update was conducted by analysing a subset of highly informative, non-redundant, multiple performance measures as recommended by Biondi *et al.* (2012) and Ritter and Muñoz-Carpena (2013). This joint analysis provided a means of capturing distinct aspects of model performance and proper interpretation.

In summary, the main conclusions with respect to the Becancour River watershed are:

- Model assessment using multiple performance measures (GOFIs and WFC) highlighted the added-value of integrating wetland modules within HYDROTEL, namely improving of:
  - Quality of model fit.
  - Timing of annual maximum flow.

- Simulation of flows during the winter period.
- Meanwhile, the sensitivity analysis revealed that:
  - The resulting version of HYDROTEL is more sensitive to the parameters of the isolated wetland module.
  - Among the most sensitive parameters, the following could be considered as calibration parameters: FRAC (ratio defining the relation between the surface of HEW when the wetland is at maximum and normal water levels, respectively), RAV (ratio defining the relation between the water volume and the surface of HEW) and C\_PROD (contribution of HEW to terrestrial flow defined as a percentage of wetland water volume when the water level is between the normal and maximum levels).
  - Parameters such as KSAT\_BS (value of saturated hydraulic conductivity of the soil beneath the HEW),  $D_{wet,max}$  (threshold values of water depth in the HEW corresponding to the maximum level) and C\_EV (percentage of potential evapotranspiration calculated at RHHU scale) seem to have no influence.

The addition of physically-based wetland modules to HYDROTEL provides a modelling framework to highlight the individual impact of isolated and riparian wetlands on watershed hydrology. For example, the model could be used to answer the following questions: (i) What would be the impact on stream flows if all isolated wetlands were drained?; (ii) Similarly, what would be the impact if all riparian wetlands were filled? In both cases, what would be the associated effect on low flows (e.g.,  $Q_{7-2}$ , seven-day low flow with a two-year return period) and high flows (e.g.,  $Q_{20}$ , peak flow with a twenty-year return period). Future work will explore these issues under current and future climate conditions and investigate the impact of increasing or decreasing wetland areas at different scales and locations within the Becancour River watershed.

## **Acknowledgements**

This study was done as part of a collaborative research project (*Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*) between Université de Sherbrooke (Richard Fournier, principal investigator,

Jérôme Théau), Centre Eau Terre Environnement, INRS (Alain N. Rousseau), Université Laval (Monique Poulin), and UQÀM (Jean-Pierre Revéret). It was conducted within the framework of the Climate Change Action Plan 26 “Biodiversity” coordinated and funded by Ouranos, a Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change (Robert Siron, biodiversity program coordinator). Supplemental funding came from the Discovery Grant program of the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada (Alain N. Rousseau, principal investigator). The authors would like to thank Roxane Dubé and Mathieu Varin of the Université de Sherbrooke for their technical support throughout the project.

---

**12. Article II : Assessment of the impact of spatio-temporal attributes of wetlands on stream flows using a hydrological modelling framework: A theoretical case study of a watershed under temperate climatic conditions**

-

Cadre de modélisation hydrologique pour l'évaluation de l'impact des caractéristiques spatiales et temporelles des milieux humides sur le régime hydrologique : Cas d'étude théorique d'un bassin versant en conditions climatiques tempérées

---

**Auteurs :**

Maxime Fossey,<sup>1\*</sup> Alain N. Rousseau<sup>1</sup> and Stéphane Savary<sup>1</sup>

1 INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, G1K 9A9 Québec City, Québec, Canada

**Revue :**

L'article II a été publié dans *Hydrological Processes* - Hydrol. Process. 30, 1768–1781 (2016)

**Contribution des auteurs :**

La préparation des données, le travail de simulation, le traitement et l'analyse des fichiers de sortie du modèle, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article ont été réalisés par l'étudiant (Maxime Fossey). M. Savary et le Pr. Alain Rousseau ont révisé et commenté l'article. L'étudiant (Maxime Fossey) a effectué les travaux de correction et a réalisé le processus de réponse aux commentaires, suite à la demande de révision du journal. Toutes les étapes mentionnées se sont déroulées sous la supervision du Pr. Alain Rousseau.

## Résumé

---

Les milieux humides jouent un rôle important sur les régimes hydrologiques, réduisant les épisodes de crues de par leur fonction de stockage des eaux, et soutenant les épisodes de faibles débits de par leur capacité de restitution retardée des eaux. Cependant, leurs impacts sur la disponibilité de la ressource en eau et sur le contrôle des inondations sont principalement dépendants de la typologie du milieu humide considéré (isolé ou riverain) et de sa localisation sur le bassin versant. Par conséquent, les évaluations qualitative et quantitative des milieux humides sur les régimes hydrologiques sont devenues des enjeux majeurs tant pour les scientifiques que les décideurs.

Dans cette étude, le modèle hydrologique distribué HYDROTEL a été utilisé pour étudier le rôle et l'impact de la répartition géographique des milieux humides isolés et riverains sur les régimes hydrologiques du bassin versant de la rivière Bécancour, Québec, Canada. Le modèle hydrologique a été calé en utilisant des jeux de données disponibles (c.-à-d., MNA, carte pédologique, carte des milieux humides, carte d'occupation des sols, données hydrométéorologiques sur la période 1969-2010). Différentes configurations d'occupation des sols par les milieux humides ont été simulées.

Les résultats ont été utilisés pour déterminer si les paramètres hydrologiques, relatifs aux débits de pointe de crue et d'étiage, étaient liés à : (i) la situation géographique des milieux humides, (ii) la typologie de ces derniers, et (iii) la saisonnalité. La contribution particulière d'un milieu humide a été évaluée à l'aide des caractéristiques intrinsèques (c.-à-d., surface, typologie) et de facteurs extrinsèques (c.-à-d., localisation du milieu humide au sein du bassin versant, saisonnalité). Au travers de cette analyse, les résultats suggèrent, dans une certaine mesure, que les milieux humides isolés et riverains ont tous deux un impact sur l'hydrologie. De plus, il apparaît que plus un milieu humide isolé est localisé en amont du bassin versant, plus ses effets sur l'amortissement des hauts débits et sur le soutien aux bas débits semblent être importants. Concernant les milieux humides riverains, plus ces milieux sont connectés hydrologiquement à un cours d'eau majeur, plus leurs effets semblent importants. Ces résultats de modélisation montrent l'influence des conditions locales du paysage sur l'impact des milieux humides optimisant ou limitant leur efficacité. Ainsi, il ressort de cette étude que l'impact des milieux humides est dépendant de l'effet combiné de ses caractéristiques et des conditions paysagères environnantes.



## 12.1. Abstract

Wetlands play a significant role on the hydrological cycle, reducing flood peaks through water storage functions and sustaining low flows through slow water release ability. However, their impacts on water resources availability and flood control are mainly driven by wetland type (e.g., isolated wetland –IW- and riparian wetland –RW-) and location within a watershed. Consequently, assessing the qualitative and quantitative impact of wetlands on hydrological regimes has become a relevant issue for scientists as well as stakeholders and decision-makers. In this study, the distributed hydrological model, HYDROTEL, was used to investigate the role and impact of the geographic distribution of isolated and riparian wetlands on stream flows of the Becancour River watershed of the St Lawrence Lowlands, Quebec, Canada. The model was set up and calibrated using available datasets (*i.e.*, DEM, soil, wetland distribution, climate, land cover, and hydrometeorological data for the 1969-2010 period). Different Wetland Theoretical Location Tests (WTLT) were simulated. Results were used to determine whether stream flow parameters, related to peak flows and low flows, were related to: (i) geographic location of wetlands, (ii) typology of wetlands, and (iii) seasonality. The contribution of a particular wetland was assessed using intrinsic characteristics (e.g., surface area, typology) and extrinsic factors (e.g., location in the watershed landscape and seasonality). Through these investigations, the results suggest, to some extent, that both IWs and RWs impact landscape hydrology. The more IWs are located in the upper part of the watershed, the greater their effect on both high flow damping and low flow support seems to be. The more RWs are connected to a main stream, the greater their effect is. Our modelling results indicate that local landscape conditions may influence the wetland effect; promoting or limiting their efficiency, and thus their impacts on stream flows depend on a combined effect of wetland and landscape attributes.

## 12.2. Introduction

Wetlands are facing major changes. Over the last decades, their extensive degradation or conversion in response to anthropogenic activities and human needs (e.g., agriculture, peat mining and urbanization) has been highlighted in many studies. Indeed, it has been reported that about half the wetland areas have been lost worldwide (Zedler and Kercher, 2005). A similar rate of wetland loss has been observed within the St Lawrence Lowlands, Quebec, Canada (Joly *et al.*, 2008). While at the global scale,

wetland losses represent one of the major modifications of the environment, at the regional scale, it has been identified as one of the key disturbances of watershed hydrology (Solomon *et al.*, 2007).

Given these facts, the future of wetlands and their protection have become a major concern since the 1970s especially with: (i) the Ramsar Convention (Matthews, 1993) which provides the framework for national action and international cooperation for their conservation, and (ii) the concept of ecosystem services (Daily *et al.*, 1997, De Groot *et al.*, 2002, De Groot *et al.*, 2010) mainstreamed by the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2003; 2005) with overarching goal of establishing a “No Net Loss” era.

In addition to wetland protection programs, there is a growing interest in restoration programs to replace the lost hydrological functions. This has motivated the development of wetland classification (see Keddy, 2010 for an overview) from global inventory (Cowardin *et al.*, 1979) with regional specificities (for Canada see Warner and Rubec, 1997) to watershed inventory for landscape planning and management strategies (Brinson and Rheinhardt, 1996, Brinson, 2009; 2011, Brooks *et al.*, 2011). This functional assessment was the basis for the development of watershed models to identify and quantify wetland functions. Meanwhile, the role of wetlands in the hydrological cycle has been widely discussed (for an overview see Bullock and Acreman, 2003). However, despite some difficulties to definitely quantify the hydrological impacts of various types of wetlands, it is widely accepted that they do have a significant role (*i.e.*, modulation of peak flow and low flow).

Whereas some studies have demonstrated wetland functions including: (i) the reduction of flood peaks through water storage functions, and (ii) the support for low flows through slow water release ability (Demissie and Khan, 1993, Padmanabhan and Bengtson, 2001, Liu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2008, Wu and Johnston, 2008, Yang *et al.*, 2010, Wang *et al.*, 2010), few have focused on the relationship between wetland functions and their location within a watershed and accordingly some gaps persist. Based on the Hydrogeomorphic (HGM) approach (Brinson, 1993; 2009) to wetland functions assessment, Whigham (1999) argued that wetland functions are based on location within the landscape and Mitsch and Gosselink (2000) supported the idea that they are spatially distributed. Thereby, the few studies conducted to investigate the flood mitigation benefits related to wetland location showed that both upstream/downstream

gradient (Ogawa and Male, 1986, Loucks, 1989) and stream order effect (Ogawa and Male, 1986, Martinez-Martinez *et al.*, 2014) impact the functions and benefits they provide.

The goal of this study was to evaluate the impacts of wetland types (*i.e.*, isolated and riparian) and wetland location (e.g., headwater or downstream wetland and stream order relationship) on peak flow and low flow at the watershed scale.

To achieve this, the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform including specific riparian wetland and isolated wetland modules (*i.e.*, based on the HGM approach), was applied to a southern watershed in Quebec, Canada. The outcomes of this study will contribute to our understanding of the hydrological functions provided by wetlands for both the scientific and the decision-makers communities.

## 12.3. Materials et methods

### 12.3.1. Study area and data availability

The Becancour River watershed is located in southern Quebec, in the St Lawrence Lowlands (Figure 12.1) of Canada. The river drains 2597 km<sup>2</sup> and is a tributary of the St Lawrence River. Elevation ranges from 0 to 689 m above m.s.l. with an average slope of 0.7%. The land covers are forest (54%), agricultural land (23%), bush (6%), urban development (4%), surface water (1%) and wetlands (12%) (Beaulieu *et al.*, 2012) (Figure 12.2).

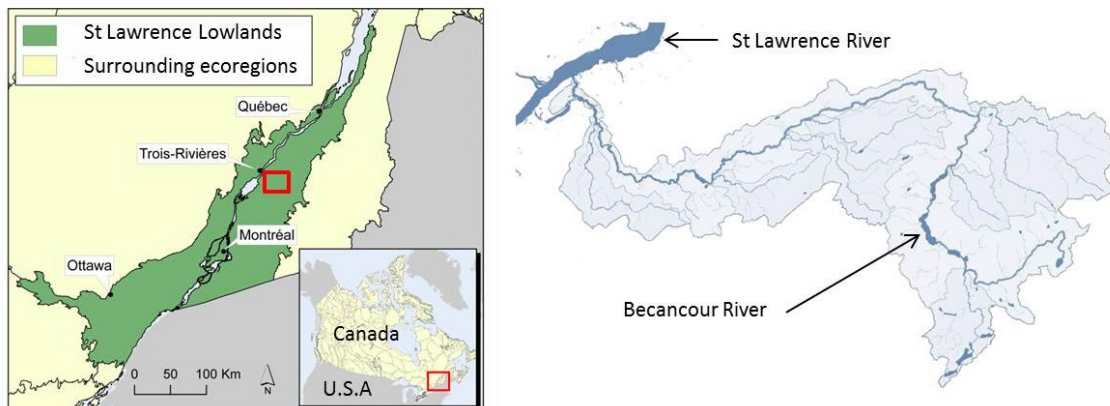
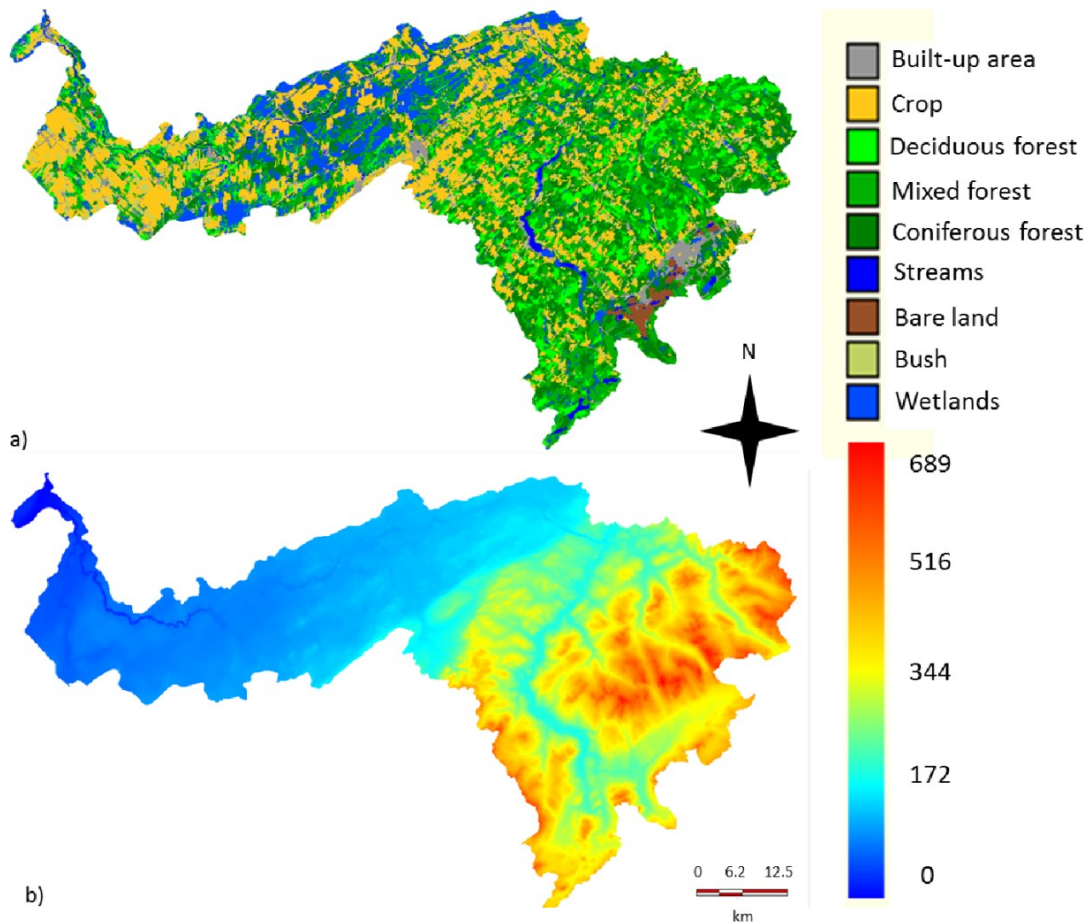


Figure 12.1: Geographic location of Becancour Watershed, Quebec, Canada

The total wetland area of the Becancour watershed is 307 km<sup>2</sup>. More specifically, isolated wetlands cover an area of 210 km<sup>2</sup> (8% of watershed area) and drain 423 km<sup>2</sup> (16% of watershed area), while riparian wetlands cover 97 km<sup>2</sup> (4% of watershed area) and drain 266 km<sup>2</sup> (10% of watershed area) (Figure 12.3). Soils vary from loamy sand in the lower and the middle parts of the watershed to loam in the upper part.

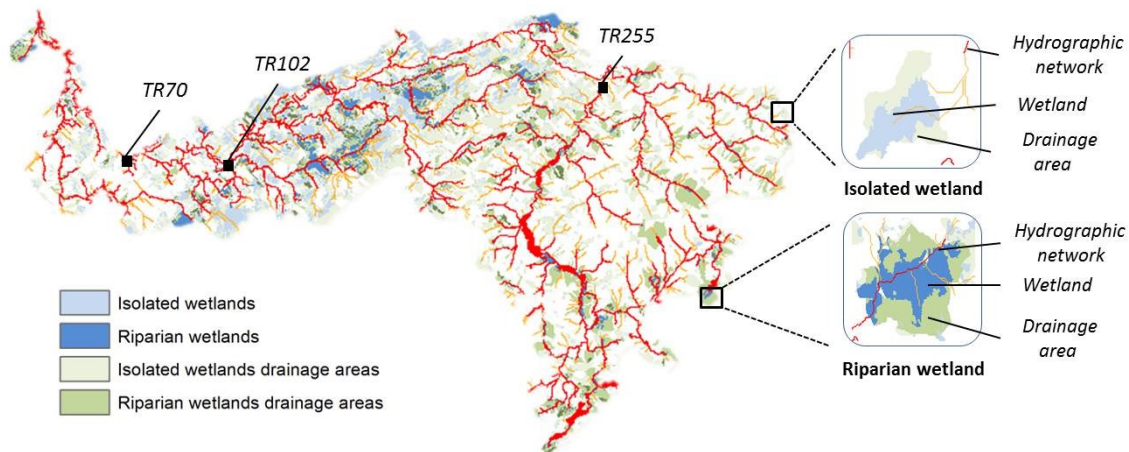


**Figure 12.2: The Becancour watershed (a) land use and land cover, and (b) topography (meters)**

The analyses performed in this studied watershed were conducted at three different locations (*i.e.*, watershed outlet and river segments TR102, and TR255) defining three embedded regions that have various landscape conditions (Figure 12.3) which could locally influence the wetland function. Characteristics are reported in Appendix 3, but a brief summary is provided here. Defining three independent regions, in terms of hydrological modelling, the latter are distinguished in particular by: (i) land cover rate including forested lands and agricultural lands varying from 54% to 66% and from 16%

to 23%, respectively, (ii) wetland cover areas varying from 2% to 8% for isolated wetlands (IWs) and from 1% to 4% for riparian wetlands (RWs), (iii) wetland drainage areas covering between 4% to 9% and between 3% to 6% for IW and RW respectively. The drainage density, ranging from 0.46 km/km<sup>2</sup> to 0.52 km/km<sup>2</sup>, is consistent with the Gravelius compactness index (1.6 to 2.3) which is defined as the relation between the perimeter of the watershed (km) and that of a circle having a surface equal to that of a watershed (km<sup>2</sup>), and the average slope ranging from 0.5% to 1%.

Based on meteorological series covering 40 years – 1969-2010, provided by the Quebec Hydrological Expertise Center (*Centre d'Expertise Hydrique du Québec, CEHQ*), the average annual precipitation is 914 mm, and average annual temperature is 4.8°C. At the seasonal scale, the average precipitations are 344 mm and 570 mm for November through May and June through October, respectively. The average seasonal temperatures are -2.4°C and 14.9°C for the aforementioned periods. The average annual discharge at the watershed outlet is 51.2 m<sup>3</sup>/s with the monthly average largest flow (163.3 m<sup>3</sup>/s) in April and the lowest flow in February (19.7 m<sup>3</sup>/s).



**Figure 12.3: Isolated/riparian wetlands map in Becancour watershed including the complete drainage structure (beige) and the effective river network (red) from PHYSITEL processing, and gauging stations**

### 12.3.2. PHYSTITEL/HYDROTEL modelling platform

#### *Model description*

PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models (Turcotte *et al.*, 2001, Rousseau *et al.*, 2011), allows for the

determination of the complete drainage structure of a watershed. The PHYSITEL data input for this project included: (i) a Digital Elevation Model (DEM, *e.g.*, 30m) obtained from the Quebec Topographic Database (*Base de données topographiques du Québec*, BDTQ), (ii) a vectorial river network provided by the CEHQ, (iii) the 2012 land use map, including wetlands, (30-m resolution) provided by the University of Sherbrooke, and (iv) soil datasets obtained from the Research and Development Institute in Agri-environment (*Institut de Recherche et de Développement en agroenvironnement*, IRDA).

HYDROTEL, a distributed hydrologic model (Fortin *et al.*, 2001a, Turcotte *et al.*, 2003, Turcotte *et al.*, 2007, Bouda *et al.*, 2012, Bouda *et al.*, 2014), is a continuous watershed model compatible with remote sensing and GIS data that operates on a three-hour or daily time step. Required hydrometeorological data include daily precipitation, maximum and minimum temperatures and for calibration, daily stream flows at the outlet or at any other river segment.

The modelling platform can explicitly account for two specific types of wetlands using the hydrologically equivalent wetland (or HEW) concept developed by Liu *et al.* (2008) and Wang *et al.* (2008) (isolated wetland, IW, and riparian wetland, RW). A complete description of the PHYSITEL/HYDROTEL wetland modelling approach and sensitivity analysis issues ( For a complete description of uncertainty and sensitivity analyses see Bensalma *et al.*, under review) can be found in Fossey *et al.* (2015); a brief summary is provided here. To properly integrate wetlands and generate the information required by HYDROTEL, four data pre-processing steps are performed by PHYSITEL: (i) recognition of the wetland class, (ii) calculation of the surface and drainage areas, (iii) distinction between IWs and RWs, and (iv) identification of wetland parameters. Two physical parameters are automatically determined by PHYSITEL. First, the “maximum” surface area of HEW is directly defined by the number of pixel associated with the mapped wetland (estimated from the land use map) and secondly, the HEW drainage area (including the HEW surface) is determined by processing the flow accumulation matrix. The distinction between isolated and riparian HEW is made with respect to a percentage of pixels in contact between wetland and the river network (*i.e.*, adjacency threshold). In this study, the threshold was set equal to 1%, meaning that if more than 1% of wetland pixels are adjacent to the river network, the wetland is defined as riparian. Finally, five parameters characterize each wetland module, including: (i) two common parameters for IWs and RWs such as a surface ratio of HEW and, an adjustable value of saturated

hydraulic conductivity of the underlying soil, (ii) three specific parameters for IWs such as an evaporation rate, a coefficient of production (i.e., contribution to terrestrial flow) and, an area-volume relationship (Yang *et al.*, 2008), and (iii) three specific parameters for RWs such as an adjustable value of bank saturated hydraulic conductivity and, two threshold values defining maximum and normal water levels. For this study, the watershed was subdivided using PHYSITEL into 1824 hillslopes, for an average area of 2.6 km<sup>2</sup> (a.k.a., relatively homogeneous hydrological units or RHHUs), and 736 river segments, for an average length of 1179 m. RHHUs and river segments represent the basic computational elements used by HYDROTEL.

#### *Model calibration and validation*

Calibration and validation of model parameters were done using measured and simulated stream flows for the 1969-2010 period over different five-year intervals according to observed data (i.e., *incomplete years were not used*).

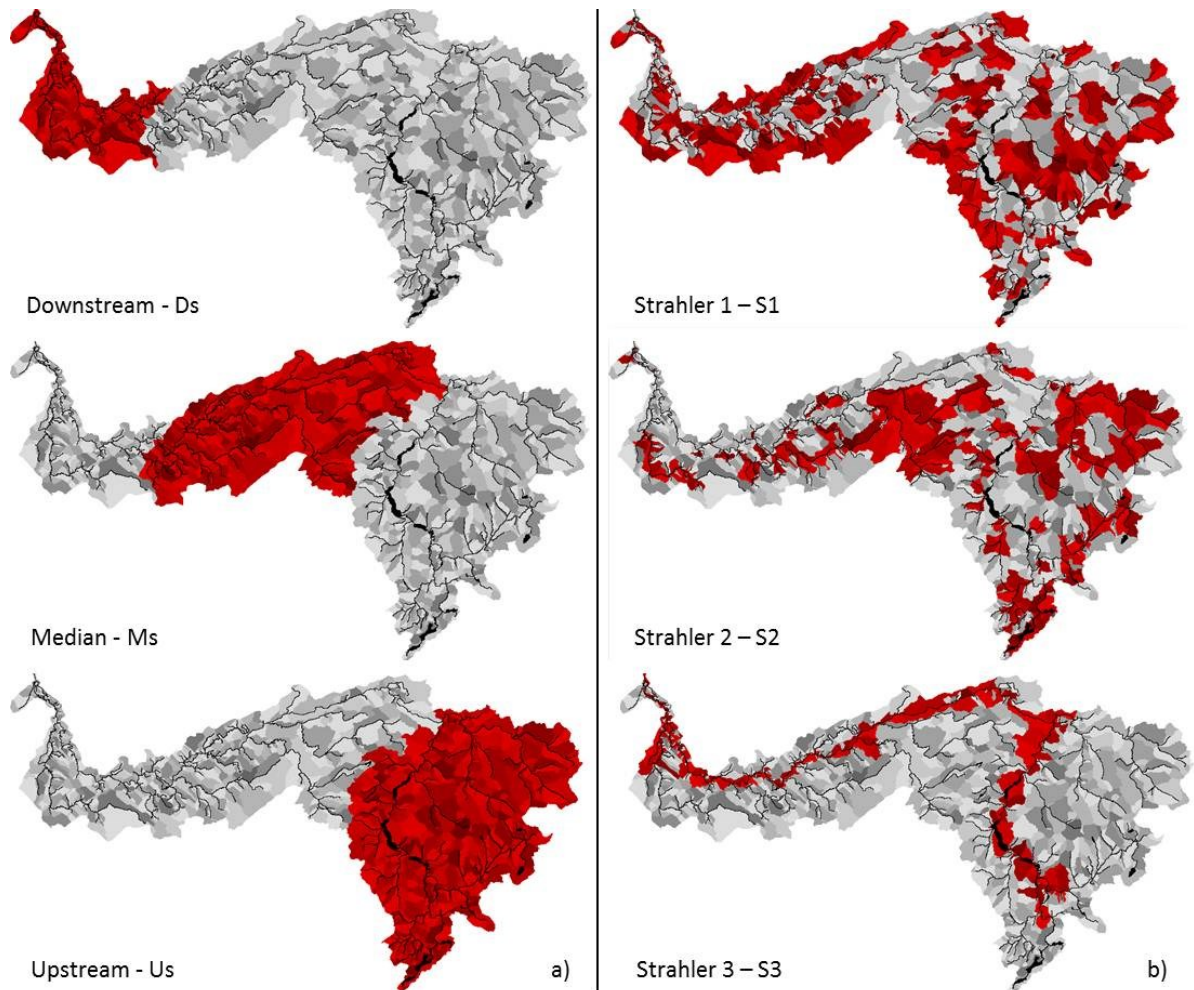
Using the methodology introduced by Turcotte *et al.* (2003), a manual trial-and-error calibration strategy was applied for the 2005-2009 interval for flows recorded at CEHQ gauging stations 0024003 (TR255, drainage area of 918 km<sup>2</sup>, see Figure 30) and 0024014 (TR102, drainage area of 2164 km<sup>2</sup>, see Figure 12.3). A temporal validation of the calibration was performed over the 2000-2004 and 1999-2004 intervals (i.e., 2003 excluded) at TR102 and TR255, respectively. Finally, a spatio-temporal validation of the calibration was also performed at the most downstream gauging station 0024007 (TR70, drainage area of 2306 km<sup>2</sup>, see Figure 12.3) using the 1988-1992 interval. In each case, a 1-year spin-up period was used to minimize initialization errors.

#### *Wetland Theoretical Location Tests (WTLT) and impact assessment*

In this study, three categories of hydrological impact assessment were defined and based on: (i) wetland locations delineated by upstream/downstream gradient and headwater/main channel gradient, (ii) wetland typologies (i.e., IWs versus RWs), stemming from the HGM approach to wetland functions assessment for landscape planning and management strategies, and (iii) seasonal influences.

Six WTLTs included three upstream/downstream regions identified as downstream (Ds), median (Ms) and upstream (Us), and (ii) three stream order classes (head water/main channel gradient) referred to as Strahler 1 (S1), Strahler 2 (S2) and Strahler 3 (S3) (Figure 12.4, Table 12.1). Each WTLT was performed using two sets of simulations: (i)

with IWs and (ii) with RWs. Finally, a simulation without wetland (WW) is referred to as RS for Reference Simulation for the entire watershed. For each wetland location and typology, one simulation was run from 1970-2010 with one year spin-up period (1970). An assessment of high and low flows was determined at the watershed outlet (TR1) and/or at TR102 and TR255 gauging stations according to the WTLT.



**Figure 12.4: Wetland theoretical location tests including (a) upstream/downstream gradient, and (b) Stream order gradient**

Daily stream flows were analysed to quantify the impact of wetland location on three stream flow parameters (SP) including: (i) one high flow indicator, that is, the daily maximum flow ( $Q_{max}$ ), and (ii) two low flow indicators, that is, the 7-day ( $Q_7$ ) and 30-day minimum ( $Q_{30}$ ) flows. These indicators were determined both on an annual basis (January to December - A) and a snow-free six-month period (June to October - SF).



**Table 12.1 : Wetland theoretical location tests in the Becancour watershed**

Wetland scenarios	Surface (km <sup>2</sup> )	Average area of wetlands		Wetland area		Wetland drainage area	
		Isolated km <sup>2</sup> (Nb)	Riparian km <sup>2</sup> (Nb)	Isolated km <sup>2</sup> (%)	Riparian km <sup>2</sup> (%)	Isolated km <sup>2</sup> (%)	Riparian km <sup>2</sup> (%)
Upstream - Us	1334	0.07 (309)	0.07 (418)	23 (1.7)	29 (2.2)	160 (12)	164 (12.3)
Median - Ms	916	0.47 (334)	0.20 (304)	157 (17.1)	61 (6.7)	211 (23)	85 (9.3)
Downstream - Ds	346	0.14 (215)	0.04 (171)	30 (8.7)	7 (2)	52 (15)	17 (4.9)
Strahler 1 – S1	1251	0.24 (451)	0.09 (435)	109 (8.7)	40 (3.2)	218 (17.4)	122 (9.7)
Strahler 2 – S2	947	0.26 (245)	0.14 (326)	65 (6.8)	45 (4.7)	136 (14.4)	104 (11)
Strahler 3 – S3	399	0.22 (162)	0.09 (132)	36 (9)	12 (3)	69 (17.3)	40 (10)

(Nb) is the total number of isolated or riparian wetlands  
(%) is the area or drainage area of wetland expressed in percentage

For each stream flow indicator, one index, designated as “wetland specific impact (WSI)” was defined to determine the hydrological impact of the six WTLTs. This index for scenario (*i.e.*, WTLT) *j* and wetland typology *y*,  $WSI_{j,y}$ , can be expressed as follows:

**Equation 17**

$$WSI_{j,y} = \frac{(SP_{j,y} - SP_{rs})}{A_{j,y}}$$

where  $WSI_{j,y}$  (m<sup>3</sup>/s/km<sup>2</sup>) is the index of wetland location impact expressed as stream flow parameter reduction or increase per unit area of considered wetland (*y*) for scenario *j*;  $SP_{j,y}$  is the stream flow parameter (m<sup>3</sup>/s) calculated for the considered wetland (*y*) and scenario *j*;  $SP_{rs}$  is the stream flow parameter (m<sup>3</sup>/s) calculated for the reference simulation; and  $A_{j,y}$  is the total considered wetland (*y*) area (km<sup>2</sup>) for scenario *j*. Also, this index provides a mean of normalizing the hydrological impact (increase or decrease in SP) with respect to wetland area.

## 12.4. Results and discussion

### 12.4.1. Model calibration and validation

Three commonly accepted statistical indices, the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) criterion, the root mean square error (RMSE) and the Percent bias (PBIAS) were used to evaluate model performance. Results for the calibration and validation periods are reported in Table 12.2 and are considered very good (NSE>0.75 and Pbias<10%) according to the hydrologic model performance rating described by Moriasi *et al.* (2007).

**Table 12.2 : Statistics for calibration and validation periods**

Stream flow station	Period	Statistical performance			Objective
		NSE <sub>Q</sub>	RMSE (m <sup>3</sup> /s)	Pbias	
TR255	2005-2009	0.78	13.9	-4.4%	Calibration
	1999-2004	0.86	9.3	6.6%	Temporal validation
TR102	2005-2009	0.77	28.3	-5.5%	Calibration
	2000-2004	0.80	24.3	2.6%	Temporal validation
TR70	1988-1992	0.78	13.9	-4.4%	Spatio-temporal validation

#### 12.4.2. Hydrological impact of wetland location

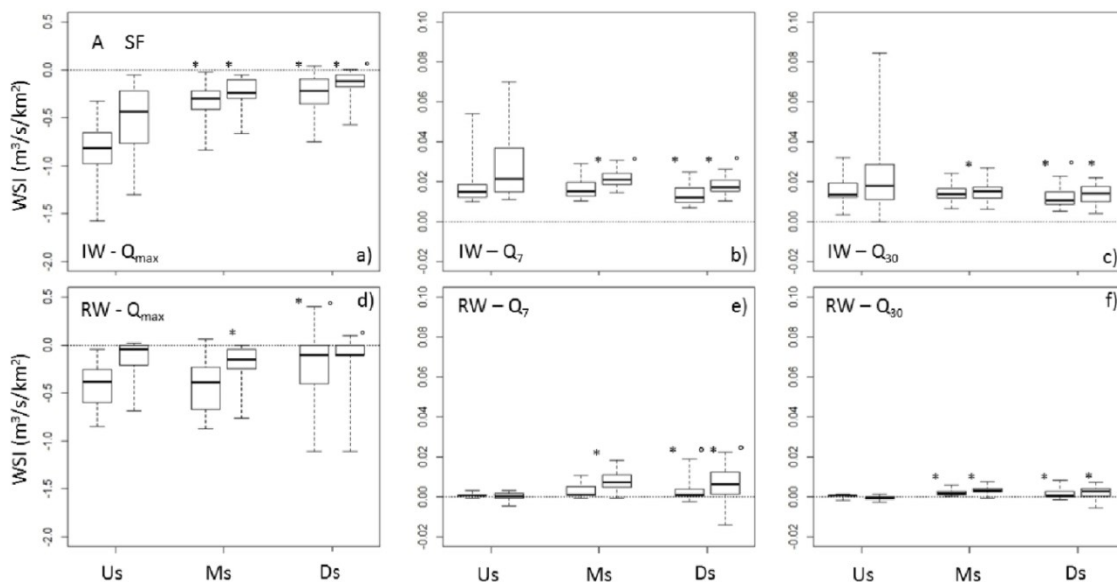
Impact of wetlands is highly dependent on both intrinsic characteristics (*e.g.*, surface area and typology) and extrinsic factors (*e.g.*, location in the watershed landscape). While wetlands are naturally located on flat landscapes (*i.e.*, downstream – main-stem channel), they can still develop in steep landscape (*i.e.*, upstream – head water). However, the differences result in their storage capacities and their water release abilities which depend on both their location in the watershed landscape (*i.e.*, local slope and thus upstream/downstream gradient) and their relationship with the hydrographic network (*i.e.*, IW or RW typologies stemming from HGM approach and stream order gradient).

The hydrological impact of wetlands is also highly dependent on climatic conditions which can induce both a significant seasonal variability and an inter-annual variability. This associated variability was illustrated through functional boxplots which is an effective approach to represent the range of values (*i.e.*, median, confidence region and maximum non-outlying envelope). However, only mean values and maximum non-outlying envelopes (range of values) were presented in following sections.

##### *Impact of wetland location based on upstream/downstream gradient*

The wetland specific impact (WSI) on stream flow parameters (SPs) at the watershed outlet (TR1) was calculated based on the wetland location according to upstream/downstream gradient. As shown in Figure 12.5, whatever the WTLT and the season, both IWs and RWs generally induce flood peak reduction (negative values of WSI) and low flow support (positive values of WSI) at the watershed scale (TR1).

Moreover, IWs located in the upper part (Us) of the Becancour River watershed have a significantly greater impact on both high flows ( $Q_{max}$ ) and low flows ( $Q_7$  and  $Q_{30}$ ) (Welch's t-test with  $p$ -value<0.05). Indeed, IWs show increasing WSI values for annual high flow parameter ( $Q_{max}$ ) from upper part to lower part with mean values ( $m^3/s/km^2$ ) of -0.85 (Us), -0.35 (Ms) and -0.26 (Ds). For annual low flow indicators ( $Q_7$  and  $Q_{30}$ ), IWs show the opposite trend with mean values of 0.017 (Us), 0.016 (Ms) and 0.013 (Ds), and 0.016 (Us), 0.014 (Ms) and 0.012 (Ds), respectively. During the snow-free (SF) six-month period, the WSI value for  $Q_{max}$  indicator calculated under IW condition suggests a lower impact following the same upstream/downstream gradient on high flow reduction with mean values of -0.48 (Us), -0.24 (Ms) and -0.14 (Ds). In contrast, WSI calculated for  $Q_7$  and  $Q_{30}$  suggests a greater impact along this gradient with mean values of 0.027 (Us), 0.021 (Ms) and 0.018 (Ds), and 0.022 (Us), 0.015 (Ms) and 0.013 (Ds), respectively.



**Figure 12.5: Wetland specific impact (WSI) on stream flow parameters (a-d)  $Q_{max}$ , (b-e)  $Q_7$ , and (c-f)  $Q_{30}$  at the watershed outlet (TR1) by upstream/downstream gradient (Us-Ms-Ds) for each wetland typologies (IW-RW) and for annual and seasonal influences (A-SF). Each boxplot illustrates the median and inter-quartile range and the whiskers upper and lower limits. A significant difference of WSI index with Us is marked by an asterisk and with Ms by a circle (Welch's t-test  $p$ <0.05)**

Conversely, riparian wetlands (RWs) located in the lower part (Ds) of the watershed seem to have a significantly greater impact on all SPs. The more RWs are located downstream, the more important the range of WSI values is, which may include positive ( $Q_{max}$ ) and negative ( $Q_7$ - $Q_{30}$ ) values. The latter results highlights the complexity of RW-

stream flow interactions including the exchange function, and possible reversals in the hydrological dynamic (*i.e.*, RW may discharge to and/or recharge from the river) which are mainly driven by meteorological conditions, soil characteristics and local topography (see Rains *et al.*, 2015 and references therein). For annual indicators, RWs show an increasing range of values of WSI index for  $Q_{\max}$  from Us to Ds with values from -0.85 to -0.04 (Us), -0.87 to 0.06 (Ms) and -1.1 to 0.4 (Ds). Considering  $Q_7$  and  $Q_{30}$ , similar results are observed with values from -0.001 to 0.003 and -0.002 to 0.001 (Us), -0.001 to 0.01 and 0 to 0.006 (Ms), and -0.002 to -0.019 and -0.002 to 0.008 (Ds), respectively. During the period of June through October, the same trend is observed with some differences. While a smaller range of WSI values is observed for  $Q_{\max}$  with values from ranging -0.68 to 0.02 (Us), -0.77 to 0 (Ms) and -1.1 to 0.1 (Ds), those calculated for  $Q_7$  and  $Q_{30}$  are wider, from -0.005 to 0.003 and -0.003 to 0.001 (Us), -0.001 to 0.018 and -0.001 to 0.008 (Ms) and -0.014 to 0.02 and -0.005 to 0.007 (Ds).

Given the intrinsic characteristics reported in Appendix 3, our analysis of WSI suggests that quite a few small areas of IWs located in the upper part (Us) of the watershed are preferable to: (i) a few more larger wetlands in the median part (Ms), and (ii) fewer larger wetlands in the lower part (Ds). Indeed, while the percentage of IW area and drainage area, and the average area of IW are multiplied by 10, 2 and 6, respectively, (*e.g.*, from Us to Ms), we observed both a mean increase of WSI values (less negative values meaning a diminution of the peak flood reduction capacity) for  $Q_{\max}$  (59%-A and 50%-SF), and a mean decrease of WSI values (more positive values meaning a higher low flow support) for  $Q_7$  (6%-A and 23%-SF), and  $Q_{30}$  (13%-A and 32%-SF). Considering RWs, results suggest the opposite; namely that a few small areas located in the lower part (Ds) is preferable to more and larger RWs in any upper part of the watershed, regardless of their areas. For these WTLT conditions, Ds has both the lowest percentage of RW area (-0.2% between Us and Ds and -4.7% between Ms and Ds) and drainage area (-4.4% between Ms and Ds and -7.4% between Us and Ds) and the lowest average area of RW (-43% between Us and Ds and -80% between Ms and Ds). At the same time, the corresponding range of WSI values are the greatest, with highest positive WSI values and lowest negative values for all SPs and for both A and SF periods.

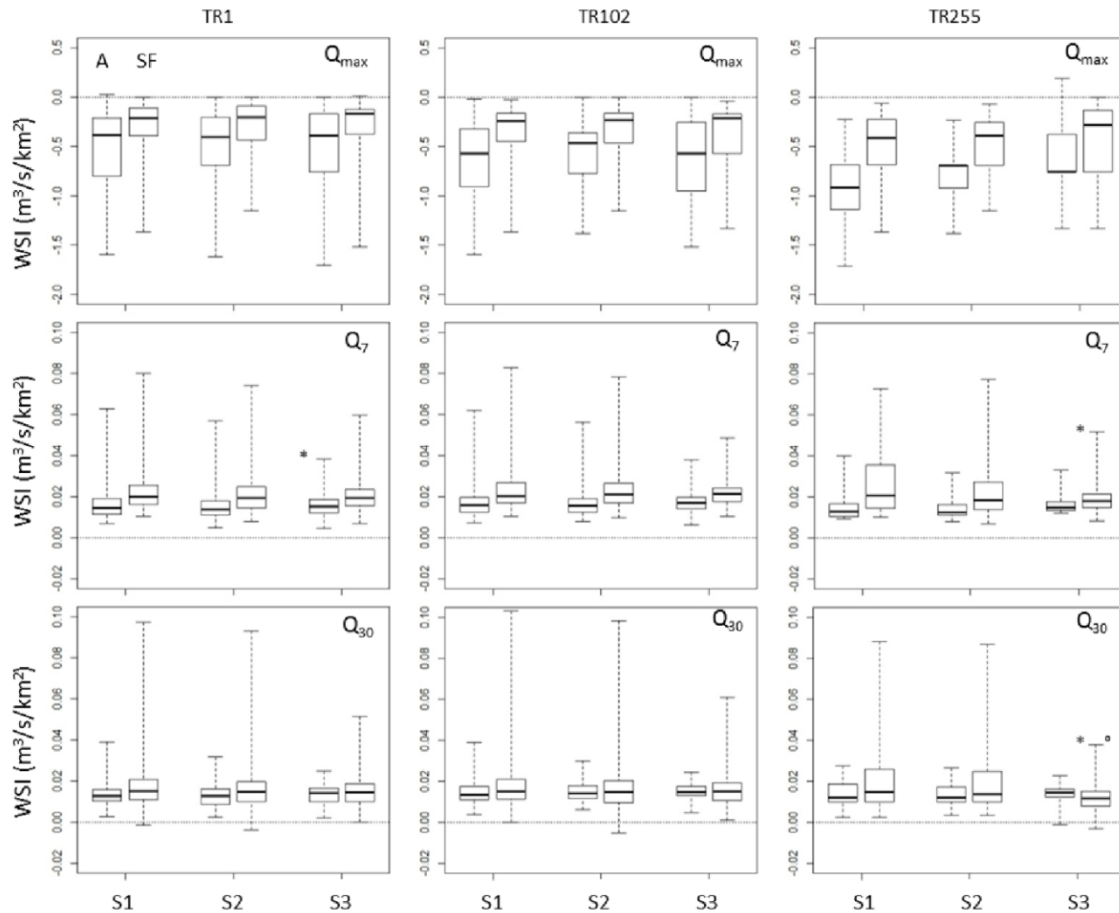
Some landscape characteristics may influence flowpaths, water exchanges between wetlands and surrounding landscape (terrestrial flow or adjacent river network) and flows

to downgradient waters. In addition to the results presented above, the most efficient IWs (*i.e.*, scattered small IWs in the upstream part of the watershed) are located on the steepest area (1%) where dominant soils (loam – silt loam) are less permeable. Meanwhile, the most efficient RWs (*i.e.*, small RWs in the downstream part of the watershed) are located on the flattest area (0.5%) where dominant soils (sandy loam – loam) are more permeable. These characteristics influence shallow subsurface and surface flows through wetlands, governing their hydrological conditions (water levels) and thus their functions (*i.e.*; capture, storage and release) (Euliss and Mushet, 1996, Nilsson *et al.*, 2013, Golden *et al.*, 2015, Rains *et al.*, 2015). These factors could render wetlands more or less effective and govern their impact as a combined effect of landscape local conditions and watershed or typology functions.

#### *Impact of wetland location based on headwater/main channel gradient*

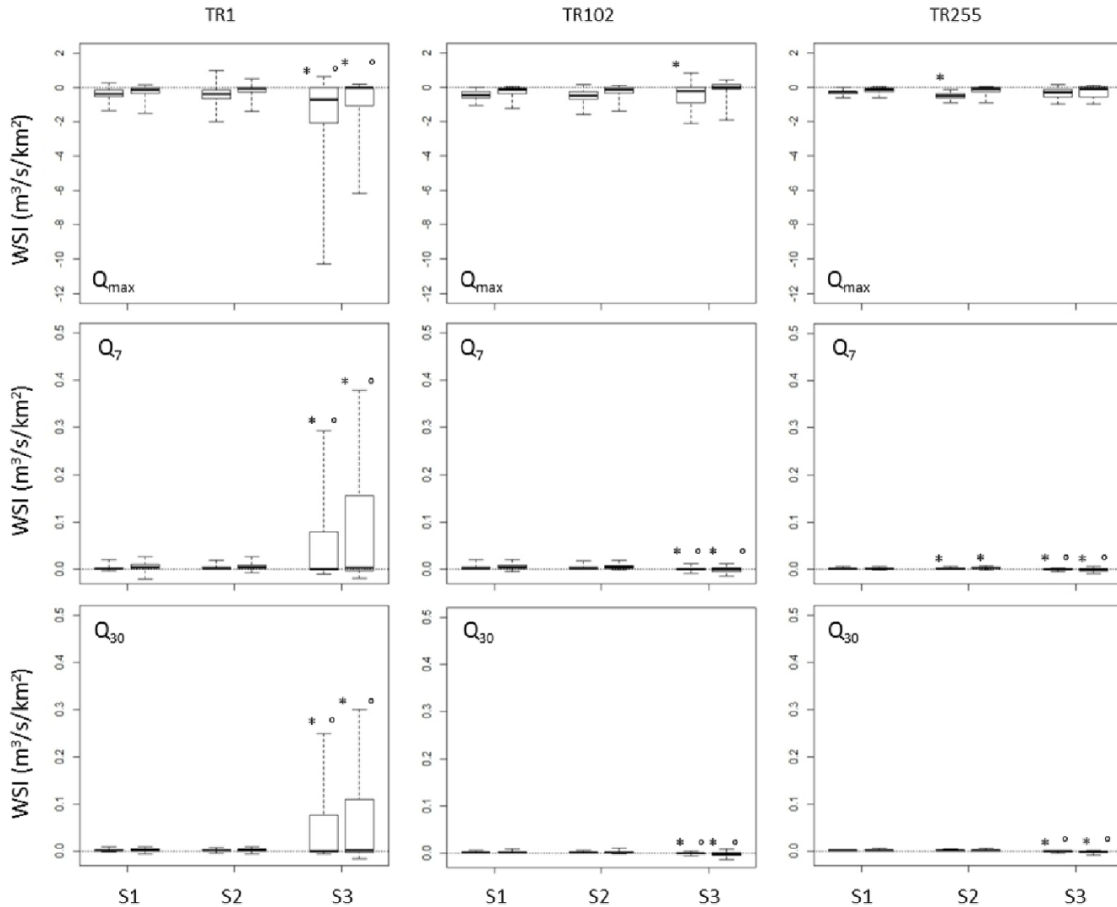
Based on stream order classification defining a headwater/main channel gradient, WSI values were calculated for each SP at TR1 and two sub-bassins (TR102 and TR255). Figures 12.6 and 12.7 report the results obtained for IW and RW simulations, respectively. Figure 12.6 indicates results that are similar to those described above, namely: (i) a greater impact of IWs on  $Q_{max}$  at the annual scale, and (ii) a greater impact on  $Q_7$  and  $Q_{30}$  at the seasonal scale. More specifically, a decreasing range of WSI values (more negative values meaning an augmentation of the peak flood reduction capacity) for  $Q_{max}$  is observed at the annual scale from TR1, to TR102 and TR255 within each stream order class with mean values of -0.50, -0.63, and -0.86 for S1, -0.46, -0.57, and -0.74 for S2, and -0.49, -0.55, and -0.65 for S3, respectively.

However, results obtained from S1 to S3 (not a statistically-significant difference), are less clear, except for TR255 with mean WSI values of -0.86, -0.74, and -0.65, respectively. Furthermore, the maximum value of WSI (-1.71) is obtained for S1 at TR255, that is the upper part of the watershed (Us). For  $Q_7$  and  $Q_{30}$ , the range of mean WSI values is less important and results are heterogeneous. Even if graphically extreme WSI values seem to follow a gradient from S1 to S3 (*i.e.*, the higher stream order is, the lower the WSI value is), no trend can be observed regarding the impact of wetland location during low flow periods. Similar results are observed at the seasonal scale with WSI values slightly lower and higher for high and low flow parameters, respectively.



**Figure 12.6: Wetland specific impact (WSI) on stream flow parameters ( $Q_{max}$ - $Q_7$ - $Q_{30}$ ) at the watershed outlet (TR1) and subbasins (TR102-TR255) by stream order gradient (S1-S2-S3) for isolated wetland typologies (IW) and for annual and seasonal influences (A-SF). Each boxplot illustrates the median and inter-quartile range and the whiskers upper and lower limits. A significant difference of WSI index with S1 is marked by an asterisk and with S2 by a circle (Welch's t-test - $p < 0.05$ )**

For the RW simulations, Figure 12.7 shows similar results; that is greater impact at the annual scale for  $Q_{max}$  and a greater impact at the seasonal scale for  $Q_7$  and  $Q_{30}$ . At the annual scale, mean WSI values for  $Q_{max}$  calculated for the outlet (TR1) are clearly and significantly less for S3 (-1.48) in comparison to S2 (-0.41) and S1 (-0.34). This difference is smaller for TR102 and TR255. Moreover, decreasing WSI mean values of S3 are observed from TR255 to TR102 and TR1 with mean values of -0.38, -0.44 and -1.48, respectively. For  $Q_7$  and  $Q_{30}$ , results seem less contrasted, but wetland impacts are significantly more important for S3 and for all wetland location scenarios. While positive impact was observed at the outlet (TR1) with positive WSI values, null or negative values were obtained for the upper parts (TR102 and TR255), reflecting a negative impact on low flows as described in the above section.



**Figure 12.7: Wetland specific impact (WSI) on stream flow parameters (Q<sub>max</sub>-Q<sub>7</sub>-Q<sub>30</sub>) at the watershed outlet (TR1) and subbasins (TR102-TR255) by stream order gradient (S1-S2-S3) for riparian wetland typologies (RW) and for annual and seasonal influences (A-SF). Each boxplot illustrates the median and inter-quartile range and the whiskers upper and lower limits. A significant difference of WSI index with S1 is marked by an asterisk and with S2 by a circle (Welch's t-test - p<0.05)**

Also, increasing WSI values for S3 are observed from TR255 to TR102 and TR1 with mean values of 0, 0 and 0.046 for Q<sub>7</sub> and -0.001, -0.001 and 0.039 for Q<sub>30</sub>, respectively. It can be noted that WSI values for S3 are all significantly different (p-value<0.01). At the seasonal scale, similar results are observed. On the other hand, for all SPs, higher WSI mean values, were still obtained for S3. While negative values were observed for Q<sub>30</sub> at the annual scale, negative values were also observed at the seasonal scale for Q<sub>7</sub>. These negative values highlight the possible enhancing effect of RWs on low flows and especially over long periods.

From table 12.1 and supported by Appendix 3, it is noteworthy that although the average areas of IWs are similar for each stream order (0.24 km<sup>2</sup>, 0.26 km<sup>2</sup> and 0.22 km<sup>2</sup> for S1,

S2 and S3, respectively), most of them are located in the headwater parts (S1). However, if the number of IWs is higher along the first stream order gradient (451), in terms of percentage of land cover, both for wetland area (8.7%) or wetland drainage area (17.4%), the difference is very low with a difference of -0.3% and -0.1% between S3 and S1, respectively. So, in addition to the results obtained in the above section, it can be argued that regardless of the intrinsic characteristics of IWs, their location within upper part of the hydrographic network may be sufficient to make them more effective. For RWs, the average area is the same for S1 and S3 (0.09 km<sup>2</sup>) and moreover, the number of wetlands is greater in S1 than in S3 which represent percentages of wetland area of 3.2% and 3%, respectively. Regarding the wetland drainage area, a difference of 0.3% is observed between S1 and S3. This suggests, as discussed in the above section, that for similar land coverage, the more RWs are in contact with the main channel, more important are their impact. Their efficiency, in terms of high flow reduction and low flow support, quantified through WSI values, can be more important with lowest negative values of WSI ( $Q_{max}$ ) and highest positive values ( $Q_7$  and  $Q_{30}$ ), or conversely enhance flood (positive values of WSI for  $Q_{max}$ ) and drying up of rivers (negative values of WSI for  $Q_7$  and  $Q_{30}$ ) as previously observed in the above section.

As underlined above, some landscape conditions may influence these observations. Sub-basins are independent of each other in terms of hydrological simulations. Thus, these three sub-basins may be considered as a set of basins defined by some factors such as: (i) slope with increasing values of 0.5% (TR1), 0.7% (TR102) and 1% (TR255), (ii) soil conditions with a range of dominant soils from sandy loam (TR1), loam (TR102) to silt loam (TR255), (iii) Gravelius index (or compactness coefficient) defining sub-basin TR1 as an elongated shape (index value of 2.3) and TR255 as a more compacted shape (1.6), and (iv) land cover characterizing sub-basins as increasingly forested (53.3% for TR1 to 65.9% for TR255) with decreasing agricultural land accordingly (23% for TR1 to 16.2% for TR255). Despite these differences, and considering the WTLT, results suggest that: (i) the hydrological impacts of IWs are constant for all WTLTs (S1, S2 and S3) with a slightly more important impact at TR255, and (ii) the hydrological impacts of RWs are significantly higher for S3 with the highest efficiency at TR1. These observations support the hypothesis stated above that wetland impact is influenced by local conditions (modulating their performances and efficiency), but suggest that the wetland impact is mainly driven by spatial and typological attributes.



### 12.4.3. How much limited effects have wetland typologies as a function of landscape conditions?

Building on the discussions of Rains *et al.* (2015) and McLaughlin *et al.* (2014), wetlands can be viewed as hydrological nodal structure allowing for links between landscape and watershed. Thenceforward, as a “hub” in watershed hydrology, the impacts of wetland on downgradient fluxes (*e.g.*, outlet flow of a watershed) depend, to some extent, on upstream fluxes (*e.g.* varying flows from surrounding landscape). These are mainly driven by climate and landscape conditions (slope, soil characteristics and land cover) which may be variable in time and space.

From a temporal point of view, the differences observed between results at the annual and seasonal scales for the SPs (*i.e.*, greater impact on annual basis for  $Q_{max}$  and greater impact on seasonal basis for  $Q_7$  and  $Q_{30}$ ) and for both types of wetlands (*i.e.*, IWs and RWs) stem mainly from the period of simulation and associated flow regimes according to the regional hydrological cycle (*i.e.*, snow regime). Indeed, the impact on a given SP is associated with the time of the year it occurs. Here, the strongest impact of wetlands on the high flow parameter ( $Q_{max}$ ) is observed at the annual scale when the spring flood (April-May) occurs. Meanwhile, at the seasonal scale (June to October), the strongest impact of wetlands on the low flow parameters is observed when the latter flows are frequent. However, beyond this fact, lower values obtained for  $Q_{30}$  in comparison to  $Q_7$ , both on annual or seasonal-based, suggest a time-dependant effect of the wetland efficiency. In other words, the support for low flows provided by wetlands depends on their ability to release water towards the river network, that is, on the stored water volume. In that case, the longer the dry period goes on, the less the level of water is and the more the impact of wetlands decreases.

In a spatial way, some differences exist between IWs and RWs. If IWs tend to have a positive global effect on both high flow (*i.e.*, negative values of WSI) and low flow (*i.e.*, positive values of WSI) parameters, one valuable numbers of WSI for RW simulations show a negative effect of these wetlands such as a possible increase of high flows and decrease of low flows (Figure 12.5(d-e-f)). This can be explained by highlighting that the modelling illustrates the fact that IWs (*i.e.*, intermittent connection with the river network) store water from upland and slowly release the water into the river until they have no longer available water. Whereas riparian wetlands (*i.e.*, connected to the river network) can capture both water from upland and the river, depending on their own moisture

condition. Thereby, it underlines the complexity of the water exchanges between RWs, rivers and adjacent uplands as described in Burt *et al.* (2002a). For example, under drought conditions, water from the river would be captured by RWs, reversing the slow water release ability and enhancing the low flow conditions. As discussed above, the efficiency of wetlands is related to: (i) their water level, which drives the hydraulic gradient and thus the hydrological connectivity with the surrounding landscapes, and (ii) their watershed location, which controls their water level fluctuations according to the landscape conditions (Winter and Rosenberry, 1995, Euliss and Mushet, 1996, Nilsson *et al.*, 2013). So, in this study area, according to the wetland modelling approach (Fossey *et al.*, 2015), IWs located in the upper part of the watershed or on first stream order sub-basins (S1) are more effective than any other wetland locations (Figure 12.5 and Figure 12.6). Thus, this result suggests that the storage capacities of upstream and headwater IWs have a great impact on stream flow reduction both locally and further downstream. This can be explained by their role played on downstream flows, preventing saturated soil conditions which are favourable to flow acceleration and water concentration, inducing flood peak and high flow conditions in general. On the other hand, RWs located on the lower part of the watershed or on third stream order sub-basins (S3) have a significant impact on stream flow (Figure 12.5 and Figure 12.7). The water transfer within the hydrographic network and the soil type (*i.e.*, sandy loam) can explain their local effect and their occasional negative effect on both high and low flows. Indeed, during high rainfall events, high water levels may increase water transfer to the river and, during a water deficit period, the low water level within the wetlands can increase water transfer from the river.

The wetland water level as a driver of wetland function is a key point in the landscape dependence issue. Water level fluctuation in wetlands is controlled by surrounding landscape whose topography, land cover and climate (Euliss and Mushet, 1996, Devito *et al.*, 2005, Phillips *et al.*, 2011) drive surface runoff and thus wetland inflows. These time-varying flows control: (i) the water volume storage capacity (key function in high flow reduction) and (ii) the water release ability or lag function which delays the flow towards the river network (key function in low flow support). Finally, based on the classification of the dominant controls on water cycling proposed by Devito *et al.* (2005), and according to numerous studies demonstrating the impact of wetlands on stream flows (Padmanabhan and Bengtson, 2001, Wang *et al.*, 2010, Martinez-Martinez *et al.*, 2014, McLaughlin *et al.*, 2014, Golden *et al.*, 2015), it could be argued that: (i) at the

local scale, the landscape conditions drive, to some extent, the hydrological wetland dynamic, and (ii) at the regional scale, wetlands, as a “hub” in landscape hydrology, affect runoff response as well and, thus, stream flow. The latter is thought to govern the lag time of flows towards downstream which depends on both of typology (*i.e.*, hydrological connectivity) and watershed location (*i.e.*, time-varying in hydrological flowpaths).

The aforementioned modelling results clearly depict that both location and typology of wetlands govern their role and impact through their storage capacity and exchange functions with the surrounding landscape. As underlined by Sivapalan (2003) and Devito *et al.* (2005), one of the challenge is to determine the factor which better explains the dominant hydrologic processes at the relevant scale without considering the influence of lower order factors. One of the key questions here, through our theoretical case study, is: considering wetlands, should part of stream flow response be considered a function of wetland conditions or landscape conditions? For example, Nilsson *et al.* (2013) reported that even if wetlands share common geological characteristics, they may exhibit highly individualized dynamic. Moreover, Park *et al.* (2014) conclude that IWs may have similar hydrological regime under different hydro-climatic forcing or conversely, depending on their own intrinsic characteristics. These observations raise the problem of on site-specific artefact problem and transferability issue of the findings made through individual-wetland studies. Therefore, there is a need to conduct studies based on functional-group wetland focus at a broader scale (Wang *et al.*, 2010, Yang *et al.*, 2010, Martinez-Martinez *et al.*, 2014, Golden *et al.*, 2015). Thus, some results may be contrary or counter-intuitive. For example, opposite results suggested by Loucks (1989) and Ogawa (1986) who do not agree on the relationship between wetland function and the distance from the outlet could come from the non-discrimination between IWs and RWs.

Finally, our results are consistent with regional studies that suggest: (i) wetlands influence watershed hydrology, (ii) wetland impact is related to typology based on hydrologic sources and connectivity to the natural drainage network and (iii) wetland efficiency is related to location within the watershed. In this study, the usefulness of IWs on both high flow reduction and low flow support increases with the distance from the outlet, the usefulness of RWs decreases with the distance from the main stream. Furthermore, WTLTs with smaller wetlands at pertinent locations have a relatively more significant impact than those having larger wetland area. As discussed above, according

to the high individual dynamic of wetlands, some disparities between studies, including ours, may come from: (i) differences in intrinsic characteristic of wetland group that are thought to be similar, and (ii) differences in hydro-climatic forcing or landscape conditions. However, while our results about IWs seem reasonable in light of the methodology, the relationship between the impact of RWs and landscape conditions requires further study.

## **12.5. Conclusions**

Wetlands are local natural structures that are integral parts of a wider landscape mosaic. In this study, the hydrological impacts of wetlands were examined using the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform. The specific objectives were to assess the impacts of (i) the geographic location and (ii) typology of wetlands on high and low flows, and (iii) how the hydrological functions of wetlands can be modulated by seasonality.

The hydrological impacts of wetlands showed, to some extent, to be more dependent on their geographic location than their intrinsic characteristics (*e.g.*, surface area, typology). With respect to the hydrological modelling approach used, a wetland in a given part of a watershed does not have the same efficiency than the same wetland located in another part. Indeed, as a “hub” in watershed hydrology, wetland efficiency on downgradient flows depends on upstream fluxes. Local landscape conditions (*e.g.*, soil condition, slope and land cover) regulate the latter fluxes resulting in time-varying and space-varying fluxes for similar hydro-climatic conditions.

For the Becancour River watershed, simulation results of various wetland theoretical location tests provided the following insights:

- Isolated wetlands located at the headwater of a stream (first stream order) or in an upstream part of a watershed were found to be more efficient to reduce high flows and support low flows than downstream isolated wetlands.
- Isolated wetlands play an important role in regulating local and regional stream flows.
- Isolated wetlands have a positive impact on both high flow reduction and low flow support at both annual and seasonal scales.
- Riparian wetlands associated with main channel (third stream order or higher) have a greater impact on stream flows.

- Interactions between riparian wetlands and the hydrographic network make them play an important role on local stream flows.
- During severe drought or wet conditions, riparian wetlands would worsen both low flow and high flow events, respectively.

This study provides relevant information for the design of wetland protection and restoration programs. For example, considering the concept of “No Net Loss”, what would be the impact of compensation measures both on water quantity and quality solely based on land surface area considerations? Given these findings, both the typology of wetlands and their location within a watershed should be considered, as well as an integrative view of landscape conditions, for landscape planning and management strategies. As previously mentioned, if these wetland attributes can impact stream flow rates, what about water quality? Is it the same factors that influence water quality? An optimal wetland restoration plan should also account for the impact of an evolving climate in order to prevent potential increase of high flow and low flow events characterizing the current watershed regime. These latter considerations will be reported in a future paper.

## **Acknowledgements**

This study was done as part of a collaborative research project (*Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*) between Université de Sherbrooke (Richard Fournier, principal investigator, Jérôme Théau), Centre Eau Terre Environnement, INRS (Alain N. Rousseau), Université Laval (Monique Poulin), and UQÀM (Jean-Pierre Revéret). It was conducted within the framework of the Climate Change Action Plan 26 “Biodiversity” coordinated and funded by Ouranos, a Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change (Robert Siron, biodiversity program coordinator). Supplemental funding came from the Discovery Grant program of the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada (Alain N. Rousseau, principal investigator). The authors would like to thank Roxane Dubé and Mathieu Varin of the Université de Sherbrooke for their technical support throughout the project.



---

**13. Article III : Assessing the long-term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: A case study approach of a Canadian watershed**

-

Évaluation sur le long terme des services hydrologiques fournis par les milieux humides en conditions de changements climatiques : Approche par étude de cas d'un bassin versant canadien

---

**Auteurs :**

Maxime Fossey,<sup>1\*</sup> and Alain N. Rousseau<sup>1</sup>

1 INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, G1K 9A9 Québec City, Québec, Canada

**Revue :**

L'article III a été publié dans *Journal of Hydrology* – [DOI:10.1016/j.jhydrol.2016.08.032](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.032)

**Contribution des auteurs :**

L'instrumentation *in situ*, le suivi et l'échantillonnage sur le terrain, la préparation des échantillons, les travaux d'analyse isotopique, le traitement et l'analyse des données, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article ont été réalisés par l'étudiant (Maxime Fossey). Le Pr. Alain Rousseau a révisé et commenté l'article. L'étudiant (Maxime Fossey) a effectué les travaux de correction et a réalisé le processus de réponse aux commentaires, suite à la demande de révision du journal. Toutes les étapes mentionnées se sont déroulées sous la supervision du Pr. Alain Rousseau.

## Résumé

---

La teneur en eau des milieux humides représente un facteur clé de leur fonctionnement hydrologique et est fortement tributaire des conditions météorologiques à court et à long terme, lesquelles seront perturbées avec l'évolution attendue des conditions climatiques. L'impact sur les écoulements en rivière de cette composante dynamique critique des milieux humides reste encore peu étudié. Bien que la modélisation hydrodynamique fournisse un cadre approprié pour la description du fonctionnement d'un milieu humide particulier, la modélisation hydrologique offre la possibilité d'évaluer leurs services à l'échelle du bassin versant suivant leur typologie (c.-à-d., isolée et riveraine).

Cette étude propose une approche innovatrice basée sur la modélisation hydrologique et un suivi expérimental limité afin d'étudier l'efficacité des milieux humides en condition de changement climatique. Pour ce faire, deux milieux humides isolés et deux milieux humides riverains, situés sur le bassin versant de la rivière Bécancour dans les basses-terres du Saint-Laurent (Québec, Canada), ont été instrumentés et suivis à l'aide de mesures piézométriques et d'analyses des teneurs en isotopes stables de l'eau ( $\delta D - \delta^{18}O$ ) entre octobre 2013 et octobre 2014. Par ailleurs, les données météorologiques actuelles (1986-2015) et futures (2041-2070) ont été utilisées comme données d'entrée à la plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL.

Les résultats obtenus à partir des données observées illustrent la dynamique singulière de chacune des typologies et soutiennent l'approche de modélisation hydrologique utilisée. Par ailleurs, les résultats provenant des simulations indiquent que le changement climatique pourrait affecter différemment la dynamique hydrologique des milieux humides étudiés et leurs fonctions associées (c.-à-d., stockage et restitution retardée des eaux), et notamment leur contribution saisonnière (c.-à-d., atténuation des crues et soutien aux étiages) en fonction de chaque typologie de milieux humides.

Le cadre méthodologique proposé dans cet article répond au besoin d'un outil fonctionnel capable d'anticiper les changements hydrologiques dans les milieux humides à l'échelle de gestion des bassins versants ou plus largement à l'échelle de gestion d'un territoire. En conséquence, ce cadre de modélisation représente une base de réflexion pertinente pour la mise en œuvre de programmes de conservation et/ou de restauration efficaces.



### **13.1. Abstract**

The water content of wetlands represents a key driver of their hydrological services and it is highly dependent on short- and long-term weather conditions, which will be disturbed under evolving climate conditions. The impact on stream flows of this critical dynamic component of wetlands remains poorly studied. While hydrodynamic modelling provide a framework to describe the functioning of individual wetland, hydrological modelling offers the opportunity to assess their services at the watershed scale with respect to their type (*i.e.*, isolated or riparian). This study uses a novel approach combining hydrological modelling and limited field monitoring, to explore the effectiveness of wetlands under changing climate conditions. To achieve this, two isolated wetlands and two riparian wetlands, located in the Becancour River watershed within the St Lawrence Lowlands (Quebec, Canada), were monitored using piezometers and stable water isotopes ( $\delta D - \delta^{18}O$ ) between October 2013 and October 2014. For the watershed hydrology component of this study, reference (1986-2015) and future meteorological data (2041-2070) were used as inputs to the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform. Results obtained from in-situ data illustrate singular hydrological dynamics for each typology of wetlands (*i.e.*, isolated and riparian) and support the hydrological modelling approach used in this study. Meanwhile, simulation results indicate that climate change could affect differently the hydrological dynamics and associated services (*e.g.*, storage and slow release of water) provided by wetlands, including their seasonal contribution (*i.e.*, flood mitigation and low flow support) according to each wetland typology. The methodological framework proposed in this paper meets the requirements for a functional tool capable of anticipating hydrological changes in wetlands at both the land management scale and the watershed management scale. Accordingly, this framework represents a starting point towards the design of effective conservation and/or restoration programs

### **13.2. Introduction**

Extensive degradation and conversion in response to anthropogenic activities and needs have reduced the worldwide coverage of wetlands by about a half (Zedler and Kercher, 2005). Not surprisingly, protection of wetlands has become a major environmental issue spurred by the Ramsar Convention (Matthews, 1993), mainstreamed by the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2003; 2005). Accordingly, we entered a “No Net Loss”

era. Meanwhile, understanding wetland hydrology and assessing future hydrological conditions may be viewed as a logical path towards predicting their integrity, defined here as the ability to maintain current hydrological functions/services and structural conditions (e.g., permanent flooding or drying conditions).

To date, wetlands have been studied on two different fronts: (i) description of wetland processes at the field scale; and (ii) assessment of wetland services at the regional/watershed scale. Whilst the first is used to increase knowledge on various wetland processes such as water or solutes transfer (Hayashi *et al.*, 1998a; b, Mitsch *et al.*, 2005, Peyrard *et al.*, 2008) including the monitoring of restored/constructed wetlands (Zhang and Mitsch, 2005, Villa and Tobón, 2012, Song *et al.*, 2014, Petru *et al.*, 2014), the second has been used to assess the impacts on watershed hydrology (Daily *et al.*, 1997, Padmanabhan and Bengtson, 2001, Yang *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2010, Martinez-Martinez *et al.*, 2014, McLaughlin *et al.*, 2014, Golden *et al.*, 2015, Evenson *et al.*, 2015, Fossey *et al.*, 2016) including long-term studies integrating climate changes (House *et al.*, 2016, Walters and Babbar-Sebens, 2016).

Given the above introduction, three major findings can be synthesised:

- (i) At the field scale, where on-site instrumentation is possible; both in terms of cost and time, studies have led to the characterization of some wetland processes through measurements of key parameters useful for calibration of mechanistic models. That being said, the recent studies of Nilsson *et al.* (2013) and Park *et al.* (2014) highlighted the highly individualized dynamics of wetlands, raising the problem of on site-specific artefacts and transferability issue of the findings.
- (ii) At the regional/watershed scale, hydrological models integrating wetlands often present results of studies related to current conditions (*i.e.*, without climate change considerations) focussing on the impacts of wetlands (*i.e.*, presence or absence) on stream flows. These studies, based on mathematical modelling have been carried out with respect to hydrological services. They reflect the overall impact of wetlands, but are unable to differentiate the hydrological contribution of a group of wetlands.
- (iii) To our knowledge, there are still few studies addressing wetlands within a climate change context with an emphasis on either the impacts on stream flows at the watershed scale or the ecological impacts at the field scale.

Considering that the water content of wetlands is a key driver of the associated services (Zhang and Mitsch, 2005, Ishida *et al.*, 2006, Passoni *et al.*, 2009), understanding the evolution of the impacts of wetlands on stream flows under changing climate conditions represents the first step towards the implementation of effective adaptation plans. Moreover, since the surrounding landscape contributes to the hydrological services provided by wetlands (Euliss and Mushet, 1996, Mitsch and Gosselink, 2000, Devito *et al.*, 2005), it becomes necessary to account for the interactions between wetlands and their local environment.

To achieve this, we propose a combined approach based on minimal field-scale data and regional/watershed scale data. Field data, including piezometric measurements and stable isotopic composition ( $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta\text{D}$ ) of water, were used to account for the current hydrologic dynamic of studied wetlands, while projected climate data, used as inputs to a hydrological model, were used to assess the short- and long-term effectiveness of wetlands.

Our previous studies focused on the development of the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform to assess the role of isolated and riparian wetlands at the watershed scale (Fossey *et al.*, 2015, Fossey *et al.*, 2016). In this study, we examine how climate change would affect this role in terms of hydrological dynamics and sustainable services through two main objectives; that is:

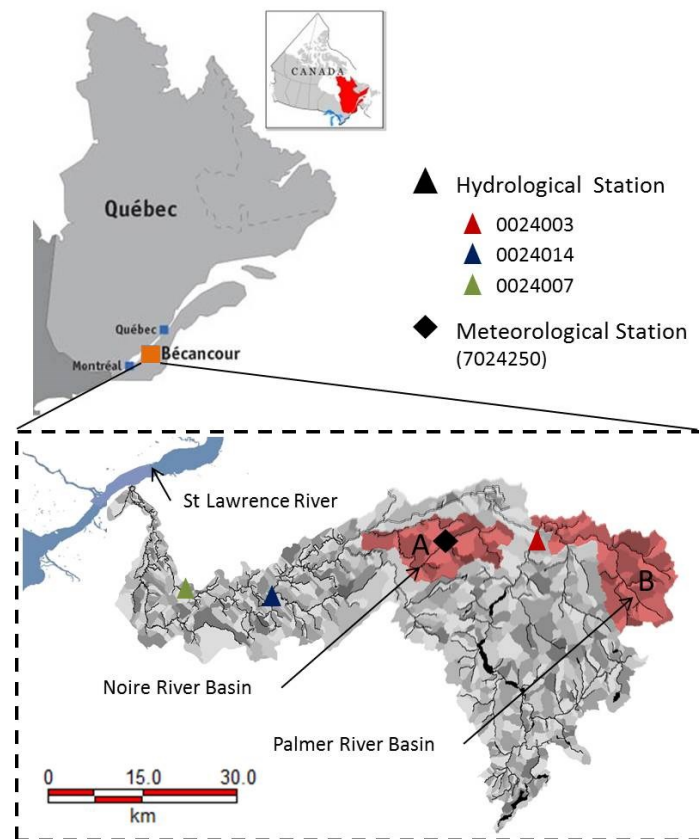
- (i) development of a schematic depicting the hydrological dynamics of isolated and riparian wetlands; and
- (ii) using a distributed model, assessment of the hydrological response of isolated and riparian wetlands under climate change.

### **13.3. Study site and theoretical background**

#### **13.3.1. Study area and wetland identification**

The Becancour River watershed (2597 km<sup>2</sup>) in southern Quebec, Canada, (Figure 13.1) is one of the selected sites of a research project under Quebec's Climate Change Action Plan (*Plan d'action sur les changements climatiques du gouvernement du Québec*) (PACC-action 26), and is located within the St Lawrence Lowlands (29000 km<sup>2</sup>) (Mackey *et al.*, 1996, McKenney, 1998). For this study, the focus is on four sites located in the aforementioned watershed, namely, two isolated wetlands and two riparian wetlands: (i)

one riparian wetland (RW1 46°29'N;-71°37'W) within the Palmer River sub-watershed (252 km<sup>2</sup>), and (ii) one riparian wetland (RW2 46°29'N;-71°78'W) and two isolated wetlands (IW1 46°27'N;-71°77'W and IW2 46°30'N;-71°79'W) located in the regional Grandes Coulées Park (*Parc Régional des Grandes Coulées*), within the Noire River sub-watershed (206 km<sup>2</sup>) as shown in Figures 13.1 and 13.3. Isolated wetlands cover 3 km<sup>2</sup> of the Palmer River sub-watershed (1%) and drain 29 km<sup>2</sup> (12%), while for the Noire River sub-watershed, they cover 26 km<sup>2</sup> (13%) and drain about 58 km<sup>2</sup> (28%). Riparian wetlands cover about 3 km<sup>2</sup> (1%) of the Palmer River sub-watershed and 18 km<sup>2</sup> (9%) of the Noire River sub-watershed. Meanwhile, their drainage areas within their sub-watershed are 25 km<sup>2</sup> (11%) and 39 km<sup>2</sup> (19%), respectively (Figure 13.3).



**Figure 13.1 : Geographic location of Beaucour Watershed study sites: (A) Noire River basin, (B) and Palmer River basin and, meteorological station, Quebec, Canada**

The region, mainly characterized by sedimentary rock formation (Li and Ducruc, 1999) and located within the mid-sub-humid ecoclimatic region (Litynski, 1988), is prone to the formation of fragile and shallow groundwater leading to the establishment of numerous isolated and riparian wetlands. Under seasonal climatic influence, normal conditions for

1981-2010 (MDDELCC, 2014) show annual variation between  $-11.9^{\circ}\text{C}$  in January and  $19.3^{\circ}\text{C}$  in July with an annual mean temperature of  $4.8^{\circ}\text{C}$ . The average seasonal temperatures are  $-2.4^{\circ}\text{C}$  and  $14.9^{\circ}\text{C}$  for November through May (Ice-on season – ION and including spring snowmelt processes - SSP) and June to October (Ice-off season - IOFF and including some frost periods), respectively (Figure 13.2). The snowfall represents about 21 % of the 1195 mm of total annual precipitation; virtually most of it falling during the ION season (*i.e.*, 42 % of the 596.7 mm of total precipitation). During the study period (01-10-2013 to 31-09-2014), similar trends were observed for both precipitation and temperature.



**Figure 13.2 : Seasonal landscapes and the three associated hydrological periods: Ice-on (ION), Flooding (SSP) and Ice-off (IOFF)**

### **13.3.2. Hydrological model and wetland representations**

#### *Model description*

The modelling platform includes PHYSITEL, a specialized GIS (Turcotte *et al.*, 2001, Rousseau *et al.*, 2011) and HYDROTEL, a continuous, distributed, hydrologic model

(Fortin *et al.*, 2001a, Turcotte *et al.*, 2003, Turcotte *et al.*, 2007, Bouda *et al.*, 2012, Bouda *et al.*, 2014). Compatible with remote sensing and geographic information systems (GIS), the model was run using a daily time step. HYDROTEL is based on the spatial segmentation of a watershed into Relatively Homogeneous Hydrological Units (RHHUs: sub-watersheds or hillslopes) and interconnected River Segments (RSs). As described in Fortin *et al.* (2001a) and Fossey *et al.* (2015) the model offers seven computational modules such as weather data interpolation, accumulation and melt of snowpack, potential evapotranspiration, vertical water budget, terrestrial flow and river flow and wetlands which can explicitly account for two specific types of wetlands, namely isolated and riparian wetlands, using the Hydrologically Equivalent Wetland (HEW) concept developed by Liu *et al.* (2008) and Wang *et al.* (2008). The key elements of the development of this hydrological modelling platform and the set up process are detailed in Fossey *et al.* (2015). A short description is reported in the following sections. For this study, the Becancour River watershed, which was subdivided into 1824 hillslopes (*i.e.*, RHHUs) and 736 RSs, had 859 isolated HEWs (referred to as IWs) and 444 riparian HEWs (referred to as RWs).

#### *Model set up, calibration and validation*

Data input for this study included topography, river network, land cover, soils and climate. The Digital Elevation Model (DEM, 30-m resolution) was obtained from the Quebec Topographic Database (*Base de données topographiques du Québec*, BDTQ). A vectorial river network was provided by the Quebec Hydrological Expertise Center (*Centre d'Expertise Hydrique du Québec*, CEHQ). The 2012 land cover map, including wetlands (30-m resolution) was provided by the Université de Sherbrooke and soil datasets were obtained from the Research and Development Institute in Agri-environment (*Institut de Recherche et de Développement en agroenvironnement*, IRDA). Daily climatic data (precipitation and maximum and minimum temperatures) were obtained from CEHQ for the 1969-2010 period.

Model calibration and validation were done using measured stream flows over different five-year intervals of the 1969-2010 period. Using the methodology introduced by Turcotte *et al.* (2003), a manual trial-and-error calibration strategy was applied for the 2005-2009 interval for flows recorded at CEHQ gauging stations 0024003 (drainage area of 918 km<sup>2</sup>) and 0024014 (drainage area of 2164 km<sup>2</sup>). A temporal validation of the calibration was performed over the 2000-2004 (station 0024003) and 1999-2004 (station

0024014) intervals (*i.e.*, 2003 excluded). Finally, a spatio-temporal validation of the calibration was performed at the most downstream gauging station 0024007 (drainage area of 2306 km<sup>2</sup>) using the 1988-1992 interval. In each case, a 1-year spin-up period was used to minimize initialization errors. Three popular indices were used to assess model performance: Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash and Sutcliffe, 1970), root mean square error (RMSE) (Singh *et al.*, 2004), and percent bias (PBIAS) (Yapo *et al.*, 1996).

### *Wetland representations*

Based on local hydrological conditions and connectivity to the natural drainage network, the modelling approach discriminates: (i) isolated wetlands, mainly defined as areas without hydrologic connection with the main river system and governed by water table fluctuation controlled by precipitation and upland conditions; and (ii) riparian wetlands, characterized in particular by areas periodically inundated by floods and locally dependent on river and groundwater contributions (see Fossey *et al.*, 2015 for a detailed literature and a complete description). These representations provide a modelling approach capable of simulating water balance at the wetland scale while accounting for their interaction with their surroundings (contributing drainage area and hydrologic connectivity).

As reported by Fossey *et al.* (2015), the addition of wetland modules to HYDROTEL has improved the performance of the model to reproduce annual stream flows over a 30-year period: from 4% up to 13%, based on NSE and from 4% to 7%, based on RMSE. Considering seasonal stream flows (*i.e.*, summer period – June to October and winter period – November to May) the same positive trends were observed. However, based on PBIAS, small overestimation in summer and underestimation in winter were still observed. Values of statistical indices for the calibration and validation periods were considered very good (all NSE values greater than 0.75 and PBIAS values less than 10%) according to the hydrologic model performance rating described by Moriasi *et al.* (2007).

### **13.3.3. Projected climate change data**

Ten simulations of the Canadian Regional Climate Model (CRCM) (Caya and Laprise, 1999, Music and Caya, 2007, de Elia and Côté, 2010, Paquin, 2010) using the A2 scenarios of the Special Report on Emission Scenarios (SRES-A2) (Nakicenovic *et al.*,

2000), generated and supplied by Ouranos (Consortium on regional climatology and adaptation to climate change, Quebec), were used for the daily climatic data for the 1961-2099 period. Note that these simulations were deemed representative of a myriad of potential climatic changes using the cluster method (Hartigan and Wong, 1979).

These unbiased CRCM simulations were driven by only two Global Climate Models (GCMs); that is two members (*i.e.*, initial conditions of driver) for the third generation Canadian Coupled Global Climate Model - GCM3 (Flato *et al.*, 2000, Flato and Boer, 2001, Scinocca *et al.*, 2008) and one for the German Coupled Global Climate Model - ECHAM5 (Jungclaus *et al.*, 2006) over a domain covering North America or centred over Quebec both with a horizontal grid-size mesh of 45 km. These ten CRCM simulations are not enough to establish any measure of climate uncertainty, but they are enough to obtain a first idea about the range of responses considering the meteorological variation depending on different CRCM simulations. Moreover, these two selected GCMs are very well rated, as reported by Gleckler *et al.* (2008) when compared to models of the CMIP3 (Coupled Model Intercomparison Project) ensemble. Given the results reported in the North America Regional Climate Change Assessment Program (NARCCAP) (Mearns *et al.*, 2009), these GCM-RCM combinations are commonly used (Grillakis *et al.*, 2011, Rousseau *et al.*, 2014, Klein *et al.*, 2016) and were therefore deemed suitable for this study.

#### **13.4. Methodology**

As mentioned before, the developed methodology is based on a combination of minimal field monitoring and hydrological modelling.

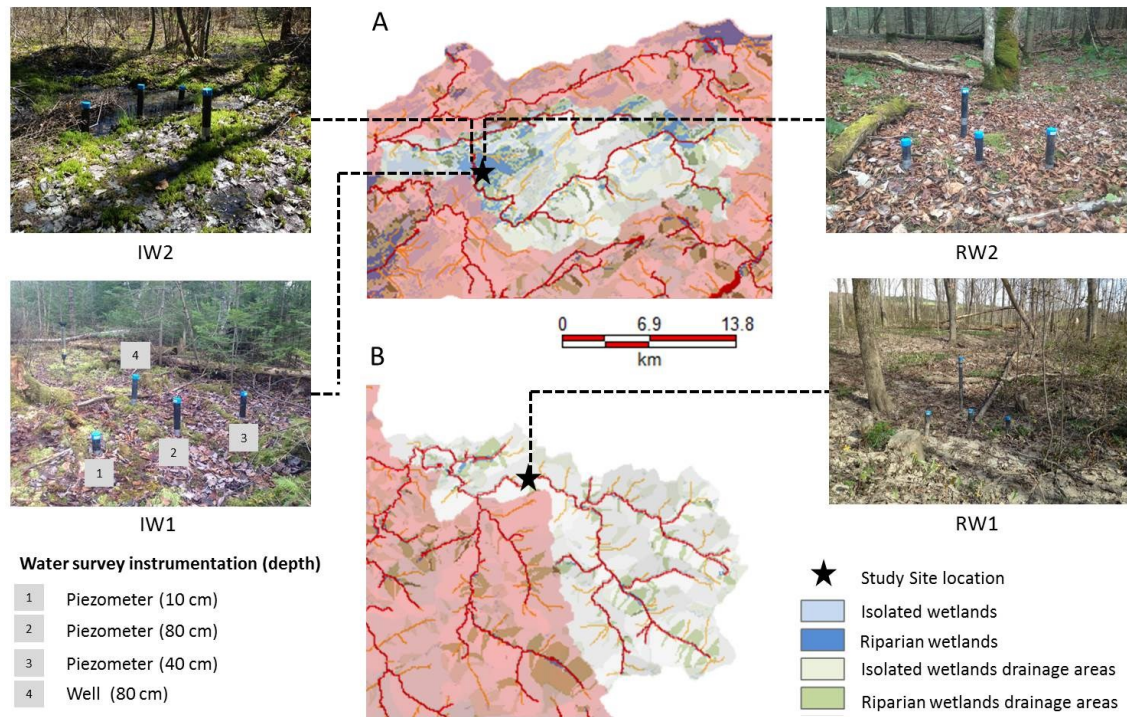
##### **13.4.1. Characteristics of the hydrologic dynamic of wetlands**

###### *Water table levels*

Four sites of three nested piezometers and one well (Figure 13.3) were installed within the studied wetlands. Nested piezometers consisted of three PVC tubes (perforated at their lower end over a length of 10 cm) at depth of 10, 40 and 80 cm. The well consisted of a PVC tube perforated along its entire length beneath the surface and extending to a depth of approximately 80 cm. Each of tube was installed using a manual auger. The depth of the well corresponded to the depth of the impervious layer at the base of the



wetland (i.e., a gravel layer). While tubes were instrumented with static pressure probes (Solinst Levellogger) recording data on an hourly basis, piezometric levels were also manually measured on a monthly basis between October 2013 and October 2014. A single barometric logger (located within a 30 km radius at 300 m of elevation) was used to correct multiple water levels as recommended by Solinst (Solinst, 2011).



**Figure 13.3 : Location of study sites and water survey instrumentation: (A) Noire River sub-watershed, (B) and Palmer River sub-watershed**

#### *Origin of waters and hydrological dynamics control*

Water sampling for oxygen (O) and hydrogen (H) isotope analysis took place at the four study sites (RW1-RW2-IW1-IW2) on a monthly basis between October 2013 and October 2014. A total of 116 water samples were collected from rivers, rain, wetlands and snow. Detailed information about the sampling is given in Appendix 4. Water from wetlands was collected from piezometers. Snow samples were taken from December until late March, when the snow water equivalent was at a maximum. Isotopic fractioning during melting or evaporation of the composite snow samples was assumed negligible.

The analysis of stable water isotopes as conservative tracers is based on the abundance ratio between a rare heavy element ( $^2\text{H}$  (or D) or  $^{18}\text{O}$ ) and a common light element ( $^1\text{H}$  or  $^{16}\text{O}$ ), constituting a water molecule ( $\text{H}_2^{16}\text{O}$ ,  $\text{HDO}$ ,  $\text{H}_2^{18}\text{O}$ ). All samples were analysed for

$^{18}\text{O}$  and  $^2\text{H}$  using standard operating procedures (Newman *et al.*, 2009) from International Atomic Energy Agency (IAEA) using a Los Gatos Research (LGR) Liquid Water Isotope Analyzer (LWIA) at Université Laval, Quebec. With the standard waters integrated in the procedure, isotopic composition of samples was reported in  $\delta$  values, representing deviations in per mil (‰) from the Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW -  $\delta= 0$ ) and defined as follows:

**Equation 18** 
$$\delta_{sample} = 1000 \times \left( \frac{R_{sample}}{R_{VSMOW}} - 1 \right)$$

Where  $\delta$  is the isotopic deviation (‰) and R is the isotopic ratio ( $^2\text{H}/^1\text{H}$ ,  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ). The analytical precision is  $\pm 0.2\text{‰}$  for  $\delta^{18}\text{O}$  and  $\pm 0.6\text{‰}$  for  $\delta\text{D}$ .

### **13.4.2. Long-term sustainability of the hydrological dynamics of wetlands**

#### *Modelling assessment*

In this study, HYDROTEL (v2.6.2, 1252, r273) was used to test the ability of the model, originally designed for stream flow forecasting, to capture spatial and temporal dynamics of wetlands and to investigate how climate change would affect the hydrological dynamics of wetlands. The wetland modules integrated in HYDROTEL are based on empirical relationships between water volume/depth and wetland surface (Liu *et al.*, 2008, Yang *et al.*, 2008) allowing for a general assessment of wetland hydrology rather than a specific description of detailed water movement within a wetland.

Both piezometric measurements and isotopic data were used as well to evaluate, to some extent, the ability of the model to the aforementioned dynamics and to support the modelling approach. For this study, we assumed that flood events would be detectable through the monitored water levels and beyond these periods, water table fluctuations would be greater for isolated wetlands. Furthermore, we assumed that the isotopic composition of water would differ according to wetland typology (isolated versus riparian).

#### *Projected climate changes and hydrology dynamic sustainability*

Through the analysis of specific intermediate simulation results such as water volume for isolated wetlands and water level for riparian wetlands, an assessment of future changes

in these specific parameters was done for the Palmer River sub-watershed and the Noire River sub-watershed.

To achieve this assessment, the hydrologic dynamics of wetlands within the Palmer (*i.e.*, 42 IWs and 23 RWs) and Noire (*i.e.*, 37 IWs and 17 RWs) River sub-watersheds was performed according to possible trends in water-level thresholds between current (1986-2015) and future (2041-2070) hydrological conditions. For IWs, we quantified periods exceeding the maximum volume capacity (EMC) or non-reaching the minimum volume capacity (NRMC) as relevant indicators of wetland contribution to runoff and stream flow. For RWs, these indicators reflect the disconnection from the hydrologic network (DHN) and the flooding of wetlands by the river (FWR). According to the wetland modules (*i.e.*, model parameterization) of HYDROTEL, these indicators are derived from operating thresholds (Fossey *et al.*, 2015) involving maximum (EMC), null (NRMC, DHN) or negative (FWR) contribution to flows.

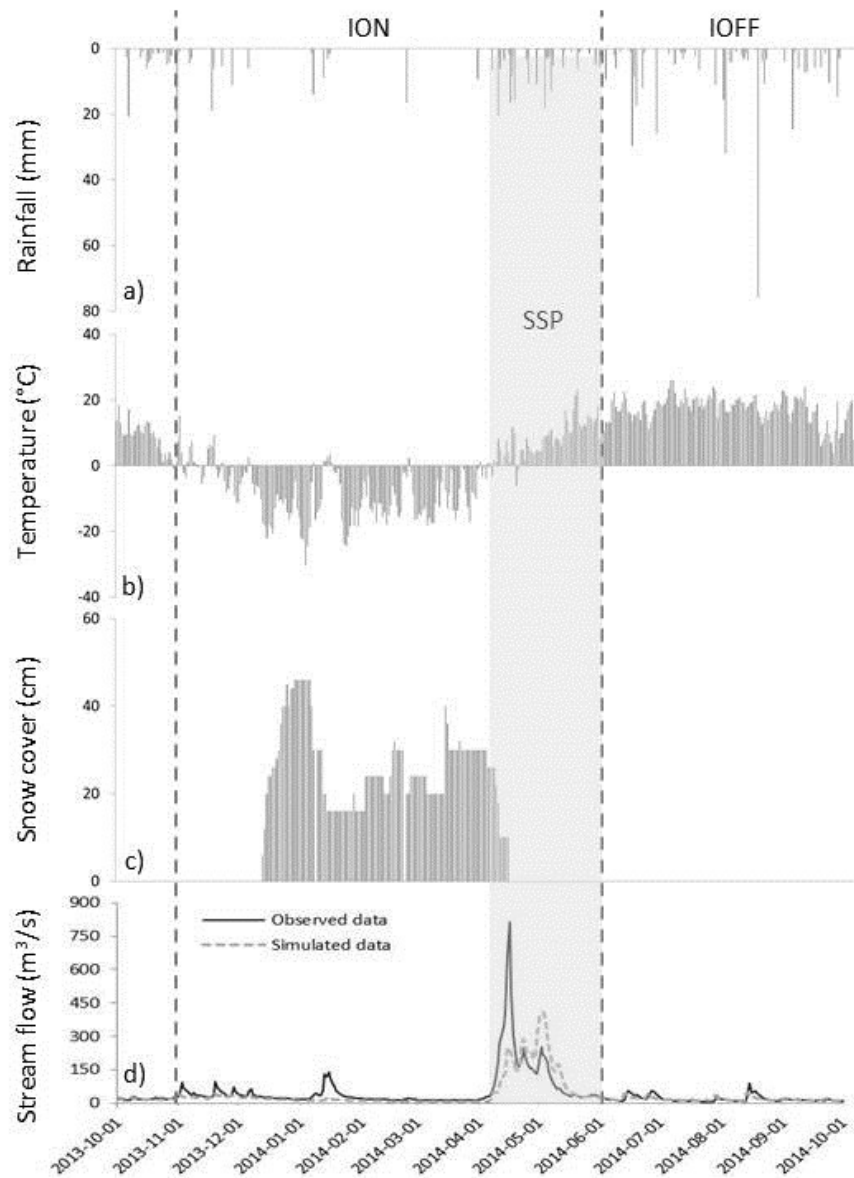
## **13.5. Results**

### **13.5.1. Characteristics of the hydrological dynamics of wetlands**

#### *Hydrology of the studied watershed*

The general pattern of meteorological conditions (MDDELCC, 2014) within the study area and daily stream discharge at the 0024014 gauging station for the field study period are presented in Figure 13.4 (a-b-c-d). Precipitations are unevenly distributed throughout the year with seasonal cumulative values of 295 mm for the ice-on (ION) period including the spring snowmelt process (SSP) and 531 mm for the ice-off (IOFF) period (Figure 13.4a). The average daily temperatures (Figure 13.4b) show pronounced variation throughout the seasons with average values of -3.7 °C for the ION period and 15.6 °C for the IOFF period with a change of sign at the onset of the SSP. Finally, low precipitation, coupled with low temperature, governs the onset of snow cover during the ION period (Figure 13.4c). The snowpack evolves during the season, with a succession of accumulation periods (corresponding to a maximum height of 46 cm) and depletion and/or compaction periods (corresponding to a minimum height of 10 cm - excluding the first snow) before the occurrence of progressive melting in April. The hydrograph (Figure 13.4d) shows a spring flood period during the SSP (April-May). The peak flow was about 420 m<sup>3</sup>/s, occurring in May; followed by a recession period reaching in the middle of

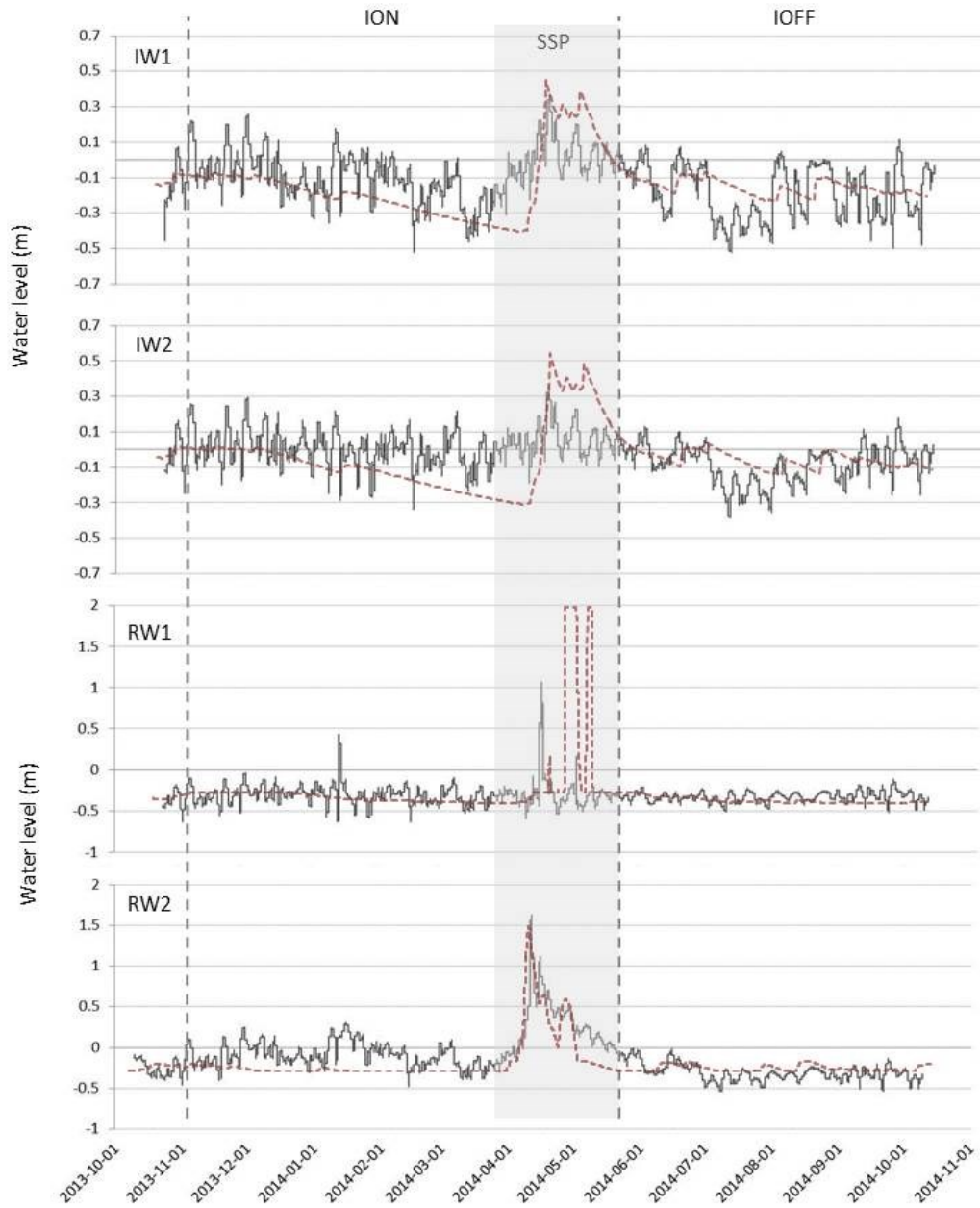
June a mean daily stream flow of 21 m<sup>3</sup>/s. However, the flood period consists of several successive peaks between April and May (16-04-2014, 22-04-2014 and 06-05-2014). The successive peak flows recorded at the gauging station resulted from additional upstream conditions (*i.e.*, heterogeneous snowmelt and weather conditions) over all sub-watersheds. Indeed, weather conditions presented herein are representative of the studied sub-watershed and sometimes lags may exist between all sub-watersheds.



**Figure 13.4 :** Seasonal distribution (from 01-10-2013 to 01-10-2014) for the Becancour River watershed of: (a) rainfall, (b) temperatures and, (c) snowpack depth at Laurierville (station 7024250 - 46°33'N;-71°67'W) and (d) observed and simulated streamflows at the 0024014 gauging station

### Water table fluctuations

Mean annual water-level conditions, namely frequency, timing, duration and magnitude of fluctuations (*i.e.*, hydroperiod) of the studied wetlands and corresponding statistics are reported in Figure 13.5 and Table 13.1.



**Figure 13.5 :** Variation in water level from 01-10-2013 to 01-10-2014 for the studied wetlands (isolated, IW1 & IW2; riparian; RW1 & RW2) occurring during the three seasonal-climatic-processes: ION (Ice-on season), SSP (Spring snowmelt process) and IOFF (Ice-off season). The red dotted lines represent the corresponding simulated water volume signal for the same period and for corresponding isolated and riparian HEWs (IWs and RWs) of Palmer River and Noire River sub-watersheds

Keeping in mind that values shown (e.g., water-levels and fluctuation magnitudes) depend on the annual water budget and on features that are hard to evaluate (e.g., wetland area and depth), the results suggest that the studied isolated and riparian wetlands have: (i) the highest and longest water level conditions (i.e., duration of declining or rising conditions) during SSP, (ii) the lowest water level conditions and fluctuation magnitudes during IOFF period, and (iii) the shortest water level conditions and highest frequency of threshold-ground crossing during ION period.

**Table 13.1: Hydroperiod statistics of the studied wetlands with respect to piezometric measurements between October 2013 and October 2014**

		Annual	Ice-on (ION) period	Spring snowmelt (SSP)	Ice-off (IOFF) period
Mean water level (m) (SD)	IW1	-0.12 (0.15)	-0.11 (0.13)	0.02 (0.10)	-0.19 (0.14)
	IW2	-0.03 (0.11)	0 (0.09)	0.05 (0.08)	-0.09 (0.10)
	RW1	-0.31 (0.11)	-0.31 (0.10)	-0.3 (0.16)	-0.31 (0.08)
	RW2	-0.13 (0.26)	-0.09 (0.14)	0.24 (0.33)	-0.32 (0.09)
Fluctuation magnitude (m)	IW1	0.89	0.66	0.49	0.54
	IW2	0.75	0.51	0.45	0.47
	RW1	1.70	0.69	1.21	0.46
	RW2	2.17	0.71	1.56	0.42
Number of water-level-ground reversals (frequency of threshold-ground crossing)	IW1	51	24	17	10
	IW2	88	51	16	21
	RW1	7	2	2	3
	RW2	29	26	2	1
Number of water-level condition reversals (Declining or rising)	IW1	164	84	28	51
	IW2	166	85	29	51
	RW1	164	85	29	49
	RW2	158	79	29	49

More precisely, for isolated wetlands (IW1 and IW2), high mean annual water levels make them more subject to the frequency of flooding and drying periods (between 1.7 and 12.6 times) when compared to that of riparian wetlands (RW1 and RW2). However, considering changing water level conditions, frequencies of declining or rising conditions seem to show similar behaviours for both isolated and riparian wetlands with respect to hydrological or meteorological conditions. Water table fluctuations remain variable among sites, but relatively consistent within a given typology of wetlands. While the lowest fluctuation magnitude is observed for isolated wetlands during SSP, the highest fluctuation magnitudes are observed for riparian wetlands.

### Origin of waters

The isotopic composition of all water samples collected during the study period are shown in Figure 13.6 and the associated averaged values for the annual and seasonal periods are reported in Table 13.2.

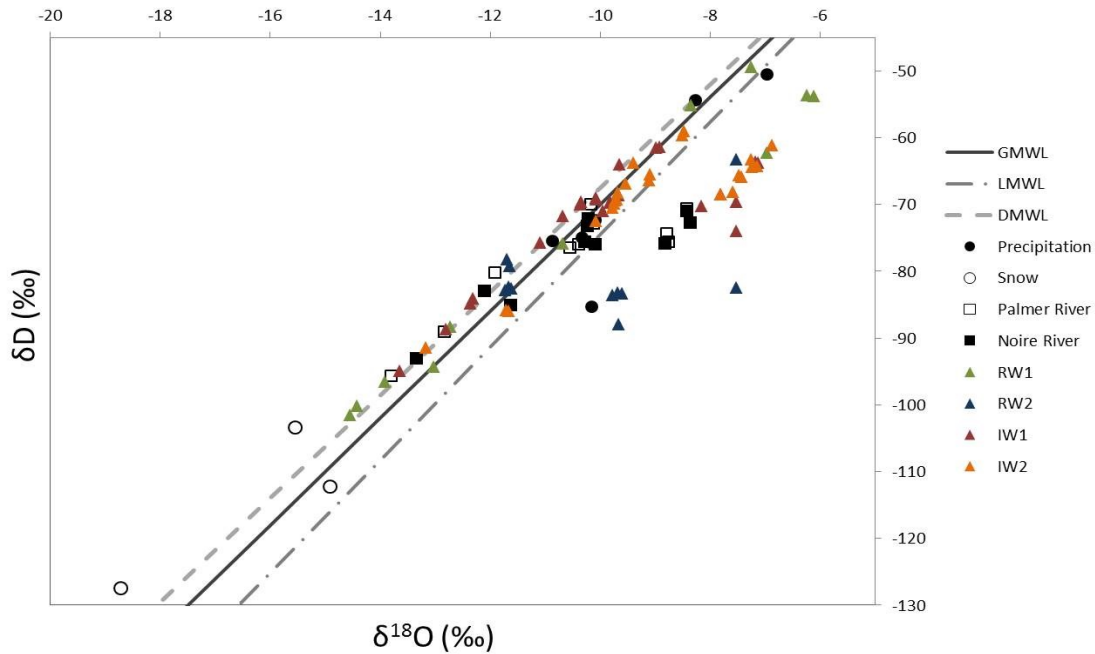


Figure 13.6 :  $\delta^{18}\text{O}$  versus  $\delta\text{D}$  graph for various sources of water (precipitation, snow, rivers and wetlands waters) for the study sites

- *Isotopic composition of precipitation, snow and rivers*

Monthly values of  $\delta\text{D}$  and  $\delta^{18}\text{O}$  of the precipitation samples collected from October 2013 to October 2014, ranged from -85.3‰ to -49.6‰ and -10.9‰ to -6.9‰, respectively. A seasonal gradient is observed with isotopic composition from high negative average values for the ION period (-80.3‰  $\delta\text{D}$  and -10.2‰  $\delta^{18}\text{O}$ ), including the SSP period (-84.6‰  $\delta\text{D}$  and -11‰  $\delta^{18}\text{O}$ ) to less negative values during the IOFF period (-59‰  $\delta\text{D}$  and -8.4‰  $\delta^{18}\text{O}$ ) (Table 13.2).

These values lead to the following relationship:  $\delta\text{D} = 8.43 \delta^{18}\text{O} + 9.76$  ( $r^2=0.81$ ) for the Derived Meteoric Water Line (DMWL) of the Becancour River watershed (Figure 13.6). The DMWL falls slightly below the Global Meteoric Water Line (GMWL,  $\delta\text{D} = 8 \delta^{18}\text{O} + 10$ ) (Craig, 1961), with a slightly larger slope and a slightly smaller d-excess. As described by Clark and Fritz (1997), local atmospheric factors (e.g., humidity,

temperature) and physical factors (e.g., latitude, altitude) control the isotopic composition of precipitation which cause local meteoric water lines to shift from the GMWL. The DMWL is very close to the Local Meteoric Water Line (LMWL,  $\delta D = 7.75 \delta^{18}O + 9.96$ ) ( $r^2=0.98$ ) of the Sainte-Agathe-des-Monts station (located 210 km east of the study site), which is part of the Global Network for Isotopes Precipitation (GNIP) program of the International Atomic Energy Association (IAEA) and the World Meteorological Organization (WMO). This similarity confirms that the DMWL is representative of the study area.

**Table 13.2: Average isotopic composition (where SD stands for standard deviation) of water samples collected on a monthly basis between October 2013 and October 2014**

Water samples	Annual		Ice-on (ION) period		Spring snowmelt (SSP)		Ice-off (IOFF) period	
	$\delta D$ (SD)	$\delta^{18}O$ (SD)	$\delta D$ (SD)	$\delta^{18}O$ (SD)	$\delta D$ (SD)	$\delta^{18}O$ (SD)	$\delta D$ (SD)	$\delta^{18}O$ (SD)
Rain	-66.1 (14.2)	-9 (1.5)	-80.3 (4.9)	-10.2 (0.7)	-84.6 (13)	-11 (0.2)	-59 (11.5)	-8.4 (1.5)
Snowpack	-	-	-114.3 (12.1)	-16.4 (2)	-	-	-	-
Palmer River	-78.1 (8.2)	-10.6 (1.8)	-75 (0.9)	-8.8 (0.0)	-87.9 (10.9)	-12.9 (1.3)	-75.8 (7)	-10.4 (1.4)
Noire River	-77.7 (7.1)	-10.4 (1.6)	-74.2 (2.2)	-8.6 (0.3)	-88 (7.1)	-12.7 (0.9)	-75.5 (5.1)	-10.2 (1)
RW1	-75.5 (21.1)	-10.4 (3.5)	-53.7 (-)	-6.1 (-)	-98.1 (3.3)	-14 (0.7)	-59.3 (10.4)	-7.9 (1.7)
RW2	-80.8 (6.3)	-10.2 (1.6)	-76.3 (11.3)	-8.2 (1.2)	-82.2 (3.8)	-11.3 (0.9)	-83.1 (0.7)	-10.3 (1.1)
IW1	-72 (9.4)	-9.8 (1.9)	-67.5 (4.2)	-7.5 (0.4)	-79.9 (9.5)	-11.7 (1.2)	-67.4 (3.6)	-9.7 (0.4)
IW2	-68.8 (9.2)	-9.2 (1.8)	-64.6 (2.2)	-7.3 (0.2)	-77.1 (12)	-10.8 (1.6)	-66.8 (4.6)	-9.4 (0.6)

For  $\delta D$  and  $\delta^{18}O$ , the isotopic values of the snowpack sampled from November 2013 to March 2014, ranged from -127.4‰ to -103.4‰ and from -18.7‰ to -14.9‰ respectively with a mean value of -114.3‰ for  $\delta D$  and -16.4‰ for  $\delta^{18}O$ .

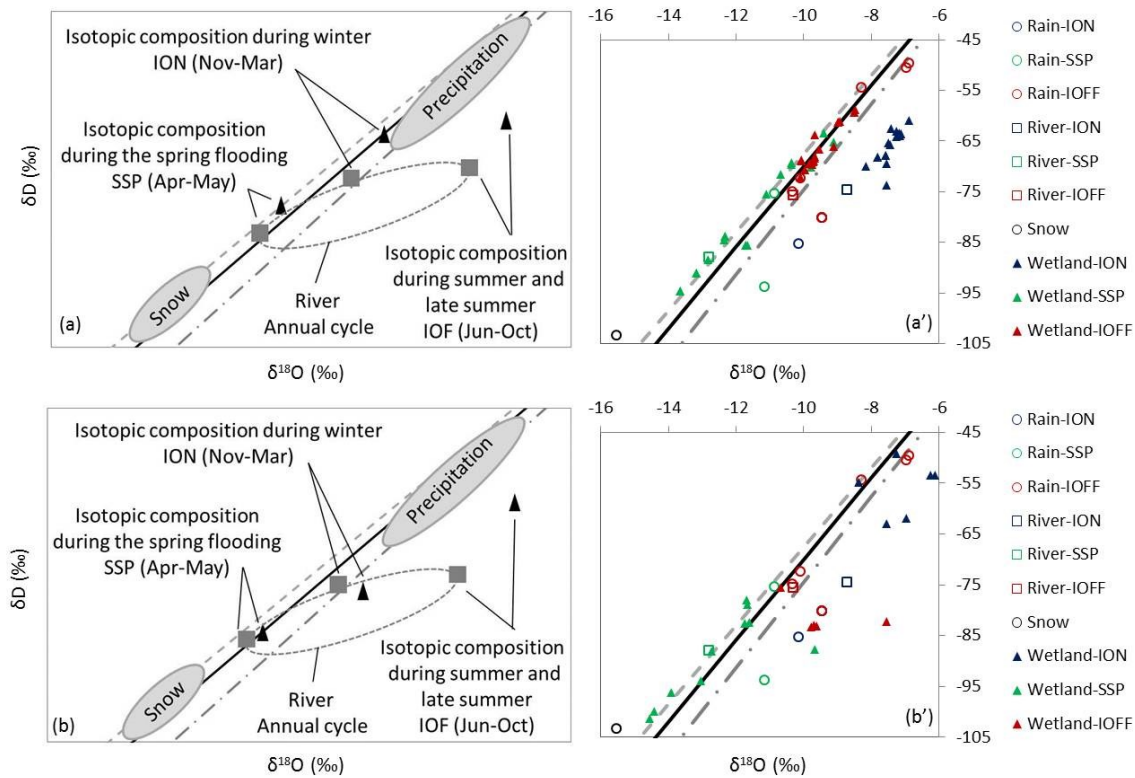
The Palmer River and Noire River have similar water isotope compositions ranging for  $\delta D$  from -95.6‰ to -69.9‰ and for  $\delta^{18}O$  from -13.8‰ to -8.4‰. As observed for rain, the most negative value occurred during the SSP (-87.9‰ for  $\delta D$  and -12.9‰ for  $\delta^{18}O$  for



the Palmer River; and  $-88\text{‰}$  for  $\delta\text{D}$  and  $-12.7\text{‰}$  for  $\delta^{18}\text{O}$  for the Noire River). During the rest of the year, namely the ION and IOFF periods, the isotopic composition was relatively similar with mean values of  $-74.6\text{‰}$  and  $-75.6\text{‰}$  for  $\delta\text{D}$ , respectively. However, a difference is observed for the  $\delta^{18}\text{O}$  with more negative values ( $-10.3\text{‰}$ ) occurring during the IOFF period than those of the ION period ( $-8.7\text{‰}$ ), which is the opposite result for the rain isotopic composition. A schematic annual cycle of stream flows is reported in Figure 13.7(a-b).

- *Temporal variation and isotopic composition of wetland waters*

The seasonality of the water isotopic composition of wetlands water is shown schematically in Figures 13.7(a-b) and corresponding native values in Figures 13.7(a'-b').



**Figure 13.7 : Schematic representations of the seasonal variation in the isotopic composition of rivers (grey squares) and wetlands water (black triangles) for the two isolated (a) and riparian (b) wetlands and the associated data (a' – b')**

For wetland waters, the isotopic compositions are similar to those of rivers in terms of temporality. The most negative values are measured during the SSP, with an average of

-78.5‰ ( $\delta D$ ) and -11.2‰ ( $\delta^{18}O$ ) for isolated wetlands; and -90.2‰ ( $\delta D$ ) and -11.6‰ ( $\delta^{18}O$ ) for riparian wetlands. During the ION and IOFF periods,  $\delta D$  and  $\delta^{18}O$  are relatively less negative (Table 13.2).

For isolated wetlands (IW1 and IW2), the  $\delta D$  values are similar for both periods with averages of -66‰ and -67.1‰ for the ION and IOFF periods, respectively. A slight difference is observed for the  $\delta^{18}O$  with more negative values (average of -9.6‰) during the IOFF period when compared to those of the ION period (average of -7.4‰).

For riparian wetlands (RW1 and RW2), despite the variability in  $\delta D$  values and the low sampling for RW1 (Table 13.2 - Appendix 4), the same trend is observed, namely similar values of -65‰ and -71.1‰ for the ION and IOFF periods, respectively. For the  $\delta^{18}O$ , more negative values (average of -9.1‰) are observed during the IOFF period when compared to those of the ION period (average of -7.1‰).

### **13.5.2. Long-term sustainability of the hydrological dynamics of wetlands**

#### *Modelling performance*

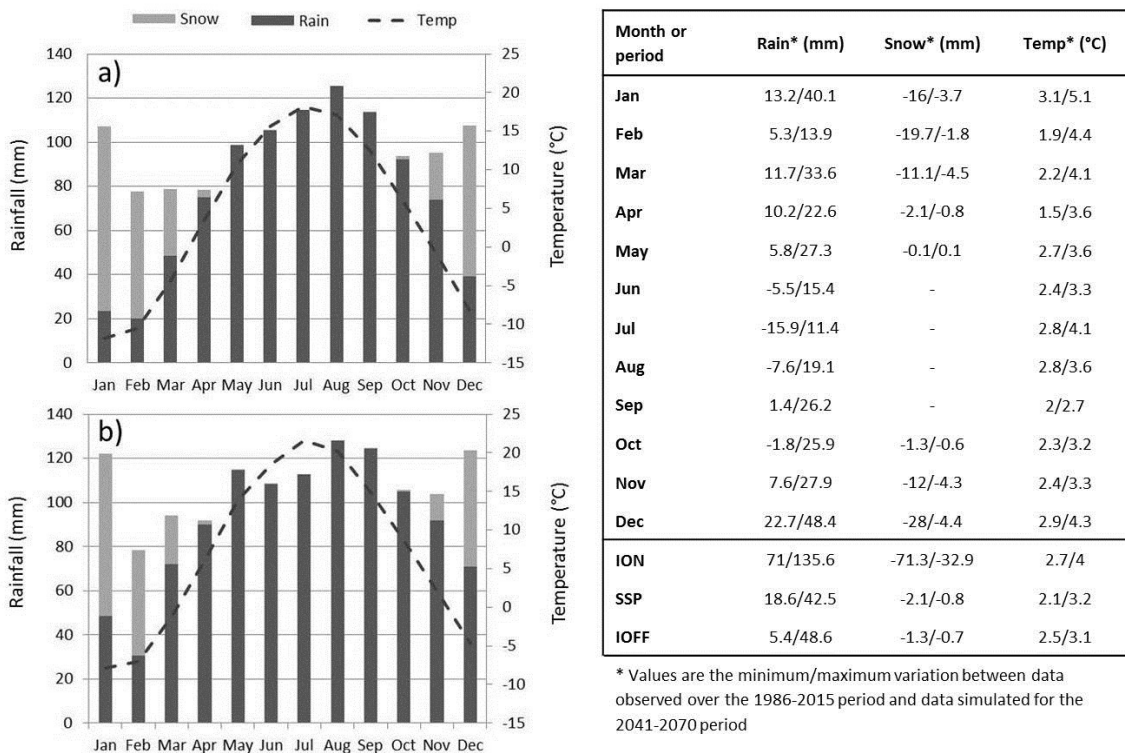
As discussed in section 13.3.2 (*Hydrologic model and wetland representations*), values of statistical indices for calibration and validation periods are considered very good according to hydrologic model performance rating (Moriasi *et al.*, 2007). For the study period (01-10-2013 to 31-10-2014) this rating is considered as satisfactory for NSE (0.59) and good for PBIAS (12.8) at the 0024014 station (Figure 13.4d).

However, this performance is relevant for flow analysis which is beyond the scope of this paper. No comparable data from field observations and modelling results were available to calculate indices such as those derived from operating thresholds presented above. To assess the capacity of the model to capture the hydrological dynamics of wetland, a first investigation was made comparing water level fluctuations of studied wetlands and simulated water volume signals (Figure 13.5) during the study period. The simulated water volume signals, obtained for both isolated and riparian HEW, were converted into a theoretical water height (m). Despite differences due to the ordinate scale issue and considering that the comparison was made between specific (singular wetland – field study) and theoretical (equivalent wetland - simulated) wetlands, the model seems to capture the three seasonal-climatic-processes (ION, SSP and IOFF) described in section 13.5.1 (water table fluctuations).

Climate change impacts on hydrologic dynamic

- Meteorological patterns

Results of the climate simulations for the future (2041-2070) within the Becancour River watershed indicate increases in temperature and precipitation and decrease in snow (Figure 13.8). A comparison (not shown here – refer to section 13.3.1) between the observed reference conditions (1981-2010) and the simulated reference conditions (1986-2015) shows very close results, preserving the seasonal trends (values and timing) and validating the use of climate model outputs as input data.



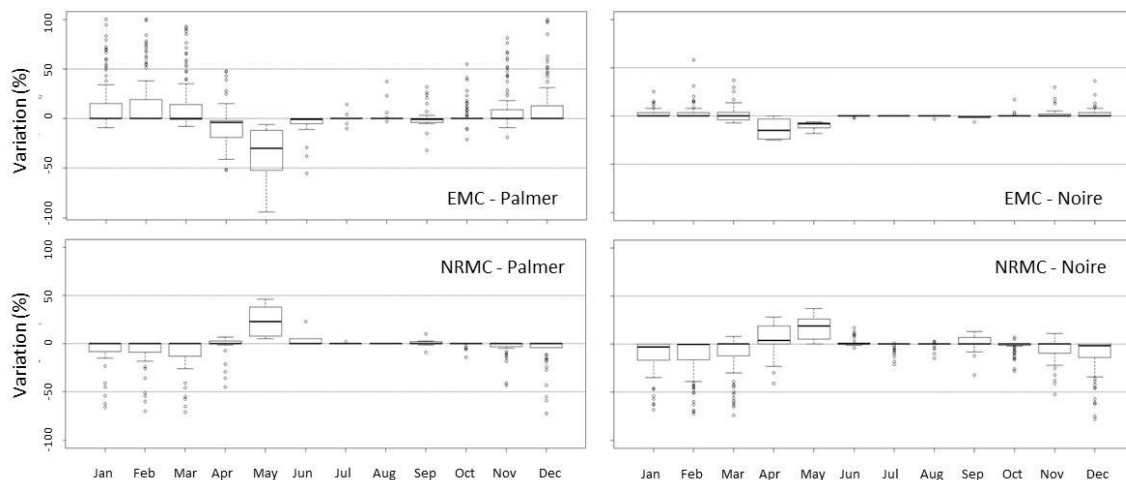
**Figure 13.8 : Simulated monthly precipitation and temperature for the Becancour River watershed based on the projected climate scenarios of the (a) 1986-2015 period and (b) 2041-2070 period and associated values for the periods of interest**

For the 2041-2070 period, similar precipitation and temperature patterns are observed both in terms of coldest and hottest months and driest and wettest months. However, temperatures are broadly warmer, with an annual mean temperature of 7.1°C, and total precipitations are higher, with an annual mean of 1308 mm despite an expected decrease in snow. Indeed, while temperatures increase to a constant value for all seasons (about 2°C to 3°C), rain and snowfall have seasonally-marked and opposite

variations. The most substantial change may occur during the ION period with rainfall increase up to 135 mm and decrease in snow up to 71 mm.

- *Long-term hydrological dynamics of wetlands*

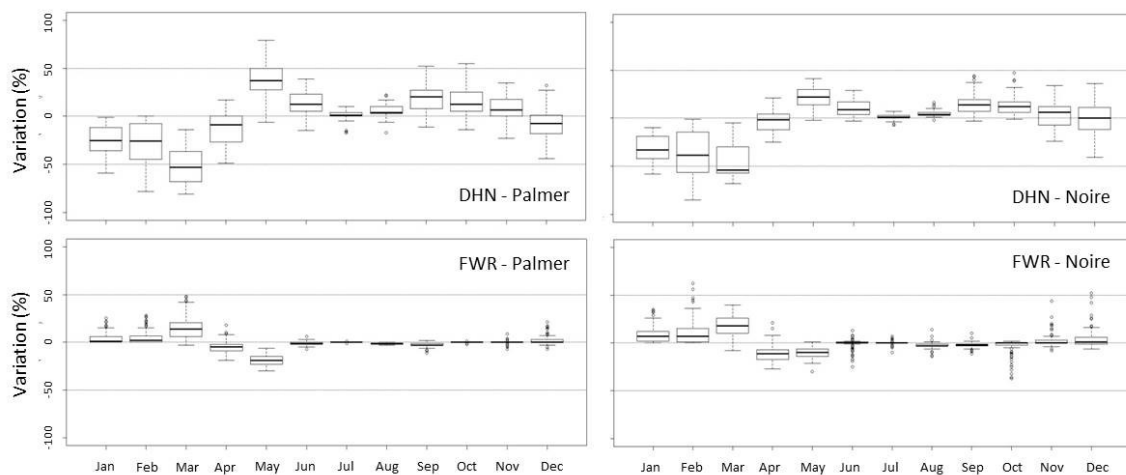
Sustainability of the current hydrological dynamics of wetlands was assessed using the results of the hydroclimatic simulations. This was done on all isolated and riparian HEWs within the Palmer and Noire sub-watersheds (i.e., 80 IWs and 40 RWs – see Appendices 5 and 6). The first observation is that the same type of wetlands is subjected to specific hydrological conditions under current and future climate conditions. For the Palmer sub-watersheds, 40% of IWs would undergo shifts in exceeding their maximum capacity (EMC – 28%) or in not reaching a sufficient water level to contribute to flows (NRMC – 12%). For the Noire sub-watershed, 42% of IWs would undergo shifts of 16% and 26% for EMC and NRMC, respectively. Regarding RWs, 100% of them would experience shifts in capturing water from the river (FWR) and 35% would experience a disconnection issue (DHN) and thus not contribute to flows. For the Noire sub-watershed, results are quite similar with 74% of RWs affected by FWR and 43% by DHN.



**Figure 13.9 : Variation in the monthly values of hydrologic parameters of isolated wetlands under future climate conditions within the Palmer River and Noire River sub-watersheds (EMC: exceeding of the maximum volume capacity; NRMC: non-reaching of the minimum volume capacity)**

As shown in Figure 13.9 and for the marked wetlands (Appendix 5), variation of EMC follows three trends: (a) a downward trend during the months of April and May (SSP) with mean values ranging for the Palmer sub-watershed from -11% to -36%, and for the

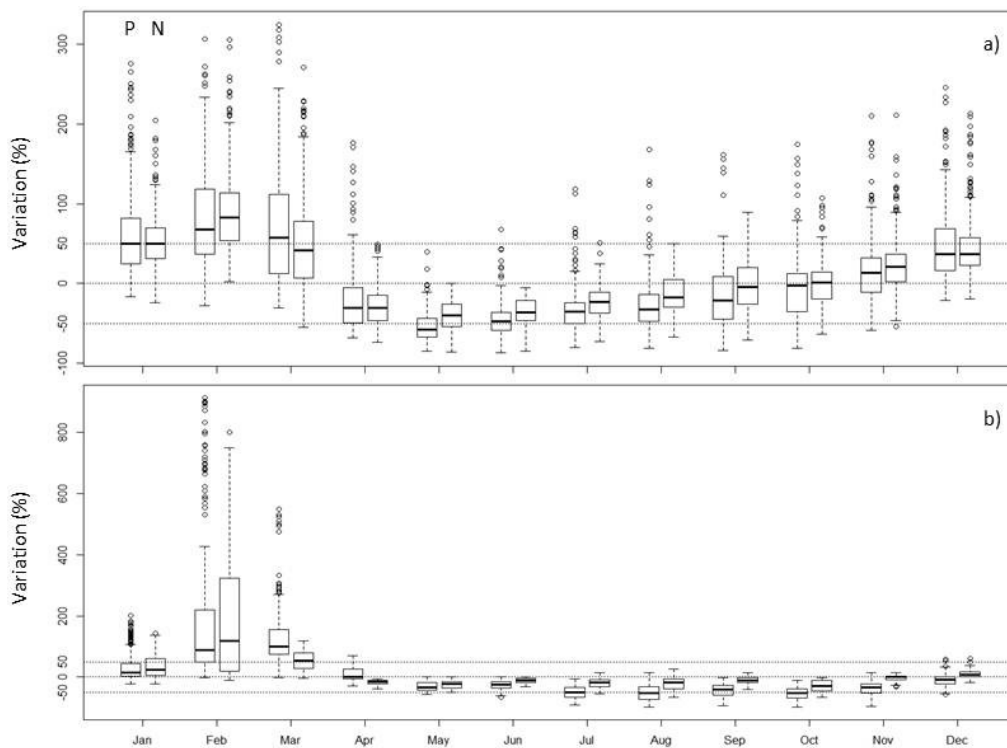
Noire sub-watershed from -10% to -15%, (b) an invariant trend for the IOFF period and (c) an upward trend for the major part of the ION period (November to March) with mean values ranging for the Palmer sub-watershed from 8% to 15% and for the Noire sub-watershed from 3% to 4%. For NRMC, variation follows opposite trends with: (a) an upward trend (-1% to 23% for Palmer and 8% to 17% for Noire), (b) an invariant trend and (c) a downward trend (-4% to -8% for Palmer and -6% to -12% for Noire) for the same periods, respectively. Considering all IWs (Figure 13.11a), an increase in water volume (and thus water level) is expected during most of the ION period (November to March) with maximum values of 82% and 90% for the Palmer and the Noire sub-watersheds, respectively, in February. Between April and October (approximately the IOFF period) a decrease in water volume is observed in May with maximum of -54% and -39% for the Palmer and Noire sub-watersheds, respectively.



**Figure 13.10 : Variation in the monthly values of hydrologic parameters of riparian wetlands under future climate conditions within the Palmer River and Noire River sub-watersheds (DHN: disconnection from the hydrologic network; FWR: flooding of wetland by the river)**

Variations in values of RW indicators (Figure 13.10, Appendix 6) can be described as follows. For the DHN indicator, an upward trend is observed from May to November (*i.e.*, approximately the IOFF period) with mean values ranging for Palmer from 2% to 39% and for Noire from 1% to 21% and a downward trend from December to April (*i.e.*, approximately the ION period) with mean values ranging from -9% to -52% and from 0% to -44% for Palmer and Noire sub-watersheds, respectively. For FWR, a trend similar to that described for EMC is observed: (a) a downward trend during April and May with mean values ranging from -5% to -19% and from -10% to -11% for Palmer and Noire,

respectively, (b) an invariant trend for the IOFF period, and (c) an upward trend for the major part of the ION period (November to March) with mean values ranging for Palmer from 2% to 15% and for Noire from 4% to 18%. Taking into account all RWs (Figure 13.11b), similar trends as those observed for IWs are found. An increase in water levels between January and March with maximum of 194% and 191% for the Palmer and the Noire, respectively, reached in February, following by a decreasing period during May–November with maximum of -54% and -29% for the Palmer and Noire, respectively, in October. The months of April and December show a difference between the two sub-watersheds including a one-month lag in the decreasing trend of water level within the Palmer.



**Figure 13.11 : Variation in the monthly values of: (a) water volume within isolated wetlands and (b) water level within riparian wetlands under future climate conditions within Palmer (P) and Noire (N) River watersheds**

## 13.6. Discussion

### 13.6.1. Hydrological dynamics of wetlands

Based on Figures 13.4 and 13.7 and the schematic annual stream flow cycle, watershed hydrology is mainly driven by three seasonal climatic processes, namely: (i) the ION

period during which the watershed is gradually loaded by isotopically depleted water (more negative values of  $\delta D$  and  $\delta^{18}O$ ) from autumn and winter precipitations; (ii) the SSP (April-May) during which the watershed is quickly loaded by snowmelt water characterized by the most negative isotopic signatures of  $\delta D$  and  $\delta^{18}O$ ; and (iii) the IOFF period during which the watershed is gradually imprinted by isotopically enriched water (less negative values of  $\delta D$  and  $\delta^{18}O$ ) and evaporated water from precipitation depicted by less negative values of  $\delta D$  and  $\delta^{18}O$ .

Wetlands, as part of watershed landscape, should be driven by these same seasonal climatic processes. For riparian wetlands, results from both piezometric measurements and isotopic analysis suggest: (i) the prevailing influence of river flooding during SSP which does not occur for isolated wetlands, (ii) the gradual replacement of spring snowmelt water by that from summer precipitation and/or percolation of evaporated water during the IOFF period, and (iii) from isotopically-depleted water from autumn and winter precipitations or lateral exchange through river banks during the ION period. While water from SSP (*i.e.*, floods of April and May) seems to fill up riparian wetlands, IWs, disconnected from the river network, are relatively dry or have isotopic signature suggesting a mix of precipitation and a small fraction of snowmelt (Figure 13.7 and Figure 13.5). For isolated wetlands, the results suggest: (i) the contribution of snowmelt water to fill up during SSP, (ii) the gradual recharge by water from summer precipitation and the percolation of evaporated water or the rising of the groundwater table during the IOFF period, and (iii) the fast percolation of isotopically-depleted water from precipitation or rising levels of groundwater during the ION period.

### **13.6.2. Modelling performance**

The consistency of these results corroborates that the hydrological dynamic of riparian wetlands is mainly driven by waters from the river network either through river banks or by flooding and, thus, watershed water (Middleton, 2002, Mitsch and Gosselink, 2007) which imprints the isotopic composition of the water and control the water level. These results also support that the hydrological dynamic of isolated wetlands is mainly driven by the input of waters such as precipitation and snow (Buteau *et al.*, 1994, Yetter, 2004) which makes the water table responsive to external inputs. That being said, modelling assumptions are supported by these results regarding the ability of the model to capture temporal hydrological dynamic of wetlands (Figure 13.5).

However, some limits remain. The high individualized dynamics that wetlands could exhibit (Nilsson *et al.*, 2013, Park *et al.*, 2014) makes it difficult to explicitly link the on-site results with the modelling approach at watershed scale. This case study argues that, considering the HEW concept behind the modelling approach, the wetland parameters seem relevant at this scale. Nevertheless, the ability of the distributed modelling approach to integrate the spatial patterns could be used for the calibration process.

### **13.6.3. Long-term effectiveness of wetlands**

The annual and seasonal modifications driven by the changing climate conditions will affect the distribution of total precipitation and temperatures and, thus, the overall availability of water for flows. According to the isotopic and piezometric results, which illustrate that precipitation, snow and temperature are the key drivers of wetlands and, thus, of their hydrological dynamics, any changes in their patterns could affect the spill-fill dynamics of wetlands. Comparison of derived output data of the hydrological model HYDROTEL confirms this hypothesis and highlights a clear picture of the future hydrological dynamic of wetlands within the study area and their relative impacts on watershed hydrology.

Considering the values of the indicators (Appendices 5 and 6), it can be stated that the anticipated climate changes should not represent a threat to wetlands by flooding or drying up. In others words, current vulnerable wetlands will remain vulnerable in the future. However, three trends emerge: (i) the persistence of a seasonal cycle (*i.e.*, persistence of transitional water-level conditions defined by magnitude and frequency of fluctuations) (Figures 13.9, 13.10 and 13.11), (ii) for IWs, a mean annual water level increase, and (iii) for RWs, a mean annual water level decrease that only flooding could compensate. Moreover, this seasonal cycle should be: (i) defined by higher magnitudes in water level fluctuations and (ii) shifted. So, future climate conditions (Figure 13.8) will affect the temporal spill-fill dynamics of IWs (Figure 13.9) and RWs (Figure 13.10) and, hence, their relative contribution to stream flows.

Any variation in the frequency and magnitude of these critical water level thresholds may result from climate change and, thus, could threaten the future integrity of wetlands (Hebb *et al.*, 2013, Grabas and Rokitnicki-Wojcik, 2015) and associated hydrological services. Indeed, as reported in Hebb *et al.* (2013), long-term water level declines or increases and any changes in the seasonal cycle can be detrimental to the functioning of



wetlands. This argues that water level conditions may be more significant than the induced magnitude or frequency of fluctuations. Indeed, Ishida *et al.*, (2006) concluded that if highly fluctuating (high magnitude) levels, associated with shortened hydroperiods (high frequency), could reduce the efficiency of wetlands, it does not necessarily impair, to some extent (*i.e.*, five months perturbation), their capacity functions. This conclusion can be tied with the concept of resilience. Therefore, assuming that the duration of climate change disruptions should be longer than wetland resilience, assessing expected trends in operating water level thresholds (*i.e.*, critical thresholds defined in the applied hydrological modelling approach – EMC, NRMC, DHN and FWR) seem more relevant than magnitude or fluctuation intensity of water levels.

Generally speaking, the results show a decreasing amount of water within wetlands (IWs and RWs) during the IOFF period while more rainfall occurs at the same time. This global loss of water is either due to “prior physical effects”, induced by decreasing snow water equivalent (Fossey and Rousseau, 2016b), and “seasonal biological effects”, induced by increasing evapotranspiration. Note that the latter, mainly due to a higher potential for evapotranspiration (Badeck *et al.*, 2004), may result from a slight overestimation due to the temperature-based formula used here (see more discussion in Lofgren *et al.*, 2011). That being said, it leads to: (i) a decreasing trend in wetland contribution to river flows (according to the module parameterization - Fossey *et al.*, 2015) during this period including low flow support and (ii) an increasing trend in the frequency of disconnection from the hydrological network (Figure 13.9 – NRMC and Figure 13.10 – DHN). Meanwhile, during the ION period, the combined effects of both, rising temperature and precipitation and their impacts on snowpack, lead to an increasing trend in water availability and, thus, water quantity within wetlands. This results in an increasing trend in wetland contribution (water-release) to river flows (Fossey *et al.*, 2015) during this period or an increasing trend in the frequency of water supply to downstream RWs (Figure 13.10 – FWR). These differences in terms of sensitivity of hydrological dynamics and relative impact on stream flows between IWs and RWs can be explained in part by the geographic location and the typological impact of wetlands on high and low flows as described by Fossey *et al.* (2016).

The results indicate that, in the Palmer and Noire River sub-watersheds, the expected climate change impacts will modify the hydrological dynamics of wetlands with respect to current conditions. The lag in the seasonal contribution to flows induced by climate

change (*i.e.*, modification in water availability and wetland dynamic) will amplify the hydrological conditions favourable to floods and low flow processes at critical times. Moreover, it is about 42% of IWs and 44% of RWs that are threatened by variation in the frequency and magnitude of crossing these critical water level thresholds, inducing uncertainty about their integrity and thus, their sustainability. This uncertainty results from the difficulty to determine these critical water level thresholds due to the highly individualized dynamic that wetlands could exhibit (Nilsson *et al.*, 2013). Thus, with respect to the modelling framework used here, the results highlight that wetland conservation/restoration programs and watershed management issues will benefit from a modelling exercise and subsequent assessment studies focussing on the long-term hydrological dynamics.

The expected climate change impacts should, at least, induce a shift in the hydrological dynamics of wetlands and an increasing trend in the magnitude of water levels. Considering only these variations, and as discussed above, it could be detrimental to the functioning of wetlands (*i.e.*, reduction in hydrological efficiency) but not necessarily to their integrity (*i.e.*, impaired capacity) (Ishida *et al.*, 2006). However, the tendency to long-term water level increases (IW) or decreases (RW), observed for current vulnerable wetlands, could not only disrupt their hydrological services and associated ecological services, but also threaten their integrity (Hebb *et al.*, 2013, Grabas and Rokitnicki-Wojcik, 2015) by modifying, at least, the frequency of crossing the critical water level thresholds.

### **13.7. Conclusions**

The long-term viability of wetlands requires maintaining the water supply in terms of quantity and periodicity. Indeed, this hydrological dynamic is responsible for: (i) directly maintaining the integrity of wetland structure, and (ii) indirectly maintaining the hydrological services which depend on the natural dynamics and the structural integrity. Moreover, viability and functionality are closely linked and highly dependent on climate and weather conditions. Therefore, the expected perturbations from climate change will play a critical role in the maintenance or loss of key hydrological dynamics (hydroperiod) and associated services, namely water storage and slow water-release. The combined effects of rising temperatures and rainfall changes, with a decreasing proportion of snowfall, will affect the hydrological dynamics at the watershed scale. These

modifications could impact the wetland spill-fill dynamics at the seasonal scale and in all likelihood impacting biological integrity (*i.e.*, composition and structure) and hydrological services (*i.e.*, storage capacity and slow water-release ability). Knowledge of wetland hydrodynamic, as inferred by this hydrological modelling study, allows to: (i) further our understanding of the role of wetlands and associated key controlling factors, and (ii) anticipate the impacts of climate change.

In this paper, we evaluated the hydrological conditions governing wetland services under current and anticipated range of climates. Our hypothesis is that the sustainability of wetlands and their services are governed by hydroperiods characterized by the frequency, duration, intensity and seasonality of water level changes within a given system. Also, as introduced by Erwin (2009), climate change may affect wetlands through alterations of the hydroperiods, raising general questions such as: (i) how will climate change disrupt the hydrological conditions of wetlands?; (ii) will water inflows compromise their hydrological integrity?; and (iii) will the temporal variability of their hydroperiods be consistent with their hydrological functions? To answer these questions and ultimately assess conservation/restoration programs, or more generally wetland integrity, there is a need to implement a hydroclimate modelling framework.

Environmental degradation of wetlands is the result of local, short- and long-term, weather changes affecting both their ecological and hydrological integrity. Annual water table fluctuations and wetland hydrodynamics depend on wetland type and seasonality and can be characterized by low, average and high water level conditions delineated by declining or rising periods. Further understanding of the hydrological dynamic of wetlands using both field monitoring and process-based modelling could provide the information required to assess their long-term viability and, thus, predict their potential impact as a landscape approach to mitigate climate change. The generic analysis framework (Fossey *et al.*, 2015) produced distinct results between IWs and RWs in terms of issues related to spatial and temporal hydrological services (Fossey *et al.*, 2016). Wetland effectiveness is closely tied to their hydrological dynamics which are threatened by climate change. Due to their highly individualized dynamic and the complexity of their interaction with landscapes at watershed scale, the use of a distributed hydrological modelling framework represents a relevant tool to investigate the long-term temporal signals of hydrologic conditions in wetlands. The next step is to better integrate field data in the calibration process to refine the parameterization of

wetlands and to facilitate the interpretation of the simulated data and ultimately improve the inferences.

## **Acknowledgements**

This study was done as part of a collaborative research project (*Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*) between Université de Sherbrooke (Richard Fournier, principal investigator, Jérôme Théau), Centre Eau Terre Environnement, INRS (Alain N. Rousseau), Université Laval (Monique Poulin), and UQÀM (Jean-Pierre Revéret). It was conducted within the framework of the Climate Change Action Plan 26 "Biodiversity" coordinated and funded by Ouranos, a Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change (Robert Siron, biodiversity program coordinator). Supplemental funding came from the Discovery Grant program of the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada (Alain N. Rousseau, principal investigator). We would like to thank *Municipalité Régionale de Comté de l'Érable* for providing authorization to implement fields experiments, *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques* (MDDELCC) for providing meteorological data, and Stéphane Savary and Alain Royer of INRS-ETE for their technical support. Finally, we would like to thank the reviewers, and editors for their meaningful comments. They significantly helped us improve the overall quality of the paper.

---

**14. Article IV: Can isolated and riparian wetlands mitigate the impact of climate change on watershed hydrology? – A case study approach**

-

Les milieux humides isolés et riverains peuvent-ils atténuer les impacts hydrologiques des changements climatiques sur les bassins versants ? – Étude de cas

---

**Auteurs :**

Maxime Fossey,<sup>1\*</sup> and Alain N. Rousseau<sup>1</sup>

<sup>1</sup> INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, G1K 9A9 Québec City, Québec, Canada

**Revue :**

L'article IV a été accepté dans *Journal of Environmental Management*

**Contribution des auteurs :**

La préparation des données, le travail de simulation, le traitement et l'analyse des fichiers de sortie du modèle, l'interprétation des résultats et la rédaction de l'article ont été réalisés par l'étudiant (Maxime Fossey). Le Pr. Alain Rousseau a révisé et commenté l'article. L'étudiant (Maxime Fossey) a effectué les travaux de correction et a réalisé le processus de réponse aux commentaires, suite à la demande de révision du journal. Toutes les étapes mentionnées se sont déroulées sous la supervision du Pr. Alain Rousseau.

## Résumé

---

L'effet des milieux humides sur les régimes hydrologiques est, à ce jour, bien établi. Il s'agit notamment de la régulation des débits de par leur double fonctionnalité de stockage et d'écoulement retardé permettant l'atténuation des crues et le soutien aux étiages. Toutefois, leur efficacité est liée tant aux conditions climatiques qu'à la typologie des milieux humides en rapport à leur connectivité hydrographique (milieux isolés et milieux riverains). Bien que certaines études aient d'ores et déjà démontré ces fonctions hydrologiques, peu d'entre elles ont mis l'accent sur les avantages retirés de ces services sur les régimes hydrologiques et sur l'évolution de ces derniers en contexte de changement climatique et, par conséquent, certaines lacunes persistent.

Pour répondre à cette demande, la plateforme de modélisation hydrologique PHYSITEL/HYDROTEL a été utilisée pour évaluer les conditions hydrologiques actuelles et futures des bassins versants de la Bécancour et de la Yamaska, Québec, Canada. Les résultats des simulations ont montré que les changements climatiques vont induire des changements similaires sur les débits saisonniers moyens, à savoir une hausse des débits hivernaux et un devancement de la crue printanière suivis d'une baisse des débits estivaux et automnaux. Ces changements attendus vont induire des effets variables sur les débits de pointe de récurrence 20 et 100 ans selon le bassin versant considéré.

Néanmoins, la conservation des milieux humides actuels devrait : (i) atténuer l'augmentation potentielle des débits de pointe de récurrence 2 ans, 20 ans et 100 ans pour le bassin de la Bécancour et (ii) accentuer la diminution potentielle des mêmes indicateurs pour le bassin de la Yamaska. Cependant, la perte des milieux humides existants serait préjudiciable aux débits d'étiage sur 7 jours de récurrence 2 ans et 10 ans, tout comme au débit d'étiage sur 30 jours de récurrence 5 ans.

#### **14.1. Abstract**

The effects of wetlands on stream flows are well established, namely mitigating flow regimes through water storage and slow water release. However, their effectiveness in reducing flood peaks and sustaining low flows is mainly driven by climate conditions and wetland type with respect to their connectivity to the hydrographic network (*i.e.* isolated or riparian wetlands). While some studies have demonstrated these hydrological functions/services, few of them have focused on the benefits to the hydrological regimes and their evolution under climate change (CC) and, thus, some gaps persist. The objective of this study was to further advance our knowledge with that respect. The PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform was used to assess current and future states of watershed hydrology of the Bécancour and Yamaska watersheds, Québec, Canada. Simulation results showed that CC will induce similar changes on mean seasonal flows for both watersheds, namely larger winter flows and earlier spring flows leading to decreases in summer and fall flows. These expected changes will have different effects on 20-year and 100-year peak flows with respect to the considered watershed. Nevertheless, conservation of current wetland states should: (i) for the Bécancour watershed, mitigate the potential increase in 2-year, 20-year and 100-year peak flows; and (ii) for the Yamaska watershed, accentuate the potential decrease in the aforementioned indicators. However, any loss of existing wetlands would be detrimental for 7-day 2-year and 10-year as well as 30-day 5-year low flows.

#### **14.2. Introduction**

Wetlands have been recognized for their significant role on the hydrological cycle through water storage and slow release of water (Ogawa and Male, 1986, Padmanabhan and Bengtson, 2001, Liu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2008, Wu and Johnston, 2008, Yang *et al.*, 2010). Despite this general agreement, approximately half of their spatial extent has been lost worldwide (Zedler and Kercher, 2005). With the largest agricultural activity (Jobin *et al.*, 2004) and the most populated region of Quebec (Li and Ducruc, 1999), Canada, the St. Lawrence Lowlands are characterized by several heavily affected ecosystems and among them, wetlands are no exception with almost 45% of affected areas (Joly *et al.*, 2008). Their degradation or conversion in response to increased human activities (*e.g.*, agriculture, peat mining, and urbanization) is well known as one of the key disturbances of watershed hydrology and impairment to the

global environment (Solomon *et al.*, 2007). Thenceforward, their deterioration may have severe impacts on flow regimes (*i.e.*, watershed hydrology) inducing a positive feedback under climate change conditions.

Hydrological modelling has proven to be a useful framework to assess climate change impacts on wetlands (Fu *et al.*, 2015, Fossey and Rousseau, 2016a) or watershed hydrology (Quilbé *et al.*, 2008, Boyer *et al.*, 2010) and to illustrate the impacts of these landscape features on flow regimes (Wang *et al.*, 2010, Martinez-Martinez *et al.*, 2014, Golden *et al.*, 2015, Evenson *et al.*, 2015, Fossey *et al.*, 2016). However, some gaps persist regarding the evolution of wetland impacts on watershed hydrology under changing climate conditions. Over the last decade, scientific knowledge on future climate impacts in Quebec, Canada, has advanced and expected changes are well identified (Ouranos, 2015). Indeed, in the St. Lawrence Lowlands, projected annual temperatures may increase by 2 to 4 °C for the period 2040-2070. While the total annual precipitation may be relatively constant, seasonal modifications are expected, particularly in winter. The decrease in snowfall and the increase in rainfall during this season will affect stream flows (Appendix 7). Indeed, the increase in mean temperature and the associated decrease in the ratio of snow to liquid precipitation should lead to an increase in the amount of water available for winter flows and a decrease in snow water equivalent reducing spring, summer and fall flows (Boyer *et al.*, 2010).

These expected changes and resulting impacts on water availability, and thus on the water balance at the watershed scale, may affect wetlands. Indeed, the quantity and periodicity of wetland inflows could be affected. In return, wetlands could be more vulnerable and their hydrological functions and/or physical integrity be threatened (Erwin, 2009, Hebb *et al.*, 2013, Fossey and Rousseau, 2016a). Nevertheless, some questions arise such as: (i) What is the contribution of wetlands to current flow regimes? (ii) How will the role of wetlands evolve under changing climate conditions? (iii) Will their impacts on watershed hydrology be modified in the future? and (iv) If wetlands are vulnerable, what will be the impact on the hydrological regime?

Using a distributed hydrologic modeling platform, this study assesses: (i) the current contribution of wetlands to stream flow and (ii) the expected changes at the outlet of two key watersheds of the St. Lawrence lowlands, namely those of the Bécancour and Yamaska Rivers. This assessment, through analysis of some commonly used hydrologic indicators (*i.e.*,  $Q_{\max}$ ,  $Q_7$  and  $Q_{30}$ ) provides a framework to distinguish climate change

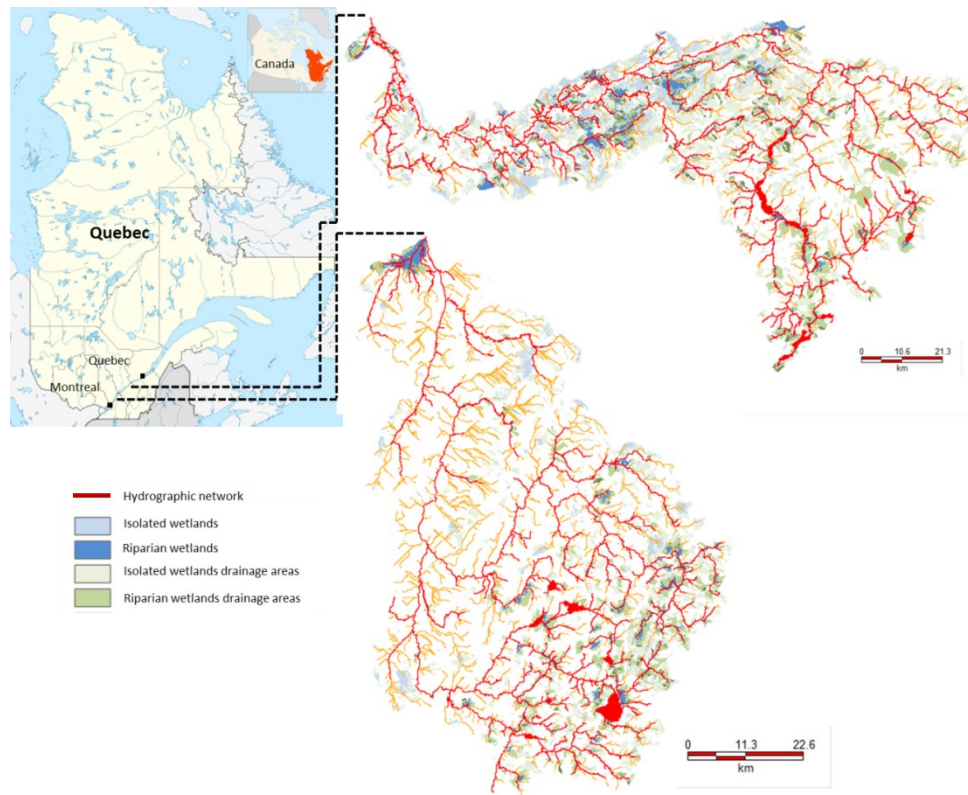


and wetland (*i.e.*, isolated and riparian) effects on watershed hydrology. It also highlights the potential benefits of wetlands under changing climate conditions.

### 14.3. Methods

#### 14.3.1. Study areas

Based on criteria related to land cover representativeness and wetland diversity, two watersheds were selected: the Becancour and Yamaska Rivers watersheds. They cover 2597 km<sup>2</sup> and 4788 km<sup>2</sup> in the St. Lawrence Lowlands ecoregion (Mackey *et al.*, 1996, McKenney, 1998) in southern Quebec, Canada, respectively (Figure 14.1). Tributaries of the St Lawrence River, the Becancour and Yamaska Rivers drain landscapes dominated by forest (54% and 43%, respectively), agriculture (23% and 35%), and wetlands (12% and 4%) (Beaulieu *et al.*, 2012).



**Figure 14.1 : Geographic locations of the Becancour River and Yamaska River watersheds, Quebec, Canada**

As introduced in Table 14.1, in the Bécancour watershed, wetlands cover a total area of 307 km<sup>2</sup> and drain 794 km<sup>2</sup> (31% of the watershed). Among them, isolated wetlands

(IWs) occupy 210 km<sup>2</sup> (8%) and drain 464 km<sup>2</sup> (18%) while riparian wetlands (RWs) occupy 97 km<sup>2</sup> (4%) and drain 330 km<sup>2</sup> (13%). In the Yamaska watershed, wetlands cover a total area of 202 km<sup>2</sup> including 92 km<sup>2</sup> (2%) of IWs and 110 km<sup>2</sup> (2% of the watershed) of RWs. From another point of view, the Yamaska wetlands drain 646 km<sup>2</sup> (13%), including 305 km<sup>2</sup> (6%) drained by IWs and 341 km<sup>2</sup> (7%) by RWs.

**Table 14.1 : Physical and wetlands statistics for the Becancour and Yamaska River watersheds**

Watershed	Surface (km <sup>2</sup> )	Land cover (%)				Wetland area		
		Forest	Agriculture	Bush	Urban	Total km <sup>2</sup> (%)	Isolated km <sup>2</sup> (%)	Riparian km <sup>2</sup> (%)
Becancour	2597	53.9	23	5.6	3.5	307 (12)	210 (8)	97 (4)
Yamaska	4788	34.6	43.1	9.3	7.3	202 (4)	92 (2)	110 (2)

Watershed	Physical characteristics				Wetland drainage area		
	Average slope (%)	Main soils	Gravelius index	Drainage density <sup>1</sup>	Total km <sup>2</sup> (%)	Isolated km <sup>2</sup> (%)	Riparian km <sup>2</sup> (%)
Becancour	0.5	Sandy loam-loam	2.3	0.52	794 (31)	464 (18)	330 (13)
Yamaska	0.7	Silt loam-sandy loam	1.7	0.50	646 (13)	305 (6)	341 (7)

(%) is the area or drainage area of wetland expressed in percentage

<sup>1</sup>Horton concept =  $\Sigma$  length of river (km)/watershed area (km<sup>2</sup>)

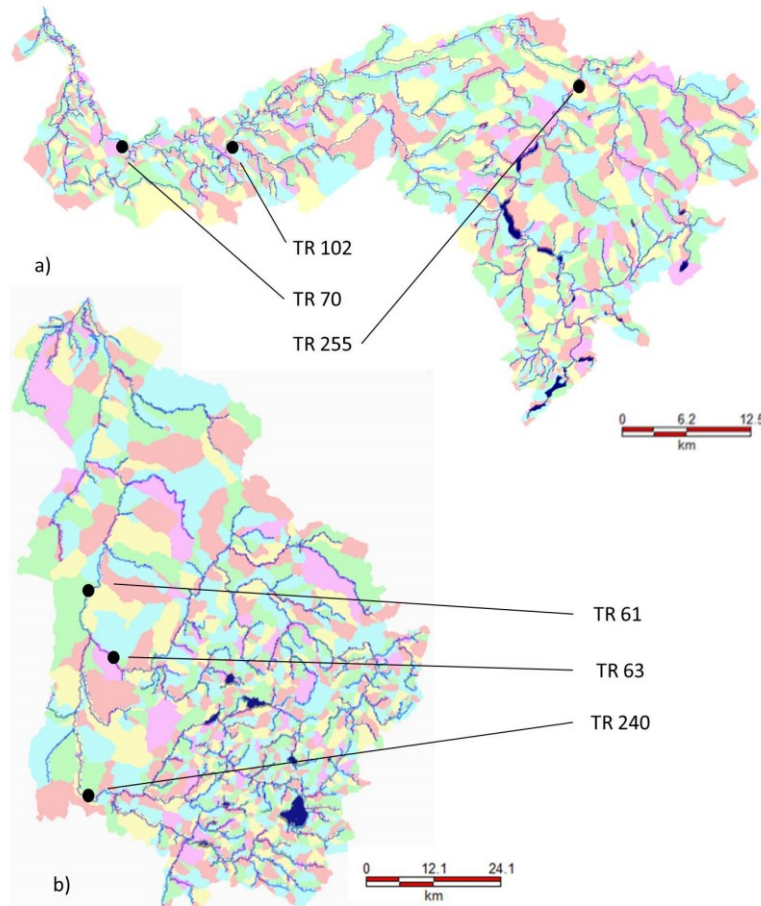
Located in a humid continental climate (Köppen-Geiger classification: Dfb - Peel *et al.*, 2007), the watersheds are characterized by warm summers and severe winters with strong seasonality. Normal conditions for the 1981-2010 period (MDDELCC, 2014) are associated with an annual mean temperature of 5.1°C with an average maximum of 19.3°C in July and an average minimum of -11.2°C in January. The total mean annual precipitation is 1210 mm, including 953 mm of liquid precipitation and 257 mm of solid precipitation (Appendix 7). For the Becancour and Yamaska watersheds, the specific average monthly values of climate statistics are reported in Appendix 8.

### 14.3.2. Hydrological modelling platform

#### *Model description*

The PHYSITEL/HYDROTEL distributed hydrological modelling platform was used to evaluate the expected changes due to climate change and to assess the effects of wetland types on watershed hydrology; *i.e.* quantifying their respective contribution to

the flow regime. More specifically, PHYSITEL is a specialized GIS and HYDROTEL is a continuous distributed hydrologic model (Turcotte *et al.*, 2001, Fortin *et al.*, 2001a, Turcotte *et al.*, 2003, Turcotte *et al.*, 2007, Rousseau *et al.*, 2011, Bouda *et al.*, 2012, Bouda *et al.*, 2014, Noël *et al.*, 2014). The model is currently used for inflow and hydrological forecasting at Hydro-Quebec, Quebec’s primary power utility, and the Quebec Hydrological Expertise Center (*Centre d’Expertise Hydrique du Québec, CEHQ*). This modelling platform can explicitly account for isolated (IWs) and riparian wetlands (RWs) (Fossey *et al.*, 2015), using the Hydrologically Equivalent Wetland (HEW) concept (Liu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2008). The basic computational units used by HYDROTEL and discretized using PHYSITEL correspond to Relatively Homogeneous Hydrological Units (RHHUs: sub-watersheds or hillslopes) and interconnected river segments (Figure 14.2).



**Figure 14.2 :** Subdivision of the Bécancour River (a) and the Yamaska River (b) watersheds into computational elements (hillslopes and river segments) and locations of gauge stations (TR). Note that hillslope colors do not have any specific meanings; they are solely used for illustration purposes.

For this study, the two watersheds were discretized as follows: the Bécancour and Yamaska watersheds, into 1824 and 1299 hillslopes (mean surface areas of 2.6 km<sup>2</sup> and 7.3 km<sup>2</sup>, respectively), and 736 and 513 river segments (mean length of 1179 m and 1623 m), respectively. Similarly, the watersheds were discretized into 859 and 498 isolated HEWs (mean surface areas of 0.24 km<sup>2</sup> and 0.22 km<sup>2</sup>, respectively) and 444 and 296 riparian HEWs (mean surface areas of 0.22 km<sup>2</sup> and 0.31 km<sup>2</sup>), respectively.

### Model set up

**Table 14.2 : Model performances for calibration and validation periods**

Watershed	Stream flow station	Period	Statistical performance			Objective
			NSE	RMSE (m <sup>3</sup> /s)	Pbias (%)	
Becancour	TR_70	1988-1992	0.78	13.9	-4.4	Spatio-temporal validation
		2005-2009	0.77	28.3	-5.5	Calibration
	TR_102	2000-2004	0.80	24.3	2.6	Temporal validation
		2005-2009	0.78	13.9	-4.4	Calibration
	TR_255	1999-2004	0.86	9.3	6.6	Temporal validation
2005-2010		0.78	42.9	0.1	Calibration	
Yamaska	TR_61	2000-2005	0.78	38.3	-13	Temporal validation
		2005-2010	0.73	23.7	2.5	Calibration
	TR_63	2000-2005	0.71	21.9	-14.2	Temporal validation
		2005-2010	0.75	16.0	-2.5	Calibration
	TR_240	2000-2005	0.77	14.4	-13.6	Temporal validation

HYDROTEL was run using a daily time step and basic meteorological data (*i.e.*, precipitation, minimum and maximum temperatures obtained from CEHQ for the 1961-2010 period). Meanwhile for this study, the simulated daily stream flows at the outlet corresponded to the output of interest. Model calibration and validation were done using a manual trial-and-error strategy (Turcotte *et al.*, 2003) over different five-year intervals of the 1969-2010 period while using 1-year spin-up period to minimize initialization errors (for a complete overview, see Fossey *et al.*, 2015). Both temporal and spatial validations were performed, allowing a quantitative and qualitative verification of simulated flows. Statistics for calibration and validation periods are reported in Table 14.2.

### *Theoretical background*

The addition of wetland modules has improved the capacity of the model to accurately reproduce the basic components of the hydrograph (*i.e.*, magnitude, frequency, timing and duration of water conditions) as reported in Fossey *et al.* (2015) for the Becancour watershed. These performance improvements increased the values of statistical indices from approximately 13% and 8% for the Becancour and the Yamaska (see Rousseau *et al.*, 2008 for initial value of model performances for the Yamaska watershed) watersheds, respectively. Meanwhile, with respect to the hydrological modelling approach used for the Becancour watershed (Fossey *et al.*, 2016), the impacts of wetlands depend on both their type (*i.e.*, isolated or riparian) and their geographic location within a watershed (*i.e.*, upstream/downstream gradient and stream order gradient). Moreover, for a given type and location, the results under similar hydroclimatic conditions illustrate the highly individualized and contrasting (*i.e.*, positive or negative impacts) response that wetlands can exhibit as reported by Nilsson *et al.* (2013).

#### **14.3.3. Climate scenarios**

Daily climatic data for the 1961-2099 period were supplied by Ouranos, a Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change. Ten simulations of the Canadian Regional Climate Model (CRCM 4x) (Caya and Laprise, 1999, Music and Caya, 2007, Paquin, 2010, de Elia and Côté, 2010) using the A2 greenhouse gas and aerosol projected scenarios of the Special Report on Emission Scenarios (SRES-A2) (Nakicenovic *et al.*, 2000) were used in this study. Note that these simulations were deemed representative of a myriad of potential climate changes using the cluster method (Hartigan and Wong, 1979) and considered equally probable. Climatic data may have a bias in the estimation of climate variables (*i.e.*, constant overestimation or underestimation trend) and then require post-treatment. The CRCM simulations were bias-corrected by a factor calculated from a comparison between the simulated reference period and the observed data. The bias was then removed on the entire simulated series.

These unbiased CRCM simulations were driven by two Global Climate Models (GCMs); that is two members (*i.e.*, initial conditions of driver) for the third generation Canadian Coupled Global Climate Model - CGCM3 (Flato *et al.*, 2000, Flato and Boer, 2001, Scinocca *et al.*, 2008) and one for the German coupled Global Climate Model - ECHAM5

(Jungclaus *et al.*, 2006) over a domain covering North America or centered over Quebec both with a horizontal grid-size mesh of 45 km. An overview of the technical characteristics of these scenarios is reported in Table 14.3. For the 2040-2070 period, the same meteorological variables as those described for the 1981-2010 period (cf. section 14.3.1 Study areas), were analysed and compiled. The average monthly values of climate statistics (Appendix 7), with respect to the Becancour and Yamaska watersheds, for this future period (2040-2070) and integrating the ten simulations, are reported in Appendices 9 and 10 respectively.

**Table 14.3 : CRCM versions and characteristics of simulations**

<b>Operational name</b>	<b>acu</b>	<b>adc</b>	<b>adj</b>	<b>adi</b>	<b>aet</b>	<b>aev</b>	<b>afx</b>	<b>agr</b>	<b>agx</b>	<b>aha</b>
CRCM version	4.1.1	4.1.1	4.2.0	4.2.0	4.2.3	4.2.3	4.2.3	4.2.3	4.2.3	4.2.3
Driving data	CGCM3	CGCM3	CGCM3	CGCM3	CGCM3	CGCM3	CGCM3	CGCM3	ECHAM5	ECHAM5
Member	4	5	4	5	4	5	4	5	1	1
Regional domain	Quebec	Quebec	Quebec	AMNO	AMNO	AMNO	Quebec	Quebec	AMNO	Quebec

#### **14.3.4. Assessment of the impact of wetlands on watershed hydrology**

This assessment was defined and based on wetland typologies (*i.e.*, IWs versus RWs) stemming from the hydrogeomorphic (HGM) approach for landscape planning (Brinson, 1993; 2009). Four wetland-based simulations were performed accounting for: (i) all wetlands (WT), (ii) isolated wetlands (IW), (iii) riparian wetlands (RW), and finally without any wetlands (WW). The latter was defined as the reference simulation. For each simulation the outputs of CRCM simulations were used as input data and there was one model run from 1979-2010 and another from 2039-2070 with the first year used as a spin-up period.

The assessment was determined through the analysis of daily stream flows at the watershed outlet in terms of seasonal mean stream flow and of two sets of frequently-used stream flow parameters: (i) a first set corresponding to three high-flow indicators, the 2-year ( $Q_2$ ), 20-year ( $Q_{20}$ ) and 100-year ( $Q_{100}$ ) daily maximum flow ( $Q_{max}$ ), and (ii) the other set made up of three low-flow indicators, the 2-year ( $Q_{2-7}$ ) and 10-year ( $Q_{10-7}$ ) minimum flows over seven consecutive days and the 5-year ( $Q_{5-30}$ ) minimum flow over

30 consecutive days. These hydrological indicators were determined from a log-normal distribution which was selected based on the BIC criterion (Schwarz, 1978).

The impact of wetlands was expressed as a variation (%) of the calculated indicator for a given wetland-based simulation (WT, IW or RW) compared to the same indicator calculated on the basis of the WW simulation. This impact can be expressed as follows:

**Equation 19**  $WII_{x,j} = 100 \times \left[ \frac{(HI_{x,j} - HI_{ww})}{HI_{ww}} \right]$

where  $WII_{x,j}$  (%) is the wetland impact indicator for simulation (x) for given climatic conditions  $j$  (*i.e.*, current -c- or future -f-);  $HI_{x,j}$  is the hydrological indicator calculated for the considered wetland-based simulation (x) and climatic condition  $j$ , and  $HI_{ww}$  is the hydrological indicator calculated for the reference wetland-based simulation (*i.e.*, for the without any wetland case).

## **14.4. Results and discussion**

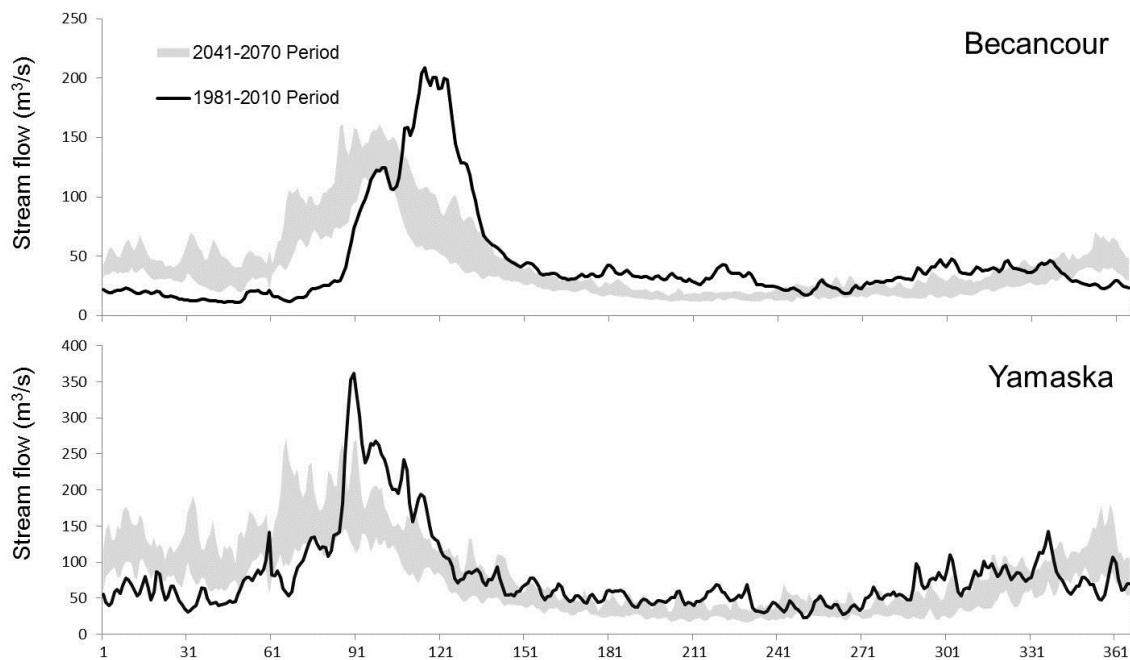
### **14.4.1. Model performance**

The Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash and Sutcliffe, 1970) criterion, the root-mean-squared error (RMSE) (Singh *et al.*, 2004), and the percentage bias (Pbias) (Yapo *et al.*, 1996) were used to assess model performance. As reported in Table 14.2, the NSE criterion values are greater than 0.75 for the Bécancour watershed and greater than 0.70 for the Yamaska watershed either for the period of calibration or that of validation. The Pbias values are less than 10% except for the validation period of the Yamaska watershed where they range from 0.1% to -15%. These negative values reflect a slight tendency of the model to underestimate the flows. The RMSE calculated for each gauge station shows a relatively stable error. According to the hydrologic model performance rating described by Moriasi *et al.* (2007), the model calibration may be considered very good (NSE>0.75 and Pbias<10%) to good (NSE>0.65 and Pbias<15%).

### **14.4.2. Hydrology of the study watersheds under current and future climatic periods**

As shown in Figure 14.3, when compared to the mean simulated hydrograph characterizing the current period (1980-2010), each mean simulated hydrograph obtained for the future period (2040-2070) presents higher flows during winter and lower

flows in spring, summer and fall. These results are consistent with those of Boyer *et al.* (2010). Also, simulations indicate shifts and decreases in future spring floods.



**Figure 14.3 : Mean simulated hydrographs obtained for the reference period (1981-2010) and future climate scenarios (range of hydrographs over 2041-2070)**

Summer and fall flows tend to be lower according to: (i) the shift of the spring flood period, (ii) the decrease in snowpack, reducing the period during which the water is available for flows, and (iii) the slight decrease in rainfall. Note that evapotranspiration may be time-varying due to the potential early growing period (Badeck *et al.*, 2004) and decrease, to some extent, the water available for flows. Considering the mean seasonal specific flows (*i.e.*, flow per unit area –  $\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ) for the current period, despite being twice as large as the Becancour watershed, the flows of the Yamaska watershed are of the same order ( $0.011 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$  to  $0.013 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ) as those of the Becancour during summer and fall. Meanwhile for winter, the flow of the Yamaska is nearly twice as large ( $0.014 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ) as that of the Becancour ( $0.008 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ). Contrariwise, for spring, the mean flow of the Becancour watershed is larger ( $0.035 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ) than that of the Yamaska ( $0.024 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ). These results suggest that the Becancour watershed has a more variable flow regime when compared to that of the Yamaska which presents a more stable specific flow throughout the year apart from that of spring. Thenceforth, the expected changes due to CC vary from one watershed to another. More precisely, for the Becancour watershed, these variations in mean flow range from 75% to 119%



(winter), from -24% to -5% (spring), from -44% to -34% (summer) and from -42% to -18% (fall). For the Yamaska watershed, they are from 56% to 68% (winter), -8% to 19% (spring), -43% to -26% (summer) and -43% to -15% (fall). The differences observed during winters and springs are the result of the dynamics of snow processes (i.e., modifications of snow accumulations, ratio of solid to liquid precipitation, maximum and minimum temperatures) mainly driven by local climatic conditions and some physical characteristics of watersheds (e.g., size, shape, drainage density, etc.) which could be factors decreasing or increasing their sensitivity to local weather conditions.

Also, and as reported in Table 14.4, these variations affect the values of the hydrological indicators both for the Bécancour and Yamaska River watersheds, but with different trends. For the Bécancour, the  $Q_2$  trend is downward for all climatic scenarios indicating a decrease between 1% and 14.5%. However, for the  $Q_{20}$  and  $Q_{100}$ , the simulated trend is less clear with variations ranging between -14.4% and 15.6% and from -15.4% to 23.4%, respectively. Low-flow indicators show a downward trend for both  $Q_{2-7}$  and  $Q_{10-7}$  with mainly negative values obtained for all scenarios, ranging from -21.4% to 1.3% and from -32.5% to -3.7%, respectively. The last low-flow indicator ( $Q_{5-30}$ ) displays an increasing trend up to 24.2%, with a single negative value of -8%.

**Table 14.4 : Average annual high- and low-flow parameters ( $m^3/s$ ) under current climate conditions (Ref – 1980-2010), and changes (%) for each parameter under future climate conditions (2040-2070)**

	Flow parameter ( $m^3/s$ ) and percentage of variation (%)											
	Bécancour						Yamaska					
	High flows			Low flows			High flows			Low flows		
	$Q_2$	$Q_{20}$	$Q_{100}$	$Q_{2-7}$	$Q_{10-7}$	$Q_{5-30}$	$Q_2$	$Q_{20}$	$Q_{100}$	$Q_{2-7}$	$Q_{10-7}$	$Q_{5-30}$
<b>Ref</b>	352	557	673	7	5	6	825	1517	1954	9	7	11
<b>acu</b>	-9.1	-6.3	-5.1	-13.5	-20.1	3.4	-5.0	-16.3	-20.7	-28.2	-38.9	-14.4
<b>adc</b>	-13.4	-5.1	-1.3	-7.9	-17.0	11.3	-6.4	-5.3	-4.9	-27.6	-46.8	-21.7
<b>adj</b>	-14.4	2.6	10.7	-21.4	-32.5	-8	-16.2	-19.3	-20.6	-39.0	-52.2	-28.7
<b>adl</b>	-12.3	6.2	15.0	-3.3	-19.5	11.6	-1.8	-0.8	-0.4	-30.5	-51.3	-25.7
<b>aet</b>	-14.4	8.6	20.0	-19.2	-27.5	0.8	-13.0	-16.7	-18.2	-38.3	-48.2	-25.7
<b>aev</b>	-11.8	11.1	22.4	-7.6	-21.9	8.1	3.2	3.7	3.8	-33.3	-49.4	-22.8
<b>afx</b>	-11.7	-14.4	-15.4	-5.3	-11.5	13.4	-6.5	-17.7	-22.0	-24.0	-36.1	-11.6
<b>agr</b>	-14.5	-2.7	2.8	1.9	-4.5	23.0	-13.1	-13.1	-13.1	-22.3	-42.2	-15.7
<b>agx</b>	-7.4	12.8	22.5	-7.7	-18.8	5.8	-1.5	-8.2	-11.0	-24.9	-44.4	-15.0
<b>aha</b>	-1.0	15.6	23.4	1.3	-3.7	24.2	-0.8	3.0	4.6	-17.6	-30.4	-0.2

While the Yamaska watershed is characterized by an overall downward trend for all indicators. The majority of high-flow indicators show negative trends (8 scenarios at

least), whereas all low-flow indicators have negative variations. The values vary from -16.2% to 3.2% for  $Q_2$ , from -19.3% to 3.7% for  $Q_{20}$ , and from -22% to 4.6% for  $Q_{100}$ . Similarly, the values of the low-flow indicators vary from -39% to -17.6% for  $Q_{2-7}$  and from -52.2% to -30.4% for  $Q_{5-30}$ .

Similar decreasing trends for  $Q_2$ ,  $Q_{2-7}$  and  $Q_{10-7}$  were expected for both studied watersheds. Differences observed for  $Q_{20}$ ,  $Q_{100}$  and  $Q_{5-30}$  may be related to several parameters (all values of hydrological indicators are reported in Tables 14.5 and 14.6). On one hand, landscape conditions (*i.e.*, slope, soil characteristics, Gravelius index and land cover - not reported here) for the Bécancour watershed differ from those of the Yamaska watershed, affecting spatial and temporal distributions of flows as introduced above.

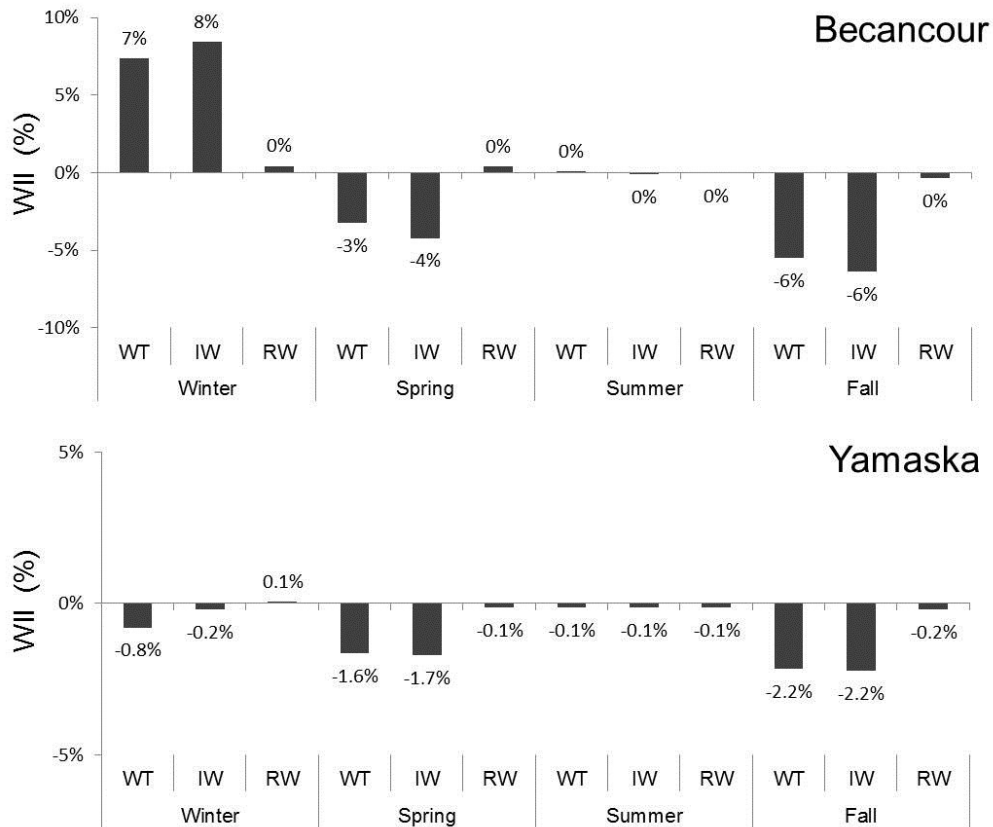
On another hand, meteorological characteristics for the future period vary slightly between the two watersheds. Based on Appendices 9 and 10, it can be noted that, under changing climate conditions, temperatures are expected to increase by 3 to 4 °C for the Bécancour and by 2 to 3 °C for the Yamaska, rainfalls are expected to increase by 18% to 30% and 12% to 23%; while snow is expected to decrease by 31% to 45% and 34% to 50%, respectively.

In other words, these slight variations in precipitations and temperatures, as suggested by these first results (*i.e.*, more variable flow regime for Bécancour watershed and differences with respect to snow processes) coupled with landscape conditions may partially explain some of the differences found. However, while landscape conditions are considered time-invariant in our modelling approach, their impacts on watershed hydrology are constant in time and space.

#### **14.4.3. Current impacts of wetlands on watershed hydrology**

As described by Fossey *et al.* (2016), the impact of wetlands on downgradient flows depends, to some extent, on upstream fluxes which are regulated by landscape conditions and climate. Therefore, for similar hydroclimatic conditions, the resulting impacts are governed by time-varying and space-varying fluxes. According to the hydrological modelling approach used, changes in upstream fluxes affect the hydrodynamics and hydrological functions of wetlands.

Impacts of wetlands on mean seasonal specific flows appear to be variable throughout the year (Figure 14.4). Three distinct results can be highlighted: (i) during springs and falls, wetlands seem to participate to the decline of the mean seasonal flows, (ii) during summers, the impacts are almost null and (iii) during winters, while the Becancour wetlands induce a slight increase in the mean seasonal flow, for the Yamaska watershed, their presence appears to slightly decrease the mean seasonal flow.

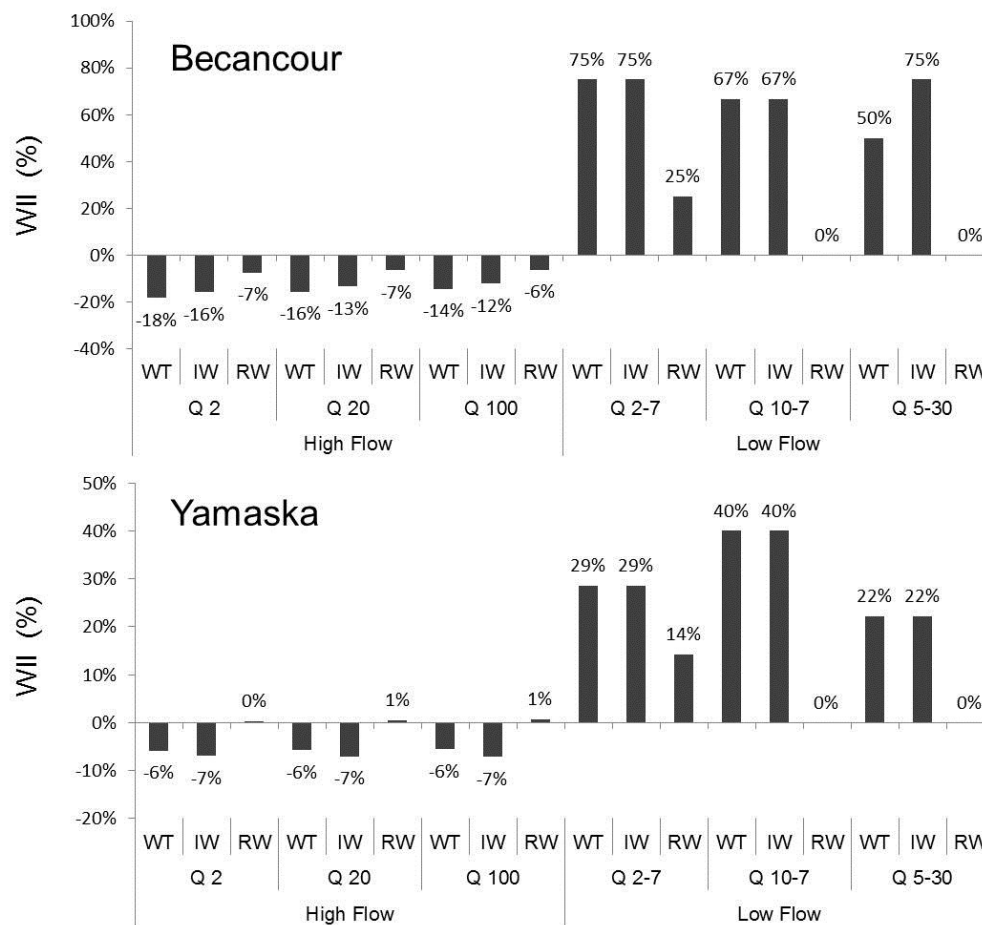


**Figure 14.4 : Impacts of all wetlands (WT), isolated wetlands (IW) and riparian wetlands (RW) on mean seasonal specific flows in the Becancour and Yamaska River watersheds under the current period (1981-2010)**

At these seasonal scales, RWs seem to have very limited effects. These findings are linked to similar IW and RW attributes (*i.e.*, wetland area and drainage area) within the Yamaska watershed (Table 14.1).

As shown by the changes (%) in the values of the hydrological indicators caused by the different types of wetlands (Figure 14.5), at the interannual scale, characterized by more timely and more extreme hydrological events, results differ.

For the Becancour watershed, the WT simulation (12% of the watershed area in wetlands) leads to a decrease in high flows of 18% for  $Q_2$ , 16% for  $Q_{20}$ , and 14% for  $Q_{100}$ ; whereas the mere presence of IWs (8% of the watershed) leads to decreases of 16%, 13%, and 12%, respectively. Meanwhile, RWs (4% of the watershed) are responsible for a decrease of 7%, 7% and 6% for  $Q_2$ ,  $Q_{20}$ , and  $Q_{100}$ , respectively. For low flows, WT and IWs show a similar effect on both  $Q_{2-7}$  and  $Q_{10-7}$  with an increase of 75% and 67%, respectively. For the  $Q_{5-30}$  indicator, WT leads to an increase of 50% while it is 75% for IWs. RWs seem to have not as strong as an impact, although substantial with an increase of 25% for  $Q_{2-7}$  and 0% for other indicators.



**Figure 14.5 : Impacts of all wetlands (WT), isolated wetlands (IW) and riparian wetlands (RW) on hydrological indicators in the Becancour River and Yamaska River watersheds under the current conditions (1981-2010)**

Some differences are observed for the Yamaska watershed. RWs seem to have no effect (0% of variation for  $Q_2$ ) or a slight negative effect (1% increase) on the  $Q_{20}$  and  $Q_{100}$ . This negative effect of RWs, described in previous work (Fossey *et al.*, 2016),

results from the modelling of RWs which accounts for their capacity to contribute to the river flow during high flow conditions, reversing the capacity of storing water and enhancing the high flow conditions. It underlines the time-varying issue of water exchange conditions between RWs, rivers, and adjacent uplands (Burt *et al.*, 2002b). Considering low flows, WT and IWs have the same impact with variation of 29%, 40% and 22% for  $Q_{2-7}$ ,  $Q_{10-7}$  and  $Q_{5-30}$ , respectively. RWs have less impact with an increase of 14% for  $Q_{2-7}$  and 0% for other indicators.

Overall, at the event scale any type of wetlands plays a role in reducing peak flows (decreasing values of high-flow indicators) and sustaining low flows (increasing values of low-flow indicators). However, at the seasonal scale, wetlands generally reduce flows. These results demonstrate the damping effect of wetlands on watershed hydrology. Indeed, the presence of wetlands limits high variation between maximum and minimum flows. However, the cumulative effect of all wetlands (WT simulation) remains less than the sum of the individual effects of each typology (IW and RW) since the outflows of IWs are in some RHHUs routed through RWs. Moreover, for the Yamaska watershed, wetlands appear to have a constant impact regardless of the considered HIs. Whereas, for the Becancour watershed, the more the HIs are substantial ( $Q_2$  to  $Q_{100}$ ) the less wetlands are efficient flow regulators. These differences in results illustrate the complexity of the water exchanges between IWs, RWs, and surrounding landscapes as described by Fossey *et al.* (2016).

#### **14.4.4. Evolution of the impacts of wetlands under changing climate conditions**

Under CC conditions and considering the current wetland distributions, watershed hydrology will change (Figure 14.3 and Table 14.4). At the seasonal scale, the flow variation due to wetlands appears low compared to the expected changes due to CC. So, the assessment of their impacts will be modulated by the variation of hydrological indicators (Tables 14.5 and 14.6). Not accounting for wetlands induce variable changes under CC conditions depending on both the considered watershed and the hydrological indicator of interest.

For the Becancour watershed, not accounting for IWs (8%) leads to increases of 1% to 10% in the values of  $Q_2$ . Meanwhile, for  $Q_{20}$  and  $Q_{100}$ , the conservation of existing wetlands is not enough to maintain current flow conditions. Increases from 2.5% to 16%

( $Q_{20}$ ) and from 3% to 23.5% ( $Q_{100}$ ) could be expected. Thenceforth, any losses would increase flows. Moreover, the loss of all wetlands (12%) would increase the  $Q_{20}$  value to that of the  $Q_{100}$ .

**Table 14.5 : Synoptic table of the impacts of all wetlands (WT), isolated wetlands (IW) and riparian wetlands (RW) on hydrological indicators for the Becancour River watershed under current climate conditions (Ref – 1980-2010) and future climate conditions (2040-2070)**

		Hydrological indicators ( $m^3/s$ ) for the Becancour watershed										
	Ref	acu	adc	adj	adl	aet	aev	afx	agr	agx	aha	
$Q_2$	WT	352	320	305	301	309	301	310	311	301	326	348
	WW	-	411	401	395	414	398	413	401	398	433	452
	IW	-	335	319	315	323	316	325	326	313	343	364
	RW	-	372	360	357	369	358	370	361	355	387	411
$Q_{20}$	WT	557	522	529	571	591	605	619	477	542	628	644
	WW	-	682	743	791	820	808	883	628	738	851	820
	IW	-	566	577	626	647	667	687	517	592	684	686
	RW	-	608	644	692	716	711	760	555	647	761	745
$Q_{100}$	WT	673	639	664	745	774	808	824	569	692	824	831
	WW	-	842	959	1054	1088	1083	1210	757	954	1126	1049
	IW	-	703	738	833	863	908	936	626	770	911	892
	RW	-	745	819	911	943	945	1024	663	830	1007	954
$Q_{2-7}$	WT	7	6	6	6	7	6	6	7	7	6	7
	WW	-	3	3	3	3	3	3	4	4	3	4
	IW	-	6	7	6	7	6	7	7	7	7	7
	RW	-	3	4	3	4	3	3	4	4	4	4
$Q_{10-7}$	WT	5	4	4	3	4	4	4	4	5	4	5
	WW	-	2	2	1	2	1	2	2	2	2	2
	IW	-	4	5	4	4	4	4	5	5	4	5
	RW	-	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2
$Q_{5-30}$	WT	6	6	7	6	7	6	6	7	7	6	7
	WW	-	4	4	3	5	4	4	4	5	4	5
	IW	-	7	7	6	7	6	7	7	8	7	8
	RW	-	4	5	3	5	4	4	5	5	4	5

**Table 14.6 : Synoptic table of the impacts of all wetlands (WT), isolated wetlands (IW) and riparian wetlands (RW) on hydrological indicators for the Yamaska River watershed under current climate conditions (Ref – 1980-2010) and future climate conditions (2040-2070)**

		Hydrological indicators (m <sup>3</sup> /s) for the Yamaska watershed										
	Ref	acu	adc	adj	adl	aet	aev	afx	agr	agx	aha	
<b>Q<sub>2</sub></b>	WT	825	784	772	692	810	717	851	771	717	813	818
	WW	-	828	798	732	855	758	899	815	758	862	863
	IW	-	776	764	687	800	711	841	763	709	805	810
	RW	-	831	818	733	860	759	899	818	761	864	866
<b>Q<sub>20</sub></b>	WT	1517	1269	1436	1224	1505	1264	1573	1248	1319	1392	1563
	WW	-	1344	1464	1296	1586	1332	1659	1319	1396	1485	1656
	IW	-	1256	1418	1215	1488	1249	1551	1237	1302	1376	1545
	RW	-	1349	1532	1298	1594	1339	1659	1323	1405	1489	1662
<b>Q<sub>100</sub></b>	WT	1954	1550	1858	1551	1945	1598	2029	1524	1698	1740	2043
	WW	-	1643	1883	1642	2049	1683	2138	1611	1799	1860	2169
	IW	-	1534	1833	1539	1924	1577	1998	1511	1674	1717	2018
	RW	-	1649	1987	1645	2058	1694	2138	1615	1811	1866	2178
<b>Q<sub>2-7</sub></b>	WT	9	6	7	5	6	6	6	7	7	7	7
	WW	-	5	5	4	4	4	4	5	5	5	6
	IW	-	6	7	6	6	6	6	7	7	7	7
	RW	-	5	5	4	5	4	4	5	5	5	6
<b>Q<sub>10-7</sub></b>	WT	7	4	4	3	3	4	4	4	4	4	5
	WW	-	3	2	2	2	2	2	3	3	3	3
	IW	-	4	4	3	4	4	4	4	4	4	5
	RW	-	3	2	2	2	2	2	3	3	3	4
<b>Q<sub>5-30</sub></b>	WT	11	9	9	8	8	8	8	10	9	9	11
	WW	-	8	7	6	7	7	7	8	8	8	9
	IW	-	9	9	8	8	8	9	10	9	9	11
	RW	-	8	7	7	7	7	7	8	8	8	10

For low flows, results show that the conservation of existing wetlands could maintain current values or induce a decrease ranging from 17% (Q<sub>2-7</sub>) to 40% (Q<sub>10-7</sub>) or even lead to an increase of 17% (Q<sub>5-30</sub>). Similar results are obtained with the conservation of IWs.

For the Yamaska watershed, the effects of CC related to wetlands conservation/loss are not as strong. For high flow indicators, most climatic/wetland scenarios would not produce increases and wetland conservation should be enough to maintain the current hydrological regime. In most cases, decreases are observed; ranging from 1% to 16% (Q<sub>2</sub>), from 1% to 19% (Q<sub>20</sub>) and from 0.5% to 22% (Q<sub>100</sub>). It is noteworthy that in all scenarios, impacts of IWs are greater than the combined effect of IWs and RWs (*i.e.*, WT scenario). As for the Becancour watershed, the total loss of wetlands (4%) or the loss of IWs (2%) would have similar impacts on these hydrological indicators. On the other end, the conservation of existing wetlands would not be enough to mitigate the expected decreases in low flows; ranging from 22% to 44% (Q<sub>2-7</sub>), from 29% to 57% (Q<sub>10-7</sub>), and from 0% to 27% (Q<sub>5-30</sub>).

To summarize, wetlands would keep their current role of flow regulators. Their presence would still lead to a decrease of high flows and an increase of low flows. However, their capacity to compensate for modifications due to climate change would be watershed-specific.

## **14.5. Conclusions**

Wetlands are natural landscape features which contribute to the regulation of stream flows, reducing high flows and increasing low flows. The goals of this paper were to: (i) assess the hydrological regime of two watersheds of the St. Lawrence Lowlands under changing climate conditions, (ii) discriminate and quantify the role and the impact of wetlands on the hydrological regimes under current conditions (1980-2010), and (iii) assess the evolution of these impacts under CC conditions (2040-2070).

The modifications in spatial and temporal distributions of meteorological patterns (rainfall, temperatures, snow) driven by CC conditions will affect the overall availability of water to flow through river networks. Within the Becancour River and the Yamaska River watersheds, these variations will lead to higher and earlier spring flows with shifts and decreases in future spring floods and lower summer and fall flows.



At the seasonal scale, the impacts of wetlands vary, but they contribute to a general decrease of mean seasonal flows. However, the results indicate that the impacts are relatively low when compared to the expected impacts of CC. Meanwhile, for high flow indicators, wetlands lead to a decrease in high flows between 18% and 14% and a decrease of 6% for the Becancour River and the Yamaska River, respectively. For low flow indicators, for the Becancour the increase ranges from 50% to 75% and for the Yamaska from 22% to 40%. Under changing climate conditions, wetland conservation or loss would induce variable effects on both high flows and low flows, depending on the considered watershed. While the conservation of wetlands appears not sufficient to maintain current high flows ( $Q_{20}$  and  $Q_{100}$ ) and, thus, compensate for the expected increase due to CC, for the Becancour watershed; for the Yamaska watershed, the results suggest that they would mitigate the decline caused by CC. On the other hand, regardless of the watershed, any loss would be harmful for low flows ( $Q_{2-7}$ ,  $Q_{10-7}$  and  $Q_{5-30}$ ).

Based on the studied CC conditions, the current state of wetlands should provide a relevant support for low flows while maintaining a major role for flood control. In some cases, loss of wetlands would increase  $Q_{20}$  values to those of  $Q_{100}$ . However, different impacts induced by each typology of wetlands (IWs and RWs), depending on the considered watershed and according to the associated CC conditions, reinforce the individualized impact that wetlands have according to their local landscape conditions. Indeed, both location within the watershed and typology drive the hydrodynamic of wetlands (*i.e.*, fluctuation of water table) and could make them more or less sensitive to expected perturbations induced by CC. The complexity of existing interactions within wetlands and their surrounding environment may lead to severe changes in soil structure, vegetation and, thus, biotope conditions. These modifications due to changes in hydrodynamic of wetlands, beyond their resilience threshold, are not yet taken into account by the proposed modelling framework and could affect the associated hydrological services.

That being said, the results presented here may be viewed as optimistic considering the rate of wetland areas loss (approximately 11% observed between 1984 and 2011) and their inherent vulnerability to climate change described in previous work (Fossey and Rousseau, 2016a - 40% of wetlands could be affected in their hydrological functions by climate change on the Becancour watershed). It is only through some wetland

restoration and conservation effort, increasing their total area, that wetlands could mitigate/compensate the CC effects.

The results of this study suggest that it is nearly impossible to systematically transpose the impact of a given type of wetlands to another watershed. Thenceforth, if conservation/restoration programs are needed to compensate partially or totally the expected effect of CC, they should be first assessed using a watershed-scale hydrological modelling framework.

### **Acknowledgements**

This study was done as part of a collaborative research project (*Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*) between Université de Sherbrooke (Richard Fournier, principal investigator, Jérôme Théau), Centre Eau Terre Environnement, INRS (Alain N. Rousseau), Université Laval (Monique Poulin), and UQÀM (Jean-Pierre Revéret). It was conducted within the framework of the Climate Change Action Plan 26 "Biodiversity" coordinated and funded by Ouranos, a Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change (Robert Siron, biodiversity program coordinator). Supplemental funding came from the Discovery Grant program of the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada (Alain N. Rousseau, principal investigator). We would like to thank Stéphane Savary and Alain Royer of INRS-ETE for their technical support.

**Contribution à un cadre de modélisation hydrologique  
des milieux humides des Basses-terres du Saint-  
Laurent : fonctionnement, dynamique et impacts en  
contexte de changement climatique**

**RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**



## Références bibliographiques

- Ambroise, B. (1999) La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant: Processus, Facteurs, Modèles. HGA, Bucarest.
- Ames, D.P., Rafn, E.B., Van Kirk, R. & Crosby, B. (2009) Estimation of stream channel geometry in Idaho using GIS-derived watershed characteristics. *Environmental Modelling & Software* 24(3):444-448.
- Angemeier, P.L. & Karr, J.R. (1994) Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioSciences* 44:372-381.
- Arega, F. (2013) Hydrodynamic modeling and characterizing of Lagrangian flows in the West Scott Creek wetlands system, South Carolina. *Journal of Hydro-environment Research* 7(1):50-60.
- Arnold, J.G. & Fohrer, N. (2005) SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19(3):563-572.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. & Williams, J.R. (1998) Large area hydrologic modeling and assessment. Part 1: Model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34(1):73-89.
- Badeck, F.-W., Bondeau, A., Böttcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J. & Sitch, S. (2004) Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162(2):295-309.
- Bae, D.-H., Jung, I.-W. & Lettenmaier, D.P. (2011) Hydrologic uncertainties in climate change from IPCC AR4 GCM simulations of the Chungju Basin, Korea. *Journal of Hydrology* 401(1-2):90-105.
- Beaulieu, J., Murray, S. & Villeneuve, C. (2012) *Cartographie détaillée des milieux humides du territoire du centre du Québec - rapport de synthèse. Canards Illimités - bureau du Québec et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs.* Québec. 44 p
- Bengtson, M.L. & Padmanabhan, G. (1999) A review of models for investigating the influence of wetlands on flooding. North Dakota Water Resources Research Institute. North Dakota State University. Research Report
- Bensalma, F., Rousseau, A.N., Fossey, M. & Ben Nasr, I. (2015) Uncertainty and sensitivity analyses of the wetland modules of a distributed hydrologic model. *Advanced in Wetlands Hydrology and Water Quality Processes* under review.
- Biondi, D., Freni, G., Iacobellis, V., Mascaro, G. & Montanari, A. (2012) Validation of hydrological models: Conceptual basis, methodological approaches and a proposal for a code of practice. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 42-44(0):70-76.

- Bouda, M., Rousseau, A.N., Gumiere, S.J., Gagnon, P., Konan, B. & Moussa, R. (2014) Implementation of an automatic calibration procedure for HYDROTEL based on prior OAT sensitivity and complementary identifiability analysis. *Hydrological Processes* 28(12):3947-3961.
- Bouda, M., Rousseau, A.N., Konan, B., Gagnon, P. & Gumiere, S.J. (2012) Case study: Bayesian uncertainty analysis of the distributed hydrological model HYDROTEL. *Journal of Hydrologic Engineering* 17(9):1021-1032.
- Boyer, C., Chaumont, D., Chartier, I. & Roy, A.G. (2010) Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries. *Journal of Hydrology* 384(1–2):65-83.
- Brinson, M.M. (1993) Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 13:65-74.
- Brinson, M.M. (2009) The United States HGM (hydrogeomorphic) approach. *The wetlands handbook, Chapter 22. Wiley-Blackwell, Oxford.* p 486-512.
- Brinson, M.M. (2011) Classification of wetlands. In *Wetlands* (pp. 95-113). Springer Netherlands.
- Brinson, M.M. & Rheinhardt, R. (1996) The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecological Applications* 6:69-76.
- Brooks, R., Brinson, M., Havens, K., Hershner, C., Rheinhardt, R., Wardrop, D., Whigham, D., Jacobs, A. & Rubbo, J. (2011) Proposed Hydrogeomorphic Classification for Wetlands of the Mid-Atlantic Region, USA. *Wetlands* 31(2):207-219.
- Bullock, A. & Acreman, M. (2003) The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(3):358-389.
- Burt, T.P., Bates, P.D., Stewart, M.D., Claxton, A.J., Anderson, M.G. & Price, D.A. (2002a) Water table fluctuations within the floodplain of the River Severn, England. *Journal of Hydrology* 262(1-4):1-20.
- Burt, T.P., Bates, P.D., Stewart, M.D., Claxton, A.J., Anderson, M.J. & Price, D.A. (2002b) Water table fluctuation within the floodplain of the river Severn, England. *Journal of Hydrology* 262:1-20.
- Buteau, P., Dignard, N. & Grondin, P. (1994) *Système de classification des milieux humides du Québec. Ministère des Ressources naturelles, Secteur des Mines.* 25 p
- Caya, D. & Laprise, R. (1999) A Semi-Implicit Semi-Lagrangian Regional Climate Model: The Canadian RCM. *Monthly Weather Review* 127(3):341-362.
- Chocat, B. (1997) *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement.* Paris : Lavoisier TEC & DOC. 1124 p
- Clark, I. & Fritz, P. (1997) *Environmental Isotopes in Hydrogeology.* Lewis Publishers, New York.
- Cowardin, L.M., Carter, V. & Golet, F.C. (1979) *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, U.S. Department of the Interior. Fish and Wildlife Service.* Washington, D.C. 131 p

- Craig, H. (1961) Isotopic variations in meteoric waters. *Sciences* 133:1702-1703.
- Criss, R.E. & Winston, W.E. (2008) Do Nash values have value? Discussion and alternate proposals. *Hydrological Processes* 22(14):2723-2725.
- Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, L., Matson, H.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D. & Woodwell, G.M. (Édit) (1997) *Ecosystem Services : Benefits supplied to human societies by natural ecosystems*. Ecological Society of America, Washington DC, Vol 2.
- Dall'O', M., Kluge, W. & Bartels, F. (2001) FEUWANet: a multi-box water level and lateral exchange model for riparian wetlands. *Journal of Hydrology* 250(1-4):40-62.
- de Elia, R. & Côté, H. (2010) Climate and climate change sensitivity to model configuration in the Canadian RCM over North America. *Meteorologische Zeitschrift* 19(4):325-339.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemsen, L. (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity* 7(3):260-272.
- de Groot, R.S., Stuij, M.A.M., Finlayson, C.M. & Davidson, N. (2007) Évaluation des zones humides : orientations sur l'estimation des avantages issus des services écosystémiques des zones humides. Rapport technique Ramsar n°3. Séries des publications techniques de la CDB n°27. Secrétariat de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse et Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal, Canada. ISBN 2 940073 31 7.).
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- Demissie, M., Akanbi, A.A. & Khan, A. (1997) Hydrologic Modeling of Landscape Functions of Wetlands. Illinois State Water Survey, Champaign, Research Report 125.
- Demissie, M. & Khan, A. (1993) Influence of Wetlands on Streamflow in Illinois. Illinois State Water Survey. Report of Investigation 561, Champaign, IL. 47 pages.), p 47.
- Devito, K., Creed, I., Gan, T., Mendoza, C., Petrone, R., Silins, U. & Smerdon, B. (2005) A framework for broad-scale classification of hydrologic response units on the Boreal Plain: is topography the last thing to consider? *Hydrological Processes* 19(8):1705-1714.
- Dugan, P.J. (1990) *La conservation des zones humides : Problèmes actuels et mesures à prendre*. UICN-Union mondiale pour la nature. Gland, Suisse. 94 p
- Ehrlich, P.R. & Mooney, H.A. (1983) Extinctions, substitutions and ecosystem services. *BioSciences* 33(4):248-254.
- Erwin, K. (2009) Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management* 17(1):71-84.

- Euliss, N.H. & Mushet, M.D. (1996) Water-level fluctuation in wetlands as a function of landscape condition in the prairie pothole region. *Wetlands* 16(4):587-593.
- Evenson, G.R., Golden, H.E., Lane, C.R. & D'Amico, E. (2015) Geographically isolated wetlands and watershed hydrology: A modified model analysis. *Journal of Hydrology* 529, Part 1:240-256.
- Flato, G.M. & Boer, G.J. (2001) Warming Asymmetry in Climate Change Simulations. *Geophysical Research Letters* 28:195-198.
- Flato, G.M., Boer, G.J., Lee, W.G., McFarlane, N.A., Ramsden, D., Reader, M.C. & Weaver, A.J. (2000) The Canadian Center for Climate Modeling and Analysis Global Coupled Model and its Climate. *Climate Dynamics* 16:451-467.
- Fortin, J.-P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, R., Fitzback, J. & Villeneuve, J. (2001a) Distributed Watershed Model Compatible with Remote Sensing and GIS Data, Part I: Description of the model. *Journal of Hydrologic Engineering* 6(2):91-99.
- Fossey, M. & Rousseau, A.N. (2016a) Assessing the long-term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: A case study approach of a Canadian watershed. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.08.032. *Journal of Hydrology*.
- Fossey, M. & Rousseau, A.N. (2016b) Can isolated and riparian wetlands mitigate the impact of climate change on watershed hydrology? A case study approach. *Journal of Environmental Management - under review*.
- Fossey, M., Rousseau, A.N., Bensalma, F., Savary, S. & Royer, A. (2015) Integrating isolated and riparian wetland modules in the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform: model performance and diagnosis. *Hydrological Processes* 29:4683-4702.
- Fossey, M., Rousseau, A.N. & Savary, S. (2016) Assessment of the impact of spatio-temporal attributes of wetlands on stream flows using a hydrological modelling framework: A theoretical case study of a watershed under temperate climatic conditions. *Hydrological Processes* 30:1768-1781.
- Fu, B., Pollino, C.A., Cuddy, S.M. & Andrews, F. (2015) Assessing climate change impacts on wetlands in a flow regulated catchment: A case study in the Macquarie Marshes, Australia. *Journal of Environmental Management* 157:127-138.
- GIEC (2007) *Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. GIEC, Genève, Suisse. 103 p
- Gineste, P. (1997) Télédétection spatiale et modélisation du fonctionnement hydrologique des petits bassins versants. I. Problématique de la modélisation. In: Proceedings of the international workshop, organized by LCT - CEMAGREF - ENGREF ORSTOM, Water report 16 - FAO.
- Gleckler, P.J., Taylor, K.E. & Doutriaux, C. (2008) Performance metrics for climate models. *Journal of Geophysical Research* 113, D06104.



- Golden, H.E., Lane, C.R., Amatya, D.M., Bandilla, K.W., Raanan Kiperwas, H., Knightes, C.D. & Ssegane, H. (2014) Hydrologic connectivity between geographically isolated wetlands and surface water systems: A review of select modeling methods. *Environmental Modelling & Software* 53(0):190-206.
- Golden, H.E., Sander, H.A., Lane, C.R., Zhao, C., Price, K., D'Amico, E. & Christensen, J.R. (2015) Relative effects of geographically isolated wetlands on streamflows: a watershed-scale analysis. doi: 10.1002/eco.1608. *Ecohydrology*.
- Grabas, G.P. & Rokitnicki-Wojcik, D. (2015) Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 41(1):136-144.
- Grillakis, M.G., Koutroulis, A.G. & Tsanis, I.K. (2011) Climate change impact on the hydrology of Spencer Creek watershed in Southern Ontario, Canada. *Journal of Hydrology* 409(1-2):1-19.
- Groupe de Travail National sur les Terres Humides (GTNTH) (1988) Wetlands of Canada. Environnement Canada et Polyscience publication Inc., Montréal. 452 p.
- Guillemot, N., Leopold, M., Cuif, M. & Chabanet, P. (2009) Characterization and management of informal fisheries confronted with socio-economic changes in New Caledonia (South Pacific). *Fisheries Research* 98(1-3):51-61.
- Gwin, S.E., Kentula, M.E. & Shaffer, P.W. (1999) Evaluating the effects of wetlands regulation through hydrogeomorphic classification and landscape profiles. *Wetlands* 19:477-789.
- Hammer, D.E. & Kadlec, R.H. (1986) A model for Wetland Surface Water Dynamics. *Water Resources Research* 22(13):1951-1958.
- Hartigan, J.A. & Wong, M.A. (1979) A k-means clustering algorithm. *Applied Statistics* 28:100-108.
- Hattermann, F.F., Krysanova, V., Habeck, A. & Bronstert, A. (2006) Integrating wetlands and riparian zones in river basin modelling. *Ecol Model* 199(4):379-392.
- Hayashi, M., van der Kamp, G. & Rudolph, D.L. (1998a) Water and solute transfer between a prairie wetland and adjacent uplands, 1. Water balance. *Journal of Hydrology* 207(1-2):42-55.
- Hayashi, M., van der Kamp, G. & Rudolph, D.L. (1998b) Water and solute transfer between a prairie wetland and adjacent uplands, 2. Chloride cycle. *Journal of Hydrology* 207(1-2):56-67.
- Hebb, A.J., Mortsch, L.D., Deadman, P.J. & Cabrera, A.R. (2013) Modeling wetland vegetation community response to water-level change at Long Point, Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 39(2):191-200.
- Hegerl, G.C., Hasselmann, K., Cubash, U., Mitchell, J.F.B., Roeckner, E., Voss, R. & Waszkewitz, J. (1997) Multi-fingerprint detection and attribution analysis of greenhouse gas, greenhouse gas-plus-aerosol and solar forced climate change. *Climate Dynamics* 13:613-634.

- Houghton, G.C., Ding, Y., Griggs, D., Noguer, M., van der Linden, P., Dai, X., Maskell, K. & Johnson, C. (2001) Climate Change 2001: The Scientific Basis - Contribution of working group I to the Third Assessment Report of IPCC. Cambridge University Press.
- House, A.R., Thompson, J.R. & Acreman, M.C. (2016) Projecting impacts of climate change on hydrological conditions and biotic responses in a chalk valley riparian wetland. *Journal of Hydrology* 534:178-192.
- Huntington, T.G. (2006) Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. *Journal of Hydrology* 319(1-4):83-95.
- IAEA (1992) Statistical treatment of environmental isotope data in precipitation. 2nd edition. Technical Report Series No. 331. International Atomic Energy Agency, Vienna 784.
- Indarto, K. (2002) *Découpages spatiaux et conséquences sur le bilan hydrologique – Application au bassin de l’Orb à travers une démarche de modélisation hydrologique distribuée* Montpellier). 252 p
- IPCC (2014) Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Fiels, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp.
- Ishida, C.K., Kelly, J.J. & Gray, K.A. (2006) Effects of variable hydroperiods and water level fluctuations on denitrification capacity, nitrate removal, and benthic-microbial community structure in constructed wetlands. *Ecological Engineering* 28(4):363-373.
- Jobin, B., Beaulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, D. & Fillion, B. (2004) Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le Naturaliste Canadien* 128(2):92-98.
- Joly, M., Primeau, S., Sager, M. & Bazoge, A. (2008) *Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides. Première édition, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs.* 68 p
- Jungclaus, J.H., Botzet, M., Haak, H., Keenlyside, N., Luo, J.J., Latif, M., Marotzke, J., Mikolajewicz, U. & Roeckner, E. (2006) Ocean circulation and tropical variability in the AOGCM ECHAM5/MPI-OM. *J. Clim.* 19(16):3952-3972.
- Kadlec, R.H. (1990) Overland Flow in Wetlands: Vegetation Resistance. *Journal of Hydraulic Engineering. ASCE* 116(5):691-706.
- Keddy, P.A. (2010) *Wetland Ecology : Principles and Conservation.* Cambridge University Press, New York, 2nd Edition. 497 p

- Klein, I.M., Rousseau, A.N., Frigon, A., Freudiger, D. & Gagnon, P. (2016) Evaluation of probable maximum snow accumulation: Development of a methodology for climate change studies. *Journal of Hydrology* 537:74-85.
- Labbé, J., Fournier, R. & Théau, J. (2011) *Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint Laurent : adaptation aux changements climatiques - documentation et sélection des bassins versants à l'étude*. 79 p
- Lacroix, G., Tremblay, V., Huggins, K. & Pronovost, M. (2006) Méthode intégrée d'inventaire, d'évaluation et de suivi des milieux humides. *Le Naturaliste Canadien* 130(2).
- Le Moine, N. (2008) Le bassin versant de surface vu par le souterrain: une voie d'amélioration des performances et du réalisme des modèles pluie-débit ? *PhD Thesis, Université Pierre et Marie Curie, Anthony, 324 pp.*
- Léveillé, J.P. (2007) *L'industrie de la tourbe au bas-Saint-Laurent : Une histoire d'image. Essai*. Université Laval
- Li, T. & Ducruc, J.-P. (1999) *Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec*. 90 p
- Litynski, J. (1988) Climat du Québec d'après la classification numérique. Carte de format 100\*130 cm. Éditions Gamma.
- Liu, Y., Yang, W. & Wang, X. (2007) GIS-Based integration of SWAT and REMM for estimating water quality benefits of riparian buffers in agricultural watersheds. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50(5):1549-1563.
- Liu, Y., Yang, W. & Wang, X. (2008) Development of a SWAT extension module to simulate riparian wetland hydrologic processes at a watershed scale. *Hydrological Processes* 22(16):2901-2915.
- Lofgren, B.M., Hunter, T.S. & Wilbarger, J. (2011) Effects of using air temperature as a proxy for potential evapotranspiration in climate change scenarios of Great Lakes basin hydrology. *Journal of Great Lakes Research* 37(4):744-752.
- Loucks, O.L. (1989) Restoration of the pulse control function of wetlands and its relationship to water quality objectives. in *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*, Édité Kusler JA, Kentula, M.E., USEPA, Corvallis, OR).
- Lowrance, R., Williams, R.G., Inamdar, S.P., Sheridan, J.M., Bosch, R.K., Hubbard, R.K. & Thomas, D.L. (2000) REMM: The Riparian Ecosystem Management Model. *Journal of Soil and Water Conservation* 55(1):27-34.
- Mackey, B.G., McKenney, D.W., Yang, Y.Q., McMahon, J.P. & Hutchinson, M.F. (1996) Site regions revisited : a climatic analysis of Hills'site regions for the Province of Ontario using a parametric method. *Canadian Journal Forest Research* 26:333-354.
- Mailhot, A. & Villeneuve, J.P. (2003) Mean-value second-order uncertainty analysis method: application to water quality modelling. *Advances in Water Resources* 26(5):491-499.

- Mann, M., Bradley, R. & Hughes, M. (1998) Global-scale temperature patterns and climate forcing over the past six centuries. *Nature* 392:779-787.
- Martinez-Martinez, E., Nejadhashemi, A.P., Woznicki, S.A. & Love, B.J. (2014) Modeling the hydrological significance of wetland restoration scenarios. *Journal of Environmental Management* 133(0):121-134.
- Matthews, G.V.T. (1993) The Ramsar Convention on Wetlands: Its History and Development. *Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland. ISBN: 2-940073-00-7.*
- McKenney, D.W. (1998) Classification climatique du Québec (travaux inédits ; cf Mackey *et al.*, 1996).
- McLaughlin, D.L., Kaplan, D.A. & Cohen, M.J. (2014) A significant nexus: Geographically isolated wetlands influence landscape hydrology. *Water Resources Research* 50:7153-7166.
- MDDELCC (2014) Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. *Données du Programme de surveillance du climat*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- MEA (2003) Ecosystems and human well-being- A framework for assessment. Millennium Ecosystem Assessment. *Island Press, Washington, D.C., USA.*
- MEA (2005) Évaluation des écosystèmes pour le millénaire. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment Series. World Resources Institute. Washington, DC), p 80.
- Mearns, L.O., Gutowski, W., Jones, R., Leung, R., McGinnis, S., Nunes, A. & Qian, Y. (2009) A regional Climate Change Assessment Program for North America. *Eos Trans. AGU* 90(36):311-311.
- Ménard, S., Darveau, M. & Imbeau, L. (2007) Histoire de la classification des milieux humides au Québec. *Le Naturaliste Canadien* 131(2):85-90.
- Middleton, B.A. (2002) Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the natural Hydrological Balance. *National Wetlands Research Center, USGS, Lafayette, Louisiana. New York:320.*
- Mitsch, W.J., Day, J.W., Zhang, L. & Lane, R.R. (2005) Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi River Basin. *Ecological Engineering* 24(4):267-278.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2000) The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35(1):25-33.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2007) *Wetlands, 4<sup>th</sup> ed.*, John Wiley and Sons, Inc. New Jersey, NY.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D. & Veith, T.L. (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50(3):885-900.

- Moss, R.H., J.A., E., Hibbard, K.A., Manning, M.R., Rose, S.K., van Vuuren, D.P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P. & Wilbanks, T.J. (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463:747-756.
- Music, B. & Caya, D. (2007) Evaluation of the Hydrological Cycle over the Mississippi River Basin as Simulated by the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *Journal of Hydrometeorology* 8(5):969-988.
- Nakicenovic, N., Davidson, O., Davis, G., Grübler, A., Kram, T., Lebre La Rovera, E., Metz, B., Morita, T., Pepper, W., Pitcher, H., Sankovski, A., Shukla, P., Swart, R., Watson, R. & Dadi, Z. (2000) *Special Report on Emissions Scenarios. A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge. 599 p
- Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models : part I-A : discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10:282-290.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. & Williams, J.R. (2005) Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2005. Temple, Tex.: USDA-ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. & Williams, J.R. (2009) Soil and Water Assessment Tool - Theoretical documentation - Version 2009. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Blackland Research Center. Temple, Texas.
- New, M., Lopez, A., Dessai, S. & Wilby, R. (2007) Challenges in using probabilistic climate change information for impact assessments: an example from the water sector. *Philosophical Transactions of the Royal Society a - Mathematical Physical and Engineering Sciences* 365(1857):2117-2131.
- Newman, B., Tanweer, A. & Kurttas, T. (2009) IAEA Standard Operating Liquid-Water Stable Isotope Analyser. *IAEA Water Resources Programme*.
- Nie, W., Yuan, Y., Kepner, W., Nash, M.S., Jackson, M. & Erickson, C. (2011) Assessing impacts of Landuse and Landcover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *Journal of Hydrology* 407(1-4):105-114.
- Nilsson, H.D., Famous, N.C. & Spencer, M.P. (1990) Harvested Peatland Reclamation: Harvesting Impacts, Case Studies and Reclamation Options. Unpublished report. Down East Peat L.P. Cherryfield (Maine).
- Nilsson, K.A., Rains, M.C., Lewis, D.B. & Trout, K.E. (2013) Hydrologic characterization of 56 geographically isolated wetlands in west-central Florida using a probabilistic method. *Wetlands Ecology and Management* 21:1-14.
- Noël, P., Rousseau, A.N., Paniconi, C. & Nadeau, D.F. (2014) An algorithm for delineating and extracting hillslopes and hillslope width functions from gridded elevation data. *Journal of Hydrologic Engineering* 19(2):366-374. DOI: 310.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000783.

- Nyman, J.A. (2011) Ecological functions of wetlands. *Wetlands - Integrating multidisciplinary concepts*. Springer. Dordrecht.
- Ogawa, H. & Male, J.W. (1986) Simulating the flood mitigation role of wetlands. *ASCE J. Water Resour. Plan. Manag.* 12:114-127.
- Olden, J.D. & Poff, N.L. (2003) Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 19(2):101-121.
- Orlandini, S., Moretti, G., Franchini, M., Aldighieri, B. & Testa, B. (2003) Path-based methods for the determination of nondispersive drainage directions in grid-based digital elevation models. *Water Resources Research* 39(6):n/a-n/a.
- Oudin, L., Andréassian, V., Mathevet, T. & Perrin, C. (2006) Dynamic averaging of rainfall-runoff model simulations from complementary model parameterizations. *Water Resour. Res.* 42(7):W07410.
- Ouranos (2015) Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1 : Évolution climatique au Québec. 114p.
- Padmanabhan, G. & Bengtson, M.L. (2001) Assessing the influence of wetlands on flooding. In : Hayes D.F. (Ed.). *Process Wetlands Engineering and River Restoration, vol.110, Reno, Nevada*.
- Paetzold, A., Warren, P.H. & Maltby, L.L. (2010) A framework for assessing ecological quality based on ecosystem services. *Ecological complexity* 7:273-281.
- Paquin, D. (2010) Évaluation du MRCC4 en passé récent (1961-1999). Ouranos, Équipe Simulations climatiques. Rapport interne no 15.
- Park, J., Botter, G., Jawitz, J.W. & Rao, P.S.C. (2014) Stochastic modeling of hydrologic variability of geographically isolated wetlands: Effects of hydro-climatic forcing and wetland bathymetry. *Advanced in Water Resources* 69:38-48.
- Passoni, M., Morari, F., Salvato, M. & Borin, M. (2009) Medium-term evolution of soil properties in a constructed surface flow wetland with fluctuating hydroperiod in North Eastern Italy. *Desalination* 246(1-3):215-225.
- Paudel, R., Grace, K.A., Galloway, S., Zamorano, M. & Jawitz, J.W. (2013) Effects of hydraulic resistance by vegetation on stage dynamics of a stormwater treatment wetland. *Journal of Hydrology* 484(0):74-85.
- Payraudeau, S. (2002) Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Thèse: Sciences de l'Eau, UMR Structures et Systèmes Spatiaux. Cemagref-Engref, Engref de Montpellier (France).
- Peel, M.C., Finalyson, B.L. & McMahon, T.A. (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11:1633-1644.
- Petru, B.J., Chescheir, G.M. & Ahn, C. (2014) Assessment of water budgets and the hydrologic performance of a created mitigation wetland—A modeling approach. *Ecological Engineering* 71:667-676.

- Peyrard, D., Sauvage, S., Vervier, P., Sanchez-Perez, J.M. & Quintard, M. (2008) A coupled vertically integrated model to describe lateral exchange between surface and subsurface in large alluvial floodplains with a fully penetrating river. *Hydrological Processes* 22:4257-4273.
- Phillips, R.W., Spence, C. & Pomeroy, J.W. (2011) Connectivity and runoff dynamics in heterogeneous basins. *Hydrological Processes* 25(19):3061-3075.
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N.L. & Andréassian, V. (2012) A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology* 420–421(0):171-182.
- Quilbé, R., Rousseau, A.N., Moquet, J.-S., Trinh, N.B., Dibike, Y., Gachon, P. & Chaumont, D. (2008) Assessing the Effect of Climate Change on River Flow Using General Circulation Models and Hydrological Modelling – Application to the Chaudière River, Québec, Canada. *Canadian Water Resources Journal* 33(1):73-94.
- Quinn, J.M., Brown, P.M., Boyce, W., Mackay, S., Taylor, A. & Fenton, T. (2001) Riparian zone classification for management of stream water quality and ecosystem health. *Journal of the American Water Resources Association* 37(6):1509-1515.
- Rains, M.C., Leibowitz, S.G., Cohen, M.J., Golden, H.E., Jawitz, J.W., Kalla, P., Lane, C.R., Lang, M.W. & McLaughlin, D.L. (2015) Geographically isolated wetlands are part of the hydrological landscape. doi: 10.1002/hyp.10610. *Hydrological Processes*.
- Rawls, W.J. & Brakensiek, D.L. (1989) Estimation of soil water retention and hydraulic properties. *Unsaturated flow in hydrologic modeling: Theory and practice*. . NATO ASI series. Series C: Mathematical and physical sciences. H.J. Morel-Seytoux, ed., 275, Kluwer Academic, Boston, 275-300.
- Refsgaard, J.C. & Storm, B. (1996) Chapter 3 : Construction, calibration and validation of hydrological models. In *Distributed Hydrological Modelling*. Kluwer, Academic Publishers, Netherlands. p 41-42.
- Reusser, D.E., Blume, T., Schaepli, B. & Zehe, E. (2009) Analysing the temporal dynamics of model performance for hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences* 13:999-1018.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. & Braun, D.P. (1996) A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. Un Método para Evaluar Alteraciones Hidrológicas dentro de Ecosistemas. *Conservation Biology* 10(4):1163-1174.
- Ritter, A. & Muñoz-Carpena, R. (2013) Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology* 480(0):33-45.
- Rousseau, A., Lafrance, P., Lavigne, M.-P., Savary, S., Konan, B. & Quilbé, R. (2008) Development of Achievable Agri-Environmental Performance Standards (APS) in

- Five Canadian Watersheds. National Agri-Environmental Standards Initiative Technical Series Report No. 4-30. p 343.
- Rousseau, A.N., Fortin, J.-P., Turcotte, R., Royer, A., Savary, S., Quévy, F., Noël, P. & Paniconi, C. (2011) PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models. *Water News - Official Magazine of the Canadian Water Resources Association* 31(1):18-20.
- Rousseau, A.N., Klein, I.M., Freudiger, D., Gagnon, P., Frigon, A. & Ratté-Fortin, C. (2014) Development of a methodology to evaluate probable maximum precipitation (PMP) under changing climate conditions: Application to southern Quebec, Canada. *Journal of Hydrology* 519:3094-3109.
- Savary, S., Rousseau, A.N. & Quilbé, R. (2009) Assessing the effects of historical land cover changes on runoff and low flows using remote sensing and hydrological modeling. *Journal of Hydrologic Engineering* 14(6):575-587.
- Schwarz, G. (1978) Estimating the dimension of a model. *Annals of statistics* 6(2):461-464.
- Scinocca, J.F., McFarlane, N.A., Lazare, M., Li, J. & Plummer, D. (2008) Technical Note: The CCCma third generation AGCM and its extension into the middle atmosphere. *Atmospheric Chemistry Physics* 8:7055-7074.
- Scott, D.A. (1989) Design of Wetlands Data Sheet for Database on Ramsar Sites. Mimeographed report to Ramsar Convention Bureau. Gland, Switzerland).
- Secrétariat de la Convention de Ramsar (2013) *Le Manuel de la Convention de Ramsar : Guide de la Convention sur les zones humides (Ramsar, Iran, 1971). 6<sup>e</sup> éd.* Gland, Suisse : Secrétariat de la Convention de Ramsar. 124 p
- Silberstein, R. (2003) Why collect data when we can model it ? *In proceedings of MODSIM.* (Townsville, Australia. 14-15 July 2003, p 915-920.
- Singh, J., Knapp, H.V. & Demissie, M. (2004) Hydrologic modeling of the Iroquois River watershed using HSPF and SWAT. *ISWS CR 2004-08. Champaign, Ill.: Illinois State Water Survey. Available at: www.sws.uiuc.edu/pubdoc/CR/ISWSCR2004-08.pdf. Accessed 26 February 2014.*
- Singh, V.P. (1995) Watershed modeling, In : V.P. Singh (Editor). *Computer Models of Watershed Hydrology. Water Resources Publications. Highlands Ranch, Colorado, USA.*
- Sivapalan, M. (2003) Prediction in ungauged basins: a grand challenge for theoretical hydrology-invited commentary. *Hydrological Processes* 17:3163-3170.
- Solinst (2011) Levellogger Deployment. Solinst Canada, Georgetown, Ontario (July 14, 2011).
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (2007) *Climate change 2007 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Climate Change 2007. Cambridge University Press (2007).*



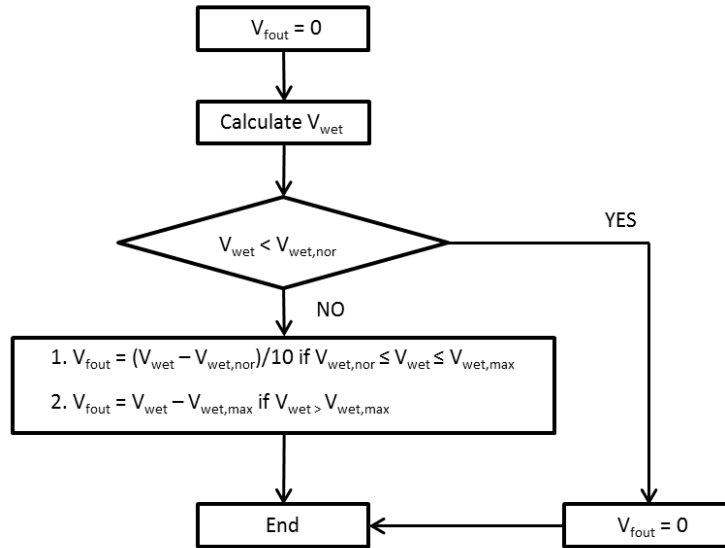
- Song, K., Hernandez, M.E., Batson, J.A. & Mitsch, W.J. (2014) Long-term denitrification rates in created riverine wetlands and their relationship with environmental factors. *Ecological Engineering* 72:40-46.
- Tiner, R. (2003a) Estimated extent of geographically isolated wetlands in selected areas of the United States. *Wetlands* 23(3):636-652.
- Tiner, R.W. (1999) Wetland indicators: A guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping. Lewis, Boca Raton. 392p.
- Tiner, R.W. (2003b) Estimated extent of geographically isolated wetlands in selected areas of the United States. *Wetlands* 23(3):636-652.
- Turcotte, R., Fortin, J.P., Rousseau, A.N., Massicotte, S. & Villeneuve, J.P. (2001) Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology* 240(3-4):225-242.
- Turcotte, R., Fortin, L.G., Fortin, J.P., Fortin, V. & Villeneuve, J.P. (2007) Operational analysis of the spatial distribution and the temporal evolution of the snowpack water equivalent in southern Quebec, Canada. *Nordic Hydrology* 38(3):211-234.
- Turcotte, R., Rousseau, A.N., Fortin, J.P. & Villeneuve, J.P. (2003) A processed-oriented multiple objective calibration strategy accounting for model structure. In Duan, Q., V.K. Gupta, S. Sorooshian, A.N. Rousseau and Turcotte (Editors), calibration of watershed models. *American Geophysical Union, Washington*, 153-163.
- Villa, J.A. & Tobón, C. (2012) Modeling hydrologic dynamics of a created wetland, Colombia. *Ecological Engineering* 40(0):173-182.
- Walters, K.M. & Babbar-Sebens, M. (2016) Using climate change scenarios to evaluate future effectiveness of potential wetlands in mitigating high flows in a Midwestern U.S. watershed. *Ecological Engineering* 89:80-102.
- Wang, X., Shang, S., Qu, Z., Liu, T., Melesse, A.M. & Yang, W. (2010) Simulated wetland conservation-restoration effects on water quantity and quality at watershed scale. *Journal of Environmental Management* 91(7):1511-1525.
- Wang, X., Yang, W. & Melesse, A.M. (2008) Using hydrological equivalent wetland concept within SWAT to estimate streamflow in watersheds with numerous wetlands. *Transactions of the ASABE* 51(1):55-72.
- Warner, B.G. & Rubec, C.D.A. (1997) *Système de classification des terres humides du Canada. Centre de recherche sur les terres humides, Université de Waterloo. Waterloo, Ontario, Canada.*
- Westman, W. (1977) How much are nature's services worth ? *SCiences* 4307(197):960-964.
- Wheater, H.S., Jakeman, A.J. & Beven, K.J. (1993) Progress and directions in rainfall-runoff modelling. In A.J. Jakeman, Beck, M.B. and McAleer, M.J., editor. Modeling change in environmental systems. John Wiley & Sons. .101-132.

- Whigham, D.F. (1999) Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. *Science of the Total Environment* 240(1–3):31-40.
- Whittaker, R.H. & Likens, G.E. (1973) Carbon in the biota. In Carbon in the Biosphere. Eds Woodwell, G.M., Peacan, E.R., pp. 281-302. Springfield, VA: National Technical Information Service.
- Winter, T.C. & Rosenberry, D.O. (1995) The interaction of ground water with prairie pothole wetlands in the cottonwood Lake area, east-central North Dakota. *Wetlands* 15:193-211.
- Wu, K. & Johnston, C.A. (2008) Hydrologic comparison between a forested and a wetland/lake dominated watershed using SWAT. *Hydrological Processes* 22(10):1431-1442.
- Yang, W., Wang, X., Gabor, S., Boychuk, L. & Badiou, P. (2008) Water quantity and quality benefits from wetland conservation and restoration in the Broughton's creek watershed. *A research report submitted to Ducks Unlimited Canada.*
- Yang, W., Wang, X., Liu, Y., Gabor, S., Boychuk, L. & Badiou, P. (2010) Simulated environmental effects of wetland restoration scenarios in a typical Canadian prairie watershed. *Wetlands Ecology and Management* 18(3):269-279.
- Yapo, P.O., Gupta, H.V. & Sorooshian, S. (1996) Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models: sensitivity to calibration data. *Journal of Hydrology* 181(1–4):23-48.
- Yetter, J.C. (2004) *Hydrology and geochemistry of freshwater wetlands on the Gulf of Mexico of Veracruz.* (Waterloo, Mexico). 336 p
- Zedler, J.B. & Kercher, S. (2005) Wetlands resources: status, trends, ecosystem services and restorability. *Annual review of environment and resource* 30:39-74.
- Zhang, L. & Mitsch, W.J. (2005) Modelling hydrological processes in created freshwater wetlands: an integrated system approach. *Environmental Modelling & Software* 20(7):935-946.
- Zhou, L., Zhou, G. & Jia, Q. (2009) Annual cycle of CO<sub>2</sub> exchange over a reed (*Phragmites australis*) wetland in Northeast China. *Aquatic Botany* 1:91-98.
- Zoltai, S.C. & Vitt, D.H. (1995) Canadian wetlands: Environmental gradients and classification. *Plant Ecology* 118(1):131-137.

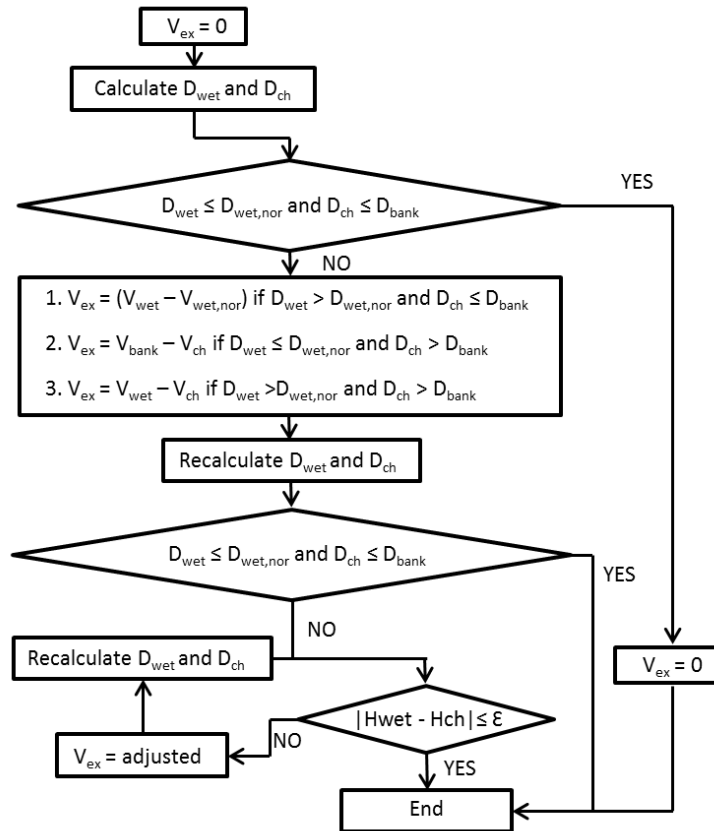
**Contribution à un cadre de modélisation hydrologique  
des milieux humides des Basses-terres du Saint-  
Laurent : fonctionnement, dynamique et impacts en  
contexte de changement climatique**

**ANNEXES**





**Annexe 1 : The computational algorithm for estimating isolated HEW flow contribution to terrestrial flow**



**Annexe 2 : The computational algorithm for estimating riparian HEW flow exchange with the river reach**

**Annexe 3 : Characteristics of sub-basins**

Sub-basin	Surface (km <sup>2</sup> )	Land cover (%)				Wetlands (%)	
		Forest	Agriculture	Bush	Urban	IW	RW
TR1	2597	53.9	23	5.6	3.5	8.1	3.8
TR102	2163	58.1	19.9	4.8	3.4	7.4	4
TR255	918	65.9	16.2	4.5	4.3	2	1.1

Sub-basin	Physical characteristics				Wetland drainage areas (%)	
	Average slope (%)	Main soil	Gravelius index	Drainage density*	IW	RW
TR1	0.5	Sandy loam-Loam	2.3	0.52	8.7	6
TR102	0.7	Loam-Sandy loam	1.7	0.49	7.1	5.5
TR255	1	Loam Silt loam	1.6	0.46	4.3	2.7

\* Horton concept:  $\sum \text{Length of river (km)} / \text{Sub - basin area (km}^2\text{)}$

**Annexe 4 : Detailed information on sampling number**

<b>Water samples</b>	<b>Ice-on (ION) period</b>	<b>Spring snowmelt (SSP)</b>	<b>Ice-off (IOFF) period</b>	<b>Total</b>
Rain	3	2	8	13
Snowpack	3	-	-	3
Palmer River	3	2	5	10
Noire River	3	2	5	10
RW1	1	5	4	10
RW2	4	5	3	12
IW1	9	10	11	30
IW2	10	8	10	28
<b>Total</b>	<b>36</b>	<b>34</b>	<b>46</b>	<b>116</b>



**Annexe 5 : Isolated Wetland Statistics**

	Parameters						Parameters						
	Wetlands		EMC		NRMC		Wetlands		EMC		NRMC		
	ID	CHC	FHC	CHC	FHC		ID	CHC	FHC	CHC	FHC		
Palmer River Sub-watershed	453			+	+	Noire River Sub-watershed	1194						
	454						1195			+	+		
	459	+	+				1196						
	462						1197			+	+		
	468	+	+				1198						
	469						1199						
	470						1201			+	+		
	471						1202			+	+		
	472	+	+				1203						
	473						1204	+	+				
	474			+	+		1205						
	475						1206						
	476	+	+				1207						
	479						1208						
	481						1209						
	482						1210	+	+				
	483						1211				+		
	484						1212						
	486	+	+				1213			+	+		
	487	+	+				1215			+	+		
	488	+	+				1216			+	+		
	489	+	+				1217						
	490			+	+		1218	+	+				
	492						1219	+	+				
	493			+	+		1221			+	+		
	495						1222						
	496	+	+				1223						
	498	+	+				1224						
499					1224								
502					1226	+	+						
503					1227								
504	+	+			1228								
505					1229								
507					1231	+	+						
508					1232								
517					1236								
518					1238								
519	+				1240			+	+				
520													
521													
525			+	+									
526	+	+											

EMC : Exceeding Maximum Capacity  
 NRMC : Non Reaching Minimum Capacity  
 CHC : Current Hydrologic Conditions  
 FHC : Future Hydrologic Conditions  
 + : Indicates wetlands subject to hydrological parameters

**Annexe 6 : Riparian Wetland Statistics**

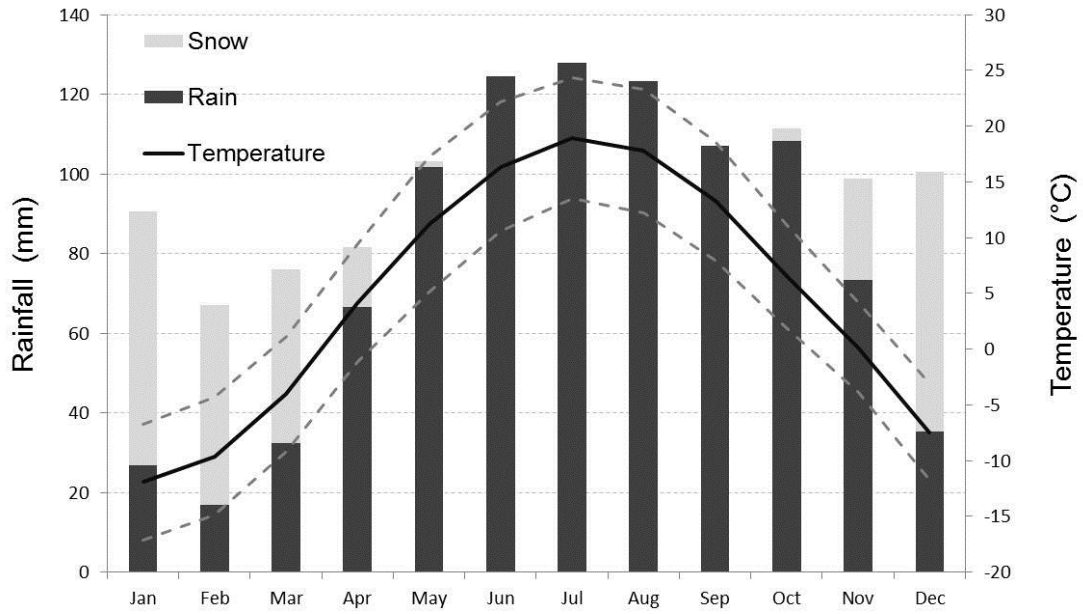
	Wetlands		Parameters			
	ID	CHC	FHC	CHC	FHC	
Palmer River Sub-watershed	194			+	+	
	195	+	+	+	+	
	196			+	+	
	197	+	+	+	+	
	198	+	+	+	+	
	199			+	+	
	201			+	+	
	202			+	+	
	203			+	+	
	204	+	+	+	+	
	205			+	+	
	206	+	+			
	207			+	+	
	208	+	+	+		
	209	+	+	+	+	
	210			+	+	
	212			+	+	
	213	+	+	+	+	
	214			+	+	
	215			+		
	219					
	220	+	+			
222	+	+	+			

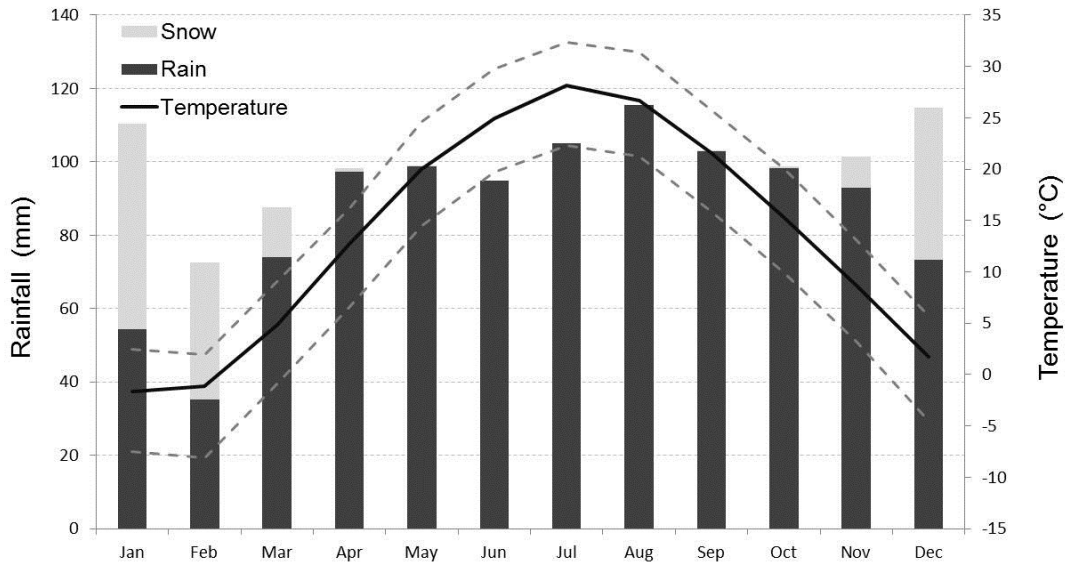
	Wetlands		Parameters			
	ID	CHC	FHC	CHC	FHC	
Noire River Sub-watershed	491			+	+	
	492			+	+	
	493			+	+	
	494			+	+	
	495			+	+	
	496			+	+	
	497			+	+	
	498			+	+	
	499			+	+	
	501	+	+			+
	502	+	+	+	+	+
	503			+	+	+
	504	+	+	+	+	+
	505			+	+	+
	506	+	+	+	+	+
	508	+	+	+	+	+
	509	+	+	+	+	+

DHN : Disconnection with the Hydrological Network  
 FWR : Feeding of Wetland by the River  
 CHC : Current Hydrologic Conditions  
 FHC : Future Hydrologic Conditions  
 + : Indicates wetlands subject to hydrologic parameters

**Annexe 7 : Climate statistics**



**Reference climate conditions of the study area (1981-2010) (observed data)**



**Climate graph for the mean future conditions of the study area (2040-2070) from simulated data**

**Annexe 8 : Monthly statistics for the Becancour and the Yamaska watersheds for the 1981-2010 period**

Month	Temperatures (°C)			Precipitations			
	Max	Min	Mean	Rain (mm)	Snow (cm)	Total (mm)	
Becancour River watershed	January	-6.7	-17	-11.9	26.9	63.9	89.9
	February	-4.3	-15	-9.6	16.9	50.2	68.3
	March	1.1	-9.2	-4.0	32.3	43.7	76.6
	April	9.4	-1.2	4.1	66.6	15.2	80.5
	May	17.2	5.1	11.2	101.8	1.4	103.2
	June	22.2	10.6	16.4	124.6	0	124.6
	July	24.3	13.5	18.9	127.9	0	127.9
	August	23.3	12.3	17.7	123.3	0	123.3
	September	18.6	7.9	13.3	107.2	0	107.2
	October	11.2	1.9	6.6	108.2	3.2	111.1
	November	4.2	-3.9	0.2	73.3	25.5	100.7
	December	-3.1	-12	-7.4	35.4	65.1	101.1
<b>Annual</b>	<b>9.8</b>	<b>-0.6</b>	<b>4.6</b>	<b>944.1</b>	<b>268</b>	<b>1214</b>	
Yamaska River watershed	January	-5.4	-15.8	-10.6	28.6	56	86
	February	-3.2	-14.2	-8.7	23.6	46.9	70.9
	March	2.3	-8.2	-2.9	35	41.9	76.6
	April	11	0.1	5.5	79.5	14.4	93.5
	May	18.4	6.1	12.2	105.7	0.5	106.2
	June	23.4	11.4	17.4	112.2	0	112.2
	July	25.5	13.8	19.6	116.2	0	116.2
	August	24.5	12.6	18.5	123.9	0	123.9
	September	19.9	8.3	14.1	103.5	0	103.5
	October	12.5	2.5	7.5	110.8	3	113.8
	November	5.4	-2.7	1.3	86.6	19.9	106.5
	December	-1.9	-10.6	-6.2	37.5	61.7	98
<b>Annual</b>	<b>11</b>	<b>0.3</b>	<b>5.6</b>	<b>962.8</b>	<b>244.2</b>	<b>1207</b>	

**Annexe 9 : Monthly climate statistics (a) for the period 1980-2010 and (b) for the 10 climate scenarios for the period 2040-2070 in the Becancour River watershed**

Period	Scenario	Climatic parameter	Mean monthly values												Mean annual values
			J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
1980-2010	Actual	P (mm)	14.3	12.0	28.5	70.4	94.3	115.8	125.1	119.4	105.9	99.8	61.8	22.4	<b>869.6</b>
		Snow (cm)	104.3	75.9	54.8	13.7	0.9	0	0	0	0.2	3.9	35.9	98.6	<b>388.3</b>
		T (°C)	-12.8	-10.8	-4.7	3.2	10.8	15.7	18.3	16.8	11.8	5.6	-1.2	-9.2	<b>3.6</b>
2040-2070 (Climatic scenarios)	acu	P (mm)	41.2	27.8	70.0	88.5	112.2	119.0	99.4	127.3	107.2	100.8	86.8	50.0	<b>1030.2</b>
		Snow (cm)	71.8	40.6	28.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	16.7	64.5	<b>223.8</b>
		T (°C)	-7.8	-6.7	-0.2	7.4	14.3	19.2	22.4	20.8	15.2	9.1	2.5	-4.5	<b>7.7</b>
	adc	P (mm)	51.7	29.7	74.2	99.8	104.2	101.2	122.1	138.4	109.2	114.0	75.1	67.5	<b>1087.1</b>
		Snow (cm)	75.1	56.5	18.2	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	13.3	51.1	<b>216.9</b>
		T (°C)	-6.8	-5.9	-1.0	6.7	14.8	19.2	21.8	20.7	15.9	9.9	2.5	-3.8	<b>7.8</b>
	adj	P (mm)	39.6	27.8	52.9	82.3	103.7	107.7	113.2	124.5	118.5	94.8	88.4	55.1	<b>1008.4</b>
		Snow (cm)	79.7	41.1	25.4	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	15.7	73.3	<b>237.7</b>
		T (°C)	-8.3	-7.0	-0.7	7.2	14.4	19.5	22.8	21.3	15.6	9.0	2.7	-4.9	<b>7.6</b>
	adl	P (mm)	62.5	36.4	74.5	85.3	116.7	103.6	113.3	112.9	126.2	107.4	76.6	76.7	<b>1092.1</b>
		Snow (cm)	69.4	48.3	23.5	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	15.0	44.4	<b>204.6</b>
		T (°C)	-6.5	-5.9	-1.2	6.7	14.7	19.0	22.4	21.1	15.8	9.7	2.5	-3.4	<b>7.9</b>
	aet	P (mm)	42.8	25.6	56.6	85.4	97.6	109.8	110.1	125.5	114.8	93.8	100.7	67.9	<b>1030.5</b>
		Snow (cm)	69.6	41.0	20.1	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	11.7	62.1	<b>207.3</b>
		T (°C)	-8.1	-7.1	-0.6	7.1	14.6	19.4	22.8	21.2	15.4	9.2	3.3	-4.2	<b>7.8</b>
	aev	P (mm)	56.3	34.7	76.5	98.9	114.4	97.9	105.1	127.6	121.3	111.5	89.0	79.1	<b>1112.3</b>
		Snow (cm)	71.6	56.0	20.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	13.4	42.2	<b>206.6</b>
		T (°C)	-6.3	-5.8	-0.9	6.7	14.5	19.1	22.3	21.1	16.0	9.8	3.0	-3.1	<b>8.0</b>
	afx	P (mm)	42.1	28.4	67.7	87.1	109.9	120.8	107.2	135.0	104.9	102.3	91.4	57.3	<b>1054.0</b>
		Snow (cm)	72.7	39.5	27.3	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	14.3	58.5	<b>214.4</b>
		T (°C)	-7.8	-6.8	-0.3	7.7	14.1	19.1	22.5	20.9	15.2	9.2	2.8	-4.1	<b>7.7</b>
	agr	P (mm)	53.5	30.7	72.2	99.6	97.9	99.0	127.9	146.0	109.3	111.8	78.1	76.0	<b>1102.1</b>
		Snow (cm)	72.6	56.6	18.6	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	10.5	44.6	<b>205.2</b>
		T (°C)	-6.7	-5.9	-1.1	6.9	14.5	19.2	21.9	20.7	15.9	9.9	2.9	-3.4	<b>7.9</b>
	agx	P (mm)	42.6	28.6	59.3	82.1	124.5	100.8	106.8	118.6	123.8	102.2	100.1	59.6	<b>1049.0</b>
		Snow (cm)	84.0	56.0	19.6	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	10.9	57.8	<b>232.3</b>
		T (°C)	-8.1	-8.6	-1.9	5.6	13.9	18.7	21.8	20.7	15.4	9.3	3.3	-4.8	<b>7.1</b>
	aha	P (mm)	39.3	25.9	56.3	82.4	106.8	93.9	111.3	152.1	135.9	102.9	78.0	63.7	<b>1048.5</b>
		Snow (cm)	89.9	57.8	26.4	2.7	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	11.7	66.7	<b>256.5</b>
		T (°C)	-8.3	-8.1	2.0	5.8	14.0	18.7	21.6	20.5	15.2	9.2	3.0	-4.9	<b>7.0</b>

**Annexe 10 : Monthly climate statistics (a) for the period 1980-2010 and (b) for the 10 climate scenarios for the period 2040-2070 in the Yamaska River watershed**

Period	Scenario	Climatic parameter	Means monthly values												Mean annual values
			J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
1980-2010	Actual	P (mm)	22.1	19.3	37.2	79.1	93.1	101.2	110.1	116.1	102.7	90.8	76.1	29.4	877.1
		Snow (cm)	87.8	60.2	39.3	6.6	0.2	0	0	0	0.1	1.5	23.3	69.7	288.5
		T (°C)	-10.7	-8.7	-2.9	5.4	12.5	17.3	19.8	18.6	13.8	7.4	0.9	-6.8	5.5
2040-2070 (Climatic scenarios)	acu	P (mm)	49.0	30.6	81.7	91.1	100.0	101.6	99.5	122.9	92.0	97.6	95.6	61.7	1023.4
		Snow (cm)	56.1	31.6	18.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	10.8	49.4	166.5
		T (°C)	-7.0	-5.9	0.4	8.5	14.8	19.7	23.2	21.6	16.3	10.2	3.2	-4.2	8.4
	adc	P (mm)	55.3	38.1	78.1	111.3	98.3	91.1	112.4	118.6	99.8	109.5	83.3	75.3	1071.2
		Snow (cm)	55.7	42.0	9.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	9.1	37.8	156.1
		T (°C)	-6.1	-5.4	-0.1	7.8	15.6	20.3	22.9	21.6	17.2	10.6	3.2	-2.7	8.7
	adj	P (mm)	46.1	30.7	57.8	89.4	93.2	99.9	112.5	104.0	107.0	87.5	93.6	62.7	984.3
		Snow (cm)	58.2	31.9	14.9	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	10.7	58.4	175.2
		T (°C)	-7.5	-6.3	0.2	8.5	14.8	19.9	23.6	22.0	16.6	10.1	3.5	-4.6	8.4
	adl	P (mm)	68.6	42.1	84.5	99.9	108.1	101.1	98.4	94.0	108.6	96.5	83.2	82.8	1067.9
		Snow (cm)	48.8	36.3	13.8	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	8.9	32.0	142.0
		T (°C)	-5.8	-5.3	-0.3	7.5	15.7	20.0	23.5	22.0	17.1	10.6	3.5	-2.2	8.9
	aet	P (mm)	52.0	29.4	61.8	93.6	88.4	89.4	101.4	115.5	103.2	89.5	105.3	78.2	1007.7
		Snow (cm)	50.6	29.7	12.1	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	7.2	42.9	143.7
		T (°C)	-7.4	-6.4	0.4	8.7	14.9	19.9	23.7	22.0	16.6	10.2	4.0	-3.4	8.6
	aev	P (mm)	63.9	44.3	90.1	108.5	99.3	90.1	93.1	105.6	109.7	101.4	93.4	85.3	1084.7
		Snow (cm)	51.3	39.7	12.2	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	8.6	29.6	142.6
		T (°C)	-5.6	-5.2	-0.1	7.6	15.5	20.1	23.4	21.9	17.2	10.5	3.8	-1.9	8.9
	afx	P (mm)	50.3	31.5	79.9	94.0	97.2	100.8	104.7	123.7	92.6	96.8	97.6	68.6	1037.7
		Snow (cm)	56.0	31.0	17.4	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	9.4	42.3	156.7
		T (°C)	-7.0	-6.0	0.2	9.1	14.5	19.7	23.2	21.6	16.3	10.2	3.5	-3.5	8.5
	agr	P (mm)	57.1	40.0	77.7	110.8	89.5	93.1	110.8	121.5	99.1	106.5	86.2	82.0	1074.3
		Snow (cm)	53.0	40.5	9.9	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	7.7	31.1	143.2
		T (°C)	-5.9	-5.4	-0.2	8.4	15.2	20.3	22.9	21.6	17.2	10.7	3.6	-2.1	8.9
	agx	P (mm)	56.1	34.3	62.3	90.0	112.0	93.6	107.0	112.0	100.3	99.3	103.8	66.5	1037.2
		Snow (cm)	60.8	42.7	12.6	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	7.2	42.4	167.5
		T (°C)	-7.0	-8.1	-0.6	6.6	14.8	19.7	22.6	21.4	16.1	9.9	4.0	-3.9	8.0
	aha	P (mm)	44.6	31.4	64.9	84.1	100.2	87.3	111.1	138.0	117.1	99.0	86.2	69.7	1033.5
		Snow (cm)	69.9	47.5	17.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	6.5	47.7	190.1
		T (°C)	-7.5	-7.8	-0.9	6.7	14.8	19.7	22.3	21.2	15.9	9.9	3.8	-4.1	7.8

