



INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE  
CENTRE EAU TERRE ENVIRONNEMENT QUÉBEC

# **Modélisation de la variabilité des sédiments en suspension dans deux bassins versants sur l'Île-du-Prince-Édouard avec le modèle SWAT.**

**Par**

Bée Simon

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître en sciences de l'eau

Responsable de programme	André St-Hilaire INRS-ETE, Université du Québec
Examineur externe	Guillaume Fortin Université de Moncton
Examineur interne	Normand Bergeron INRS-ETE, Université du Québec
Directeur de recherche	André St-Hilaire INRS-ETE, Université du Québec

# Remerciements

Je tiens à remercier mon directeur de recherche André Saint Hilaire pour son aide permanente et son soutien, de m'avoir également permis de m'améliorer dans de nombreux domaines et de sa bienveillance. Un grand merci à toute l'équipe du 4330 pour sa gentillesse et sa sympathie.

Je remercie également mon Michael Van den Heuvel pour son aide à distance depuis l'Île-du-Prince-Édouard, à Christina Paters également pour son soutien et ses conseils pour la mise en place des travaux de terrains, et la récupération régulière des données.

Je tiens à souligner ma reconnaissance au personnel de l'INRS pour ses compétences et son aide dans la facilitation des démarches administratives pour les étudiants.

Merci enfin à ma famille, loin, mais toujours à l'écoute et de bon conseil, à mes amis d'ici et d'ailleurs pour tous les moments de partage et d'entraide.

# Résumé

La dégradation des sols et la pollution des milieux aquatiques sont des problématiques majeures dans les zones agricoles, y compris sur l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.). La gestion efficace des terres agricoles nécessite une meilleure analyse quantitative des flux de sédiments en suspension dans les cours d'eau. Dans le cadre de ce projet de recherche, les travaux ont porté sur la modélisation des flux hydriques, des sédiments en suspension et des charges à l'aide du modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) dans deux bassins versants de l'Î.-P.-É. L'objectif est d'évaluer les variations potentielles des paramètres hydrologiques et sédimentaires dans le futur, en prenant en compte un scénario de changement climatique (RCP 8.5). L'analyse a également porté sur les tendances sédimentaires selon le scénario envisagé et leurs impacts potentiels sur les écosystèmes.

Pour collecter des données, deux sondes de niveau d'eau et deux sondes de rétrodiffusions optique (Optical Back Scatterometer, ou OBS) ont été installées dans les rivières des bassins versants de Tuplin Creek et Spring Valley. Ces dispositifs enregistrent en continu les niveaux de sédiments en suspension et les données de débit depuis juin 2021. Les données collectées sont utilisées pour calibrer manuellement les modules hydrologiques et sédimentaires du modèle SWAT. Ce modèle intègre un indice d'utilisation des terres qui varie dans l'espace et dans le temps, ce qui permet d'évaluer les effets des changements proposés dans les pratiques agricoles (augmentation des bandes riveraines) sur les charges sédimentaires.

Les résultats de la calibration et de la validation des modèles pour les paramètres hydrologiques et sédimentaires sont satisfaisants, avec des valeurs d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) et de Kling-Gupta Efficiency (KGE) qui indiquent une bonne simulation dans un contexte agricole et pour une période limitée. En utilisant le scénario de changement climatique RCP 8.5, les concentrations de sédiments en suspension (CSS) jusqu'à 2100 ont été modélisées, ce qui a révélé une légère augmentation de la moyenne de ces concentrations. Dans le bassin versant de Tuplin Creek, les simulations suggèrent une augmentation significative des pics de SES extrêmement élevés (supérieurs à 1500 mg/L), ce qui pourrait entraîner des perturbations plus fréquentes et importantes des écosystèmes.

En résumé, cette étude avait pour objectif d'améliorer la compréhension des processus de transport des sédiments en suspension et de leur évolution future dans les bassins versants agricoles de l'Île-du-Prince-Édouard. Les résultats de cette recherche contribueront à une meilleure gestion des terres agricoles et à la préservation des écosystèmes aquatiques face aux défis liés à la dégradation des sols et aux changements climatiques.

**Mots clés :** Turbidité, Sédiment en suspension, Bassin versant, SWAT, Modélisation

# Abstract

Soil degradation and water pollution are major concerns in agricultural areas, including Prince Edward Island (PEI). Effective land management requires a thorough understanding of suspended sediment dynamics in water bodies. In this research project, the focus is on modeling the hydrological processes, suspended sediment transport, and associated loads using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) in two agricultural watersheds in PEI. The objective is to assess the potential variations in hydrological and sedimentary parameters in the future, considering a climate change scenario (RCP 8.5). Additionally, the study investigates sediment trends and their potential impacts on ecosystems for this scenario.

To collect data, two water level sensors and two optical backscatterometers (OBS) were deployed in the Tuplin Creek and Spring Valley watersheds. These devices continuously record suspended sediment levels and flow data since June 2021. The collected data are utilized to calibrate the hydrological and sediment models of SWAT manually. The SWAT model incorporates a land use index that varies spatially and temporally, enabling the evaluation of the effects of proposed changes in agricultural practices on sediment loads.

The calibration and validation results of the hydrological and sediment models demonstrate satisfactory performance, with Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) and Kling-Gupta Efficiency (KGE) values indicating accurate simulation in an agricultural context and for a limited period. Using the RCP 8.5 climate change scenario, suspended sediment data until 2100 were modeled, revealing a slight increase in average sediment concentrations. In the Tuplin Creek watershed, simulations suggest a significant rise in extremely high sediment peaks (exceeding 1500 mg/L), which could lead to more frequent and severe disruptions to ecosystems.

In summary, this study aims to enhance the understanding of suspended sediment transport processes and their future evolution in agricultural watersheds of Prince Edward Island. The research outcomes will contribute to improved land management practices and the preservation of aquatic ecosystems in the face of soil degradation and climate change challenges.

**Keywords :** Turbidity, Suspended Sediment, Agricultural watershed, SWAT, Modelisation

# Table des matières

Remerciements.....	ii
Abstract .....	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures.....	vii
Liste des abréviations et des sigles.....	viii
<b>Partie 1 : synthèse</b> .....	1
<b>I Introduction</b> .....	1
I.A Problématique.....	2
I.B Objectifs.....	3
I.C Revue de littérature.....	4
<b>I.C.1 Les mécanismes de l'érosion des sols</b> .....	4
<b>I.C.2 Le transport des particules dans les cours d'eau</b> .....	5
<b>I.C.3 La modélisation présente et future des concentrations en sédiment dans les cours d'eau</b> .....	7
<b>II Matériel et méthode</b> .....	10
II.A Sites d'études .....	10
II.B Calibration du modèle.....	11
<b>II.B.1 Utilisation du sol, types de sols et pente</b> .....	11
<b>II.B.2 Paramètres météorologiques</b> .....	13
II.C Instrumentation et étalonnage.....	14
<b>II.C.1 Sondes de pression et de sédiment en suspension</b> .....	14
<b>II.C.2 Tarage des mesures de pression et étalonnage des SES</b> .....	15
II.D Fonctionnement du modèle .....	17
<b>II.D.1 Composantes et équation directrice du modèle</b> .....	18
<b>II.D.2 Intrants pour la modélisation</b> .....	21
<b>III Résultats</b> .....	25
<b>IV Conclusion</b> .....	29
<b>Partie 2 : article</b> .....	31
<b>V Article</b> .....	31

# Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques géographiques et temporelles des stations météo. ....	13
Tableau 2 : Charge sédimentaire selon la présence de bande riveraine. ....	28
Table 3 : Source and resolution of input SWAT layers. ....	36
Table 4 : SWAT Model input and generated layers geographic intrinsic description. ....	39
Table 5 : statistical performances from discharge and suspended sediment calibration and validation. ....	47
Table 6 : Descriptive statistics of simulated streamflow data up to 2100, comparison of different future periods using quartiles and mode of values. ....	48
Table 7 : Quantification of extreme hydrologic events according to different future periods. ....	49
Table 8 : descriptive statistics of simulated streamflow data up to 2100, comparison of different future periods using quartiles and mode of values. ....	51
Table 9 : percentage of time with SSC concentration exceeding 25 mg/L compared to the baseline for different future periods for both watersheds. Quantification of extreme SSC events according to different future periods.....	52

# Liste des figures

Figure 1 : Courbe de Hjulström (1935) .....	5
Figure 2 : Situation géographique des bassins versants regroupés. ....	11
Figure 3 : Utilisation des sols (gauche) et exemple de catégorisation des pentes sur SWAT (droite).....	12
Figure 4 : Situation géographique des stations météorologiques.....	14
Figure 5 : Courbe de tarage pour Spring Valley.....	15
Figure 6 : Courbe de conversion de NTU à mg/L pour les SES.....	16
Figure 7 : Exemple de séparation des séries chronologiques pour la calibration d'un modèle hydrologique/sédimentaire.....	17
Figure 8 : Interface hydrologique de la partie modélisation de SWAT. ....	19
Figure 9: Application de bandes riveraines au bassin versant Tuplin Creek. ....	27
Figure 10: Valeurs de SES observées, simulées et simulées avec la bande riveraine. ....	28
Figure 11 : Locations of the two studied watersheds and the meteorological and sediment stations used in the study. ....	36
Figure 12 : Watershed location in PEI (left). Location of probes, drainage area (right).....	40
Figure 13 : Calibration and validation of simulated discharge (black line) and observed discharge (red line) using SWAT model for Tuplin Creek (top figure) and Spring Valley (bottom figure) compare with precipitation data.....	42
Figure 14 : Calibration and validation of simulated SSC (red line) and observed SSC (black line) using SWAT model for Tuplin Creek (top figure) and Spring Valley (bottom figure) compare with pluviometry data. ....	44
Figure 15 : temperature data from a generated meteorological model scenario (RCP 8.5) until 2100, average high and low temperature trends.....	45
Figure 16 : pluviometry data from a generated meteorological model scenario (RCP 8.5) until 2100, average high and low temperature trends.....	46
Figure 17 : Simulated discharge data using SWAT model until 2100 for Tuplin Creek and Spring valley. ....	48
Figure 18 : simulated SSC data using SWAT model until 2100 for Tuplin Creek (top) and Spring valley (bottom). ....	50
Figure 19 : simulated yearly sediment load data using SWAT model until 2100 for Tuplin Creek and Spring valley.....	54

## Liste des abréviations et des sigles

CSS = Concentration de Sédiments en Suspension

NTU = Nephelometric Turbidity Unit

SWAT = Soil and Water Assessment Tool

HRU = Hydrological Response Unit

SIG = Système d'Information Géographique

MUSLE = Modified Universal Soil Loss Equation

MNT = Modèle Numérique de Terrain

IPE/PEI = Île-du-Prince-Édouard / Prince Edward Island

KGE = Kling Gupta Efficiency

NSE = Nash Sutcliff Efficiency



# **Partie 1 : synthèse**

## **I Introduction**

Ce projet de recherche sur l'Île-du-Prince-Édouard s'inscrit dans le cadre de l'augmentation de l'intérêt porté à la dégradation des sols et à l'érosion de manière plus générale. C'est un problème récurrent s'agissant des sols nus ou agricoles, ceux-ci étant vulnérables à l'érosion hydrique et éolienne, surtout lorsque le couvert végétatif naturel est absent. Les sols majoritairement sableux et limons sableux sont entraînés dans les cours d'eau connectés aux terrains. Les problématiques sont ensuite diverses, baisse de la diversité aquatique, ensablement des rivières, apport de pollution dans les cours d'eau (Ockenden *et al.*, 2012), transport jusqu'à l'océan des polluants ... La turbidité de l'eau est un facteur important dans la vie aquatique, elle va gérer notamment en partie les interactions entre les prédateurs et les proies. En effet, dans un milieu turbide, les prédateurs sont moins à même de pouvoir chasser dans leurs pleines capacités, ce qui peut amener à de la malnutrition et des baisses de population (Bruton, 1985). Également, les poissons planctivores ont plus de mal à se nourrir en milieu turbide, en particulier à cause de la faible luminosité qui va provoquer des carences de développement des végétaux (Bruton, 1985). Les sédiments déposés peuvent également avoir un impact au niveau de la fraie et de la déposition des œufs, pour les salmonidés qui construisent leurs nids dans les substrats à dominance de gravier, tel que le saumon atlantique (*Salmo salar*), les trop forts taux de CSS dans l'eau vont submerger leurs œufs et les étouffer, sans possibilité d'apport d'oxygène, diminuant ainsi le taux d'éclosion (Levasseur *et al.*, 2006). L'impact de la forte turbidité des cours d'eau, parfois due à des politiques laxistes en milieu agricole, peut être responsable de la chute des populations piscicoles (Guignion *et al.*, 2010). Enfin, les apports en sédiments exogènes dans les cours d'eau peuvent entraîner une augmentation de particules toxiques provenant de l'agriculture, comme des pesticides et métaux lourds (Gormley *et al.*, 2005).

Ainsi, l'Île-du-Prince-Édouard, majoritairement agricole, est un endroit où il existe une forte nécessité pour l'estimation et la modélisation de l'érosion des sols, d'autant plus que son réseau hydrique est composé de nombreux petits bassins versants. Les deux bassins versants de cette étude font partie de l'estuaire de la rivière Southwest et se nomment Tuplin Creek et Spring Valley.

## I.A Problématique

La modélisation des sédiments en suspension dans les bassins versants agricoles de l'Île-du-Prince-Édouard constitue un enjeu majeur pour la gestion durable des ressources hydriques et la préservation des écosystèmes aquatiques. En raison de l'intensification de l'agriculture, la charge en sédiments en suspension naturelle pré-anthropique a connu une augmentation significative dans la majorité des cours d'eau, entraînant des effets néfastes sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes.

Face à ces défis, la question centrale qui se pose est la suivante : comment modéliser de manière précise et fiable la dynamique hydrologique et des sédiments en suspension dans les petits bassins versants agricoles de l'Île-du-Prince-Édouard ? Comment et dans quelles mesures ces dynamiques hydrologiques et sédimentaires pourraient évoluer dans un contexte de réchauffement climatique critique ?

Cette problématique englobe plusieurs aspects clés, tels que la quantification des flux de sédiments, l'évaluation des facteurs affectant le taux de SES (climatiques, topographiques, hydrologiques, agricoles, etc.) et la prévision des impacts potentiels sur les cours d'eau et les écosystèmes aquatiques.

Le développement d'un modèle de simulation hydrologique et sédimentaire adapté à la réalité des bassins versants agricoles de l'Île-du-Prince-Édouard permettra de mieux comprendre les processus de transport des sédiments, d'évaluer l'efficacité des pratiques de gestion des terres et de proposer des scénarios d'aménagement appropriés pour réduire les risques de pollution par les sédiments.

Ainsi, cette étude vise à répondre à la problématique en proposant une approche intégrée de modélisation des sédiments en suspension, en prenant en compte les caractéristiques spécifiques des bassins versants agricoles de l'Île-du-Prince-Édouard (modèle de terrain, types de sol, utilisation des sols...).

## I.B Objectifs

Le projet comporte plusieurs objectifs distincts visant à la simulation des sédiments en suspension et de l'analyse des futures tendances sédimentaires dans les deux bassins versants agricoles.

Les objectifs sont les suivants :

- La calibration et la validation des données hydrologiques et sédimentaires grâce aux valeurs des sondes situées dans les deux bassins versants, à l'aide du modèle SWAT.
- L'utilisation de données météorologiques provenant d'un modèle climatique jusqu'à 2100 pour l'obtention de valeurs de débits et SES futurs.
- L'analyse des tendances hydrologiques et sédimentaires possibles dans le futur et les impacts probables engendrés par ces variations.

## I.C Revue de littérature

### I.C.1 Les mécanismes de l'érosion des sols

Les sédiments se retrouvant dans les cours d'eau proviennent majoritairement de l'érosion des sols jouxtant les rivières. Les mécanismes d'érosion sont tributaires du lien étroit entre les qualités intrinsèques du sol et les forces exogènes (eau, vent, température) (Wang *et al.*, 2013). La pluie est un des facteurs principaux dans l'action érosive, avec une contribution de 78,3 à 95,2 % au niveau de l'abrasion des sols (Lu *et al.*, 2016). Avec l'énergie cinétique des gouttelettes, le sol se fragmente dû à cette action physique répétée des milliards de fois. Le taux de détachement du sol va aussi dépendre de l'intensité et du volume des pluies. Les mécanismes de détachement des particules du sol sont liés à plusieurs actions érosives de la pluie; par exemple par éclaboussure, par roulage et saltation dus aux gouttes de pluie et à l'écoulement (Kinnell, 2009). Lors de la création de rigoles dues à des précipitations, la suspension et la saltation sont les mécanismes provoquant le plus d'abrasion de sol.

Érosion par éclaboussure : les gouttes de pluie qui tombent provoquent un effet d'éclaboussement, impliquant même sans ruissellement une reptation des particules détachées. L'éclaboussure va dépendre principalement de la force de la pluie et des particularités des terrains (Cheng *et al.*, 2008).

Érosion par saltation : elle consiste en l'impact engendré par les petites particules de sols détachées par la pluie sur les autres particules du sol. Il y a création d'une couche de particules 'lâches' sous une fine couche d'eau. L'érosion par saltation augmente en fonction de la couche d'eau, et diminue au-dessus d'une certaine hauteur (Kinnell, 2012).

Érosion par roulage : lors d'événement pluvieux, des particules de tailles moyennes à grosse peuvent être emportées par les flots. Lorsque ces particules plus ou moins grosses s'entrechoquent, elles vont créer des débris qui vont être comptabilisés dans les dégâts de l'érosion (Shi *et al.*, 2012). Certaines conditions d'un sol entraînent sa plus grande résistance aux effets de l'abrasion de la pluie; par exemple les couverts de végétaux et la présence de roches (Jomaa *et al.*, 2012a).

Le vent est aussi un facteur d'érosion pour les sols dus au détachement des particules lâches du sol qu'il entraîne. Selon l'intensité, le vent va plus ou moins éroder les surfaces (Saha, 2003).

Les cycles provenant du gel et ensuite du dégel des sols vont avoir un impact sur l'intégrité des sols. En effet, la déstructuration en profondeur et en surface entraîne lors des pluies printanières un apport de sédiment considérable dans les cours d'eau. Cela est d'autant plus vrai lors de la fonte du couvert de neige qui entraîne des particules du sol et contribue à cette érosion (Bryan, 2000; Wang *et al.*, 2013).

La composition du sol est déterminante dans les processus d'érosion. Selon la proportion des différents éléments minéraux qui la compose (argile, limon et sable), l'érosion sera plus ou moins forte (Norton *et al.*, 2018). Les composés organiques contribuent majoritairement à la stabilité des sols face à l'érosion (Shi *et al.*, 2017). Lorsque la qualité du sol est moindre, son taux d'infiltration aussi, et donc augmente les ruissellements de surface et donc l'abrasion. D'autres facteurs tels que la densité, la porosité, la géométrie de surface sont déterminants dans l'érodabilité des sols (Coote *et al.* 1988; Edwards 1991, Govers and Loch, 1993).

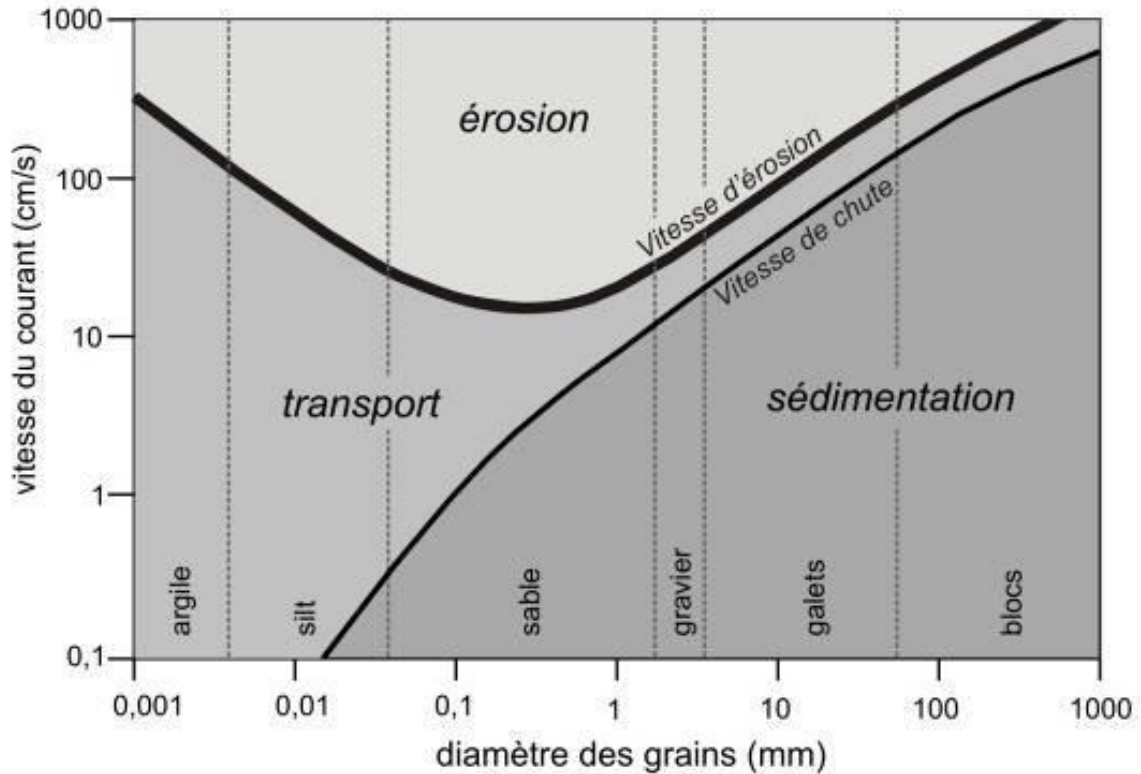


Figure 1 : Courbe de Hjulström (1935)

En Figure 1 est présentée la courbe de Hjulström, elle permet d'appréhender les processus dominant s'agissant de la taille des particules et des vitesses d'écoulement. D'abord la zone de dépôt (à gauche), à faible vitesse d'écoulement, la rivière ne peut pas maintenir en suspension des particules de sédiment de grande taille. Par conséquent, les particules plus grosses se déposent au fond du cours d'eau. La zone de transport en suspension (au centre), dans cette zone, la vitesse de l'eau est suffisante pour soulever et transporter des particules de sédiment de différentes tailles. Les particules restent en suspension dans l'eau plutôt que de se déposer au fond. La zone d'érosion (à droite), à des vitesses d'écoulement élevées, le cours d'eau est capable d'éroder même les particules sédimentaires les plus grosses, les soulevant du fond du cours d'eau.

## I.C.2 Le transport des particules dans les cours d'eau

Le ruissellement de surface, charriant les particules du sol, intervient lorsque la capacité d'infiltration du sol est dépassée par la quantité de précipitation. La pente du sol comporte une importance significative s'agissant de la quantité de sédiments qui vont être transportés dans les cours d'eau en contrebas. Les pentes les plus fortes vont augmenter la possibilité d'érosion sur les versants (Foster and Martin, 1969). Le facteur de pente (LS) est un paramètre utilisé dans la modélisation hydrologique, en particulier dans le cadre de l'érosion des sols. Il fait partie de l'équation modifiée de perte de sol (Modified Universal Soil Loss Equation, MUSLE) (Sadeghi et al., 2014), qui est un des modèles couramment utilisés pour estimer la perte de sol due à l'érosion.

Le facteur de pente (LS) prend en compte deux éléments; la longueur de pente, la distance horizontale sur laquelle l'eau peut s'écouler, et l'inclinaison de la pente. Ces deux facteurs combinés sont essentiels dans les processus d'érosion des pentes.

Sur les surfaces planes, la force des gouttes d'eau tombant à la verticale va être accrue, détachant plus de particules qui auront tendance à rester sur place et pouvant entraîner une croûte de battance (surface imperméable dû au détachement de fines particules, puis leur assèchement formant une croûte solide) (Le Bissonnais, 2016). Si une couche d'eau fine est présente sur le sol, le potentiel d'impact des gouttes de pluie est décuplé, dû notamment aux turbulences engendrées en un point précis lorsque la goutte d'eau entre en contact avec le liquide. Le transport des particules va commencer avec les moins denses et les plus petites (argile, humus) qui ont des propriétés dans la stabilisation des sols notamment (Wantzen, H. Mol, 2013). Ainsi, l'érosion va entraîner encore plus de déstabilisation des sols et accroître la perte de cohésion. Les facteurs influençant le plus le transport des sédiments sont la turbulence de l'écoulement, la hauteur d'écoulement et sa vitesse (Giménez and Govers, 2002). La suspension va surtout entraîner les sédiments fins (argile, limons) dans la colonne d'eau et les maintenir du fait de la turbulence. Le charriage de fond va dépendre de la vitesse du cours d'eau et de la taille des sédiments.

Lorsque les rigoles sont bien formées lors d'un événement pluvieux, c'est le transport par charriage qui devient le principal mécanisme érosif, dû notamment au roulement des particules moyennes à grosses sur les autres (Shi *et al.*, 2012; Asadi *et al.*, 2011). Lorsque les particules se retrouvent dans les cours d'eau principaux, la mobilité de celles-ci va dépendre de plusieurs paramètres. C'est la force de cisaillement qui va être déterminante pour établir l'érosion ou la sédimentation du cours d'eau. Enfin la morphologie du lit, l'historique des dépôts, l'état physique et chimique des sédiments vont être des moyens d'appréhender le taux d'érosion (Mehta *et al.*, 1989).

## **I.C.2 Les seuils critiques des SES sur les écosystèmes**

Les activités humaines sont responsables dans de nombreux cas et en de nombreux lieux de l'augmentation des sédiments en suspension. Les augmentations de SES induisent des réponses variées des écosystèmes, et en particulier de la faune benthique due à la dégradation de leurs habitats physique. L'augmentation des SES peut induire des conséquences néfastes telles que l'abrasion des œufs, la réduction du taux de pompage des bivalves ou encore un risque accru de mortalité les (Priest, 1981; Kerr 1995). Souvent les études n'ont pris en compte que la concentration de sédiment en suspension comme seule variable d'intérêt (LaSalle et al. 1991). Des études plus précises mesurent cependant l'impact des durées d'exposition à différentes concentrations de sédiment en suspension sur différent organisme (Newcombe and Macdonald 1991, Gregory et al. 1993). D'après Wilber, 2001, des concentrations de SES à partir de 30 mg/L pendant au moins une journée pourrait provoquer la mortalité (inférieur à 25%) des œufs des saumons et des poissons d'eau douce. Pour les saumons juvéniles et adultes d'après Wilber, 2001, une concentration à partir de 20mg/L jusqu'à 1000 mg/L va entraîner dans les groupes testés des réponses physiologiques sublétales, et des déviances comportementales. Pour les

poissons estuariens, la mortalité peut être de 10% pour une durée d'exposition de un jour et une concentration de SES de 700 mg/L d'après Wilber, 2001.

D'après Newcombe and Macdonald, 1996 pour les poissons estuariens, l'exposition pendant une journée à 1000 mg/L de SES pourrait entraîner 20 à 40% de mortalité. Selon l'étude de Morgan et al. (1983), une moyenne de plus de 1500 mg/L de matières en suspension sur 24 heures entraînerait des taux de mortalité de 12 à 18 % chez les juvéniles de perches blanches et de 19 à 21 % chez les juvéniles de bars rayés. De plus, une augmentation de plus de 25 mg/L de sédiments en suspension sur 24 heures par rapport au niveau de base provoquerait des réponses de stress et des effets sublétaux réversibles chez les poissons, selon les conclusions de Marine (1999). Les impacts physiologiques sur les espèces benthiques invertébrés du au fort taux de SES sont également important. Newcombe and Macdonald, 1991 montres que des concentrations de SES de plus de 25 mg/L pendant 1 journée peuvent induire une baisse de la capacité d'assimilation des aliments pour des invertébrés. Les invertébrés à alimentation par filtration sont généralement moins tolérants aux conditions turbides que d'autres espèces aquatiques. L'augmentation de la concentration de sédiments en suspension (atteignant 50 à 100 mg/l) peut entraîner une diminution des taux d'ingestion jusqu'à des niveaux de famine potentiels (Arruda, Marzolf et Faulk 1983). La présence de particules d'argile en suspension réduit les taux d'alimentation des Daphnies (McCabe et O'Brien 1983).

Dans des conditions très turbides, les moules et les palourdes ont tendance à refermer leurs coquilles (donc diminuer leur possibilité d'alimentation. Les conditions turbides peuvent également entraîner une réduction de la qualité de la nourriture (par exemple, les feuilles mortes) pour les macroinvertébrés benthiques (Forbes, Magnusson et Harrell 1981). Pour les impacts sur les plantes aquatiques, les effets documentés comprennent des dommages physiques aux feuilles (Lewis 1973), une réduction de l'activité photosynthétique (Ward 1992), un taux de croissance plus lent (Lewis 1973).

Certaines espèces de poissons peuvent cependant préférer les milieux plus turbides pour se nourrir et se cacher (Cyrus and Blaber 1987),

L'augmentation du taux de SES peut avoir un impact important sur les ressources halieutiques. Les fermes d'aquaculture sont vulnérables aux taux de SES importants. L'augmentation de la turbidité, même temporaire, va entraîner donc des pertes dans les populations aquatiques, et des retards de croissance qui vont entraîner des pertes économiques pour les fermes.

### **I.C.3 La modélisation présente et future des concentrations en sédiment dans les cours d'eau**

Le modèle SWAT (SWAT | Soil & Water Assessment Tool (tamu.edu) est un modèle développé par USDA (United States Department of Agriculture) et conçu pour simuler l'impact des pratiques et gestions des terres sur l'hydrologie, les sédiments et les transports de polluants dans les bassins versants, notamment agricoles (Arnold *et al.*, 1998 ; Neitsch *et al.*, 2005). SWAT est couplé avec un système d'information géographique ARCGIS (ArcSWAT 2012.10.5.1) et utilise le type de sol, l'utilisation du sol, les caractéristiques topographiques et les données climatiques (température, humidité relative, radiation solaire, pluviométrie et vent) en intrants. SWAT va être

appliqué à l'échelle d'un bassin versant. Le territoire est découpé en HRU (unités de réponse hydrologique) qui correspond à des zones ayant des caractéristiques physiographiques, hydrologiques et sédimentaires homogènes.

SWAT a déjà été utilisé dans des environnements physiques et climatiques similaires à l'IPE avec succès pour simuler les sédiments en suspension (Yang, Meng et al. 2009, Nafees Ahmad, 2011). Ce modèle a présenté un fort potentiel dans la modélisation hydrologique des bassins agricoles, comme en témoignent les résultats obtenus lors de son utilisation dans l'hémisphère nord d'autres régions du globe (Douglas-Mankin et al., 2010). Il peut être appliqué à des bassins versants de différentes tailles et caractéristiques, offrant une certaine souplesse et adaptabilité aux divers contextes hydrologiques. SWAT est particulièrement efficace pour modéliser les impacts des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau et la sédimentation, ce qui le rend utile dans les zones agricoles. Il permet d'évaluer les impacts potentiels des changements climatiques, de l'utilisation des terres ou des pratiques agricoles sur les ressources en eau et la qualité des sédiments.

En raison de sa base physique, le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) offre une opportunité pour simuler l'hydrologie et la qualité de l'eau dans des cours d'eau non surveillés. Il permet également d'évaluer l'impact relatif des données d'entrée alternatives sur l'hydrologie et la qualité de l'eau dans les bassins versants. SWAT est largement utilisé pour évaluer les conséquences environnementales de l'utilisation des terres sur la quantité et la qualité de l'eau, que ce soit dans de petites exploitations agricoles ou dans des bassins versants de taille continentale caractérisés par une grande variété de types de sol, de topographies et d'utilisations des terres (Booty et al., 2014 ; Huang and Xiang, 2015). De plus, en tant que modèle temporel continu, SWAT est capable de simuler des périodes s'étalant de 1 à 100 ans, fournissant des données à des échelles temporelles journalières, mensuelles ou annuelles. Un modèle semi-distribué comme SWAT permet en séparant les entités géographiques en partie multiples de traités avec la précision spatiale désirée les différents paramètres physique et hydrologique des bassins versants. Cela permet de déterminer les réponses hydrologiques à plusieurs échelles en modulant avec les paramètres du modèle (Glavan, 2012).

L'exécution du modèle exige un large éventail de données (topographie, couverture du sol, type de sol, caractéristiques du sol, données météorologiques, données sur les débits, les nutriments, les sédiments, etc.) et leur modification détaillée pendant l'étalonnage, ce qui décourage les scientifiques d'appliquer le modèle SWAT. Cependant, compte tenu de la complexité de l'environnement, toute négligence ou sous-estimation de l'importance des paramètres peut entraîner des résultats de simulation et des estimations inexacts. Les sols sont basés à partir de ceux des états unis, donc l'utilisation du modèle à l'extérieur nécessite la création d'une nouvelle base de données de sols.

SWAT utilise l'équation universelle modifiée de perte des sols MUSLE (Sadeghi *et al.*, 2014) pour la modélisation des sédiments en suspension dans l'eau (Junyu Qi, Sheng Li, 2017).

L'estimation future du rendement sédimentaire est cruciale pour la planification des actions de mitigation. Évaluer les impacts des transformations climatiques et de l'utilisation des terres sur le taux sédimentaire est essentiel pour formuler des stratégies et des politiques efficaces en matière de gestion des ressources en eau. Des études révèlent différentes tendances futures pour les concentrations et les charges de sédiments en suspension.



Syvitski et al. 2005 ont montré que le flux sédimentaire mondial avait diminué au cours des décennies passées en raison de la rétention dans les réservoirs. Le modèle SWAT a été utilisé à plusieurs reprises pour étudier les concentrations de sédiments en suspension actuelles et futures. Shrestha et al. (2018a, 2018b) ainsi que Bhatta et al. (2019, 2020) démontrent le lien très étroit entre les changements d'utilisation des terres et les tendances futures des sédiments.

Ficklin et al. (2009) ont conclu que les actions humaines sur l'utilisation des terres ont un impact prédominant sur la diminution des rendements sédimentaires. D'autres recherches (Zhou et al., 2017 ; Pandey et al., 2021) fournissent des preuves d'une importante diminution du taux de SES dans le futur. Il semble que les changements futurs dans les taux de SES soient principalement liés aux interventions humaines sur l'utilisation des terres et aux changements climatiques régionaux.

## II Matériel et méthode

### II.A Sites d'études

Le projet de recherche sur l'Île-du-Prince-Édouard (province insulaire à l'Est du Canada) prend place sur deux bassins versants s'écoulant dans l'océan Atlantique. Le modèle SWAT est calibré dans ces deux unités hydrologiques proches de la ville de Kensington située dans la partie nord du centre de l'île. Ces deux bassins versants, dont les terres sont utilisées majoritairement pour la culture intensive de la pomme de terre, comportent un réseau hydrographique de faibles débits.

Les bassins sont appelés Tuplin Creek (7,54 km<sup>2</sup>) et Spring Valley (23,57 km<sup>2</sup>), ceux-ci se trouvent au niveau d'un estuaire (Southwest estuary) comprenant neuf sous bassins versants. La longueur totale des cours d'eau pour Tuplin Creek est de 7,3 km, pour Spring Valley elle est de 14km. Les deux cours d'eau terminent en ordre 3 (d'après la méthode de Strahler) au niveau de leurs exutoires dans l'estuaire.

Le modèle numérique de terrain provient d'images satellitaires haute résolution (1m) Lidar. La situation géographique des deux bassins versants accolés est présentée en Figure 2. Le terrain varie entre une altitude de 0 et 100,52 m pour Spring Valley et entre 0 et 59,83 m pour Tuplin Creek.

Annuellement proche des bassins versants (station Summerside), la quantité de pluie est de 855 mm et de 2850 mm de neige par ans en moyenne. Le printemps voit en général des précipitations (en moyenne 260 mm) bien réparties de mars à mai. Cette saison implique la fonte des neiges. L'été voit des précipitations régulières (en moyenne 250 mm). L'automne comprend également des précipitations régulières (280,7 mm) avec en général une légère augmentation vers la fin de saison, c'est en général la saison avec la plus forte pluviométrie. Les précipitations en hiver (en moyenne 271 mm) sont en général à plus de 50% sous forme de neige.

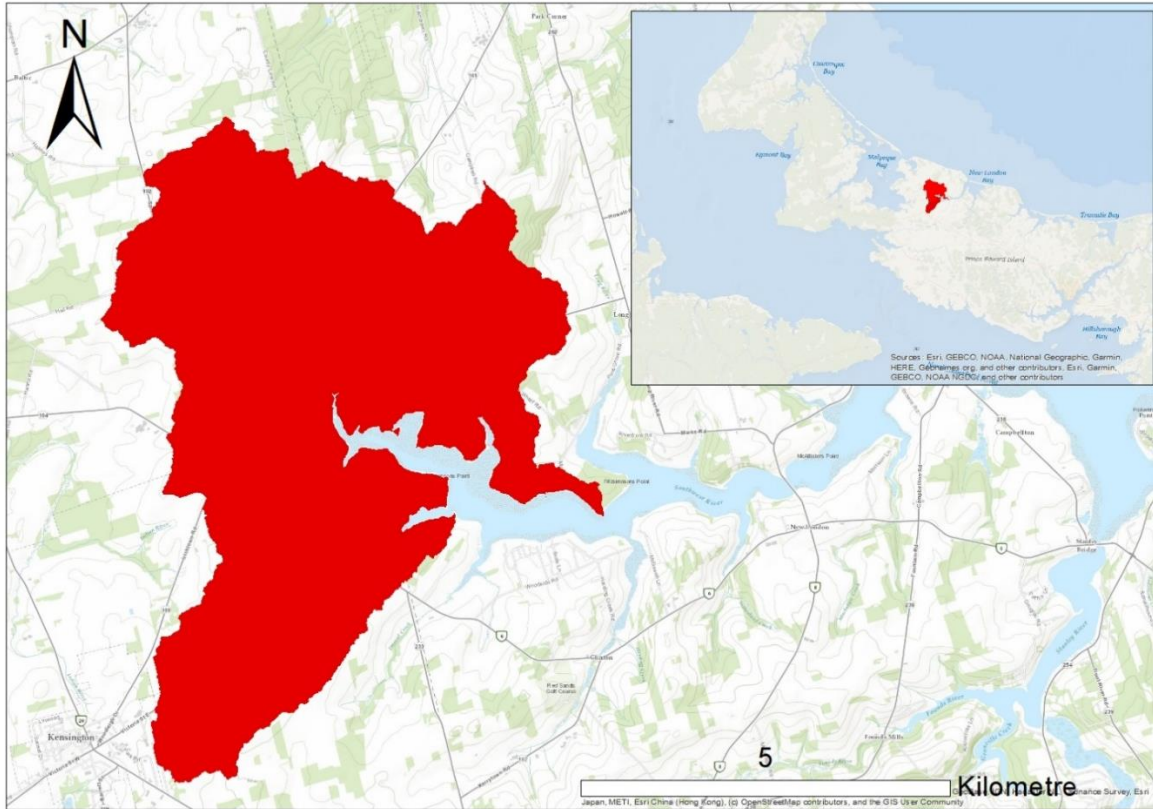


Figure 2 : Situation géographique des bassins versants regroupés.

## II.B Calibration du modèle

Les couches nécessaires pour la calibration du modèle sont le MNT, l'utilisation des sols et le type de sol. Ces couches vont être intégrées au logiciel avec en premier lieu le MNT, avec son réseau hydrographique et l'emplacement des sondes des sédiments.

### II.B.1 Utilisation du sol, types de sols et pente

Les sédiments en suspension se retrouvant dans l'eau dépendent en grande partie de l'utilisation des sols en surfaces. La couche d'utilisation des sols datant de 2010 a été récupérée sur le site du gouvernement de l'IPE (PEI Department of Environment, Energy & Forestry, Resource Inventory, 2010, Corporate Land Use Inventory 2010) (Figure 3 partie gauche). Dû aux différents noms des sols entre l'IPE et ceux de SWAT, il est nécessaire d'opérer une transformation des noms des données. Pour cela, un fichier texte avec le nom du sol dans SWAT correspondant au nom du sol provenant du gouvernement de l'IPE a été créé. La figure 3 (partie gauche) montre que les bassins versants sont en grande majorité couverts par une utilisation agricole.

La méthodologie utilisée est la même pour les types de sols. Pour trouver ces données, il a été nécessaire d'utiliser les couches de sol du site de l'IPE et les paramètres physico-chimiques

correspondant à chaque sol provenant du gouvernement du Canada. Ces paramètres comprennent la composition en argile, limon, sable, la conductivité hydrologique, l'équation de perte des sols, la teneur en carbone organique...

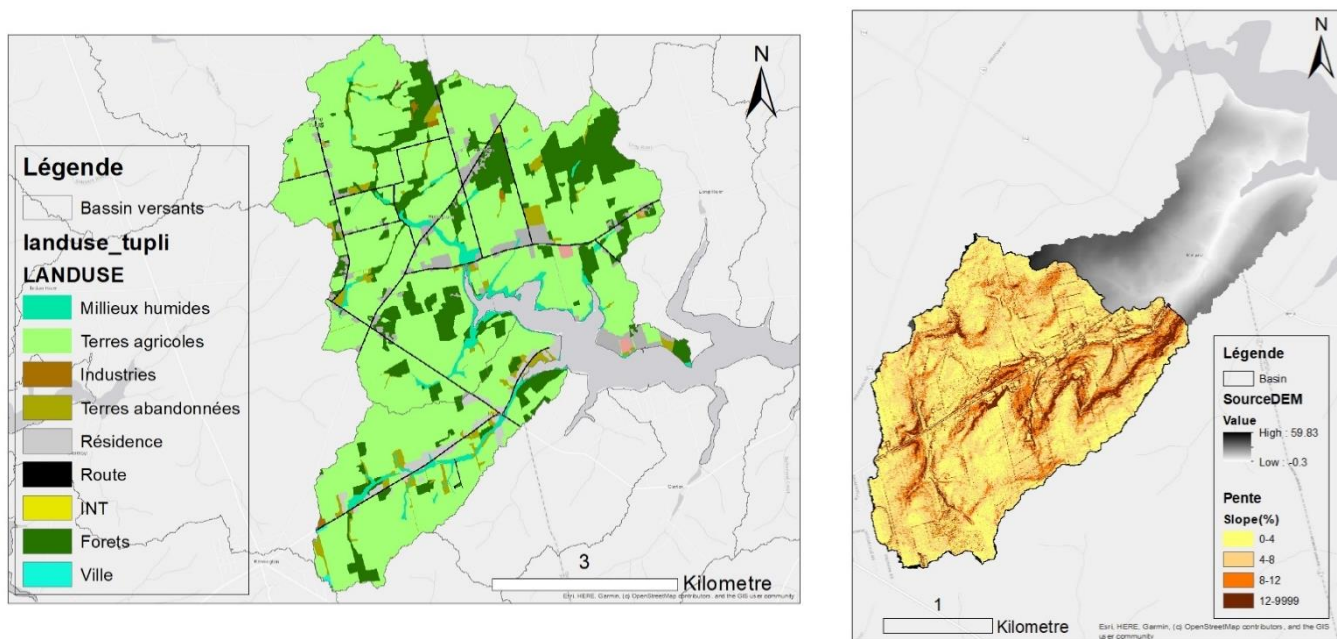


Figure 3 : Utilisation des sols (gauche) et exemple de catégorisation des pentes sur SWAT (droite).

Lorsque les caractéristiques des sols ont été insérées dans le logiciel, les pentes des MNT ont été modélisées pour finaliser l'entrée de ces données dans le module SWAT landuse/soils/slope definition. Pour la définition des pentes, plusieurs degrés de précision sont disponibles, il est possible de catégoriser jusqu'à cinq classes de pentes (ex : 1-5%, 5-8%...). En augmentant le nombre de classes, le territoire est découpé précisément pour la construction future des HRU. Dans le cadre de ce projet, il a été estimé que quatre classes de pente étaient suffisantes pour la modélisation (figure 3 partie droite). Ce nombre de classes a été choisi, car 5 classes augmentent significativement la durée de modélisation du logiciel, et 3 classes ne permet pas d'avoir une précision et une construction des HRU optimale.

Le module de création de HRU permet de paramétrer les pourcentages minimums des trois couches dans un HRU. C'est-à-dire par exemple lorsque quelques pixels de pente sont différents dans un espace homogène d'utilisation de sols, de type de sols et de pente, ces pixels vont être remplacés par la classe de pente principale pour éviter la création de HRU superflue.

Dans le cadre de ce projet, les pourcentages minimums des paramètres pour la création de HRU sont les suivants :

- 10% pour l'utilisation des sols
- 10% pour le type des sols
- 5% pour les pentes

Ainsi, dans un HRU théorique, si un type de sol comprend moins de 10% de la surface, la classe est remplacée par le type de sol dominant de ce HRU. Donc sur une surface délimitée avec une

utilisation des sols homogènes x et une pente y, et cinq types de sols, dont quatre en dessous de 10% de surface, ceux-ci seront remplacés par le type de sol principal.

## II.B.2 Paramètres météorologiques

Lorsque les HRU sont générés par le modèle, il convient de préparer les données météorologiques. Ces données météorologiques peuvent être directement modélisées par le logiciel, mais avec des incertitudes très importantes et des corrélations temporelles peu précises. Il a été choisi de prendre des données météorologiques des stations les plus proches des sites d'études. Les stations (Figure 4) et les paramètres météorologiques utilisés (Tableau 1), ainsi que la date du début des données pour les simulations, sont résumés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 1 : Caractéristiques géographiques et temporelles des stations météo.

Stations		New-Glasgow	Summerside	Maple plains	Indian river	NASA	Sonde Spring	Sonde Tuplin
Coordonnées	x	-63.35028	-63.84	-63.58	-63.6648		-63.614638	63.586242
	y	46.40891	46.44	46.3	46.48452		46.491226	46.467093
	Z (mètre)	6.1	12.2	45.7	33.5		14	4.9
Distance du centroïde du bassin versant (en km)	Tuplin	20	18,2	17	8,5	GRILLE	4,5	1
	Spring	20,7	19,4	20,8	6,1	GRILLE	1,5	3,6
Température		X (01/01/2014)	X (01/01/2014)		X (06/03/2021)		X (06/14/2021)	X (06/14/2021)
Précipitation		X (01/01/2014)	X (01/01/2014)		X (06/03/2021)			
Humidité relative			X (01/01/2014)	X (01/01/2014)				
Vent			X (01/01/2014)	X (01/01/2014)				
Radiations solaires						X		



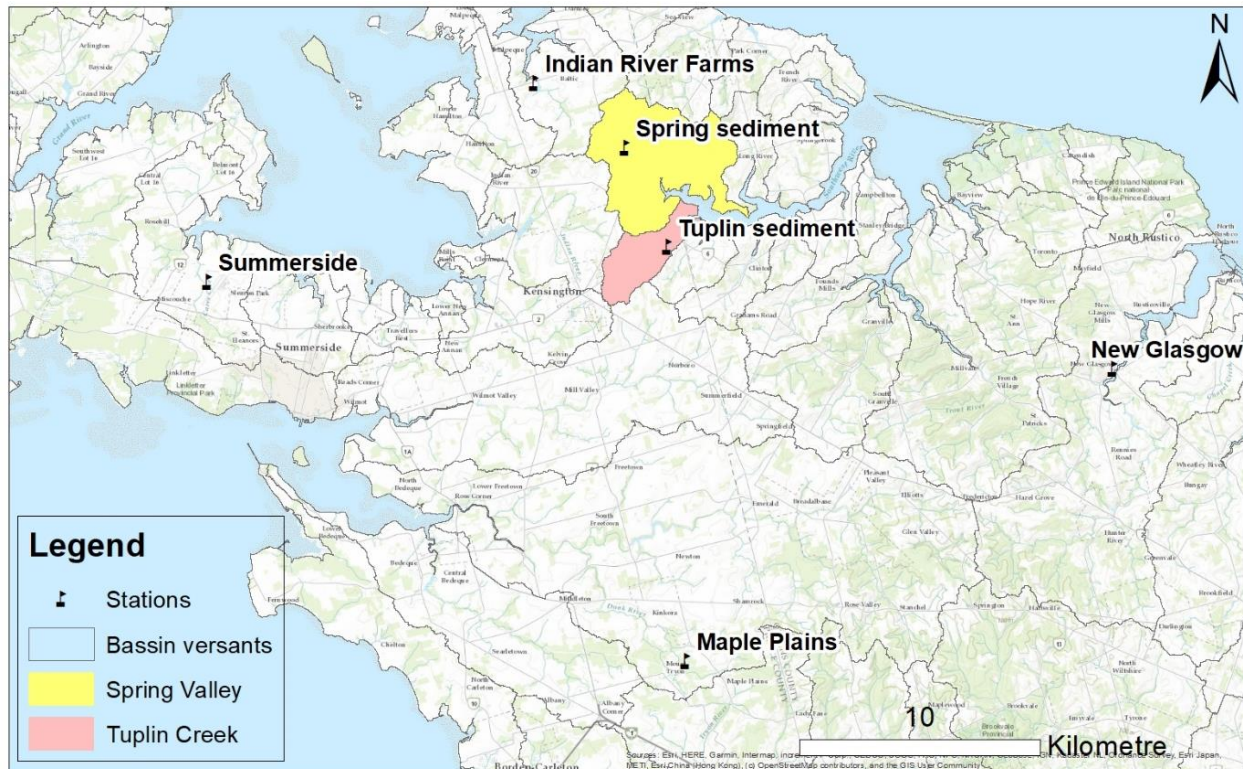


Figure 4 : Situation géographique des stations météorologiques

Les données météorologiques archivées des stations d'Environnement Canada ont été récupérées à l'aide du logiciel Cygwin. Ces valeurs ont été mises sur des fichiers textes dans cinq dossiers correspondant aux cinq variables météorologiques du logiciel. Enfin dans chaque dossier a été intégré un fichier texte renvoyant au nom des stations correspondantes à la variable mesurée, leur latitude, longitude, altitude. Les différentes données nécessaires en intrants incluent la pluviométrie, les températures de l'air, l'humidité relative, le vent et la radiation solaire. Les valeurs manquantes des stations ont été remplacées par les valeurs provenant des stations voisines les plus proches.

## II.C Instrumentation et étalonnage

### II.C.1 Sondes de pression et de sédiment en suspension

Une sonde de pression et une sonde pour la mesure des sédiments en suspension ont été installées dans chacun des deux bassins versants de l'étude en juin 2021. Toutes les 30 minutes, la sonde de pression (Onset HOBO Water Level Logger) prend une mesure qui, en soustrayant la pression de l'air, donne la pression unique de l'eau au-dessus de la sonde. La turbidité est également enregistrée toutes les 30 minutes avec une sonde (Eureka Manta2 Water Quality Recorders) mesurant la turbidité en NTU. La sonde a été préalablement calibrée avec un

standard de turbidité (1000 NTU) avant d'être déployée. Les sondes ont été installées en amont de l'exutoire des deux rivières, par souci d'accès au cours d'eau (Figure 4).

## II.C.2 Tarage des mesures de pression et étalonnage des SES

### II.C.2.a Courbe de tarage

Pour l'obtention de données de débit précises, il a été nécessaire, en addition des données de pressions collectées par les sondes, de prendre des mesures ponctuelles de débits par la méthode vitesse-surface, à l'aide d'un vélocimètre (Marsh-McBirney Flow-Mate 2000). Ces valeurs réelles de débit ont été prises tous les quinze jours en moyenne. L'obtention des valeurs de débit a été entreprise en différentes périodes hydrologiques pour que la courbe de tarage comprenne une classe de débit la plus large possible. Une grande partie des valeurs ont donc été récupérées successivement à des événements pluviométriques d'importance.

La création de la courbe de tarage pour convertir les valeurs de pression en débit est présentée dans la figure suivante (Figure 5) :

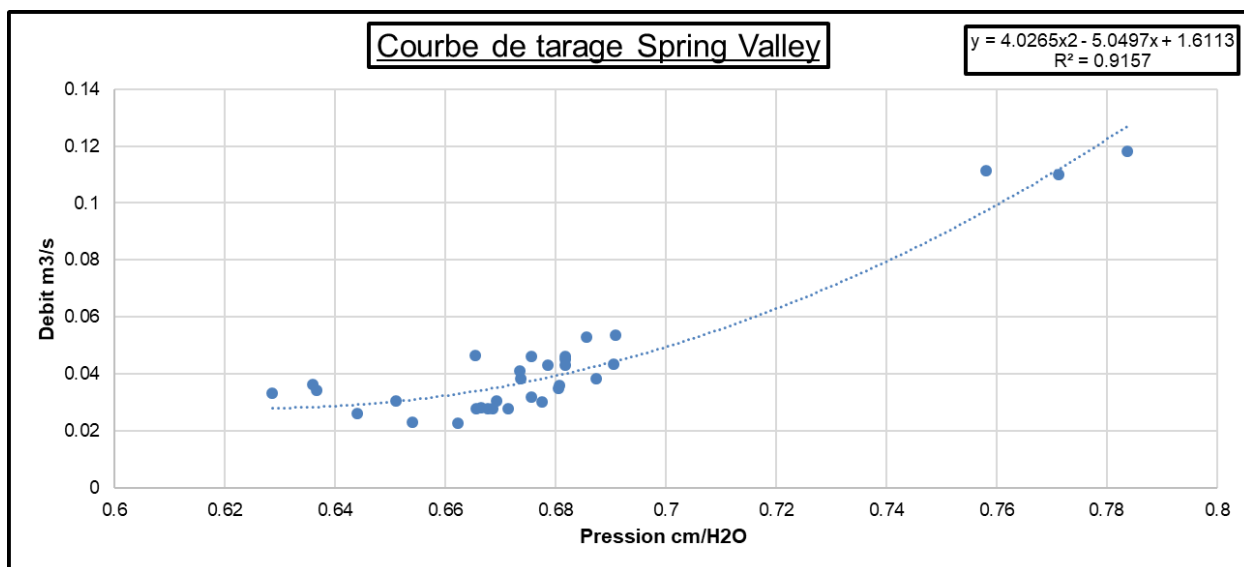


Figure 5 : Courbe de tarage pour Spring Valley.

Il a été choisi pour ce bassin versant d'utiliser une courbe polynomiale, car donnant les valeurs de  $R^2$  les plus satisfaisantes. Comme présenté dans la figure ci-dessus, la plupart des débits ont été pris dans des périodes hydrologiques plutôt calmes. Seuls trois débits ont été pris après des événements pluviométriques d'importance, dû à l'accès peu aisé des sites postpluie.

### II.C.2.b Étalonnage des sédiments en suspension

Les données provenant des sondes, mesurant les SES en NTU, ont nécessité une conversion pour la transformation en mg/L (Figure 6). Ainsi, la méthode de création manuelle de mélanges normalisés de sédiments en suspension couvrant la gamme de turbidité typique de chaque rivière a été utilisée. Des échantillons ponctuels de sédiments de surface du lit du cours d'eau ont été

recueillis et passés à travers des tamis de 63  $\mu\text{m}$ , et ce matériau placé dans un seau avec de l'eau du cours d'eau à diverses concentrations. L'utilisation de la fraction inférieure à 63  $\mu\text{m}$  est considérée comme la plus efficace pour simuler des courbes dérivées d'échantillons prélevés lors d'épisodes de pluie (Alberto *et al.* 2016). Les concentrations de sédiments en suspension des échantillons pour la méthode d'étalonnage ont été déterminées par gravimétrie, après filtration et séchage.

Les travaux d'étalonnage des sédiments en suspension ont été réalisés dans le laboratoire de l'université de l'Île-du-Prince-Édouard. Ces travaux ont permis la création d'une courbe (Figure 6) convertissant les NTU en concentration de solides en suspension (CSS; mg/L).

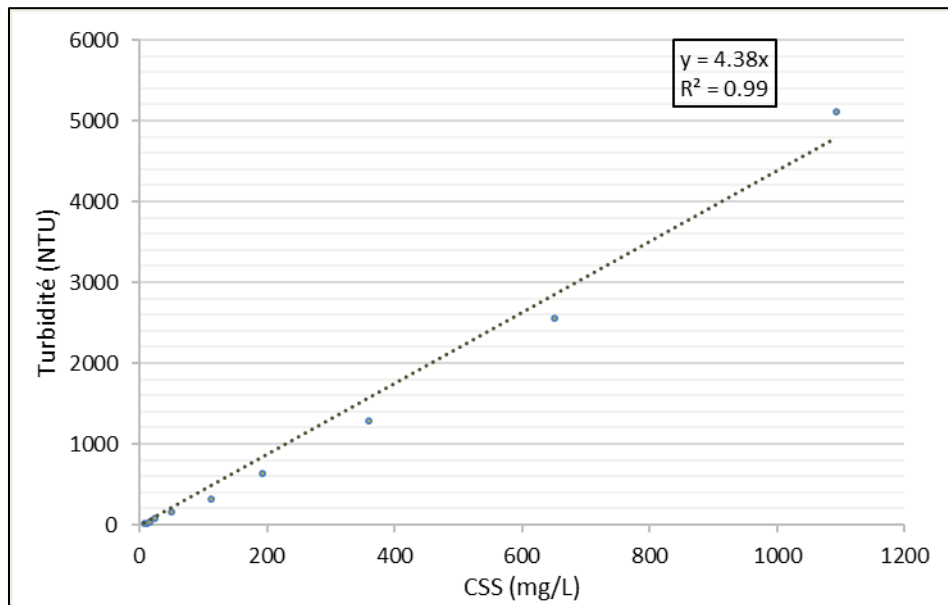


Figure 6 : Courbe de conversion de NTU à mg/L pour les SES.

### II.C.2.c

### Calibration et validation théorique

Pour la mise en place d'un modèle hydrologique et sédimentaire, il est nécessaire d'entrer les données météorologiques pour le rodage de tout le système. Cela implique le remplissage des différents compartiments hydrologiques avec les données de précipitation et le démarrage des processus d'évapotranspiration entraînant le fonctionnement complet du système.

Avec la récupération des données de pression provenant des sondes immergées, et la conversion de ces valeurs en  $\text{m}^3/\text{s}$ , il est possible de comparer ces valeurs à celle du modèle, dans un objectif de calibration (Figure 7). En modifiant des paramètres du modèle, l'objectif est de les rapprocher les plus possibles des valeurs réelles, et donc d'avoir un outil de référence pour l'obtention précise des valeurs de débit en tout en temps.



Pour les sédiments en suspension, leurs conversions de NTU en mg/L vont permettre en comparant avec les valeurs de SWAT de calibrer le modèle.

Cette calibration est ensuite testée sur une période tierce qui va permettre la validation du paramétrage mise en place pour le modèle.

Pour un modèle robuste, les périodes de validation et de calibration doivent être les plus longues possibles.

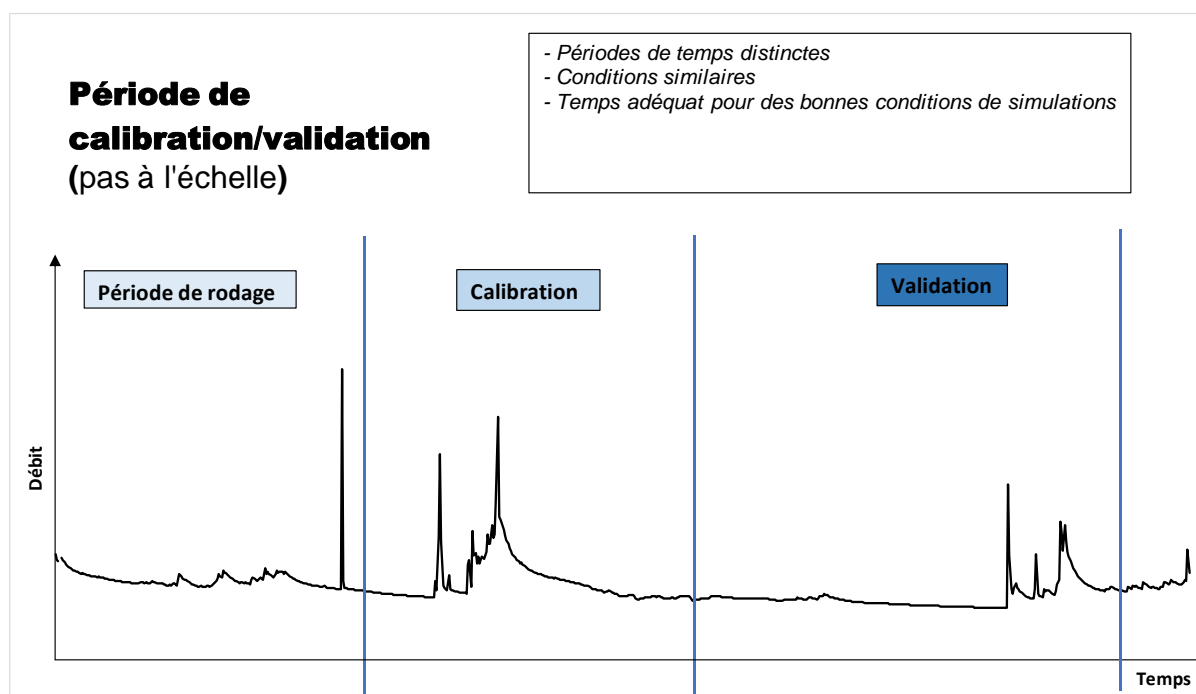


Figure 7 : Exemple de séparation des séries chronologiques pour la calibration d'un modèle hydrologique/sédimentaire.

## II.D Fonctionnement du modèle

Le modèle SWAT a été créé il y a 25 ans par le USDA Agricultural Research Service (). C'est un modèle agrohydrologique, conceptuel à base physique semi-distribué, qui permet de simuler les processus hydrologiques d'un bassin versant de façon continue au pas de temps journalier et dans une version plus récente (ArcSWAT 2012.10\_5.) au pas de temps horaire. Ce modèle est semi-distribué, c'est-à-dire qu'il spatialise l'information.

Le modèle prend en compte plusieurs niveaux de données. En premier lieu, le bassin versant, l'unité de base pour la simulation, celui-ci va être découpé en fonction des lignes de crête définies à l'aide d'un modèle numérique de terrain, donc en fonction de la direction de l'écoulement de l'eau sur un point donné. Vient ensuite le sous-bassin versant, qui va être découpé en fonction de la topographie et du réseau hydrographique, en définissant chaque sous-bassin.

Le niveau de donnée le plus précis est l'unité de réponse hydrologique (HRU), ces dernières sont des zones avec des caractéristiques intrinsèques similaires en termes de caractéristiques physiques du milieu telles que la pente, la pédologie et l'occupation du sol. Elles sont créées par la superposition de tous les paramètres hydrologiques et de sol. Ces unités sont la base de la simulation hydrologique que réalise SWAT.

Le modèle est basé sur les processus physiques et simule les débits, les niveaux des eaux souterraines, la croissance des cultures/végétation, le cycle des nutriments, l'érosion, les pesticides, les bactéries, les écoulements latéraux, les sédiments et nutriments, ainsi que l'impact environnemental des pratiques de gestion des terres dans les principaux produits du modèle. Diverses pratiques agricoles peuvent être simulées, telles que l'épandage d'engrais et de fumier, le travail du sol, l'irrigation, le drainage souterrain, les bandes riveraines, ainsi que les zones humides et étangs. La composante de modélisation fluviale de SWAT simule les débits, les sédiments, les nutriments, les pesticides et les bactéries le long du réseau fluvial dans un bassin. Les principaux résultats du modèle incluent les débits à différents points du bassin versant (pour chaque point source placé pour les sous-bassins voulus), les sédiments, les nutriments, les pesticides en sortie des sous-bassins, et ce, au pas de temps journalier ou horaire pour la version la plus récente.

### **II.D.1 Composantes et équation directrice du modèle**

La modélisation avec SWAT va déterminer le cheminement naturel de l'eau en quantifiant les différents processus que comporte le cycle naturel de l'eau (évaporation, évapotranspiration, ruissellement de surface, souterrain, percolation...). Le logiciel comporte deux sections de modélisation principales :

- La composante "sous-bassins" qui permet de réaliser des bilans hydriques sur chaque sous-bassin, qui sont ensuite intégrés sur l'ensemble du bassin.

- La composante "transfert" qui réalise le transfert de l'eau dans les réseaux jusqu'à l'exutoire.

L'interface du module hydrologique est présentée ci-dessous (Figure 8):

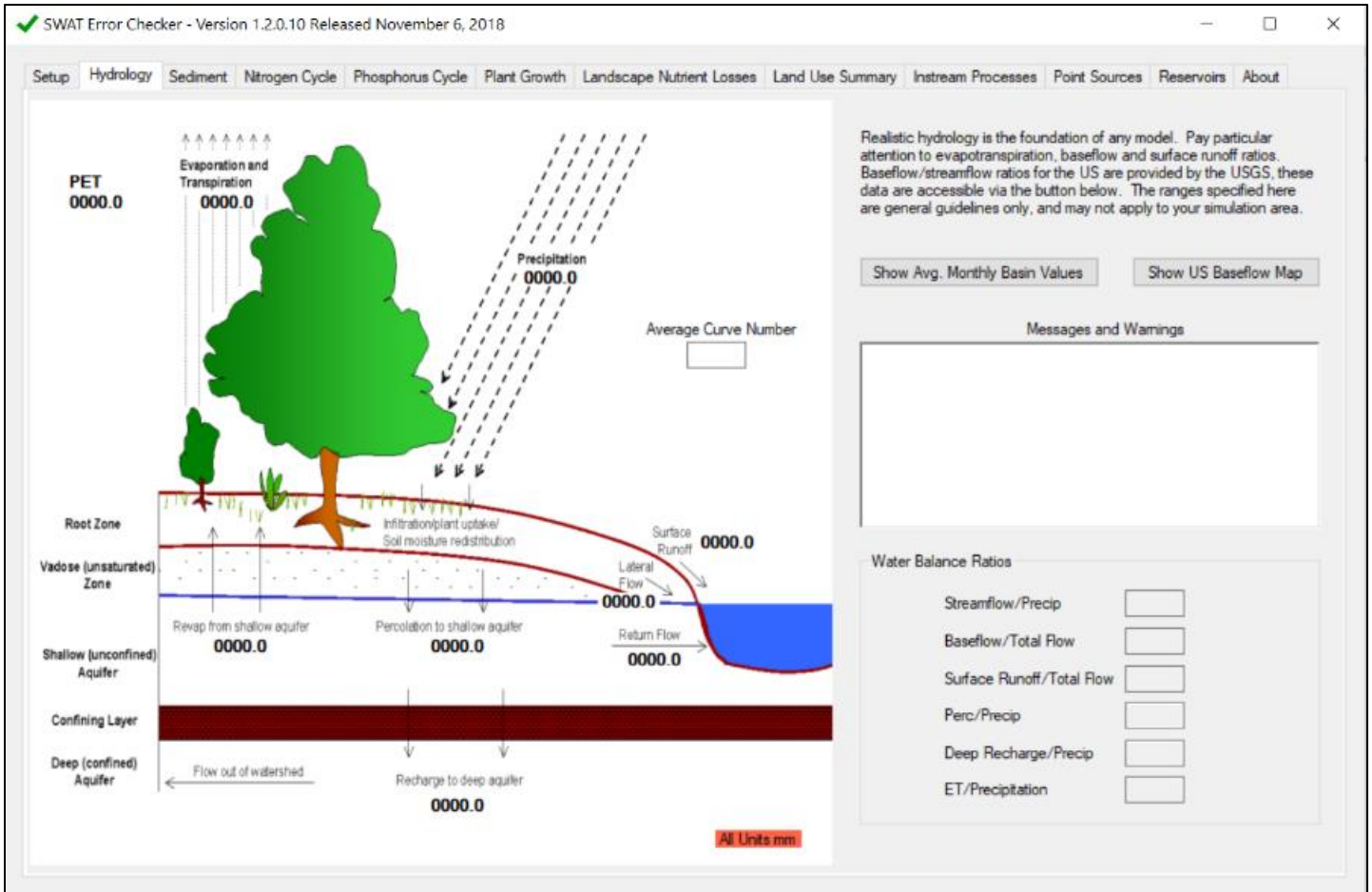


Figure 8 : Interface hydrologique de la partie modélisation de SWAT.

Ci-dessus en figure 8 les différents paramètres hydrologiques sont calculés à partir des précipitations, de la température et des radiations solaires notamment. L'équation hydrologique est la suivante :

$$SW_t = SW_o + \Sigma(R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

avec :

- $SW_t$  = contenu en eau du sol (mm)
- $SW_o$  = eau disponible pour les plantes (mm)
- $R_{day}$  = précipitation (mm)
- $Q_{surf}$  = ruissellement de surface (mm)
- $E_a$  = évapotranspiration (mm)
- $W_{seep}$  = percolation (mm)
- $Q_{gw}$  = débit d'étiage ou associé à l'eau souterraine (mm)

Pour les sédiments et les processus qui incombent à leurs érosion et transport, les différents facteurs sont présentés ci-dessous. Pour tenir compte de la variation saisonnière des processus et de la relation pluie-ruissellement, des modifications ont été apportées à la forme initiale de l'USLE, donnant ainsi naissance à d'autres variantes, dont le MUSLE. MUSLE comprend tous les paramètres de USLE avec en plus les volumes ruisseler et la pointe de ruissellement. L'équation correspondante est la suivante :

$$Sed = 11.8 * (Q_{surf} * q_p * Aire_{URH})^{0.56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG \quad (2)$$

Avec :

Sed = flux de sédiments (t/jour)

$Q_{surf}$  = le volume de ruissellement en surface (mm/ha)

$q_p$  = le débit de pointe du ruissellement (m<sup>3</sup>/s)

Aire<sub>URH</sub> = aire du HRU (ha)

$K_{USLE}$  = le facteur d'érodabilité du sol (tonne.m<sup>2</sup>.h/m<sup>3</sup>.tonne.cm)

$C_{USLE}$  = le facteur de culture/ végétation et de gestion

$P_{USLE}$  = le facteur de pratique de soutien et de conservation

$LS_{USLE}$  = le facteur de longueur et d'inclinaison de la pente

$CFRG$  = le facteur brut de fragmentation qui est fonction du pourcentage des fragments rocheux (CFRG=exp (-0.053 rock))

$C_{USLE}$  est défini par le rapport de la perte de sol des terres cultivées dans des conditions spécifiées à la perte correspondante en jachère continue. L'équation prend en compte le couvert végétal, mais également les résidus en surface, ces deux facteurs vont réduire l'érosion des sols. Le calcul correspondant prend en compte la variation saisonnière du couvert végétal :

$$C_{USLE} = exp([\ln(0.8) - \ln(C_{USLE,mn})] * exp[-0.00115 * rsd_{surf}] + \ln[C_{USLE,mn}]) \quad (3)$$

$C_{USLE,mn}$  = la valeur minimale de la couverture des sols et du facteur de gestion, elle est calculée à partir de la couverture moyenne des sols sur l'année ( $C_{USLE,mn} = 1,463\ln(C_{USLE,aa})+0,1034$ )

$rsd_{surf}$  = quantité de résidus sur une surface donnée (kg/ha)

$P_{USLE}$  est défini par le rapport entre la perte de sol avec une pratique de gestion spécifique (labourage latéral des collines, culture en bande, système de terrasses) par rapport à une pratique classique de labourage vertical, du haut au bas de la pente.

$LS_{USLE}$  est le facteur topographique, c'est la perte de sol attendu par unité de surface par rapport à une perte de sol connue provenant d'une pente de 22,1 m avec 9% d'inclinaison. Le facteur topographique est calculé comme ceci :

$$LS_{USLE} = \left(\frac{L_{hill}}{22.1}\right)^m * (65.41 * \sin^2(\alpha_{hill}) + 4.56 * \sin \alpha_{hill} + 0.065) \quad (4)$$

$L_{hill}$  = longueur de la pente (m)  
 $\alpha_{hill}$  = angle de la pente (degrés)  
 $m = 0.6 * (1 - \exp(-35.835 * slp))$   
 $slp = \tan \alpha_{hill}$

**CFRG** est le taux de fragment grossier, donc le pourcentage de roche dans la couche. L'équation correspondante est la suivante :

$$CFRG = \exp(-0,053 * rock) \quad (5)$$

rock = pourcentage de pierre dans la première couche de sol (%)

## II.D.2 Intrants pour la modélisation

### II.D.2.a MNT et réseau hydrographique

Le DEM ou MNT va permettre la délimitation des bassins versants, ainsi que la modélisation du réseau hydrographique lorsque celui-ci n'est pas déjà disponible. En réglant l'aire minimale de drainage pour la création des cours d'eau du MNT, la précision du réseau hydrographique va être délimitée. Le découpage en sous-bassins est ensuite modélisé à partir de ce réseau hydrographique et à chaque exutoire correspond un sous bassin versant.

Le réseau hydrographique peut être importé directement dans le logiciel, ce qui a été fait dans le cadre de ce projet. Lorsque la délimitation des bassins est accomplie, un rapport topographique est généré par le logiciel, il décrit la distribution de l'élévation dans le bassin versant et dans les sous-bassins versants.

### II.D.2.b Utilisation des sols et types de sols

La définition des sols inclut sa composition chimique, la part des éléments qui le composent (argile, limon et sable), sa porosité, la part de carbone organique et la profondeur des différentes couches. L'équation modifiée de perte des sols universelle ( $M_{USLE}$ ) est utilisée pour modéliser la mobilisation des sédiments sur les versants. Cette équation va être prépondérante dans les simulations impliquant les sédiments en suspensions, elle est la suivante :

$$M_{USLE} = R * K * LS * C * P \quad (6)$$

**R** est le facteur de ruissellement

Il représente la quantité de pluie qui se transforme en ruissellement plutôt qu'en infiltration dans le sol. Plus le facteur R est élevé, plus l'érosion des sols est susceptible d'être importante.

**K** le facteur d'érodabilité des sols (tonnes/hectares)

Il mesure la susceptibilité du sol à être érodé par l'eau. Un sol avec un K élevé est plus vulnérable à l'érosion (voir équation 2).

**LS** le rapport de longueur de pente

Il prend en compte la longueur et le degré d'inclinaison de la pente de la surface du sol. Une pente plus raide augmente l'érosion.

**C** le facteur de gestion des récoltes et de la végétation

Il indique dans quelle mesure la végétation du sol réduit l'érosion. Un sol bien couvert par la végétation aura un facteur C plus élevé.

**P** le facteur de pratique de conservation

Il mesure l'efficacité des pratiques de conservation du sol utilisées pour réduire l'érosion. Un facteur P plus élevé indique une meilleure conservation.

$$K_{USLE} = \frac{0.00021 * M^{1.14} * (12 - OM) + 3.25 * (C_{soilstr} - 2) + 2.5 * (C_{perm} - 3)}{100} \quad (7)$$

Avec :

$$M = (m_{limon} + m_{STF}) * (100 - m_{argile})$$

est le paramètre de taille des particules, m correspondant au pourcentage en argile, limon et STF, sable très fin

OM est le pourcentage de matière organique (%)

$C_{soilstr}$  est le code de structure du sol, utilisé dans la classification des sols (States Department of Agriculture (USDA) Soil Taxonomy, USDA soil taxonomy | FAO SOILS PORTAL | Food and Agriculture Organization of the United Nations) (entre 1 et 4, de sol très fin à sol rocheux, pierre angulaire...)

$C_{perm}$  est le code de perméabilité (entre 1 = rapide et 6 = très lent)

La liste des types de sols disponibles dans le logiciel est basée sur les recensements provenant majoritairement des États-Unis (USDA soil taxonomy). Si le bassin d'étude se situe à l'extérieur de ce pays, une définition manuelle peut être nécessaire, comme dans le cas de ce projet.

S'agissant de l'utilisation des sols, les parcelles des bassins versants vont être partagées en fonction des pratiques de gestion sur la couche superficielle des sols. Ainsi, l'utilisation des sols peut englober plusieurs types de terrains; par exemple des surfaces agricoles, forestière, urbaine

dense, urbaine étalée, zone humide, etc. Cela va avoir une importance considérable vis-à-vis des sédiments en suspension, qui vont dépendre des types de terrains avoisinant les cours d'eau.

Ces données de couche doivent être les plus récentes possibles pour éviter la possibilité de changement de l'attribution des sols et sous la forme d'un raster (datant de 2010 dans le cadre de ce projet).

### *II.D.2.c*

#### *Variables météorologiques*

##### ➤ Précipitation

Pour la modélisation des débits et des autres variables de SWAT, le logiciel a besoin des données de précipitation. Ces données peuvent provenir d'archives météorologiques, de station météo en fonctionnement ou encore être modélisées directement par le logiciel. Dans le cas de ce projet les précipitations ont été récupérées de différentes stations (figure 4) proches des bassins versants de l'étude.

Les données de précipitation peuvent être utilisées avec un pas de temps journalier ou subjournalier, selon le besoin de précision horaire. Dans le présent projet, le pas de temps journalier a été adopté pour la période de 2014 à 2022.

Les données de précipitation vont permettre de calculer différents paramètres ;

- Précipitation maximale en 30 min, pour calculer le pic de ruissellement équation servant au module hydrologique et sédimentaire du logiciel
- Le couvert de neige, en fonction également de la température moyenne de l'air.
- La fonte de la neige qui importe pour la quantification des débits et des sédiments en suspension.

##### ➤ Températures

La température de l'air est utilisée notamment dans les processus d'évapotranspiration provenant de la végétation. La température va aussi avoir un impact sur l'évaporation du cours d'eau en lui-même, en particulier lorsque celui-ci n'est pas protégé par un couvert forestier ombrageant.

Le logiciel va modéliser avec les équations correspondantes (Penman-Monteith ou Priestley-Taylor ou Hargreaves) les effets de l'évapotranspiration sur les différents terrains de la zone d'étude, dans le cadre de ce projet c'est l'équation de Penman-Monteith qui a été utilisé. Cette méthode de calcul de l'évapotranspiration est plus précise que la méthode de Hargreaves par exemple. L'équation de Penman Monteith va prendre en compte la radiation solaire, la température de l'air, la vitesse du vent, l'humidité relative, contrairement à celle de Hargreaves qui va seulement utiliser la température.

##### ➤ Vent

Les données de vent vont être nécessaires lorsque l'évapotranspiration va être calculée à partir de l'équation de Penman-Monteith. Également, le vent peut avoir un impact au niveau de certains sols dans certaines conditions, en effet les sols nus sont plus susceptibles d'être érodés par la

puissance du vent, en particulier s'il est adjoint de précipitation. Cependant le modèle SWAT en lui-même ne prend pas en compte les vents dans son module sédimentaire.

➤ Humidité relative

Les données d'humidité relative sont nécessaires lors du calcul de l'évapotranspiration, que ce soit avec l'équation de Penman-Monteith ou de Priestley-Taylor. Ces valeurs vont permettre de calculer la pression de vapeur que subissent les plantes vis-à-vis du taux d'humidité. Si celui-ci est faible, les plantes vont avoir tendance à perdre plus d'eau par transpiration. L'humidité relative va être calculée avec l'équation suivante :

$$R_h = \frac{e}{e^o} \quad (8)$$

Avec :

$R_h$  = l'humidité relative en un jour donné

$e$  = pression de vapeur en un jour donné (kPa)

$e^o$  = pression de vapeur saturée en un jour donné (kPa)

➤ Radiation solaire

Les radiations solaires vont avoir un impact par rapport à l'évapotranspiration notamment, ces valeurs sont utilisées pour l'équation de Penman-Monteith et de Priestley-Taylor . Selon l'énergie des radiations descendante, l'évaporation va être plus ou moins importante.

Les radiations solaires sont exprimées en MJ/m<sup>2</sup>. Les valeurs pour chaque jour représentent une moyenne des radiations solaires reçue sur 1 m<sup>2</sup>.



### III Résultats

S'agissant de la calibration et de la validation pour les modules hydrologiques et sédimentaires, l'ajustement des paramètres nécessaire pour se rapprocher des conditions réelles a montré l'efficacité du modèle dans la simulation des valeurs de SES et de débit qui sont assez similaires aux observations. Les critères statistiques de mesures de performance du modèle (KGE, NSE) montrent des valeurs qui prouvent l'efficacité du modèle.

La calibration hydrologique (figure 13) pour les deux bassins versants a montré des mesures de performance avec un NSE entre 0.54 et 0.71 et un KGE entre 0.72 et 0.74, et une validation entre 0.61 et 0.71 de NSE et entre 0.51 et 0.57 pour le KGE.

La calibration (figure 14) de la concentration de sédiments en suspension pour les 2 bassins versants a montré des mesures de performance avec un NSE entre 0.66 et 0.64 et un KGE entre 0.73 et 0.79, et une validation entre 0.65 et 0.66 de NSE et entre 0.57 et 0.71 pour le KGE.

Le modèle SWAT avait tendance à sous-estimer les débits de base lors des périodes sans événement pluviométrique important. Cela est dû probablement aux différences météorologiques locales entre les stations et les sites. Cela peut être dû également au fait que le modèle simule moins bien l'apport en eau souterraine, qui est très important et soutenu à l'IPÉ lors de certaines périodes.

Pour les SES, les résultats montrent la bonne capacité de modélisation du logiciel. Au vu des valeurs simulées obtenues, il est possible de voir que certains pics ne sont pas modélisés (figure 14), et que d'autres sont en surestimation significative en comparaison avec les valeurs observées. Cela dépend majoritairement des conditions locales non simulables et prédictibles par le modèle. Cela peut être lié à des travaux sur le bassin versant (e.g. construction/réfection de routes), ou encore de pratiques agricoles mal représentées par le modèle.

S'agissant des scénarios climatiques, une analyse des futures tendances suivant le scénario RCP 8.5 de réchauffement climatique a montré les évolutions des différentes variables météorologiques en suivant le scénario le plus pessimiste. Le test de Mann-Kendall a été appliqué pour la température et la pluviométrie prévue par ce scénario, et montre une augmentation significative de la température de l'air et dans une moindre mesure, des précipitations totales journalières en s'approchant de 2100. Les températures (figure 15) devraient afficher une tendance positive constante, les températures plus basses augmentant à un rythme plus rapide que les températures plus élevées, entraînant une température hivernale plus élevée et une fonte des neiges accélérée. Les précipitations (figure 16) devraient augmenter tout au long du siècle à l'Î.-P.-É. selon le scénario de changement climatique RCP 8.5. Pour les valeurs de radiation solaire, celles-ci voient un accroissement significatif d'ici l'horizon 2100, dû à l'augmentation des gaz à effet de serre piégeant plus de rayonnement solaire et augmentant les radiations incidentes au niveau du sol.

Comparées aux données observées, recueillies sur une courte période via les sondes immergées, les valeurs hydrologiques futures (figure 17) dépassent celles des différents quartiles (tableau 5) des valeurs observées, indiquant une augmentation des débits. Cependant, ces

tendances sont potentielles et ne tiennent pas compte des changements pouvant advenir par rapport aux conditions locales. Il reste un niveau élevé d'incertitude concernant les données futures, notamment en raison de l'impact direct des activités humaines telles que le pompage intensif sur les débits des rivières, qui pourraient les diminuer, ainsi que des changements d'utilisation des terres, qui ne peuvent pas encore être prédits. Néanmoins, si un système agro productif similaire à l'actuel est maintenu, il est probable que le pompage augmentera à l'avenir, impactant davantage l'équilibre hydrologique, comme c'est déjà le cas avec les puits existants.

En ce qui concerne les sédiments en suspension, les résultats du modèle révèlent que par rapport aux données observées, les valeurs futures (figure 18) sont significativement plus élevées pour tous les quartiles et les valeurs maximales (tableau 7) Cela peut être attribué à la période limitée d'étalonnage et de validation, ce qui réduit la représentativité des données mais suggère tout de même une augmentation probable des niveaux de sédiments en suspension. La fréquence des événements de concentration de SES très élevés devrait se produire plus fréquemment dans l'un des deux bassins versants au moins, indiquant une plus grande pression sur les écosystèmes aquatiques.

De 2075 à 2100, le nombre de pics de sédiments dépassant 1 500 mg/L (un seuil associé à plus de 15 % de mortalité de bars rayés et de perchaudes juvéniles en une journée, Morgan et al. (1983)) devrait doubler par rapport aux périodes précédentes dans le bassin versant du ruisseau Tuplin (tableau 8). L'autre bassin versant, Spring Valley, qui a une zone de drainage relativement plus petite, ne connaît pas de pics de sédiments importants ni d'augmentation de leur fréquence dans le futur. Cela indique que malgré leur proximité, les conditions locales dans chaque bassin versant sont probablement intrinsèquement liées aux niveaux de sédiments en suspension dans les cours d'eau.

Par rapport aux charges sédimentaires, les deux bassins versants verraient une augmentation statistiquement significative de la charge sédimentaire annuelle de 2023 à 2100, ce qui est confirmé par le test de Mann-Kendall qui est positif. Pour Tuplin Creek, les valeurs montrent 84% de dépassement de plus que les données observées. Pour Spring Valley c'est 57% des valeurs de charge future qui sont plus élevées que les valeurs observées. Pour les deux bassins versants, cette augmentation de la charge peut s'expliquer pour différentes raisons; cela peut être lié à la fréquence accrue d'évènements pluviométriques dans le futur, également le nombre de valeurs observé, sur une courte période, induit une représentativité moindre de ces données, et donc la comparaison avec les valeurs futures avec une plus grande incertitude.

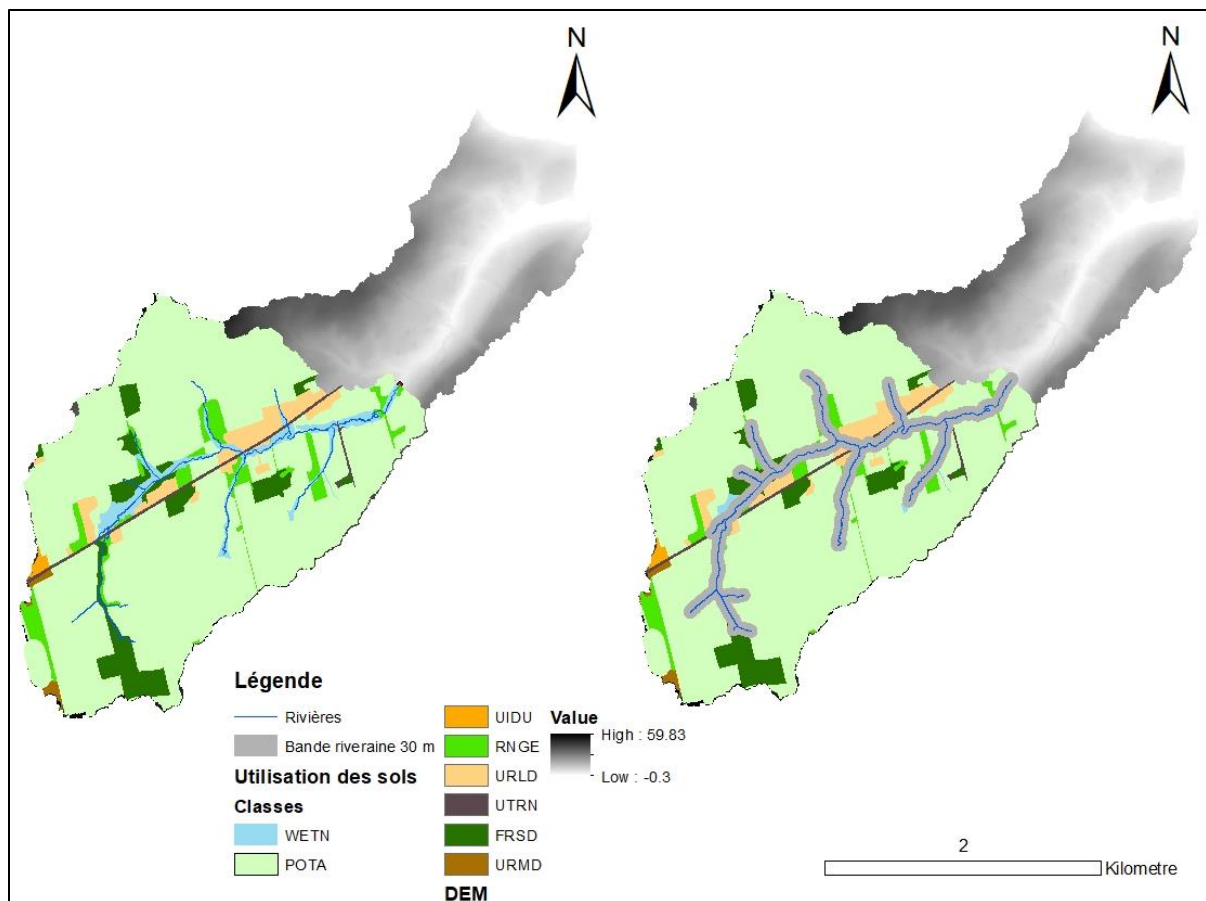


Figure 9: Application de bandes riveraines au bassin versant Tuplin Creek.

L'investigation a été portée sur un scénario de meilleure pratique agricole pour en évaluer les effets sur les SES. Suivant l'étude de Sirabahenda *et al.*, 2017, et en prenant comme référence cet article, il a été choisi de livrer une expérimentation similaire pour un des deux bassins versants de l'étude. La précédente étude a montré la capacité essentielle de rétention des SES par les bandes riveraines. Considérant qu'à 30 mètres cette capacité était déjà de 25%, il a été choisi de tester qu'elle serait l'impact de l'implantation de bandes riveraines de 30 mètres dans les deux sites d'études. Pour cela, il a été nécessaire de créer un tampon de 30 mètres autour des cours d'eau, pour ensuite changer l'attribution des terres nouvellement créées (Figure 9).

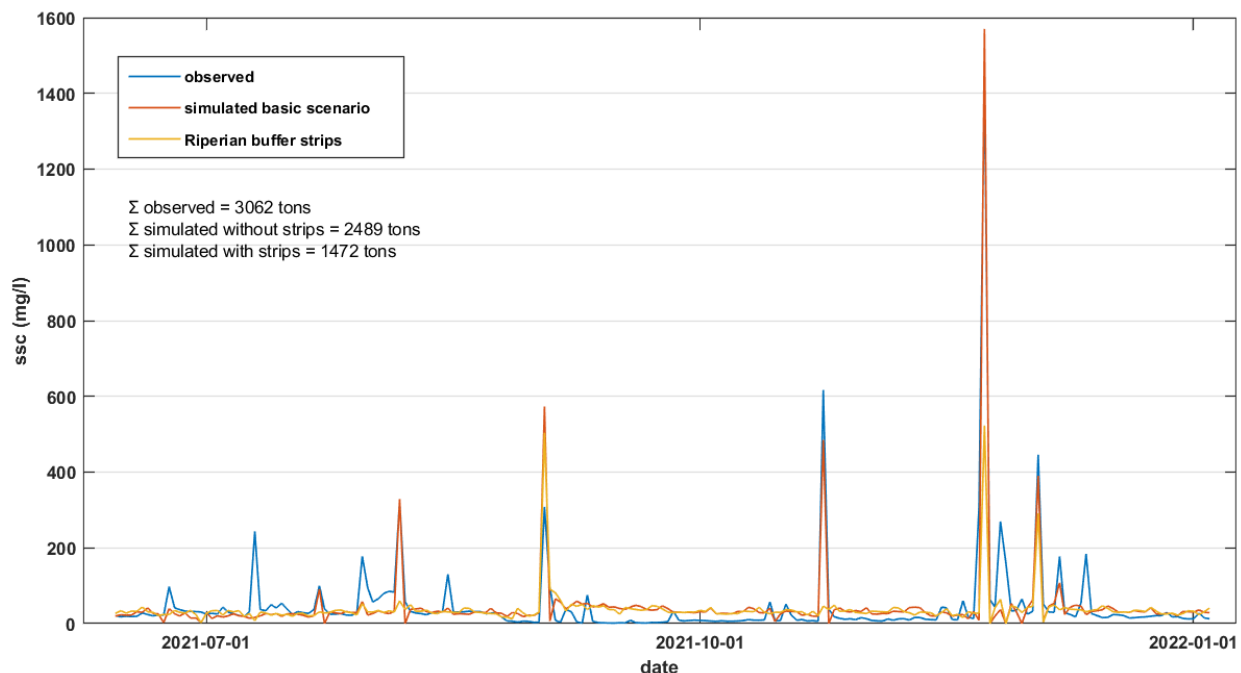


Figure 10: Valeurs de SES observées, simulées et simulées avec la bande riveraine.

Il a été choisi de faire une bande riveraine constituée de forêt, considérée comme le milieu le plus efficace de rétention des sédiments. Le graphique représentant les valeurs observées, les valeurs simulées en scénario basique (scénario représentant la calibration du modèle avec les conditions réelles actuelles) et les valeurs simulées avec les bandes riveraines de 30 mètres est présenté en Figure 10. L'analyse graphique tant a montré que pour le pic sédimentaire majeur de la période test la bande riveraine permet de réduire drastiquement de taux de SES ce qui indiquerait l'efficacité de cette solution pour les événements extrêmes. Les résultats obtenus s'agissant des charges ont montré une baisse très significative des taux de SES avec l'implantation de ces bandes riveraines (Tableau 2). Cette baisse, à hauteur de 40% de charge en moins que le scénario de base montre l'efficacité de ces bandes végétatives pour protéger les milieux aquatiques des sédiments en trop grande quantité. Cette expérience reste cependant profondément théorique au vu des possibilités réelles d'implanter ces bandes, dans le contexte agricole intensif et productiviste de l'Île-du-Prince-Édouard.

Tableau 2 : Charge sédimentaire selon la présence de bande riveraine.

	Charge sédimentaire (tonnes)	
Données observées	3062	
Données simulées avec le scénario basique	2489	
Scénario avec bande riveraine de 50 mètres	1472	-40.80%

## IV Conclusion

Ce projet a permis de valider l'utilisation du modèle SWAT dans un contexte à prédominance agricole et dans des bassins versants de faible taille. Malgré la faible période de calibration et de validation, il a été possible de les mener à bien en utilisant les outils et paramètres proposés par le modèle. La littérature abondante a également permis de cibler les paramètres les plus sensibles et importants à modifier pour la bonne adéquation entre les données simulées et observées. La majorité des études sur ce type de sujet se concentre sur des bassins versants de plus grande taille et en général avec un pourcentage d'utilisation des sols liés à l'agriculture bien moindre. L'originalité porte donc sur une utilisation de SWAT dans des cours d'eau de petite taille, où les perturbations agricoles et exogènes ont des impacts plus marqués sur les rivières. Il serait probablement de grand intérêt scientifique de faire des études de ce type, en milieu similaire, mais sur des périodes plus longues permettant de mieux cerner les variations saisonnières, et d'établir si les biais de simulation se retrouvent sur certaines périodes de l'année ou bien aléatoirement.

Ce présent travail a permis également à partir des données météorologiques provenant du scénario de changement climatique RCP 8.5 de mettre en exergue les probables tendances hydrologiques et sédimentaires pour le futur si l'évolution climatique tend vers le scénario le plus pessimiste. Il apparaît, au vu des résultats, que vis-à-vis de l'hydrologie, une augmentation légère des débits comparés aux valeurs actuelles pourrait avoir lieu dans le futur. S'agissant des événements hydrologiques extrêmes, il semble ne pas y avoir de tendance très nette se détachant des valeurs futures, il reste cependant probable que les crues printanières soient moins marquées du fait des épisodes de fontes plus fréquents, laissant place donc à des augmentations de débit printanier plus fréquent, mais moins fort. Il reste cependant une incertitude forte vis-à-vis de ces prévisions du fait de l'utilisation d'un seul scénario de changement climatique et de l'application du modèle sur seulement 2 bassins versants de petite taille.

Pour les concentrations de sédiment en suspension, en termes de concentration moyenne, il semble que les données ne démontrent pas de tendance claire pour le futur pour les deux bassins versants. Les valeurs extrêmes pour la période observée et les périodes futures semblent également assez similaires. Enfin s'agissant du nombre d'événements extrêmes, arbitrairement placé à 1500 mg/L, seuil de danger important pour certaines espèces de poissons, un des deux bassins versants voit le nombre d'événements de ce type augmenter significativement pour les périodes futures. Cela indiquerait une pression accrue sur les écosystèmes aquatiques et donc un lien concret entre les dérèglements climatiques et les menaces sur la biodiversité des rivières.

Certains points sont nécessairement à approfondir dans les recherches futures vis-à-vis du sujet de la modélisation hydrologique et sédimentaire. Des pratiques de gestion agricoles nécessiteraient d'être testées dans les bassins versants de petite taille et majoritairement agricoles. Le modèle SWAT permettrait également d'essayer des changements d'attribution des sols dans différents contextes de réchauffement climatique pour en évaluer les impacts sur les cours d'eau, et analyser quelles cultures pourraient être moins affectées dans le futur. Enfin, la confrontation de plusieurs modèles, par exemple à logique floue, permettrait une pluralité des

données hydrologiques et sédimentaires obtenues permettant de comparer et de moyenner ces résultats.

# **Partie 2 : article**

## **V Article**

### **Modelling sediment concentrations and loads for two small agricultural watersheds in Prince-Edward-Island (Canada): present conditions and a future scenario.**

**Simon Bée<sup>1,2</sup>**

**André St-Hilaire<sup>1,2,\*</sup>**

Interpretation of results, conceptual and intellectual input, article drafting and revision, provision of material, supervision and mentoring, critical review and suggestions for improving the article.

**Michael van den Heuvel<sup>2,3</sup>**

Interpretation of results, article drafting and revision, provision of material, critical review and suggestions for improving the article.

1. INRS, 490 de la Couronne, Québec City, QC, Canada. G1K9A9
  2. Canadian Rivers Institute, Fredericton, NB, Canada
  3. University of Prince-Edward-Island, PEI, Canada
- \*Corresponding Author

### **Résumé**

La dégradation des sols et ses conséquences néfastes sur les milieux aquatiques est un sujet de recherche d'une importance croissante dans les régions agricoles comme sur l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É., Canada). L'obtention de données précises sur les sédiments en suspension dans les cours d'eau peut constituer un outil décisionnel efficace dans la gestion des terres agricoles.

Le projet de recherche consiste à modéliser les débits, les concentrations de sédiments en suspension (CSS) et les charges avec le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) dans 2 bassins versants de l'Î.-P.-É. Les investigations finales ont porté sur la variation possible des valeurs hydrologiques et sédimentaires dans le futur en utilisant un scénario de changement climatique le plus pessimiste (RCP 8.5). Enfin, les tendances sédimentaires probables sont analysées en prenant en compte les impacts potentiels sur les écosystèmes.

Les niveaux d'eau et la turbidité ont été enregistrés à l'aide de deux sondes de niveau d'eau et de deux sondes de rétrodiffusions optique, déployée dans les deux bassins versants Tuplin Creek et Spring Valley. Elles enregistrent en continu les sédiments en suspension et les données de débit depuis juin 2021. Les sondes sont utilisées pour calibrer manuellement les modèles hydrologiques et de SES. La compréhension des charges sédimentaires et les avantages des changements proposés aux pratiques agricoles peuvent être testés dans le modèle SWAT, car ce dernier comprend un indice d'utilisation des terres qui varie dans l'espace et dans le temps.

Les calibrations et validations des modèles hydrologiques et de sédiments pour les deux bassins ont donné des performances satisfaisantes, avec des coefficients d'efficacité de Kling-Gupta (KGE) variant entre 0.51 et 0.73, de même que des coefficients de Nash-Sutcliffe (NSE) variant entre 0.61 et 0.73. Cela implique donc la réussite du modèle à simuler correctement dans un contexte agricole, et ce, malgré une courte période de calibration et de validation. Avec le scénario de changement climatique choisi (RCP 8.5), les SES ont été modélisées jusqu'à 2100 selon l'utilisation actuelle des sols et montrent une légère augmentation de la moyenne des SES possiblement du fait de l'augmentation des précipitations et des cycles gel/dégel. Pour le bassin versant Tuplin Creek, les pics sédimentaires très élevés (>1500mg/l) pourraient, d'après les simulations produites avec ce scénario, augmenter en fréquence de manière très significative, pouvant causer des troubles écosystémiques plus fréquents et sévères.

## **Abstract**

The degradation of soils and its detrimental consequences on aquatic environments is an increasingly important research topic in agricultural regions such as Prince Edward Island (PEI, Canada). Accurate data on suspended sediments in watercourses can serve as an effective decision-making tool in agricultural land management.

The research project aims to model flow, suspended sediment concentrations (SSC), and loads using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) in two watersheds in PEI. The final investigations will focus on the potential variations in hydrological and sedimentary values in the future using a relatively pessimistic climate change scenario (RCP 8.5). Finally, the likely sediment trends will be analyzed, considering their potential impacts on ecosystems.

Water level and turbidity were recorded using two water level loggers and two optical backscatter sensors (OBS) deployed in the Tuplin Creek and Spring Valley watersheds. These instruments continuously recorded suspended sediments and flow data from June 2021 to September 2022. The sensors are used to manually calibrate the hydrological and suspended sediment models. The understanding of sediment loads and the benefits of proposed changes to agricultural practices can be tested with the SWAT model, as it incorporates a land use index that varies spatially and temporally.



Calibration and validation of both the hydrological and sediment models were satisfactory, with Kling-Gupta Efficiency coefficients varying between 0.51 and 0.73 and Nash-Sutcliffe coefficients varying between 0.61 and 0.73 respectively, indicating successful simulation of both variables in an agricultural context in spite of relatively short calibration and validation periods. Under the selected climate change scenario (RCP 8.5), the suspended sediment data were modeled until 2100, showing a slight increase in the average suspended sediment concentration (CSS). For the Tuplin Creek watershed, extremely high sediment peaks (>1500 mg/L) could become significantly more frequent, potentially causing more frequent and severe ecosystem disturbances according to the simulations.

## Introduction

Water physics and chemistry and human activity on lands are closely related, depending on how the agricultural lands are used for, there is a risk of increased sediment loads in nearby streams. This is a recurring problem with bare or agricultural soils, which are vulnerable to water and wind erosion, especially when the natural vegetative cover is absent. In Prince Edward Island (Canada), the mostly sandy soils and sandy silts can be carried into the waterways connected to the land. The issues are then diverse, but can include decline of the aquatic diversity, silting up of rivers, contribution of pollution to waterways (Ockenden *et al.*, 2012), transport of pollutants to the ocean, etc.

To stay suspended, sediments in the water column need to be subjected to turbulence greater than the settling velocity of the particles. It is the finer part of suspended sediments (typically,  $\leq 63\mu\text{m}$ ) which are carried on long distances in the river (Asselman *et al.*, 2000, Church *et al.*, 2006). Suspended sediments, nitrates, phosphates and pesticides can be dragged in streams by different means such as the erosion from the rain, the wind or the melting snow (FAO & IWMI, 2017). The erosion from soils will increase the load of suspended sediment (often indirectly measured as turbidity) in streams and can have harmful consequences on the biodiversity and on the ecological integrity of the river. Moreover, suspended sediments end up in estuaries where they can also have negative impacts on these fragile ecosystems. The impacts are multiple and result in different harmful effects such as seagrass loss, macroalgal and phytoplankton nuisance, etc. (Deeley, 1998). There are also various risks for aquatic species, such as lower growth and nutritional status of juvenile fish, which may potentially lead to increased vulnerability to predation, physiological stress, and disease (Newcombe, 1996). High suspended sediments and sediment deposition have a very harmful impact on primary production, the latter being detrimental to macrophytes (Yamada *et al.*, 2002, Izagirre *et al.*, 2009).

Fish can suffer from the increases in turbidity. Predation becomes more difficult in highly turbid environments (Abrahams *et al.*, 2017, Higham *et al.*, 2015), also, planktivorous fish find it more difficult to feed in a turbid environment, in particular because of the low luminosity which will cause deficiencies in the development of plants (Bruton *et al.*, 1985). Turbidity can also have an impact on spawning and egg deposition for salmonids. For instance, high levels of sediment deposition can submerge eggs and thus reduce the hatching rate of brook trout (*Salvelinus fontinalis*), (Alberto *et al.*, 2017) or Atlantic salmon (*Salmo salar*), (Levasseur *et al.*, 2006,). Highly turbid rivers can therefore suffer from relatively low fish abundance compared to more pristine systems (Henley *et al.*, 2000, Guignon *et al.*, 2010).

Agricultural practices are a known source of sediments. Certain types of ploughing, soil treatment or fallowing can lead to increased sediment input into the water during rainfall events (Blevins *et al.*, 1990).

These threats to the environment can be quantified using *in situ* measurements in order to estimate the quantities of soil lost and suspended sediments ending up in the river (Alberto, 2016). Measurements can be made using a turbidity probe calibrated with NTU standards and be associated to flow measurement to estimate loads. Optical backscatter (OBS) sensors (Sirabahenda *et al.*, 2019), and more recently acoustic backscatter sensors, are indirect monitoring techniques suitable for continuous monitoring that is essential for a temporarily high variable like SSC. Modeling is an additional predictive tool to assess at any time and in any place the quantities of SSC in water according to land use and meteorological variability. The variation of the sediment budget is linked mainly to local conditions (especially during freeze-thaw events, Edwards *et al.*, 2013) and there is still a need to better understand the functional relationships between the variables that most affect sediment dynamics. Critical values about SSC can be found in different article (Newcombe and Macdonald, 1996 and Wilber, 2001), these studies shows that even low SSC could have an impact on aquatic species (sublethal effects). Above 1000 mg/L during one day, mortality increase drastically for fish species (white perch, striped bass...)

The estimation of future sediment yield is critical for the planning of mitigation actions. Evaluating the impacts of climate and land use transformations on sediment yield is critical for formulating effective strategies and policies to manage water resources. Studies are showing some different future trends for suspended sediment concentrations and loads. Syvitski *et al.* in 2005 have shown that the global sediment flux decreased in past decades because of retention in reservoirs. The SWAT model has been used multiple times to investigate present and future SSC (Shrestha *et al.* (2018a, 2018b), Bhatta *et al.* (2019, 2020) show the very close link between land use change and future sediment trends. Ficklin *et al.* (2009) have concluded that human actions on land use have a predominant impact on the decrease of sediment yields. Other research (Zhou *et al.*, 2017; Pandey *et al.*, 2021) provide evidence of a significant decline in the suspended sediment rate in the future. It appears that the future change in suspended sediment rates is mainly related to human interventions on land use and to regional climate change.

On Prince Edward Island, agricultural watersheds remain a major area of concern for erosion. The impacts of agriculture have been studied in recent years on Prince Edward Island using models specially designed for the study of sediment concentrations and loads (Sirabahenda *et al.*, 2017; Dunn *et al.*, 2011).

The Tuplin Creek and Spring Valley sub-watersheds flow directly into the Southwest Estuary. The land use on the drainage basins is heavily dominated by intensive potato agriculture. This intensive agricultural activity impact soils vulnerability to erosion and therefore may lead to concerns related to water quality downstream (Coffin *et al.*, 2018). Continuous monitoring of sediments is recommended to help authorities make informed decisions (Alberto *et al.*, 2016), and aims to help landowners in their efforts to reduce the impact of agriculture on rivers. When monitoring cannot be adequately or consistently performed, models can be of great help to make informed decisions related to land use management.

SWAT is a model used to simulate flows and water quality (Neitsch *et al.*, 2011). The model can account for various types of agricultural practices and land use. In the case of this study, the focus

is on suspended sediments in two small watersheds on Prince Edward Island. The interest is on the turbidity and the temporal variation of the SSCs.

The objective of this study is to use the SWAT model to estimate SSC in two agricultural watersheds on PEI. The first specific objective is to calibrate and validate the hydrological and sediment modules of SWAT and validate the model performance with the most appropriate statistical indicators. The second objective is to compare simulated flows and sediment loads for the two watersheds. The third objective is to use a climate change model outputs, with a relatively pessimistic green-house gas emission scenario (RCP 8.5) to generate a future hydrological and sediment scenario for the 2100 horizon. The purpose of the simulation is to get a glimpse of what the future sedimentary trends could be in an agricultural dominated watershed. Future river ecosystem vulnerability will be examined by investigating the frequency of very high SSC events which are responsible for stressing the aquatic fauna and flora.

## Methods

### - SWAT : model description

SWAT is a semi-distributed physical-based conceptual agrohydrological model, which simulates the hydrological processes of a watershed continuously at a daily time step and in a more recent version, at an hourly time step. SWAT is coupled with the ARCGIS-ArcView extension, a geographic information system called ARCSWAT (Arnold *et al.*, <https://swat.tamu.edu> ArcSWAT 2012.10.5.1). The model has two phases. First, sub-watershed and hydrologic response units (HRU) must be defined and then, a water budget is computed. The HRU daily water balance considers precipitation, irrigation, evapotranspiration, surface runoff, lateral flow and percolation to shallow and/or deep aquifers. The model takes into account several levels of data. First of all, the watershed, the basic unit for the simulation, will be defined according to the digital elevation model. The lower scale is the sub-watershed, which will be defined according to the topography and the hydrographic network. The most precise geographical level of data is the HRUs, which are areas with similar physiographic characteristics such as slope, pedology and land cover. They are created by the superposition of all hydrological and soil layers. These are conceptual units useful for modeling.

The model is based on physical processes and can simulate among other variables: flows, groundwater levels, crop/vegetation growth, erosion, lateral flows, and sediments, as well as the environmental impact of land management practices. Various agricultural practices can be simulated, such as fertilizer and manure spreading, tillage, irrigation, tile drainage, riparian strips filtering, as well as wetlands and ponds.

Required data include the DEM (digital elevation model (PEI Department of Environment, Energy & Forestry, Forests, Fish & Wil, 2000, 2000 Orthomap Index)), the hydrographic network layer, the land use (PEI Department of Environment, Energy & Forestry, Resource Inventory, 2010, Corporate Land Use Inventory 2010) and soil types layer (Research Branch Agriculture Canada / PEI Department of Agriculture, 1994, Soil Survey of PEI) and finally the characteristics of the slopes that will be generated by the software. DEM is at a resolution of 1.5 m. The data from land use dates from 2010.

Geographical Information System layers, along with their resolution and sources are summarized in Table 3. Meteorological input data include precipitation, wind speed, temperature, solar radiation and relative humidity, are also summarized in Table 3. The geographical locations of the stations are shown in Figure 11.

Table 3 : Source and resolution of input SWAT layers.

	Input data	Resolution (m)	Source
<b>Input layers</b>	<i>DEM</i>	1.5	PEI university
	<i>Hydrologic network</i>		PEI government
	<i>Landuse</i>	3	PEI government
	<i>Soil type</i>	3	PEI government
<b>Meteorological</b>	<i>Precipitation</i>	Station Indian Spring, New Glasgow, Summerside	
	<i>Wind speed</i>	Station Indian Spring, Maple plains, Summerside	
	<i>Temperature</i>	Station Indian Spring, New Glasgow, Summerside	
	<i>Solar radiation</i>	Nasa data, Indian Spring	
	<i>Relative humidity</i>	Maple plains, Summerside	

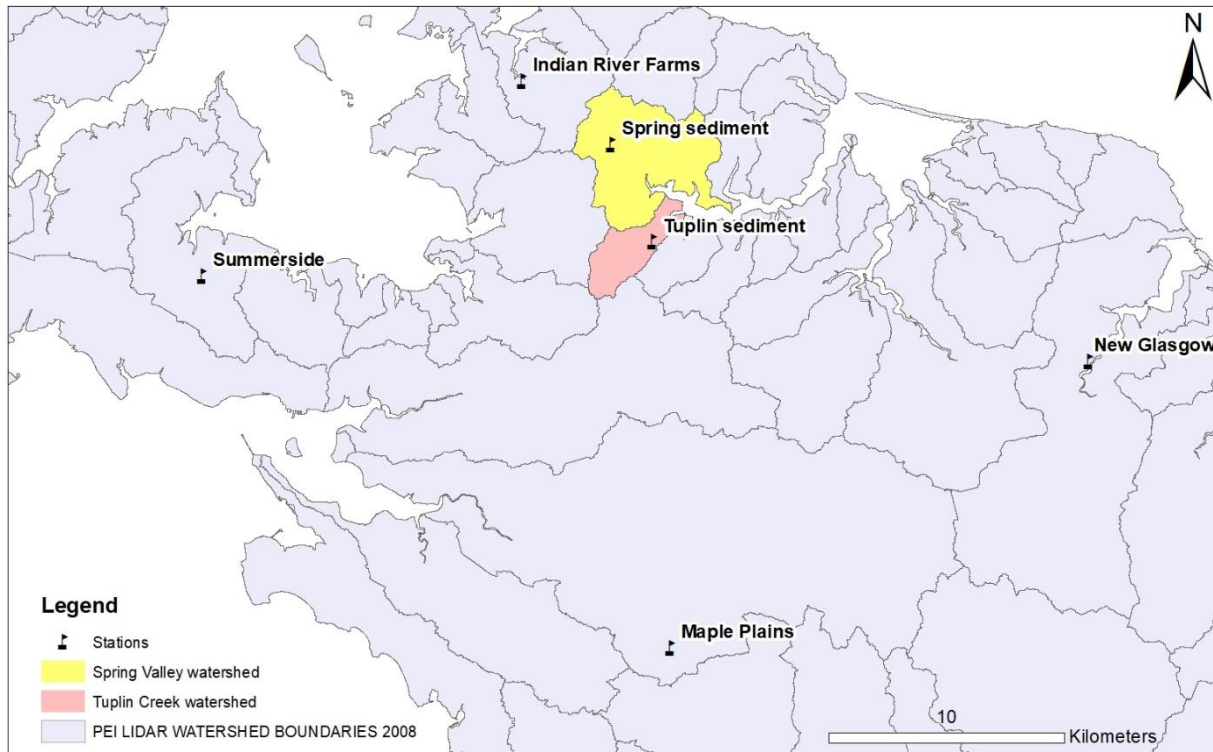


Figure 11 : Locations of the two studied watersheds and the meteorological and sediment stations used in the study.

The simulated flow values needed were compared to observations. Water levels were measured using Onset Hobo level loggers. The levels were converted to streamflow data using the flow-level rating curve built from spot discharge measurements taken for different water levels in each river.

The model uses the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) (Sadeghi *et al.*, 2014) for modeling suspended sediments in water (Qi and Li, 2017). The MUSLE makes it possible to determine the sediment transport associated with each individual storm event.

The equation was developed for small areas but has proven effective for catchments up to 234 km<sup>2</sup> (Williams and Hann, 1976). It is defined as follows :

$$\mathbf{Sed} = 11.8(Q_{surf} * Q_p * Area_{HRU})^{0.56} * K_{usle} * C_{usle} * P_{usle} * LS_{usle} * CFRG \quad (10)$$

With

*Sed* = sediment flux in (t/day)

*Q<sub>surf</sub>* = surface runoff volume (in mm/ha)

*q<sub>p</sub>* = peak runoff rate (m<sup>3</sup>/s)

*Area<sub>HRU</sub>* = area of the HRU (ha)

*K<sub>USLE</sub>* = soil erodibility factor (ton.m<sup>2</sup>.h/m<sup>3</sup>.ton.cm)

*C<sub>USLE</sub>* = the crop/vegetation and management factor

*P<sub>USLE</sub>* = the Support and Retention Practice Factor

*LS<sub>USLE</sub>* = the length and steepness factor of the slope

*CFRG* = the raw fragmentation factor, which is a function of the percentage of rock fragments (CFRG=exp (-0.053 rock))

The SWAT manual provides a more in-depth description of the model (<http://swatmodel.tamu.edu>).

#### - **Model performance indicators**

The calibration of the model for the two watersheds from SWAT was done from June to December 2021. The calibration of the sedimentary module was done during the same periods as the hydrological calibration.

Evaluation of the reliability of the simulated data compared to the observed data is done with the performance statistics criteria which are the Nash Sutcliff coefficient (NSE, Nash and Sutcliff, 1970), Kling Gupta efficiency (KGE) (Gupta *et al.*, 2009) and the relative bias (PBIAS). All three statistical metrics were recommended by Moriasi *et al.* (2007).

The NSE index is calculated using the following equation:

$$NSE = 1 - \frac{[(\sum(observed-simulated)^2)]}{[(\sum(observed-observed\_mean)^2)]} \quad (11)$$

where:

- observed represents the daily observed flow (m<sup>3</sup>/s) or suspended sediment (mg/L) values;

- simulated represents the daily simulated flow (m<sup>3</sup>/s) or suspended sediment (mg/L) values;
- observed\_mean is the mean of daily observed flow (m<sup>3</sup>/s) or suspended sediment (mg/L) values.

A value of 1 indicates a perfect fit, while values closer to 0 indicate poor performance. A NSE value below 0 indicates poorer performance compared to a reference model based on the mean of observations. NSE has several advantages including its sensitivity to both the bias and variability of the model, its ability to handle negative and positive errors equally, and its suitability for comparing models of different scales.

The second statistic criterion is the Kling Gupta Efficiency (KGE) developed by Gupta *et al.* (2009) to provide a diagnostically interesting decomposition of the Nash-Sutcliffe efficiency, which facilitates the analysis of the relative importance of its different components (correlation, bias and variability) in the context of hydrological modelling. Kling *et al.*, 2012, proposed a revised version of this index, to ensure that the bias and variability ratios are not cross-correlated.

KGE Equation: The KGE index is calculated using the following equation:

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2} \quad (12)$$

- $r$  represents the correlation coefficient between observed and simulated values;
- $\alpha$  represents the ratio of the standard deviation of observed values to the standard deviation of simulated values;
- $\beta$  represents the ratio of the mean of observed values to the mean of simulated values.

A value of 1 indicates a perfect fit between observed and modeled values, while values closer to 0 indicate poorer performance. Given that the KGE index incorporates three components: correlation, bias, and variability, it allows for a comprehensive evaluation of model accuracy.

The relative bias PBIAS is a measure of the average difference between modeled and observed values, expressed as a percentage of the mean observed value.

$$\text{Relative bias} = (\text{predicted value} - \text{observed value}) / \text{observed value} \quad (13)$$

The result is a relative measure that indicates the degree of overestimation or underestimation of the predicted value compared to the observed value. By multiplying this result by 100, the relative bias is in percentage.

## Study watersheds

Prince Edward Island is in the Gulf of St. Lawrence. The island has an area of 5660 km<sup>2</sup>, with a population of 154,331 inhabitants in 2021 (Statistic Canada, 2021). The soil is composed of sand and clay, with some outcrops of sedimentary rocks, usually sandstone or shale.

Two small agricultural watersheds have been chosen for this study: Tuplin Creek (7.54 km<sup>2</sup>) and Spring Valley (23.57 km<sup>2</sup>), they are emptying into the Southwest Estuary near the center of PEI. These two watersheds, whose lands are mainly used for intensive potato cultivation and pasture, are characterized by relatively low flows.

Approximately 42.5% of the total land area (240,514 ha) in Prince Edward Island is dedicated to farming (Table 4), making it a crucial pillar of the island's economy. A significant portion of this agricultural land, around 35,378 ha, is specifically utilized for potato cultivation (Adekanmbi *et al.*, 2023). The main characteristics of coverage, morphology and slopes of the watersheds are presented in Table 3. Soil types are dominated by a sandy loam texture. Two soil types are predominant on the two watersheds, Alberly with a moderate drainage ratio and Charlottetown, which is a well-drained soil (Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC)).

The climate is considered as moderate maritime climate influenced by the surrounding seas. The average temperature is -7 °C in January and 19 °C in July. The average annual temperature is 6.5 °C in Summerside (17 kilometers from probes). The island has one of the most variable daily climates in Canada. The average rainfall near the stations is 855 mm of rain and 2850 mm of snow (Summerside station). Climate change plays a vital role in the agriculture sector as most agricultural land in PEI is under rainfed conditions. Regarding the rates of catastrophic meteorological events (Report Template Blue (princeedwardisland.ca)), following our current rising greenhouse gases trajectory, catastrophic impact would be more frequent on PEI. For the agriculture, it will cause Coastal erosion Heat wave Heavy precipitation and flooding. These events will punctually have very dangerous impact on agriculture land, returns and harvest, it will threatened the sector all around the island.

Table 4 : SWAT Model input and generated layers geographic intrinsic description.

			<b>Tuplin Creek</b>	<b>Spring Valley</b>
	<i>Area</i>	(km <sup>2</sup> )	7.5	23.6
	<i>Drained area</i>		5.1	2.8
<i>SWAT model</i>	<i>Number of subbasins</i>		21	7
	<i>Number of HRU</i>		247	89
<i>Landuse (%)</i>	<i>Agriculture</i>		88.5	86.4
	<i>Forest</i>		5.2	13.6
	<i>other</i>		6	
<i>Soil type (%)</i>	<i>Alberly</i>		20	50.5
	<i>Charlottetown</i>		80	48.4
	<i>Stream complex</i>			2.1
<i>Slope (%)</i>	<i>0-4</i>		33.6	30.7
	<i>4-8</i>		44.3	41

	8-12	16.3	16.7
	12-9999	5.8	11.6

Figure 12 show the geographic location of the two studied watershed, there are both part of multiple small littoral watershed complex, they flow into an estuary called the Southwest River estuary flowing northeastward, emptying into the Atlantic Ocean.

The drainage area at the level of the suspended sediment and pressure measurement probes is 5.13 km<sup>2</sup> for Tuplin Creek and 2.82 km<sup>2</sup> for Spring Valley (Figure 12). Multiple subbasins (21 for Tuplin Creek and 7 for Spring Valley) are included in the modelled drained areas. Elevations vary between 0 and 60 m for Tuplin Creek with an average elevation of 27.4 m and between 0 and 100.5 m with an average elevation of 31.1 m for Spring Valley. The last field survey to assess land use dates from 2010.

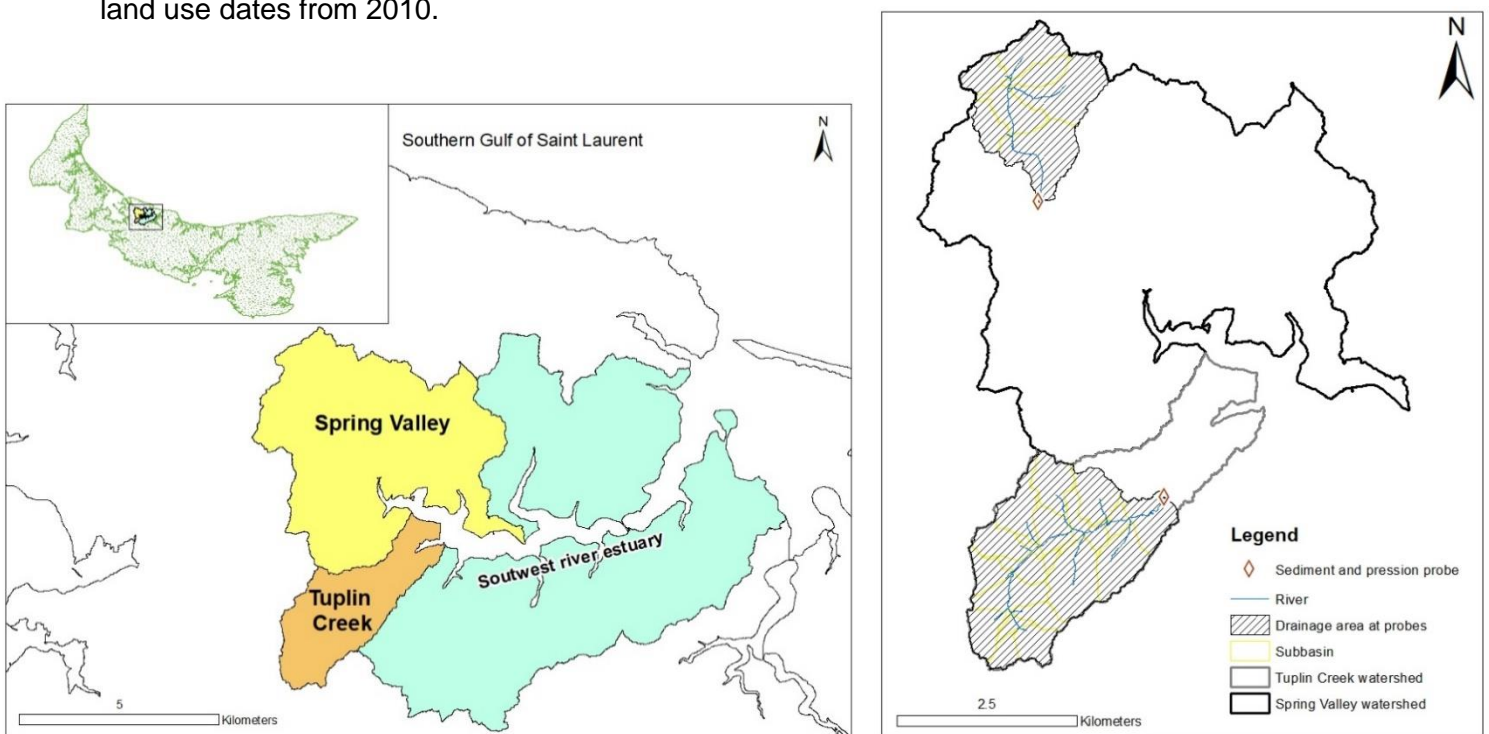


Figure 12 : Watershed location in PEI (left). Location of probes, drainage area (right).

### - Streamflow and turbidity data collection

For turbidity, Eureka Manta2 Recorders (*Water Quality Instrumentation | Eureka Water Probes range: 0 to 3000 NTU linearity: ±1% of FS below 1000 NTU, ±3% of FS between 1000 and 3000*) and for pressure, Onset HOB0 Water Level (*HOB0 30-Foot Depth Water Level Data Logger | Onset's HOB0 and InTemp Data Loggers (onsetcomp.com) Logger ±0.3% FS, 0.62 kPa (0.09 psi) maximum error*) were installed in the two watersheds. The Eureka turbidity sensor measures the reflectance from near infrared in the water column of suspended in nephelometric turbidity units (NTU). The measurement frequency was every 30 minutes.



To calibrate the sensors in order to convert NTU to suspended sediment concentrations (SSC, mg/L), calibration curves were constructed by collecting grab sample from mixtures of *in situ* water and streambed surface sediment and passed through 63 µm sieves. The sieved fine sediments were placed in a bucket with stream water at various concentrations. Turbidity of the solution was measured in NTU and a grab sample was taken. This sample was filtered, and the dry weight measured to link NTU and SSC (mg/l). The use of the <63 µm fraction was best found to simulate curves derived from samples collected during rain events (Alberto *et al.* 2016, Pavey *et al.* 2007). The detailed description is given in Sirabahenda *et al.* (2017).

Stream discharge has been measured manually during high and low flows with a Marsh-McBirney Flow-Mate 2000 velocity meter every 15 days on average to construct a stage-discharge rating curve.

The meteorological data come from a meteorological station close to the two watersheds (5km) called Indian River Farms (Figure 10). The data included are wind, solar radiation, temperature and precipitation. The relative humidity data were retrieved from the Summerside station operated Environment Canada (<http://wateroffice.ec.gc.ca>) located 16 km from the watersheds of the study.

#### - **Model hydrological calibration and validation**

In this study, the NAD\_1983\_CSRS\_Prince\_Edward\_Island projection system was used. The Penman-Monteith model was used to estimate crop evapotranspiration. It takes into account various parameters such as air temperature, relative humidity, wind speed, atmospheric pressure, day length, crop height, stomatal resistance of the crop, and soil characteristics.

Calibration was done manually (Neitsch *et al.*, 2002) and using daily data (from June 2021 to December 2021). Manual calibration was done to adjust the model parameters using trial and error until the model performance is satisfactory. Parameters had to be adjusted based on their sensitivity to model output, and then manually change to improve the model fit to the observed data. It remains a reliable technique for improving model accuracy, particularly in watersheds with limited observed data or high complexity. Validation of the hydrological model focused on the period from December 2021 to June 2022.

For the hydrological module, the runoff values and parameters from the software were first modified to resemble reality as closely as possible. Subsequently, soil evaporation compensation factor (ESCO) was set and finally soil water available capacity (AWC) was adjusted. Then, the values of the groundwater parameters were modified. First of all the groundwater movement coefficient in unsaturated zones (GW revap), the aquifer recharge delay, which depends on its geomorphology (GW delay), the base flow, directly related to aquifer recharge rate (alpha bff day) and aquifer depth threshold required for return flow (GWQMN). Finally, other parameters related to the minimum and maximum melting rates (SMFMX and SMFMN), the hydraulic conductivity of the river (CH\_K), the hardness coefficient of the channel and the alpha factor of the base flow (ALPHA\_BF) were adjusted for the calibration of the hydrological module of SWAT.

Results of the SWAT calibration and validation are presented in Figure 11.

The results of the calibration and validation show a low number of high discharge peaks throughout the study period. Only one significant flow peak (but still  $<1\text{m}^3/\text{s}$ ) was observed in both watersheds, occurring on February 17 during a rainfall event of 40 mm. The two watersheds exhibit similar behaviors and hydrological variations in their curves and flows. The model is effective in simulating peaks, but certain periods where the base flow is significant, such as from April to June 2022, are simulated less perfectly. The model is underestimating the base flow during the spring part of the validation.

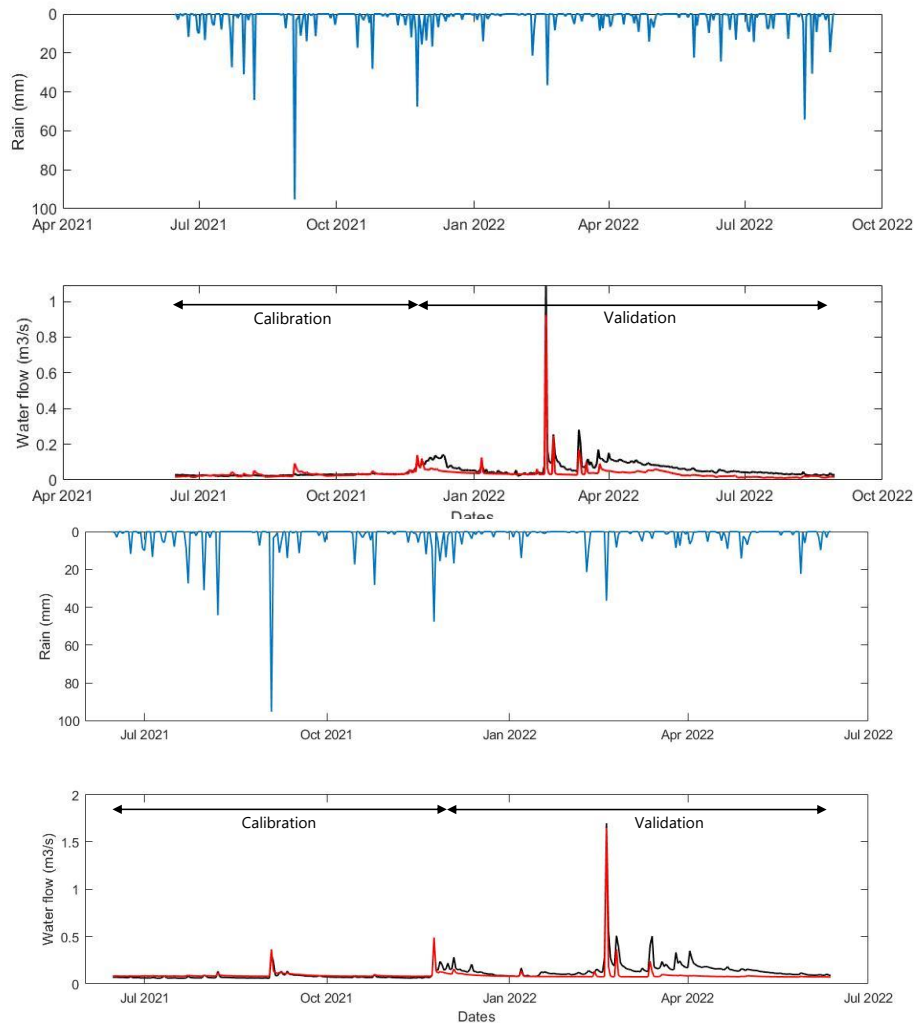


Figure 13 : validation of discharge (black line) and observed discharged (red line) using SWAT model for Tuplin Creek (top figure) and Spring Valley (bottom figure) compare with precipitation data.

### - Model sedimentary calibration and validation

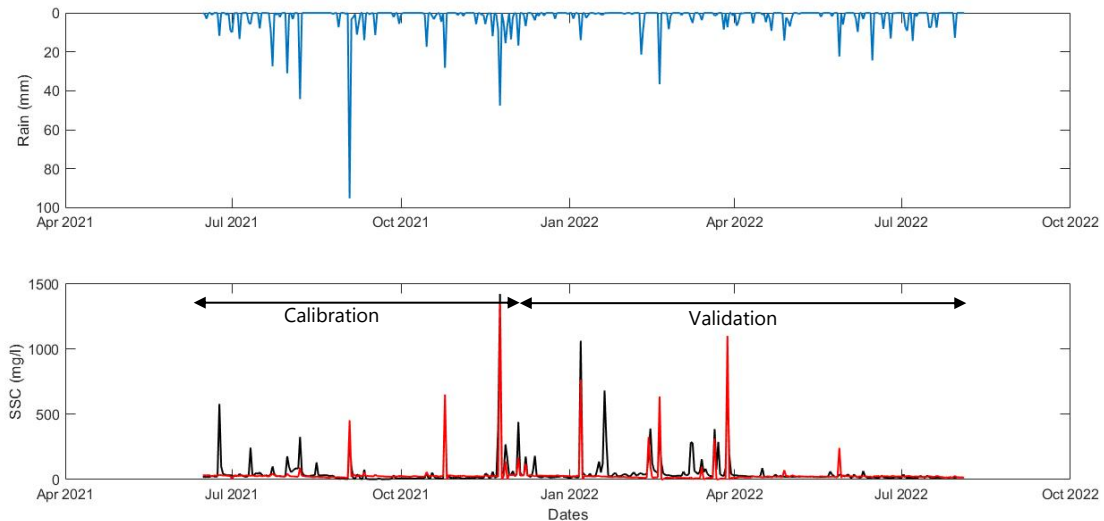
The calibration of the sediment model was completed after to the calibration of the hydrological model and takes into account the modification of various parameters. The parameters relating to the slopes were first changed in order to reflect reality: first the slopes of the HRUs with (SLOPE) and then the slope length factor (SLSUBBSN). Parameters related to crops in both watersheds include the agricultural practice factor (USLE\_C) and the agricultural management factor

(USLE\_P). Then come the factors related to channel routing, in important parameters there is that quantifying the erodibility of the riverbed (CH\_EROD) and that expressing the deposition of sediments (CH\_COV). The linear and exponential coefficient values of sediment re-entrainment (SPEXP and SPCON) were finally modified to adjust the calibration. The calibration of the sediment part was successfully carried out with statistical results making it possible to proceed to the validation stage.

Results are presented in Figure 14. Calibration and validation have been made during relatively short periods of time (approximately 6 month each) for the two watersheds.

The results of calibration and validation show the efficiency of the model in simulating most of the sediment peaks. Suspended sediment peaks are related to rainfall events, although the most intense rainfall does not necessarily result in the largest suspended sediment peaks. Some peaks for the Tuplin Creek watershed are not simulated by the model, such as the mid-January peak where concentrations over 600 mg/l are not captured by the model. Additionally, this peak occurs without equivalent in terms of rainfall events.

For the Spring Valley watershed, most of the suspended sediment peaks are correctly simulated. However, some periods had to be removed due to malfunctions of the measurement probes. Indeed, the probes were buried by solid particles and prevented the optical reading of suspended sediments. Performance measures were therefore used on periods not impacted by probe burial.



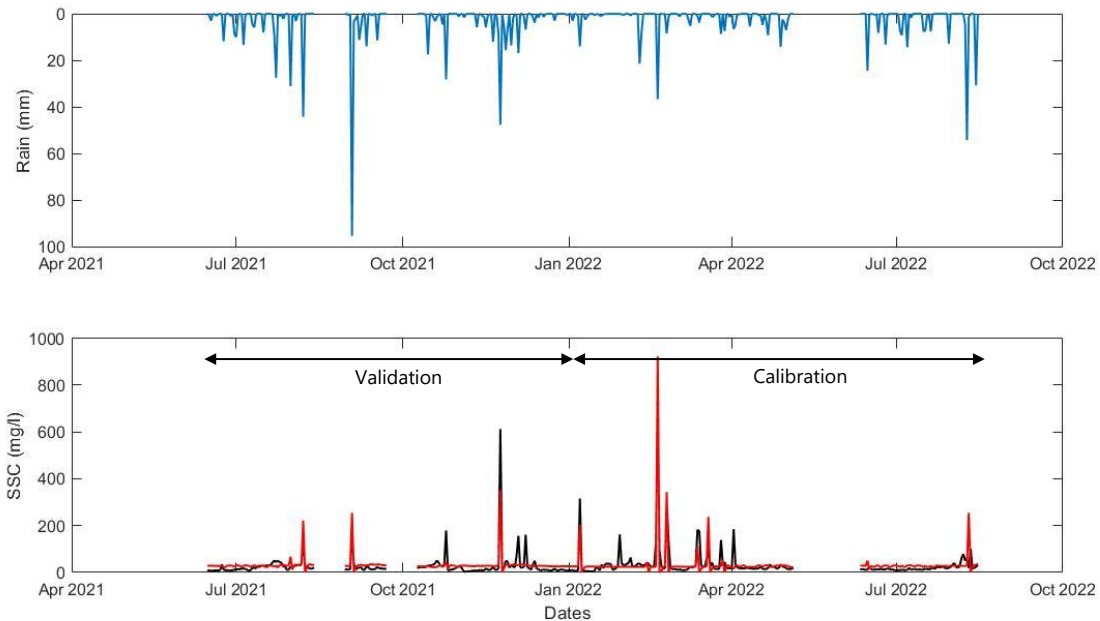


Figure 14 : Calibration and validation of simulated SSC (red line) and observed SSC (black line) using SWAT model for Tuplin Creek (top figure) and Spring Valley (bottom figure) compare with pluviometry data.

#### - Climate change scenario

The potential impact that different meteorological factor of a climate change scenario could have on hydrology and suspended sediment concentration was investigated in this study. The choice was made for the RCP 8.5 climate change scenario (the worst scenario). The analysis was performed based on three different time horizons (2023–2050), middle future 2050s (2050–2075), and far future 2100s (2075–2100) under high greenhouse gas emission (RCP 8.5) scenario. It assumes that greenhouse gas emissions will rise without significant efforts to reduce emissions, and where radiative forcing reaches more than 8.5 w/m<sup>2</sup>.

In pursuit of a comprehensive evaluation of the impact on hydrology and sediment variations, the decision to focus on a single, most critical Representative Concentration Pathway (RCP) scenario was made. This approach was grounded in the assumption that the effects on hydrology and sediment variations would be readily discernible, quantifiable, and amenable to analysis. The possibility of this scenario occurring remains if no action is taken to reduce greenhouse gas emissions.

This constantly increasing concentration until the end of the century would lead to significant global warming. The forecasts indicate a possible increase in surface temperature of 4.5°C to 6°C compared to the pre-industrial era. This climate model with the most pessimistic scenario predicts various impacts such as sea level rise, heat waves, drought and extreme rainfall events. Climate change can have radically different impacts depending on the region of the globe which implies geographically targeted studies of future environmental consequences all over the globe.

RCP 8.5 scenario is just one possible future pathway for greenhouse gas emissions and climate change, efforts to reduce greenhouse gas emissions could result in a different future climate outcome.

Future meteorological data required to conduct the hydrological and suspended sediment projections were retrieved from the Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (CORDEX), which is available through the Earth System Grid Federation (ESGF) nodes (<https://cordex.org/data-access/esgf/>). The selected model was CanRCM4, which is a regional climate model which dynamically downscales the global climate information generated by the second-generation Canadian Earth System Model (CanESM2). CanESM2 is a Global climate model (GCM) developed by the Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCma) of Environment and Climate Change Canada. From available climate change scenarios, RCP8.5 was selected.

In the case of Prince Edward Island, according to the RCP 8.5 climate change scenario, it would appear that the increase in temperatures (Figure 15) will continue until the end of the century. Average high and average low temperatures could see an increase of 5°C to 6°C by 2100 (Figure 15). Another forecast (Bhatti, 2022) indicates an increase in average temperature in the center of Prince Edward Island of up to 8°C by 2050 and 11°C by 2080.

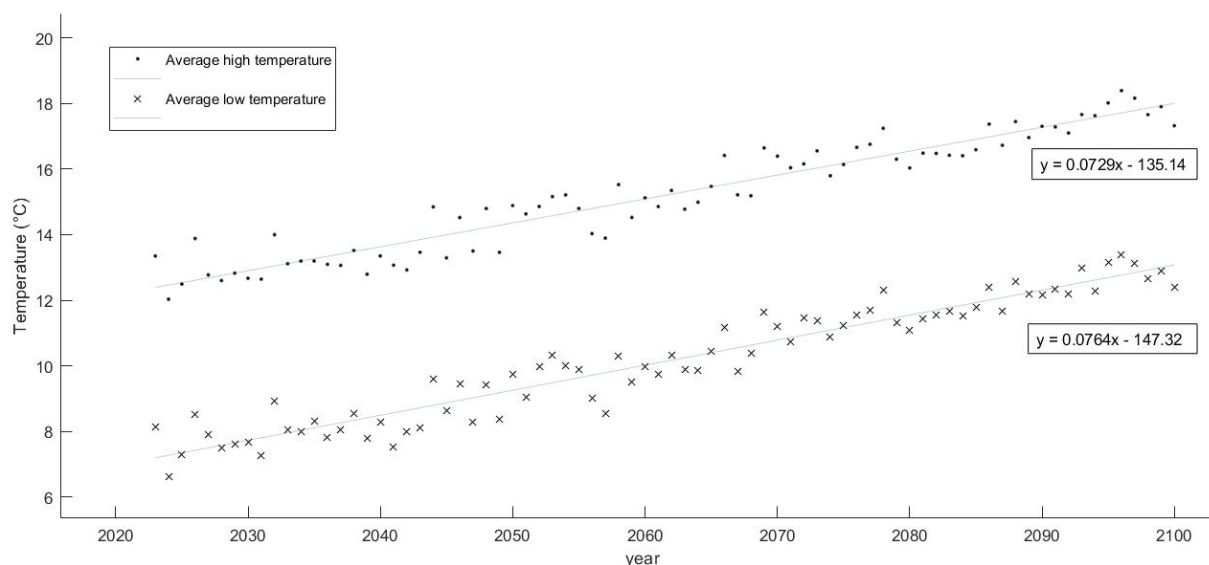


Figure 15 : temperature data from a generated meteorological model scenario (RCP 8.5) until 2100, average high and low temperature trends

For rainfall data, the CORDEX model shows a positive trend, as confirmed by the Mann-Kendall test (Figure 16). Total annual precipitation could from 1141 mm (1991-2020) compared to 1192 mm in the future (2051-2080) per month (Bhatti, 2022). This is a weak trend. The distribution of precipitation over the year will indicate an increase in precipitation in the months of February, March and April, and therefore more solid precipitation. More frequent mild spells would impact

the possibility of accumulation of snow cover, with more frequent episodes of melting. This would also indicate a possible increase in soil erosion due to these more frequent melting phenomena (Edwards, 1998, Edwards, 2013). Other projections (Maqsood, 2021) show that a vast majority of PEI stations will see a decrease in average annual precipitation. However, in this study, some central island stations are projected to experience an increase in precipitation rates in the future.

Summer conditions could also have an impact on hydrology, with temperatures likely rising, conditions could evolve towards increased evaporation, leading to faster and more frequent soil drying. Rainfall, which is more or less frequent in summer according to the climatic model, is therefore probably responsible for more erosion due to the low humidity contained in the soils, making them more friable and volatile.

Among different studies, results vary mainly due to the models used. Locally, and depending on the level of precision applied in simulating future climatic data, results regarding precipitation vary and are model-dependent.

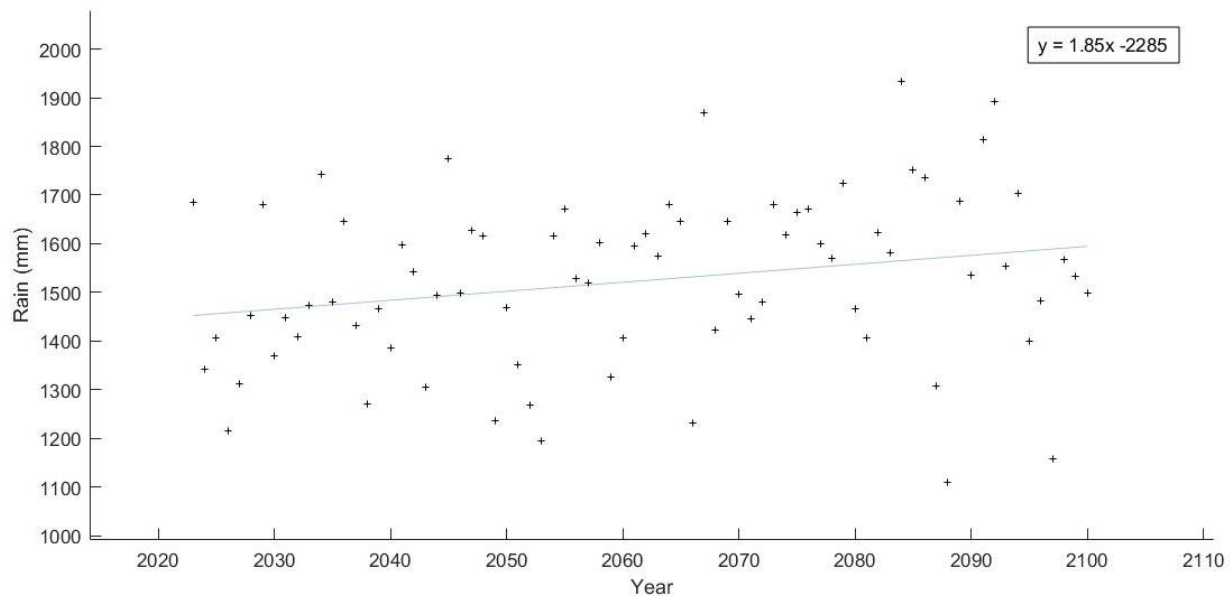


Figure 16 : pluviometry data from a generated meteorological model scenario (RCP 8.5) until 2100, average high and low temperature trends

## Results

Performance criteria for calibration and validation (Table 5) of SWAT simulated data show the effectiveness of the model in simulating hydrological and sedimentary values, with validation values greater than 0.5 for both NSE and KGE. Hydrological calibration and validation were performed with only one significant peak flow event, and therefore the performance measures are inherently linked to the simulation of this peak. This is due to the short period for implementing model calibration and validation. The mismatch between extreme rainfall events and the most significant peak flows could be due to antecedent conditions in the watersheds. Meteorology alone is not solely responsible for the highest flow increases. Depending on the physical and

chemical properties of the soils, a significant amount of rainfall can be retained in the soil by the roots and the vegetation (Tramblay *et al.*, 2010), without direct runoff into the rivers.

Regarding sediment calibration and validation, the results show significant differences between the two watersheds for some high sediment concentration events. These differences are attributable to conditions and events not predicted by the model. For example, a sediment peak in mid-January for the Tuplin Creek watershed was not simulated by the model, despite the event having over 600 mg/L of suspended sediment. This peak occurred when there was no corresponding rainfall event, and the second watershed did not have any significant sediment event that day. This can be explained by unpredictable actions, such as work near the river or agricultural management practices. However, the results from the performance criteria in Table 4 show that the model is effective in simulating suspended sediments concentration. The short calibration and validation period remains a limitation to achieving higher performance criteria due to the limited number of significant sediment events.

Table 5 : statistical performances from discharge and suspended sediment calibration and validation.

Criteria for model performance	Watershed	Discharge		Suspended sediment	
		Calibration	Validation	Calibration	Validation
KGE	Tuplin Creek	0.72	0.57	0.73	0.51
	Spring Valley	0.74	0.51	0.79	0.57
NSE	Tuplin Creek	0.71	0.61	0.73	0.59
	Spring Valley	0.54	0.71	0.64	0.66

#### - Climate change impact on hydrology

After the calibration of hydrology and suspended sediment data, meteorological data from future climate projections were used to obtain streamflow and sediment values up to 2100 with the RCP 8.5 climate change scenario (Figure 17). The hydrology predictions up to 2100, (Figure 17), display the annual variations in streamflow for the Tuplin Creek and Spring Valley watersheds. The different descriptive statistics of future time periods concerning streamflow are presented in Table 5. There is different time periods, observed data from 2021 to 2023, from 2023 to 2050, from 2050 to 2075, and from 2075 to 2100.

The mode of the simulated time series for the future time periods appears to increase, indicating an overall higher streamflow, in correlation with the statistically increased precipitation in the future. While these two factors may not necessarily be linked, it remains probable that the statistical increase in precipitation leads to an increase in discharge. As these trends are relatively weak, many other factors can have impacts on discharge, including the local soil structure, which may change over time, altering water retention patterns. Additionally, since not all climatic intricacies are currently understood, a continuation of the RCP 8.5 scenario could have unknown impacts (on precipitation, for example). In summary, the results from simulations, given the current state of knowledge and climate predictions, illustrate what the future conditions of



precipitation and discharge could be under the RCP 8.5 warming scenario, although it is not the only possibility.

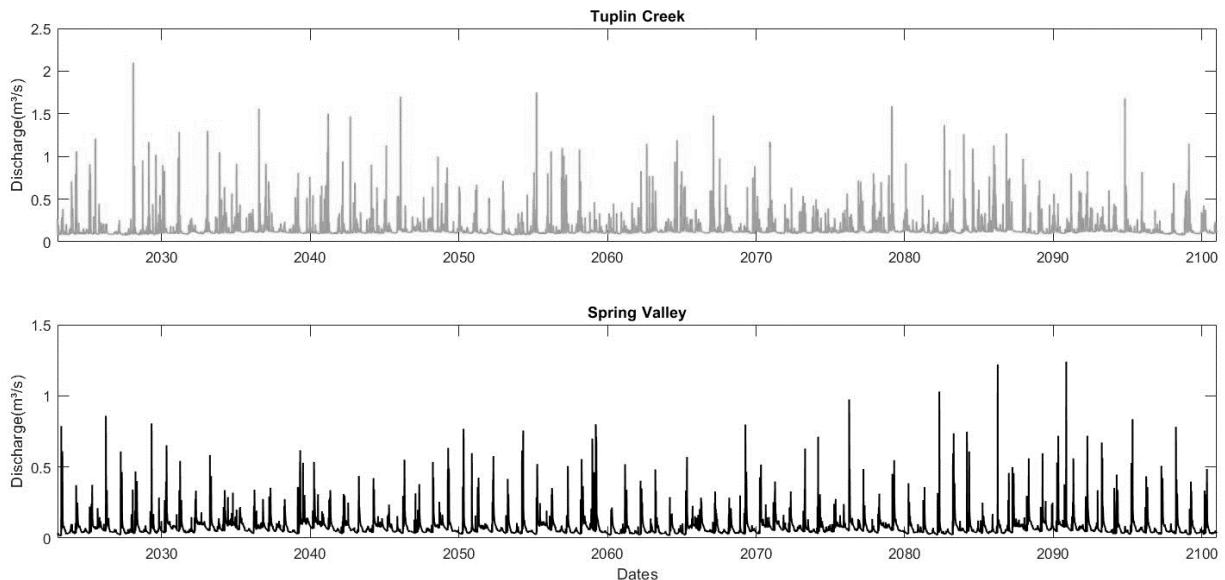


Figure 17 : Simulated discharge data using SWAT model until 2100 for Tuplin Creek and Spring valley.

When compared with the observed data, the other descriptive statistics suggest that the values of future time series are higher (Figure 16). Regarding the first three quartiles for the Spring Valley and Tuplin Creek watersheds, an increase in values is noted in the future, indicating a statistically significant increase in low streamflow values. The Mann-Kendall statistical test show a positive flow trend in both subbasins ( $p > 0,05$  significative trend). The fourth quartile value of each period does not show a clear trend.

Table 6 : Descriptive statistics of simulated streamflow data up to 2100, comparison of different future periods using quartiles and mode of values.

		Simulation 2100							
		Observed discharge		2023/2050		2050/2075		2075/2100	
		Tuplin	Spring	Tuplin	Spring	Tuplin	Spring	Tuplin	Spring
First quartile	m <sup>3</sup> /s	0.073	0.040	0.100	0.046	0.103	0.040	0.107	0.041
Second quartile		0.078	0.057	0.111	0.064	0.113	0.055	0.118	0.056
Third quartile		0.089	0.080	0.126	0.092	0.130	0.083	0.134	0.083
Fourth quartile		1.650	0.920	2.100	0.860	1.750	0.800	1.680	1.240
Mode		<b>0.077</b>	<b>0.100</b>	<b>0.102</b>	<b>0.106</b>	<b>0.103</b>	<b>0.101</b>	<b>0.112</b>	<b>0.115</b>



Table 7 shows the frequency of exceedances of high flows that have been simulated and observed during various future time periods.

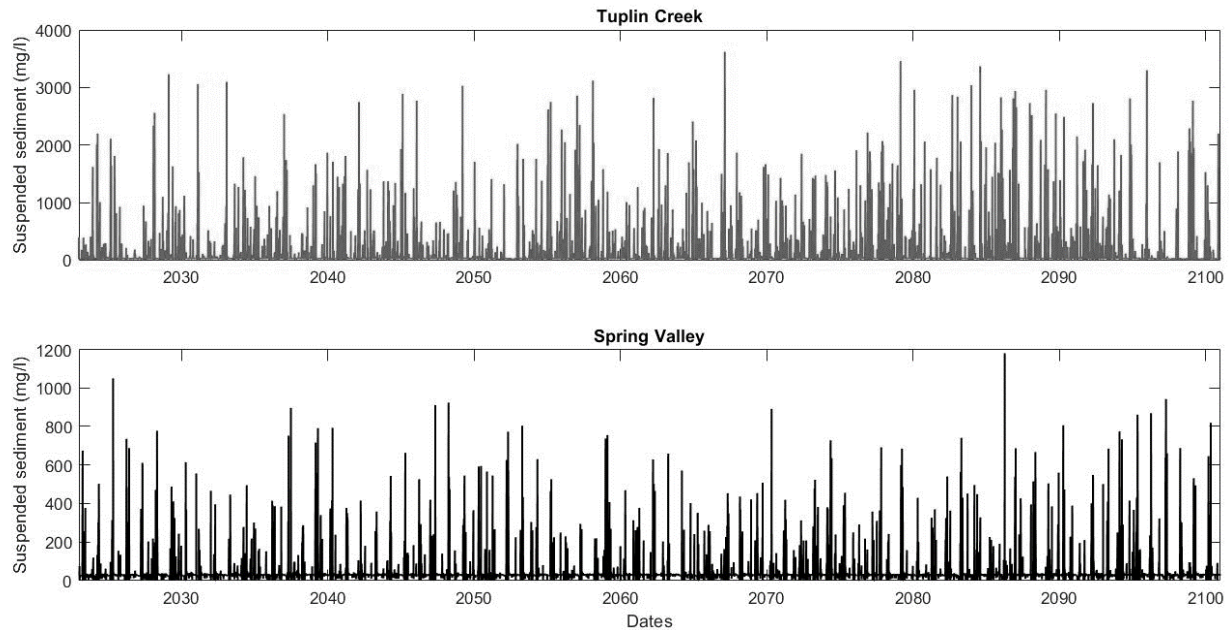
Values in Table 7 show a decline in the number of extreme events for Tuplin Creek in future time periods and a decrease followed by an increase for Spring Valley. These results do not indicate a concrete common trend in the data, suggesting that a trend in extreme flow values is difficult to predict, according to the selected climate change scenario. The prediction of future precipitation remains a parameter with high uncertainty. Indeed, different climate prediction models do not always agree on rainfall trends (Lobell and Burke 2008). Some studies on climate projections emphasize the potential for increased precipitation in northeastern Canada while highlighting the challenge, compared to other climate factors, of predicting them with low uncertainty (Christensen, Hewitson et al. 2007).

*Table 7 : Quantification of extreme hydrologic events according to different future periods.*

		Extreme hydrologic events			
		2021-2023	2023-2050	2050-2075	2075-2100
<i>Tuplin Creek</i>	>1 m <sup>3</sup> /s	2	15	9	9
<i>Spring Valley</i>	>0.6 m <sup>3</sup> /s	1	11	9	14

- **Climate change impact on sediment concentration**

Figure 17 displays the suspended sediment concentrations (SSC) from 2023 to 2100, which were simulated using meteorological data input into the model from the RCP 8.5 climate change scenario. The presence of trends (Mann-Kendall test) confirmed a statistically significant positive increase in SSC values up to 2100



.Figure 18 : simulated SSC data using SWAT model until 2100 for Tuplin Creek (top) and Spring valley (bottom).

As for the descriptive statistics shown in Table 9, they reveal the possible future trends of suspended sediments. The future periods compared to the observed data have some differences, with quartiles and modes being significantly higher for the future periods (except for the 3rd quartile for Tuplin Creek). This indicates an increase in SSC values compared to the observed data for the lowest and highest values, with associated potential harmful environmental impacts (Table 9). This increase can also be explained by the short period of observation for SSC values, resulting in a more significant statistical bias and less representativeness of values over the long term.

Regarding future periods, no clear trend is observable. The values of different quartiles and modes vary little as time progresses. The extreme values of each period are also quite similar for the two watersheds, indicating that SSC peaks should not increase significantly. It is possible to link this small increase to increased precipitation, and the discharge values that also show a weak tendency to increase.

Table 8 : descriptive statistics of simulated streamflow data up to 2100, comparison of different future periods using quartiles and mode of values.

Simulation 2100									
		Observed discharge		2023/2050		2050/2075		2075/2100	
		Tuplin	Spring	Tuplin	Spring	Tuplin	Spring	Tuplin	Spring
First quartile	Mg/L	14	11	25	26	24	26	25	26
Second quartile		23	16	27	30	28	30	28	30
Third quartile		35	25	30	33	31	33	32	33
Fourth quartile		1422	762	3230	1050	3620	891	3460	1180
Mode		<b>13</b>	<b>12</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>28</b>	<b>26</b>	<b>28</b>	<b>26</b>

The impact of suspended sediments on aquatic fauna and flora has been widely studied to assess the risk to aquatic environments. Studies on the dangers of suspended sediments on fish life cycle stages (Burkhead *et al.*, 2001, Kemp *et al.*, 2011) have listed some of the threats to these aquatic species. Species present on Prince Edward Island such as white perch and striped bass, which reproduce in freshwater, are sensitive to SSC when they exceed tolerance values, particularly juveniles (Morgan *et al.*, 1983). Juveniles are even more vulnerable when exposed to high levels of suspended sediment for longer durations.

In this study, attention was focused on the possible impact of suspended sediment peaks on the local fauna. Critical values of more than 1500 mg/l of suspended sediment over 24 hours (Morgan *et al.*, 1983) were recorded in Table 9 for Tuplin Creek to assess the number of exceedances of this threshold for future periods. An average of more than 1500 mg/l of SSC over 24 hours would result in mortality rates of 12 to 18% for white perch juveniles and 19 to 21% for striped bass juveniles. According to Wilber, 2001, SSC from 30 mg/L for at least one day could cause mortality (less than 25%) of salmon and freshwater fish eggs. For juvenile and adult salmon according to Wilber, 2001, a concentration from 20 mg/L to 1000 mg/L will cause sublethal physiological responses and behavioral deviances in the groups tested. For estuarine fish, mortality can be 10% for an exposure duration of one day and an SES concentration of 700 mg/L according to Wilber, 2001. According to Newcombe and Macdonald, 1996 for estuarine fish, exposure for one day to 1000 mg/L of SES could cause 20 to 40% mortality. In addition, an increase of more than 25 mg/L of suspended sediment over 24 hours compared to the baseline level would cause stress responses and reversible sublethal effects in fish, according to the conclusions of Marine (1999). Physiological effects on benthic invertebrate species due to the high rate of SES are also important. Newcombe and Macdonald, 1991 shows that SES concentrations of more than 25 mg/L for 1 day can induce a reduction in the assimilation capacity of food for invertebrates. Filtered invertebrates are generally less tolerant to turbid conditions than other aquatic species. Increasing suspended sediment concentrations (reaching 50 to 100 mg/l) can result in decreased

ingestion rates to potential starvation levels (Arruda, Marzolf and Faulk 1983). The presence of suspended clay particles reduces feeding rates of Daphnia (McCabe and O'Brien 1983). Under very turbid conditions, mussels and clams tend to close their shells (thus decreasing their feeding opportunity). Turbid conditions can also result in a reduction in the quality of food (e.g., dead leaves) for the benthic macroinvertebrates (Forbes, Magnusson and Harrell 1981). For impacts on aquatic plants documented effects include physical damage to leaves (Lewis 1973), reduced photosynthetic activity (Ward 1992), slower growth rate (Lewis 1973).

The sediment values being a daily average, certain hours necessarily have much higher SSC levels. These critical moments for aquatic fauna are particularly dangerous for species with little tolerance for very high levels over a short period of time. These sub-daily events were not taken into account in the present study.

*Table 9 : percentage of time with SSC concentration exceeding 25 mg/L compared to the baseline for different future periods for both watersheds. Quantification of extreme SSC events according to different future periods.*

	<b>Sediment concentration above 25mg/l from background levels</b>				
	<i>Observed SSC value</i>	<i>2023/2050</i>	<i>2050/2075</i>	<i>2075/2100</i>	
Tuplin	%	21.3	6.9	8.1	9.7
Spring		11.7	7.7	7.1	8.1
	<b>High SSC events &gt;1500 mg/l</b>				
Tuplin		0	31	34	67

Extreme sediment events never reached the 1500 mg/L threshold in the Spring Valley watershed and hence, pose lower threats to juvenile white perch and striped bass. However, these levels can still prove harmful to aquatic species and contribute to the fragility of the habitat.

Table 8 shows, for the Tuplin Creek watershed, the number of days with an average SSC above 1500 mg/L for different time periods. With the limited data period for the observed values, no exceedance of this threshold was observed. For the future scenario, an increase in the number of these spikes was noted. Thus, from 31 events from 2023 to 2050, the number increased from 2075 to 2100 to 67 events of this type. This would indicate a more significant pressure on aquatic species and events leading to possible increase in stressful events of even mortality.

These analyses, based on SSC tolerance for two fish species can also be parallel to the overall degradation of the aquatic system during phenomena of increased suspended sediment. An increase of more than 25mg/L of suspended sediment over 24 hours compared to the baseline level would cause stress responses and reversible sublethal effects for fish (Marine, 1999).

Exceeding this threshold of 25mg/L is investigated for future periods. Table 8 shows, for future periods, the percentage of time when the suspended sediment rate is over 25mg/L compared to the baseline level, which is 13mg/L for Tuplin Creek and 12mg/L for Spring Valley. For observed data the rate of exceedance is superior compared to all future periods. The high rate of

exceedance for the observed period can be explained by the low number of data and overestimated values in the modeling of low SSC values for the two watersheds. For the future baseline sediment rate, it has been chosen to keep 13 mg/L for Tuplin Creek and 12mg/L for Spring Valley as basic SSC. As for future periods, it appears that for Tuplin Creek, the percentage of exceedance compared to the baseline level only increases continually for future periods. This may indicate greater pressure on aquatic ecosystems and more frequent stress for organisms living there, resulting in physiological responses related to these disturbances. As for Spring Valley, the percentage of exceedance increases less and even decreases for the second period of 2050-2075, only to increase again between 2075-2100. The finding for both watersheds is similar: ecosystems are at risk of being more impacted, more frequently by these minor disturbances caused by the elevation in suspended sediments of more than 25mg/L.

#### - **Climate change impact on sediment load**

Figure 19 shows the annual sediment load in tons per year from 2023 to 2100. Both watersheds would see an statistically significant increase in annual sediment load from 2023 to 2100 according to the selected climate change scenario, as confirmed by the Mann-Kendall test which is positive for both study locations. Linear regression shows that for Tuplin Creek, the increase in annual sediment load is greater than for Spring Valley. For the two years with observed data, average sediment load are 212 tons for Tuplin Creek and 95 tons for Spring Valley. Comparing these values with future sediment load data, 84% of sediment load values are higher in the future for Tuplin Creek and 57% for Spring. The potential increased sediment load can be linked to numerous environmental issues, especially in estuaries which will be impacted by the increased influx of sediment (Wilber and Clarke 2001). On aquaculture suspended sediment increasement could be harmful when at high rate, for mussel (Lummer, Auerswald et al. 2016) or for oyster (Suedel, 2015). These impacts could lead to economic loss for the aquaculture all around PEI. Risks of eutrophication and pollution are increased with the rising sediment load, as well as threats to the physical structure of the estuary due to sedimentation and bed elevation. Under the RCP 8.5 climate change scenario and with similar land use as today, the trend for sediment load would be towards an increase.

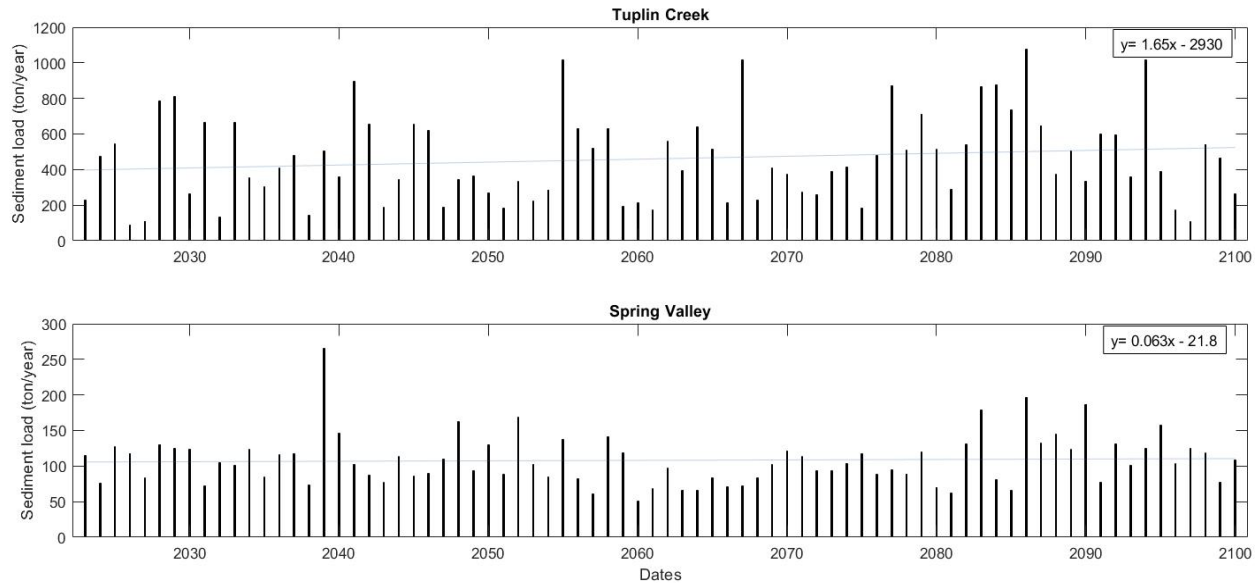


Figure 19 : simulated yearly sediment load data using SWAT model until 2100 for Tuplin Creek and Spring valley.

## Discussion

Numerous researchers have used the SWAT model to examine the impacts of climate change on suspended sediment in watershed areas across various regions worldwide (Rodríguez-Blanco *et al.*, 2016, Yesuf *et al.*, 2015, Zuo *et al.*, 2016). These investigations have provided valuable insights into the discernible consequences of climate change on the dynamics of suspended sediment.

Previous studies focusing on suspended sediment in PEI (Dunn *et al.*, 2011; Sirabahenda *et al.*, 2020) have demonstrated the successful utilization of the SWAT model for this purpose in different contexts, including both forested and agricultural areas. This study demonstrates the effectiveness of the SWAT model in simulating present and future streamflows and suspended sediment concentrations (SSCs). The performance evaluation criteria, such as Kling-Gupta Efficiency (KGE) and Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), indicate successful simulation of the respective data sets. This paper also establishes a connection between the calibration and validation of the SWAT model for sediment discharge and the potential impacts of climate change on sediment dynamics. The assessment of possible future trends in suspended sediment in this study provides a glimpse into the potential risks faced by agricultural watercourses on PEI under the most pessimistic climate change scenario.

The chosen climate scenario, which represents the most pessimistic outlook, provides a clear illustration of the potential climate impacts if no action is taken to mitigate global warming. Climate change impacts on the island are relatively less pronounced compared to other regions, owing to the buffering role played by the Gulf of Saint Lawrence surrounding PEI. The gulf helps moderate both high and low temperatures. Precipitation is projected to increase throughout the century on PEI under the RCP 8.5 climate change scenario. Additionally, temperatures are expected to exhibit a consistent positive trend, with lower average temperatures increasing at a faster rate than higher average temperatures, resulting in higher winter temperature and accelerated snow melting. In terms of hydrological modeling, the model may underestimate certain baseflows,

especially during periods without major hydrological peaks, possibly due to inadequate consideration of groundwater processes.

The model output data indicate a slight increase in streamflows throughout the century, with a significant decrease in annual flood events due to more frequent melting phenomena due to the winter temperature increase. When compared to observed data, which were collected over a short period, the future hydrological values exceed those of the different quartiles, indicating an increase in streamflows. However, these trends are predictive and do not account for potential changes in local conditions. There remains a high level of uncertainty regarding future data, particularly due to the direct impact of human activities such as intensive pumping on river flows, which could diminish them, as well as changes in land use, which cannot be predicted yet. Nevertheless, if a similar agro productive system to the current one is maintained, it is likely that pumping will increase in the future, further impacting the hydrological balance, as is already the case with existing wells (Island *et al.*, 2004). The intensive potato culture prevalent on the island is indicative of high water resource consumption.

These findings contradict other studies, such as Bhatti *et al.*, 2022, which shows a slight decrease in streamflows in western PEI in the future. This contradiction could be explained by the difference between the scale of this study and the Bhatti's one. Where Bhatti's made conclusion on a regional scale, we have results on small watershed scale, which could be the explanation of the difference of precipitation rate.

Regarding suspended sediment, the model results reveal that compared to observed data, future values are significantly higher for all quartiles and maximum values. This can be attributed to the limited calibration and validation period, which reduces the representativeness of the data but still suggests a probable increase in suspended sediment levels. The frequency of very high SSC events is expected to occur more frequently in one of the two watersheds, indicating greater pressure on aquatic ecosystems. From 2075 to 2100, the number of sediment peaks exceeding 1500 mg/L (a threshold associated with more than 15% mortality of juvenile striped bass and white perch in one day) is projected to double compared to previous periods in the Tuplin Creek watershed. The other watershed, Spring Valley, which has a relatively smaller drainage area, does not experience significant sediment peaks or an increase in their frequency in the future. This indicates that despite their proximity, local conditions in each watershed are likely intrinsically linked to the levels of suspended sediment in the watercourses. Looking at the local conditions with regard to SSCs, and in particular the loads per km<sup>2</sup>, the results show that Spring Valley with an average of 38 tons per km<sup>2</sup> per year sees less sediment transfer over the period than Tuplin Creek with an average of 89 tonnes per km<sup>2</sup> per year. This therefore indicates a higher runoff per kilometer for Tuplin Creek, thus implying less sediment retention near the rivers or more numerous sources of suspended sediment. Thus, the slightly lower forest coverage (-5%) and slightly higher agricultural land use in Tuplin Creek compared to Spring Valley could be the cause of larger sediment peaks, as forested buffers play a crucial role in sediment retention. Furthermore, the slopes in the vicinity of both rivers exhibit similar characteristics. The temporary increases of more than 25 mg/L in suspended sediment concentration (SSC), compared to the baseline level, appear to be increasing chronologically in future periods. This could imply physiological stress for fish (Gregory *et al.*, 1993) and, consequently, a progressive degradation of aquatic living conditions, even though the percentage increases are small.

While species have various adaptation strategies to cope with peak SSC events, mortality can still be significant for different aquatic species during these extreme turbid events (Newcombe *et*

*al.*, 1996; Au *et al.*, 2004). Since the concentration of suspended sediment primarily depends on land use practices in adjacent areas and precipitation, changes in agricultural practices could yield positive results in reducing SSC. Increasing riparian buffers is one approach to reducing SSC (Sirabahenda *et al.*, 2017; Cho *et al.*, 2010).

The limitations of this study include its focus on a specific climate change scenario without projecting changes in land use in the future. The limited period of observed data affects the representativeness of present values and current conditions. The sampling locations, significantly upstream of the river outlets into the estuary, also mean that the observed conditions do not fully represent the conditions throughout the watersheds.

Furthermore, it is important to acknowledge the presence of uncertainties in SWAT modeling. The SWAT model simplifies intricate hydrological and biogeochemical processes by converting them into mathematical equations and parameters. However, this simplification may not fully capture the intricate complexities and variations present in real-world systems, which can result in potential inaccuracies in the model's predictions. Due to limitations in data quality and availability, the performance of the model in calibration and validation processes may be modest, with Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) and Kling-Gupta Efficiency (KGE) values of approximately 0.5. Population concentration and increased water pumping pose significant challenges in water management, necessitating careful planning and effective management strategies.

## **Conclusion**

The application of the SWAT model has shown that it is possible, in a predominantly agricultural context and within a limited time frame, to calibrate and validate streamflow and suspended sediment data for two small watersheds. The findings of this study shed light on the potential risks faced by agricultural watercourses on Prince Edward Island (PEI) under a pessimistic climate change scenario. This study highlights the potential changes in discharge and suspended sediment levels that may occur if the climate follows the RCP 8.5 climate change scenario. The anticipated slight increase in precipitation is likely to contribute to a future rise in streamflow. Additionally, there is a possibility of an increase in the frequency of suspended sediment peaks, which poses risks to ecosystems.

However, these findings should be interpreted with caution, considering the uncertainties inherent in the SWAT model and the fact that only one climate change scenario was used in simulations. The study highlights the importance of considering local conditions and land use practices in understanding suspended sediment dynamics. Watersheds with different land use characteristics exhibited varying responses to future sediment peaks, indicating the probable significance of forested land in sediment retention. Moreover, the potential impacts of sediment peaks on aquatic ecosystems and species' adaptation strategies underscore the need for proactive measures to mitigate adverse effects.

Further research, incorporating longer-term data and considering a range of scenarios, can enhance our understanding of the complex interactions between climate change, land use practices, and sediment dynamics, facilitating more informed decision-making for sustainable water resource management in the face of changing environmental conditions.



## References

- Alberto, A., St-Hilaire, A., Courtenay, S.C., & van den Heuvel, M.R. (2016). Monitoring stream sediment loads in response to agriculture in Prince Edward Island, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 415.
- Alberto, A., Courtenay, S.C., St-Hilaire, A., & van den Heuvel, M.R. (2017). Factors influencing brook trout (*Salvelinus fontinalis*) egg survival and development in streams influenced by agriculture. *Journal of Fisheries Sciences.com*, 11, 9-20.
- Abrahams, M.V., Bassett, D.K., & Montgomery, J.C. (2017). Sensory biology as a risk factor for invasion success and native fish decline. *Transactions of the American Fisheries Society*, 146, 1238–1244. <https://doi.org/10.1080/00028487.2017.1353545>
- Adekanmbi, T., Wang, X., Basheer, S., Nawaz, R.A., Pang, T., Hu, Y., & Liu, S. (2023). Assessing Future Climate Change Impacts on Potato Yields—A Case Study for Prince Edward Island, Canada. *Foods*, 12(6), 1176.
- Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., van Griensven, A., Van Liew, M.W., Kannan, N., & Jha, M.K. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55, 1491-1508.
- Arruda, J.A., Marzolf, G.R., & Faulk, R.T. (1983). The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. *Ecology*, 64(5), 1225-1235.
- Asselman, N.E.M. (2000). Fitting and interpretation of sediment rating curves. *Journal of Hydrology*, 234, 228–248. doi:10.1016/S0022-1694(00)00253-5
- Au, D.W.T., Pollino, C.A., Wu, R.S.S., Shin, P.K.S., Lau, S.T.F., & Tang, J.Y.M. (2004). Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. *Marine Ecology Progress Series*, 266, 255-264.
- Bhatta, B., Shrestha, S., Shrestha, P.K., & Talchabhadel, R. (2019). Evaluation and application of a SWAT model to assess the climate change impact on the hydrology of the Himalayan River Basin. *Catena*, 181, 104082.
- Bhatta, B., Shrestha, S., Shrestha, P.K., & Talchabhadel, R. (2020). Modelling the impact of past and future climate scenarios on streamflow in a highly mountainous watershed: A case study in the West Seti River Basin, Nepal. *Science of the Total Environment*, 740, 140156.
- Bhatti, A.Z., Farooque, A.A., Krouglicof, N., Peters, W., Li, Q., & Acharya, B. (2022). Prospective Climates, and Water Availabilities under Different Projections of Environmental Changes in Prince Edward Island, Canada. *Water*, 14(5), 740.

Booty, W.G., Wong, I., Bowen, G.S., Fong, P., McCrimmon, C., & Leon, L. (2014). Loading estimate methods to support integrated watershed-lake modelling: Duffins Creek, Lake Ontario. *Water Quality Research Journal of Canada*, 49(2), 179-191.

Burkhead, N.M., & Jelks, H.L. (2001). Effects of suspended sediment on the reproductive success of the tricolor shiner, a crevice-spawning minnow. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130(5), 959-968.

Blevins, R.L., Frye, W.W., Baldwin, P.L., & Robertson, S.D. (1990). Tillage Effects on Sediment and Soluble Nutrient Losses from a Maury Silt Loam Soil. *Journal of Environmental Quality*, 19, 683-686.

Cho, J., Lowrance, R.R., Bosch, D.D., Strickland, T.C., Her, Y., & Vellidis, G. (2010). Effect of watershed subdivision and filter width on SWAT simulation of a coastal plain watershed 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(3), 586-602.

Coffin, M.R.S., Courtenay, S.C., Pater, C.C., van den Heuvel, M.R. (2018). An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. *Marine Pollution Bulletin*, 133.

Cyrus, D.P., & Blaber, S.J.M. (1987). The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at Lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109(1), 53-70.

Wilber, D.H., & Clarke, D.G. (2001). Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(4), 855-875. DOI: 10.1577/15488675(2001)021<0855:BEOSSA>2.0.CO;2

Deeley, D.M., & Paling, E.I. (1998). Assessing the ecological health of estuaries in southwest Australia. Gleneagles Publishing.

Douglas-Mankin, K.R., Srinivasan, R., & Arnold, J.G. (2010). Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: Current developments and applications. *Transactions of the ASABE*, 53(5), 1423-1431.

Dunn, A.M., Julien, G., Ernst, W.R., Cook, A., Doe, K.G., & Jackman, P.M. (2011). Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Science of the Total Environment*, 409(5), 868-882.

Edwards Linnell M. (2013). The effects of soil freeze–thaw on soil aggregate breakdown and concomitant sediment flow in Prince Edward Island: A review. *Canadian Journal of Soil Science*, 93(4), 459-472.

FAO & IWMI. (2017). *Water pollution from agriculture: a global review*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and Colombo, International Water Management Institute.

Ficklin, D.L., Luo, Y., Luedeling, E., & Zhang, M. (2009). Climate change sensitivity assessment of a highly agricultural watershed using SWAT. *Journal of hydrology*, 374(1-2), 16-29.

Forbes, A.M., & Magnuson, J.J. (1981). Decomposition and microbial colonization of leaves in a stream modified by coal ash effluent. *Hydrobiologia*, 76, 263-267.

Glavan, M., & Pintar, M. (2012). Strengths, weaknesses, opportunities and threats of catchment modelling with Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model. *Water Resources Management and Modeling*, 39-64.

Guignion, D., Gaudet, C., & MacFarlane, R. (2019). A renewed conservation strategy for Atlantic salmon in Prince Edward Island. Oak Meadows Inc. 150 p.

Gregory, R.S., Servizi, J.A., & Martens, D.W. (1993). Comment: utility of the stress index for predicting suspended sediment effects. *North American Journal of Fisheries Management*, 13(4), 868-873.

Henley, M.A., Patterson, R.J., Neves, A., & Dennis Lemly (2000). Effects of Sedimentation and Turbidity on Lotic Food Webs: A Concise Review for Natural Resource Managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8(2), 125-139. DOI: 10.1080/10641260091129198

Huang, J.J., & Xiang, W. (2015). Investigation of point source and non-point source pollution for Panjiakou Reservoir in North China by modelling approach. *Water Quality Research Journal of Canada*, 50(2), 167-181.

Island, P.E. (2004, October). Application of numerical modeling to groundwater assessment and management in Prince Edward Island. In *Proceedings of the 2004 57th Canadian Geotechnical Conference*, Québec, QC, Canada (pp. 25-27).

Izagirre, O., Serra, A., Guasch, H., & Elosegi, A. (2009). Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Science of the Total Environment*, 407(21), 5694-5700.

Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological processes*, 25(11), 1800-1821.

Kerr, S.J. (1995). Silt, turbidity and suspended sediments in the aquatic environment: an annotated bibliography and literature review.

LaSalle, M.W., Clarke, D.G., Homziak, J., Lunz, J.D., & Fredette, T.J. (1991). A framework for assessing the need for seasonal restrictions on dredging and disposal operations (Vol. 91, No. 1). Vicksburg, Miss.: US Army Engineer Waterways Experiment Station.

Liu, X., Zhang, X., & Zhang, M. (2008). Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1667–1674.

- Linnell Edwards, G. Richter, B. Bernsdorf, R.-G. Schmidt, & J. Burney. (2011). Measurement of rill erosion by snowmelt on potato fields under rotation in Prince Edward Island (Canada). *Canadian Journal of Soil Science*, 78(3), 449-458. <https://doi.org/10.4141/S97-053>
- Lobell, D.B., & Burke, M.B. (2008). Why are agricultural impacts of climate change so uncertain? The importance of temperature relative to precipitation. *Environmental Research Letters*, 3(3), 034007.
- Lummer, E.M., Auerswald, K., & Geist, J. (2016). Fine sediment as environmental stressor affecting freshwater mussel behavior and ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 571, 1340-1348.
- Marine, N.R.G. (1999). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 1-5.
- Maqsood, J. (2021). Machine learning based climate projections for sustainable potato production in Prince Edward Island.
- McCabe, G.D., & O'Brien, W.J. (1983). The effects of suspended silt on feeding and reproduction of *Daphnia pulex*. *American Midland Naturalist*, 324-337.
- Mishra, A., Froebrich, J., & Gassman, P.W. (2007). Evaluation of the SWAT model for assessing sediment control structures in a small watershed in India. *Transactions of the ASABE*, 50(2), 469-477.
- Morgan, Raymond P.; Rasin, V. James; Noe, Linda A. (1983). Sediment Effects on Eggs and Larvae of Striped Bass and White Perch. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112(2A), 220–224.
- Moriassi, 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. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900.
- Nash, J.E., & Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*, 10(3), 282-290.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., & Williams, J.R. (2011). Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. Technical Report No 406, Texas Water Resources Institute, College Station, pp. 1–647.
- Newcombe, C.P., & MacDonald, D.D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American journal of fisheries management*, 11(1), 72-82.
- Newcombe, C.P., & Jensen, J.O. (1996). Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management*, 16(4), 693-727.

- Ouellet-Proulx, S., St-Hilaire, A., Courtenay, S.C., & Haralampides, K.A. (2016). Estimation of suspended sediment concentration in the Saint John River using rating curves and a machine learning approach. *Hydrological Sciences Journal*, 61(10), 1847-1860. DOI: 10.1080/026266
- Pandey, A., Bishal, K. C., Kalura, P., Chowdary, V. M., Jha, C. S., & Cerdà, A. (2021). A soil water assessment tool (SWAT) modeling approach to prioritize soil conservation management in river basin critical areas coupled with future climate scenario analysis. *Air, Soil and Water Research*, 14, 11786221211021395.
- Pavey, B., Saint-Hilaire, A., Courtenay, S., Ouarda, T., & Bobée, B. (2007). Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environmental monitoring and assessment*, 135, 369-382.
- Priest III, W. I. (1981). The effects of dredging impacts on water quality and estuarine organisms: a literature review. *tfY*, 239.
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., et al. (2011). RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change*, 109, 33. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>
- Ramskov, T., Forbes, V.E., Gilliland, D., & Selck, H. (2015). Accumulation and effects of sediment-associated silver nanoparticles to sediment-dwelling invertebrates. *Aquatic Toxicology*, 166, 96–105.
- Sirabahendaa, Z., St-Hilaire, A., Courtenay, S.C, Alberto, A., & van den Heuvel, M.R. (2017). A modelling approach for estimating suspended sediment concentrations for multiple rivers influenced by agriculture. *Hydrological Sciences Journal*, 62, 2209–2221.
- Sirabahenda, Z., A. St-Hilaire, S.C. Courtenay, & M.R. van den Heuvel (2019). Comparison of acoustic to optical backscatter continuous measurements of suspended sediment concentrations and their characterization in an agriculturally impacted river. *Water*, 11, 981.
- Sirabahenda, Z., A. St-Hilaire, S.C. Courtenay, & M.R. van den Heuvel. (2020). Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models. *CATENA*, 195, 104762.
- St-Hilaire, A., et al. (2006). Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modelling of exceedances using logistic regression. *Canadian Water Resources Journal*, 31, 139–156. doi:10.4296/cwrj3103139
- Syvitski, J. P., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J., & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308(5720), 376-380.
- Takagi, T., & Sugeno, M. (1985). Fuzzy identification of systems and its applications to modeling and control. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, SMC-15, 116–132.

- Valero, C., Alonso, C., De Miguel, R.J., Fernandez-Delgado, C., & Garcia de Jalon, D. (2017). Response of fish communities in rivers subjected to a high sediment load. *Limnologica – Ecol. Manage. Inland Waters*, 62, 142–150.
- Rodríguez-Blanco, M. L., Arias, R., Taboada-Castro, M. M., Nunes, J. P., Keizer, J. J., & Taboada-Castro, M. T. (2016). Potential impact of climate change on suspended sediment yield in nw Spain: A case study on the corbeira catchment. *Water*, 8(10), 444.
- Solomon, S. (Ed.). (2007). *Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC (Vol. 4)*. Cambridge university press.
- Shrestha, S., Bhatta, B., Shrestha, M., & Shrestha, P. K. (2018). Integrated assessment of the climate and landuse change impact on hydrology and water quality in the Songkhram River Basin, Thailand. *Science of the Total Environment*, 643, 1610-1622.
- Shrestha, B., Cochrane, T. A., Caruso, B. S., & Arias, M. E. (2018). Land use change uncertainty impacts on streamflow and sediment projections in areas undergoing rapid development: A case study in the Mekong Basin. *Land Degradation & Development*, 29(3), 835-848.
- Suedel, B. C., Clarke, J. U., Wilkens, J., Lutz, C. H., & Clarke, D. G. (2015). The effects of a simulated suspended sediment plume on eastern oyster (*Crassostrea virginica*) survival, growth, and condition. *Estuaries and Coasts*, 38, 578-589.
- Tramblay, Y., Bouvier, C., Martin, C., Didon-Lescot, J.-F., Todorovik, D., Domergue, J.-M. (2010). Assessment of initial soil moisture conditions for event-based rainfall–runoff modelling. *Journal of Hydrology*, 387(3–4), 176-187.
- Wilber, D. H., & Clarke, D. G. (2001). Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(4), 855-875.
- Yamada, H., & Nakamura, F. (2002). Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the Makomanai River, northern Japan. *River Research and Applications*, 18(5), 481-493.
- Yang, Q., Meng, F. R., Zhao, Z., Chow, T. L., Benoy, G., Rees, H. W., & Bourque, C. P. A. (2009). Assessing the impacts of flow diversion terraces on stream water and sediment yields at a watershed level using SWAT model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132(1-2), 23-31.
- Yesuf, H. M., Assen, M., Alamirew, T., & Melesse, A. M. (2015). Modeling of sediment yield in Maybar gauged watershed using SWAT, northeast Ethiopia. *Catena*, 127, 191-205.
- Zhou, Y., Xu, Y. J., Xiao, W., Wang, J., Huang, Y., & Yang, H. (2017). Climate Change Impacts on Flow and Suspended Sediment Yield in Headwaters of High-Latitude Regions—A Case Study in China’s Far Northeast. *Water*, 9, 966. <https://doi.org/10.3390/w9120966>

Zuo, D., Xu, Z., Yao, W., Jin, S., Xiao, P., & Ran, D. (2016). Assessing the effects of changes in land use and climate on runoff and sediment yields from a watershed in the Loess Plateau of China. *Science of the Total Environment*, 544, 238-250.