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

## CARACTÉRISATION ET MODÉLISATION DE L'EFFICACITÉ DE BASSINS DE SÉDIMENTATION EN AVAL DE TOURBIÈRES EXPLOITÉES

Par

Myriam Samson-Dô

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

#### Jury d'évaluation

Président du jury et examinateur interne

Examinateur externe

Alain Rousseau INRS-ETE

Michelle Garneau Faculté de géographie Université du Québec à Montréal

Directeur de recherche

André St-Hilaire INSR-ETE

© Droits réservés de Myriam Samson-Dô, 2015

### REMERCIEMENTS

Peu importe l'épreuve, au final on arrive tous à Noël en même temps.

Je voudrais d'abord sincèrement remercier mon directeur de recherche, André St-Hilaire, pour m'avoir offert la chance d'entrer dans le monde de l'hydrologie. Ta disponibilité, ton écoute, et ta compréhension m'ont grandement aidée. Tu as toujours pris le temps de m'expliquer les détails qui m'étaient nébuleux. Je n'aurais probablement pas gagné la bataille sans ton aide et ton support. Merci de m'avoir fait confiance, même si je ne suis qu'une biologiste !

Un grand merci à tous les stagiaires de terrain qui m'ont aidée à jouer dans la boue durant ces deux longs étés de terrains. Un merci particulier à Rosemarie pour m'avoir aidée à prendre des décisions le premier été et pour le support moral. Un autre merci particulier à Constance pour ton support moral, ta patience et pour t'être sacrifiée dans les marres de boue à ma place.

Merci également à Cyril et Audrey pour les conseils techniques et pour les encouragements. Merci à Sandra pour l'aide sur le terrain.

Merci à ma famille qui ne comprend pas toujours ce que je fais, mais qui est toujours fière de moi. Merci aussi à mes amis de m'avoir aidée à garder confiance.

Gabi, merci d'avoir été mon technicien, lecteur, correcteur, support moral et mon mouchoir durant ces deux ans. J'ai hâte que tu me connaisses dans un autre contexte que celui d'étudiante. J'espère que je serai plus facile à vivre.

Je veux également remercier les gens que j'ai cotoyés chez Berger, chez Premier Tech, chez Fafard et Frères, chez Lambert ainsi qu'à l'APTHQ pour l'ouverture qu'ils ont démontré face au projet. Merci d'avoir été disponibles et d'avoir sorti mon tracteur enlisé dans la boue.

Finalement, j'aimerais ne pas remercier les autoéchantillonneurs pour tous les problèmes et les colères qu'ils m'ont causés. Je voudrais également ne pas remercier les castors pour avoir construit leur maison sur mon territoire. Je voudrais cependant m'excuser pour les familles de castors que l'on a brisées en les délocalisant.

## RÉSUMÉ

La tourbe horticole, qui entre dans la composition de terreaux, est une industrie très présente au Québec et au Nouveau-Brunswick (Canada). Pour extraire la tourbe, il faut d'abord abaisser la nappe phréatique sur le territoire de récolte afin d'assécher la couche supérieure de tourbe pour ensuite la récolter à l'aide d'aspirateurs industriels. Cependant, l'eau drainée est chargée de sédiments en suspension qui peuvent affecter l'habitat et le métabolisme des organismes des cours d'eau récepteurs. L'eau drainée est donc dirigée vers des bassins de sédimentation pour réduire sa charge sédimentaire avant de la relâcher dans la nature. Ce mémoire porte sur la caractérisation et la modélisation de l'efficacité de capture de ces bassins de sédimentation. De plus, un protocole d'échantillonnage pour le suivi de la concentration des solides en suspension par l'industrie a été testé.

Huit bassins de conception et de ratio *volume/superficie drainée* différents (705 à 4170 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>) ont été instrumentés dans trois régions du Québec. Afin de mesurer l'évolution de l'efficacité de capture de ces bassins, la concentration de sédiments en suspension et le débit ont été enregistrés en continu en amont et en aval de chaque bassin pour la période sans glace (mainovembre). De plus, des autoéchantillonneurs ont été déployés à la sortie de certains bassins afin d'y mesurer la qualité de l'eau en termes de sédiments en suspension.

Les résultats montrent que les bassins ayant un grand volume par rapport à la superficie de tourbière drainée, les bassins multiples ainsi que ceux ayant un dispositif de régulation du débit sont plus efficaces. De plus, la nature des sédiments (taille, degré de décomposition et pourcentage de matière organique) influence la quantité de sédiments qui entre dans le bassin, mais pas son efficacité de capture. Finalement, des modèles conçus pour prédire l'efficacité de capture de bassins de rétention municipaux ont été testés avec seulement quelques bassins qui traitent des sédiments tourbeux. Bien qu'une relation similaire à celle des bassins de rétention municipaux ait été observée, un exercice de modélisation plus poussé devra être complété pour valider les résultats.

v

### ABSTRACT

Peat moss, which enters in many potting mix, is an important industry in the provinces of Quebec and New-Brunswick (Canada). To harvest peat, the water table of the peat bog must be lowered to allow the surface peat layer to dry. The dry peat is then harvested with industrial vacuums. However, the drained water can contain suspended sediments that may affect aquatic organisms of the receptor stream. To counter the problem, this water does not go directly in the stream but first flows through a sedimentation basin, built to reduce suspended sediment loads. This work focused on the characterisation and the modelling of the trap efficiency of those sedimentation basins. A protocol for the water quality monitoring (focusing on suspended sediment concentrations) made by industries has also been tested.

Eight basins with different *volume/drained area* ratios (705 to 4170 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>) were studied in three Quebec regions. To measure the trap efficiency of each basin, the suspended sediment concentration and the water flow were monitored upstream and downstream of each basin for the whole ice-free season (May-November). Moreover, auto-samplers were installed downstream of sedimentation basins to mesure the water quality.

Results show that larger basins compared to their drained area, multiples basins and those with a flow regulation device were more efficient than smaller single basins. Moreover, the nature of sediments (size, degradation level and percentage of organic matter) affect the amount of peat that enters a basin, but not its trap efficiency. Finally, models developed to predict trap efficiency of municipal basins were tested for basins that capture peat sediments. The relation was similar, but modelisation is necessary to validate those results.

vii

# TABLE DES MATIÈRES

1.	I	ntroduction						
	1.1	Mise	en contexte	3				
	1.2	Effica	acité de capture	6				
	1.3	Facte	eurs qui influencent l'efficacité de capture	7				
	1	1.3.1	Propriétés des sédiments	7				
	-	1.3.2	Propriétés hydrauliques	8				
	1.4	Mod	élisation de l'efficacité de capture	10				
	1.5	Obje	ctifs	11				
2	г	Méthod	lologie	. 13				
_	-							
	2.1	Sites	à l'étude	15				
	2.2	Effica	acité de capture	18				
	2	2.2.1	Estimation du débit	18				
	2	2.2.2	Estimation de la CSS	19				
	2.3	Facte	eurs qui influencent l'efficacité de capture	22				
	2	2.3.1	Propriétés des sédiments	22				
	2	2.3.2	Hydrologie	24				
	2	2.3.3	Propriétés du bassin et des canaux	25				
	2	2.3.4	Analyses	26				
	2.4	1 Modélisation empirique de l'efficacité de capture						
	2.5	Qualité de l'eau						
3	F	Résultats						
	3.1	Hydrologie des bassins de sédimentation						
	3.2	Caractérisation de l'efficacité des bassins selon leurs dimensions						
	3.3	Natu	re des sédiments	39				
	3.4	Effet	de la saison sur les sédiments en suspension	42				
	3.5	Entretien des bassins de sédimentation						

	3.6	Mod	élisation de l'efficacité	46					
	3.	6.1	Modèle de Heinemann (1981)	46					
	3.	6.2	Modèle de Brown (1943)	17					
	3.7	Auto	échantillonneurs (AE)	<i>19</i>					
4	D	iscussi	ion et conclusion	53					
	4.1	Sourc	ces d'incertitude et biais	55					
	4.2	Cara	ctérisation de l'efficacité des bassins	55					
	4.	2.1	Dimensionnement des bassins	55					
	4.	2.2	Nature des sédiments	57					
	4.	2.3	Recommandations	58					
	4.3	Effet	de la saison sur les sédiments en suspension	50					
	4.4	Effet	de l'entretien des bassins sur leur efficacité	51					
	4.5	Auto	échantillonneurs	52					
	4.6 Conclusion								
5	5 Références								
6 ANNEXEs									
	6.1	Anne	exe 1 – Courbes de tarage	71					
	6.2	Annexe 2 – Courbes de calibration							
	6.3	Anne	exe 3 – Diagramme en hamac de la différence entre la CSS des échantillons récoltés par l'AE et						
	enre	gistrée	e par le néphélomètre	79					
	6.4	Anne	exe 4 - Granulométrie	81					

## LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 2. Définition des classes de l'échelle von Post. (Payette & Rochefort 2001)......22

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Facteurs qui influencent l'efficacité de capture des bassins de sédimentation. Adaptation de Verstraeten & Poesen 2000
Figure 2. La vitesse critique d'érosion (ligne pointillée) et de sédimentation (ligne pleine) en fonction de la taille des sédiments inorganiques du lit d'une rivière. Tiré de Hjulstrom (1935)
Figure 3. Différentes configurations de bassins de sédimentation. Le chiffre de couleur représente l'efficacité hydraulique des bassins. (WSUD 2006)9
Figure 4. Schéma à l'échelle (1 :100) des huit bassins étudiés en vue aérienne
Figure 5. Exemple d'une courbe de tarage en aval du bassin B4. Les courbes bleues pointillées représentent l'intervalle de confiance à 95%
Figure 6. Exemple d'une courbe de calibration d'un turbidimètre (NEP390 Analite) au bassin B4 aval. Les courbes bleues pointillées représentent l'intervalle de confiance à 95%21
Figure 7. Exemple d'un histogramme de la distribution des tailles de sédiments d'un échantillon23
Figure 8. (a) Schéma d'une vue transversale d'un bassin de sédimentation, (b) ponceau en aval du canal aval B6, (c) seuil du canal aval B8 et (d) un géotextile tendu perpendiculairement au centre du bassin B1. Photos par Myriam S-D
Figure 9. Auto-échantillonneur (a) vue d'ensemble de l'instrument et (b) compartiment inférieur avec les bouteilles. Images tirées du guide <i>utilisation PVS4100/4120/4150 Portable Samplers</i> par <i>Campbell Scientific</i> . 28
Figure 10. Précipitations de la saison d'échantillonnage (avril à octobre) pour les 10 dernières années à chaque région. La moyenne des précipitations des 10 dernières années est indiquée par la ligne horizontale33
Figure 11. Hauteur de la lame d'eau journalière (a) des bassins B1, B3, B4 et B5, (b) du bassin B6, (c) des bassins B7 et B8 et (d) du bassin B2, ainsi que les précipitations journalières de chaque région pour une période commune entre le 6 août et le 5 novembre
Figure 12. Série chronologique de la charge cumulative amont et aval des bassins B1 à B8, ainsi que de l'EC journalière. La ligne rouge indique la vidange du ou des bassins35
Figure 13. Trois relations entre l'efficacité de la saison 2014 (2013 pour bassin B2) et (a) le ratio V/D, (b) le ratio V/I et (c) le temps de résidence minimum de chaque bassin. Les lignes rouges pointillées représentent la valeur minimum en abscisse pour qu'un bassin soit efficace
<ul> <li>Figure 14. L'efficacité des bassins en fonction de (a) la taille des sédiments en amont, (c) du degré von Post des tourbières drainées par chaque bassin, (e) de la superficie de tourbière drainée et (g) du pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments en suspension. La charge en amont des bassins en fonction (b) de la taille des sédiments amont, (d) du degré von Post des tourbières drainées, (f) de la superficie de tourbière drainée par chaque bassin et (h) du pourcentage de matière organique. Les bassins en gris sont retirés des analyses statistiques pour des raisons de non-conformité des données</li></ul>

- Figure 15. Granulométrie des échantillons récoltés in situ (bleu) et des échantillons issus de la calibration du néphélomètre (noir) (a) en amont et (b) en aval de chaque bassin. Le « » représente la taille moyenne des sédiments et l'intervalle contenu entre les deux traits « » inclut 80% des tailles de sédiments. L'étoile rouge « \* » signifie que l'échantillon a été analysé bien que la concentration minimale n'ait pas été atteinte.......42
- Figure 17. (a) La hauteur moyenne de la lame d'eau ruisselée pour chaque bassin en été (vert) et en automne (bleu). (b) Fraction des précipitations qui ruisselle vers chaque bassin. Le nombre de jours et le pourcentage du nombre de jours total pris en compte pour chaque saison à chaque bassin est inscrit au-dessus des barres. La saison estivale est comprise entre le 15 juillet et le 14 septembre et la saison automnale est comprise entre le 16 septembre et le 5 novembre.

- Figure 20. (a) Efficacité saisonnière d'un bassin en fonction de son ratio Volume / Inflow. En vert, l'équation de Heinemann (1981) développée pour les bassins qui traitent des sédiments minéraux. En bleu, l'équation de Heinemann modifiée pour les sédiments tourbeux. Les observations (bassins) sont en orange. Les bassins B7 (en gris) et B5 (absent du graphique) n'ont pas été pris en compte. (b) Validation partielle du modèle. .......48
- Figure 21. (a) Efficacité saisonnière d'un bassin en fonction de son ratio Volume / Superficie drainée (V/D). En vert, l'équation de Brown (1943) pour D=0.046, D=0.1 et D=1 développée pour les bassins qui traitent des sédiments minéraux. En bleu, l'équation de Brown modifiée pour les sédiments tourbeux. Les observations (bassins) sont en orange. Les bassins en gris n'ont pas été pris en compte. (b) Validation partielle du modèle.

# LISTE DES ÉQUATIONS

<i>EC</i> = <i>Charge accumul</i> é <i>eCharge totale</i> (Équation 1)	6
$ECmin \acute{e} ral = 100 \cdot 1 - 11 + 0.0021 \cdot \epsilon VD$ (Équation 2)	10
$ECmin \acute{e}ral = -\alpha + \beta VI \gamma + \delta VI$ (Équation 3)	11
$EC(\%) = 100 \times Chargeamont - ChargeavalChargeamont$ (Équation 4)	
$Charge = d\acute{e}bitm3s\times CSSgL \times1000Lm3 \times tonne106g \times 60smin \times 15min1$	(Équation 5)18
<i>Inflow</i> = <i>d</i> é <i>bitPcommun</i> * <i>Psaison</i> (Équation 6)	24
Temps de résidence = V Qmax (Équation 7)	26

# LISTE DES ABRÉVIATIONS

- CSS = Concentration de sédiments en suspension
- EC = Efficacité de capture
- M.O. = Matière organique
- UTN = Unité de turbidité néphélométrique
- Ratio V/D = Ratio du Volume du bassin/Superficie de tourbière drainée
- Ratio V/I = Ratio du Volume du bassin/Inflow

# **1.INTRODUCTION**

#### 1.1 Mise en contexte

Les tourbières ombrotrophes sont des milieux humides dont la composition végétale est dominée par les sphaignes. Lorsque ces plantes meurent à la fin de chaque saison, elles s'accumulent au lieu de se décomposer entièrement dû aux conditions acides et anaérobiques de ces milieux. Les sphaignes mortes forment un dépôt tourbeux qui peut atteindre plusieurs mètres d'épaisseur. En Europe, la tourbe a longtemps été utilisée comme combustible et elle l'est encore aujourd'hui dans certains pays comme la Finlande (Karhunen et al. 2015) ou l'Irlande (Rourke et al. 2009). En Amérique du Nord, cette mousse de sphaigne est utilisée en horticulture comme substrat de croissance pour ses propriétés de rétention d'eau. Le Canada est d'ailleurs le principal producteur de tourbe horticole dans le monde (Daigle et Gautreau-Daigle 2001). Environ 0.014% de la superficie totale des tourbières canadiennes est exploitée, soit près de 160 km<sup>2</sup> (16000 ha).

Au Canada, la récolte de la tourbe se fait par aspiration à l'aide d'aspirateurs industriels. La matière végétale vivante est d'abord retirée et des canaux de drainage sont creusés afin d'abaisser la nappe phréatique. La couche superficielle de tourbe peut donc sécher au soleil avant d'être aspirée couche par couche. Seuls quelques millimètres de tourbe sont aspirés à chaque récolte, il faut donc typiquement plusieurs décennies pour épuiser une tourbière. Des techniques de restauration ou de réhabilitation sont ensuite entreprises sur la tourbière quand la couche de tourbe résiduelle ne possède plus les qualités recherchées en horticulture (Rochefort et al. 2003).

Un des impacts potentiels des activités de récolte sur la qualité de l'eau est le relâchement de sédiments tourbeux via l'eau drainée. Lors d'événements de pluie, la couche superficielle de la tourbière peut être érodée par le ruissellement et les canaux de drainage sont aussi érodés par l'eau qui y circule avec une vélocité suffisante (Kløve 1998). De plus, Holden et Burt (2003) ont révélé l'importance de l'apport de sédiments par des réseaux de macropores sous la surface des tourbières perturbées. Ainsi, beaucoup de sédiments peuvent être amenés dans les cours d'eau où se déversent les canaux de drainage (Clément et al. 2009; Ouellette et al. 2006).

3

Tous les niveaux trophiques d'un cours d'eau ou d'un estuaire récepteur peuvent être affectés par un éventuel apport de particules en suspension. La diminution de la lumière engendrée par ces particules en suspension peut premièrement limiter la production d'algues et de macrophytes aquatiques (Whatley et al. 2014). Ces plantes abritent plusieurs espèces d'invertébrés qui sont des piliers de la chaine alimentaire. Une baisse des populations d'invertébrés d'un cours d'eau peut avoir un impact sur les niveaux trophiques supérieurs. Une étude sur les crevettes de sable (Crangon septemspinosa) a également montré que la présence de tourbe sur le lit d'un estuaire dans lequel se déverse une rivière recevant l'eau de drainage chargée en particules de tourbe peut affecter la qualité de leur habitat et ainsi, réduire leur abondance. En effet, ces crevettes ont de la difficulté à s'enfouir dans les sédiments tourbeux pour éviter leurs prédateurs puisque la tourbe est moins dense que le sable auquel elles sont adaptées (Ouellette et al. 2006). De plus, la faible valeur énergétique de la tourbe qu'ils ingèrent avec leurs proies nuit à leur croissance (Ouellette et al. 2003). Chez les poissons, la mortalité des alevins de truite brune (Salmo trutta) augmente si le substrat dans lequel les œufs étaient enfouis contient de la tourbe. En effet, Olsson et Persson (1986) ont observé que les œufs enfouis dans des sédiments fins comme la tourbe éclosent prématurément, ce qui réduit leurs chances de survie au stade alevin.

Ainsi, pour minimiser la charge sédimentaire rejetée dans les cours d'eau environnants, des bassins de sédimentation sont souvent creusés en aval du réseau de drainage des tourbières exploitées. Les seules normes quant à leur construction ont été émises à la suite d'une étude de GEMTEC (1993) pour le Nouveau-Brunswick. Ce rapport recommande entre autres qu'un bassin ait un volume minimum de 25 m<sup>3</sup> par hectare de tourbière drainée. De plus, la profondeur minimum d'un bassin devrait être de 1.5 m et son ratio longueur/largeur devrait être entre 6.5 : 1 et 12 : 1 afin d'assurer un temps de résidence minimum de deux heures.

La norme néo-brunswickoise recommande également que la concentration de sédiments en suspension (CSS) de l'eau rejetée en aval d'un bassin ne dépasse pas 25 mg/L (GEMTEC 1993). Cependant, plusieurs études canadiennes récentes ont montré que la présence de bassins de

sédimentation ne permet pas nécessairement de respecter ce seuil. La CSS en aval du bassin étudié par Clément et al. (2009) a dépassé ce seuil 36% du temps, celui suivi par Es-Salhi et al. (2013) 50% du temps, ceux de St-Hilaire et al. (2006) entre 54% et 86% du temps alors que ceux de Pavey et al. (2007) ont en moyenne dépassé le seuil de 25 mg/L 71% du temps. À noter que le site de mesure des CSS de Clément et al. (2009) et de Es-Salhi et al. (2013) se situe dans la rivière où l'eau du bassin de sédimentation est déchargée alors que les sites d'étude de Pavey et al. (2007) et de St-Hilaire et al. (2006) sont entre le bassin et la rivière recevant l'eau de drainage. Il faut aussi souligner qu'un des bassins suivis par ces deux derniers auteurs ne respectait pas les normes de conception néo-brunswickoise. La CSS enregistrée par Clément et al. (2009) et Es-Salhi et al. (2013) est diluée par le volume d'eau du cours d'eau récepteur, mais dépasse tout de même le seuil de 25 mg/L. De plus, même dans un cours d'eau drainant une tourbière non perturbée, il arrive que ce seuil soit dépassé. Le site non perturbé de Clément et al. (2009) et de Es-Salhi et al. (2013) a dépassé ce seuil 3% du temps alors que celui de Pavey et al. (2007) a été dépassé 30% du temps. La norme néo-brunswickoise est donc actuellement en révision.

Pour optimiser leur efficacité, ces bassins de sédimentation nécessitent un entretien régulier afin de réduire la remise en suspension des sédiments. En effet, lors d'événements pluvieux, la vélocité de l'eau augmente dans le bassin et tend à remettre les sédiments plus fins en suspension. Le comblement d'un bassin ne devrait dailleurs pas excéder 25% de son volume total selon le rapport de GEMTEC (1993). Il est donc important de vidanger les bassins régulièrement, jusqu'à deux fois par saison selon Es-Salhi (2011). Deux méthodes sont utilisées pour vidanger les bassins : avec une pelle mécanique ou avec une pompe à purin. Dans les deux cas, les sédiments sont déposés sur le bord du bassin, mais les dépôts sont projetés plus loin du bassin avec une pompe à purin.

Une autre option pour réduire la charge sédimentaire drainée vers les cours d'eau est la mise en place de marais filtrants en aval du système de drainage d'une tourbière. Nieminen et al. (2005) ont étudié l'impact de ces marais filtrants sur sept tourbières finlandaises exploitées et ils ont observé une rétention de 82% des sédiments pour le marais le plus gros (équivalant à

5

4.9% de la superficie drainée). Kløve (2000) soutient également qu'en période de crue, l'ajout d'un marais filtrant augmente la rétention des sédiments comparativement à un bassin seul. Cependant, il peut y avoir formation d'un canal dans le marais filtrant créant un court-circuit pour l'écoulement qui ne diffuse plus dans le marais, ce qui atténue son effet (Clément et al. 2009; Es-Salhi et al. 2013).

#### **1.2 Efficacité de capture**

Plusieurs auteurs s'entendent pour dire que l'efficacité de capture des sédiments (EC) est une propriété essentielle à considérer lors de la conception de bassins ou de réservoirs (Heinemann 1981; Verstraeten and Poesen 2000). En entrant dans un bassin, la vélocité de l'eau diminue en raison de l'élargissement de la surface d'écoulement. Les sédiments dont la vitesse de sédimentation est plus élevée que la vitesse de l'eau peuvent donc sédimenter. Afin de quantifier la proportion de sédiments retenus dans un bassin, son EC est mesurée.

Il existe plusieurs façons de mesurer l'EC d'un bassin (Brune 1953; Verstraeten and Poesen 2000). Dans tous les cas, la masse de sédiments accumulée dans le bassin (*charge accumulée*) et la masse totale de sédiments qui transitent dans le bassin (*charge totale*) pour une période donnée sont nécessaires (Équation 1).

$$EC = \frac{Charge \ accumulée}{Charge \ totale}$$
(Équation 1)

Certains auteurs vont mesurer l'EC avec la charge accumulée et la charge aval. Dans ce cas, la charge totale est mesurée via la somme de la charge accumulée et de la charge aval. D'autres auteurs utilisent la charge accumulée et la charge amont, cette dernière représentant la charge totale. Certains auteurs vont préférer mesurer les charges amont et aval, la charge accumulée étant la différence entre la charge amont et la charge aval. Finalement, les turbidités en amont et en aval d'un bassin peuvent être utilisées pour obtenir une mesure indirecte de la charge.

### 1.3 Facteurs qui influencent l'efficacité de capture



Figure 1. Facteurs qui influencent l'efficacité de capture des bassins de sédimentation. Adaptation de Verstraeten & Poesen (2000).

L'efficacité de capture d'un bassin est influencée par les propriétés hydrauliques du bassin et par certaines propriétés des sédiments qui y transitent (Figure 1).

#### 1.3.1 Propriétés des sédiments

D'abord, la taille des sédiments et leur origine (organique ou minérale) affectent la vitesse de sédimentation. Selon la loi de Stokes, les sédiments plus petits et légers ont une vitesse de chute plus lente dans un fluide. De plus, comme le montre le diagramme de Hjulström (Figure 2), la vitesse de l'eau doit être faible pour favoriser la sédimentation des particules plus petites comme la tourbe (Kløve 1997). Les sédiments tourbeux sont relativement moins denses que les sédiments minéraux, l'argile a typiquement une densité supérieure à 1.0 g/cm<sup>3</sup> alors que celle de la tourbe drainée est d'environ 0.4 g/cm<sup>3</sup> (Rydin and Jeglum 2006). Les particules de tourbe sédimentent donc plus lentement que les sédiments minéraux et ils ont tendance à être remis en suspension lorsque la vitesse de l'eau augmente (Kløve 1998).

Au fil des années, une tourbière est exploitée de plus en plus profondément jusqu'à ce que la tourbe ne possède plus les qualités recherchées par l'industrie. Dans une tourbière naturelle, le

taux d'accumulation de la tourbe est supérieur au taux de décomposition puisque le milieu est acide et anaérobique. La tourbe en profondeur est donc naturellement plus décomposée. Cependant, une tourbière exploitée se dégrade plus rapidement. D'abord, le drainage accélère la décomposition de la tourbe puisque le milieu devient aérobie, ce qui entraine l'oxydation de la tourbe. Puis, les herses utilisées pour sécher la couche superficielle de la tourbière abîment les particules de sol. Ces dernières deviennent alors fines et granulaires, elles sont donc plus sensibles à l'érosion par le vent et les précipitations (Payette & Rochefort, 2001). L'échelle von Post est une mesure qui permet de déterminer facilement le degré de décomposition d'un sol organique. L'échelle varie entre H0 et H10, H0 étant de la tourbe non décomposée et H10 de la tourbe très décomposée (von Post, 1922).



Figure 2. La vitesse critique d'érosion (ligne pointillée) et de sédimentation (ligne pleine) en fonction de la taille des sédiments inorganiques du lit d'une rivière. Tiré de Hjulstrom (1935)

#### **1.3.2** Propriétés hydrauliques

Lors d'événements pluvieux, l'eau s'infiltre dans le sol asséché de la tourbière. L'exédent d'eau d'une tourbière exploitée ruisselle jusqu'aux canaux de drainage et éventuellement, jusqu'au bassin. Le ruissellement d'une tourbière perturbée augmente puisque le sol devient moins perméable (Payette and Rochefort 2001). En effet, l'oxydation et la compaction de la tourbe

suite à l'abaissement de la nappe phréatique altèrent la porosité du dépôt de tourbe (Schothorst 1977).

Le temps de rétention d'un bassin est le quotient du volume du bassin sur le débit, soit le temps nécessaire à une molécule d'eau pour traverser le bassin. Plus cette variable est élevée, meilleure sera l'EC d'un bassin.



Figure 3. Différentes configurations de bassins de sédimentation. Le chiffre de couleur représente l'efficacité hydraulique des bassins. (WSUD 2006)

La taille d'un bassin affecte le temps de rétention de ce dernier. Par exemple, un bassin plus gros pourra accueillir plus d'eau en un temps donné, son temps de résidence sera donc plus grand que pour un petit bassin qui reçoit la même quantité d'eau (Verstraeten and Poesen 2000). L'efficacité hydraulique d'un bassin (Figure 3, chiffres de couleur) permet de quantifier l'efficacité d'un bassin en fonction de son volume et de sa forme (e.g. rapport longueur/largeur, disposition de canaux, présence d'obstacles, etc.). Cette efficacité représente le ratio entre le temps nécessaire à la concentration maximale pour arriver au bassin et le temps de résidence moyen (Persson et al. 1999). Plus cette valeur est près de 1, meilleure est la capacité du bassin à retenir les sédiments. Ainsi, en comparant l'efficacité hydraulique du bassin H à celle du bassin B de la figure 3, un ratio longueur-largeur élevé semble avoir un impact positif sur

l'efficacité d'un bassin. Le rapport de GEMTEC (1993) recommande dailleurs un ratio minimum de 3 :1 afin d'avoir un temps de résidence assez long pour retenir efficacement les sédiments dans un bassin de rétention municipal. La taille et l'emplacement des canaux en amont et en aval d'un bassin sont également des facteurs qui influencent le temps de rétention (Figure 3). De plus, les bassins dont les canaux sont aux extrémités semblent plus efficaces puisque le chemin parcouru par une particule d'eau est maximisé (Figure 3, bassin B comparé au bassin C). La présence d'un dispositif de régulation du débit en aval du bassin peut également affecter le temps de rétention. Kløve (2000) a dailleurs observé que l'installation de tuyaux qui régulent le volume d'eau qui sort en aval d'un bassin augmentait son EC.

#### 1.4 Modélisation de l'efficacité de capture

Le comportement des sédiments minéraux dans un bassin a été largement étudié. Plusieurs facteurs influencent l'efficacité de capture d'un bassin tel que présenté à la figure 1.

Brown (1943) a établi une relation entre l'EC des bassins et leur ratio Volume – Superficie drainée (ratio V/D) (Équation 2). Cependant, comme critiqué par Brune (1953), cette courbe s'applique mal aux bassins ayant un ratio V/D faible, c'est-à-dire inférieur à 5000 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>. En effet, deux bassins de régions différentes en termes de précipitations (une région aride contre une région tropicale par exemple) peuvent avoir une efficacité très différente malgré un ratio V/D similaire. Il est donc délicat d'utiliser cette équation hors d'une région pour laquelle elle a été conçue.

$$EC_{min\acute{e}ral} = 100 \cdot \left(1 - \frac{1}{1 + 0.0021 \cdot \varepsilon \frac{V}{D}}\right)$$
 (Équation 2)

Où 
$$\epsilon$$
 = varie entre 0.046 et 1 selon les caractéristiques du bassin.  
 $\frac{V}{D}$  = Volume du bassin/Superficie Drainée (m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>)

Brune (1953) a considéré 40 bassins dans son analyse afin d'établir le facteur qui représente le mieux l'EC d'un bassin de sédimentation. Il a déterminé que la meilleure relation était entre l'EC

des bassins et leur ratio V/I (Volume du bassin/Inflow). Ce ratio représente le temps de résidence moyen, soit le rapport entre le volume total d'un bassin et la quantité d'eau qui entre dans ce bassin au cours de la saison (*Inflow*). Plus tard, Morris (1963) a construit une équation à partir de l'étude des 40 bassins de Brune (Équation 3). Cependant, l'équation de Morris n'est valable que pour les bassins dont le ratio V/I est élevé. Heinemann (1981) a donc ajusté cette équation pour 20 bassins plus petits dont la superficie drainée est inférieure à 40 km<sup>2</sup> (4000 ha).

EC <sub>min</sub>	$mean = -\alpha + \frac{\beta \frac{V}{I}}{\gamma + \delta \frac{V}{I}}$		(É			
où	-	α		β	γ	δ
	Morris (1963)		0	1	0.012	1.02
	Heinemann (1981)		22	119.6	0.012	1.92

sont des paramètres de l'équation empirique ajustés à partir des données prises sur 40 et 20 bassins, respectivement. Bien qu'il représente un temps de résidence, le ratio Volume du bassin/*Inflow* (V/I) est exprimé en m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>, comme porposé par les auteurs précédents (Heinemann 1981; Verstraeten & Poesen 2000).

### **1.5 Objectifs**

Le premier objectif de ce mémoire est de comparer l'efficacité de huit bassins de sédimentation ayant un dimensionnement et un volume total/superficie drainée différents afin de comprendre les facteurs qui influencent leur efficacité de capture. Ces informations serviront à fournir des outils de conception de futurs bassins à l'industrie. On peut s'attendre à ce que sur une saison de récolte, les bassins ayant une plus grande capacité de rétention soient plus efficaces (Pavey et al. 2007). On peut aussi faire l'hypothèse que pour un bassin donné, l'efficacité diminuera au cours de la saison puisque le volume utile sera amoindri par l'accumulation de tourbe au fond de ce dernier.

Le deuxième objectif de ce mémoire est de comparer l'efficacité de capture de bassins municipaux traitant des sédiments minéraux à l'efficacité de capture de bassins de sédimentation en aval du réseau de drainage de tourbières. Pour ce faire, deux modèles empiriques de dimensionnement de bassins conçus pour sédiments minéraux seront utilisés et une première tentative de calage desdits modèles pour les bassins de rétention de tourbe sera effectuée et comparée aux modèles initiaux

Finalement, deux aspects méthodologiques ont été validés dans ce mémoire. D'abord, celui de définir un protocole d'échantillonnage d'eau avec un autoéchantillonneur en aval d'un bassin de sédimentation afin de vérifier la qualité de l'eau en termes de sédiments en suspension lors d'événements de pluie. Le second objectif est de comparer la granulométrie des sédiments en suspension *in situ* et issus de la calibration des instruments afin de valider la méthodologie utilisée.

# 2 MÉTHODOLOGIE

### 2.1 Sites à l'étude

L'échantillonnage s'est étalé sur deux saisons sans glace, soit de juin à novembre 2013 et de mai à novembre 2014. Huit bassins de dimensions différentes ont été instrumentés sur des tourbières de trois régions du Québec (Figure 4). Pour des raisons de confidentialité, l'emplacement exact des tourbières ne peut être divulgué. Un bassin de sédimentation a été étudié la première année (bassin B2) et sept bassins la deuxième année. La région R1, dont les précipitations moyennes sur 10 ans entre avril et octobre sont de 569mm (moyenne 10 ans), abritait les bassins B1 à B5. Seul le bassin B6 était dans la région R2 dont les précipitations moyennes sur 10 ans sont de 798mm. Finalement, les bassins B7 et B8 étaient dans la région R3 dont les précipitations moyennes sur 10 ans sont de 774mm.

La plupart des bassins ont des données sans interruption au cours de la saison (Tableau 1). Les bassins B1 et B4 ont des données sans interruption majeure pour presque toute la saison sans glace. Le bassin B3 a été construit au mois de juillet 2014, de sorte que ses données débutent le 08/07/2014. Les bassins B7 et B8 ont également été équipés plus tard au cours de la saison. Le bassin B2 a subi une interruption dans la prise de données entre le 17/07/2013 et le 06/08/2013 puisque la construction de barrages par des castors a inondé le bassin. Le bassin B5 a eu une interruption des données entre le 19/08/2014 et le 22/09/2014 puisque l'entretien du bassin a engendré une importante baisse d'eau qui a asséché les instruments de mesure. Quant au bassin B6, la présence des castors a aussi amené une inondation du bassin entre le 25/05/2014 et le 03/08/2014, en plus de la défaillance d'un instrument entre le 27/08/2014 et le 07/10/2014. Dans tous les cas, les données entachées de problèmes techniques ont été exclues.

Les dimensions (volume, longueur, largeur et profondeur) des bassins B6, B7 et B8 présentées au tableau 1 ont été fournies par les partenaires industriels d'exploitation de tourbe alors que les dimensions des autres bassins ont été mesurées *in situ*. Pour ce, la profondeur moyenne (amont, centre, aval) mesurée au milieu du bassin a été multipliée à l'aire du bassin. Les superficies de tourbières drainées ont toutes été fournies par les compagnies.

15



Figure 4. Schéma à l'échelle (1 :100) des huit bassins étudiés en vue aérienne. Le ratio longueur/largeur de chaque bassin est indiqué à leur droite.



Figure 5. Photos des bassins étudiés, ormis le bassin B3 qui est similaire aux bassins B1 et B2. Source : Myriam Samson-Dô (sauf B7 : Les Tourbières Lambert, Inc)

Tableau 1. Pour chaque bassin étudié, les dates d'installation et de retrait des instruments pour la saison 2014 (2013 pour bassin B2), la date de vidange du/des bassin-s, le nombre de jours inclus dans le calcul d'efficacité saisonnière, la superficie drainée, le volume des bassins (cumulé pour les bassins multiples), la taille moyenne des sédiments en amont du bassin, l'état de décomposition de la tourbe (degré von Post), les équations de calibration des néphélomètres et de tarage pour le débit entrant et sortant ainsi que les spécificités du bassin s'il y a lieu.

Notes			Castors: entre 17/07et 06/08 et à partir	de 23/09			Bassin multiple (en parallèle). Ponceau	en aval des bassins	Courbes calibration amont : équation 1 pour turbidité<20NTU, équation 2 pour turbidité>550NTU et régression linéaire pour les valeurs de turbidité intermédiaires. Bassin plein de sédiments			Courbes calibration amont : équation 1 pour turbidité<20NTU, équation 2 pour turbidité>50NTU et régression linéaire pour les valeurs de turbidité intermédiaires. Bassin plein de sédiments castors 25/05 au 03/08. Problème technique 27/08 à 07/10. Bassin multiple (en série). Ponceaux en		castors 25/05 au 03/08. Problème technique 27/08 à 07/10. Bassin multiple (en série). Ponceaux en amont et aval des bassins			i Seuil aval enroché	
r²	0,89	0,91	1,00	1,00	0,96	0,65	0,94	6'0	0,97			0,95	0,87	1,00	6 0,98	0,91	0,86	0,97
r <sup>2</sup> Tarage	0,99	0,87	0,96	0,97	0,98 <i>debit</i> =390x <sup>5,514</sup>	1 <i>debi</i> t=687 <i>x</i> <sup>8,257</sup>	0,99 debit=0,773x <sup>2,393</sup>	0,99 debit=0,925x <sup>4,846</sup>	0,99		0,95	0,92	$^{0,98}$ debit =0,8x <sup>2</sup> -0,414x +0,0537	<sup>0,98</sup> <i>debit</i> =0,844x <sup>2</sup> -0,661x +0,129	$^{0,99}$ debit=1,6x <sup>2</sup> -0,2784x -0,0043	<sup>0,98</sup> debit=8,2x <sup>2</sup> -1,571x+0,0777	<sup>0,83</sup> debit=9,468 10 <sup>-10</sup> exp 43,12x	<sup>0,81</sup> <i>debit</i> =7,019 10 <sup>-10</sup> <i>exp</i> 35,16 <i>x</i>
Ca li bra ti on	amont CSS = 0,000154NTU <sup>1,593</sup>	aval CSS = 0,000000925 <i>NTU</i> <sup>2,287</sup>	amont CSS = 0,000222NTU <sup>1,556</sup>	aval <i>CSS</i> = 0,00454 <i>NTU</i> <sup>1,254</sup>	amont CSS = 0,00504NTU	aval CSS = 0,00181NTU	amont CSS = 0,00212NTU	aval <i>CSS</i> = 0,00155 <i>NTU</i>	amont CSS=0,00809NTU <sup>1,273</sup>	CSS = 0,000915 <i>NTU</i> +0,0991	CSS = 0,0000371NTU <sup>1,513</sup>	aval CSS = 0,0000245 <i>NTU</i> <sup>1,771</sup>	amont <i>CSS</i> = 0,0000157 <i>NTU</i> <sup>1,908</sup>	aval <i>CSS</i> = 0,00000499 <i>NTU</i> <sup>1,755</sup>	amont <i>CSS</i> = 0,000616 <i>NTU</i> <sup>1,35</sup>	aval CSS = 0,0000341 <i>NTU</i> <sup>1,877</sup>	amont CSS = 0,0056 <i>NTU</i> -0,05	aval CSS = 0,0044 <i>NTU</i> -0,045
Von Post	8		∞		4,5		2		3,5				6,5		4			
taille moy. sed.	10		44		351		64		256				110		180			
nb jours	182		115		120		158		112				85		43		72	
Date vidange	21-oct		31-mai		ı		18-août		19-août				21-août		03-oct		30-sept	
Date retrait	13-nov		23-sept		13-nov		13-nov		29-oct				24-nov		05-nov		05-nov	
Date début	14-mai		13-mai		08-juil		01-juin		28-mai				30-avr		24-sept		25-août	
#	7		2		e		4		S				9		7		00	

#### 2.2 Efficacité de capture

Les EC des huit bassins de sédimentation ont été comparées. L'EC a été mesurée à travers la charge amont et la charge aval (Équation 4, Verstraeten & Poesen 2000). Un bassin ayant une EC supérieure à 75%, c'est-à-dire un bassin qui retient au minimum 75% des sédiments qui y entrent, était considéré comme efficace.

$$EC (\%) = 100 \times \frac{Charge_{amont} - Charge_{aval}}{Charge_{amont}}$$
(Équation 4)

La charge est également une mesure indirecte estimée à partir de la concentration de sédiments en suspension (CSS) et du débit :

$$Charge = d\acute{e}bit \left(\frac{m^3}{s}\right) \times CSS \left(\frac{g}{L}\right) \times \left(\frac{1000 L}{m^3}\right) \times \left(\frac{tonne}{10^6 g}\right) \times \left(\frac{60 s}{min}\right) \times \left(\frac{15 min}{1}\right) \quad (\acute{E}quation 5)$$

où la charge est mesurée en tonnes, le débit en m<sup>3</sup>/s et la CSS en g/L. Le calcul de la charge est pour un pas de temps de 15 minutes.

#### 2.2.1 Estimation du débit

Les débits dans les canaux amont et aval ont été mesurés de façon indirecte à l'aide du niveau de l'eau. Pour ce faire, une jauge à niveau (HOBO U20 (±0.05%), *Onset* ou KPSI720 (±0.25%), *Measurement Specialities* ou Levelogger, *Solinst*) a été placée dans chaque canal durant toute la saison. Chaque jauge était installée au fond d'un tuyau de PVC percé à sa base sur la longueur potentiellement immergée et enveloppé par un bas de nylon afin de laisser entrer l'eau, mais pas les sédiments. Ensuite, dans chaque canal, entre quatre et onze mesures de débits ont été prélevées par la méthode vitesse-surface à l'aide d'un vélocimètre *Marsh McBirney* (modèle FlowMate 2000). Ainsi, une courbe de tarage (relation entre le niveau de l'eau et le débit) a été développée en amont et en aval de chaque bassin afin d'obtenir des valeurs du débit entrant et sortant d'un bassin (Figure 6 pour un exemple et Tableau 1 pour les équations). L'outil *curve fitting* du logiciel *Matlab* a permis de tracer la meilleure relation entre le débit et la hauteur
d'eau. Cet outil procède à un ajustement non linéaire des paramètres par moindres carrés. Toutes les courbes de tarage sont placées à l'annexe 1.



Figure 6. Exemple d'une courbe de tarage en aval du bassin B4. Les courbes bleues pointillées représentent l'intervalle de confiance à 95%.

#### 2.2.2 Estimation de la CSS

La CSS a été mesurée de façon indirecte à l'aide de néphélomètres (Figure 7). Chaque bassin était équipé d'un néphélomètre dans les canaux amont et aval près du bassin. Ces capteurs étaient attachés sur une tige en métal au milieu de la colonne d'eau, le capteur orienté vers l'aval afin d'éviter son obstruction par des débris amenés avec le courant. Les néphélomètres étaient tous connectés à des capteurs de données (dataloggers) branchés à une batterie chargée par un panneau solaire (fréquence d'enregistrement 1/15 minutes). De plus, chaque région comptait au moins un pluviomètre à auget basculant branché à ces *dataloggers* afin d'évaluer le volume de précipitations reçu sur des bases événementielles et saisonnières.

L'unité de mesure du néphélomètre est l'Unité de Turbidité Néphélométrique (UTN). Deux types de néphélomètres ont été utilisés : NEP 390 de *Analite* (0-3000 UTN) et OBS-3+ de *Campbell scientifique* (0-2000/0-4000 UTN et 0-1000/0-2000 UTN). Le néphélomètre mesure la

turbidité de façon indirecte via le rapport des rayons émis et captés suite à la rétrodiffusion des rayons sur les particules en suspension. Ainsi, plus la concentration en sédiments est élevée, plus la valeur de UTN est élevée (jusqu'à l'atteinte d'un certain seuil).



Figure 7. Néphélomètres utilisés. (a) NEP 390 de Analite et (b) OBS-3+ de Campbell scientifique

La calibration des néphélomètres consiste à convertir les valeurs de turbidité enregistrées (UTN) en CSS (mg/L). En effet, la relation étroite entre la variation de la turbidité et de la CSS a été démontrée (Davies-Colley & Smith 2001). Cependant, le type de sédiments, la couleur de l'eau ainsi que la taille, la couleur et la forme des sédiments influencent la rétrodiffusion des rayons (Manuel de l'OBS3+ et Lawler 2005). Chaque néphélomètre a donc été calibré avec l'eau et les sédiments propres au site. La technique la plus efficace consiste à calibrer le néphélomètre à partir d'échantillons ponctuels in situ filtrés (Minella et al. 2007). Cependant, il est difficile, voire logistiquement impossible, de calibrer chacun des néphélomètres de cette façon étant donné le défi que représente la prise d'échantillons à chaque site durant les événements de turbidité élevée. Une calibration a donc été complétée en suivant le protocole décrit par Pavey et al. (2007). Il s'agit d'immerger la sonde dans un volume d'eau prélevé au site d'échantillonnage, contenu dans un large bac de plastique opaque en variant la CSS. Ce bac est d'abord rempli avec l'eau du bassin de sédimentation et le néphélomètre y était installé de façon à ce que le capteur soit orienté vers le centre. Des sédiments accumulés au fond du canal ou du bassin étaient graduellement ajoutés au bac afin de faire augmenter la turbidité de l'eau. Avant d'être incorporés au bac, les sédiments étaient tamisés pour en retirer les particules ayant un diamètre plus grand que 2 mm. En effet, selon le diagramme de Hjulstrom (1935) de la

figure 2, il faut une vitesse d'environ 0.3 m/s pour que les sédiments supérieurs à 2 mm soient remis en suspension. Or, les pentes des canaux de drainage et des bassins de rétention sont trop faibles pour que l'eau atteigne cette vitesse. De plus, ces travaux ont montré que la taille des particules en suspension est inférieure à 2 mm pour tous les bassins étudiés. L'inclusion de sédiments de diamètre supérieur à 2 mm biaiserait donc les courbes de calibrations. Finalement, entre chaque ajout de sédiments, un échantillon de 0,125L (CSS élevées) à 1,0L (CSS faibles) était récolté (n=20) et la turbidité détectée par le néphélomètre était notée. Tout au long du processus, les sédiments étaient maintenus en suspension par agitation manuelle.

Au laboratoire, chaque échantillon était filtré sur des filtres de fibre de verre (porosité = 1µm) préalablement pesés (précision  $\pm$  0.00001g). Lorsque possible, tout l'échantillon était filtré. Autrement, deux ou trois sous-échantillons étaient filtrés et leurs résultats étaient moyennés. Le volume filtré était pesé (précision  $\pm$  0.1g) afin de convertir son poids en volume (1mg = 1mL) et le filtrat était séché sur le filtre en étuve à 70°C durant un minimum de 12h. Des valeurs de CSS ont ainsi été obtenues en faisant le rapport du poids sec des sédiments et du volume filtré. Une courbe de calibration de la CSS (mg/L) en fonction de la turbidité (UTN) a ainsi été adaptée à chaque néphélomètre (Figure 8). Toutes les courbes de calibration sont présentées à l'annexe 2.



Figure 8. Exemple d'une courbe de calibration d'un néphélomètre (NEP390 Analite) au bassin B4 aval. Les courbes bleues pointillées représentent l'intervalle de confiance à 95%.

# 2.3 Facteurs qui influencent l'efficacité de capture

# 2.3.1 Propriétés des sédiments

Le degré von Post (Tableau 1) de la tourbière drainée par chaque bassin a été déterminé par les partenaires industriels, excepté pour les bassins B7 et B8 où ces informations n'étaient pas disponibles. Suivant les descriptions au tableau 2, le degré von Post de la couche superficielle (trois premiers centimètres) de ces deux tourbières exploitées a été évalué.

Tableau 2. Définition des classes de l'échelle von Post. (tiré de Payette & Rochefort 2001)

Classe	Indice	Description				
Fibrique	H1	Tourbe non décomposée qui, lorsqu'on la presse dans la main, libère une eau presque limpide. Les résidus de plante sont facilement identifiables. Ne contient aucun matériel amorphe.				
	H2	Tourbe qui n'est pratiquement pas décomposée et qui, lorsqu'on la presse dans la main, libère une eau très peu colorée (brune-jaune). Les résidus de plante sont encore facilement identifiables. Ne contient aucun matériel amorphe.				
	Н3	Tourbe très peu décomposée qui, lorsqu'on la presse dans la main, libère une eau trouble de couleur brune pâle. Aucun matériel ne s'échappe entre les doigts. Les rédisus de plante sont encore identifiables. Ne contient aucun matériel amorphe.				
Mésique	H4	Tourbe peu décomposée qui, lorsqu'on la presse dans la main, libère une eau trouble de couleur brune foncée. Quelques particules de matériel passent entre les doigts et le matériel pressé qui reste dans la main est légèrement collant. Les résidus de plante sont encore identifiables, quoiqu certains critères d'identification aient disparus.				
	Н5	Tourbe décomposée qui, lorsqu'on la presse dans la main, laisse échapper une eau très trouble chargée de particules organiques. Le matériel pressé qui reste dans la main est collant. La structure des résidus de plantes est assez distincte.				
	H6	Tourbe plutôt décomposée dont il est difficile de reconnaître la structure des constituants. Lorsqu'on la presse dans la main, environ un tier du matériel s'échappe d'entre les doigts. Il y a très peu d'eau libre, laquelle est boueuse. Ce qui reste dans la main est assez collant mais l'identification des constituants se fait plus facilement qu'avant le pressage.				
Humique	H7	Tourbe décomposée dont il est difficile de reconnaitre la structure des constituants. Lorsqu'on la presse dans la main, environ la moitié du matériel passe entre les doigts. L'eau, s'il y en a, est très boueuse.				
	H8	Tourbe très décomposée dont il est fort difficile de reconnaître la structure des constituants. Lorsqu'on la presse dans la main, environ les deux tiers du matériel passent entre les doigts. Ce qui reste dans la main est principalement constitué de racines et de fibres qui résistent à la décomposition.				
	Н9	Tourbe presque entièrement décomposée dont il n'est presque plus possible de reconnaître la structure des constituants. Lorqu'on la presse dans la main, presque tout le matériel s'échappe entre les doigts sous forme de boue.				
	H10	Tourbe complètement décomposée dont la structure des constituants est indiscernable. Lorsqu'on la presse dans la main, tout le matériel s'échappe entre les doigts.				

La granulométrie des sédiments en suspension dans l'eau a été analysée pour chaque bassin à l'aide d'une tamiseuse au laser (Beckman Coulter LS13 320; LS Particule Size Analyzer). Cet instrument traite des échantillons en solution dont la taille des sédiments est inférieure à 2 mm (sable grossier) et dont la concentration est suffisante, c'est-à-dire un pourcentage d'obscuration minimum de 8%. Un histogramme de la distribution des tailles de sédiments contenus dans chaque échantillon est produit par l'appareil (exemple donné à la Figure 9). Les échantillons *in situ* ont été récoltés lors d'événements pluvieux et ont été concentrés par décantation avant l'analyse. Jusqu'à trois échantillons d'eau ont été analysés pour chaque bassin et lorsque possible, deux sous-échantillons d'un même échantillon d'eau ont été analysés.

Les échantillons issus de la calibration des néphélomètres ont également été analysés par la tamiseuse au laser afin de les comparer à la granulométrie des sédiments en suspension *in situ*. Minella et al. (2007) a montré que la méthode utilisée pour la calibration décrite précédemment peut engendrer une surestimation de la CSS. La charge sédimentaire pourrait donc être surestimée, c'est pourquoi l'écart a été quantifié.



Figure 9. Exemple d'un histogramme de la distribution des tailles de sédiments d'un échantillon en fonction de la fraction du volume occupée par chaque taille de sédiments. Figure fournie par la tamiseuse au laser.

En parallèle, la moitié de ces échantillons était filtrée (pores 1µm), séchée, pesée et brulée à 500°C afin de déterminer le pourcentage en matière organique (M.O.). En effet, certains canaux de drainage atteignent le substrat minéral, l'érosion par l'eau peut donc transporter des sédiments minéraux jusqu'au bassin. Étant plus denses que la tourbe, ces sédiments minéraux peuvent affecter la vitesse moyenne de sédimentation et conséquemment, influencer la charge sédimentaire.

#### 2.3.2 Hydrologie

Le débit à l'amont d'un bassin affecte son EC puisque le volume d'eau qui y transite transporte des sédiments en suspension. Cependant, puisque des problèmes techniques durant l'échantillonnage de certains bassins ont occasionné des manques dans les données de débit, la quantité d'eau qui entre dans chaque bassin au cours de la saison a été estimée à partir des précipitations totales de la saison ( $P_{saison}$ , Équation 6) et d'un facteur d'ajustement qui représente le ruissellement ( $\frac{\int débit}{P_{commun}}$ ). La fraction des précipitations totales qui ruisselle vers le bassin de sédimentation a été estimée sur une période commune (6 août au 5 novembre). Pour ce faire, la somme des précipitations de cette période commune ( $P_{commun}$ ) ainsi que la quantité d'eau entrant dans le bassin (fdébit) durant cette période commune ont été utilisées.

$$Inflow = \frac{\int d\acute{e}bit}{P_{commun}} * P_{saison}$$
 (Équation 6)

où

fdébit = volume d'eau mesuré qui transite dans un bassin entre le 06/08 et le 05/11 (m<sup>3</sup>)  $P_{commun}$  = précipitations sur la tourbière entre le 06/08 et le 05/11 (m)  $P_{soison}$  = précipitations sur la tourbière pour la saison sans glace (avril à octobre) (m)

Afin de comparer l'*inflow* des différents bassins, le temps de résidence moyen (ratio Volume du bassin-*Inflow* ou ratio V/I) a été calculé pour chaque bassin. Un bassin ayant un ratio V/I inférieur à 1 a un volume d'eau entrant annuel plus grand que son propre volume.

#### 2.3.3 Propriétés du bassin et des canaux

Tous les bassins étudiés sont creusés dans la tourbe (Figure 10). Seul le bassin B8 a été complètement enroché. Afin de comparer l'impact qu'a le volume total des bassins sur l'efficacité, le ratio Volume du bassin-Superficie drainée (ratio V/D) de chacun a été calculé.

Cependant, peu importe la taille du bassin, le volume utile diminue au fur et à mesure que les sédiments s'accumulent. La fréquence d'entretien du bassin affecte donc son EC en maximisant son volume utile, mais également en évitant la remise en suspension des sédiments du dépôt de tourbe accumulé au fond du bassin. En effet, lors d'événements de pluie, le débit et la vitesse d'écoulement augmentent dans les bassins, ce qui peut engendrer la resuspension des sédiments déposés. L'évolution du dépôt de sédiments dans les bassins n'a cependant pas été prise en compte de manière explicite dans cette étude.

La forme de tous les bassins est rectangulaire, cependant deux d'entre eux sont multiples : dans le cas de B4, les deux bassins sont en parallèle (Figure 4), alors que pour B6, trois bassins sont disposés en série (Figure 4). De plus, les bassins B1, B2 et B3 sont munis d'un géotextile submergé tendu perpendiculairement au milieu du bassin afin de réduire la vélocité de l'eau dans le bassin et de retenir les particules pour ainsi favoriser la sédimentation (Figure 10 (d)).

Comme les bassins, les canaux en amont et en aval sont tous creusés dans la tourbe et parfois dans l'horizon minéral sous-jacent. Certains bassins ont des dispositifs qui régulent la quantité d'eau qui entre ou sort du bassin. Le bassin B4 est muni d'un ponceau à l'exutoire et le bassin B6 est muni d'un ponceau à son entrée et sa sortie (Figure 10 (b)). Les ponceaux permettent de réguler le débit en période de crue. Les bassins B7 et B8 ont des seuils à l'exutoire de sorte que l'eau ne peut s'écouler hors du bassin qu'une fois un niveau d'eau minimum atteint (Figure 10 (c)). De plus, en présence d'un seuil, seule la couche superficielle d'eau s'écoule hors du bassin. Cependant, malgré la présence d'un seuil, l'eau s'est écoulée en aval du bassin B7 durant toute la saison 2014 car le niveau minimum était toujours atteint. Quant à la disposition des canaux l'un par rapport à l'autre, les canaux amont et aval sont vis-à-vis l'un de l'autre pour tous les bassins.



Figure 10. (a) Schéma d'une vue transversale d'un bassin de sédimentation, (b) ponceau en aval bu bassin B6, (c) seuil du canal aval B8 et (d) un géotextile tendu perpendiculairement au centre du bassin B1. Photos par Myriam S-D

Finalement, le temps de résidence minimum a été calculé à l'aide du débit de pointe ( $Q_{max}$ ) de la saison et du volume du bassin (V) :

*Temps de r*é*sidence minimum* = 
$$\frac{V}{Q_{max}}$$
 (Équation 7)

#### 2.3.4 Analyses

Au final, l'EC est comparée aux ratios V/D et V/I, au temps de résidence minimum, à la superficie de tourbière drainée, à la taille moyenne des sédiments, au degré von Post et au pourcentage de matière organique dans les sédiments. L'objectif est d'établir les dimensions minimales pour la conception de futurs bassins et de déterminer les propriétés des sédiments qui affectent le plus l'EC.

#### 2.4 Modélisation empirique de l'efficacité de capture

Afin de prédire l'EC d'un futur bassin de sédimentation durant la phase de conception, deux modèles empiriques ont été testés : Heinemann (1981, Équation 3) et Brown (1943, Équation 2). Les paramètres de ces modèles ont été estimés à partir de l'EC des huit bassins (n=8).

Les bassins étudiés par Heinemann (1981) avaient un volume entre 3 m<sup>3</sup> et 3968 m<sup>3</sup> et drainaient une superficie entre 0.1 km<sup>2</sup> et 36.3 km<sup>2</sup> (10 ha et 3630 ha). Dans tous les cas, les bassins étudiés traitaient principalement des sédiments d'origine minérale. Dans la présente étude, l'équation de Heinemann (Équation 3) a été testée avec des bassins qui drainent des sédiments tourbeux (organiques). Leur volume varie entre 161 et 1658 m<sup>3</sup> et la superficie drainée entre 0.23 km<sup>2</sup> et 66 km<sup>2</sup> (23 ha et 66 ha).

Bien que l'équation de Brown (1943) qui met en relation le ratio V/D et l'EC (Équation 2) soit critiquée par Brune (1953), elle a été testée avec les bassins étudiés. En effet, l'auteur soutient que cette relation s'applique mal aux bassins dont le ratio V/D est inférieur à 5000m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> en raison de l'hydrologie variable entre les régions qui affecte davantage les petits bassins. Les bassins utilisés par Brown avaient un ratio V/D entre 500 et 140000 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> alors que ceux étudiés dans nos travaux ont un ratio V/D compris entre 705 et 4170 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>, correspondant ainsi à la plage inférieure des bassins précédemment étudiés. Cependant, dans la présente étude, tous les bassins drainent l'eau de tourbières exploitées. Par conséquent, les processus hydrologiques régissant le ruissellement drainé vers les bassins de sédimentation devraient être similaires. Dans les deux cas (Équation 2 et 3), les paramètres ont été modifiés à l'aide de l'outil *Curve fitting* du logiciel *Matlab*. Cet outil utilise la méthode non linéaire des moindres carrés pour estimer les paramètres des équations semi-empiriques des deux modèles.

#### 2.5 Qualité de l'eau

Pour l'industrie, le suivi des concentrations de solide en suspension par un néphélomètre risque d'être trop complexe pour être appliqué à tous les bassins puisque cet instrument nécessite

une calibration et un entretien hebdomadaire. Actuellement, chez les opérateurs, la CSS est mesurée à l'aide de quelques échantillons récoltés ponctuellement dans le canal en aval des bassins de sédimentation, or l'eau de drainage se charge de sédiments surtout durant les événements de pluie. Il est donc important de suivre l'évolution de la concentration de sédiments en suspension en aval des bassins de sédimentation lors d'événements pluvieux. Pour ce faire, des autoéchantillonneurs (AE) ont été déployés. Le compartiment inférieur de ces instruments contient 24 bouteilles (Figure 11 (b)) dans lesquelles les échantillons d'eau de 500mL sont déposés. Le fluide entre par une prise d'eau installée dans la colonne d'eau. Cette dernière est connectée à un tuyau qui achemine l'échantillon jusqu'à une bouteille. La console de l'AE est reliée à un acquisiteur de données dans lequel la fréquence d'échantillonnage et le déclenchement de l'AE sont programmés. Différentes fréquences d'échantillonnage ont été testées (0h45, 1h, 1h30 et 2h) afin de déterminer laquelle représente le mieux la progression de la CSS au cours d'un événement pluvieux. Suite à l'échantillonnage, les bouteilles sont remplacées et leur contenu est filtré afin de déterminer leur CSS. Durant l'échantillonnage, l'acquisiteur de données enregistre la progression de la turbidité (fréquence 15 minutes) afin de la comparer à la progression de la CSS des échantillons de l'AE.

En 2013, l'AE était déclenché manuellement à l'approche d'un événement de pluie. Une amélioration a été apportée au protocole pour la saison 2014 : l'élévation du niveau de l'eau suite à une précipitation importante était détectée par une jauge à niveau installée dans le canal, ce qui enclenchait la prise d'échantillons par l'AE.



Figure 11. Auto-échantillonneur (a) vue d'ensemble de l'instrument et (b) compartiment inférieur avec les bouteilles. Images tirées du guide *utilisation PVS4100/4120/4150 Portable Samplers* par *Campbell Scientific*.

Afin de tester si la différence entre les valeurs moyennes des deux méthodes d'échantillonnage (AE et néphélomètre) est statistiquement significative, une analyse de variance non-paramétrique a été appliquée aux données (test de Kruskall-Wallis).

# **3 RÉSULTATS**

Tel qu'indiqué au tableau 1, tous les bassins n'ont pas le même nombre de jours d'enregistrement pour plusieurs raisons : présence de barrages de castors qui ont inondé le bassin, installation tardive des instruments et défaillance des instruments de mesure.



# 3.1 Hydrologie des bassins de sédimentation

Figure 12. Précipitations de la saison d'échantillonnage (avril à octobre) pour les 10 dernières années à chaque région. La moyenne des précipitations des 10 dernières années est indiquée par la ligne horizontale.

Le total des précipitations enregistrées pour la saison 2014 (avril à octobre) était de 552mm (489mm en 2013) pour la région R1, de 714mm pour la région R2 et de 634mm pour la région R3 (Figure 12). Or, la moyenne des 10 dernières années calculées à partir des données d'une station climatique à proximité de la région R1 était de 569mm, de 798mm à la région R2 et de

774mm à la région R3. Pour la région R1, l'année 2014 est donc une saison typique en ce qui concerne les précipitations (3% d'écart à la moyenne). Cependant, l'année 2013 pour la région R1 (-14%) et l'année 2014 pour les régions R2 (-11%) et R3 (-18%) sont des années moins pluvieuses que la moyenne des dix dernières années.

La quantité d'eau qui transite dans chaque bassin au cours d'une période d'enregistrement commune est présentée via la hauteur de la lame d'eau ruisselée en amont du bassin de sédimentation (Figure 13). Les bassins ont été regroupés par région (R1, R2, R3) et par année d'échantillonnage. En général, la hauteur de lame d'eau ruisselée augmente lors d'événements de pluie d'importance. L'amplitude des événements de pluie susceptibles d'affecter la hauteur de la lame d'eau est variable d'un bassin à l'autre et d'une saison à l'autre. Certains bassins ont un débit nul en période d'étiage (bassins B1, B6 et B8).



Figure 13. Hauteur de la lame d'eau journalière (a) des bassins B1, B3, B4 et B5, (b) du bassin B6, (c) des bassins B7 et B8 et (d) du bassin B2, ainsi que les précipitations journalières de chaque région pour une période commune entre le 6 août et le 5 novembre.



Figure 14. Série chronologique des charges cumulatives amont et aval des bassins B1 à B8, ainsi que de l'EC journalière. La ligne rouge indique la vidange du ou des bassins.

### 3.2 Séries chronologiques

Bien que la mesure de l'EC utilisée pour les analyses soit saisonnère, les séries chronologiques journalières de chaque bassin sont présentées aux graphiques de la figure 14. Les barres grises montrent l'EC journalière. La plupart des bassins ont des périodes avec EC journalières négatives, ce qui signifie que plus de tourbe sort du bassin qu'il n'en entre. Cette situation survient lorsque les sédiments sont remis en suspension ainsi que durant les jours qui suivent la vidange du bassin. Dailleurs, la ligne verticale rouge indique la date de vidange de chaque bassin.

À la figure 14, le cumul journalier de les quantités de sédiments en suspension qui entrent et qui sortent du bassin sont représentées par les courbes pointillées. Le cumul aval inclut la charge associée à la resuspension des sédiments lors d'événements de pluie. Les charges totales amont et aval utilisées pour le calcul de l'EC saisonnière (Équation 4) correspondent à la fin de ces courbes.

# 3.3 Caractérisation de l'efficacité des bassins selon leurs dimensions

L'efficacité saisonnière est mesurée pour toute la saison sans glace. Comme mentionné plus tôt, un bassin est jugé efficace lorsqu'il retient au moins 75% des sédiments qui transitent dans le bassin au cours de la saison. Basés sur ce critère, les seuls bassins jugés efficaces pour la saison 2014 sont les bassins B4 (EC=85%), B6 (EC=84%) et B8 (EC=73%) (Figure 15).

À la figure 15 (a), les bassins ayant le ratio V/D plus élevé (bassins B4, B6 et B8) ont une efficacité supérieure. Une relation similaire est observée entre l'efficacité des bassins et le ratio V/I (Figure 15 (b)) ainsi qu'entre l'efficacité et le temps de rétention minimum des bassins (Figure 15 (c)). Ces relations confirment que les bassins ayant un ratio V/D élevé, un ratio V/I élevé et un temps de résidence minimum élevé seraient plus efficaces. La relation entre le ratio longueur-largeur et l'EC des bassins n'est pas présentée puisqu'aucune relation n'a été observée.

Dans une optique de conception de futurs bassins de sédimentation, les dimensions minimum qu'un bassin doit avoir afin de retenir efficacement les sédiments provenant d'une tourbière exploitée sont indiquées par une ligne rouge pointillée aux graphiques de la figure 15 (a), (b) et (c). Selon les résultats d'efficacité saisonnière, le temps de résidence minimum à respecter pour qu'un bassin soit efficace serait de 140 minutes. Cette valeur correspond à celle du bassin B8 dont l'efficacité est de 73% (Figure 15 (c)). Le ratio V/D minimum (Figure 15 (a)) et le ratio V/I minimum (Figure 15 (b)) à respecter pour qu'un bassin soit efficacité.

Parmi les trois bassins efficaces (B4, B6 et B8), deux sont multiples (bassin B4 en parallèle et bassin B6 en série). Ils ont tous les deux une efficacité saisonnière de 85% alors que le bassin B8 a une efficacité de 73%. Cependant, bien qu'avec les données actuelles il soit impossible de vérifier si cette différence est statistiquement significative, les deux bassins multiples ont une efficacité supérieure de 12% par rapport au bassin B8 qui est simple.

Deux bassins ont une valeur d'EC jugée erronée. Le bassin B5 a une efficacité très négative (-379%), fort probablement causée par une fréquence d'entretien (vidange) insuffisante durant une partie de la période d'échantillonnage. Le volume efficace du bassin était très faible (il était presque rempli de sédiments), ce qui réduit considérablement son ratio V/I, V/D et son temps de résidence minimum réel. Il est à noter que tous les bassins ont vu leur volume réel diminuer au même rythme que les sédiments s'accumulaient durant la période de suivi. Cependant, à l'exception du bassin B5, ils ont tous été vidés à la saison 2014 ou à la fin de la saison 2013, de sorte que les autres bassins n'étaient pas complètement remplis de sédiments comme le bassin B5. De plus, puisque les sédiments accumulés dans le bassin B5 étaient près de la surface, leur remise en suspension lors d'événements de pluie était fréquente. Pour le bassin B7, seul un mois et demi de données à l'automne a été enregistré dû à des problèmes techniques. Il est donc difficile de conclure quoique ce soit sur son efficacité de capture, étant donné la courte période d'échantillonnage.



Figure 15. Trois relations entre l'efficacité de la saison 2014 (2013 pour bassin B2) et (a) le ratio V/D, (b) le ratio V/I et (c) le temps de résidence minimum de chaque bassin. Les lignes rouges pointillées représentent la valeur minimum en abscisse pour qu'un bassin soit efficace.

#### 3.4 Nature des sédiments

Outre le dimensionnement des bassins, les propriétés des sédiments en suspension pourraient affecter l'EC. En effet, la vitesse de sédimentation des particules en suspension varie en fonction de leur granulométrie. La dimension des fibres de tourbe en suspension est en grande partie déterminée par son degré de décomposition. Afin de vérifier cette hypothèse, la taille des sédiments qui transitent dans chaque bassin et le degré de décomposition (degré von Post) de la tourbe sont mis en relation avec l'EC des bassins (Figure 16 (a) et (c)). Dans les deux cas, la relation est statistiquement non significative ( $R^2$ =0.012 et  $R^2$ =0.14). La taille des sédiments qui entrent dans un bassin et le degré de décomposition de la tourbe ne semblent donc pas influencer l'EC des bassins.

Ces mêmes propriétés sont mises en relation avec la quantité de sédiments qui entre dans chacun des bassins (charge<sub>amont</sub>) aux graphiques de la figure 16 (b) et (d). Les sédiments de petit diamètre semblent générer une charge amont plus importante que les sédiments plus gros ( $R^2$ =0.72, p-value=0.03). Une charge amont élevée peut également être engendrée par une tourbière dont la tourbe est très décomposée ( $R^2$ =0.60, p-value=0.09). Cependant, le degré de décomposition a été mesuré sur la tourbière alors que les sédiments en suspension peuvent également provenir de l'érosion des canaux, ce qui pourrait expliquer la relation moins forte.

Le pourcentage de matière organique (M.O.) dans les sédiments en suspension est également mis en relation avec l'EC et la charge<sub>amont</sub> (Figure 16 (g) et (h)). L'efficacité des bassins ne semble pas être affectée par le pourcentage de M.O., mais la charge amont est inversement proportionnelle au pourcentage de M.O. ( $R^2$ =0.56, p-value=0.05).



Figure 16. L'efficacité des bassins en fonction de (a) la taille des sédiments en amont, (c) du degré von Post de la couche superficielle des tourbières drainées par chaque bassin, (e) de la superficie de tourbière drainée et (g) du pourcentage de matière organique contenu dans les sédiments en suspension. La charge en amont des bassins en fonction (b) de la taille des sédiments amont, (d) du degré von Post des tourbières drainées, (f) de la superficie de tourbière drainée par chaque bassin et (h) du pourcentage de matière organique. Les bassins en gris sont retirés des analyses statistiques pour des raisons de non-conformité des données.

Pour tous les graphiques en lien avec l'efficacité (Figure 16 (a), (c), (e) et (g)), les bassins B5 et B7 (en gris) sont exclus puisque leur efficacité est considérée comme étant biaisée soit par le manque de données (bassin B7), soit par la fréquence trop faible de vidange du bassin (bassin B5). Ensuite, puisque la charge est une somme qui dépend en partie du nombre de jours d'enregistrement, le bassin B7, n'ayant qu'un mois et demi de données, est exclu des graphiques (b), (d), (f) et (h). Finalement, la taille des sédiments du bassin B8 est manquante puisque les échantillons d'eau récoltés *in situ* n'étaient pas suffisamment concentrés pour la tamiseuse au laser.

La granulométrie des échantillons récoltés *in situ* et celle des échantillons issus de la calibration des néphélomètres sont comparées à la figure 17. Cette figure montre la taille moyenne des sédiments et l'intervalle qui inclut 80% des sédiments. Le bassin B8 n'a pas de données, alors que l'échantillon aval du bassin B4 récolté *in situ* n'était pas suffisamment concentré pour être analysé. Les bassins B3, B4, B5 et B7 ont des échantillons *in situ* dont le seuil d'obscuration de 8% n'a pas été atteint. La tamiseuse laser, l'instrument d'analyse granulométrique, a tout de même fourni des résultats qui, selon le fabricant, ne sont pas optimaux. Aucune analyse statistique n'a été faite pour comparer la granulométrie de la calibration à celle *in situ* puisqu'un seul échantillon *in situ* a été analysé pour la plupart des sites. En effet, bien que plusieurs échantillons aient été récoltés en amont et en aval de chaque bassin, ils ont souvent été combinés afin de satisfaire la concentration minimum exigée par la tamiseuse laser.

Ainsi, pour dix échantillons sur treize issus de la calibration, la taille moyenne des sédiments utilisés semble plus élevée que celle des échantillons *in situ*. Cependant, les intervalles qui incluent 80% des sédiments se recoupent dans tous les cas (Figure 17).

L'analyse des courbes granulométriques de l'annexe 4 montre que la majorité des échantillons ont une distribution bimodale. La distribution des échantillons issus de la calibration contient souvent un pic dominant qui est près ou supérieur à 200µm, alors que les échantillons *in situ* ont souvent un pic dominant décalée vers des valeurs plus faibles (B1, B3 aval, B4, B6 et B7). Toutefois, malgré la distribution bimodale et plus grossière de la granulométrie des échantillons

41

issus de la calibration, leur étendue couvre les valeurs plus faibles de granulométrie des échantillons récoltés *in situ*.



Figure 17. Granulométrie des échantillons récoltés *in situ* (bleu) et des échantillons issus de la calibration du néphélomètre (noir) (a) en amont et (b) en aval de chaque bassin. Le « • » représente la taille moyenne des sédiments et l'intervalle contenu entre les deux traits « – » inclut 80% des tailles de sédiments. L'étoile rouge « \* » signifie que l'échantillon a été analysé bien que la concentration minimale n'ait pas été atteinte.

#### 3.5 Effet de la saison sur les sédiments en suspension

Les quantités d'eau et de sédiments transportés vers les bassins n'ont pas la même ampleur d'une saison à l'autre. Les mesures présentées à la figure 18, soit la CSS<sub>amont</sub> moyenne et la charge<sub>amont</sub> totale, reflètent la quantité de sédiments qui transitent dans les bassins chaque saison. La hauteur moyenne de la lame d'eau ruisselée présentée à la figure 19 reflète la quantité d'eau qui transite dans les bassins chaque saison. Étant donné les défis associés à un déploiement des instruments durant la période de gel, l'échantillonnage n'inclut pas la crue printanière au complet. Ainsi, il est seulement possible de comparer l'été à l'automne en matière de charge, de CSS moyen et de débit moyen qui transitent dans les bassins. Aucun test

statistique n'a pu être utilisé pour vérifier les disparités entre les saisons puisque l'échantillonnage s'est déroulé sur une seule année (2013 pour le bassin B2 et 2014 pour les autres). Ainsi, seule une analyse descriptive est possible à partir des données récoltées.



Figure 18. (a) CSS amont moyenne et (b) charge amont totale pour chaque bassin en été (vert) et en automne (bleu). Le nombre de jours (n) et le pourcentage du nombre de jours total (%) pris en compte pour chaque saison à chaque bassin sont inscrits au-dessus des barres. La saison estivale est comprise entre le 1er juillet et le 15 septembre et la saison automnale est comprise entre le 16 septembre et novembre (date de fin variable selon le bassin).

Pour la CSS et la charge (Figure 18), les bassins B2 et B7 ont un déséquilibre important entre le nombre de jours pris en compte l'été et l'automne (n). Le bassin B7 est exclu puisqu'il n'a aucune donnée disponible pour la saison estivale. Seulement 13% des données du bassin B2 ont été récoltées à l'automne. La comparaison entre l'été et l'automne serait donc biaisée pour ce bassin.

Ainsi, seulement six bassins (B1, B3, B4, B5, B6 et B8) sont considérés dans la comparaison entre la charge estivale et automnale. Quatre bassins (B1, B4, B5 et B8) sur six ont une charge

amont plus élevée à l'automne qu'à l'été. De même, six bassins sont considérés pour la comparaison de la CSS entre les saisons. Deux bassins (B1 et B5) sur six ont une CSS moyenne plus élevée à l'automne qu'à l'été.



Figure 19. (a) La hauteur moyenne de la lame d'eau ruisselée pour chaque bassin en été (vert) et en automne (bleu). (b) Fraction des précipitations qui ruisselle vers chaque bassin. Le nombre de jours et le pourcentage du nombre de jours total pris en compte pour chaque saison à chaque bassin est inscrit au-dessus des barres. La saison estivale est comprise entre le 15 juillet et le 14 septembre et la saison automnale est comprise entre le 16 septembre et le 5 novembre.

Pour la comparaison de la lame d'eau ruisselée entre les saisons, tous les bassins sont considérés et seul le bassin B2 n'a pas une lame d'eau ruisselée plus élevée à l'automne qu'à l'été. Selon ces résultats, il semble que la charge qui entre dans les bassins soit plus élevée à l'automne qu'à l'été et ce, principalement dû au débit plus important à l'automne qui transporte une quantité plus élevée de sédiments. En effet, le débit est plus élevé l'automne puisque le sol est plus saturé en eau, ce qui permet à l'eau de ruisseler davantage et d'atteindre les bassins (Figure 19 (b)).

#### 3.6 Entretien des bassins de sédimentation

Afin de vérifier l'effet de la vidange des bassins sur leur efficacité, deux événements de pluie d'amplitude similaire ont été sélectionnés pour chaque bassin : un événement de pluie prévidange (Figure 20, barres rouges) et un événement post-vidange (Figure 20, barres oranges). Les bassins B3, B4, B6 et B8 semblent nettement plus efficaces une fois vidés des sédiments accumulés au fond. Les trois bassins les plus efficaces sont parmi ces derniers. À noter que le manque de données dû à la construction de barrages par des castors ou à des problèmes techniques rend impossible la sélection d'événements de pluie pré et post-vidange comparables pour les bassins B2 et B7.



Figure 20. Efficacité d'un événement de pluie prévidange (rouge) et post-vidange (orange) pour chaque bassin. Il était impossible d'avoir des événements de pluie pré et post-vidange comparables pour les bassins B2 (castors) et B7 (seulement période post-vidange). La hauteur de pluie (mm) de l'événement est inscrite au-dessus de chaque barre.

À titre d'exemple, l'hydrologie des deux événements de pluie d'amplitude similaire (58mm et 66mm) au bassin B4 est présentée à la figure 21. La CSS et le débit augmentent en amont et en aval du bassin lorsqu'il pleut. Moins d'eau entre dans le bassin lors de l'événement estival alors que l'amplitude de la CSS estivale est comparable à celle de l'automne. L'efficacité du bassin, mesurée avec la charge (Équation 4), est donc meilleure lors de l'événement automnal (92%) qu'estival (-44%). Le bassin a été vidangé le 29 août; il était donc plus propre en octobre et comblé de sédiments en juillet.



Figure 21. Hydrologie (précipitation et débit) d'un bassin de sédimentation (B4) pour un événement de pluie de (a) 58mm entre le 28 juillet 2014 et le 02 août 2014 (efficacité = -44%) et de (b) 66 mm entre le 15 et 22 octobre 2014 (efficacité = 92%). La vidange du bassin a eu lieu le 29 août 2014. Les données sont au pas de temps horaire.

# 3.7 Modélisation de l'efficacité

#### 3.7.1 Modèle de Heinemann (1981)

Le modèle de Heinemann (Équation 3) met en relation l'efficacité de bassins de sédimentation et leur ratio V/I. Ce modèle a été testé avec l'efficacité de capture saisonnière des six bassins (B1, B2, B3, B4, B6, B8) suivis dans la présente étude. L'ajustement des paramètres de l'équation avec seulement six bassins donne les valeurs suivantes :

La figure 22 (a) montre la courbe de l'équation 3 développée par Heinemann (1981) (vert) pour les bassins qui traitent des sédiments minéraux. La courbe modifiée pour les bassins qui traitent des sédiments tourbeux est en bleu.

Les bassins B5 et B7 n'ont pas été pris en compte pour des raisons mentionnées précédemment. La racine quadratique de l'erreur moyenne (ou Root Mean Square Error, RMSE) des efficacités observées par rapport au modèle modifié pour les sédiments tourbeux est de 22% et la validation partielle du modèle est présentée à la figure 22 (b).

#### 3.7.2 Modèle de Brown (1943)

Le modèle de Brown (Équation 2) met en relation l'efficacité de bassins de sédimentation et leur ratio V/D. Ce modèle a été testé avec l'EC saisonnière de quatre bassins (B2, B4, B6, B8) suivis dans la présente étude. Selon les données d'EC de ces quatre bassins, le paramètre de l'équation 2  $\varepsilon$  = 0.48.

La figure 23 (a) montre les courbes de l'équation 3 développée par Brown (vert) pour les valeurs extrêmes de  $\epsilon$  (0.0046 et 1) ainsi que pour la valeur moyenne ( $\epsilon$ =0.1). La courbe modifiée pour les bassins qui traitent des sédiments tourbeux est en bleu.

Les bassins B5 et B7 n'ont pas été pris en compte pour des raisons mentionnées précédemment (section *Caractérisation de l'efficacité des bassins selon leurs dimensions).* Les bassins B1 et B3 étaient impossibles à inclure dans l'équation puisque leur ratio V/D est trop faible par rapport à leur EC. Comme disait Brune (1953), il est difficile d'appliquer l'équation de Brown aux bassins dont le ratio V/D est inférieur à 5000 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>. La racine quadratique de l'erreur moyenne (ou Root Mean Square Error, RMSE) des efficacités observées par rapport au modèle modifié pour les sédiments tourbeux est de 10% et la validation partielle du modèle est présentée à la figure 23 (b).



Figure 22. (a) Efficacité saisonnière d'un bassin en fonction de son ratio Volume / Inflow. En vert, l'équation de Heinemann (1981) développée pour les bassins qui traitent des sédiments minéraux. En bleu, l'équation de Heinemann modifiée pour les sédiments tourbeux. Les observations (bassins) sont en orange. Les bassins B7 (en gris) et B5 (absent du graphique) n'ont pas été pris en compte. (b) Validation partielle du modèle.



Figure 23. (a) Efficacité saisonnière d'un bassin en fonction de son ratio Volume / Superficie drainée (V/D). En vert, l'équation de Brown (1943) pour D=0.046, D=0.1 et D=1 développée pour les bassins qui traitent des sédiments minéraux. En bleu, l'équation de Brown modifiée pour les sédiments tourbeux. Les observations (bassins) sont en orange. Les bassins en gris n'ont pas été pris en compte. (b) Validation partielle du modèle.

# 3.8 Autoéchantillonneurs (AE)

Peu d'événements pluvieux ont été suivis par l'autoéchantillonneur. Les graphiques des quatre événements dont au moins douze bouteilles ont été remplies d'eau sont présentés à la figure 24. Les informations sur ces événements concernant la CSS, les précipitations avant et pendant l'événement pluvieux ainsi, que sur l'échantillonnage par l'AE sont présentées au tableau 3. Visuellement, la CSS des échantillons de l'AE et la CSS du néphélomètre semblent varier

simultanément pour les événements dont la CSS moyenne est faible (CSS moyenne enregistrée par le néphélomètre < 0.5g/L, figure 24 (c) et (d)). Cependant, pour les deux événements où la CSS moyenne est plus élevée (Figure 24 (a) et (b)), la CSS du néphélomètre est beaucoup plus importante que celle des échantillons récoltés par l'AE. Le test de Kruskal-Wallis a d'ailleurs montré que la CSS moyenne des échantillons de l'AE était significativement différente de la CSS moyenne enregistrée par le néphélomètre pour les événements 1 et 2 (Tableau 3, p-val<0.05), mais pas pour les événements 3 et 4. Les diagrammes de hamac (*boxplot*) de chacun de ces événements de pluie sont présentés à l'annexe 3.

Événement		CSS (g/L)				Pluie (mm)					Auto-Échantillonneur	
	B2		moy	p-val	max		Pendant	24h	48h	60h	Fréquence	1h00
1	02/08/2013	Auto-échant. 0,392		0.001	0,961	cumul total	22,0	0	0,2	0,2	durée totale	37h
	a 03/08/2013	Néphelom.	2,144	0,001	4,019	intensité horaire max	5,6	0	0,2	0,2	nb. échantillons	13
	B2		moy	p-val	max		Pendant	24h	48h	60h	Fréquence	2h00
2	08/08/2013	Auto-échant.	0,156	0,000	0,395	cumul total	7,6	0	0	0	durée totale	55h
	a 10/08/2013	Néphelom.	0,547		1,703	intensité horaire max	6,2	0	0	0	nb. échantillons	24
3	B4		moy	p-val	max		Pendant	24h	48h	60h	Fréquence	0h45
	09/07/2014	Auto-échant.	0,125	5	0,275	cumul total	7,6	0	0	0	durée totale	20h
	à 09/07/2014	Néphelom.	0,125	0,805	0,340	intensité horaire max	6,2	0	0	0	nb. échantillons	24
	B6	moy		p-val	max		Pendant	24h	48h	60h	Fréquence	1h30
4	23/05/2014	Auto-échant.	0,001		0,005	cumul total	0,0	0,5	4,9	4,9	durée totale	37h
	à 25/05/0214	Néphelom.	0,893 0,001		0,006	intensité horaire max	0,0	0,3	1,8	1,8	nb. échantillons	24

Tableau 3. Les quatre événements de pluie échantillonnés par l'AE en termes de **CSS (g/L)** et de **Pluie** (mm), ainsi que des informations sur l'événement échantillonné par l'**autoéchantillonneur**.



Figure 24. Événements de pluie échantillonnés par l'autoéchantillonneur. Les précipitations horaires sont en brun, la CSS enregistrée par le néphélomètre en orange et la CSS des échantillons en vert.

# **4 DISCUSSION ET CONCLUSION**
L'objectif premier de ces travaux est de comprendre les facteurs qui influencent leur efficacité de capture afin de fournir des outils à l'industrie pour la conception de futurs bassins de sédimentation. Un bassin efficace a été défini comme un bassin pouvant retenir au moins 75% des sédiments qui y entrent.

# 4.1 Sources d'incertitudes et biais

Les valeurs de débit issues des courbes de tarage ont une incertitude importante due aux défis techniques liés à l'élaboration de ces courbes. La profondeur des canaux de drainage était souvent trop faible pour permettre une mesure adéquate de la vitesse de l'eau par le vélocimètre. De plus, le fond des canaux étant fait de tourbe, la profondeur exacte était donc dure à déterminer. Ainsi, une variabilité due au jugement des différents techniciens qui mesuraient le débit a certainement affecté les courbes de tarage. Cette incertitude est également amplifiée par l'utilisation du débit pour le calcul de la charge (Équation 5).

La taille des sédiments *in situ* et issus de la calibration d'un bassin n'ont généralement pas la même taille (Figure 17). La forme bimodale de la distribution granulométrique des sédiments issus de la calibration tend vers des valeurs plus élevées que la distribution de la taille des sédiments *in situ* (Annexe 4). Ainsi, la plupart des courbes de calibration surestiment les valeurs de CSS et surestiment ainsi la charge (Équation 5). Cependant, puisque la CSS est surestimée en amont et en aval des bassins, ce biais est considéré comme négligeable dans le calcul de l'EC (Équation 4). Ce résultat constitue cependant un argument en défaveur de l'utilisation du néphélomètre par l'industrie pour mesurer la CSS en aval des bassins, à moins que la calibration soit effectuée avec un tamis dont le maillage plus petit ou avec des échantillons d'eau récoltés *in situ*.

# 4.2 Caractérisation de l'efficacité des bassins

# 4.2.1 Dimensionnement des bassins

Comme attendu, les résultats ont montré qu'un bassin ayant un ratio V/D élevé, un ratio V/I élevé et un temps de résidence minimum élevé était plus efficace. En effet, les trois bassins les

plus efficaces sont les bassins B4, B6 et B8. Cependant, ce sont également les trois seuls bassins qui possèdent un dispositif qui régule le débit en amont et/ou en aval via un ponceau ou un seuil et deux de ces trois bassins sont multiples. Il est donc délicat d'attribuer leur efficacité seulement à leur dimensionnement. De plus, il aurait été intéressant de faire une analyse du ratio longueur/largeur en appliquant le théorème de Buckingham Pi. Cependant, le faible nombre de bassins restreint son application.

Certains bassins ont une EC saisonnière négative, c'est-à-dire que plus de sédiments sont sortis du bassin qu'il n'en est rentré au cours de la saison. Comme mentionné plus tôt, l'EC très négative du bassin B5 (-379%) pourrait s'expliquer par le manque d'entretien. Cependant, un meilleur entretien n'aurait pas garanti une EC plus élevée. En effet, des bassins de format similaire (B1 et B3) ont également une EC négative. Ces bassins ont des ratios V/D et V/I faibles et ils n'ont aucun dispositif qui régule le débit. Cependant, ils ont une membrane filtrante au centre du bassin, mais ce dispositif ne semble pas être suffisant pour augmenter leur EC.

Afin de déterminer des normes de dimensionnement pour les futurs bassins, des valeurs minimums de ratio V/D, V/I et de temps de résidence minimum sont présentées à la figure 15 (lignes pointillées rouges). Selon l'équation modifiée de Heinemann (Équation 3), la valeur minimale du ratio V/I pour un bassin efficace serait de 24.0  $10^{-3}$  m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>. De même, selon l'équation modifiée de Brown (1943), la valeur minimale du ratio V/D pour un bassin efficace serait de 3000 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> (30m<sup>3</sup>/ha). Ce résultat est légèrement supérieur à la valeur minimale de 2500 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> (25m<sup>3</sup>/ha) recommandée par GEMTEC (1993). Finalement, bien que le temps de résidence minimum n'ait pas été modélisé, il semble que le bassin B8 dont l'EC est de 73% soit un bon minimum à considérer (Figure 15). Le temps de résidence minimal d'un bassin efficace serait donc de 140 minutes selon les résultats. Cette valeur est cohérente avec le temps de résidence de 120 minutes proposé par GEMTEC (1993).

Concrètement, imaginons un futur bassin d'une région fictive où les précipitations maximales d'avril à octobre seraient de 690 mm (récurrence 10 ans), où le débit amont maximales serait de 0.25 m<sup>3</sup>/s (récurrence 10 ans), où le pourcentage de ruissellement serait de 40% et où la

superficie drainée serait de 0.5 km<sup>2</sup> (50 ha). Pour que le bassin soit efficace à 75%, il faudrait qu'il ait un volume de 3300m<sup>3</sup> selon Heinemann (Équation 3), de 1500 m<sup>3</sup> selon Brown (Équation 2) et de 2100 m<sup>3</sup> selon le temps de résidence minimum de 140 minutes. Les résultats préliminaires de la présente étude indiquent que l'équation de Heinnemann serait celle qui fournit le dimensionnement le plus élevé en terme de ratio de volume de bassin par superficie drainée. En effet, le volume requis selon ce modèle est le double de celui estimé par l'équation de Brown (1943).

### 4.2.2 Nature des sédiments

Comme mentionné dans la section précédente, les ratios V/I, V/D et le temps de résidence minimum semblent influencer l'efficacité de capture des bassins de sédimentation. Or, l'EC d'un bassin de sédimentation n'est ni influencée par (Figure 16 (a)) la taille des sédiments drainés, ni par (c) le degré von Post de la couche superficielle de la tourbière, ni par (e) la superficie de tourbière drainée, ni par (g) le pourcentage de matière organique. Ainsi, selon les résultats de la présente étude, seuls la dimension du bassin, via le ratio V/I ou V/D, et le temps de résidence minimum influenceraient l'EC d'un bassin. Il faut noter que le pourcentage minimum de matière organique mesuré est de 30%, ce qui est supérieur à la teneur en matière organique des sédiments trouvés dans les bassins de sédimentation en milieu municipal ou agricole. C'est en partie ce qui explique la nécessité d'établir une courbe différente de celle de Heinemann (1981) et de Brown (1943) pour modéliser l'efficacité des bassins en milieux tourbeux. La présente étude a permis de jeter les bases de ces nouvelles courbes. Elles devraient être validées avec un suivi des mêmes variables sur d'autres bassins.

Cependant, bien que les résultats indiquent que l'EC d'un bassin ne soit pas directement influencée par la nature des sédiments, ce n'est pas le cas pour la charge sédimentaire qui entre dans un bassin de sédimentation. Cette variable semble influencée par (Figure 16 (b)) la taille des sédiments drainés, (d) par le degré de décomposition de la tourbe (degré von Post), et par (h) le pourcentage de M.O. La superficie de tourbière drainée (f) ne semble toutefois pas affecter la charge amont, ce qui suggère que seule la nature des sédiments influence la charge sédimentaire qui afflue vers les bassins. En effet, la tourbe dont le degré von Post est élevé est

davantage décomposée, les sédiments drainés sont alors plus petits et friables (Paivanen 1973). Les sédiments sont donc plus facilement emportés par l'eau de ruissellement, ce qui provoque forcément une charge plus élevée. Cependant, d'autres travaux devront confirmer ce résultat puisque la granulométrie d'un seul échantillon d'eau *in situ* a été analysé pour quelques bassins. Le pourcentage de M.O. est faible pour les bassins dont la charge<sub>amont</sub> est élevée, probablement parce que la masse volumique des sédiments minéraux en suspension (argile : > 1.0g/cm<sup>3</sup>) est plus élevée que celle de la tourbe en suspension (0.4g/cm<sup>3</sup>, Rydin & Jeglum (2006)). Ces résultats suggèrent que la présence de tourbe dont le degré von Post est élevé a une proportion massique moindre de sédiments d'origine organique. Il est probable que cela soit dû au fait que la tourbe, ayant un degré von Post élevé, est située dans les horizons inférieurs de la tourbière, près des horizons minéraux. Les sédiments minéraux pourraient donc provenir de la couche minérale inférieure.

#### 4.2.3 Recommandations

Certaines recommandations générales peuvent être proposées à la lumière des résultats obtenus. D'abord, la relation entre l'EC et le temps de résidence minimum semble bonne (Figure 15 (c)). Cependant, le temps de résidence minimum d'un bassin requiert une mesure ou une estimation du débit maximal à l'extrémité du réseau de drainage d'une tourbière exploitée. Malgré le défi que cela implique, ce dernier pourrait être estimé à l'aide d'un modèle hydrologique ou par des méthodes semi-empiriques.

Le ratio V/D serait également un bon outil puisqu'il tient compte du volume du bassin et de la superficie drainée (Figure 15 (a)). Cependant, Brune (1953) recommande de ne pas généraliser une relation qui tient compte du ratio V/D hors de la région dans laquelle elle a été développée. Néanmoins, il semble qu'un bassin dont le ratio V/D minimum est de 3000 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> serait adéquat selon l'équation modifiée de Brown (1943).

C'est cependant le ratio V/I qui semble le plus fiable puisqu'il tient lui aussi compte du volume et de la superficie drainée, en plus de la quantité d'eau qui transitera dans le bassin au cours de la saison (*Inflow*). La mesure de l'*inflow* pourrait être estimée à partir de la moyenne des

précipitations locales pour les mois d'avril à octobre et du ruissellement saisonnier. Toutefois, une meilleure estimation de la fraction des précipitations qui ruissellent devrait être déterminée. Selon les résultats actuels, il serait préférable de concevoir un futur bassin en fonction du ratio V/I minimum de 24.0 10<sup>-3</sup> m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (Figure 15 (b)). La modélisation déterministe des écoulements et des charges sédimentaires afférentes serait une alternative intéressante pour confirmer cette recommandation.

Les deux dernières recommandations doivent être considérées avec une certaine retenue puisque les équations de Brown (1943) et de Heinemann (1981) ont été testées avec l'EC de seulement quatre et six bassins respectivement. D'autres bassins ayant des ratios V/I et V/D différents devront être étudiés afin de raffiner l'ajustement de ces modèles de dimensionnement de bassins de sédimentation. Il serait donc pertinent de valider ces pistes avec un plus grand nombre de bassins, ce qui pose d'importants défis logistiques. Afin de palier à ce problème, des modèles réduits de bassins de sédimentations pourraient être reproduits en laboratoire afin d'en contrôler les différents paramètres de conception.

D'autre part, il semble que l'ajout d'un dispositif qui régule le débit entrant et/ou sortant (seuil ou ponceau) pourrait augmenter l'efficacité des bassins de sédimentation de manière peu coûteuse. En effet, les trois bassins les plus efficaces (B4, B6 et B8) en ont un à leur exutoire ou aux deux extrémités. La division du volume de rétention en plusieurs bassins (bassins multiples B4 et B6) semble également augmenter l'efficacité comparativement à un bassin simple (bassin B8). De plus, l'augmentation de la CSS causée par le brassage des sédiments durant la vidange peut être atténuée par les bassins multiples. Les bassins en parallèle ont l'avantage de permettre de court-circuiter le bassin qui se fait vidanger pendant que l'autre demeure opérationnel. Pour les bassins en série, les bassins en aval permettent d'atténuer l'augmentation de la CSS engendrée par la vidange d'un bassin en amont. Ainsi, en vidant un bassin à la fois, l'impact négatif de la vidange est réduit.

Jusqu'à maintenant, seule l'EC a été considérée comme outil de caractérisation des bassins de sédimentation. Il est entendu qu'un bassin efficace réduit considérablement la charge qui entre

dans un cours d'eau récepteur. Cependant, si le maintien d'une eau de qualité dans les cours d'eau environnants est l'objectif, il serait intéressant de considérer la quantité de sédiments en suspension qui sort d'un bassin. En effet, si un bassin efficace à 80% reçoit 30 tonnes de tourbe au cours de la saison, six tonnes de tourbe seront rejetées dans l'environnement. À l'inverse, si un bassin efficace à 40% reçoit cinq tonnes de tourbe, seulement trois tonnes seront rejetées dans l'environnement. Deux fois moins de tourbe sera rejetée dans l'environnement par le bassin inefficace (EC=40%) avec une faible charge que par le bassin efficace (EC=80%) recevant une forte charge. Il serait donc, intéressant d'inclure la mesure de la charge lors de la conception de futurs bassins. Pour ce, il faudrait d'abord être en mesure de prédire la charge sédimentaire transportée vers un bassin annuellement. Les résultats de la figure 16 semblent indiquer que la nature des sédiments influence la charge amont des bassins étudiés. D'ailleurs, des travaux sont actuellement en cours sur l'adaptation du MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) (Kinnell and Risse 1998) aux tourbières exploitées. Cet outil permettrait l'estimation du taux d'érosion de la tourbière et conséquemment, de la charge de sédiments qui pourrait transiter vers les bassins.

# 4.3 Effet de la saison sur les sédiments en suspension

Les résultats montrent que la quantité de sédiments qui transite dans les bassins varie selon la saison. En effet, la charge<sub>amont</sub> est plus élevée à l'automne pour quatre bassins (B1, B4, B5 et B8) sur six (Figure 18 (b)). C'est donc principalement à l'automne que les sédiments transitent dans les bassins puisque le ruissellement est plus abondant durant cette saison (Figure 19 (c)). Ce ruissellement plus élevé pourrait être dû aux précipitations un peu plus abondantes (Pavey et al. 2007), mais aussi au fait que la tourbière est davantage saturée en eau, ce qui limite l'infiltration (GEMTEC 1993).

Plutôt que de mesurer la charge sédimentaire qui transite dans les bassins, la majorité des études précédentes et les mesures prises régulièrement par l'industrie se limitent à la CSS (Clément et al. 2009; GEMTEC 1993; Pavey et al. 2007; Quenum et al. 2015). Dans la présente étude, c'est par la charge totale, qui tient compte du débit et de la CSS, que la quantité de

sédiments est mesurée en aval des tourbières exploitées. Ainsi, si seule la CSS moyenne avait été prise en compte, les bassins B1, B2 et B5 auraient été considérés comme ceux ayant la plus grande quantité de sédiments transitant à l'automne (Figure 18 (a)). Or, c'est plutôt dans les bassins B1, B4, B5 et B8 qu'une plus grande charge sédimentaire transite l'automne. En se fiant uniquement à la concentration comme mesure d'impact potentiel, il y aurait donc eu une erreur d'interprétation pour les bassins B4 et B8. D'ailleurs, dans leurs travaux sur les cours d'eau en aval de tourbières naturelles et perturbées, Clément et al. (2009) ont observé un dépassement du seuil de 25 mg/L durant 25 jours consécutifs en période d'étiage. Les auteurs attribuaient ce dépassement au manque de dilution des sédiments dans l'eau. Les résultats de la présente étude corroborent cette hypothèse puisque la lame d'eau ruisselée moyenne qui transite dans les bassins est plus faible l'été pour la majorité des bassins (Figure 19 (a)).

# 4.4 Effet de l'entretien des bassins sur leur efficacité

Le moment de la saison le plus approprié pour procéder à l'entretien des bassins est l'été, c'està-dire lorsque peu d'eau y transite. À l'inverse, si l'entretien est effectué à l'automne ou au printemps, l'eau reste moins longtemps dans le bassin puisque le débit est plus élevé (Figure 19 (a) pour l'automne, Pavey et al. 2007 pour printemps). Cependant, c'est par temps sec que l'exploitation est la plus intense. L'accès aux ressources matérielles et humaines nécessaires à l'entretien des bassins est alors restreint.

Les bienfaits de la vidange sont évidents pour les bassins B3, B4, B6 et B8 (Figure 20), ce qui suppose qu'il est important d'entretenir les bassins fréquemment. En effet, l'exemple du bassin B4 (Figure 21) suggère qu'il faille vidanger les bassins plus d'une fois par année. Le premier événement de pluie survenu un mois avant la vidange du bassin est inefficace à -44% alors que celui survenu un mois et demi après la vidange du bassin est efficace à 92%. Il faudrait donc s'assurer que le bassin soit propre avant le début de la récolte et qu'une autre vidange soit complétée avant que le comblement le rende inefficace. Finalement, la construction de bassins multiples pourrait permettre de réduire l'impact de la vidange lorsque les bassins sont entretenus en alternance.

Les bassins B1 et B5 ne semblent pas plus efficaces après la vidange (Figure 20), probablement puisque leurs ratios V/I (B1=2.19  $10^{-3}$ m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>, B5=2.67  $10^{-3}$  m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) et V/D (B1=740m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>, B5=706m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>) sont trop faibles pour supporter la charge sédimentaire qui y entre. De plus, l'ilot de tourbe formé au milieu du bassin B5 agissait probablement comme obstacle qui ralentissait le débit du bassin avant la vidange, ce qui semblait améliorer un peu l'EC avant la vidange (Figure 14 (e)).

Une autre solution pour maintenir un bassin efficace sans augmenter la fréquence de vidange serait de construire un bassin plus gros ou des bassins multiples. En effet, un bassin plein de sédiments a un ratio V/I ou V/D grandement diminué. Ainsi, en considérant un volume réduit par une charge sédimentaire égale à celle accumulée au cours d'une saison, le bassin conserverait son efficacité plus longtemps. Pour ce faire, il faudrait toutefois être en mesure d'estimer la charge sédimentaire qui atteint un bassin chaque année afin de prévoir un *volume d'entreposage*. L'équation universelle d'érosion des sols modifiée (MUSLE, Kinnell & Risse, (1998)) pourrait être adaptée aux tourbières pour cette fin. Une alternative consiste à modéliser cette charge à l'aide d'une cascade de modèles hydrologiques, hydrauliques et d'advection-diffusion. Des travaux sont d'ailleurs en cours.

# 4.5 Autoéchantillonneurs

Des autoéchantillonneurs (AE) ont été déployés en aval de bassins de sédimentation pour récolter des échantillons d'eau lors d'événements pluvieux afin d'en mesurer la concentration de sédiments en suspension. Seuls quatre événements de pluie ont été échantillonnés (Figure 24), la fréquence d'échantillonnage optimale n'a donc pas été établie.

Seulement deux événements sur quatre démontrent une concordance entre la CSS enregistrée par le néphélomètre et la CSS récoltée par l'AE (Figure 24 (c) et (d)). Cependant, dès que la CSS moyenne enregistrée par le néphélomètre dépasse 0.5 g/L, la CSS enregistrée par le

néphélomètre est significativement plus élevée que celle des échantillons de l'AE (Tableau 3 et Annexe 3).

Cet écart est probablement causé par la courbe de calibration qui surestime les valeurs élevées de CSS. En effet, les sédiments utilisés pour calibrer les néphélomètres semblent contenir des granulométries plus grossières que celles des échantillons récoltés *in situ*. Comme le montre la figure 17, la taille moyenne des sédiments issus de la calibration des bassins B2 et B6 aval est plus élevée que celle des sédiments récoltés *in situ* (granulométrie du bassin B4 aval est manquante).

# 4.6 Conclusion

Cette étude est la première, depuis celle réalisée par GEMTEC (1993) au Nouveau-Brunswick, à mesurer et à comparer l'efficacité de capture saisonnière de plusieurs bassins de sédimentation en aval de tourbières exploitées. De plus, les bassins de sédimentation qui drainent des tourbières au Québec n'avaient jamais été étudiés. En contraste avec les études canadiennes antécédentes, l'efficacité de capture a été mesurée avec la charge sédimentaire. La charge est plus révélatrice de la quantité de sédiments qui transite dans un bassin que la mesure de la CSS. Cependant, la charge sédimentaire est plus complexe à mesurer puisqu'une estimation du débit est nécessaire.

Ces travaux ont également montré pour la première fois qu'une relation significative existe entre la nature des sédiments (degré von Post, taille des sédiments et composition en matière organique) et la charge de sédimentaire qui entre dans un bassin. Cependant, aucune relation significative n'a été observée entre la nature des sédiments et l'efficacité de capture des bassins. Il serait donc important de s'intéresser à la charge sédimentaire plutôt qu'à la CSS de l'eau.

L'accumulation de sédiments au fond d'un bassin réduit son volume utile, ce qui diminue son efficacité de capture. L'entretien des bassins de sédimentation est donc essentiel à leur bon fonctionnement. En effet, il est important de vidanger un bassin avant le début de la récolte ainsi qu'avant que son volume utile soit trop faible pour retenir efficacement les sédiments en suspension. La construction de bassins plus volumineux qui tiennent compte de l'accumulation saisonnière de sédiments pourrait être une alternative qui réduirait la fréquence d'entretien à une seule fois par saison.

Finalement, il existe plusieurs modèles empiriques de dimensionnement de bassins municipaux traitant des sédiments minéraux. Le calage de deux de ces modèles a été tenté sur des bassins qui traitent des sédiments tourbeux (organiques). Les modèles ont été testés avec l'EC de seulement quatre (équation de Brown (1943)) et six bassins (équation de Heinemann (1981)), ce qui est une taille d'échantillon relativement faible. Malgré le faible nombre de bassins pris en compte, les bassins les plus efficaces semblent être ceux ayant un ratio V/I (temps de résidence moyen) et un ratio V/D plus grand. Cependant, deux bassins multiples sont parmi les plus efficaces. Il faudra donc confirmer la relation obtenue avec davantage de bassins afin de valider si ce sont les ratios V/I et V/D qui offrent une plus grande efficacité de capture ou si la configuration des bassins en série ou en parallèle est la principale raison d'une efficacité accrue. Étant donné le nombre important de variables confondantes à tester, il est recommandé de procéder à un exercice de modélisation plutôt que d'augmenter indûment le nombre de bassins suivis sur le terrain.

# **5 RÉFÉRENCES**

Brown, C.B. (1943). Discussion of Sedimentation in reservoirs, by J. Witzing. *Proceeding of the American Society of Civil Engeneers*, 69, 1943-1500.

Brune, G. M. (1953). Trap Efficiency of Reservoirs. *American Geophysical Union*, *34*(3), 407–418.

Clément, M., St-Hilaire, A., Caissie, D., Chiasson, A., Courtenay, S., & Hardie, P. (2009). An Evaluation of Mitigation Measures to Reduce Impacts of Peat Harvesting on the Aquatic Habitat of the East Branch Portage River, New Brunswick, Canada. *Canadian Water Resources Journal*, *34*(4), 441–452.

Daigle, J.-Y., Gautreau-Daigle H., & Keys D. 2001. Canadian peat harvesting and the environment. Sustaining Wetlands Issues Paper. No. 2001-1. North American Wetlands Conservation Council, Ottawa, ON.

Davies-Colley RJ, Smith DG (2001). Turbidity Suspended Sediment, and Water Clarity: a Review. *Journal of the American Water Resources Association*. 37(5), 1085–1101.

Eger, Davies-Colley, R. J., & Smith, D. G. (2001). Turbidity Suspended Sediment, and Water Clarity: a Review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *37*(5), 1085–1101.

Es-Salhi, M. A. (2011). Évaluation des concentrations des sédiments en suspension en aval de deux bassins de sédimentation situés dans deux tourbières exploitées au Nouveau-Brunswick. Mémoire de maîtrise, Université du Québec.

Es-Salhi, M. A., Clément, M., St-Hilaire, A., Caissie, D., & Courtenay, S. C. (2013). Influence of hydrological conditions and peat extraction operations on suspended sediment concentration and deposition in the East Branch Portage River, New Brunswick (Canada). *Water Quality Research Journal of Canada*, *48*(4), 305–320.

GEMTEC Limited. (1993). Design, installation and monitoring of siltation ponds, Peat Bog 567, Lamèque Island, New Brunswick (pp 93–94). Fredericton, NB: New Brunswick Ministry of Natural Resources and Energy (Open File) 87 pp.

Heinemann, H. G. (1981). A New Trap Efficiency Curve For Small Reservoirs. *American Water Resources Association*, *17*(5), 825-830.

Hjulstrom, F. (1935) Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bulletin of the Geological Institute University of Uppsala*, 25, 221-527.

Holden, J., & Burt, T. P. (2003). Runoff production in blanket peat covered catchments. *Water Ressources Research*, *39*(7), 1191.

Karhunen, A., Laihanen, M., & Ranta, T. (2015). Supply security for domestic fuels at Finnish combined heat and power plants. *Biomass and Bioenergy*, *77*, 45–52.

Kinnell, P. I. A., & Risse, M. (1998). USLE-M: Empirical Modeling Rainfall Erosion through Runoff and Sediment Concentration. *Soil Science Society of America Journal*, *62*(6), 1667–1672.

Kløve, B. (1997). Settling of peat in sedimentation ponds. *Journal of Environmental Science and Health . Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, *32*(5), 1507–1523.

Kløve, B. (1998). Erosion and sediment delivery from peat mines. *Soil and Tillage Research*, 45(1-2), 199-216.

Kløve, B. (2000). Retention of suspended solids and sediment bound nutrients from peat harvesting sites with peak runoff control, constructed floodplains and sedimentation ponds. *Boreal Environment Research*, 5(March 2000), 81–94.

Lawler, D. M. (2005). SPECTROPHOTOMETRY | Turbidimetry and Nephelometry. *Encyclopedia* of Analytical Science. (August), 343–351.

Minella, J. P. G., Merten, G. H. ., Reichert, J. M., & Clarke, R. T. (2007). Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. *Hydrological Processes*, *22*(November 2008), 1819–1830.

Morris, H. M. (1963). Applied Hydraulics in Engineering. The Ronald Press Co. New York. pp339.

Nieminen, M., Ahti, E., Nousiainen, H., Joensuu, S., & Vuollekoski, M. (2005). Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica*, *39*(3), 331–339.

Olsson, T. I., & Persson, B. G. (1986). Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, Salmo trutta L. *Hydrobiologia*, *135*(1-2), 9–14.

Ouellette, C., Boghen, A. D., Courtenay, S. C., & St-Hilaire, A. (2003). Influence of peat substrate on the distribution and behavior patterns of sand shrimp, *Crangon septemspinosa*, under experimental conditions. *Journal of Applied Ichthyology*, *19*, 1–6.

Ouellette, C., Courtenay, S. C., St-Hilaire, A., & Boghen, A. D. (2006). Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on the sand shrimp *Crangon septemspinosa*. *Journal of Applied Ichthyology*, *22*(1), 15–24.

Paivanene, J. (1973). Hydraulic conductivity and water retention in peat soils. Report from the Faculty of Agriculture and Forestry of the University of Helsinki, Finland. *Acta Forestalia Fennis*, 129, 1-70.

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*(1-3), 369–82.

Payette S. & Rochefort L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les presses de l'Université Laval, 621 p., 2001.

Persson, J., Somes, N.L.G. & Wong, T.H.F. (1999). Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science Technology*, 40 (3), 291-300.

Quenum, M., Tetegan, M., & Sall, P. M. (2015). Suspended Solids from Drained Peatlands in the East Coastal Zone of New Brunswick: Point Estimates and Climate Effects on the Environment. *Journal of Environmental Science and Engineering*, *4*, 1–13.

Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K., & Malterer, T. (2003). North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management*, 11, 3–20.

Rourke, F. O., Boyle, F., & Reynolds, A. (2009). Renewable energy resources and technologies applicable to Ireland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *13*, 1975–1984.

Rydin, H., & Jeglum, J. (2006). *The biology of peatlands*. Oxford University Press, UK. 343 pp.

Schothorst, C.J., (1977). Subsidence of low moor peat soil in the western Netherlands. *Geoderma*, 17(4), 265-291.

St-Hilaire, A., Courtenay, S. C., Diaz-Delgado, C., Pavey, B., Ouarda, T. B. M. J., Boghen, A., & Bobée, B. (2006). Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog : Analysis and preliminary modelling of exceedances using logistic regression. *Canadian Water Ressource Journal*. *31*(3), 139–156.

Verstraeten, G., & Poesen, J. (2000). Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. *Progress in Physical Geography*, *24*(2), 219–251.

Whatley, M. H., Van Loon, E. E., Van Dam, H., Vonk, J. A., Van der Geest, H. G., & Admiraal, W. (2014). Macrophyte loss drives decadal change in benthic invertebrates in peatland drainage ditches. *Freshwater Biology*, *59*(1), 114–126.

WSUD (Water Sensitive Urban Design Contents) (2006). Technical Design Guidelines for South East Queensland, Version 1. Chapitre 4 : Sediment Basins. 439pp

ANNEXES



# 6.2 Annexe 1 – Courbes de tarage



#### Bassin B1 amont





Bassin B2 aval

Bassin B1 aval



Bassin B3 amont



0.3

0.35

0.4

e.

3 D

0.45

0.25

0.2

0.5

0.55

Bassin B3 aval



Bassin B6 amont

Bassin B6 aval





# 6.2 Annexe 2 – Courbes de calibration des néphélomètres

Bassin B4 amont

Bassin B4 aval



Bassin B5 amont – grandes valeurs



Bassin B5 aval





Bassin B5 amont – petites valeurs



Bassin B6 amont

Bassin B6 aval



6.3 Annexe 3 – Diagramme en hamac de la différence entre les CSS des échantillons récoltés par l'AE et celles enregistrées par le néphélomètre





Bassin B1 amont – calibration



# Bassin B1 amont – calibration (suite)



#### Bassin B1 amont - in situ





#### Bassin B1 aval - calibration



#### Bassin B1 aval - in situ



#### Bassin B1 aval – *in situ (suite)*



Volume: Mean; Median: Mean/Me Mode; 33.82 µm 1144 µm<sup>2</sup> 119% 2.079 Right skewed 3.340 Leptokurtic 1.867 12.40 µm <10% 5.168 µm <25% 8.354 µm <50% 15.18 µm <75% 30.01 µm <90% 93.91 µm

#### Bassin B2 amont – calibration



Obscuration Fluid: Software:

Firmware:

2.02





#### Bassin B2 amont - in situ

8%





Volume Sta	tistics (Arith	nmetic)			
Calculations	from 0.37	5 µm to 2000 µm			
Volume: Mean: Median: Mean/Media Mode:	in ratio:	100% 71.96 μm 30.42 μm 2.365 185.4 μm	S.D.: Variance: C.V.: Skewness: Kurtosis:	78.31 µm 6133 µm <sup>2</sup> 109% 0.876 Right skewed -0.661 Platykurtic	
<10% 3.445 µm	<25% 7.520 µ	<50% m 30.42 µm	<75% 139.3 µm	<90% 198.6 µm	



PIDS Obscur: 59%







#### Bassin B2 aval - in situ


# Bassin B3 amont - calibration



### Bassin B3 amont - calibration (suite)





# Bassin B3 amont – in situ



#### Bassin B3 aval - in situ



### Bassin B3 aval - calibration



# Bassin B4 amont - in situ





# Bassin B4 amont – calibration



#### Bassin B4 aval - calibration

<50% 257.4 µm <75% 398.7 µm <90% 554.1 µm

<25% 150.7 µm

<10% 50.85 µm



#### Bassin B5 amont – calibration





Volume Sta	tistics (Arit	hmetic)			
Calculation	s from 0.37	75 µm to 2000 µm			
Volume:		100%	S.D.:	121.4 µm	
Mean:		170.7 µm	Variance:	14750 µm <sup>2</sup>	
Median:		147.2 µm	C.V.:	71.2%	
Mean/Median ratio:		1.159	Skewness:	0.423 Right skewed	
Mode:		324.4 µm	Kurtosis:	-0.961 Platykurtic	
<10%	<25%	<50%	<75%	<90%	
22.28 µm	63.01 µ	m 147.2 µm	275.5 µm	348.8 µm	



### Bassin B5 amont – in situ



### Bassin B5 aval - calibration



### Bassin B5 aval – in situ



### Bassin B6 amont - calibration



### Bassin B6 amont - in situ









### Bassin B6 aval - calibration



#### Bassin B6 aval - in situ



### Bassin B7 amont – calibration





### Bassin B7 amont – in situ



#### Bassin B7 aval – calibration



# Bassin B7 aval – in situ

