

Fonctions hydrologiques des milieux humides boisés en relation avec l'aménagement forestier

André P. Plamondon, ing.f., Ph.D.

Sylvain Jutras, ing.f., Ph.D.

Laboratoire d'hydrologie forestière
Université Laval

pour

Ministère de l'Environnement et de
la lutte contre les changements climatiques

-

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Version du 10 juin 2019

Version préliminaire
10 juin 2019

SOMMAIRE

Le ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) a la responsabilité d'assurer la conservation à long terme des fonctions écologiques des milieux humides. L'hydrologie est le principal facteur responsable de l'établissement et du fonctionnement de ces milieux. La contribution des tourbières et des marécages boisés à la recharge de la nappe phréatique, la génération des crues, et le contrôle des écoulements d'étiage font l'objet de ce document. L'objectif est de déterminer ou d'inférer les effets de l'aménagement forestier des marécages arborescents et des tourbières boisées sur leurs fonctions hydrologiques. En réponse à cet objectif, une revue de la littérature est effectuée en regroupant l'information sous cinq catégories de milieux humides ou de situations hydro-géomorphologiques.

Catégorie 1 : Milieux humides forestiers de la plaine d'inondation

En période d'inondation, les milieux humides boisés et les autres forêts de la plaine inondable ralentissent la vitesse d'écoulement en proportion de leur rugosité offerte par la microtopographie, la végétation et autres aspérités telles des pierres. La réduction du débit de pointe par l'eau retenue temporairement fait quasi consensus, quoique l'on ait émis la possibilité d'une contribution de la décharge de la nappe phréatique à accentuer la pointe lors d'une crue prolongée. Malgré une faible conductivité hydraulique du sol, la rétention d'eau par le milieu humide, généralement localisée dans des dépressions mêmes légères, favorise la recharge de la nappe phréatique par la durée de la présence d'eau disponible après la période d'inondation. Il existe aussi un certain consensus sur la contribution de la plaine d'inondation au débit de base durant la saison de croissance.

Les données sur la récolte forestière dans la plaine d'inondation proviennent du Sud-Est des États-Unis. Les études qui ont fait l'objet d'une revue sont celles portant sur les marécages boisés inondés, et non sur les milieux humides riverains non inondés par un cours d'eau. Les dispositifs comparent généralement deux approches d'opérations forestières. Une première approche réfère aux activités avec minimum de restrictions qui correspond aux coupes de récupération après un événement majeur tel les chablis suite à un ouragan. Ces activités conduites avec peu de restrictions comprennent l'abattage manuel ou mécanique, l'extraction des troncs à la débusqueuse, le déchiquetage, la mise en andins des débris de coupe avec un bulldozer, le brûlage des débris, puis la plantation mécanisée avec ou sans préparation d'un lit de plantation surélevé. Ces travaux et la construction de voies d'accès peuvent être effectués en périodes plus ou moins humides, en ayant pour résultat la production d'ornières. La deuxième approche consiste à appliquer les bonnes pratiques d'aménagement forestier

afin de réduire l'exposition et la perturbation du sol minéral en opérant durant les périodes plus sèches, en localisant les voies d'accès aux endroits mieux drainés, et en ajustant les opérations par rapport aux courbes de niveau. S'ils sont disponibles, de petits engins sont utilisés pour les activités qui comprennent normalement l'abattage manuel ou mécanisé, l'extraction mécanisée des troncs, le déchiquetage des débris, la préparation d'un lit de plantation et la plantation, en minimisant l'exposition du sol minéral.

Peu importe l'intensité du traitement de récolte, on note très peu de changement du volume d'écoulement dans la plaine d'inondation en période de crue. L'effet de la coupe est surtout relié - (i) au maintien ou non de la rugosité de la surface qui favorise l'infiltration en retenant l'eau et la déposition de sédiments, et - (ii) à l'exposition du sol minéral favorisant l'érosion locale durant la crue. À la suite de la crue, la nappe demeure plus élevée avec la réduction de l'évapotranspiration par l'ablation du couvert, ce qui favorise la recharge de la nappe phréatique et l'écoulement en saison de croissance. Cet effet s'étend sur quelques années seulement et l'on mentionne qu'il est négligeable par rapport aux inondations saisonnières. L'application de bonnes pratiques forestières, incluant la construction de chemins, réduit occasionnellement la déposition des sédiments durant une courte période, mais cela est compensé par une augmentation de la déposition de sédiments après 1 ou 2 ans à la suite de la croissance vigoureuse de la régénération.

Catégorie 2 : Marécages boisés

La nappe phréatique apparaît occasionnellement à la surface de dépressions avant et après la récolte en périodes humides sur les marécages de St-Gilles, dans la plaine du St-Laurent. Cependant, la différence de niveau entre les creux et les bosses, qui varie de 15 à 25 cm, annihile tout ruissellement de surface, comme le démontre l'absence de lit d'écoulement. En période humide, l'écoulement latéral lent et diffus à travers la matière organique ne favorise pas la génération de forts débits de pointe. À St-Gilles, la coupe totale a été effectuée en hiver, sauf sur deux marécages récoltés à l'automne. Le sol a été très peu perturbé et les engins forestiers ont circulé dans le sens de la pente afin d'éviter tout blocage de l'écoulement latéral qui aurait pu être causé par des ornières ou du compactage. On estime que le retour à la normale se produira entre 8 à 15 ans après la récolte totale ou partielle, selon le site.

En période humide, la récolte forestière sur les marécages étudiés de la plaine côtière du Sud-Est des États-Unis peut rapprocher la nappe de la surface, saturer complètement le sol ou augmenter l'épaisseur de la couche d'eau présente à la surface du sol sur les divers sites d'étude. La présence d'eau à la surface du sol est plus fréquente sur les sols minéraux plats (*wet pines flats*). L'eau de surface se déplace lentement à cause des faibles pentes et de la microtopographie. Dans tous les cas, la remontée de la nappe phréatique suite à la récolte est très faible en période humide. Cependant, la récolte augmente la durée de la saturation du sol et de l'accumulation

d'eau dans les creux, ce qui contribue par la suite à la recharge de la nappe phréatique et au débit de base. Sur certains sites, l'écoulement se tarit en périodes de forte évapotranspiration, mais la coupe réduit la durée de l'écoulement nul. Sur tous les sites, la remontée de la nappe est nettement plus importante pendant la saison de croissance à cause de la réduction de l'évapotranspiration. Cette remontée favorise l'augmentation de la recharge de la nappe phréatique en profondeur et de l'écoulement latéral.

Les procédés de récolte dans le Sud-Est des États-Unis sont ceux décrits dans la première catégorie. La récolte avec perturbation du sol produit occasionnellement une remontée plus grande de la nappe phréatique en présence d'ornières qui réduisent l'écoulement hypodermique. Ce type de récolte produit généralement une augmentation du ruissellement attribué à la concentration de l'écoulement entre les andins. Il s'ensuit une augmentation du volume de crue, du débit de pointe et de la production de sédiments durant une période de 1 à 2 ans, ou occasionnellement, plus longtemps. Les auteurs soulignent que le ruissellement, l'écoulement hypodermique et l'infiltration étaient modifiés sur les sites perturbés seulement. L'écoulement en période sèche augmente et dure plus longtemps en milieu perturbé, ce milieu ralentissant la revégétation. Les études dans le Sud-Est des États-Unis rapportent un effet négligeable de la récolte sur le ruissellement, les crues et les débits de pointe lorsque de bonnes pratiques forestières sont appliquées.

Une situation différente des précédentes a été observée sur un site du Minnesota qui présente naturellement une nappe à la surface du sol en période humide. La récolte a produit une baisse du niveau de la nappe à cause d'une augmentation de l'évaporation de l'eau libre exposée au soleil et au vent.

Catégorie 3 : Étangs vernaux forestiers

La récolte forestière sur le bassin versant, en augmentant les apports d'eau à l'étang, allonge la période de présence d'eau libre dans ce dernier. Le stockage temporaire des eaux en période de crue est maintenu après la coupe. Il est possible qu'il y ait un débordement supplémentaire d'eau de certains étangs. Une augmentation du débit de pointe dans les cours d'eau, due à une synchronisation entre les débordements d'étangs dispersés et la génération de la crue sur les diverses parties du bassin versant, est peu probable. Une récolte avec précaution évitera les apports de sédiments, favorisera la recharge de la nappe phréatique et pourra allonger l'hydro-période.

Catégorie 4 : Tourbières forestières dans un bassin de tête

Cette catégorie comprend les tourbières en terrain plat et les tourbières de dépression. Les tourbières en terrain plat sont localisées près de la ligne de partage des eaux. Elles sont principalement alimentées par la précipitation et ne comprennent pas de cours d'eau. La limite avec la tourbière de dépression est arbitraire et reflète la disponibilité des données sur la récolte forestière.

Des tourbières forestières en terrain plat localisées à St-Gilles, dans la plaine du St-Laurent, et sur la ceinture d'argile, à l'ouest du lac Abitibi, ont fait l'objet d'études. Les effets de la récolte sur la nappe phréatique ont été suivis sur ces tourbières, mais l'absence de cours d'eau sur ces dernières ne permettait pas de mesurer l'écoulement provenant des tourbières. La nappe phréatique remonte peu en période humide et ces tourbières ne présentent aucun signe de ruissellement de surface. L'écoulement latéral en période humide, avant ou après la récolte, se produit surtout dans la partie supérieure et poreuse de la tourbe. Cet écoulement diffus et lent ne favorise pas une augmentation des débits de pointes. En se basant sur les autres études, l'augmentation du niveau de la nappe durant le reste de l'année augmenterait la recharge de cette dernière et le débit estival.

Les tourbières de dépression traitées dans cette catégorie sont normalement des tourbières qui reçoivent de l'eau des versants en amont et qui donnent naissance à un cours d'eau, ou sont traversées par un cours d'eau. Dans les études révisées, les débits sont mesurés à l'exutoire de la tourbière ou dans le cours d'eau en aval. La superficie des bassins versants traités dans ce chapitre varie entre 3,1 et 319 ha, mais seulement trois bassins dépassent 100 ha. Ces tourbières sont généralement entourées d'une bande constituant un marécage (*lagg*) dont la dimension est variable.

La recharge de la nappe phréatique est limitée par la faible perméabilité du catotélme, mais elle dépend aussi de la perméabilité du substrat sous le milieu humide et sous le *lagg*. En période humide, le taux de recharge sous la tourbière est considéré plus faible que celui d'un versant sur sol perméable, mais la présence d'eau dans la tourbière qui occupe une dépression augmente la durée de la recharge. La nappe locale se déconnecte généralement du réseau hydrographique en période de croissance, ce qui réduit les étiages. Les étiages sont aussi influencés par l'épaisseur du sol sur les versants en amont de la tourbière. Il y a consensus en ce qui a trait à la diminution du débit d'étiage en aval d'une tourbière par rapport à un milieu bien drainé.

L'augmentation du débit de pointe par un apport d'eau sur un milieu humide saturé en période pluvieuse ou au printemps (sous notre climat) est appuyée par de nombreuses études. La tourbière en soi ne régularise pas l'écoulement, mais elle occupe un endroit dans le réseau hydrographique qui crée de nombreuses interactions avec la génération des crues sur les versants en amont et en aval. Les divers effets possibles sur les débits de pointes sont traités dans le texte.

La récolte forestière sur 24 % de la superficie de deux tourbières n'a pas modifié l'écoulement dans la première tourbière. Une légère augmentation de l'écoulement au printemps suivie d'une faible diminution en été, à cause d'une plus grande évaporation sur la seconde tourbière, ont été observées. La récolte sur les versants alimentant deux autres tourbières et couvrant 75 % de la superficie des bassins versants de ces dernières a augmenté le débit estival. À l'exutoire d'une tourbière, seul le débit de pointe a augmenté fortement. C'est un cas unique, et il semble que la présence de deux

exutoires et de deux chemins croisant ces derniers permettrait de synchroniser les apports d'eau. Une plus grande recharge de la nappe phréatique découlant de la remontée de la nappe est présumée dans les deux cas.

Catégorie 5 : Effets cumulatifs des milieux humides d'un grand bassin versant

Le terme « grand bassin versant » est utilisé pour mettre l'emphasis sur le rôle hydrologique des milieux humides répartis sur des bassins versants de dimensions très variables. La superficie de la plupart des bassins analysés varie entre 20 à 4 700 km², mais plusieurs bassins plus petits sont inclus dans les études répertoriées. Une quantification du pouvoir d'atténuation des crues par les milieux humides, et par conséquent de leur importance, est proposée dans le *Système d'évaluation des milieux humides de l'Ontario* et repris dans *l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent*. De plus, si l'on considère l'effet potentiel non étudié de coupes forestières sur des milieux humides dispersés, une brève révision des connaissances portant sur les effets cumulatifs des milieux humides sur l'hydrologie des grands bassins est justifiée.

La réduction des débits de pointe est une fonction importante attribuée aux milieux humides. L'effet de la superficie des milieux humides sur les débits de pointe a d'abord été inféré par la régression multiple entre ces derniers et les caractéristiques physiques des bassins versants. On a déduit, au Wisconsin, que le premier 10 % de milieux de stockage (lacs et milieux humides) réduisait les débits de pointe de 50 %. Ces valeurs varient et la superficie de stockage, ou celle en milieu humide traité séparément de celle des lacs, n'est pas toujours retenue comme variable significative (régression multiple) dans plusieurs États du Nord-Est des États-Unis. La modélisation hydrologique sur un bassin au Québec montre que le débit de pointe (Q100 et Q2) serait augmenté de 14 à 18 % si l'on élimine les milieux humides, qui couvrent 12 % de la superficie du bassin versant. Les milieux humides riverains dans la partie aval et ceux isolés en amont du bassin ont plus d'importance que les autres pour réduire les pointes. Toutefois, on ne fait pas de différence entre les milieux riverains inondés et non inondés. Il semble que la modélisation hydrologique est un moyen plus approprié que la régression pour quantifier le rôle des milieux humides sur les débits de pointe, en autant que des validations terrain en confirment les résultats.

Le rôle des milieux humides sur le débit d'étiage des grands bassins est moins clair. Un suivi des débits d'un bassin de 78 km² et de 15 sous-bassins de tête englobant des milieux humides a démontré la nature intermittente des écoulements. Vers la fin de la fonte, le débit diminue dans chaque sous-bassin et l'écoulement devient déconnecté du réseau hydrographique principal. La durée de l'écoulement est fortement corrélée à la proportion de la superficie occupée par les dépôts de sable et gravier, alors qu'elle n'est pas corrélée avec la superficie des milieux humides (5 à 22 %) des sous-bassins. Ces résultats vont dans le même sens que la plupart de ceux provenant des bassins de tête et pour des grands bassins, dans plusieurs États du Nord-Est des États-Unis. Des

augmentations importantes des débits d'étiages (Q2-7, Q10-7, Q5-30) avec la présence de milieux humides ont été obtenues par la simulation sur deux grands bassins au Québec.

La récolte forestière aurait un effet positif sur l'écoulement d'étiage en période de croissance de la végétation. En considérant la faible fréquence d'augmentation des débits de pointe par la récolte sur des milieux humides considérés séparément, il est très peu probable que la coupe augmente la pointe sur un grand bassin à cause de la désynchronisation des crues provenant de milieux humides dispersés. Toutefois, il serait préférable d'éviter la concentration de la récolte sur une partie du grand bassin, particulièrement en amont. Une telle concentration est peu probable avec le fractionnement des propriétés forestières privées.

Conclusions

L'effet universel de la récolte forestière sur les milieux humides est la remontée de la nappe phréatique, sauf quelques exceptions où l'eau libre est soumise à une forte évaporation. Cette remontée est plus élevée lorsque la nappe est normalement basse durant la période correspondant à la croissance du couvert forestier récolté. En période printanière, la remontée de la nappe est faible car elle était déjà haute sous le couvert forestier avant la récolte et la transpiration est presque nulle durant cette période. La remontée par la coupe favorise la recharge de la nappe phréatique et l'écoulement d'étiage en été, tout en ayant peu d'effet sur l'écoulement de crue au printemps. Les fonctions hydrologiques recherchées peuvent être maintenues lorsque les opérations de récolte sont effectuées en appliquant les bonnes pratiques d'aménagement forestier qui limitent les perturbations du sol.

Les bonnes pratiques concernant la planification et l'exécution des activités forestières sont présentées dans le *Guide sylvicole du Québec* et dans divers documents. Les bonnes pratiques comprennent, entre autres, la récolte en hiver ou en périodes plus sèches, la localisation des chemins et des passages de la machinerie sur les aires mieux drainées des milieux humides, le choix de la machinerie pour réduire la pression au sol, la protection de la végétation, un mode d'extraction de la matière ligneuse qui laisse les branches et houppiers dans les sentiers de débardage, et en présence d'ornières, la déviation immédiate de l'écoulement.

Version préliminaire
10 juin 2019

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	i
TABLE DES MATIÈRES	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES.....	xi
1. INTRODUCTION	1
1.1 Contexte	1
1.2 Objectif	3
2. PROPRIÉTÉS HYDROLOGIQUES DES SOLS ET FONCTIONS HYDROLOGIQUES DES MILIEUX HUMIDES	4
2.1 Capacité de rétention et conductivité hydraulique.....	4
2.2 Perturbations physiques et hydrologiques du sol	7
2.3 Fonctions hydrologiques et propriétés hydrologiques du sol	7
2.3.1 Recharge de la nappe phréatique.....	8
2.3.2 Débit d'étiage en période de croissance	8
2.3.3 Écoulement de crue.....	8
3. CATÉGORIES DE MILIEUX HUMIDES	10
3.1 Classification hydro-géomorphologique	10
3.2 Catégorie 1 : Milieux humides forestiers de la plaine d'inondation.....	11
3.3 Catégorie 2 : Marécages boisés.....	11
3.4 Catégorie 3 : Étangs vernaux forestiers.....	11
3.5 Catégorie 4 : Tourbières forestières dans un bassin de tête	12
3.6 Catégorie 5 : Effets cumulatifs des milieux humides d'un grand bassin versant	13
4. MILIEUX HUMIDES FORESTIERS DE LA PLAINE D'INONDATION (CATÉGORIE 1)	14
4.1 Fonctions hydrologiques	14
4.2 Effets de la coupe	15
4.3 Fonctions hydrologiques après la récolte.....	18
5. MARÉCAGES BOISÉS (CATÉGORIE 2)	19
5.1 Fonctions hydrologiques	19
5.2 Effets de la coupe : St-Gilles et Villeroy dans la plaine du Saint-Laurent	20
5.2.1 Caractéristiques des sites étudiés	20
5.2.2 Changement du niveau de la nappe phréatique	21
5.2.3 Temps de retour à la normale du niveau phréatique	22
5.3 Effets de la coupe : Marécage au Minnesota	22
5.4 Effets de la coupe : Marécages du Sud-Est des États-Unis	23
5.4.1 Constat général.....	23
5.4.2 Exemples de relations hydrologie-récolte forestière	24
5.5 Fonctions hydrologiques après la récolte.....	26

6.	ÉTANGS VERNAUX FORESTIERS (CATÉGORIE 3)	28
6.1	Fonctions hydrologiques	28
6.2	Coupe forestière.....	28
6.3	Fonctions hydrologiques après la récolte.....	29
7.	TOURBIÈRE forestière DANS UN BASSIN DE TÊTE (CATÉGORIE 4)	30
7.1	Introduction.....	30
7.2	Fonctions hydrologiques	31
7.2.1	Recharge de la nappe phréatique.....	31
7.2.2	Écoulement d'étéage.....	32
7.2.3	Écoulement de crue.....	33
7.2.4	Régulation de l'écoulement.....	34
7.3	Récolte forestière	35
7.3.1	Récolte forestière à St-Gilles dans la plaine du St-Laurent.....	35
7.3.2	Récolte forestière sur la ceinture d'argile du nord-est de l'Ontario.....	36
7.3.3	Récolte forestière sur une tourbière Minnesota	36
7.3.4	Récolte forestière sur les versants alimentant une tourbière.....	37
7.4	Fonctions hydrologiques après la récolte.....	38
8.	EFFETS CUMULATIFS DES MILIEUX HUMIDES D'UN GRAND BASSIN (CATÉGORIE 5)	39
8.1	Suivi hydrologique de sous-bassins dans un grand bassin versant	39
8.2	Analyse par la régression.....	40
8.3	Modélisation hydrologique	43
8.4	Inférence pour la récolte forestière	44
9.	CHANGEMENTS CLIMATIQUES.....	46
10.	CONCLUSION	47
	RÉFÉRENCES	50

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Rétention en eau et conductivité hydraulique saturée selon la texture du sol.....	5
Tableau 2.2 Caractéristiques physiques et hydrologiques de la tourbe à St-Gilles	6

Version préliminaire
10 juin 2019

LISTE DES FIGURES

Figure 8.1	Réduction des débits de pointes par la présence de milieux humides et de lacs en fonction de la période de retour au Wisconsin (Conger 1971, 1981; Krug <i>et al.</i> 1992; Walker et Krug 2003).....	41
Figure 8.2	Réduction des débits de pointes par la présence de milieux humides et de lacs (Sehgal 2016; Hoang 1977) et milieux humides seulement (Fossey 2016b).....	42

Version préliminaire
10 juin 2019

Version préliminaire
10 juin 2019

1. INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

La Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques (Loi 132, 16 juin 2017) fait référence (article 46.03) aux fonctions écologiques énumérées au deuxième alinéa de l'article 13.1 de la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés (chapitre C-6.2; amendée le 11 juillet 2017). Les fonctions sont présentées en six paragraphes, soit

- 1° de filtre contre la pollution, de rempart contre l'érosion et de rétention des sédiments, en permettant, entre autres, de prévenir et de réduire la pollution en provenance des eaux de surface et souterraines et l'apport des sédiments provenant des sols;
- 2° de régulation du niveau d'eau, en permettant la rétention et l'évaporation d'une partie des eaux de précipitation et des eaux de fonte, réduisant ainsi les risques d'inondation et d'érosion et favorisant la recharge de la nappe phréatique;
- 3° de conservation de la diversité biologique par laquelle les milieux ou les écosystèmes offrent des habitats pour l'alimentation, l'abri et la reproduction des espèces vivantes;
- 4° d'écran solaire et de brise-vent naturel, en permettant, par le maintien de la végétation, de préserver l'eau d'un réchauffement excessif et de protéger les sols et les cultures des dommages causés par le vent;
- 5° de séquestration du carbone et d'atténuation des impacts des changements climatiques;
- 6° liées à la qualité du paysage, en permettant la conservation du caractère naturel d'un milieu et des attributs des paysages associés, contribuant ainsi à la valeur des terrains voisins.

Les fonctions écologiques liées à l'hydrologie ne font toutefois pas consensus dans la littérature. Bullock et Acreman (2003) ont tiré d'une revue mondiale de la littérature que 80 % des milieux humides situés dans des plaines d'inondation réduisent les crues. Les milieux humides situés à la tête des bassins versants réduisent les crues dans 45% des études citées, tandis qu'elles augmentent les crues dans 41 % des cas. Dans 66% des études traitant du sujet, la présence de milieux humides concorde avec une évapotranspiration plus élevée et des débits plus faibles en périodes sèches. La recharge de la nappe phréatique est observée dans 46 % des études portant sur le sujet, tandis qu'elle est nulle dans 26 % des cas. Des études portant sur des milieux humides situés dans des dépressions sans connexion directe

avec les cours d'eau (ex. étang vernaux) ont montré une réduction des débits de pointe. Cependant, l'effet du stockage de l'eau dans ces dépressions sur le débit de pointe diminue avec l'importance de la crue jusqu'à ce que la capacité de stockage soit atteinte (Acreman et Holden 2013). Compte tenu de ces résultats contradictoires, les auteurs concluent que les affirmations simples et généralisées des fonctions hydrologiques ont peu de valeur pratique, le défi étant de tenir compte de la diversité des milieux et de leurs fonctions propres. Mitsch et Gosselink (2015), dans leur livre *Wetlands* qui constitue une référence classique pour de nombreux écrits, concluent «... *It is not altogether clear how well wetlands carry out these functions, nor do all wetlands perform these functions equally well* ».

Les conditions hydrologiques sont déterminantes pour l'établissement (Bazoge *et al.* 2015) et le maintien de la structure et des fonctions de chaque type de milieu humide (Cole *et al.* 1997; Mitsch et Gosselink 2015). Ces auteurs utilisent le terme fonctions, mais surtout les termes valeurs et services pour décrire la contribution des milieux humides à nos sociétés, parce qu'ils précisent explicitement une connotation anthropocentrique. L'environnement hydro-géomorphologique agit sur la physico-chimie de l'eau et des sols ainsi que sur le biote de chaque milieu humide (Gosselink et Turner 1978; Winger 1986). En revanche, la présence d'un milieu humide a des effets sur le régime hydrologique qui varient principalement selon ses propriétés hydrologiques, sa dimension, sa localisation, ainsi que l'origine et la magnitude des apports d'eau qui l'alimente (Verry 1988). Une étroite rétroaction caractérise ainsi les milieux humides et l'hydrologie; ils doivent leur présence au régime hydrologique particulier où ils se trouvent, tandis que leur présence affecte directement le régime hydrologique des écosystèmes avoisinants. Cette rétroaction est d'ailleurs une source de confusion importante dans l'interprétation des fonctions, valeurs et services hydrologiques fournis par les milieux humides.

Une proportion importante de milieux humides supporte la croissance d'essences forestières pouvant atteindre des dimensions permettant leur exploitation pour la production de produits forestier ligneux. Les revues de la littérature portant sur l'aménagement forestier et les fonctions hydrologiques des milieux humides forestiers sont incomplètes. Lockaby *et al.* (1997a) ont traité des marécages boisés de la plaine d'inondation, tandis que les revues de Grigal et Brooks (1997) et Päiväinen et Hånell (2012) ont porté sur les tourbières forestières le plus souvent drainées. Bien que l'on ait déjà reconnu que la majorité des activités d'aménagement forestier selon les bonnes pratiques présentent un risque négligeable ou faible sur les fonctions hydrologiques des milieux humides forestiers, il y a lieu de faire le point sur les connaissances disponibles.

1.2 OBJECTIF

L'objectif est de déterminer ou d'inférer les effets de l'aménagement forestier des marécages arborescents et des tourbières boisées sur leurs fonctions hydrologiques. Les liens entre la récolte et la déposition ou production de sédiments sont aussi considérés, car ces derniers sont liés à l'hydrologie et à la perturbation des sols par la récolte mécanisée. Plusieurs études hydrologiques ont été effectuées sur une variété de milieux humides, mais les expériences portant sur les effets de la récolte forestière sur ces milieux sont beaucoup moins nombreuses.

Pour répondre à l'objectif fixé, une revue de la littérature est effectuée afin de regrouper l'ensemble des connaissances scientifiques pertinentes. Le chapitre 2 traite d'abord des propriétés hydrologiques des sols des milieux humides et les contraintes qu'elles exercent sur leurs fonctions hydrologiques. Au chapitre 3, nous décrivons cinq catégories de milieux humides ou de situations permettant un regroupement pratique des fonctions hydrologiques et des effets de la récolte forestière sur ces dernières. Chaque catégorie est ensuite traitée dans les chapitres 4 à 8, suivis d'une conclusion générale.

2. PROPRIÉTÉS HYDROLOGIQUES DES SOLS ET FONCTIONS HYDROLOGIQUES DES MILIEUX HUMIDES

2.1 CAPACITÉ DE RÉTENTION ET CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE

Plusieurs fonctions hydrologiques des milieux humides dépendent des caractéristiques physiques et hydrologiques des sols minéraux et organiques. La faible perméabilité des sols des milieux humides et leur forte rétention en eau sont des attributs reconnus de ces milieux (Mitsch et Gosselink 2015), mais ils diffèrent largement en fonction des sols minéraux et organiques qu'on y retrouve. À saturation, la teneur en eau obtenue sur plusieurs milliers d'échantillons de sols minéraux (Rawls *et al.* 1982) est relativement similaire pour les sols de différentes textures (Tableau 2.1). Cependant, la diminution de la dimension des pores du sable vers l'argile augmente la capacité de rétention de l'eau sous tension, tel que caractérisée par une teneur en eau à capacité au champ élevée, un rendement spécifique bas (porosité de drainage) et une conductivité hydraulique saturée basse. L'augmentation de la densité du sol réduit substantiellement la conductivité hydraulique. Pour une densité de $1,63 \text{ g cm}^{-3}$ qui s'approche de celle à 50 cm de profondeur dans deux marécages à St-Gilles, la conductivité hydraulique d'un loam sableux était de $0,072 \text{ m d}^{-1}$ (Andrade 1971) et celle d'un loam limoneux de $0,008 \text{ m d}^{-1}$ (Dec *et al.* 2008).

Les valeurs médianes des propriétés hydrologiques de la tourbe obtenues dans la littérature mondiale (Letts *et al.* 2000) sont présentées au Tableau 2.1 pour les trois grandes classes de décomposition de la matière organique. La gamme des teneurs en eau, du rendement spécifique et des conductivités hydrauliques des tourbes de toute provenance est très étendue (Letts *et al.* 2000). Le rendement spécifique présenté au Tableau 2.1 correspond à celui obtenu par Boelter (1969), au Minnesota. Les propriétés hydrologiques de la tourbe en milieu forestier ont été discutées, entre autres, par Boelter (1964, 1965, 1969), Paavilainen et Päivänen (1995) et Verry *et al.* (2011). Les caractéristiques physiques et hydrologiques de la tourbe provenant de St-Gilles (Belleau *et al.* 1992) sont résumées au Tableau 2.2. L'augmentation de la densité augmente fréquemment jusqu'à une certaine profondeur, puis diminue par la suite (Plamondon et Belleau 1991). Dans des tourbières boisées étudiées, la valeur maximale est atteinte à 45 cm à St-Anaclet et Cabano (Bélair *et al.* 2003), à 50 cm à Lemieux, à 55 cm à St-Gilles (Plamondon et Belleau 1991) et à 70 cm au sud-est de Rivière-du-Loup (Prévost *et al.* 1997).

**Fonctions hydrologiques des milieux humides boisés
en relation avec l'aménagement forestier**

Tableau 2.1 Rétention en eau et conductivité hydraulique saturée selon la texture du sol

Texture	Porosité totale (cm³ cm⁻³)	Nombre échantillons	1 écart-type (cm³ cm⁻³)	Capacité au champ (cm³ cm⁻³)	Rendement spécifique (cm³ cm⁻³)	Conductivité hydraulique saturée (m d⁻¹)
Sable	0,437	762	0,374-0,500	0,09	0,347	5,04
Sable loameux	0,437	338	0,368-0,506	0,13	0,307	1,47
Loam sableux	0,453	666	0,351-0,555	0,21	0,243	0,622
Loam	0,463	383	0,375-0,551	0,27	0,193	0,317
Loam limoneux	0,501	1206	0,420-0,582	0,33	0,171	0,163
Sable limono-argileux	0,398	498	0,332-0,464	0,26	0,138	0,103
Loam argileux	0,464	366	0,409-0,519	0,32	0,144	0,055
Loam limono-argileux	0,471	689	0,418-0,524	0,37	0,101	0,036
Argile sableuse	0,430	45	0,370-0,490	0,34	0,09	0,029
Argile limoneuse	0,479	127	0,425-0,533	0,39	0,079	0,0216
Argile	0,475	291	0,427-0,523	0,40	0,075	0,0144
Tourbe fibrique	0,93			0,28	0,65	24,2
Tourbe mésique	0,88			0,62	0,26	0,173
Tourbe humique	0,83			0,71	0,12	0,0096

Tableau 2.2 Caractéristiques physiques et hydrologiques de la tourbe à St-Gilles

Profondeur (cm)	Densité apparente (g cm⁻³)	¹Porosité totale (cm³ cm⁻³)	Profondeur pour conductivité (cm)	Conductivité hydraulique saturée (m d⁻¹)
10	0,090	0,94	10-20	3,23
20	0,124	0,92	20-40	0,34
40	0,136	0,91	40-60	0,005
60	0,150	0,90	60 +	0,004
80	0,122	0,92		

¹ Calculée avec une densité de la matière organique de 1,50 g cm⁻³ (Päivänen et Hänell 2012)

Les valeurs de la conductivité hydraulique effectuées sur le terrain ont été obtenues par la méthode du trou à la tarière (Belleau *et al.* 1992). Les mesures répétées à diverses profondeurs à St-Gilles sont similaires à celles de St-Jean-Chrysostome (Plamondon et Belleau 1991), mais en général, plus faibles que celles obtenues avec la même méthode à Lemieux (Plamondon et Belleau 1991), à St-Anaclet, à Cabano (Bélair *et al.* 2003) et près de Rivière-du-Loup (Prévost *et al.* 1997). Il est à noter que les valeurs précédentes reflètent principalement la composante horizontale de l'écoulement qui suit l'orientation des fibres, comme d'autres l'ont observé (Boelter 1965; Edil *et al.* 1986; Beckwith *et al.* 2003). Ces données obtenues dans la plaine du St-Laurent et dans les Appalaches se situent de part et d'autre des valeurs médianes présentées au Tableau 2.1. Des conductivités hydrauliques du même ordre de grandeur que celles obtenues dans les Appalaches sont rapportées par Price (2003) à 75 cm de profondeur dans une tourbière du Lac-St-Jean.

Autour de 50-100 cm de profondeur, les sols organiques sont saturés en permanence et la faible perméabilité des sols à cette profondeur réduit fortement la circulation de l'eau. Les couches supérieures sont moins décomposées et leur teneur en eau est généralement plus élevée, en raison de la remontée capillaire et des apports par la précipitation. Ainsi, il y a peu d'espace disponible pour le stockage de l'eau (porosité de drainage). Après une pluie, la teneur en eau ne diminue pas rapidement pour atteindre la capacité au champ, comme dans un sol bien drainé. Dans un sol mal drainé, la différence de la teneur en eau entre la saturation et la capacité au champ (Paavilainen et Päivänen 1995) surestime fortement l'espace disponible pour stocker la pluie. Cependant, durant les périodes sans apport d'eau, la teneur en eau est réduite principalement par la transpiration. Holden et Burt (2003) notent que l'eau est perdue seulement par la transpiration lorsque le niveau de la nappe correspond à la conductivité hydraulique de 0,006 m d⁻¹.

2.2 PERTURBATIONS PHYSIQUES ET HYDROLOGIQUES DU SOL

Les sols hydriques des marécages et des tourbières ont une vulnérabilité élevée à très élevée à l'orniérage (Grondin *et al.* 2005); celui-ci favorise la compaction ou le barattage (*puddling*) selon la texture du sol, la teneur en eau (Green *et al.* 1983, dans Preston 1996; Aust *et al.* 1995) et le nombre de passages de la machinerie (Boileau *et al.* 2013). La compaction augmente avec la teneur en eau d'un loam argileux puis, passé un certain seuil, c'est le puddling qui domine (Aust *et al.* 1992). Une compaction faible des sols à texture grossière réduit la conductivité hydraulique, ce qui diminue la percolation et favorise une disponibilité en eau pour les plantes durant une plus longue période (Brais 2001, Arnup 1998). C'est aussi le cas pour un loam-sableux, selon Page-Dumroese *et al.* (2006) et Powers *et al.* (2005). Par contre, la compaction d'un loam argileux réduit la disponibilité en eau (Powers *et al.* 2005). Le compactage a réduit plus fortement la conductivité hydraulique que le puddling sur un loam très mal drainé (Aust *et al.* 1995). Les résultats variés qui précèdent font référence aux caractéristiques hydrologiques de l'ornière. Cependant, nous possédons peu d'information sur l'hydrologie du parterre de coupe ou le régime d'écoulement du bassin versant, dont l'aire occupée par les ornières (pas le sentier de débardage) ne devrait pas dépasser 8 %. Les effets de pratiques forestières qui protègent ou perturbent les sols de marécages arborescents sont principalement traités aux chapitres 5 et 6.

Les modifications des propriétés du sol par les opérations forestières, ainsi que les bonnes pratiques forestières lors de la planification et l'exécution des travaux, sont traitées plus en détails dans le Guide sylvicole du Québec (tome 1) (Boileau *et al.* 2013; Jutras *et al.* 2013). Un guide portant sur les routes d'accès en milieux humides a été produit plus récemment (Prenger *et al.* 2016).

2.3 FONCTIONS HYDROLOGIQUES ET PROPRIÉTÉS HYDROLOGIQUES DU SOL

La perception du rôle bénéfique ou négatif du milieu humide dépend du service considéré (Bullock et Acreman 2003). Un milieu humide qui favorise une forte croissance végétale en assurant la disponibilité en eau pour la transpiration s'avère positif pour la fixation du carbone, mais la diminution de l'écoulement est vue négativement par l'utilisateur en aval. Dans cette section, trois fonctions, en soi potentiellement positives, des milieux humides sont traitées en relation avec les propriétés hydrologiques du sol. Dans les chapitres suivants, les rôles hydrologiques des milieux humides seront examinés en tenant compte de leurs caractéristiques, de ce qui les entourent et de leur position dans le bassin versant.

2.3.1 Recharge de la nappe phréatique

En considérant les faibles conductivités hydrauliques que l'on retrouve à une certaine profondeur dans les milieux humides, ces derniers réduisent la percolation par rapport à un sol plus perméable. Cependant, la forte capacité de rétention en eau des sols augmente la période durant laquelle l'eau peut s'infiltrer, ce qui peut favoriser la recharge de la nappe phréatique. Compte tenu de ce qui précède et de la variété de milieux humides, il appert normal qu'il n'y ait pas de consensus sur l'importance de la contribution de ces milieux à la recharge de la nappe phréatique. Sather et Smith (1984) concluent à partir d'une revue de la littérature que la plupart des milieux humides ne contribuent pas à la recharge de la nappe phréatique. Cette fonction n'est pas significative selon Carter *et al.* (1978). Schiff *et al.* (1998) rapportent le cas d'un bog bombé isolé qui ne contribue pas à la recharge de la nappe phréatique. Novitzki (1982) a analysé le bilan hydrologique de 15 milieux humides boisés, au Wisconsin. La proportion des pertes totales attribuée à la recharge de la nappe phréatique a été de 28, 22 et 2 % pour une plaine d'inondation, ainsi que des bogs et des marécages, ce qui démontre une contribution variable selon le type de milieu humide dans le même environnement climatique.

2.3.2 Débit d'étiage en période de croissance

La nappe phréatique dans les milieux humides boisés sous nos conditions climatiques est près de la surface au printemps, puis descend en été (Mitsch et Gosselink 2015) généralement sous le niveau des racines (Dubé *et al.* 1995). La perte d'eau est alors contrôlée par l'évapotranspiration (Verry 1988; Brooks *et al.* 2011) qui diminue avec la profondeur de la nappe (Romanov 1968; Verry 1997). L'eau dans les couches de moins en moins conductrices annihilent rapidement l'écoulement relâché par les milieux humides durant les périodes sèches, alors que les besoins sont les plus importants (Brooks *et al.* 2011). Selon Adamus et Stockwell (1983), peu de milieux humides augmentent l'écoulement de base. En présence d'une végétation éparse, d'une précipitation élevée, d'une évapotranspiration faible et d'un milieu pouvant stocker beaucoup d'eau, il est possible que l'écoulement d'étiage augmente à l'exutoire du milieu humide (Novitzki 1978).

2.3.3 Écoulement de crue

Le milieu humide minéral ou organique peut stocker une pluie importante durant l'été, alors que la nappe phréatique est basse en raison de l'évapotranspiration. Durant une période humide, comme au printemps, la faible conductivité hydraulique du sol facilite la saturation du sol. L'espace de stockage devenant pratiquement inexistant, tout apport supplémentaire d'eau contribue à la crue dont la magnitude dépendra de l'intensité de la pluie et de la fonte au printemps. Paavilainen et Päivänen

(1995) relatent des études européennes montrant un fort écoulement en période d'apports d'eau et un tarissement en été sur les bassins avec tourbières. Acreman et Holden (2013) arrivent à la conclusion que les milieux humides favorisent les inondations, comme les sols imperméables par rapport aux sols très perméables. Mitsch et Gosselink (2015) nuancent davantage en mentionnant que certains milieux humides contribuent à régulariser l'écoulement. À l'encontre du faible espace de stockage en période humide, Webster *et al.* (2015), dans leur revue de la littérature, mentionnent que les milieux humides stockent l'eau en période humide et relâchent lentement l'eau en période sèche. Prenger et Crisman (2001) affirment que les milieux humides forestiers en Amérique du Nord diminuent les inondations et améliorent la qualité de l'eau. Cependant, lors d'événements extrêmes (récurrence de 50-100 ans), il est bien reconnu que les milieux humides (Adamus et Stockwell 1983; Acreman et Holden 2013), comme la présence de forêts (Calder 2005; Cosandey et Robinson 2000; Guillemette *et al.* 2005; Tremblay *et al.* 2008) sur un bassin versant, ne peuvent pas contrôler les inondations qui découlent de ces événements.

Version préliminaire
10 juin 2019

3. CATÉGORIES DE MILIEUX HUMIDES

3.1 CLASSIFICATION HYDRO-GÉOMORPHOLOGIQUE

Les milieux humides dans cette étude sont d'abord divisés en deux zones de localisation, soit les milieux humides dans la plaine d'inondation et ceux en dehors de la plaine d'inondation (Tiner 2014). Les milieux humides de la plaine d'inondation correspondent aux écosystèmes ripicoles de Mitsch et Gosselink (2015) qui sont inondés par un cours d'eau. Les autres milieux humides ripicoles (Dec *et al.* 1979) sur une berge trop élevée pour être inondée sont regroupés avec les milieux humides situés hors des plaines d'inondation, même s'ils sont directement en contact avec le réseau hydrographique via un lit de cours d'eau ou par un ruissellement de surface occasionnel (Wilcox *et al.* 2011). On y regroupe aussi les autres milieux humides qui sont géographiquement isolés des cours d'eau (Tiner *et al.* 2002; Tiner 2003ab), même si certains y sont hydrologiquement connectés (Leibowitz 2015) par des écoulements souterrains lents dans des sols fins, ou rapides dans des sols grossiers (Winter et LaBaugh 2003).

La plupart des systèmes de classification des milieux humides (Tiner 1999; Mitsch et Gosselink 2015) ou des tourbières (Evans et Warburton 2010; Rydin et Jeglum 2013) utilisent l'hydrologie et la topographie à différents niveaux hiérarchiques pour regrouper les milieux humides en quatre (Golet et Larson 1974; Novitzki 1982; Brisson 1993;), six (Mitsch et Gosselink 2015), sept (Smith *et al.* 1995; Acreman et Mountford 2010) classes ou plus. Une approche hydro-géomorphologique (Sidle et Onda 2004) basée sur les sources d'eau et la connectivité avec le réseau hydrographique a été proposée par Brooks *et al.* (2011). Smith *et al.* (1995) réfèrent aux milieux humides - (i) plats sur sol minéral ou organique localisés sur la plaine d'inondation ou entre les cours d'eau, - (ii) de dépression (incluant l'étang vernal), et - (iii) en pente alimenté par le suintement ou la nappe phréatique (fens).

Au Québec, les milieux humides ont été classés en quatre types (étang, marais, marécage, tourbière) en considérant l'hydrologie, la végétation et le sol (Bazoge *et al.* 2015). En tenant compte de l'hydro-géomorphologie, de la distribution des milieux humides dans le bassin versant, de la présence potentielle de la forêt et des études portant sur la récolte forestière, le texte est organisé en cinq catégories de milieux humides ou de situations.

3.2 CATÉGORIE 1 : MILIEUX HUMIDES FORESTIERS DE LA PLAINE D'INONDATION

Les tourbières et les marécages boisés de la plaine d'inondation doivent leur existence au débordement au-dessus du niveau du sol de l'eau provenant des cours d'eau et des lacs, à l'alimentation par la nappe phréatique qui affleure dans la plaine d'inondation (Couillard et Grondin 1986; Gosselink et Turner 1978), ou à la marée le long du Fleuve St-Laurent, dans la région de Québec (Couillard et Grondin 1986). L'intensité, la durée et la fréquence des inondation peut varier en fonction des terrasses (Bedinger 1981), des crêtes et des creux (Cronk et Fennessy 2001) dans la plaine inondable, de même qu'en fonction du régime hydrologique du cours d'eau. Les auteurs ne connaissent pas d'études reliées aux opérations forestières sur ces milieux au Québec. Cependant, dans le sud-est des États-Unis, les plaines d'inondation (*riverine and alluvial floodplains*, selon Brisson (1993) et Smith *et al.* (1995) ont fait l'objet d'études hydrologiques et forestières.

3.3 CATÉGORIE 2 : MARÉCAGES BOISÉS

Les milieux humides de terrains en pente faible sont alimentés principalement par les précipitations et un écoulement latéral plus ou moins important, selon la distance de la ligne de partage des eaux. Ils ne sont pas situés dans des plaines inondables, donc hors de l'influence de milieux hydriques pouvant y déborder lors d'épisodes de crues. Les sols minéraux hydromorphes qui les caractérisent ont des propriétés physiques qui favorisent un écoulement lent de l'eau souterraine. Ils possèdent des humus organiques de moins de 30 cm d'épaisseur. Les effets de la récolte forestière ont été étudiés sur des marécages forestiers en terrain plat dans la plaine du St-Laurent (Dubé *et al.* 1995; Pothier *et al.* 2003). Ces marécages étaient localisés sur un sol présentant un horizon indurée située à environ 50 cm de profondeur, favorisant le maintien d'une nappe phréatique près de la surface. Le marécage plat est un type de milieu humide mentionnée par le Groupe de travail national sur les terres humides (1988). Les effets des opérations forestières ont aussi été étudiés dans des marécages arborescents du sud-est des États-Unis, qui sont décrit en tant que sols minéraux plats (*wet pines flats ; flatwoods cypress swamp*) selon les classifications de Brisson (1993) et Smith *et al.* (1995).

3.4 CATÉGORIE 3 : ÉTANGS VERNAUX FORESTIERS

L'étang vernal forestier est formé d'une dépression qui forme un étang temporaire en période humide et qui s'assèche normalement, en période estivale (Boone *et al.* 2017; Brooks et Hayashi 2002; Javornik et Collinge 2016; Kolka *et al.* 2011). Toutefois, l'eau peut demeurer en permanence certaines années (Tiner *et al.*

2002). Il est à noter que Tiner *et al.* (2002) classent l'étang vernal dans le groupe des milieux humides de dépression, qui forme un autre type dans le présent texte. Ces étangs de faible profondeur, souvent localisés dans une dépression du roc, s'étendent généralement sur une superficie de moins de 0,1 ha (Roux 2018). De plus, l'entourbement n'est pas la norme dans ces écosystèmes.

3.5 CATÉGORIE 4 : TOURBIÈRES FORESTIÈRES DANS UN BASSIN DE TÊTE

Cette catégorie comprend les tourbières en terrain plat et les tourbières de dépression. Les tourbières en terrain plat sont localisées près de la ligne de partage des eaux. Elles sont principalement alimentées par la précipitation et ne comprennent pas de cours d'eau. La limite avec la tourbière de dépression est arbitraire et reflète la disponibilité des données sur la récolte forestière. Des tourbières forestières en terrain plat localisées à St-Gilles, dans la plaine du St-Laurent, ont fait l'objet d'une étude sur les effets de la récolte forestière (Dubé *et al.* 1995; Marcotte *et al.* 2008). Elles correspondent généralement aux tourbières forestières ombrotrophes, aussi appelées bog, mais on note également la présence de tourbières minérotrophes boisées ou fens. Ces tourbières se maintiennent par la présence d'une nappe phréatique élevée dans un sol organique épais (plus de 30 cm) et d'un catotélme peu perméable. Une tourbière boisée en terrain plat de la ceinture d'argile, à l'ouest du lac Abitibi, a aussi fait l'objet d'un suivi de la récolte forestière (Roy *et al.* 1997).

Les tourbières de dépression sur sites non drainés sous nos latitudes et ayant fait l'objet d'études sur les effets de la récolte forestière, sont situées dans la forêt Marcell, au Minnesota. Elles sont localisées dans des bassins de tête et reçoivent un apport d'eau provenant des versants en amont. Ces tourbières donnent naissance à de petits cours d'eau (Sebestyen *et al.* 2011b).

Les tourbières de dépression ont fait l'objet de nombreuses études hydrologiques, notamment dans la plaine du St-Laurent et en Ontario. Les résultats de ces études ont été révisés afin de discuter de leurs fonctions hydrologiques. Dans la plaine du St-Laurent, le till et l'argile, peu perméables, ont favorisé l'accumulation de tourbe dans les dépressions (Ferlatte *et al.* 2015). Les tourbières de dépression étudiées par ces derniers sont normalement constituées d'un bog entouré d'un fen, et même d'un marécage. Elles peuvent être alimentées par la nappe phréatique (Whiteley et Irwin 1986), l'écoulement hypodermique, et le ruissellement de surface au printemps (Ferlatte *et al.* 2015). Des échanges dans les deux directions avec la nappe phréatique locale (Ferlatte *et al.* 2015) se produisent selon la saison et la localisation de chaque entité. L'écoulement d'un milieu humide de dépression peut donner naissance à un cours d'eau, ou s'écouler de façon diffuse (Brinson 1993) dans le sol vers d'autres composantes d'un complexe de milieux humides, avant d'atteindre le réseau hydrographique. Le texte sera organisé, au besoin, en sous-catégories telles les milieux

humides alimentés par la nappe phréatique locale ou perchée (Todd *et al.* 2006), ou par l'aquifère régional (Roulet 1990; Ferlatte *et al.* 2015; Quillet *et al.* 2017).

3.6 CATÉGORIE 5 : EFFETS CUMULATIFS DES MILIEUX HUMIDES D'UN GRAND BASSIN VERSANT

Le terme grand bassin versant est utilisé pour mettre l'emphasis sur le rôle hydrologique des milieux humides répartis sur des bassins versants de dimensions très variables. La superficie de la plupart des bassins analysés varie entre 20 à 4 700 km². Les catégories précédentes de milieux humides traitent de l'effet local de la coupe sur l'hydrologie des milieux humides eux-mêmes ou de petits bassins versants auxquels ils contribuent. Le rôle hydrologique des milieux humides sur un grand bassin versant dépend de leur type, de leur étendue, de leur localisation et de leur connectivité avec le réseau hydrographique (Ogawa et Male 1986). L'effet de la coupe est affecté par ces mêmes variables, mais il n'y a pas d'étude portant sur la récolte exclusive des milieux humides sur une partie ou l'ensemble d'un grand bassin versant. À cause de la dispersion des coupes forestières dans le temps et l'espace, il est très peu probable que la récolte chez les propriétaires forestiers privés couvre une proportion importante de milieux humides dans un grand bassin versant. La récolte concentrée sur une partie d'un grand bassin étant possible, une révision des connaissances sur les effets cumulatifs des milieux humides sur l'hydrologie des grands bassins est justifiée.

4. MILIEUX HUMIDES FORESTIERS DE LA PLAINE D'INONDATION (CATÉGORIE 1)

4.1 FONCTIONS HYDROLOGIQUES

Les milieux humides de la plaine d'inondation contribuent à stocker l'eau pendant certaines périodes, précisément pendant les inondations (Hammer 1992; Poole *et al.* 2006; Rassam *et al.* 2006; Amoah *et al.* 2012), à réduire la vitesse d'écoulement de l'eau de crue par la rugosité des berges (Carter *et al.* 1978) compte tenu de la microtopographie (Kvaerner et Klove 2008; Frei et Fleckenstein 2014), de la végétation (Hupp et Osterkamp 1996) et d'autres obstacles (Hammer 1992; Holden *et al.* 2007; Holden *et al.* 2008; Frei *et al.* 2010) ce qui réduit le volume (Abedini *et al.* 2006) et la pointe de crue (Carter *et al.* 1978; Verry et Boelter 1978; Walton *et al.* 1996; Gamble *et al.* 2007). Bullock et Acreman (2003), Keddy (2010), Acreman et Holden (2013) et Mitsch et Gosselink (2015) soulignent que les milieux humides de la plaine d'inondation sont particulièrement efficaces pour réduire les débits de crue. La réduction de la vitesse d'écoulement de l'eau de crue et surtout la rugosité hydraulique de la surface du sol inondé favorisent la déposition de particules, de nutriments (Acreman et Holden 2013), et de certains polluants (Jenkins et Greenway 2005; Joyce 2012). Carter *et al.* (1978) soulignent que la végétation sur les berges des milieux humides de la plaine d'inondation joue un rôle pendant les inondations, soit - (i) d'amalgamer le substrat déjà en place, - (ii) de dissiper l'énergie de l'écoulement de l'eau de crue, et - (iii) de retenir les sédiments en suspension dans cette eau de crue.

Après la crue et durant la saison de croissance hors-crue, un milieu humide de la plaine d'inondation qui supporte un boisé n'est pas plus efficace pour réduire la crue qu'une forêt en milieu terrestre non humide où le sol offre généralement plus d'espace pour stocker l'eau, comme le soulignent Acreman et Holden (2013). Le stockage graduel de l'eau dans les milieux humides de la plaine d'inondation au début de la période de crue peut contribuer à désynchroniser l'écoulement de crue, mais la décharge de l'eau phréatique, lorsque l'inondation se prolonge, peut augmenter le débit de pointe (Adamus et Stockwell 1983). Après la crue, l'eau stockée dans les sols des milieux humides de la plaine d'inondation contribue à l'écoulement de base des cours d'eau (Whiting et Pomeranets 1997; Chen et Chen 2003). Fossey *et al.* (2016) concluent que les milieux humides riverains accentuent la réduction de l'écoulement d'étiage lors de sécheresse sévères et l'augmentation des crues suite à des apports extrêmes. Cependant, les milieux riverains inondés ne sont pas séparés des autres milieux humides riverains dans cette étude.

Le cas fréquemment cité pour supporter l'efficacité des milieux humides riverains inondés est la faible crue de la rivière Charles, à la suite d'un ouragan, par rapport à celle d'une rivière voisine, au Massachussets. Les milieux humides longent les rives de la rivière Charles et couvrent 7 % de la superficie du bassin (477 km²), tandis que les milieux humides sont pratiquement absents du bassin de la rivière voisine (Carter *et al.* 1978). Des simulations du débit de pointe, avec un couvert théorique de tourbe nu, de tourbe avec sphaigne ou un couvert herbacé, montrent qu'un changement de couvert dans la plaine d'inondation a plus d'impact qu'un changement ailleurs sur le bassin versant (Gao *et al.* 2018). Le rôle des milieux humides de la plaine d'inondation sur les débits de pointe est traité plus en détails avec les grands bassins au chapitre 8.

Cas particulier d'une crue provenant d'un étang de castor

Un étang de castor qui reçoit de l'eau en période de crue agit comme un lac en laminant la crue. Cependant, une inondation causée par le bris d'un barrage de castor a permis d'étudier le rôle de milieux humides dans la plaine d'inondation d'une petit cours d'eau en Alberta (Hillman 1998). Le cours d'eau a 1,4 m de largeur à l'entrée d'un milieu humide minéral et organique (fen) de 90 ha, qui a absorbé en partie les 15 000 m³ d'eau (épaisseur de 8,3 mm d'eau étalée sur le milieu humide) provenant du bris d'un barrage de castor. Le milieu plat a favorisé l'étalement de l'eau dont la vitesse a été réduite par la végétation arborescente, arbustive et herbacée, ce qui a produit une pointe 15 fois plus faible en aval du milieu humide. Cette forte réduction est obtenue parce que la hauteur de la crue permet l'étalement de l'eau sur toute l'étendue du milieu humide. Une onde de crue plus basse ou un milieu humide sur une berge au-dessus de l'onde de crue auraient eu des effets différents. Chaque situation étant unique, il faut éviter de généraliser.

4.2 EFFETS DE LA COUPE

Le milieu humide de la plaine d'inondation, dans ce texte, est celui qui existe parce qu'occasionnellement inondé par le débordement d'un lac ou d'un cours d'eau. Le corolaire de cette caractéristique est que ce type de milieu humide n'est pas inondé pendant la très large majorité de la saison de croissance, permettant le développement de peuplements forestiers. C'est une partie du système riverain des cours d'eau (Ward 1998). Les résultats spécifiques de quelques études portant sur la récolte forestière sont présentés dans les paragraphes qui suivent.

Dans un milieu humide de la plaine d'inondation, décrit comme un marécage forestier sur un loam argileux situés près de Mobile, en Alabama (Aust et Lea 1991), le traitement par abattage manuel avec extraction en hélicoptère a été comparé à celui de l'extraction avec débusqueuse sur roues de caoutchouc. Dans le premier traitement, très peu de compaction ou de dommages aux sols ont été notés, tandis que le

deuxième traitement a produit de nombreuses ornières de 30 cm de profondeur. Ce deuxième traitement a provoqué, durant les deux saisons de croissance suivantes, une plus grande remontée de la nappe phréatique attribuable à une plus forte réduction de l'évapotranspiration et du drainage (Aust et Lea 1992). Cependant, par la suite, il n'y avait plus de différence significative entre les traitements. Sept ans après la récolte, la nappe phréatique était plus basse pour les deux traitements par rapport à une forêt témoin non récoltée, à cause d'une évapotranspiration plus élevée de la régénération dense et vigoureuse par rapport à la forêt non récoltée (Aust *et al.* 1997). Cependant, durant la période d'inondation, la nappe est haute partout et le traitement n'a aucun effet significatif (Aust et Lea 1992; Aust *et al.* 1997).

Sur un autre site, au nord de Mobile, en Alabama, Lockaby *et al.* (1994, 1997c) ont suivi les effets de la récolte sur un bassin de la plaine d'inondation. Une abatteuse et une débardeuse ont été utilisées sur 20 % de la superficie du bassin, tandis que le reste était abattu manuellement et extrait par hélicoptère. Ces opérations, sans mise en andins et brûlage des déchets, ont eu peu d'effet sur les sédiments en suspension et la qualité de l'eau des cours d'eau en général. La concentration de sédiments en suspension dans les cours d'eau n'a pas augmentée d'un point de vue statistique, mais elle a été plus élevée que dans les cours d'eau du bassin témoin à quatre reprises, au cours des 17 mois de l'étude. La diminution du niveau de la nappe phréatique après la récolte a été attribuée à l'exposition de la surface organique foncée des sols qui a permis d'absorber l'énergie solaire et d'augmenter l'évaporation de l'eau du sol. La coupe à blanc et la coupe partielle dans une plaine d'inondation, au Texas, ont augmenté respectivement de 19 et 15 cm le niveau de la nappe phréatique, la première année après la récolte (Wang 1996, dans Sun *et al.* 2001). L'augmentation a été réduite à 6 cm la deuxième année, sans différence entre les deux traitements.

Les effets de la récolte sur la nappe des milieux humides de la plaine d'inondation présentent donc des effets contradictoires.

Captage des sédiments

Sur des marécages couverts de peuplements feuillus de la plaine d'inondation de la rivière Flint, qui origine des Piedmonts en Géorgie, Lockaby *et al.* (1997b) ont observé, pendant une inondation, une diminution du taux de déposition des sédiments après la coupe, malgré la présence d'ornières qui augmentent la rugosité. Cette réduction est plus forte dans la coupe totale qui permet un écoulement plus rapide par rapport à la coupe partielle. Lockaby *et al.* (1997b) soulignent qu'il s'agit d'une situation transitoire, car leur étude s'étend sur une courte période avant la régénération sur les aires de récolte. La coupe partielle (90 % de la surface terrière enlevée) n'a pas affecté la profondeur d'aération dans les sols, mais une nette réduction (14 cm) a été observée pour la coupe totale. La conductivité hydraulique des sols a nettement diminué sous les ornières qui couvraient 5 % de la superficie des parcelles, comme l'ont observé Aust et Lea (1992).

Dans la plaine d'inondation de la rivière Edisto, en Caroline du Sud, une débusqueuse tirant une charge de bois a circulé sur le terrain en laissant des ornières importantes. Deux ans après ces travaux, la rugosité de la surface et la croissance des plantes herbacées a favorisé une déposition des sédiments plus élevée durant les inondations, comparativement à une zone non récoltée (Perison *et al.* 1997). Ce dépôt et la production de matières organique ont réduit successivement la densité de la couche supérieure du sol (7,5 cm) durant les sept années de l'étude (Rapp *et al.* 2001).

La première année suite de la récolte forestière et au passage des débardeurs dans une plaine d'inondation (pente 1 %), en Alabama, la rétention de sédiments durant les inondations a été similaire à celle de la forêt. Cependant, le captage a été 80 à 70 % supérieur jusqu'à la 7^e année, à cause de la présence abondante de plantes herbacées dans les secteurs récemment récoltés (Aust *et al.* 1997; Warren 2001). Après 12 ans, la rétention de sédiments dans l'aire récoltée est encore 50 % plus élevée par rapport à la forêt, même en présence du rétablissement d'un jeune couvert forestier (Warren 2001). Ces taux de rétention des sédiments durant les inondations sont plus élevés que ceux observés au Tennessee, où deux rivières qui transportent normalement moins de sédiments ont été étudiées (Hupp et Bazemore 1993).

Chemins

Les chemins construits selon de mauvaises pratiques dans la plaine d'inondation peuvent altérer, même à long terme, le niveau et l'écoulement de la nappe phréatique (Rummer *et al.* 1997), ainsi que la direction de l'écoulement (Lockaby *et al.* 1997b). En Géorgie, Rummer *et al.* (1997) ont démontré qu'une surface de roulement composée de 15 cm de gravier, qui n'a pas pu s'incruster dans la sous-fondation compactée, a produit plus d'apports de sédiments dans les fossés par rapport à l'utilisation de 30 cm de gravier ou de matériel local compacté. Cependant, la faible vitesse de l'écoulement dans les fossés en période d'inondation favorise la déposition des particules, et il n'y a pas de transport de sédiments en dehors de l'emprise des chemins (Rummer *et al.* 1997). Ce même constat a été fait par Appleboom *et al.* (2001, 2002) pour les chemins sur marécages plats de la Caroline du Nord.

4.3 FONCTIONS HYDROLOGIQUES APRÈS LA RÉCOLTE

Les faibles changements de la rétention des sédiments durant les inondations après la récolte forestière nous permettent de déduire que cette dernière a peu d'effet sur les crues. Durant la saison de croissance le niveau de la nappe phréatique augmente généralement lorsque la capacité d'infiltration du sol est maintenue par l'application des bonnes pratiques forestières lors de la récolte. La récolte aurait tendance à favoriser l'écoulement en période d'étéage.

La revue des résultats d'études sur les pratiques forestières par Lockaby *et al.* (1997a) confirme, pour les milieux humides de la plaine inondable sur sol minéral, la remontée usuelle de la nappe phréatique avec l'ablation de la canopée forestière (Aust and Lea, 1992; Perison *et al.* 1997; Lockaby *et al.* 1997b). Cependant, sur des sols foncés qui captent l'énergie solaire une baisse du niveau de la nappe est possible (Lockaby *et al.* 1994, 1997c). Le maintien de la capacité d'infiltration et de la rugosité qui peut être augmentée par l'ajout des déchets de coupe nous pouvons en déduire le maintien de l'écoulement en étéage.

La rétention des sédiments est réduite (Lockaby *et al.* 1997b; Perison *et al.* 1997), ou augmentée (Aust *et al.* 1997; Warren 2001) durant une certaine période après la récolte. L'effet dépend de la localisation dans la plaine d'inondation, des perturbations du sol, des résidus de coupe et de la régénération. Cependant, les exportations de sédiments sont très faibles et de courte durée lorsque les bonnes pratiques d'aménagement sont appliquées (Lockaby *et al.* 1997b). La récolte forestière a peu d'effet à long terme lorsque les meilleures pratiques d'aménagement sont mises en place (Lockaby *et al.* 1997a). Les effets des traitements sylvicoles sont souvent négligeables par rapport aux inondations saisonnières (Perison 1997).

5. MARÉCAGES BOISÉS (CATÉGORIE 2)

5.1 FONCTIONS HYDROLOGIQUES

Les informations traitées dans ce chapitre proviennent de quatre régions. Dans la plaine du St-Laurent, près de Québec, le niveau de la nappe phréatique, la précipitation et l'interception durant la période estivale ont été mesurés sur quatre marécages arborés (Dubé *et al.* 1995; Pothier *et al.* 2003). Il n'y a pas d'écoulement visible à la surface du sol dont la partie supérieure est constituée de matière organique. Le niveau de la nappe phréatique est la seule composante hydrologique mesurée dans un marécage, au Minnesota (Slesak *et al.* 2014). La nappe peut former une mince lame d'eau à la surface du sol dans ce marécage, où la couche supérieure du sol (30 cm) est constituée d'un mélange de matière organique et de sol minéral (*muck*). La matière organique de la couche supérieure du sol assure un écoulement diffus lent et peu propice à générer de fortes crues, comme le démontre l'étude de Dingman (1966, 1971). En Alaska, l'écoulement diffus à travers la couche de matière organique de 30 cm d'épaisseur sur une pente de 18 % a réduit les pointes par rapport à un bassin voisin bien drainé (Dingman 1966, 1971).

Les autres études révisées dans ce chapitre proviennent de deux grands types de marécages boisés de la plaine côtière du sud-est des États-Unis. Les marécages plats (*flatwoods cypress swamp*) qui supportent des forêts de pins (Sun *et al.* 2001; Lu *et al.* 2009) et englobent des aires plus humides au même niveau ou dans des dépressions tourbeuses peu profondes (< 1 m) sur lesquelles on retrouve les forêts de cyprès (Bliss et Comeford 2002), sont typiques du nord de la Floride. La contribution à l'écoulement des cours d'eau se tarit en été dans ce type de milieu et les pointes de crue sont plus faibles par rapport aux paysages accidentés, sauf lors d'événements extrêmes en période humide (Sun *et al.* 2004). Dans ce cas la capacité de stockage est dépassée et le milieu humide n'a pas plus d'effet sur les débits de pointe que le milieu terrestre (Sun *et al.* 2004).

Les marécages des pinèdes sur terrains plats (*wet pine flats*) du sud-est des États-Unis se distinguent des milieux terrestres bien drainés par un écoulement souterrain vertical et horizontal lent (Rheinhardt *et al.* 2002). La variation temporelle des niveaux de la nappe phréatique est la fonction hydrologique de référence du système (Rheinhardt *et al.* 2002). L'horizon de surface du sol peut varier d'un loam sableux à une couche organique qui peut atteindre 35 cm d'épaisseur (North Carolina Forestry Service 2015). Certains sols présentent une forte concentration (10-18 %) de carbone organique (Miwa *et al.* 1998). Le niveau de la nappe phréatique varie en fonction du bilan entre la précipitation et l'évapotranspiration. En période humide

(précipitation et/ou fonte > évapotranspiration), le niveau de la nappe phréatique peut momentanément dépasser de 10 à 15 cm la surface du sol dans les creux. Ce type de marécage ne réduit pas les crues et les débits de pointes des cours d'eau par rapport à un sol mieux drainé, car l'eau excédentaire durant ces périodes humides s'évacue rapidement par écoulement de surface. Cependant, le ruissellement est relativement lent à cause de la topographie plane, et il alimente les cours d'eau de tête. Liu et Kumar (2016) concluent que les sols minéraux saturés en périodes de fortes précipitations contribuent ensuite à la recharge de la nappe phréatique des territoires en pente faible, en Caroline du Nord. Un rôle similaire est attribué aux sols des forêts de pins sur les parties hautes de la plaine côtière de la Caroline du Sud. De plus, ces milieux assurent l'écoulement de base des cours d'eau durant les autres périodes de l'année (Callahan *et al.* 2017). Sur ce dernier territoire, Amatya *et al.* (2009) ont évalué la recharge de la nappe à 0,46 mm j⁻¹ durant les 6 mois les plus humides.

Les dépressions dispersées sur les milieux humides plats du sud-est des États-Unis emmagasinent l'eau en période de précipitations élevées, puis rechargent la nappe phréatique en période sèche. Mansell *et al.* (2000) ont démontré que les dépressions humides boisées entourant des étangs jouent un rôle important dans la recharge de la nappe phréatique. Nilsson *et al.* (2013) ont démontré que l'accumulation d'eau dans ces milieux, en Floride, contribuait à la recharge de la nappe phréatique 50 % du temps.

5.2 EFFETS DE LA COUPE : ST-GILLES ET VILLEROY DANS LA PLAINE DU SAINT-LAURENT

5.2.1 Caractéristiques des sites étudiés

Un suivi du niveau de la nappe phréatique a été effectué avant et après la récolte forestière dans trois marécages arborescents, à St-Gilles de Lotbinière (Dubé *et al.* 1995), et dans un marécage, à Villeroy (Pothier *et al.* 2003). Ces marécages ont une couche de sol induré (densité > 1,65 g cm⁻³) à 50 cm de profondeur, qui explique le mauvais drainage et la présence de sols hydromorphes typiques de ce type de milieu humide (Dresser et Denis 1946; Dubé *et al.* 1995; Pothier *et al.* 2003). L'épaisseur de la couche de matière organique varie entre 10 et 30 cm dans ces marécages. Le sous-groupe de sol dominant est le podzol humo-ferrique gleyfié (CEPPAC 1987). L'épinette rouge (*Picea rubens*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*) dominent le couvert. La profondeur d'enracinement est de 20-25 cm dans les marécages. La précipitation normale (1971-2000) annuelle et celle de la période mai - octobre se situent respectivement autour de 1 100 et 625 mm pour les deux localités (Environnement Canada 2004).

En période de croissance, sous les conditions forestières de St-Gilles, la profondeur de la nappe phréatique varie autour de 54-65 cm à la ligne de partage des eaux (Britel 1992), 27-58 cm dans les marécages, et 14-51 cm dans les tourbières (Belleau *et al.* 1992; Britel 1992; Dubé *et al.* 1995). Selon la Figure 1 de Pothier *et al.* (2003), la profondeur moyenne de la nappe phréatique au site de Villeray varie approximativement entre 25 et 35 cm.

5.2.2 Changement du niveau de la nappe phréatique

À St-Gilles, la récolte totale des tiges marchandes a été effectuée entre la fin de l'automne et la fin de l'hiver. Les transporteurs sur roue de caoutchouc se sont déplacés dans le sens de la pente afin d'éviter de freiner l'écoulement dans la couche supérieure du sol. Le sol a été très peu perturbé (Roy *et al.* 2000) malgré la nappe phréatique située à moins de 30 cm de la surface, à la mi-octobre. Selon McKee Jr (1985), la capacité portante pour les débardeurs sur roues est suffisante lorsque la nappe est à 20 cm de profondeur en sol sableux, et à 30 cm en sol argileux. La remontée de la nappe phréatique, compte tenu de la coupe, est plus grande lorsque la nappe est profonde sur le témoin (Dubé *et al.* 1995; Pothier *et al.* 2003; Marcotte *et al.* 2008), tel qu'observé ailleurs (Riekerk 1989; Sun *et al.* 2000). Plus la nappe est profonde, plus la porosité de drainage diminue et plus la nappe réagit à un apport d'eau supplémentaire (Boelter et Verry 1977; Riekerk 1989; Plamondon et Belleau 1991; Belleau *et al.* 1992; Dubé *et al.* 1995; Prévost *et al.* 1997; Bélair *et al.* 2003).

Afin de tenir compte des variations estivales de la pluie, Marcotte *et al.* (2008) ont utilisé les augmentations du niveau de la nappe qui correspondent aux profondeurs de 35 cm sur le témoin. Ce seuil arbitraire est dépassé 25 % du temps sur le témoin. En utilisant ce seuil, le niveau de la nappe augmente de 13,6 cm dans les marécages durant la saison suivant la coupe (Marcotte *et al.* 2008) à St-Gilles. Ces valeurs diffèrent peu des moyennes (Roy *et al.* 2000). À noter qu'en période de niveau maximum de la nappe, la remontée causée par la coupe est très faible car la couche poreuse près de la surface peut stocker beaucoup d'eau. L'éclaircie précommerciale a augmenté le niveau de la nappe phréatique en proportion de la surface terrière enlevée, mais les remontées moyennes de 2,2 et 3,2 cm pour les tourbières et marécages ne sont pas significativement différentes (Jutras *et al.* 2006).

Pour l'étude de Pothier *et al.* (2003) sur le marécage près de Villeroy, en utilisant le seuil de 35 cm de profondeur sur le témoin, on obtient des remontées de la nappe de 23 et 13 cm respectivement pour les récoltes totales (100 % de la surface terrière) et partielles (40, 50 et 60 % de la surface terrière). Les auteurs ont démontré que la remontée de la nappe phréatique est proportionnelle au taux de récolte.

5.2.3 Temps de retour à la normale du niveau phréatique

Les liens entre le régime hydrologique et la structure de l'écosystème sont reconnus, tout particulièrement en ce qui a trait aux fluctuations du niveau de la nappe phréatique (Richter *et al.* 1996; Ellison *et al.* 2005; Cook et Hauer 2007; Petru *et al.* 2014; *et al.* 2014; Mitsch et Gosselink 2015; Sueltenfuss et Cooper 2019). À St-Gilles, Dubé *et al.* (1993) ont démontré que les communautés végétales étaient fortement associées à la profondeur de la nappe phréatique. Ainsi, le retour du niveau de la nappe phréatique est un bon indicateur du rétablissement des fonctions écologiques du milieu humide (Sueltenfuss et Cooper 2019).

La remontée de la nappe phréatique suite à la récolte est causée principalement par la réduction de l'évapotranspiration (Jutras *et al.* 2013). Le retrait du couvert forestier est responsable de la réduction de l'interception des précipitations par le couvert forestier, et ainsi de la réduction de l'évaporation de l'eau interceptée (Dubé et Plamondon 1995; Waring *et al.* 1981). L'interception est proportionnelle à l'aire de la biomasse aérienne (Rutter *et al.* 1975; Aston 1979). La transpiration est plutôt reliée à la surface foliaire (Monteith 1973). Par conséquent, le taux de récupération du niveau de la nappe est principalement relié au rétablissement de la biomasse foliaire aérienne provenant de la régénération du couvert forestier. Cette régénération est généralement plus dense suite à une coupe totale comparativement à une coupe partielle, à cause d'une faible compétition pour la lumière et les nutriments (Pothier *et al.* 2003, Roy *et al.* 2000a). Cinq ans après la coupe totale et la coupe partielle sur le marécage de Villeroy, la remontée de la nappe phréatique est réduite à 9 et 4 cm, respectivement, lorsque comparé à un témoin. Pothier *et al.* (2003) estiment que la récupération sera totale 8 ans après la récolte.

À St-Gilles, dans l'aire non influencée par le drainage forestier, les remontées sont estimées à 12 cm après la coupe, et à 5 cm après 10 ans, soit un taux de récupération de 58 % (Figure 6, Marcotte *et al.* 2008). La récupération s'accélérait avec les années (Pothier *et al.* 2003), nous estimons un retour à la normale après 15 ans. La récupération après l'éclaircie précommerciale a été de 60 % pour les marécages après un an (Jutras *et al.* 2006).

5.3 EFFETS DE LA COUPE : MARÉCAGE AU MINNESOTA

Le niveau de la nappe phréatique a été suivi dans des peuplements de frênes noirs (*Fraxinus nigra*) soumis à la coupe par trouée (20 % de l'aire), à la coupe à blanc et à l'annelage des arbres pour simuler leur mort par l'agrile du frêne (Slesak *et al.* 2014). La remontée moyenne de la nappe a été plus élevée la première année après la coupe à blanc, et la deuxième année après l'annelage. La remontée est plus forte lorsque la nappe phréatique est à plus de 30 cm de profondeur. Durant la période humide printanière, le niveau de la nappe phréatique dépasse souvent la surface du

sol, mais les traitements réduisent le niveau par rapport au témoin. La différence entre les traitements est très faible lorsque la nappe phréatique est près de la surface, comme il a été observé ailleurs. La pire situation correspond à laisser sur pied un peuplement mort, car l'ombrage réduit l'évaporation et le taux de régénération, retardant ainsi un retour à la normale des niveaux phréatiques. Les auteurs (Slesak *et al.* 2014) suggèrent une stratégie proactive telle la coupe par trouée et la plantation avant une infestation.

5.4 EFFETS DE LA COUPE : MARÉCAGES DU SUD-EST DES ÉTATS-UNIS

5.4.1 Constat général

À la suite de la récolte forestière, le niveau de la nappe phréatique augmente significativement en période sèche, tandis que l'augmentation est négligeable en période humide. Ce constat pour les marécages du Sud-Est des États-Unis est similaire à celui obtenu au Québec et au Minnesota. Ainsi, les effets de l'aménagement forestier sur les débits et la production de sédiments dans cette région des États-Unis sont transférables à nos marécages arborescents.

Dans le Sud-Est des États-Unis, la production de matière ligneuse a été reconnue par le *National Wetlands Policy Forum* comme une utilisation qui produit des revenus sans perte significative des fonctions des milieux humides (Conservation Foundation 1988). Taylor *et al.* (1990) soulignent que la récolte forestière effectuée selon les bonnes pratiques d'aménagement a un impact minimal sur les fonctions écologiques à long terme sur ces milieux. Certaines fonctions hydrologiques des milieux humides sont temporairement modifiées, mais la récolte est compatible avec les autres activités. Lorsque les bonnes pratiques d'aménagement (BMP) sont appliquées, la plupart des activités forestières sans drainage altèrent peu les fonctions des milieux humides des marécages de la plaine côtière de la Caroline du Nord (Richardson 1994; Richardson et McCarthy 1994) et ailleurs dans le Sud-Est des États-Unis (Sun *et al.* 2001). Les effets sur l'hydrologie sont encore plus faibles en plaine d'inondation (chapitre 4), sous la coupe partielle et en saison de forte évapotranspiration (Sun *et al.* 2001). Les BMP visent à protéger la qualité de l'eau, et leur taux d'application pour les milieux humides est en moyenne de 94 % dans neuf États du Sud-Est des États-Unis (Cristan *et al.* 2016).

Il est à noter qu'un drainage mineur pour évacuer l'eau de surface en période humide est un traitement normal utilisé dans le Sud-Est des ÉU, et que ce traitement ne requiert pas de permis, selon la section 404 du *Clean Water Act of 1977*. La Loi ne permet pas de transformer un milieu humide en un milieu bien drainé (South Carolina Best Management Practices for Forestry (SCBMP 2007), ce qui est compatible avec le drainage mineur (Amatya et Skaggs 2001). Les recherches par Askew et Williams (1986, dans Shepard 1994) et Williams et Askew (1988) ont démontré que les plantations de

pins pouvaient être effectuées sans détériorer la qualité de l'eau si les fossés de drainage étaient rapidement stabilisés. Une augmentation négligeable des sédiments en suspension a été observée par Lebo et Herrmann (1998). L'effet du drainage peut être atténué à l'aide de structures pour contrôler les niveaux d'eau ce qui réduit aussi les effets négatifs (ex. sédiments) en aval pendant les périodes humides (Sun *et al.* 2001).

5.4.2 Exemples de relations hydrologie-récolte forestière

L'efficacité des bonnes pratiques d'aménagement (BMP) dans le Sud-Est des États-Unis a été étudiée en comparant l'effet hydrologique des activités de récolte avec perturbations minimales ou maximales. La plupart des études comprennent aussi la comparaison avec un traitement chimique que nous avons exclue de cette revue.

Sur des marécages (*flatwoods*) en Arkansas, la coupe à blanc des pins, suivie de la préparation mécanique du sol par la mise en andins et le brûlage des déchets de coupe pour la plantation, a été comparée à une coupe sélective des pins combinée à la récolte des tiges commerciales des feuillus et l'abattage des autres tiges laissées sur place (Beasley et Granillo 1983). La conductivité hydraulique du sol est généralement suffisante pour éviter la saturation totale de ce dernier. La coupe à blanc, combinée à la topographie plane (pente autour de 1 %), à la perméabilité moyenne du sol (loam limoneux, loam argileux), et à la réduction de l'évapotranspiration, a conduit à la saturation en eau des sols jusqu'à la surface durant les précipitations abondantes. L'écoulement annuel évacué de la parcelle, les volumes de crue et le débit de pointe ont augmenté durant la 1^{re} année seulement. L'exportation de sédiments a faiblement augmentée durant les 2 premières années après la récolte. L'absence de perturbation de sol suite à la coupe sélective n'a produit aucun changement significatif des paramètres modifiés par l'autre traitement (Beasley et Granillo 1988).

Sur la plaine côtière du nord de la Floride, Swindel *et al.* (1982) ont étudiés les effets de la récolte des peuplements de pins (*Pinus elliottii*) sur marécages couvrant 49 % et 79 % de la superficie de bassins versants forestiers. Le reste des bassins est occupé par une dépression supportant des cyprès (*Taxodium distichum*) entourés de feuillus durs. Pour le premier traitement (49 %), l'abattage manuel, l'extraction avec des engins légers, le déchetage des débris, la mise en andins, la préparation des lits de plantation et la plantation mécanique ont été effectués avec précautions. Le deuxième traitement perturbe le sol par l'utilisation de gros engins pour la récolte des billes et de certaines souches, la mise en andins des déchets de coupe suivi du brûlage, le scarifiage, la préparation du lit de plantation et la plantation. Durant l'année après la récolte, l'écoulement annuel à l'exutoire a augmenté de 30 mm sur le bassin récolté avec précautions et de 150 mm sur le bassin perturbé. Les augmentations, reliées à la réduction de l'évapotranspiration, étaient surtout importantes en périodes sèches (Riekerk 1983, 1989a; Swindel *et al.* 1983b), et l'écoulement est retourné à la normale après un an sur le bassin peu perturbé (Swindel *et al.* 1982). Sur le bassin très perturbé,

l'écoulement était encore plus élevé après 6 ans (Sun *et al.* 2001), et un retour à la normale est prévu 10 ans après la récolte (Sun *et al.* 1998a, 1998b). Aucun changement de la fréquence ou de la magnitude du débit de pointe n'a été observé sur le premier bassin, alors que la pointe a fortement augmenté sur le bassin perturbé. Il semble que la mise en andins, qui expose fortement le sol minéral, serait la cause principale en favorisant le ruissellement (Swindel *et al.* 1983a). La nappe phréatique s'est élevée plus fortement sur le bassin récolté avec précautions, en raison de l'infiltration par rapport au bassin perturbé qui favorise l'écoulement sur le sol minéral exposé. La remontée est plus forte lorsque la nappe phréatique est plus basse, à cause d'une porosité de drainage plus faible en profondeur; elle est négligeable en période humide (Lu *et al.* 2009). La remontée moyenne de la nappe était encore apparente après 6 ans pour les deux traitements. Rierkerk (1989a) préconise la coupe partielle sur ce type de site humide.

L'étude précédente montre une concentration des sédiments en suspension à la suite de la récolte avec précautions de 5 mg l⁻¹, ce qui est similaire à la concentration de 2,7 mg l⁻¹ du témoin (Rierkerk 1983). Dans le même environnement, la récolte, suivie d'un scarifiage sévère, a produit des apports de sédiments plus élevés qui sont retournés à la normale la 3^e année après la récolte. D'autres résultats similaires à ce qui précède ont été trouvés (Williams et Lipscomb 1981 (dans Bliss et Comerford 2002), Sun *et al.* 2000)). Cependant, d'autres endroits du Sud-Est des États-Unis présentent des concentrations de sédiments plus élevées à la suite de la récolte (Rierkerk *et al.* 1989). Ces résultats démontrent la nécessité d'appliquer de bonnes pratiques d'aménagement qui réduisent les dommages au sol afin d'assurer un effet minimum sur l'hydrologie et la production de sédiments.

La récolte des cyprès dans une dépression des marécages plats du nord de la Floride (*flatwoods cypress swamp*) augmente le niveau de la nappe de 130 cm dans la dépression. La récolte combinée de la dépression et des pins couvrant le marécage a augmenté le niveau de la nappe de 130 cm dans la dépression et de 40 cm sur le marécage (Crownover *et al.* 1995). Les remontées sont plus faibles durant la 3^e année, alors qu'il n'y a pas eu d'effet durant la 2^e année qui a été très humide (Sun *et al.* 2000; Bliss et Comerford 2002; Lu *et al.* 2009). Ce résultat corrobore la faible influence de la coupe lorsque la nappe phréatique est élevée. Le débit annuel des cours d'eau a augmenté un peu plus avec la récolte combinée du terrain plat et de la dépression (Sun *et al.* 1998b; Sun *et al.* 2001), mais le bilan hydrique retourne à la normale après 5 ans (Bliss et Comerford 2002).

La récolte forestière sur un marécage plat (pente < 1 %) de la Caroline du Sud augmente le niveau de la nappe et le débit annuel des cours d'eau (Trousdel et Hoover 1955), de la même manière que l'ablation du couvert arborescent par un ouragan (Amatya *et al.* 2015). La récolte forestière effectuée durant une période humide a augmenté le niveau moyen de la nappe phréatique de 21 cm que l'on a attribué, en partie, à la réduction de la conductivité hydraulique et de l'écoulement hypodermique

à cause de l'orniérage et du *puddling*. Par contre, le traitement consistant à effectuer la récolte en période sèche a diminué seulement la transpiration, et l'augmentation du niveau de la nappe a été réduit à 14 cm (Preston 1996; Xu *et al.* 2002). Aust *et al.* (1993, 1995) ont aussi observé, sur un autre site, une remontée plus importante de la nappe par la réduction du drainage de surface à cause de l'orniérage. Cependant, la remontée en période humide (< 2 cm), lorsque la nappe est près de la surface, était négligeable (Aust *et al.* 1993, 1995).

En été, le niveau de la nappe phréatique et la teneur en eau du sol n'est pas différent sous les deux types suivants de préparation du site pour la plantation, soit - (i) la confection d'un paillis avec les débris, suivi de la formation d'un lit pour la plantation avec une charrue et un tracteur, et - (ii) le décapage du sol avec une lame de tracteur, puis la formation d'un lit de plantation avec une charrue et un tracteur (Lakel *et al.* 1999). Par contre, Miwa *et al.* (1998) démontrent un effet sur l'hydrologie durant deux ans suivant le brassage du sol et la production d'ornières, en l'absence de l'application de bonnes pratiques d'aménagement.

Les chemins sont reconnus pour être la principale source de sédiments en l'absence de mesures appropriées lors de leur construction et de leur entretien. Le maintien d'un bourrelet en bordure de la surface de roulement d'un chemin construit dans une tourbière a réduit les exportations de sédiments de 99 % par rapport à la surface de roulement sans bourrelet constitué du loam prélevé sous la tourbe (Appelboom *et al.* 2002). Avec une couche de gravier sans bourrelet continue, les exportations sont réduites de 61 %. Lorsque l'on utilise une bande herbacée de chaque côté, la réduction des exportations est de 56 %. Cependant, les chemins n'ont pas d'effet sur les apports de sédiments à l'exutoire du bassin versant, car sur ces terrains plats, les particules se déposent dans les fossés (Appelboom *et al.* 2001). Il est à noter qu'un bourrelet est recommandé seulement en terrain plat et les talus doivent être conçus contre l'érosion aux points de drainage du bourrelet vers le fossé.

5.5 FONCTIONS HYDROLOGIQUES APRÈS LA RÉCOLTE

La récolte forestière maintient le milieu humide en augmentant la hauteur de la nappe phréatique durant la période de transition entre la récolte et la fermeture d'un couvert végétal. Prenger et Crisman (2001) ont souligné qu'il est difficile de séparer les effets de l'aménagement forestier de ceux des perturbations naturelles en raison de la grande variabilité de l'hydrologie des milieux humides. Ils recommandent, comme Dubé et Plamondon (1995), de protéger la végétation lors de la récolte et de maintenir les déchets de coupe sur le parterre forestier afin de maximiser l'interception. La remontée de la nappe, comme celle observée à St-Gilles, favorise la recharge de la nappe phréatique en augmentant le gradient hydraulique. Dans le sud-est des États-Unis, la remontée de la nappe phréatique s'accompagne d'une augmentation du débit annuel, et la remontée plus importante en période sèche favorise l'écoulement

d'étiage. Aucune étude portant sur la récolte forestière des marécages avec application des bonnes pratiques d'aménagement ne fait état d'une diminution de la recharge de la nappe phréatique. Les études révisées ne montrent pas d'augmentation des débits de pointes en périodes humides lorsque les sols sont peu perturbés.

Les marécages boisés de terrains en pente faible sont principalement alimentés par les précipitations et un écoulement latéral plus ou moins important, selon la distance de la ligne de partage des eaux et la convergence des écoulements de surface et souterrains. En période humide, un marécage boisé absorbe une partie des surplus d'eau rendus disponibles par la réduction de l'évapotranspiration, ce qui cause une remontée de la nappe phréatique (Dubé *et al.* 1995; Marcotte *et al.* 2008). Une partie de l'eau s'écoule lentement de manière diffuse (Brinson 1993; Bedford et Godwin 2003) dans la partie supérieure de la matière organique qui recouvre aussi le marécage. Les marécages forestiers, comme les sites de St-Gilles, présentent une microtopographie avec une différence de niveau entre les creux et les bosses de 10 à 25 cm (Roy *et al.* 1999). Cette microtopographie observée ailleurs en forêt (Rothwell *et al.* 1993; Chimner et Hart 1996) ou en milieu humide riverain (Frei *et al.* 2010) peut aussi stocker un surplus d'eau lors d'un événement extrême. En période humide, la nappe phréatique est haute avant et après la coupe, ce qui fait que la récolte a peu d'effets sur les débits de pointe élevés.

La récolte forestière sur un marécage en Arkansas (Beasley et Granillo 1988), en provoquant la saturation complète du sol lors de fortes pluies, est responsable de l'augmentation des débits de pointe. Par contre, sous le régime hydrologique des marécages plats (*wet pine flats*) qui comprend, en conditions naturelles, une nappe au-dessus de la surface du sol en périodes très humides (Rheinhardt *et al.* 2002), la récolte n'affecte pas l'écoulement de crue. Les activités forestières ont un effet très local sur la répartition du ruissellement et de l'infiltration (Miwa *et al.* 1999), et sur les processus biogéochimiques et la qualité de l'habitat (Rheinhardt *et al.* 2002).

Les apports de nutriments provenant des précipitations et de l'écoulement en contact avec le sol minéral ne sont pas diminués par la récolte forestière dans ce type de milieu humide, car l'eau est toujours en contact avec la matrice du sol. Les résultats des recherches sur des marécages en dehors du Québec démontrent la possibilité de récolter la matière ligneuse avec un minimum de perturbation du sol et de l'hydrologie, en appliquant les bonnes pratiques d'aménagement.

6. ÉTANGS VERNAUX FORESTIERS (CATÉGORIE 3)

6.1 FONCTIONS HYDROLOGIQUES

L'étang vernal est une dépression dont l'espace de stockage est plusieurs fois plus élevé que celui d'un sol sur la même superficie (Ewell 1990). L'hydrologie d'étangs vernaux dans Municipalité régionale de comté (MRC) de Papineau, étudiée par Roux (2018) et la revue de la littérature effectuée par cette dernière, confirment les apports d'eau par la nappe phréatique, l'écoulement hypodermique et le ruissellement au printemps, sous nos conditions climatiques. Le ruissellement est possible au printemps, comme l'ont observé Roberge et Plamondon (1987) à la suite d'une remontée de la nappe phréatique jusqu'à la surface, sur une pente de 25 %, à la forêt Montmorency. Cette remontée causée par un apport d'eau plus important que la capacité d'évacuation du sol saturé induit un ruissellement de surface de saturation (Dingman 1994). L'évacuation de l'eau d'un étang peut se produire par débordement, par infiltration lente dans le fond de l'étang, par infiltration rapide en bordure de l'étang lorsque le niveau de l'eau est élevé et surtout, par évaporation en été (Roux 2018). Roux (2018) a montré que la perte moyenne par déversement de l'eau correspond à 29 % des entrées d'eau dans l'étang. Le reste contribue à l'évaporation et surtout à la recharge de la nappe phréatique. L'évapotranspiration et l'infiltration ont représenté respectivement 37 et 63 % de la perte d'eau d'un étang du Wisconsin étudié par Novitzki (1982).

6.2 COUPE FORESTIÈRE

Il existe une publication qui traite de la récolte forestière autour d'étangs vernaux au Minnesota. Kolka *et al.* (2011) ont étudié l'effet de trois traitements par la récolte forestière sur le niveau d'eau de 16 étangs vernaux de 0,02 à 0,15 ha, couverts de 10 à 18 cm de matière organique. La coupe totale sur le bassin versant a été associée à une bande boisée de 15 m de largeur, une bande éclaircie à 50 % (surface terrière) et une bande totalement récoltée autour de certains étangs. La hauteur d'eau maximale annuelle a été significativement plus élevée dans le traitement avec la bande récoltée durant les quatre années suivant la récolte (pas d'évaluation pour la 5^e année). Le gain en hauteur maximale est attribué à l'absence d'interception de la neige, ce qui augmente l'apport d'eau à l'étang au printemps. Le niveau d'eau moyen saisonnier a augmenté le plus fortement l'année suivant la coupe, et le niveau moyen est revenu à la normale la 5^e année pour l'ensemble des traitements. La 1^{re} année après la coupe, le niveau d'eau moyen dans les étangs était le plus élevé pour le traitement avec la bande récoltée. Ce résultat reflète un apport plus important d'eau accompagné par une faible transpiration non compensée par une augmentation de l'évaporation de l'eau exposée

au soleil et au vent. Cependant, dès la 2^e année, le niveau moyen de la bande totalement récoltée était inférieur à celui des deux autres traitements. Cette différence s'explique par la forte régénération après la coupe totale du peuplement dominé par le tremble (*Populus tremuloides*) et l'exposition de l'eau à l'évaporation. L'ombrage assuré par la bande éclaircie réduit l'évaporation de l'eau et le taux de régénération près de l'étang par rapport à la récolte totale. Sur un marécage arborescent près de Villeroy, Pothier *et al.* (2003) ont aussi observé un taux plus élevé de la régénération après la coupe totale, par rapport aux coupes d'éclaircie prélevant 50 % de la surface terrière.

La communauté aquatique d'invertébrés des mêmes étangs de Kolka *et al.* (2011) a été étudiée par Hanson *et al.* (2010). La récolte a eu un effet mesurable qui était en partie mitigé par la conservation de bandes boisées autour des étangs. Les auteurs soulignent qu'un changement de la communauté ne constitue pas une déficience écologique. L'effet dépend de l'abondance et de l'état des autres étangs dans le paysage. Les auteurs recommandent de maintenir des bandes de 15 m de largeur sur une partie du pourtour des étangs.

6.3 FONCTIONS HYDROLOGIQUES APRES LA RÉCOLTE

La récolte forestière dans le bassin versant des étangs vernaux augmente les apports d'eau à ces derniers, ce qui allonge la période avec présence d'eau libre. La recharge de la nappe phréatique et le maintien d'un débit de base en aval sont favorisés par la récolte forestière. Les débordements des étangs devraient augmenter, mais ce changement est peu susceptible d'augmenter les débits de pointe sur des bassins versants de quelques dizaines d'hectares, à cause de la répartition des étangs dans l'espace qui ne favorise pas la synchronisation des écoulements. Il peut aussi y avoir un décalage des débordements entre les étangs affectés par la récolte et les étangs entourés de forêt en période de fonte.

Compte tenu des résultats de l'étude de Kolka *et al.* (2011), nous recommandons de maintenir une bande 15 m sur une partie du pourtour des étangs, afin de favoriser une régénération rapide et un taux d'évaporation élevé permettant de compenser les apports d'eau supplémentaires. La bande étant susceptible au chablis, il semble approprié de conserver une bande sur plus de la moitié du pourtour. La récolte forestière, en augmentant la durée de la présence d'eau (Kolka *et al.* (2011), pourrait avoir un effet positif pour l'habitat de l'étang. Cependant, des espèces comme la salamandre (*Ambystoma*) se reproduisent dans l'étang, mais passent une partie de leur vie en forêt (Tiner 2003a). Par conséquent, nous recommandons une coupe partielle si le peuplement s'y prête, ou une coupe totale sur environ 50 % du bassin versant qui alimente l'étang. L'application de bonnes pratiques d'aménagement est nécessaire afin d'éviter les perturbations des sols près de l'étang et les apports de sédiments dans ces derniers.

7. TOURBIÈRE FORESTIÈRE DANS UN BASSIN DE TÊTE (CATÉGORIE 4)

7.1 INTRODUCTION

Les tourbières forestières dans ce chapitre forment trois groupes en terme de données analysées. Les quatre tourbières étudiées à St-Gilles dans la plaine du St-Laurent et celle du nord-est de l'Ontario localisées en terrain plat à moins de 100 m de la ligne de partage des eaux forment un premier groupe. Ces tourbières sont principalement alimentées par la précipitation, puisque l'écoulement hypodermique provenant de l'amont est peu important. L'effet de la récolte forestière sur le niveau de la nappe phréatique a été évalué mais l'absence de cours d'eau ne permettait pas d'analyser les effets sur l'écoulement dans ces derniers.

Le deuxième groupe inclue les tourbières pour lesquelles l'hydrologie seulement a été étudiée. Elles comprennent des tourbières de dépression et en pente (Ferlatte et al. 2015). Les tourbières de dépression reçoivent normalement de l'eau des versants en amont, et donnent naissance à un cours d'eau ou elles sont traversées par un cours d'eau. Les tourbières en pente sous nos conditions climatiques sont alimentées en permanence par une nappe régionale. La superficie des bassins versants analysés varie entre 3,1 et 319 ha, mais seulement trois bassins dépassent 100 ha en superficie.

Enfin, les tourbières ayant fait l'objet d'un suivi des effets de la récolte forestière sur les débits et la nappe phréatique forment un troisième groupe. La tourbière dans chaque bassin est située entre 100 à 400 m de la ligne de partage des eaux, et de ce fait les apports d'eau des versants deviennent très important par rapport à la précipitation directe sur le milieu humide. La récolte a été effectuée sur la tourbière dans deux bassins, tandis que la coupe sur les versants est le traitement étudié sur deux autres bassins. Les tourbières de ce dernier groupe sont localisées dans la forêt Marcell, au Minnesota et la superficie du bassin à l'exutoire de chaque tourbière varie entre 8,9 et 71 ha (Sebestyen *et al.* 2011a).

7.2 FONCTIONS HYDROLOGIQUES

7.2.1 Recharge de la nappe phréatique

Le rôle hydrologique des marécages à St-Gilles (section 5.1) s'appliquent aussi aux tourbières près de la ligne de partage des eaux. Ferlatte *et al.* (2015) ont étudié six tourbières de dépression dans la région de Bécancour, dont certaines sont localisées entre 50 et 500 m d'une crête, et d'autres plus éloignées, dans un complexe de milieux humides. En Abitibi, ils ont suivi cinq tourbières en pente localisées entre 250 et 3 000 m de la crête d'un esker alimenté par la nappe régionale. Ils rapportent globalement une fréquence plus élevée de flux d'eau vers le bas (la tourbière recharge la nappe locale ou régionale) que vers le haut (la tourbière est rechargée par la nappe régionale). Les flux varient entre les tourbières selon le type de connexion avec la nappe phréatique (Ferlatte *et al.* 2015; Jackson 1987). En présence d'une nappe élevée dans une tourbière par rapport à la nappe locale, on assiste à un écoulement latéral dans la couche supérieure de la tourbe qui alimente les écotones de transitions les entourant qui sont nommés laggs (Paradis 2015) où l'eau s'infiltre en partie en profondeur (Verry et Boelter 1978; Verry *et al.* 2011; Ferlatte *et al.* 2015). Le reste de l'eau converge vers le cours d'eau prenant naissance à l'exutoire du milieu humide (Verry *et al.* 2011). Dans ce cas, le flux horizontal est plus important que le flux vertical, tel qu'observé au Minnesota (Siegel et Glaser 1987) et en Suède (Waddington et Roulet 1997). Cependant, lorsque la nappe baisse autour des 50 cm, les vitesses latérales d'écoulement sont très faibles ($<0,0075 \text{ m d}^{-1}$) et contribuent peu à la recharge de la nappe locale en périphérie (Gafni et Brooks 1990).

La recharge de la nappe phréatique est proportionnelle à la précipitation annuelle (Nichols et Verry 2001), mais sa magnitude dépend de la perméabilité du substrat. Au Minnesota, la recharge de la nappe phréatique à travers le till du bog S2 est de 90 mm a^{-1} , alors qu'elle est de 135 mm a^{-1} sous un bog voisin dont 15 % du sol minéral est occupé par du sable fluvio-glaciaire. La recharge par unité d'aire est maximale sous le lagg et minimale sous le bog, à cause de la faible conductivité hydraulique du catotélme fortement décomposé (Verry *et al.* 2011). D'ailleurs, Novitzki (1978), au Wisconsin, et Verry et Boelter (1978), au Minnesota, ont rapporté que la recharge de la nappe phréatique est plus faible sous les milieux humides par rapport au reste du bassin versant. Selon Woo et Valverde (1981), une contribution significative à la recharge demande un apport d'eau important et un sol perméable sous-jacent.

Durant certaines périodes de l'année, une tourbière dans une dépression ou en pente (Ferlatte *et al.* 2015) peut recevoir de l'eau de la nappe locale (Devito *et al.* 1996) ou régionale (Roulet *et al.* 1990b), ce qui maintient la recharge de la nappe sous le milieu humide. Ainsi, selon les conditions climatiques, l'eau peut circuler vers le centre de la tourbière ou vers l'extérieur (Siegel *et al.* 1995; Devito *et al.* 1997); Ferlatte *et al.* 2015), ce qui fait varier le taux de recharge sous ou autour de la tourbière.

7.2.2 Écoulement d'été

Le débit provenant de deux bassins (290 et 319 ha) du Massachusetts, dont 26 % de la surface est occupée par un sol organique, est pratiquement nul en août et septembre, alors que l'écoulement de base se maintient sur un bassin voisin ayant peu de milieux humides (O'Brien 1977). La vidange rapide de la couche supérieure très perméable, puis l'évapotranspiration qui rabat la nappe phréatique sous le lit du cours d'eau, expliquent l'arrêt de l'écoulement. En Ontario, la tourbière occupe 5 % de l'aire du bassin versant Harp et l'écoulement durant trois saisons estivales s'est tarit durant 2 jours seulement, tandis que l'absence de débit provenant du bassin Plastic (même superficie que le bassin Harp), dont la tourbière couvre 10 % de l'aire du bassin, a duré 311 jours. Le doublement de la superficie en milieu humide ne compense pas l'effet des sols nettement plus minces sur ce dernier bassin (Devito *et al.* 1996). L'importance de l'épaisseur du sol sur l'écoulement estival est corroborée par Buttle *et al.* (2004) qui ont comparé l'écoulement sur des versants ayant deux classes d'épaisseur de sol, le sol mince ayant une capacité de stockage réduite (Devito *et al.* 2005).

Au Minnesota, le bog S5 ne coule pas durant 25 % de l'année (Verry *et al.* 2011), tandis que le bog S2 se tarit généralement en hiver et durant des saisons estivales ou automnales plus sèches (Sebestyen *et al.* 2011a). Cependant, ce même bog supportant un couvert forestier de faible densité contribue plus fortement à l'écoulement annuel que les versants par unité d'aire, à cause d'un taux d'évapotranspiration et de percolation plus faible (Verry et Kolka 2003). Un effet contraire est observé sur un bog de 0,39 ha localisé à l'exutoire d'un bassin versant de 3,64 ha en Nouvelle-Zélande. Le bog capte un écoulement moyen de $0,63 \text{ L s}^{-1}$ provenant des versants herbacés qui transpirent moins qu'une forêt, et relâchent seulement $0,40 \text{ L s}^{-1}$. La différence est attribuée à la forte évaporation de la nappe d'eau qui est maintenue à faible profondeur dans la tourbière (Bowden *et al.* 2001). L'écoulement de base après un épisode pluvieux important est soutenu pendant trois semaines seulement (Fahey et Jackson 1997; Bowden *et al.* 2001). Cependant, une tourbière a peu d'effet sur le débit estival d'un cours d'eau qui la traverse (Woo et Valverde 1981).

Similairement aux observations précédentes, l'écoulement estival diminue fortement (Woo et Valverde 1981; Taylor et Pierson 1985) ou cesse complètement (Bay 1969) avec l'évapotranspiration qui peut être combinée à la réduction des apports par la déconnexion de la tourbière avec la nappe locale (Taylor et Pierson 1985). Cette déconnexion de la nappe avec les cours d'eau en saison de croissance a été observée par Todd *et al.* (2006) en Ontario et Goulsbra *et al.* (2014), en Angleterre. Sur ce type de milieu humide déconnecté temporairement de la nappe phréatique locale, les échanges verticaux (évapotranspiration, infiltration) sont plus importants que les écoulements hypodermiques alimentant le cours d'eau (Branfireun et Roulet 1998; Todd *et al.* 2006).

Le débit d'étiage dépend fortement de la connexion avec la nappe locale (Devito 1995) ou régionale (Roulet 1990b). L'écoulement de base des milieux humides alimentés par la nappe régionale se maintient normalement toute l'année (Boelter et Verry 1977; Roulet 1990b; Verry et Kolka 2003; Ferlatte *et al.* 2015). La tourbière a peu d'effet sur l'écoulement de base contrôlé par la nappe régionale (Roulet 1990b). En Abitibi, la partie des tourbières en pente occupée par un fen alimenté par l'écoulement hypodermique provenant d'un esker est moins vulnérable à la sécheresse par rapport aux milieux humides de dépression (Ferlatte *et al.* 2015). La recharge des eskers est évaluée en moyenne à 280 mm (Cloutier *et al.* 2013, Tableau 5.23). L'aire d'alimentation de la nappe régionale qui s'étend très fréquemment bien au-delà des limites apparentes du bassin versant du milieu humide est celle qui doit être considérée dans les changements d'utilisation du territoire.

7.2.3 Écoulement de crue

En période estivale, une tourbière réduit normalement les débits de pointes résultant des pluies intenses parce que le rabattement de la nappe phréatique par l'évapotranspiration (Miller 1965; Boelter et Verry 1977; Novitzki 1981) crée plus d'espace de stockage (Roulet et Woo 1986). D'ailleurs, Verry et Kolka (2003) soulignent que l'espace de stockage dans un bog, au Minnesota, est plus grand que celui sur les versants qui l'alimentent.

Au printemps, lorsque la nappe phréatique est élevée dans la tourbière, celle-ci répond très rapidement à un apport d'eau sur sa surface ou provenant des versants (Glenn et Woo 1997; Verry 1997; Quinton et Roulet 1998; Bowden *et al.* 2001; McEachern *et al.* 2006), ce qui augmente les pointes de crues des cours d'eau où des tourbières se déversent (Boelter et Verry 1977; Heikurainen 1980; Verry *et al.* 1988). Verry *et al.* (1988) ont observé que la relation niveau d'eau-débit d'un bog, au Minnesota, était similaire à celle d'un lac pour les périodes de retour sous 25 ans. Durant des événements extrêmes, le débit à l'exutoire du bog augmente plus rapidement avec le niveau d'eau, à cause de la contribution de l'écoulement sur les versants (Verry et Timmons 1982) rapidement transmis par le lagg (Verry *et al.* 2011), qui est confiné (Langlois 2014) au pied des versants. Au printemps, les pointes de crue du bog étaient 5 à 10 fois supérieures à celles des versants par unité de surface. Cependant, la crue sur les versants se produisait un peu en retard par rapport à la réaction du bog, en raison d'une plus grande disponibilité d'emménagement dans le sol minéral. Il s'ensuit une désynchronisation de la génération de l'écoulement entre les versants et le bog. Sans mentionner un effet de désynchronisation, Paavilainen et Päivänen (1995) et Päivänen et Hännel (2012) soulignent que les pointes sont plutôt laminées lorsque l'eau se déplace lentement avec la nappe phréatique sur les versants.

Contrairement au bog du Minnesota Taylor et Pierson (1985) ont mesuré des débits de pointes par unité d'aire plus faibles sur la tourbière par rapport à ceux sur les versants en aval. La tourbière non traversée par un cours d'eau réduit le débit de

pointe provenant des versants en amont (Taylor et Pierson 1985). Les apports d'eau augmentant avec la superficie des versants en amont d'une tourbière (Gleason *et al.* 2007), le rôle de celle-ci peut devenir négligeable, comme le démontre l'exemple suivant. Devito *et al.* (1996) ont mesuré des débits journaliers maxima (printemps) similaires ($97,3$ et $98,6 \text{ L s}^{-1}$) sur les bassins Plastic (21,1 ha) et Harp (22,7 ha), malgré une superficie en tourbière deux fois plus faible (5 %) sur ce dernier. Sur ces bassins du Bouclier précambrien en Ontario, en période printanière, l'apport d'eau est généralement suffisant pour saturer les sols des versants (Dunne et Black 1970; Roberge et Plamondon 1987) et des milieux humides (Dubé *et al.* 1995; Todd *et al.* 2006) contribuant à la génération des crues. Une nappe près de la surface agit comme un sol mince (Devito *et al.* 2005), et les deux tourbières de l'étude de Devito *et al.* (1996) ne produisent pas de différence sur la crue.

Le rôle hydrologique de la tourbière s'amenuise aussi lorsqu'il est alimenté en permanence par une nappe régionale (Shedlock *et al.* 1993; Branfireun et Roulet 1998). Une tourbière boisée qui occupe 2 % de la superficie d'un bassin versant de 157 ha alimentée par une nappe régionale, dans le sud de l'Ontario, a fait l'objet de quelques études (Roulet, 1990b; Waddington *et al.* 1993). La nappe phréatique régionale alimente la tourbière avec une quantité d'eau nettement supérieure à la pluie (Roulet 1990b). L'apport d'eau phréatique maintient la saturation et la présence de rigoles à la surface de la tourbe qui est le principal mécanisme qui génère les crues (Waddington *et al.* 1993). Le fen du bassin S3, au Minnesota, reçoit de l'eau de la nappe régionale, ce qui produit un écoulement plus uniforme (Boelter et Verry 1977; Gregory 1988; Verry et Boelter 1978), et au moins 10 fois plus élevé que celui d'un bassin similaire non relié à l'aquifère régional (Verry *et al.* 2011). En somme, l'alimentation continue de la nappe phréatique régionale réduit l'espace de stockage (Roulet 1990b) et augmente la crue (Verry et Kolka 2003) lorsqu'il y a un apport d'eau supplémentaire à celui de la nappe.

7.2.4 Régulation de l'écoulement

La tourbière, en soi, n'est généralement pas un bon régulateur de l'écoulement, car ses propriétés physiques favorisent une augmentation des crues au printemps, et une réduction du débit d'étiage en été. Cependant, une grande perméabilité du sol sous la tourbière et son lagg augmente la recharge de la nappe au printemps. Cette recharge peut contribuer à l'écoulement d'étiage loin en aval, malgré un arrêt de l'écoulement provenant de la tourbe en été. Une perméabilité élevée du sol peut aussi favoriser la transmission rapide de la crue provenant de l'amont, mais on a aussi observé une désynchronisation entre la génération de la crue sur le versant amont et celle sur la tourbière. La surface du milieu humide peut générer une crue plus forte ou plus faible par unité d'aire par rapport aux versants en amont ou en aval. En été, un sol épais et une végétation éparse sur un versant peut augmenter le débit. Un sol mince et un couvert forestier dense auront l'effet contraire. Le débit d'étiage provenant du versant peut être absorbé par la tourbière qui relâchera un débit plus faible.

L'écoulement peut aussi traverser la tourbière dans un cours d'eau, sans effet de cette dernière sur l'écoulement. Ces situations ont toutes été observées et c'est dans ce contexte que les effets de la récolte forestière doivent être examinés.

7.3 RÉCOLTE FORESTIÈRE

7.3.1 Récolte forestière à St-Gilles dans la plaine du St-Laurent

Caractéristiques des sites d'étude

Un suivi du niveau de la nappe phréatique a été effectué avant et après la récolte forestière dans cinq tourbières boisées (3 fens, 2 bogs) à St-Gilles de Lotbinière (Dubé *et al.* 1995). L'épaisseur de la couche de matière organique varie entre 60 et 300 cm et le sous-groupe de sol dominant est le mésisol terrique ou typique (CEPPPAC 1987). Les essences les plus fréquentes sont l'érable rouge (*Acer rubrum*), le thuya occidental (*Thuya occidentalis*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*). La profondeur d'enracinement varie de 15 à 35 cm et celle de la nappe phréatique en période de croissance varie entre 14 et 51 cm selon les années (Belleau *et al.* 1992; Britel 1992; Dubé *et al.* 1995). Dans les Appalaches, au sud de Rivière-du-Loup, la profondeur moyenne de la nappe phréatique dans deux tourbières forestières non-drainées a varié entre 16 et 40 cm, selon l'endroit et l'année (Prévost *et al.* 1997). À St-Gilles la précipitation normale (1971-2000) annuelle et celle de la période mai - octobre se situent respectivement autour de 1 100 et 625 mm (Environnement Canada 2004).

Remontée de la nappe après la récolte

À St-Gilles, la récolte totale des tiges marchandes a été effectuée en hiver. Plus la nappe est profonde, plus la porosité de drainage diminue et plus la nappe réagit à un apport d'eau supplémentaire suite à la récolte (Boelter et Verry 1977; Riekerk 1989; Plamondon et Belleau 1991; Belleau *et al.* 1992; Dubé *et al.* 1995; Prévost *et al.* 1997; Bélair *et al.* 2003). Afin de tenir compte des variations estivales de la pluie, Marcotte *et al.* (2008) ont utilisé les augmentations du niveau de la nappe qui correspondent aux profondeurs de 25 cm sur le témoin. Ce seuil arbitraire est dépassé 25 % du temps sur le témoin. En utilisant ce seuil, le niveau de la nappe augmente de 8,4 cm durant la saison suivant la coupe (Marcotte *et al.* 2008). L'éclaircie précommerciale a augmenté le niveau de la nappe phréatique en proportion de la surface terrière enlevée, avec une remontée moyenne de 2,2 cm (Jutras *et al.* 2006).

Temps de récupération du site pour un retour à la normale du niveau phréatique

La remontée de la nappe phréatique est causée plus fortement par la réduction de l'interception (Dubé et Plamondon 1995; Waring *et al.* 1981) qui est proportionnelle à l'aire de la biomasse aérienne (Rutter *et al.* 1975; Aston 1979). La transpiration est plutôt reliée à la surface foliaire (Monteith 1973). Par conséquent, le temps de retour du niveau de la nappe vers la situation avant la récolte est principalement relié au taux de rétablissement de la biomasse par la régénération qui est plus rapide en coupe totale, à cause d'une faible compétition pour la lumière et les nutriments (Pothier *et al.* 2003, Roy *et al.* 2000a). À St-Gilles, dans l'aire non influencée par le drainage, les remontées dans les tourbières pour le seuil de 25 cm au témoin étaient de 8,4 cm après la coupe et 5 cm après 10 ans (Figure 6, Marcotte *et al.* 2008), pour un taux de récupération de 60 %. La récupération s'accélérait avec les années (Pothier *et al.* 2003), nous estimons un retour à la normale après 15 ans.

7.3.2 Récolte forestière sur la ceinture d'argile du nord-est de l'Ontario

Sur des tourbières à épinettes noires (*Picea mariana*) de la ceinture d'argile à Wally Creek, dans le nord-est de l'Ontario, les profondeurs moyennes de la nappe et des racines sont autour de 25 cm, et la précipitation estivale de 550 mm. Le niveau de la nappe sur une tourbière s'est élevé de 5 et 9 cm, respectivement, à la suite de la coupe totale et de la coupe partielle (enlèvement de 40 % du couvert). La remontée plus faible après la coupe totale est attribuée à l'interception et, dans une moindre mesure, à la transpiration de la régénération préétablie et protégée lors de la récolte (Roy *et al.* 1997). Sur un autre site, la remontée après la coupe totale a été de 17 cm (Berry et Jeglum 1988).

7.3.3 Récolte forestière sur une tourbière Minnesota

La forêt d'épinettes noires du bog S1 de 8,1 ha localisé dans la partie aval d'un bassin de 33,2 ha a été récoltée par bandes en deux étapes. L'écoulement annuel n'a pas changé après les récoltes couvrant 8, puis 24 % de la superficie du bassin versant, car l'augmentation de l'écoulement au printemps a été compensée par une diminution en période sèche (Verry 1980). Les niveaux de la nappe phréatique ont augmenté au printemps puis diminué en été, en fonction d'une évapotranspiration accrue attribuée à un apport supplémentaire d'énergie et à la croissance de carex et de plantes herbacées ayant une faible résistance stomatale (Grigal et Brooks 1997; Sebestyen *et al.* 2011b). Ces auteurs n'ont pas observé d'augmentation du débit de pointe.

Le fen couvrant 23 % du bassin S3 de 72 ha a été totalement récolté et aucun effet de la coupe sur le régime d'écoulement n'a été détecté, étant donné que l'écoulement permanent (Bay 1968) est dominé par les apports d'eau de l'aquifère régional et qu'il ne varie pas comme le témoin (Bay 1967, 1968, Sebestyen *et al.* 2011b). Cependant, le niveau de la nappe phréatique a augmenté et nous pouvons en déduire une tendance à une augmentation de la recharge de la nappe et de l'écoulement.

7.3.4 Récolte forestière sur les versants alimentant une tourbière

Le bog S6 de 2 ha supporte un peuplement d'épinettes noires non récolté qui couvre 22 % de la superficie du bassin versant. La récolte de la tremblaie sur les versants couvre 77 % de l'aire du bassin. Les animaux ont pâturé le site durant les trois saisons suivantes et l'écoulement annuel du cours d'eau intermittent a augmenté de 59 à 78 %. En été, le niveau de la nappe phréatique, la durée de l'écoulement et le débit moyen ont augmenté (Sebestyen *et al.* 2011b). Ensuite, l'écoulement annuel provenant du versant a été réduit de 85 mm par rapport à son niveau antérieur à la coupe dès la fermeture du couvert forestier créée par la plantation de résineux. Les débits de pointe de fonte ont diminué après la récolte durant la période de pâturage. La même tendance est confirmée pour les débits de pointe de pluie (Sebestyen *et al.* 2011b).

Une première coupe du tremble sur les versants couvrant 34 % de la superficie du bassin S4 a produit une diminution de 35 % du débit de pointe printanier (Sebestyen *et al.* 2011ab). La récolte finale sur les versants entourant le milieu humide sur trois côtés représentait 71 % de la superficie du bassin. L'augmentation du débit annuel a été maximale durant les trois années suivantes avec 43 %. L'écoulement moyen estival a augmenté durant 9 ans après la récolte (Verry 1987). Le niveau de la nappe phréatique a augmenté après la coupe, résultant d'un apport d'eau plus important en provenance des versants. L'augmentation maximale de la pointe de fonte a été de 143 % (Verry *et al.* 1983). Lu (1994), à l'aide de la modélisation, a évalué que les pointes ayant une période de retour de 25 ans et plus ne présentent pas d'augmentation significative après la récolte, ce qui est conforme à la tendance acceptée par la communauté scientifique. Cependant, ces augmentations de pointes sont plus élevées que celles des autres études provenant des bassins expérimentaux (Guillemette *et al.* 2005) pour des périodes de retour dépassant 1,5 an.

7.4 FONCTIONS HYDROLOGIQUES APRÈS LA RÉCOLTE

La récolte sur les tourbières boisées situées en terrain plat près de la ligne de partage des eaux augmente le niveau de la nappe phréatique ce qui favorise la recharge de la nappe locale. Tel que stipulé à la section 5.5 la remontée de la nappe phréatique en périodes humides n'est pas susceptible d'augmenter la crue car l'écoulement latéral est lent et diffus.

Les récoltes sur les tourbières forestières ou sur les versants qui alimentent ces dernières ont augmenté le niveau de la nappe phréatique dans la tourbière, ce qui est de nature à favoriser la recharge de cette dernière. Dans le cas du bog S1, la nappe a augmenté au printemps puis a diminué durant l'été suite une augmentation de l'évapotranspiration. L'effet sur la recharge de la nappe régionale est possiblement nul, mais une faible réduction du débit en été est plausible puisque les changements de l'écoulement n'ont pu être détectés. La littérature montre que le compactage et l'orniérage, sauf exception, ne modifient pas suffisamment la capacité d'infiltration pour favoriser l'écoulement (Grigal et Brooks 1997) au détriment de la recharge de la nappe. La récolte sur les versants a augmenté le débit estival, ce qui concorde avec les résultats obtenus sur bassins versants bien drainés après la coupe (Kochenderfer et Aubertin 1975; Hornbeck *et al.* 1997; Swank *et al.* 2001; Robinson *et al.* 2003; Buttle *et al.* 2018). Cependant, le nombre de jours avec écoulement dans les cours d'eau intermittents n'est pas nécessairement augmenté par la coupe (Buttle *et al.* 2018).

En ce qui a trait au débit de pointe, on note sur trois bassins peu d'effet de la récolte, parce que les bassins témoins et récoltés réagissent de la même façon en période humide. Cependant, les augmentations de pointes sur le bassin S4 divergent nettement des effets observés ailleurs. Cette divergence n'est pas discutée par les auteurs, mais une partie des versants récoltés sur le bassin S4 est localisée près des deux cours d'eau drainant le bog (Verry *et al.* 1983; Verry 1987; Lu 1994; Sebestyen *et al.* 2011ab), et deux chemins traversent les cours d'eau près des exutoires (Sebestyen *et al.* 2011a). Cependant, une augmentation de la pointe après la coupe à l'exutoire d'un bassin de 50, 100 ou 200 ha ne génère pas nécessairement une pointe plus élevée en aval, à cause d'une désynchronisation des pointes plus probable que l'inverse. Les études (Guillemette *et al.* 2005; Tremblay *et al.* 2008) ont démontré qu'en limitant la récolte à moins de 50 % de la superficie du bassin versant, nous maintenons l'augmentation des débits de pointe à un niveau raisonnable.

8. EFFETS CUMULATIFS DES MILIEUX HUMIDES D'UN GRAND BASSIN (CATÉGORIE 5)

Le terme « grand bassin versant » est utilisé pour mettre l'emphasis sur le rôle hydrologique des milieux humides répartis sur des bassins versants de dimensions très variées. La superficie de la plupart des bassins analysés varie entre 20 à 4 700 km², mais plusieurs bassins plus petits sont inclus dans les études répertoriées. Une quantification du pouvoir d'atténuation des crues par les milieux humides, et par conséquent de leur importance, est proposée dans le Système d'évaluation des milieux humides de l'Ontario (OMNR 2014). On y tient compte de la localisation et de la superficie des milieux humides. Cette approche est reprise dans l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Jobin *et al.* 2018). Si l'on considère, en plus, l'effet potentiel non étudié de coupes forestières sur certains milieux humides dispersés, une brève révision des connaissances portant sur les effets cumulatifs des milieux humides sur l'hydrologie des grands bassins est justifiée.

Les effets cumulatifs des milieux humides sur de grands bassins sont présentés sous trois approches méthodologiques - (i) le suivi de l'écoulement sur des sous-bassins et du grand bassin qui les englobent, - (ii) la régression multiple entre les débits et les caractéristiques des bassins versants incluant l'aire occupée par les milieux humides et hydriques, et - (iii) la modélisation hydrologique.

8.1 SUIVI HYDROLOGIQUE DE SOUS-BASSINS DANS UN GRAND BASSIN VERSANT

Le comportement hydrologique de 15 sous-bassins de tête à l'intérieur du bassin Meade Creek de 78 km² localisé dans un paysage couvert de drumlins a été analysé par Todd *et al.* (2006). Les milieux humides des sous-bassins occupent entre 0-27 % de leurs superficies. Au printemps, le débit de pointe de Meade Creek résulte des apports d'eau de chaque sous-bassins qui se connectent au fur et à mesure au réseau hydrographique principal, mais l'effet des milieux humides sur la pointe n'est pas inféré par les auteurs.

L'écoulement s'est produit seulement durant 49 à 220 jours par année sur les neuf sous-bassins pour lesquels le débit en étiage était disponible. Il a été d'environ 64 jours sur le bassin Meade Creek. Ces résultats démontrent le bris de la connexion entre ces derniers et le cours d'eau principal (Todd *et al.* 2006). La durée de l'écoulement est fortement corrélée ($r = 0,85$) à la proportion de la superficie occupée par les dépôts de sable et gravier, alors qu'elle n'est pas corrélée avec la proportion (5 à 22 %) des sous-bassins (Meade Creek) en milieu humide. En Suède, Brandesten

(1988) a comparé huit bassins versants et trouvé que le débit diminuait plus lentement avec l'augmentation de la proportion de marécages durant un été plus sec que la normale.

8.2 ANALYSE PAR LA RÉGRESSION

Une quantification du pouvoir d'atténuation des crues par les milieux humides est proposée dans le Système d'évaluation des milieux humides de l'Ontario (OMNR 2014). Lorsque les aires de stockage (tous les types de milieux humides, lacs, étangs et autres dépressions) dépassent 10 % de la superficie du bassin versant, les gains pour atténuer les crues s'amenuisent. D'après ce document le pouvoir de réduction des crues d'un milieu humide est maximum lorsqu'il représente 50 % ou plus de l'ensemble des aires de stockage en amont de son exutoire. Ces valeurs sont basées sur Adamus et Stockwell (1983) qui font référence aux travaux de Carter *et al.* (1978) et de Novitzki (1978) qui réfèrent aux données de Conger (1971). Conger (1971) a établi des relations logarithmiques entre les débits de pointe de différentes périodes de retour et les caractéristiques physiques des bassins versants, au Wisconsin. La variable qui représente l'aire de stockage (milieux humides et lacs) prend la forme << Superficie de stockage^{-coefficient de la régression} (Conger 1971, p. 13) et elle a été utilisée pour calculer les réductions du débit de pointe pour différentes périodes de retour et valeurs de stockage exprimées en % de la superficie du bassin versant (Figure 8.1). La réduction des débits de pointe est attribuée à la topographie plane de ces milieux qui permet l'étalement du volume de crue et ralentit la vitesse d'écoulement (Conger 1971; Verry et Boelter 1978; Moore et Larson 1979; Verry et Boelter 1981; Serban *et al.* 1988; Verry 1988; Verry *et al.* 1988; Johnston *et al.* 1990; Krug *et al.* 1992; Maidment 1993).

La relation établie par Conger (1971) pour tous les cours d'eau jaugés du Wisconsin montre une réduction plus forte pour les pointes de période de retour de 100 ans (Q100). Cette réduction atteindrait 67 % avec 10 % de l'aire du bassin qualifiée de stockage (Figure 8.1). Des analyses subséquentes montrent que la variable stockage n'est pas significative dans certaines régions hydrologiques du Wisconsin, comme c'est le cas dans plusieurs États du Nord-Est des États-Unis (Novitzki 1985). Par exemple, la réduction des pointes dans la région 4 est plus forte pour la période de retour de 2 ans (Q2), contrairement à l'analyse précédente (Krug *et al.* 1992), alors qu'il n'y a pas de différence entre Q2 et Q100 à la suite de l'introduction de nouvelles données (Walker et Krug 2003; Walker *et al.* 2017). Les relations développées au Minnesota (Moore et Larson 1979; Jacques et Lorenz 1988; Johnston *et al.* 1990) montrent des relations similaires (non illustrées) à celles du Wisconsin, entre les régions hydrologiques et les pointes Q2 et Q100.

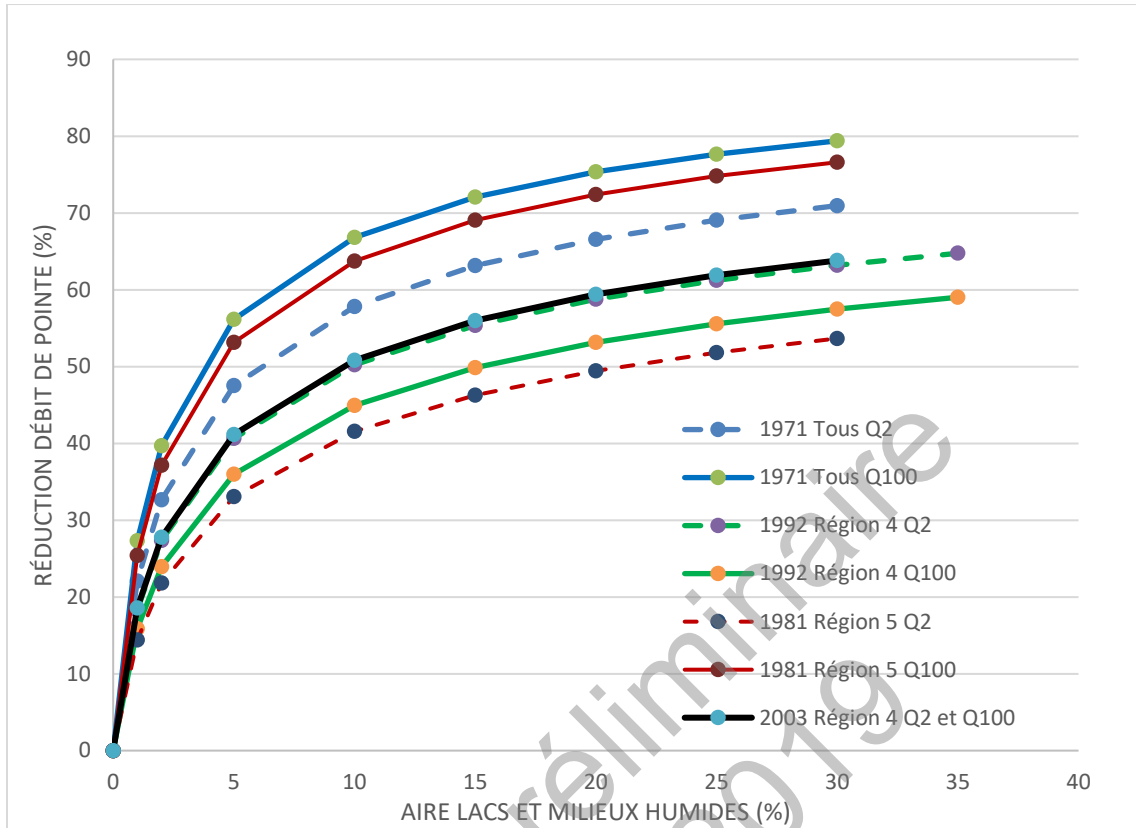


Figure 8.1 Réduction des débits de pointes par la présence de milieux humides et de lacs en fonction de la période de retour au Wisconsin (Conger 1971, 1981; Krug *et al.* 1992; Walker et Krug 2003).

En Ontario (Sehgal 2016, et au Québec (Hoang 1977), les effets de la variable stockage sur la réduction des pointes (Figure 4.2) présentent des patrons différents. À cause d'une très forte corrélation entre les superficies du bassin versant et des aires de stockage (milieux humides et lacs), Sehgal (2016) transforme la variable stockage utilisée dans les équations de prédiction des débits de pointe; la variable transformée utilisée par Sehgal (2016) montre une augmentation plus linéaire de la réduction des débits de pointe avec l'aire de stockage. Yang *et al.* (2010) soulignent que la relation entre le débit de pointe et la superficie occupée par les milieux humides n'est pas linéaire. La forme exponentielle directe obtenue par la régression (Figures 8.1 et 8.2) conduit à la conclusion que la réduction des débits de pointes est très forte lorsque la superficie des aires de stockage passe de 0 à 5-10 % (Conger 1971; Johnston *et al.* 1990). L'effet des lacs n'est pas séparé de celui des milieux humides dans les études précédentes basées sur la régression. Or, Lorenz *et al.* (2010) ont trouvé pour chacune des régions hydrologiques du Minnesota que les débits de pointe étaient corrélés seulement avec la superficie en lacs et non corrélés avec le stockage (lacs et milieux humides). De plus, les résultats obtenus à l'aide de la régression peuvent être entachés par la corrélation qui peut exister entre l'aire de stockage et celle du bassin versant (Sehgal 2016).

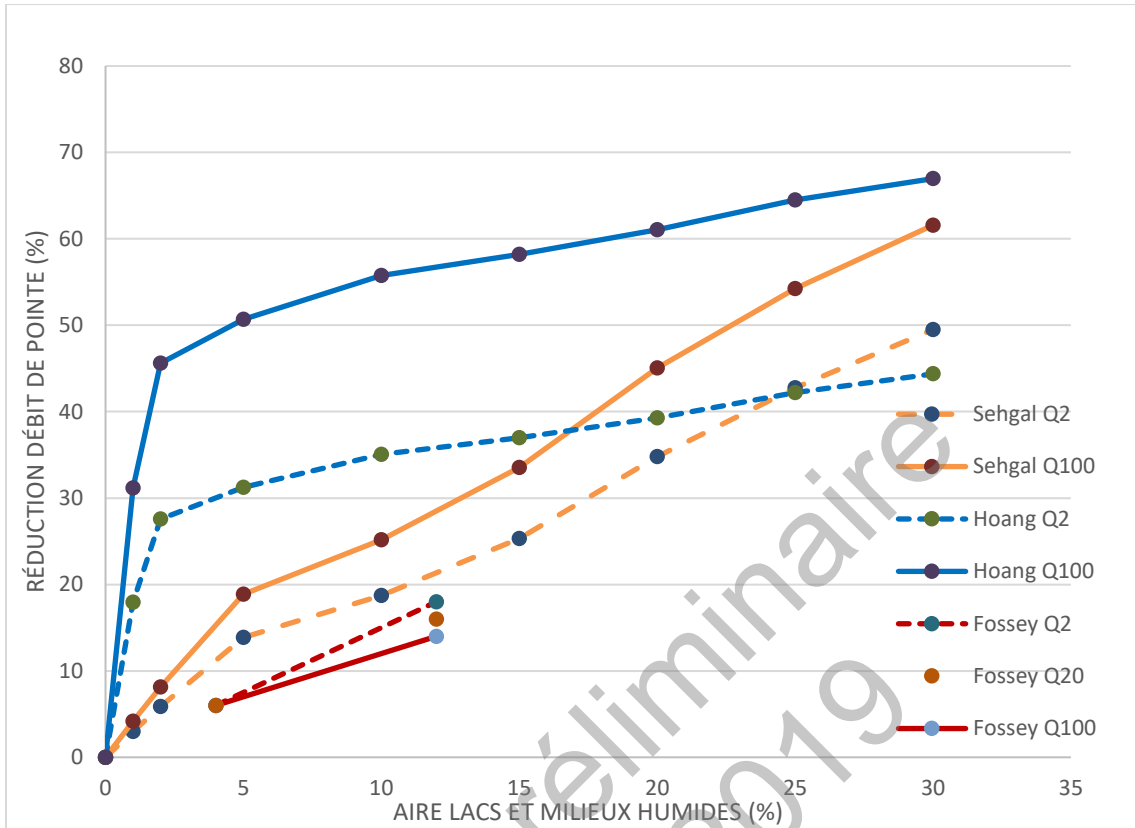


Figure 8.2 Réduction des débits de pointes par la présence de milieux humides et de lacs (Sehgal 2016; Hoang 1977) et milieux humides seulement (Fossey 2016b).

En ce qui a trait à l'écoulement saisonnier, Novitzki (1981) rapporte une augmentation de 40 % du volume d'eau au printemps et une réduction similaire à l'automne, lorsque les aires de stockage atteignent 40 % de la superficie du bassin. L'augmentation au printemps s'approche du maximum dès qu'il y a 20 % de milieux plats, selon Campbell et Dreher (1970). Mitsch et Gosselink (2015) attribuent cette augmentation au fait que le milieu est saturé durant la fonte printanière, alors que les crues importantes surviennent. Ce constat général peut être nuancé en fonction du type de milieu humide, comme le soulignent les observations de Quinton *et al.* (2003). Ces auteurs ont trouvé une corrélation positive entre l'écoulement printanier (Scotty Creek, Territoires du Nord-Ouest) et les fens couverts de rigoles, alors que la corrélation était négative avec l'aire occupée par les bogs de dépression en milieux plus plats. La diminution du débit estival avec l'augmentation de l'aire de stockage obtenue par la régression a été observée dans plusieurs États du Nord-Est des États-Unis, à l'exception de la Virginie, où l'inverse se produit (Novitzki 1985).

Tompkins *et al.* (1997) ont mesuré l'écoulement en mai et en août, dans 25 bassins versants de 7 à 123 km², au Minnesota. La moitié des bassins versants ayant plus de 60 % de leur superficie en milieux humides présentent un écoulement plus élevé et une différence maximale d'écoulement (maximum – minimum) plus élevée

pour la saison et en août. En août, la plupart des cours d'eau s'assèchent ou présentent un débit très faible. Ces données n'appuient pas la régularisation de l'écoulement par les milieux humides.

Lorsque les auteurs classifient les bassins versants en fonction des milieux humides et du couvert végétal, on obtient un écoulement et des différences maximales de l'écoulement saisonnier et en août plus faibles pour les marécages couverts d'aulnes et de plantes basses. On note une régularisation de l'écoulement pour ce type de milieu humide. Pour les autres couverts, il n'est pas possible de tirer des conclusions claires, car les bassins combinant marécages et forêt décidues, ainsi que ceux dominés par la forêt de bois dur (bouleau, érable, frêne), présentent des coupes récentes (Tompkins *et al.* 1997).

8.3 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE

Les débits de pointe

La modélisation apparaît un meilleur outil pour évaluer le rôle des milieux humides (Wang *et al.* 2008), à condition que les résultats puissent être validés sur le terrain. Une simulation par Wang *et al.* (2010) indique une augmentation de 50 % du débit de pointe, si on élimine les milieux humides qui couvrent 27 % de la superficie d'un bassin, au Minnesota. Le débit de pointe serait réduit de 23 % en faisant passer de 9,5 à 11,3 % la superficie en milieux humides d'un bassin, au Manitoba. Cela correspond à augmenter l'aire des sous-bassins drainant ces milieux humides de 47 à 60 % de la superficie du bassin (Yang *et al.* 2010). Fossey et Rousseau (2016b) ont évalué par la modélisation que les milieux humides qui occupent 4 % de la superficie du bassin de la rivière Yamaska contribuent à réduire les pointes Q2, Q20 et Q100 de 6 % (Figure 8.2). Ces réductions attribuables à la présence de milieux humides couvrant 12 % de l'aire du bassin de la rivière Bécancour sont, dans le même ordre, de 18, 16 et 14 %. L'effet des milieux humides sur la Bécancour diminue avec la période de retour, ce qui correspond à l'ensemble des résultats portant sur les changements du couvert végétal (Hewlett 1982; Cosandey et Robinson 2000; Calder 2002, 2005; Guillemette *et al.* 2005; Tremblay *et al.* 2008; Grant *et al.* 2008).

Ogawa et Male (1986) ont déterminé par la simulation que la réduction de 25 % de la superficie de chaque milieu humide avait peu d'effet sur les débits de pointe, sauf pour ceux localisés près du cours d'eau principal. Ils ont trouvé que les milieux humides en aval près du cours d'eau principal avaient plus d'effets sur la réduction des inondations. Ces résultats s'apparentent à ceux obtenus pour les milieux humides de la plaine d'inondation (catégorie 1). Le rôle de la localisation des milieux humides dans le bassin versant a fait l'objet d'autres études (Wang *et al.* 2008; Evenson *et al.* 2015; Golden *et al.* 2016; Fossey et Rousseau 2016a; Fossey *et al.* 2016). Fossey *et al.* (2016) ont simulé les débits sans milieux humides comparés à la présence de milieux humides

isolés et riverains, selon leur localisation sur le bassin versant de la rivière Bécancour (2 597 km²). Le rôle plus important de réduction des débits de pointe des milieux humides riverains situés en aval correspond aux conclusions de Ogawa et Male (1986) et de Acreman et Holden (2013). Cependant, ces derniers considèrent, suite à leur revue de la littérature, que les milieux humides isolés contribuent à générer l'écoulement de crue et qu'ils ont peu d'effets sur les plus grandes crues, alors que les sols du bassin versant sont près de la saturation. Par contre, les simulations de Fossey *et al.* (2016) montrent une réduction des débits de pointe par les milieux humides isolés dont l'importance augmente vers l'amont, tel que supposé par Adamus et Stockwell (1983).

Les débits d'étiage

Selon les simulations de Fossey *et al.* (2016), les débits d'étiage augmentent plus fortement avec les milieux humides isolés situés en amont et les milieux humides riverains, dans les sous-bassins d'ordre plus élevé (3 classes d'ordre utilisées), peu importe leur localisation. L'augmentation des débits d'étiage, quoique certains résultats montrent une réduction possible due aux milieux humides riverains (Fossey *et al.* 2016), est contraire à la majorité des observations (section 4.4) sur des bogs dans des bassins de tête. La diminution de l'effet des milieux humides avec la durée de la période sèche est soulignée par Fossey *et al.* (2016). Cependant, une augmentation de 50 % du débit d'étiage Q5-30 (récurrence 5 ans, durée 30 jours) est attribuée aux milieux humides couvrant 12 % du bassin de la rivière Bécancour (Fossey et Rousseau 2016b). Il est possible que le facteur pour l'évaporation (Fossey *et al.* 2015) soit un peu faible par rapport à certaines observations (Brooks *et al.* 2011) et que l'intensité du drainage agricole et forestier ne soit pas totalement prise en compte. Cependant, comme le soulignent Fossey *et al.* (2016), la transférabilité des résultats à des échelles différentes peut être questionnée. Par exemple, la recharge de la nappe sous un milieu humide de tête réduit son écoulement d'étiage, mais peut contribuer à celui du bassin plus en aval.

8.4 INFÉRENCE POUR LA RÉCOLTE FORESTIÈRE

Les résultats présentés aux chapitres précédents démontrent que la récolte forestière effectuée selon les bonnes pratiques d'aménagement maintient les fonctions écologiques des marécages et tourbières boisés. Le seul effet qui peut être négatif est une augmentation du débit de pointe. Une seule étude montre une augmentation importante de la pointe à l'exutoire de la tourbière mais ce changement était relié à la récolte sur les versants en amont de la tourbière et non sur la tourbière. Au Québec, nous recommandons une aire équivalente de coupe de 50 % ou moins de la superficie d'un bassin versant afin de minimiser les augmentations du débit de pointe (Plamondon 2004; Langevin et Plamondon 2004). Nous pourrions appliquer cette recommandation, par exemple, pour la récolte sur le bassin versant en amont d'une

tourbière de plus faible superficie que le versant. C'est le type d'information qui serait à développer. Cependant, à cause de la dispersion des coupes forestières dans le temps et l'espace, il est très peu probable que la récolte de milieux humides chez les propriétaires forestiers privés puisse affecter le débit de pointe dans les cours d'eau en aval de ces dernières.

Version préliminaire
10 juin 2019

9. CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Il y a certains changements hydrologiques mesurables découlant d'un changement climatique dans le Sud-Est des États-Unis (Li et Li 2015). Le niveau de la nappe phréatique des milieux humides est sensible au régime saisonnier (Swindel *et al.* 1983b; Aust et Lea 1992; Aust *et al.* 1993, 1995; Preston 1996; Xu *et al.* 2002) et annuel (Sun *et al.* 2000; Bliss et Comeford 2002) des précipitations. Le climat est réputé avoir un effet sur le niveau phréatique des milieux humides (Brooks 2009; Fossey et Rousseau 2016ab; Liu et Kumar 2016). Zhu *et al.* (2017) ont utilisé les données pour cinq types de milieux humides du Sud-Est des États-Unis et les changements climatiques anticipés prédisent un rabattement de la nappe phréatique de 4 à 22 cm, à la fin du siècle. Ils concluent que les milieux humides de dépression (*cypress pond* - tourbière) sont les plus vulnérables aux changements climatiques. Dans le sud du Québec, on anticipe plutôt une augmentation des précipitations et de l'évapotranspiration en période estivale ayant un impact nul sur l'écoulement moyen (Fossey et Rousseau 2016b).

Mitsch et Gosselink (2015) soulignent la variété d'opinions sur les effets du changement climatique sur les émissions de carbone, car la productivité augmente avec la température. La productivité des tourbières et des marécages boisés augmente aussi avec le rabattement de la nappe phréatique (Verry 1997). Mitsch et Gosselink (2015) estiment que les effets des augmentations des émissions de méthane sont plus que compensés par la séquestration du carbone dans la tourbe et les sols humides. Le changement du patron des précipitations et les températures plus chaudes peuvent avoir un effet négatif sur ces fonctions dans les milieux humides. Il est difficile de généraliser les effets du changement climatique, car la production de méthane varie avec le type de milieu humide, sa localisation, la température et le degré de saturation du sol (Keddy 2010). Les principaux mécanismes qui contrôlent la perte de méthane en tourbières boréales sont la température et le niveau de la nappe phréatique (Moore et Roulet 1995). Un rabattement de la nappe cause une plus grande oxydation de la tourbe et augmente la perte de méthane et de carbone (Gorham 1991). La remontée transitoire après la récolte aurait l'effet contraire.

Les traitements sylvicoles qui maintiennent une partie du couvert sont à favoriser lorsque le peuplement s'y prête où qu'ils ne sont pas contre indiqués. Parmi les possibilités, notons la coupe totale en présence de régénération préétablie, la coupe avec protection de petites tiges marchandes, la coupe progressive régulière ou irrégulière qui assure une bonne régénération avant la récolte finale du couvert, et les coupes jardinatoires. Le lecteur peut se référer au Guide sylvicole du Québec, Tome 2 (Les Publications du Québec 2013) pour la description de ces traitements sylvicoles.

10. CONCLUSION

La majorité des études rapportent que la plaine d'inondation contribue à stocker temporairement de l'eau et à ralentir la vitesse d'écoulement sur cette dernière. Le système est plus efficace lorsque la surface est rugueuse. Ainsi, la plaine d'inondation réduit la pointe de crue lorsque le cours d'eau déborde et elle favorise la déposition des sédiments, la recharge de la nappe phréatique et le débit de base après la période de crue. La littérature révisée sur le rôle de la plaine d'inondation porte principalement sur les marécages, mais occasionnellement le type de milieu, sur sol humide ou bien drainé, n'est pas clairement indiqué. Cependant, la capacité de rétention temporaire de l'eau en crue d'une plaine sur sol bien drainé étant amplifiée par la présence d'un milieu humide généralement associé à une dépression même légère en milieu forestier, les conclusions sont valides.

La récolte forestière augmente la disponibilité en eau par réduction de l'interception et de la transpiration du couvert végétal en période sèche, mais en période humide, elle n'a pas d'effet par rapport au débordement dans la plaine d'inondation. Les opérations forestières, en laissant les souches sur place et les débris de coupe, maintiennent ou amplifient la rugosité du terrain et, par conséquent, le rôle de la plaine d'inondation. Les études démontrent que la récolte forestière soumise aux bonnes pratiques d'aménagement maintient le rôle des milieux humides de la plaine d'inondation. Il est possible de minimiser l'orniérage en opérant durant les périodes plus sèches, mais en présence d'ornières dans le sens de l'écoulement, il faut dévier l'eau en remblayant sporadiquement ces dernières afin d'éviter une accélération de la vitesse d'écoulement en crue.

Les types de milieux humides en dehors de la plaine d'inondation sont très variés et la gamme de connexions avec le réseau hydrographique est très étendue. Chaque étude portant sur un milieu humide est un cas, et il n'est pas surprenant d'obtenir des résultats contradictoires des rôles des milieux humides sur l'hydrologie. Il y a rarement des études similaires effectuées sur un type de milieu humide permettant un début de généralisation, comme celles dans la forêt Marcell, au Minnesota. Même les étangs vernaux d'une même région, en apparence similaires, présentent des répartitions différentes des flux d'eau qui limitent leur généralisation. Ainsi, certaines généralisations présentées découlent de l'interprétation des auteurs quant au regroupement des résultats des études.

La perméabilité des sols des milieux humides est faible, ce qui engendre un taux de recharge de la nappe phréatique plus faible, à gradient hydraulique égal, que celui d'un sol plus perméable et bien drainé. Il y a peu d'études quantitatives qui comparent le sol bien drainé au milieu humide. Cependant, le taux de recharge de la nappe

phréatique plus faible peut être compensé par la présence d'eau durant une plus longue période en milieu humide. Lorsque le milieu humide stocke une partie de l'eau provenant de versants, la recharge de la nappe par ce milieu devrait être favorisée, ce qui est peu traité dans la littérature.

La nature des études qui permettent d'affirmer que les tourbières augmentent plutôt le débit de pointe lors d'un apport d'eau sur un milieu humide saturé mérite d'être commentée. La comparaison entre deux bassins versants similaires dont l'un supporte un milieu humide permettrait de tirer de bonnes conclusions mais cela n'existe pas. L'alternative est la mesure du débit en amont et en aval du milieu humide, qui a été utilisée dans deux études. Les augmentations des pointes par le milieu humide sont généralement basées sur la réaction rapide du débit à un apport d'eau. Si l'on suppose une absence de laminage de l'écoulement lorsque la tourbière saturée reçoit un apport d'eau par rapport à un milieu non saturé, il y a lieu de conclure à une augmentation de la pointe. Plusieurs milieux humides ayant une bonne capacité de rétention temporaire, il est possible que les milieux humides réduisent certaines crues, malgré la réaction rapide au printemps. En été et même à l'automne, le rabattement de la nappe phréatique permet à ces milieux de réduire les crues associées à des pluies très fortes.

Les conditions climatiques durant la période de recherche sur un site qui s'étend souvent sur quelques années seulement, et la comparaison entre différents sites ayant des caractères uniques, peuvent influencer les résultats. Il n'est pas surprenant d'obtenir des augmentations et des diminutions des pointes de crues attribuables aux milieux humides lorsqu'ils sont traités comme une grande famille de sites très diversifiés. Les généralisations du rôle des milieux humides basées sur la prépondérance des effets des milieux humides doivent donc être effectuées avec précaution.

L'effet cumulé sur les débits de pointe de plusieurs milieux humides distribués sur de grands bassins a été évalué par la régression et, plus récemment, par la modélisation. La transformation de la variable stockage (milieux humides et lacs), la corrélation stockage-aire du bassin, et la prépondérance de l'effet des lacs dans certains cas, soulèvent des questions sur l'interprétation des résultats provenant de la régression multiple. La modélisation semble plus appropriée que la régression, en autant que des validations terrain en confirment les résultats. Le bassin versant comprend un ensemble de milieux humides ayant chacun leur système de transfert de l'écoulement et localisés à différentes distances du réseau hydrographique. La désynchronisation des pointes produites par chaque milieu humide ou ensemble de milieux est plausible.

La diminution des débits relâchés par les milieux humides, individuels ou en petits groupes, en période d'étiage, est supportée par une abondante littérature. Une étude démontre aussi cette réduction sur un bassin de 78 km² englobant de nombreux milieux humides. Par contre, quelques études et modèles montrent que l'effet cumulé des milieux humides sur de grands bassins augmente les débits d'étiage. La recharge favorisée par la présence des milieux humides et autres dépressions pourrait augmenter le débit d'étiage en aval d'un grand bassin alors qu'à la sortie du milieu humide le débit d'étiage est réduit. Cependant, cela demeure à être démontré par des études appropriées.

De nombreuses études basées sur l'approche des bassins expérimentaux ont analysées les effets hydrologiques de la récolte forestière en milieu généralement bien drainé. Cette approche scientifique a aussi été utilisée pour étudier la récolte en milieux humides boisés. Les résultats concordent. La récolte forestière réduit l'évapotranspiration ce qui augmente l'apport d'eau au sol et sa teneur en eau ou le niveau de la nappe phréatique. Sur les milieux humides, il s'ensuit une augmentation plus élevée du niveau de la nappe phréatique en période de grande évapotranspiration, et une très faible remontée en période humide.

Toutes les catégories de milieux humides boisés faisant l'objet de ce document ne perdent pas leurs attributs de milieu humide après la coupe. L'augmentation générale du niveau de la nappe ne peut que maintenir ou augmenter la recharge de la nappe phréatique et l'écoulement en période d'étiage. Suffisamment d'études montrent que la récolte sur les milieux humides, avec l'application des bonnes pratiques d'aménagement forestier, n'augmente pas ou peu les débits de pointe à cause du degré de saturation en période humide avant et après la coupe. Il y a peu d'études qui concernent l'effet de la récolte sur les versants en amont du milieu humide. Dans un cas, au Minnesota, les débits de pointe ayant des périodes de retour sous 25 ans ont augmenté fortement à la suite de la récolte totale des versants en amont d'un bog. C'est un cas de synchronisation des écoulements sur les versants et le bog.

Enfin, nous avons effectué une longue étude sur des marécages de la plaine du St-Laurent et nous avons considéré que les résultats obtenus sur les marécages du Sud-Est des États-Unis sont globalement applicables à nos régions. Des études sur d'autres marécages sous aménagement forestier au Québec seraient utiles pour compléter les connaissances présentées dans ce document.

RÉFÉRENCES

- Abedini MJ, Dickinson WT, Rudra RP. 2006. On depressional storages: the effect of DEM spatial resolution. *J Hydrol.* 318(1):138-150.
- Acreman M, Holden J. 2013. How wetlands affect floods. *Wetlands.* 33:773-786.
- Acreman MC, Mountford JO. 2010. Wetland management. In: Ferrier RC, Jenkins A, editors. *Handbook of catchment management.* Blackwell; 19-49.
- Adamus PR, Stockwell LT. 1983. A Method for wetland functional assessment. Vol. 1 & 2. Report N° FWHA-1P-82-23. Offices of Research, Development and Technology, Federal Highway Administration, US department of Transportation, Washington DC.
- Amatya D, Callahan T, Hansen W, Trettin C, Radecki-Pawlik A, Meire P. 2015. Turkey Creek—A case study of ecohydrology and integrated watershed management in the low-gradient Atlantic Coastal Plain, USA. *J Water Resour Prot.* 7:792–814.
- Amatya DM, Skaggs RW. 2001. Hydrologic modelling of a drained pine plantation on poorly drained soils. *For Sci.* 47(1):103-114.
- Amatya DM, Callahan TJ, Trettin CC, Radecki-Pawlik A. 2009. Hydrologic and water quality monitoring on Turkey Creek watershed, Francis Marion National forest, SC. Paper N° 09 5999. Am Soc Agr Eng., St-Joseph (MI).
- Amoah JKO, Amatya DM, Nnaji S. 2012. Quantifying watershed depression storage: determination and application in a hydrologic model. *Hydrol Process.* 27:2401-2413.
- Andrade RB. 1971. The influence of bulk density on the hydraulic conductivity and water content-matric suction relation of two soils [Master thesis]. Utah State University, Logan (UT).
- Appelboom TW, Chescheir GM, Skaggs RW, Hesterberg DL. 2001. Evaluating forest road management practices for reducing sediment production and transport from forested watersheds. In: Ascough JC II, Flanagan DC, editors. *Soil erosion research for the 21st century.* Proc Int Symp, 3-5 Jan, Honolulu (Hawaii), p. 171-174.
- Appelboom TW, Chescheir GM, Skaggs RW, Hesterberg DL. 2002. Management practices for sediment reduction from forest roads in the coastal plains. *Transactions of the ASAE. Am Soc Agric Eng.* 45(2):337–344.
- Askew GR, Williams TM. 1986. Water quality changes due to site conversion in coastal South Carolina. *South J Appl For.* 10:134-136. In: Shepard JP. 1994. Effects of forest management on surface water quality in wetland forest. *Wetlands.* 14(1):18-26.
- Aust WM, Lea R. 1992. Comparative effects of areal and ground logging soil properties in a tupelo-cypress wetland. *For Ecol Manage.* 50:57-73.

- Aust WM, Reisinger TW, Burger JA, Stokes BJ. 1993. Soil physical and hydrological changes associated with logging a wet pine flat with wide-tired skidders. *South J Appl For.* 17(1):22-25.
- Aust WM, Schoenholtz SH, Zaebst TW, Szabo BA. 1997. Recovery status of a cypress-tupelo wetland seven years after disturbance: silvicultural implications. *For Ecol Manage.* 90:161-169.
- Aust WM, Tippet MD, Burger JA, McKee WH Jr. 1995. Compaction and rutting during harvesting affect better drained soils more than poorly drained soils on wet pine flats. *South J Appl For.* 19(2):72-77.
- Barry R, Plamondon AP, Bernier P, Prévost M, Seto M, Stein J, Trottier F. 2009. Hydrologie forestière et aménagement du bassin hydrographique. In : Manuel de foresterie. Ch. 5. Québec, Canada : Ordre des Ingénieurs forestiers du Québec et Éditions MultiMondes; p. 317-357.
- Bay RR. 1967. Factors influencing soil-moisture relationships in undrained forested bogs. In: Sopper WE, Lull HW, editors. *International symposium on forest hydrology*. Pergamon Press, New York, p. 335-343.
- Bay RR. 1968. The hydrology of several peat deposits in northern Minnesota, USA. In: *Proceedings of the Third International Peat Congress*. Quebec (QC), Canada: National Research Council of Canada, p. 212-218.
- Bay RR. 1969. Runoff from small peatland watersheds. *J Hydrol.* 9:90-102.
- Bazoge AD, Lachance D, Villeneuve C. 2015. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Direction de l'expertise en biodiversité et Direction de l'aménagement des eaux souterraines.
- Beasley RS, Granillo AB. 1983. Sediment losses from forest practices in the gulf coastal plain of Arkansas. In: Jones EP Jr, editors. *Second Biennial Southern Silvicultural Research Conference*. Asheville (NC): Gen. Tech. Rep. SE-24, USDA Forest Service Southeastern Experimental Station, p. 461-467.
- Beasley RS, Granillo AB. 1988. Sediment and water yields from managed forest on flat coastal plain sites. *Water Resour Bull.* 24(2):361-366.
- Beckwith CW, Baird AJ, Heathwaite AL. 2003. Anisotropy and depth related heterogeneity of hydraulic conductivity in a bog peat, I: laboratory measurements. *Hydrol Process.* 17:89-101.
- Bedford BL, Godwin KS. 2003. Fens of the United States: Distribution, characteristics, and scientific connection versus legal isolation. *Wetlands.* 23(3):608-629.
- Bedinger MS. 1981. Hydrology of bottomland hardwood forests of the Mississippi Embayment. In: Clark JR, Benforado J, editors. *Wetlands of bottomland hardwood forests*. Amsterdam: Elsevier; p. 161-176.

- Bélair JL, Plamondon AP, Lagacé R, Jutras S. 2003. Conductivité hydraulique et masse volumique apparente de la tourbe de types forestiers drainés. *Can J Soil Sci.* 83:139-142.
- Belleau P, Plamondon AP, Lagacé R, Pepin S. 1992. Hydrodynamique d'une pessière noire drainée. *Can J For Res.* 22:1063-1070.
- Berry GJ, Jeglum JK. 1988. Seasonal variation in streamflow recessions in the mire complex Komosse, southern central Sweden. In: International symposium on hydrology of wetlands in temperate and cold climate, 6–8 June, Joensuu, Finland. Academy of Finland, p. 84–91.
- Bliss CM, Comerford NB. 2002. Forest harvesting influence on water table dynamics in a Florida flatwoods landscape. *Soil Sci Soc Am J.* 66:1344-1349.
- Boelter DH. 1964. Water storage characteristics of several peats in situ. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28:433-435.
- Boelter DH. 1965. Hydraulic conductivity of peats. *Soil Sci.* 100:227-231.
- Boelter DH. 1969. Physical properties of peats as related to the degree of decomposition. *Soil Sci Soc Am Proc.* 33:606-609.
- Boelter DH, Verry ES. 1977. Peatland and water in the northern Lake States. USDA Forest Service Tech Rep. NC-31, p. 1-22.
- Boileau E, Schreiber A, Seto M, Paré D, Jutras S, Huot M, Joannis G. 2013. La remontée de la nappe phréatique. In: Boulet B, Huot M. (superviseurs). *Le Guide sylvicole du Québec, Tome 1 – Les fondements biologiques de la sylviculture.* Ministère des ressources naturelles, Les Publications du Québec, Canada, p. 771-788.
- Boone RB, Johnson CM, Johnson LB. 2017. Simulating vernal pool hydrology in central Minnesota, USA. *Wetlands.* 26(2):581-592.
- Bowden WB, Fahey BD, Ekanayake J, Murray DL. 2001. Hillslope and wetland hydrodynamics in a tussock grassland, South Island, New Zealand. *Hydrol Proc.* 15(10):1707-1730.
- Brandesten CO, Verry ES, Brooks KN, Barten PK. 1988. Streamflow response from an ombrotrophic mire. In: Proceedings of the International Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions; Helsinki (Fin): The Academy of Finland, 4:52-59.
- Branfireun BA, Roulet NT. 1998. The baseflow and storm flow hydrology of a precambrian shield headwater peatland. *Hydrol Process.* 12:57-72.
- Brinson MM. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. Technical Report WRP-DE-4, US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Wetlands Research Program, Vicksburg, MS.
- Britel A. 1992. Relations hydriques et modélisation en milieu humide boisé après le drainage [Master thesis]. Université Laval, Québec, Canada.

- Brooks KN, Verma SB, Kim J, Verry ES. 2011. Scaling up evapotranspiration estimates from process studies to watersheds. Ch. 6. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p.177-192.
- Brooks RP, Brinson M, Havens K, Hershner C, Rheinhardt R, Wardrop D, Whigham D, Jacobs A, Rubbo J. 2011. Proposed hydrogeomorphic classification for wetlands of the mid-Atlantic region, USA. *Wetlands*. 31(2):207–219.
- Brooks RT. 2009. Potential impacts of global climate change on the hydrology and ecology of ephemeral freshwater systems of the forests of the northeastern United States. *Clim Chang*. 95:469–483.
- Brooks RT, Hayashi M. 2002. Depth-area-volume and hydroperiod relationships of ephemeral (vernal) forest pools in southern New England. *Wetlands*. 22:247-255.
- Bullock A, Acreman M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol Earth Syst Sci*. 7:358–389.
- Buttle JM, Beall FD, Webster KL, Hazlett PW, Creed IF, Semkin RG, Jeffries DS. 2018. Hydrologic response to and recovery from differing silvicultural systems in a deciduous forest landscape with seasonal snow cover. *J Hydrol*. 557:805-825.
- Buttle, J.M., P.J. Dillon and G.R. Eerkes 2004. Hydrologic coupling of slopes, riparian zones and streams: An example from the Canadian Shield. *J Hydrol*. 287: 161-177.
- Calder IR. 2002. Forests and hydrological services: reconciling public and science perceptions. *Land Use and Water Resources Research* N° 2:2.1-2.12.
- Calder IR. 2005. Blue revolution. Integrated land and water resource management. Second ed. London (UK): Earthscan.
- Callahan TJ, Amatya DM, Stone PA. 2017. Coastal forest and groundwater: Using case studies to understand the effects of drivers and stressors for resource management. *Sustainability*. 9(3):447-467.
- Campbell RE, Dreher FC. 1970. A proposed streamflow data program for Wisconsin. Open File Report 70-0052. Water Resources Division, US Geological Survey, Madison (WI).
- Carter V, Bedinger MS, Novitzki RP, Wilen WO. 1978. Water resources and wetlands. In: Greeson PE, Clark JR, Clark JE, editors. *Wetlands functions and values: the state of our understanding*. Am Water Resour Ass. Minneapolis (MN), p. 344–376.
- Chen X, Chen X. 2003. Stream water infiltration, bank storage, and storage zone changes due to stream-stage fluctuations. *J Hydrol*. 280:246-264.
- Chimner RA, Hart JB. 1996. Hydrology and microtopography effects on northern white-cedar regeneration in Michigan Upper Peninsula. *Can J For Res*. 26:389–393.

- Cloutier V, Blanchette D, Dallaire PL, Nadeau S, Roy M. 2013. Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (Partie 1). Amos, Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Cole CA, Brooks RP, Wardrop DH. 1997. Wetland hydrology as a function of hydrogeomorphic (HGM) subclass. *Wetlands*. 17(4):456-467.
- Conger DH. 1971. Estimating magnitude and frequency of floods in Wisconsin. US Geological Survey, Madison (WI). Open File Report.
- Conservation Foundation. 1988. Protecting America's wetlands: An action agenda. Final Report on the National Wetlands Policy Forum. Washington (DC).
- Cook BJ, Hauer FR. 2007. Effects of hydrologic connectivity on water chemistry, soils, and vegetation structure and function in an intermontane depressional wetland landscape. *Wetlands*. 27:719-738.
- Cosandey C, Robinson M. 2000. Hydrologie continentale. Paris: Armand Colin; 360 p.
- Couillard L, Grondin P. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Les Publications du Québec, Canada.
- Cowardin LM, Carter V, Golet FC, LaRoe ET. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, DC.
- Cristan R, Aust WM, Bolding MC, Barrett SM, Munsell JF. 2016. Status of state forestry best management practices for the southeastern United States. In: Schweitzer CJ, Clatterbuck WK, Oswalt CM, editors. 2016. Proceedings of the 18th biennial southern silvicultural research conference. Asheville (NC): US Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. e-Gen. Tech. Rep. SRS-212, p. 3-7.
- Cronk JK, Fennessy MS. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Boca Raton (FL): Lewis Publishers.
- Crownover SH, Comerford NB, Neary DG. 1995. Water flow patterns in cypress/pine latwoods landscape. *Soil Sci Soc Am J*. 59:1199-1206.
- Dec D, Dörmen J, Becker-Fazekas O, Horn R. 2008. Effect of bulk density on hydraulic properties of homogenized and structured soils. *J Soil Sci Plant Nutr*. 8(1):1-13.
- Devito KJ. 1995. Sulfate mass balances of Precambrian Shield wetlands: the influence of catchment hydrogeology. *Can J Fish Aquat Sci*. 52:1750-1760.
- Devito KJ, Creed IF, Fraser CJD. 2005. Controls of runoff from a partially harvested aspen-forested headwater catchment, Boreal Plain, Canada. *Hydrol process*. 19:3-25.
- Devito KJ, Hill AR, Roulet NT. 1996. Groundwater-surface water interactions in headwater forested wetlands of the Canadian Shield. *J Hydrol*. 181:127-141.

- Devito KJ, Waddington JM, Branfireun BA. 1997. Flow reversals in peatlands influenced by local groundwater systems. *Hydrol Process.* 11:103-110.
- Dingman SL. 1966. Characteristics of summer runoff from a small watershed in Central Alaska. *Water Resour Res.* 2(4):751-754.
- Dingman SL. 1971. Hydrology of the Glenn Creek watershed Tanana River Basin, Central Alaska. US Army Corps of Engineers, New Hampshire Research Report 297.
- Dingman SL. 1994. Physical hydrology. Macmillan Publishing Company, NY.
- Dubé S, Plamondon AP. 1995. Relative importance of interception and transpiration changes causing watering-up after clearcutting on four wet sites. In: *Man's Influence on Freshwater Ecosystems and Water Use*. IAHS: Boulder (CO); p. 113–120.
- Dubé S, Plamondon AP, Rothwell RH. 1995. Watering-up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resour Res.* 31:1741-1750.
- Dunne T, Black RD. 1970. Partial-area contribution to storm runoff in a small New England watershed. *Water Resour Res.* 6(5):1296-1311.
- Edil TB, Bosscher PJ, DeWitt CB. 1986. Compression and gravity drainage as means of dewatering peat. In: *Peat and water. Aspects of water retention and dewatering in peat*. London (UK): Elsevier Applied Science Publishers; p. 21-36.
- Ellison AM, Bank MS, Clinton BD, Colburn EA, Elliott K, Ford CR, Foster DR, Kloeppel BD, Knoepp JD, Lovett GM, et al. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Front Ecol Environ* 3(9):479-486.
- Evans M, Warburton J. 2010. Geomorphology of upland peat. Erosion, form and landscape change. Oxford (UK): Wiley-Blackwell.
- Evenson GR, Golden HE, Lane CR, D'Amico E. 2015. Geographically isolated wetlands and watershed hydrology: a modified model analysis. *J Hydrol.* 529 (Part 1):240-256.
- Ewel KC. 1990. Multiple demands on wetlands. *Bioscience.* 40(9):660-666.
- Fahey BD, Jackson RJ. 1997. Hydrological impacts of converting native forest and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agric For Meteorol.* 84(1-2):69-82.
- Ferlatte M, Quillet A, Larocque M, Cloutier V, Pellerin S. 2015. Aquifer–peatland connectivity in southern Quebec (Canada). *Hydrol Process.* 29(11):2600-2612.
- Filion L. 1987. Holocene development of parabolic dunes in the Central St-Lawrence Lowlands, Québec. *Quat Res.* 28:196-209.

- Fossey M, Rousseau AN. 2016a. Assessing the long-term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: a case study approach of a Canadian watershed. *J Hydrol.* 541:1287-1302.
- Fossey M, Rousseau AN. 2016b. Can isolated and riparian wetlands mitigate the impact of climate change on watershed hydrology? A case study approach. *J Environ Manage.* 184:327-339.
- Fossey M, Rousseau AN, Bensalma F, Savary S, Royer A. 2015. Integrating isolated and riparian wetland modules in the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform: model performance and diagnosis. *Hydrol Process.* 29:4683-4702.
- Fossey M, Rousseau AN, Savary S. 2016. Assessment of the impact of spatiotemporal attributes of wetlands on stream flows using a hydrological modelling framework: A theoretical case study of a watershed under temperate climatic conditions. *Hydrol Process.* 30:1768-1781.
- Frei S, Fleckenstein JH. 2014. Representing effects of micro-topography on runoff generation and sub-surface flow patterns by using superficial rill/depression storage height variations. *Envir Model Softw.* 52(0):5-18.
- Frei S, Lischeid G, Fleckenstein JH. 2010. Effects of micro-topography on surface-subsurface exchange and runoff generation in a virtual riparian wetland – A modeling study. *Adv Water Resour.* 33(11):1388-1401.
- Fritsch JM. 1993. The hydrological effects of clearing tropical rain forest and of the implementation of alternative land uses. *Intern Ass Hydrol Sci Publ.* 216:53-66.
- Gafni A, Brooks KN. 1990. Hydrologic characteristics of four peatlands in Minnesota. *Can J Soil Sci.* 70:239-253.
- Gamble DE, Grody J, Mack J, Micacchion M. 2007. An ecological and functional assessment of urban wetlands. Vol 2. Morphometric surveys, depth-area-volume relationships and flood storage function of urban wetlands in central Ohio. Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water, Columbus. Technical Report WET/ 2007-3B.
- Gao J, Kirkby M, Holden J. 2018. The effect of interactions between rainfall patterns and land-cover change on flood peaks in upland peatlands. *J Hydrol.* 567:546-559.
- Gleason RA, Tangen BA, Laubhan MK, Kermes KE, Euliss NH. 2007. Estimating water storage capacity of existing and potentially restorable wetland depressions in a subbasin of the Red River of the North. USGS Open-File Report 2007-1159, US Department of the Interior, US Geological Survey, Reston (VA).
- Glenn MS, Woo MK. 1997. Spring and summer hydrology of a valley-bottom wetland, Ellesmere Island, Northwest Territories, Canada. *Wetlands.* 17:321-329.
- Golden HE, Sander HA, Lane CR, Zhao C, Price K, D'Amico E, Christensen JR. 2016. Relative effects of geographically isolated wetlands on streamflows: a watershed-scale analysis. *Ecohydrology.* 9:21-38.

- Golet FC, Larson JS. 1974. Classification of freshwater wetlands in the glaciated Northeast. US Fish Wildl. Serv Resour. Publ N° 116.
- Gorham E. 1991. Northern peatlands: Role of the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol Appl.* 1:182-195.
- Gosselink JC, Turner RE. 1978. The Role of Hydrology in Freshwater Wetland Ecosystems. In: Good RE, Whigman DF, Simpson RL, editors. *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*. New York: Academic Press; p. 63-78.
- Goulsbra C, Evans M, Lindsay J. 2014. Temporary stream in a peatland catchment: pattern, timing, and controls on stream network expansion and contraction *Earth Surf Process Landforms*. 39(3):790-803.
- Grant GE, Lewis SL, Swanson FJ, Cissel JH, McDonnell JJ. 2008. Effects of forest practices on peak flows and consequent channel response: a state-of-science report for Western Oregon and Washington. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-760.
- Greacen EL, Sands R. 1980. Compaction of forest soils - a review. *Aust J Soil Res.* 18:163-189.
- Green WD, Stuart WB, Perumpral JV. 1983. Skidder and tire size effects on soil compaction. ASAE Paper N° 83-1620, Am Soc Agric Eng. St. Joseph (MI); p. 16. In: Preston DP. 1996. Harvesting effects on the hydrology of wet pine flats [Master thesis]. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg (VA).
- Gregory JD. 1988. Hydrologic impact of forest water management. In: Hook DDet al., editors. *The ecology of management of wetlands*. Vol 2. Management use, and values of wetlands. Croom Held, London UK. p. 137-147.
- Grigal DF, Brooks KN. 1997. Forest management impacts on undrained peatlands in North America. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*, Boca Raton (FL): Lewis Publishers, CRC Press; p. 369–386.
- Grondin P, Noël J, Schreiber A. 2005. Analyse des relations entre les ornières et les variables écologiques dans la portion sud de la forêt boréale québécoise. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement forestier. Hors-série.
- Groupe de travail national sur les terres humides (GTNTH). 1988. Terres humides du Canada. Série de la classification écologique du territoire N° 24. Direction du développement durable. Service canadien de la faune. Environnement Canada, Ottawa.
- Guillemette F, Plamondon AP, Prévost M, Lévesque D. 2005. Rainfall stormflow response to clearcutting a boreal forest : peak flow comparison with 50 basins studies. *J Hydrol.* 302:137-153.

- Hammer D. 1992. Creating freshwater wetlands. Chelsea (MI): Lewis Publishers.
- Hanson MA, Palik BJ, Church JO, Miller AT. 2010. Influences of upland timber harvest on aquatic invertebrate communities in seasonal ponds: efficacy of forested buffers. *Wetl Ecol Manage.* 18:255-267.
- Heikurainen L. 1980. Effect of forest drainage on high discharge. In: The influence of man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basins. IASH Publication. 130:89-96.
- Hewlett, J.D. 1982. Forests and floods in the light of recent investigation. Can. Nat. Res. Council, Ottawa, Proceedings of the Canadian Hydrology Symposium - Associate Committee on Hydrology, (C.H.S. 82): 543-559.
- Hoang VD. 1977. Estimation des débits journaliers de crue printanière des rivières du Québec méridional en utilisant la distribution de log Pearson III. Direction générale des eaux. Ministère des Ressources Naturelles, Québec, Canada.
- Holden J, Burt TP. 2003. Hydraulic conductivity in upland blanket peat: measurement and variability. *Hydrol Process.* 17:1227-1237.
- Holden J, Gascoign M, Bosanko NR. 2007. Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands. *Earth Surf Process Landf.* 32:1547-1557.
- Holden J, Kirkby MJ, Lane SN, Milledge DJ, Brookes CJ, Holden V, McDonald AT. 2008. Factors affecting overland flow velocity in peatlands. *Water Resour Res.* 44:W06415.
- Hornbeck JW, Martin CW, Eagar C. 1997. Summary of water yield experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Can J For Res.* 27:2043-2052.
- Hupp CR, Bazemore DE. 1993. Temporal and Spatial Patterns of Wetland Sedimentation, West Tennessee. *J Hydrol.* 141:179-196.
- Hupp CR, Osterkamp WR. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology.* 14:277-295.
- Jackson RG. 2006. Wetland Hydrology. In: Batzer DP, Sharitz RR, editors. *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands.* University of California Press. Second ed. 2014.
- Jackson RJ. 1987. Hydrology of an acid wetland before and after draining for afforestation, western New Zealand. In: *Forest hydrology and watershed management. Proceedings of the Vancouver symposium, Aug..* IASH Publ. N° 167: 465-574.
- Jacques JE, Lorenz DL. 1988. Techniques for estimating the magnitude and frequency of floods in Minnesota. US Geological Survey. Water-resources investigation Report 87-4170.

- Javornik CJ, Collinge SK. 2016. Influences of annual weather variability on vernal pool plant abundance and community composition. *Aquat Bot.* 134:61-67.
- Jenkins GA, Greenway M. 2005. The hydraulic efficiency of fringing versus banded vegetation in constructed wetlands. *Ecol Eng.* 25:61-72.
- Jobin B, Gratton L, Côté MJ, Pfister O, Lachance D, Mingelbier M, Blais D, Blais A, Leclair D. 2018. Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Rapport méthodologique, Version 1. Environnement et Changement climatique Canada, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Plan d'action Saint-Laurent, Québec, Canada.
- Johnston CA, Detenbec NE, Niemi GH. 1990. The cumulative effects of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry.* 10:105-141.
- Joyce C. 2012. Preface: Wetland services and management. *Hydrobiologia.* 692:1-3.
- Jutras S, Boileau E, Seto M, Prévost M, Huot M, Joanisse G. 2013. La remontée de la nappe phréatique. In: Boulet B, Huot M, superivseurs. Le guide sylvicole du Québec, Tome 1 – Les fondements biologiques de la sylviculture. Ministère des ressources naturelles, Les Publications du Québec, Canada, p. 789-799.
- Jutras S, Plamondon AP, Hökka H, Bégin J. 2006. Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands. *For Ecol Manage.* 235(1-3):252-259.
- Keddy PA. 2010. *Wildland ecology : Principles and conservation.* New York: Cambridge University Press.
- Kochenderfer JN, Aubertin GM. 1975. Effects of management practices on water quality and quantity : Fernow experimental forest, W. Virginia. In: *Proceedings of the Symposium on Municipal Watershed Management.* USDA For Serv Gen Tech Rep NE-13:14-24.
- Kolka RK, Palik BJ, Tersteeg DP, Bell JC. 2011. Effects of riparian buffers on hydrology of northern seasonal ponds. *Transactions of the ASABE;* 54(6):2111-2116.
- Krug WR, Conger DH, Gebert WA. 1992. Flood-frequency distribution of Wisconsin streams. Wisconsin Department of Transportation. Water-Resources Investigations Report 91-4128.
- Kvæerner J, Kløve B. 2008. Generation and regulation of summer runoff in a boreal flat fen. *J Hydrol.* 360:15-30.
- Lakel WA, Aust WM, Carter EA, Stockes BJ, Buford MA, Sanchez FG. 1999. Harvesting and site preparation effects on the hydroperiods of wet flat pine plantations. In: Haywood JD, editor. *Proceedings of the tenth biennial silvicultural research conference.* US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Ashville NC. Gen Tech Rep. SRS-30:298-301.

- Langevin R, Plamondon AP. 2004. Méthode de calcul de l'aire équivalente de coupe d'un bassin versant en relation avec le débit de pointe des cours d'eau dans la forêt à dominance résineuse. Direction de l'environnement forestier, Ministère des ressources naturelles et Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval.
- Lebo ME, Herrmann RB. 1998. Harvest impacts on forest outflow in coastal North Carolina. *J Environ Qual*. 27(6):1382-1395.
- Leibowitz SG. 2015. Geographically isolated wetlands: Why we should keep the term. *Wetlands*. 35:997-1003.
- Letts MG, Roulet NT, Comer NT, Skarupa MR, Vrseghy DL. 2000. Parametrization of peatland hydraulic properties for the Canadian Land Surface Scheme. *Atmosphere-Ocean*. 38(1):141-160.
- Li LF, Li WH. 2015. Thermodynamic and dynamic contributions to future changes in regional precipitation variance: focus on the Southeastern United States. *Clim Dyn*. 45:67-82.
- Liu YL, Kumar M. 2016. Role of meteorological controls on interannual variations in wet-period characteristics of wetlands. *Water Resour Res*. 52:5056-5074.
- Lockaby BG, Clawson RG, Flunn K, Rummer R, Meadows JS, Stokes B, Stanturf JA. 1997b. Influence of harvesting on biochemical exchange in sheetflow and soil processes in a eutrophic floodplain forest. *For Ecol Manage*. 90:187-194.
- Lockaby BG, Jones RH, Clawson RG, Meadows JS, Stanturf JA, Thornton FC. 1997c. Influences of harvesting on functions of floodplain forests associated with low-order, blackwater streams. *For Ecol Manage*. 9 :217-224.
- Lockaby BG, Stanturf JA, Messina MG. 1997a. Effects of silvicultural activity on ecological processes in floodplain forests of the southern United States: a review of existing reports. *For Ecol Manage*. 90:93-100.
- Lockaby BG, Thornton FC, Jones RH, Clawson RG. 1994. Ecological response of an oligotrophic floodplain forest to harvesting. *J Environ Qual*. 23:901-906.
- Lorenz DL, Sanocki CA, Kocian MJ. 2010. Techniques for estimating the magnitude and frequency of peak flows on small streams in Minnesota based on through water year 2005. US Geological Survey, Reston (VA), Scientific Investigations Report 2009-5250.
- Lu J, Sun G, McNulty SG, Comerford NB. 2009. Sensitivity of pine flatwoods hydrology to climate change and forest management in Florida, USA. *Wetlands*. 29(3):826-836.
- Lu SY. 1994. Forest harvesting effects on streamflow and flood frequency in the northern Lake States. [Doctoral dissertation]. St. Paul (MN): University of Minnesota.

- Maidment DR. 1993. Handbook of hydrology. McGraw-Hill, Inc. NY.
- Marcotte M, Roy V, Plamondon AP, Auger I. 2008. Ten-year water table recovery after clearcutting and draining boreal forested wetlands of eastern Canada. *Hydrol Process*. 22:4163-4172.
- McEachern P, Prepas EE, Chanasyk DS. 2006. Landscape control of water chemistry in northern boreal streams of Alberta. *J Hydrol*. 323:303-324.
- McKee WH Jr. 1985. Forestry and forest management impacts on wetlands. In: Groman HA, Burke D, Henderson T, Groman H., editors. Proceedings of a conference – Wetlands of the Chesapeake. Environmental Law Institute, Washington (DC), p. 216-224.
- Miller EG. 1965. Effect of great Swamp, New Jersey, on streamflow during base-flow periods. In: Geological Survey research 1965. Ch. B., Professional Paper 525-B, p. 177-179.
- Mitsch WJ, Gosselink JG. 2015. Wetlands. Fifth edition. New Jersey: John Wiley et Sons.
- Miwa M, Aust WM, Burger JA, Patterson SC. 1998. Characterization of disturbed forest soils in the lower Coastal Plain of South Carolina. In: Waldrop TA, editor. Proceedings of the ninth biennial silvicultural research conference. US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Ashville (NC). Gen. Tech. Rep. SRS-20:379-385.
- Miwa M, Aust WM, Burger JA, Xu YJ, Patterson SC. 1999. Harvesting and site preparation effects on the hydroperiods of wet flat pine plantations. In: Haywood JD, editor. Proceedings of the tenth biennial silvicultural research conference, Ashville (NC): US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Gen. Tech. Rep. SRS-30:293-297.
- Moore ID, Larson CL. 1979. Effects of drainage projects on surface runoff from small depressional watersheds in the North Central Region. Water Resources Research Center, University of Minnesota. Retrieved from the University of Minnesota Digital Conservancy, <http://hdl.handle.net/11299/91412>.
- Moore TR, Roulet NT. 1995. Methane emission from Canadian peatlands. In: Lal R, Kimble J, Levine E, Stewart BA, editors. Advances in soil science: Soils and global change. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 153-164.
- MRN. 2013. Le guide sylvicole du Québec, Tome 1 – Les fondements biologiques de la sylviculture. Boulet B, Huot M, superviseurs. Ministère des Ressources naturelles, Les Publications du Québec, Canada.
- MRN 2013. Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Larouche C, Guillemette F, Raymond P, Saucier JP, superviseurs. Ministère des Ressources naturelles. Les Publications du Québec, Canada.

- North Carolina Forestry Service 2015. Forestry best management manual to protect water quality. North Carolina Forest Service publication number FM-01-06. Fourth printing.
- Nichols DS, Verry ES. 2001. Streamflow and groundwater recharge from small forested watersheds in north central Minnesota. *J Hydrol.* 245(1-4):89-103.
- Novitzki RP. 1978. Hydrologic characteristics of Wisconsin's wetlands and their influence on floods, streamflow and sediment. In: Greeson PE, Clark JR, Clark JE, editors. *Wetlands functions and values: the state of our understanding*. Am Water Resour Ass, Minneapolis (MN), p. 377–388.
- Novitzki RP. 1981. The hydrologic characteristics of Wisconsin's wetlands and their influence on floods, streamflow and sediments. In: Richardson B, editor. *Selected proceedings of the Midwest conference on wetlands values and management*. Water planning board, St-Paul (MN), Abstract p. 111.
- Novitzki RP. 1982. Hydrology of Wisconsin wetlands. US Department of Interior, Geological Survey, Information Circular 40.
- Novitzki RP. 1985. The effects of lakes and wetlands on flood flows and base flows in selected northern and eastern states. In: Groman HA, Burke D, Henderson T, Groman H, editors. *Proceedings of a conference – Wetlands of the Chesapeake*, Washington (DC). Environmental Law Institute, p. 143-254.
- Nuckles EH. 1970. Virginia streamflow data program analysis. US Geological survey, Richmond (VA), Unnumbered open-file report. In: Novitzki 1985, not disponible.
- O'Brien AL. 1977. Hydrology of two small wetland basins in Eastern Massachusetts. *Water Resour Bull.* 13(2):325-340.
- Ogawa H, Male JW. 1986. Simulating the flood mitigation role of wetlands. *J Water Resour Plann Manage.* 112:114–127.
- OMNR. 2014. Ontario wetland evaluation system, southern manual. Third edition, Version 3.3. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough (ON), Canada.
- Paavilainen E, Päivänen J. 1995. Peatland forestry. Ecology and principles. Ecological studies 111. Berlin (Allemagne): Springer Verlag.
- Page-Dumroese DS, Jurgensen MF, Tiarks AE, Ponder Jr F, Sanchez FG, Fleming RL, Kranabetter JM, Powers RF, Stone DM, Eliooff JD, et al. 2006. Soil physical property changes at the North American long-term soil productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Can J For Res.* 36:551-564.
- Päivänen J, Hänell B. 2012. Peatland ecology and forestry – A sound approach. Department of Forest Sciences Publications, University of Helsinki; 3:1-267.
- Paradis É. 2015. Restauration écologique des transitions tourbière-forêt dans les marges des tourbières perturbées par l'extraction de la tourbe. [Master thesis]. Université Laval, Québec, Canada.

- Partington M, Gillies C, Gingras B, Smith C, Morissette J. 2016. Routes d'accès et milieux humides: guide sur la planification, la construction et l'entretien. FPInnovations, Pointe-Claire (QC), Canada. Publication spéciale SP-530F.
- Perison D, Phelps J, Pavel C, Kellison R. 1997. The effects of timber harvest in a South Carolina blackwater bottomland. *For Ecol Manage.* 90:171-185.
- Petru BJ, Chescheir GM, Ahn C. 2014. Assessment of water budgets and the hydrologic performance of a created mitigation wetland - A modeling approach. *Ecol Eng.* 71:667-676.
- Plamondon AP. 2004. La récolte forestière et les débits de pointe : État des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalente de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe. Direction de l'environnement forestier, Ministère des ressources naturelles.
- Plamondon AP, Belleau P. 1991. Estimation of the hydraulic conductivity of peat from bulk density and von post decomposition. In: Jeglum JK, Overend RP, editors. *Proceedings Symposium 1989. Peat and peatlands diversification and innovation. Volume 1 – Peatland forestry*, Québec City. Canadian Society for Peat and Peatlands, p. 146-152.
- Poole GC, Stanford JA, Running SW, Frissell CA. 2006. Multiscale geomorphic drivers of groundwater flow paths: Subsurface hydrologic dynamics and hyporheic diversity. *J N Am Benthol Soc.* 25:288-303.
- Pothier D, Prevost M, Auger I. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *For Ecol Manage.* 179:573-583.
- Prenger JP, Crisman TL. 2001. Timber harvesting in wetlands: Strategies and impact assessment. In: Rader RB, Batzer DP, Wissinger SA. *Bioassessment and management of North American freshwater wetlands*. New York: John Wiley & Sons; p. 429-449.
- Preston DP. 1996. Harvesting effects on the hydrology of wet pine flats [Master thesis]. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg (VA).
- Prévost M, Belleau P, Plamondon AP. 1997. Substrate conditions in a treed peatland: Responses to drainage. *Écoscience.* 4:453-554.
- Price JS. 2003. Role and character of seasonal peat soil deformation on the hydrology of undisturbed and cutover peatlands. *Water Resour Res.* 39(9), art. 1241.
- Quillet A, Larocque M, Pellerin S, Cloutier V, Ferlatte M, Paniconi M, Bourgault MA. 2017. The role of hydrogeological setting in two Canadian peatlands investigated through 2D steady-state groundwater flow modelling. *Hydrol Sci J.* 62:15, 2541-2557.
- Quinton WL, Hayashi M, Pietroniro A. 2003. Connectivity and storage functions of channel fens and flat bogs in northern basins. *Hydrol Process.* 17(18):3665-3684.

- Quinton WL, Roulet NT. 1998. Spring and summer hydrology of a subarctic patterned wetland. *Arct Alp Res.* 30:285–294.
- Rapp J, Shear T, Robinson D. 2001. Soil, groundwater, and floristics of a southeastern United States blackwater swamp 8 years after clearcutting with helicopter and skidder extraction of the timber. *For Ecol Manage.* 149:241-252.
- Rassam DW, Fellows CS, DeHayr R, Hunter H, Bloesch P. 2006. The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in an ephemeral and a perennial stream. *J Hydrol.* 325:308-324.
- Rawls WJ, Brakensiek DL, Saxton KE. 1982. Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE.* 25(5):1316-1220, 1328.
- Rheinhardt RD, Rheinhardt MC, Brinson MM. 2002. Regional guidebook for applying the hydrogeomorphic approach to wet pine flats on mineral soils in the Atlantic and Gulf Coastal Plains. ERDC/EL TR-02-9. Vicksburg (MS): US Army Engineer Research and Development Center.
- Richardson JC. 1994. Ecological functions and human values of wetlands: A framework for assessing forestry impacts. *Wetlands.* 14(1):1-9.
- Richardson CJ, McCarthy EJ. 1994. Effect of land development and forest management on hydrologic response in southeastern coastal wetlands: A review. *Wetlands.* 14(1):56-71.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conserv Biol.* 10(4):1163–1174.
- Riekerk H. 1983. Impacts of silviculture on flatwoods runoff, water quality, and nutrient budgets. *Water Resour Bull.* 19(1):73-79.
- Riekerk H. 1985. Water quality effects of pine flatwoods silviculture. *J Soil Water Conserv.* 40:306-309.
- Riekerk H. 1989. Influence of silvicultural practices on the hydrology of pine flatwoods in Florida. *Water Resour Res.* 25:713–719.
- Riekerk H, Horhnak LV. 2000. The hydrology of cypress wetlands in Florida pine flatwoods. *Wetlands.* 20:448-460.
- Roberge J, Plamondon AP. 1987. Snowmelt runoff pathways in a boreal forest hillslope, the role of pipe throughflow. *J Hydrol.* 95:39-54.
- Robinson MM, Cognard-Plancq AL, Cosandey C, David J, Durand P, Fuhrer HW, Hall R, Hendriques MO, Marc V, McCarthy R, et al. 2003. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective. *For Ecol Manage.* 186:85-97.
- Romanov VV. 1968. Hydrophysics of bogs. Translated from Russian. Israel program for scientific translation, Jerusalem.

- Rothwell RL, Woodard PM, Rivard PG. 1993. The effect of peatland drainage and planting position on the growth of white spruce seedlings. *North J Appl For.* 10:154-160.
- Roulet NT. 1990a. Hydrology of peat-covered wetlands. *Can Geogr.* 34:78-90.
- Roulet NT. 1990b. Hydrology of a headwater basin wetland. Groundwater discharge and wetland maintenance. *Hydrol Process.* 4:387-400.
- Roulet NT, Woo MK. 1986. Hydrology of a wetland in the continuous permafrost region. *J Hydrol.* 89:73-91.
- Roux M. 2018. Dynamique hydrique de milieux humides temporaires dans la forêt du Québec méridional [Master thesis]. Université du Québec à Montréal, Montréal, Canada.
- Roy V, Bernier PY, Plamondon AP, Ruel JC. 1999. Effect of drainage and microtopography in forested wetlands on the microenvironment and growth of planted black spruce seedlings. *Can J For Res.* 29:563-574.
- Roy V, Jeglum JK, Plamondon AP. 1997. Water table fluctuations following clearcutting and thinning on Wally Creek wetlands. Ch. 17. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. *Northern forested wetlands. Ecology and Management.* CRC Press; p. 239-252.
- Roy V, Plamondon AP, Bernier PY. 2000. Draining forested wetland cutovers to improve seedling root zone conditions. *Scand J For Res.* 15:58-67
- Roy V, Plamondon AP, Bernier PY. 2001. Influence of vegetation removal and regrowth on interception and water table level on wetlands. *Intern Peat J.* 10:3-12.
- Rummer RB, Stokes BJ, Lockaby BG. 1997. Sedimentation associated with forest road surfacing in a bottomland hardwood ecosystem. *For Ecol Manage.* 90:195-200.
- Rydin H, Jeglum JK. 2013. *The biology of peatlands.* Second edition. United Kingdom: Oxford University Press.
- Sather JH, Smith RD. 1984. An overview of major wetland functions and values. *Reserach and Development, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Washington (DC).*
- Schiff S, Aravena R, Mewhinney E, Elgood R, Warner B, Dillon P, Trumbore S. 1998. Precambrian shield wetlands: Hydrologic control of the sources and export of dissolved organic matter. *Clim change.* 40:167-188.
- Sebestyen SD, Dorrance C, Olson DM, Verry ES, Kolka RK, Elling AE, Kyllander R. 2011a. Long-term monitoring sites and trends at the Marcell experimental forest. Ch. 2. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks, KN, editors. *Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental forest.* Boca Raton (FL): CRC Press; p. 15-71.

- Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN. 2011b. Hydrological response in change of forest cover on uplands and peatlands. Ch. 13. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks, KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 401-432.
- South Carolina's Forestry Best Management Practices (BMPs) for forestry. BMP Manual.
- Sehgal K. 2016. A unified Ontario flood method: regional flood frequency analysis of Ontario streams using multiple regression [Master thesis]. University of Toronto, Toronto, Canada.
- Serban P, Stănesou VA, Sinota M. 1988. Contribution of the study of peatlands influence on maximum flow. In: Proceedings of the international symposium on hydrology of wetlands in temperate and cold regions, 6–8 June, Joensuu, Finland. Academy of Finland, p. 92–99.
- Shedlock RJ, Wilcox DA, Thompson TA, Cohen DA. 1993. Interaction between groundwater and wetlands southern shore of Lake Michigan, USA. *J Hydrol.* 141:127-155.
- Shepard JP. 1994. Effects of forest management on surface water quality in wetland forest. *Wetlands.* 14(1):18-26.
- Sidle RC, Onda Y. 2004. Hydrogeomorphology: overview of an emerging science. *Hydrol Process.* 18(4):597-602.
- Siegel DI. 1988. A review of the recharge-discharge functions of wetlands. In: Hook DD, McKee WH Jr, Smith HK, Gregory J, Burrell VG Jr, DeVoe MR, Sojka RE, Gilbert S, Banks R, Stolzy LH, et al., editors. *Ecology and Management of Wetlands, Vol 1: Ecology of wetlands.* New York: Springer; p. 59-67.
- Siegel DI, Glaser PJ. 1987. Groundwater flow in a bog-fen complex, Lost river peatland, Northern Minnesota. *J Ecol.* 75:743-754.
- Siegel DI, Reeve AS, Glaser PH, Romanowicz EA. 1995. Climate-driven flushing of pore water in peatlands. *Nature.* 374:531–533.
- Slesak RA, Lenhart CF, Brooks KN, D'Amato AW, Palik BJ. 2014. Water table response to harvesting and simulated emerald ash borer mortality in black ash wetlands in Minnesota, USA. *Can J For Res.* 44:961-968.
- Smith RD, Ammann A, Bartoldus C, Brinson MM. 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. Vicksburg (MI): Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-9, US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Wetlands Research Program.
- South Carolina Best Management Practices for Forestry (SCBMP). 2007. South Carolina Forestry Commission.

- Sueltenfuss JP, Cooper DJ. 2019. A new approach for hydrologic performance standards in wetland mitigation. *J Environ Manage.* 231:1154-1163.
- Sun G, McNulty SG, Shepard JP, Amatya DM, Riekerk H, Comerford NB, Skaggs W, Swift L Jr. 2001. Effects of timber management on the hydrology of wetland forests in the southern United States. *For Ecol Manage.* 143:227-236.
- Sun G, Riedel M, Jackson R, Kolka R, Amatya D, Shepard J. 2004. Influences of management of southern forests on water quantity and quality. In: Rauscher HM, Johnsen K, editors. *Southern Forest Science: Past, Present, and Future*. Asheville (NC): US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. General Technical Report SRS-75, p. 195-224.
- Sun G, Riekerk H, Comerford NB. 1998a. Modeling the forest hydrology of wetland-upland ecosystems in Florida. *J Am Water Resour Ass.* 34:827-841.
- Sun G, Riekerk H, Comerford NB. 1998b. Modeling the hydrologic impacts of forest harvesting on flatwoods. *J Am Water Resour Ass.* 34:843-854.
- Swank WT, Vose JM, Elliott KJ. 2001. Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. *For Ecol Manage.* 143:163-178.
- Swindel BF, Lassiter CJ, Riekerk H. 1982. Effects of clearcutting and site preparation on water yields from slash pine forests. *For Ecol Manage.* 4:101-113.
- Swindel BF, Lassiter CJ, Riekerk H. 1983a. Effects of different harvesting and site preparation operations on the peak flows of streams in *Pinus elliottii* flatwoods forest. *For Ecol Manage.* 5(1):77-86.
- Swindel BF, Lassiter CJ, Riekerk H. 1983b. Effects of clearcutting and site preparation on stormflow volumes of streams in *Pinus elliottii* flatwoods forests. *For Ecol Manage.* 5(5):245-253.
- Taylor CH, Pierson DC. 1985. The effect of a small wetland on runoff responses during spring snowmelt. *Atmosphere-Ocean.* 23:137-154.
- Taylor JR, Cardamone MA, Mitsch WJ. 1990. Bottomland hardwood forests: Their functions and values. In: Gosselink JG, Lee LC, Muir TA, editors. *Ecological processes and cumulative impact illustrated by bottomland hardwood wetland ecosystems*. Chelsea (MI): Lewis Publishers; p. 14-86.
- Tiner RW. 1999. *Wetlands indicators. A guide to wetland identification, delineation, classification and mapping*. Boca Raton (FL): Lewis Publishers.
- Tiner RW. 2003a. Geographically isolated wetlands of the United States. *Wetlands* 23(3):494-516.
- Tiner RW. 2003b. Estimated extent of geographically isolated wetlands in selected areas of the United States. *Wetlands.* 23(3):636-652.

- Tiner RW. 2014. Dichotomous keys and mapping codes for wetland landscape position, landform, water flow path, and waterbody type: Version 3.0. U.S. Fish and Wildlife Service, National wetlands inventory program, Northeast Region, Hadley (MA).
- Tiner RW, Bergquist HC, DeAlessio GP, Starr MJ. 2002. Geographically isolated wetlands: a preliminary assessment of their characteristics and status in selected areas of the United States. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Northeast Region, Hadley (MA).
- Todd AK, Buttle JM, Taylor CH. 2006. Hydrologic dynamics and linkages in a wetland-dominated basin. *J Hydrol.* 319:15-35.
- Tompkins TM, Whipps WW, Manor LJ, Wiley MJ, Radcliffe CW, Majewski DM. 1997. Wetland effects on hydrological and water quality characteristics of a Mid-Michigan river system: Ecology and Management. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 273–285.
- Tremblay Y, Rousseau AN, Plamondon AP, Lévesque D, Jutras S. 2008. Rainfall peakflow response to clearcutting 50% of three small watersheds in a boreal forest, Montmorency Forest, Québec. *J Hydrol.* 352:67-76.
- Trousdell KG, Hoover MD. 1955. A change in groundwater level after clearcutting a loblolly pine in the coastal plain. *J For.* 53(7):493-498.
- Verry ES. 1980. Water table and streamflow changes after stripcutting and clearcutting an undrained black spruce bog. In: 6th International Peat Congress, Duluth (MN). International Peat Society: Helsinki (Fin); p. 493-498.
- Verry ES. 1987. The effect of aspen harvest and growth on water yield in Minnesota. In: *Forest hydrology and watershed management, Proceedings of the Vancouver symposium*, Aug. IHAS Publ. No 167:553-564.
- Verry ES. 1988. The hydrology of wetlands and man's Influence on it. *Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions*, Vol 2, 6-8 June, Joensuu, Finland. Academy of Finland, p. 41-61.
- Verry ES. 1997. Hydrological processes of natural, northern forested wetlands. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 163–188.
- Verry ES, Boelter DH. 1978. Peatland hydrology. In: Greeson PE, Clark JR, Clark JE, editors. *Wetlands functions and values: the state of our understanding*. Amer Water Resour Ass. Minneapolis (MN); p. 389–402.
- Verry ES, Boelter DH. 1981. Peatland hydrology. In: Richardson B, editor. *Selected proceedings of the Midwest conference on wetlands values and management*. Water planning board, St-Paul (MN); abstract, p. 121.

- Verry ES, Boelter DH, Päiväinen J, Nichols DS, Malterer T, Gafni A. 2011. Physical properties of organic soils. Ch. 5. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 135-176.
- Verry ES, Brooks KN, Barten PK. 1988. Streamflow response from an ombrotrophic mire. In: Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions; 6-8 June. Helsinki, Finland, The Academy of Finland, p. 52-59.
- Verry ES, Brooks KN, Nichols DS, Ferris DR, Sebestyen SD. 2011. Watershed hydrology. Ch. 7. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 193-212.
- Verry ES, Janssens J. 2011. Geology, vegetation and hydrology of the S2 bog at the MEF: 12,000 years in northern Minnesota. Ch. 4. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 93-134.
- Verry ES, Kolka RK. 2003. Importance of Wetlands to Streamflow Generation. In: Renard KG, McElroy SA, Gburek WJ, Canfield HE, Scott, RL, editors. 1st Interagency Conference on Research in the Watersheds, Oct 27-30. USDA, Agricultural Research Service, Benson (AZ); p. 126-132.
- Verry ES, Lewis JR, Brooks KN. 1983. Aspen clearcutting increases snowmelt and storm flow peaks in north central Minnesota. *Water Resour Bull.* 19(1):59-67.
- Waddington JM, Roulet NT, Hill AR. 1993. Runoff mechanisms in a forested groundwater discharge wetland. *J Hydrol.* 147:37-60.
- Waddington JM, Roulet NT. 1997. Groundwater flow and dissolved carbon movement in a peatland. *J Hydrol.* 191:122-138.
- Walker JF, Krug WR. 2003. Flood-frequency characteristics of Wisconsin streams. *Water-Resources Investigations Report 03-4250.* US Geological Survey, Reston (VA).
- Walker JF, Peppler MC, Danz ME, Hubbard LE. 2017. Flood-frequency characteristics of Wisconsin streams (ver. 2.1, Dec 2017). Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2016-5140.
- Walton R, Davis JE, Martin TH, Chapman RS. 1996. Hydrology of the black swamp wetlands on the Cache River, Arkansas. *Wetlands.* 16:279-287.
- Wang X, Shang S, Qu Z, Liu T, Melesse AM, Yang W. 2010. Simulated wetland conservation-restoration effects on water quantity and quality at watershed scale. *J Environ Manage.* 91:1511-1525.

- Wang X, Yang W, Melesse AM. 2008. Using hydrological equivalent wetland concept within SWAT to estimate streamflow in watersheds with numerous wetlands. *Trans ASABE*. 51(1):55–72.
- Wang Z. 1996. Effects of harvesting intensity on water quality, nitrogen mineralization, and litter decomposition in a bottomland hardwood floodplain forest in southern Texas. [Doctoral dissertation]. Starkville, Mississippi: Mississippi State University.
- Ward JV. 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol Conserv*. 83:269-278.
- Waring RH, Rogers JJ, Swank WT. 1981. Watert relations and hydrologic cycles. In: De Reichle, editor. *Dynamic properties of forest ecosystems*. International Biology Program N° 23. Cambridge University Press, New York; p. 205-264.
- Warren SE. 2001. Sedimentation in a tupelo-baldcypress forested wetland 12 years following harvest disturbance [Master thesis]. Virginia Polytechnical Institute and State University, Blacksburg (VA).
- Webster KL, Beall FD, Creed IF, Kreutzweiser DP. 2015. Impacts and prognosis of natural resource development on water and wetlands in Canada's boreal zone. *Environ Rev*. 23:78-131.
- Whiteley HR, Irwin RW. 1986. The hydrological response of wetlands in southern Ontario. *Can Water Resour J*. Vol. 11(1):100- 109.
- Whiting PJ, Pomeranets M. 1997. A numerical study of bank storage and its contribution to streamflow. *J Hydrol*. 202:121-136.
- Wilcox B, Dean D, Jacob J, Sipocz A. 2011. Evidence of surface connectivity for Texas gulf coast depressional wetlands. *Wetlands*. 31:451–458.
- Williams TM, Askew GR. 1988. Impact of drainage and site conversion of pocosin lands and water quality. In: Hook DD 2001, editor. *The ecology of management of wetlands*. Vol 2. Management use, and values of wetlands. Croom Held, London UK. p. 213-218.
- Williams TM, Lipscomb DJ. 1981. Water table rise after cutting on coastal plain soils. *South J Appl For*. 5:46-48. In: Bliss CM, Comerford NB. 2002. Forest harvesting influence on water table dynamics in a Florida flatwoods landscape. *Soil Sci Soc Am J*. 66.
- Winger PV. 1986. Forested wetlands of the Southeast: Review of the major characteristics and role in maintaining water quality. US Department of the Interior, Washington (DC): Resources Publication 163.
- Winter TC, LaBaugh JW. 2003. Hydrologic considerations in defining isolated wetlands. *Wetlands*. 23(3):532-540.
- Woo ML, Valverde J. 1981. Summer streamflow and water level in a mid-latitude swamp. *For Sci*. 27:177-189.

- Xu YJ, Burger JA, Aust WM, Patterson SC, Miwa M, Preston DP. 2002. Changes in surface water table depth and soil physical properties after harvest and establishment of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) in Atlantic coastal plain wetlands of South Carolina. *Soil & Tillage Res.* 63:109-121.
- Yang W, Wang X, Liu Y, Gabor S, Boychuk L, Badiou P. 2010. Simulated environmental effects of wetland restoration scenarios in a typical Canadian prairie watershed. *Wetlands Ecol Manage.* 18:269-279.

Version préliminaire
10 juin 2019