

Université de Montréal

**Modélisation spatiale des stocks en carbone, azote et  
phosphore des tourbières laurentiennes**

*Par*

Philippe Major

Département de Géographie

Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de M.Sc.  
en géographie

Décembre 2019

© Philippe Major, 2020

Université de Montréal  
Département de géographie, Faculté des arts et sciences

---

*Ce mémoire intitulé*

**Modélisation spatiale des stocks en carbone, azote et  
phosphore des tourbières laurentiennes**

*Présenté par*  
par Philippe Major

*A été évalué par un jury composé des personnes suivantes*

**François Cavayas**  
Président-rapporteur

**Julie Talbot**  
Directrice de recherche

**Roxane Maranger**  
Co-directrice de recherche

**François Girard**  
Membre du jury



## Résumé

Les tourbières ont accumulé des quantités importantes de matière organique (tourbe) depuis le début de l'Holocène. La tourbe séquestre des quantités de carbone (C), d'azote (N) et de phosphore (P) substantielles à l'échelle globale. Cependant, très peu d'études ont estimé les stocks de ces nutriments à l'échelle régionale. De plus, les estimations actuelles sont souvent obtenues sans considérer la variabilité des profondeurs de tourbe et les variables biophysiques et physiques qui dictent la capacité de stockage en nutriments. Ce mémoire vise à estimer les stocks en C, N et P des tourbières d'une région du sud du Québec en modélisant les variations de profondeurs de tourbe et en identifiant quelles variables biophysiques et physiques expliquent la capacité de stockage en nutriments des différents types de tourbières. Le sondage manuel des sites d'études a révélé des différences significatives de profondeurs de tourbe entre les types de tourbières. La profondeur moyenne de tourbe obtenue pour les tourbières ombrotrophes était de 4,4 m alors que celles des tourbières minérotrophes et forestières étaient respectivement de 2,3 et 2,0 m. Les profondeurs ont été modélisées par interpolation spatiale pour chaque bassin d'accumulation de tourbe. La relation entre la superficie des tourbières et les stocks en C était significativement différente entre les tourbières ombrotrophes et les tourbières minérotrophes et forestières. Aucune variable étudiée ne permettait de discriminer les stocks en N et P selon le type de tourbière. Les stocks en C, N et P de la tourbe ont été extrapolés pour la région en utilisant la superficie des tourbières et estimés à 5,65 Tg C, 230,5 Gg N et 21,8 Gg P. Mes travaux ont démontré que l'hétérogénéité du bassin d'accumulation et les caractéristiques de surface influencent les stocks en C, N et P contenus dans la tourbe.

**Mots-clés:** Tourbières, stockage, bathymétrie, extrapolation, carbone, azote, phosphore

## **Abstract**

Peatlands have accumulated important amounts of organic matter since the beginning of the Holocene. This organic matter accumulation is described as peat, that globally stores large amounts of carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus (P). Regional estimations of C and nutrients stocks have seldom been quantified. Moreover, peat depth variability and biophysical and physical variables are often not included in actual peat C, N, and P pool size estimations. The goal of this thesis is to provide an estimation of peat C, N, and P pool sizes for a regional county of southern Quebec by modeling peat depth variations and by using biophysical and physical variables to discriminate peat C, N, and P storage among peatland types. Manual peat depth probing showed significant differences in peat depth among peatland types. Mean peat depth of bogs was 4.4 m, while fens and forested peatlands mean peat depths were of 2.3 and 2.0 m, respectively. Modeling of peat accumulation basin by spatial interpolation took these peat depth variations into account, among peatland types. The relationship between peatland area and peat C stocks was statistically different between bogs and fens, and bogs and forested peatlands. Peat N and P content among peatland types were not discriminated by the biophysical and physical variables considered in this study. Peat C, N, and P stocks were extrapolated within the study region using peatland area and estimated at 5.65 Tg C, 230.5 Gg N et 21.8 Gg P. This study has shown that peat accumulation basin heterogeneity and peatland geometric shape influenced peat C, N, and P stocks at the regional scale.

**Keywords:** Peatlands, stocks, peat bathymetry, upscaling, carbon, nitrogen, phosphorus

# Table des matières

<b>Résumé</b> .....	<b>i</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>ii</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>iii</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>v</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>vi</b>
<b>Liste des sigles et abréviations</b> .....	<b>viii</b>
<b>Remerciements</b> .....	<b>xiii</b>
<b>Introduction générale</b> .....	<b>1</b>
<b>Chapitre 1. Contexte de recherche</b> .....	<b>3</b>
1.1 Définition et classification des tourbières.....	3
1.2 Les processus biogéochimiques.....	6
1.3 Biogéochimie du carbone, de l’azote et du phosphore des tourbières boréales.....	7
1.3.1 Le carbone.....	7
1.3.2 L’azote .....	10
1.3.3 Le phosphore.....	12
1.4 Différences biogéochimiques entre sols organiques et sols minéraux.....	15
1.5 Pressions anthropiques : effets sur le C, N et P des milieux humides .....	17
1.6 Estimation des stocks en C .....	21
1.7 Objectifs de recherche.....	24
<b>Chapitre 2. Regional estimation of C, N, and P stocks in peatlands of southern Quebec</b> <b>25</b>	
2.1 Avant-propos.....	25
2.2 Abstract.....	26
2.3 Introduction.....	27
2.4 Material and methods.....	29
2.4.1 Study Region.....	29
2.4.2 Sites Selection.....	31

2.4.3 Sample collection.....	32
2.4.4 Elemental analyses.....	34
2.4.5 Biophysical and physical data.....	36
2.4.6 Statistical analysis.....	36
2.4.6.1 Interpolation of peat depth.....	36
2.4.6.2 Interpolation and estimation of peat C, N, and P content.....	38
2.4.6.3 Regional upscaling of peat C, N, and P stocks.....	39
2.5 Results.....	40
2.5.1 Interpolation of peat depth.....	40
2.5.2 Calculation of C, N, and P stocks.....	45
2.5.3 Factors influencing peat C, N, and P stocks and densities among peatland types...	47
2.5.4 Upscaling to estimate peat C, N, and P pool size.....	49
2.6 Discussion.....	52
2.6.1 Peat depth patterns among peatland types.....	52
2.6.2 Interpolation of peat depth.....	55
2.6.3 Peat C, N, and P densities.....	56
2.6.4 Regional upscaling of peat C, N, and P stocks.....	57
2.7 Conclusion.....	59
<b>Chapitre 3. Discussion générale.....</b>	<b>60</b>
3.1 Rôle des facteurs autogènes et allogènes.....	60
3.2 Conservation des tourbières au Québec.....	61
<b>Conclusion.....</b>	<b>64</b>
<b>Références.....</b>	<b>66</b>
<b>Annexe A. Schéma de distribution des profils de sols des sous-régions d'étude et du plan d'analyse en laboratoire.....</b>	<b>85</b>
<b>Annexe B. Résultats supplémentaires.....</b>	<b>86</b>
<b>Annexe C. Discussion supplémentaire.....</b>	<b>88</b>
<b>Annexe D. Photos de la zone d'étude et des techniques d'échantillonnages utilisées.....</b>	<b>90</b>

## Liste des tableaux

Table 1. Classification des milieux humides selon la végétation dominante, le régime hydrologique et le régime des nutriments (Canards Illimités Canada & MELCC, 2016; Rydin & Jeglum, 2013; Soil Classification Working Group, 1998).....	5
Table 2. Location and description of peatland sites surveyed during Summer 2018, ordered by ascending peatland area. ....	33
Table 3. Summary of physical properties by peatland type.....	40
Table 4. Peat depth measurements by peatland type. ....	41
Table 5. Natural neighbor interpolation LOOCV metrics classified by ascending RMSE. ....	43
Table 6. Summary of peat bathymetry basins.....	45
Table 7. Total peat C, N, and P stocks and densities of sampled sites. C and nutrients stocks (kg) were used to estimate regional peat C, N, and P pool size. Data are classified by peatland type. Data of site marked with an asterisk were derived from sampled core results, among peatland type. ....	46
Table 8. Peat C, N, and P stocks based on different approaches. *N and P units are in Gigagram (Gg). The approach used in this paper is in bold. ....	49
Table 9. Stocks by peatland types. *N and P units are in Gigagram (Gg).....	50



## Liste des figures

Figure 1. Cycle simplifié du carbone et de ses différentes formes en milieu de tourbière; dioxyde de carbone (CO <sub>2</sub> ), méthane (CH <sub>4</sub> ), carbone organique dissous (COD) et carbone organique particulaire (COP). Figure originale par Philippe Major (2018). .....	8
Figure 2. Cycle simplifié de l'azote et de ses différentes formes en milieu de tourbière; diazote (N <sub>2</sub> ), azote organique (N org.), ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), nitrite et nitrate (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> ) et l'oxyde nitreux (N <sub>2</sub> O). Figure originale par Philippe Major (2018). .....	11
Figure 3. Cycle du phosphore et de ses différentes formes en milieu de tourbière; phosphore organique particulaire (POP), phosphore organique dissous (POD), phosphore inorganique particulaire (PIP) et les orthophosphates (H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ). Figure originale par Philippe Major (2018). .....	13
Figure 4. Location of the study region and sampled site location within the four sub-study zones. Zones extents are hillshade maps based on digital elevation model (DEM). Argenteuil County and Quebec extents are from the cartographic dataset of the Quebec government. Note that 2 forested peatland and 1 fen are not displayed for map quality purposes. ....	31
Figure 5. Mean peat depth differences between peatland types. One-way ANOVA analysis and Tukey multiple comparison post hoc tests showed significant differences in mean peat depth depending on peatland type. ....	41
Figure 6. Geary's C values showing variability between peat depths values according to distance ( <b>a</b> ;bog, <b>b</b> ;fen, <b>c</b> ;forested). Geary's C values lie between 0 and 2, where values lower than 1 mean highly positive autocorrelation, values higher than 1 demonstrate negative autocorrelation and center value of 1 means no spatial autocorrelation. ....	42
Figure 7. Examples of NNI for merged ( <b>a</b> ) and individual ( <b>b</b> ) peatlands, with peat depths and core locations. Peat thickness is mean values derived from LOOCV procedures. ....	43

Figure 8. Pearson correlations between RMSE and mean actual peat depth **(a)** and probed peat depth by hectare **(b)**. ..... 44

Figure 9. Linear log-log relationships between peatland area and peat C, N, and P stocks. Relationships between C stocks and peatland area represented the highest  $R^2$  value (0.68) for fens and forested peatlands, and the lowest  $R^2$  value (0.61) for bogs. .... 48

Figure 10. Peat C, N, and P stocks within Argenteuil region. Maps are raster layers representing weighted sum of C and nutrients stock by 100x100m. .... 51

## Liste des sigles et abréviations

<b>ANCOVA</b>	Analyse de covariance
<b>BD</b>	Densité apparente ( $\text{g cm}^{-3}$ )
<b>C</b>	Carbone
<b>CaCl<sub>2</sub></b>	Chlorure de calcium
<b>CH<sub>4</sub></b>	Méthane
<b>CO<sub>2</sub></b>	Dioxyde de carbone
<b>C org.</b>	Carbone organique
<b>cm</b>	Centimètre
<b>DEM</b>	Modèle d'élévation numérique
<b>DWT</b>	Profondeur de nappe phréatique
<b>Gg</b>	Gigagramme
<b>g m<sup>2</sup> an<sup>-1</sup></b>	Gramme par mètre carré par année
<b>K</b>	Potassium
<b>km<sup>2</sup></b>	Kilomètre carré
<b>kV</b>	Kilovolt
<b>M</b>	Millions
<b>MgPO<sub>4</sub></b>	Phosphate de magnésium
<b>mg gdw<sup>-1</sup></b>	Milligramme par gramme de poids sec
<b>Mt</b>	Mégatonne
<b>N</b>	Azote
<b>n</b>	Taille de l'échantillon
<b>N<sub>2</sub>O</b>	Protoxyde d'azote

<b>NaCl</b>	Chlorure de sodium
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Ammonium
<b>NH<sub>3</sub></b>	Ammoniac
<b>NNI</b>	Interpolation par voisins naturels
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	Nitrite
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrate
<b>O<sub>2</sub></b>	Oxygène
<b>OM</b>	Matière organique
<b>P</b>	Phosphore
<b><i>P</i></b>	Seuil de signification (p-value)
<b>pdp/ha</b>	Nombre de profondeur de tourbe par hectare
<b>Pg</b>	Pétagramme
<b>PO<sub>4</sub><sup>-3</sup></b>	Orthophosphate
<b>PPN</b>	Productivité primaire nette
<b>R<sup>2</sup></b>	Coefficient de détermination
<b><i>r</i></b>	Coefficient de corrélation de <i>Pearson</i>
<b>rpm</b>	Tour par minute
<b>t C ha<sup>-1</sup></b>	Tonne de carbone par hectare
<b>Tg</b>	Téragramme
<b>wt%</b>	Pourcentage massique
<b>XRF</b>	Fluorescence aux rayons X



*Ce soir l'amour est dans tes yeux*

Martine St-Claire



## Remerciements

C'est avec fierté, mais surtout avec trois dents en moins que je complète ce projet qui m'aura fait découvrir la beauté des tourbières. À Julien Arsenault, à notre relation, à notre complicité parfois excessive, parfois houleuse, mais si unique, je dis, chapeau! Assure-toi de m'appeler quand tu retourneras à GPB, question que l'on repasse tout près de mon arbre. Tornade de bécots. Un grand merci à Andy pour ton support, ta simplicité et ta patience inépuisable face à mes nombreux questionnements. Merci de m'avoir accueilli chez toi dans le sprint final. Nos discussions de partner de bureau et nos petites chicanes me manqueront certainement. Je tiens aussi à remercier mes collègues et amis des laboratoires de Julie Talbot et Olivier Blarquez, Jordan, Evrard, Roxane et Reyes.

Une mention toute spéciale à Max-Émile Kessler et Jonathan Gareau. Sans vous les gars, je n'y serais jamais arrivé. Merci de m'avoir suivi dans ma folie, sur le terrain et en laboratoire. El Maxo y el Jo, vous êtes devenus des chums. Merci à tous ceux qui m'ont accompagné sur le terrain; Léa, Marie, Jules et Véro. J'en profite aussi pour remercier M. Cousteau, Mme Bédard et M. Saulnier et tous les gens qui m'ont accordé leur confiance. M. Saulnier, merci pour votre accueil et votre hospitalité. Sans vous, la découverte de ces merveilleuses tourbières n'aurait pas été possible. Votre attachement et votre dévouement pour la préservation de ces écosystèmes ont été pour moi une source d'inspiration.

Pour la réalisation des analyses spatiales et statistiques, j'aimerais remercier Nicolas St-Gelais Fortin du GRIL et Guillaume Labrecque du CSBQ. J'aimerais souligner l'implication et le partenariat avec Agnès Grondin et Stéphanie Morin de la MRC d'Argenteuil. Notre travail et nos échanges sont essentiels pour la conservation de nos milieux



humides sur le territoire. La réalisation de ce projet n'aurait pas été possible sans l'implication de Nicolas Bélanger et Alexandre Collin. J'ai grandement apprécié vos conseils et votre complicité.

À Véro et à ma famille, sans votre support moral et vos encouragements, je n'en serais pas là aujourd'hui. Je vous aime. L'idée de savourer cet accomplissement avec vous me comble!

Finalement, je voudrais remercier mes directrices de recherche, Julie Talbot et Roxane Maranger. Roxane, un grand merci pour ton support, tes encouragements et ton honnêteté. Ta rigueur et ta familiarité m'ont à la fois permis de me dépasser et de me rassurer dans les moments plus difficiles. Comme on dit; *on peut sortir le gars de l'Abitibi, mais pas l'Abitibi du gars.*

Julie, tu as su trouver un projet de recherche à mon image. Tu m'as offert de nombreuses opportunités sur le terrain, me faisant voyager à différents endroits au Québec. Tu es une directrice de recherche unique. J'ai grandement apprécié travailler avec toi. Les trois dernières années dans ton labo m'ont fait grandir. Je te remercie sincèrement pour ta confiance et ton inépuisable support.

## Introduction générale

Les milieux humides couvrent une superficie approximative de  $8 \times 10^6$  km<sup>2</sup>, soit environ 6 % des terres émergées (Reddy & DeLaune, 2008). Ces écosystèmes se déclinent en plusieurs classes selon les caractéristiques du sol, la végétation dominante, le régime hydrologique et les propriétés physicochimiques de l'eau et du sol (Rydin & Jeglum, 2013). Les milieux humides assurent de nombreuses fonctions écologiques bénéfiques à l'être humain, dont la séquestration du carbone (C), la rétention de l'azote (N) et du phosphore (P), la régulation du climat et des flux hydrologiques ainsi que l'approvisionnement en eau douce et en matières premières (Gopal & Ghosh, 2008; Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005; Mitsch et al., 2015).

Parmi les milieux humides, les tourbières occupent  $3,2 \times 10^6$  km<sup>2</sup> de la surface planétaire (Joosten, 2012) et jouent un rôle de premier plan dans le maintien de l'équilibre biogéochimique planétaire (Loisel et al., 2017). Les conditions de saturation en eau et la quasi-absence d'oxygène du sol favorisent l'accumulation de matière organique sur plusieurs mètres. Cette accumulation constitue la tourbe, qui séquestre au fil du temps d'importantes quantités de C. La séquestration du C dépend des concentrations et du recyclage en nutriments comme le N et le P, deux éléments qui sont essentiels à la production végétale et la décomposition de la matière organique. Depuis la dernière déglaciation, les tourbières nordiques auraient ainsi emmagasiné près de 500 Pg de carbone, 18,5 Pg d'azote et 0,34 Pg de phosphore (Wang et al., 2015; Yu, 2012).

Le stockage en C, N et P au sein des tourbières est influencé par les transformations et les échanges naturels entre les gaz atmosphériques, la biomasse, les sols, l'eau et la tourbe

(Reddy & DeLaune, 2008). Cependant, la conversion et l'exploitation des terres modifient les cycles en C, N et P des tourbières et leurs capacités à retenir ces nutriments. Globalement, les tourbières auraient perdu près de 0,5-0,6 M km<sup>2</sup> en superficie depuis la Révolution industrielle alors qu'au Québec près de 3,8x10<sup>3</sup> km<sup>2</sup> des tourbières ont été perturbés par les activités humaines dans les 50 dernières années (Rocheffort et al., 2011; Rubec, 1996).

Les estimations actuelles comportent plusieurs incertitudes liées à l'hétérogénéité du bassin d'accumulation de tourbe, la grande variabilité des profondeurs de tourbe ainsi que la classification et la délimitation des tourbières sur le territoire. Les stocks en N et P des tourbières nordiques associées à l'accumulation en C demeurent mal connus et leur estimation à l'échelle régionale reste rare (Loisel et al., 2014; Wang et al., 2015).

Cette recherche a pour objectif de fournir une estimation régionale des stocks en C, N et P de tourbières situées au sud du Québec. Ce mémoire est présenté en trois chapitres. Le premier chapitre présente une revue de la littérature sur la biogéochimie du C, N et P dans les tourbières, les effets des pressions anthropiques sur les processus de stockage et les approches d'estimation existantes. Le second chapitre est un article scientifique qui détaille la méthode utilisée pour l'estimation des stocks en C, N et P des tourbières d'une région du sud du Québec. Cet article vise à i) déterminer la bathymétrie de tourbe pour différents types de tourbières, ii) estimer les stocks en C, N et P pour chacune des tourbières étudiées et iii) extrapoler ces stocks pour les tourbières d'une région en considérant l'influence des caractéristiques biophysiques et physiques. Le dernier chapitre est une discussion générale qui aborde le rôle des facteurs allogènes et autogènes au sein des tourbières et la conservation des tourbières au Québec.

## **Chapitre 1. Contexte de recherche**

Ce chapitre vise à présenter la complexité biogéochimique des tourbières pour mieux en comprendre les capacités de stockage en C, N et P. D'abord, la définition et la classification des tourbières sont présentées. Une section décrivant les processus biogéochimiques généraux permet ensuite d'expliquer les flux et le stockage du C, N et P au sein des tourbières. Puis, les différences biogéochimiques existantes entre les sols organiques et les sols minéraux sont énumérées. Une section est dédiée aux effets des pressions anthropiques sur la biogéochimie des tourbières. Une dernière section détaille les différentes approches permettant d'estimer les stocks en C, N et P des tourbières.

### **1.1 Définition et classification des tourbières**

Une tourbière est définie par une accumulation de matière organique peu décomposée (tourbe) d'au moins 30 à 40 cm (National Wetlands Working Group, 1997; Pakarinen, 1995, 1995; Wells & Zoltai, 1985). La nappe phréatique affleurante à la surface réduit la quantité d'oxygène dans la couche supérieure de tourbe, l'acrotelme, et maintient des conditions anaérobiques dans la couche inférieure de tourbe, le catotelme (Flores, 2014). La quantité de matière organique issue de la sénescence des plantes dans l'acrotelme ne parvient pas à surpasser la quantité de tourbe qui s'accumule au fil du temps dans le catotelme, et ce en raison des conditions acides et froides dans le sol.

Deux modes de formation des tourbières sont reconnus (Payette & Rochefort, 2001). Le comblement, ou terrestrialisation décrit le processus par lequel la végétation et la tourbe en marge d'un lac ou d'une étendue d'eau peu profonde s'accumulent graduellement vers le

centre en créant un tapis végétal flottant. La matière organique comble l'entière du lac, alors que l'eau demeure affleurante à la surface. La paludification se produit quant à elle sur un sol minéral graduellement submergé par l'eau en son centre. L'augmentation de la nappe phréatique met en place une rétroaction positive d'accumulation de tourbe. À mesure que la surface du sol tourbeux s'éloigne du bassin minéral, les mousses de genre *Sphagnum* s'installent et favorisent l'anoxie du sol et l'expansion latérale de la tourbe sur de grands territoires. Les deux processus peuvent se produire simultanément, notamment dans le cas du comblement d'une étendue d'eau, alors que la végétation et la tourbe de genre *Sphagnum* s'accumulent à la fois au centre et sur les terres minérales adjacentes.

Au Canada, les classes de milieux humides et leurs formes respectives sont différenciées en fonction de la morphologie du bassin minéral sous-jacent, leur hydrologie, leur régime en nutriments et le type de communauté végétale. Les tourbières ombrotrophes (bog), les tourbières minérotrophes (fen), les marécages, les marais et les eaux peu profondes sont les cinq grandes classes de milieux humides, divisées en deux catégories; les terres humides organiques et les terres humides minérales (National Wetlands Working Group, 1997). Selon cette classification, on reconnaît deux grands types de tourbières, les bogs et les fens, devant avoir une accumulation de tourbe d'au moins 40 cm. Ces écosystèmes présentent un stade particulier de développement caractérisé par une végétation arborescente plus dense. Lorsqu'il est possible de les distinguer, les tourbières forestières sont reconnues comme une sous-classe de tourbière. Les sols des marécages, marais et eaux peu profondes sont généralement minéraux, pauvres, peu végétalisés et soumis à d'importantes fluctuations hydrologiques.

Les bogs sont des écosystèmes acides et pauvres en nutriments puisqu'ils sont déconnectés des écoulements de surface et souterrains dus à leur forme généralement bombée.

Table 1. Classification des milieux humides selon la végétation dominante, le régime hydrologique et le régime des nutriments (Canards Illimités Canada & MELCC, 2016; Rydin & Jeglum, 2013; Soil Classification Working Group, 1998).

Classe	Sol	Végétation dominante	Régime hydrologique	Régime des nutriments
Bog	Organique	Sphaignes et éricacées	Ombrogène (précipitations)	Oligotrophique (pH entre 3,5 et 4,8)
Fen	Organique	Graminoïdes ( <i>Carex</i> ) et mousses brunes	Minérogène (précipitations et écoulements de surface/souterrain)	Eutrophique à oligotrophique (pH entre 4 et 8)
Tourbière forestière	Organique	Arborescente (arbres > 4m sur plus de 25% de la tourbière)	Ombrogène et minérogène (variable selon les tourbières adjacentes)	Oligotrophique, parfois mésotrophique (pH fortement variable)
Marécage	Minéral ou organique	Ligneuse, arbustive, arborescente et latifoliée > 25% du marécage)	Minérogène (inondation saisonnière)	Oligotrophique pH < 4,5 Mésotrophique pH > 7,0

Les fens, plus riches, reçoivent des apports en nutriments à la fois des précipitations et des écoulements de surface et souterrains. Les tourbières forestières présentent des caractéristiques variables puisqu'elles se retrouvent à la fois en marge des bogs et des fens. Puis, les marécages sont des terres humides minérales pour lesquelles le régime en nutriments est très variable. Il n'est cependant pas rare d'identifier des marécages arborescents et arbustifs présentant une certaine accumulation de tourbe. Ces quatre classes de milieux humides présentent des caractéristiques distinctives qui influencent l'accumulation de tourbe, de C et de nutriments (Table 1).

## 1.2 Les processus biogéochimiques

La biogéochimie des tourbières est attribuable à deux cycles interdépendants. Le système biogéochimique interne réfère aux cycles des nutriments dans la tourbe alors que le cycle externe se rapporte aux échanges chimiques entre la végétation en surface, la tourbe, les écoulements de surface et souterrain ainsi que l'atmosphère (Vepraskas & Craft, 2015).

Les nutriments, incluant les macronutriments (C, N et P) et les composés ioniques ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), sont essentiels à la productivité primaire, la croissance des plantes et les activités métaboliques (Rydin & Jeglum, 2013). Le N est le principal nutriment limitant les activités métaboliques par les bactéries, microorganismes et champignons, limitant la croissance des plantes. Les tourbières peuvent devenir limitées en P, notamment lorsque les dépôts en azote atmosphérique augmentent considérablement (Bragazza et al., 2012). La disponibilité des nutriments pour les plantes et inversement le stockage de ceux-ci dépendent des activités métaboliques, de la minéralisation de la matière organique et du potentiel d'oxydoréduction (redox) dans la tourbe (Clymo, 1983; Holden et al., 2004). En effet, les transformations de la chimie du sol et de l'eau interstitielle sont issues des activités métaboliques des plantes vasculaires, algues, bactéries et champignons (Reddy et al., 1999). Puis, la rétention et la spéciation du C, N et P dans la tourbe sont largement influencées par la connectivité hydrologique et les variations du niveau de la nappe phréatique, elles-mêmes influencées par le régime d'alimentation en eau et la géomorphologie du bassin d'accumulation (Jansson et al., 1994; Johnston et al., 1990). D'autres facteurs abiotiques comme la microtopographie de surface, la sédimentation particulière, les précipitations, la température de l'air et le rayonnement solaire sont connus pour influencer la chimie de la

tourbe et de l'eau interstitielle (Koerselman et al., 1993; Pelletier et al., 2015; Saunders & Kalff, 2001).

La présence ou l'absence d'oxygène (O<sub>2</sub>) régule le potentiel redox de la tourbe. Lorsque la concentration en oxygène est élevée, c'est-à-dire en condition oxydante, les organismes de la solution de sol vont utiliser l'O<sub>2</sub> comme accepteur d'électron. Comme l'O<sub>2</sub> libre est une espèce chimique très oxydante, la réaction redox qui survient grâce aux organismes libère une quantité importante d'énergie. Cette énergie sera utilisée pour initier les réactions de réduction des ions et des éléments récepteurs d'électrons (Mitsch & Gosselink, 2015). La chaîne de réactions d'oxydoréduction couplée à la baisse de la concentration en O<sub>2</sub> le long du profil de tourbe entraîne une diminution progressive du potentiel redox. Le long du profil de tourbe, la disponibilité en O<sub>2</sub> influence donc la formation de nouveaux composés et éléments chimiques. Ceux-ci sont relâchés, puis stockés jusqu'à atteindre des niveaux toxiques (Sparling, 1967; van Breemen, 1995) ou encore remis en circulation dans le réservoir atmosphérique.

### **1.3 Biogéochimie du carbone, de l'azote et du phosphore des tourbières boréales**

La spéciation, le stockage et les flux en C, N et P varient dans la tourbe. En lien avec le régime hydrologique, le régime en nutriments et la communauté végétale, ces processus sont différents entre les types de tourbières.

#### **1.3.1 Le carbone**

Les transformations du C diffèrent entre la zone oxygénée du sol, l'acrotelme et la zone anoxique, le catotelme (Figure 1). Les tissus organiques des plantes et des communautés de sphaignes à la surface fixent le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) atmosphérique. Le CO<sub>2</sub> sera réémis



vers le réservoir atmosphérique par l'intermédiaire de la respiration cellulaire des plantes (Mitsch & Gosselink, 2015).

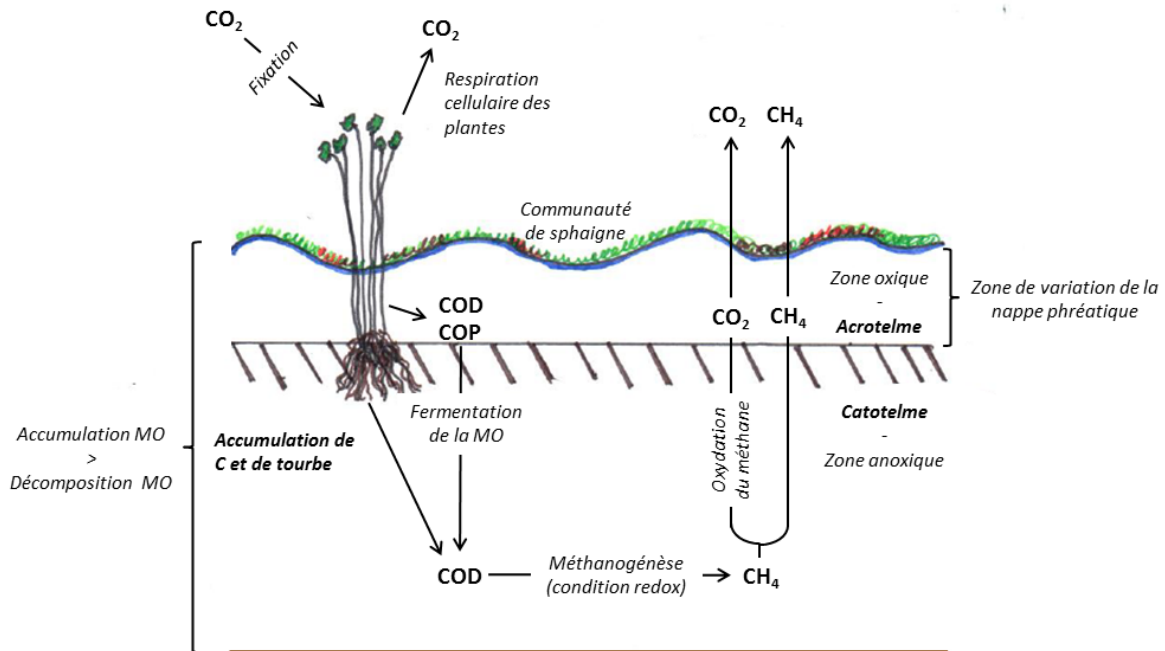


Figure 1. Cycle simplifié du carbone et de ses différentes formes en milieu de tourbière; dioxyde de carbone ( $CO_2$ ), méthane ( $CH_4$ ), carbone organique dissous (COD) et carbone organique particulaire (COP). Figure originale par Philippe Major (2018).

La formation des sols tourbeux s'explique par des taux d'accumulation de matière organique plus rapide que le taux de décomposition de celle-ci. La saturation constante des sols en eau et les températures basses des zones boréales inhibent la décomposition de la matière organique ce qui favorise l'accumulation de C (Liu et al., 2017; P. Moore, 2002). Les conditions anoxiques du catotelme favorisent la production de méthane ( $CH_4$ ) issu de la méthanogénèse. Ce processus est assuré par les bactéries méthanogènes et les champignons qui utilisent le  $CO_2$  contenu dans la zone anoxique comme récepteur d'électron (Mah et al., 1982). Les bactéries méthanogènes reposent leurs activités métaboliques sur la production

d'acides et d'alcool dérivés de la fermentation de la matière organique. Le carbone organique dissous (COD) est l'un des produits issu de la fermentation de la matière organique (Keller, 2011). Les molécules de glucides issus de la photosynthèse (*carbohydrates*) sont brisées en composés organiques dissous ou particulaire (COD, COP) disponibles pour les microbes méthanogènes. L'oxydation du méthane par les bactéries méthanotrophiques permet la reconversion du CH<sub>4</sub>, issu de l'exsudat des racines, en CO<sub>2</sub>. Les processus énoncés contrôlent la productivité primaire ainsi que les réactions chimiques qui vont assurer l'accumulation de la tourbe et les bilans nets de CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> vers le réservoir atmosphérique (Rydin & Jeglum, 2013). Néanmoins, les milieux humides demeurent généralement des puits nets de C puisque le taux de productivité primaire nette (PPN) excède les taux de décomposition de la matière organique (Pelster et al., 2008).

Depuis le début de l'Holocène, les tourbières boréales ont accumulé en moyenne 19 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>, représentant un stock total en C d'environ 500 Pg (Gorham, 1991; Yu, 2012). Les taux d'accumulation en C peuvent varier en fonction de la microtopographie de surface et des intrants en N. Turunen et al. (2004) ont démontré une relation significative entre les dépositions en N et l'accumulation de C, à la fois dans les creux et les bosses de surface. Les auteurs ont associé l'accumulation en C à l'effet limitant du N en milieu ombrotrophe. Puis, les mares de tourbières peuvent affecter les échanges biogéochimiques de C et ultimement l'accumulation nette de C dans la tourbe. Ces mares présentent généralement une accumulation sous-jacente de tourbe. L'étude de 5 mares d'une tourbière ombrotrophe a démontré des émissions annuelles de 103,3 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (Pelletier et al., 2014). Malgré que ces mares soient des sources nettes de C (CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>) (Hamilton et al., 1994), les tourbières nordiques demeurent des puits nets de C (Pelletier et al., 2015).

La profondeur et la forme du bassin d'accumulation de tourbe influencent les processus de comblement et de paludification des tourbières (Anderson et al., 2003). L'accumulation de tourbe et le stockage en nutriments en sont ainsi affectés. Les sédiments minéraux sous-jacents à la tourbe (gyttja) des tourbières plus profondes formées par comblement présenteraient des quantités importantes en matière organique. Le stockage en C serait donc très important au sein des tourbières ombrotrophes et des tourbières forestières adjacentes soumises à des conditions anoxiques et à une faible décomposition de la matière organique (Anderson et al., 2003).

### **1.3.2 L'azote**

Le N intègre les tourbières par l'intermédiaire des dépositions atmosphériques, de la fixation biologique et de l'écoulement des eaux souterraines et de surface (Pelster et al., 2008). Les formes de N consommées par les bactéries et cyanobactéries se trouvent autant sous forme inorganique, oxydée ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) ou réduite ( $\text{NH}_4^+$ ), et organique. Les formes organiques de N se retrouvent dans les organismes vivants et la litière. Étant donné que la majeure partie du N est séquestrée dans la matière organique, les bactéries hétérotrophes doivent scinder les particules de matière organique afin de libérer une molécule inorganique, l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Sans modification des intrants en N, la décomposition de la matière organique est lente puisque limitée par la disponibilité en N (Bowden, 1987). En présence d'oxygène, le  $\text{NH}_4^+$  est transformé en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) intermédiaire, puis en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) par des bactéries nitrifiantes (Pajares & Bohannan, 2016). La minéralisation ou ammonification du N permet aux producteurs primaires d'assimiler les composés ioniques ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$ ) issus de la fragmentation des particules de matière organique.

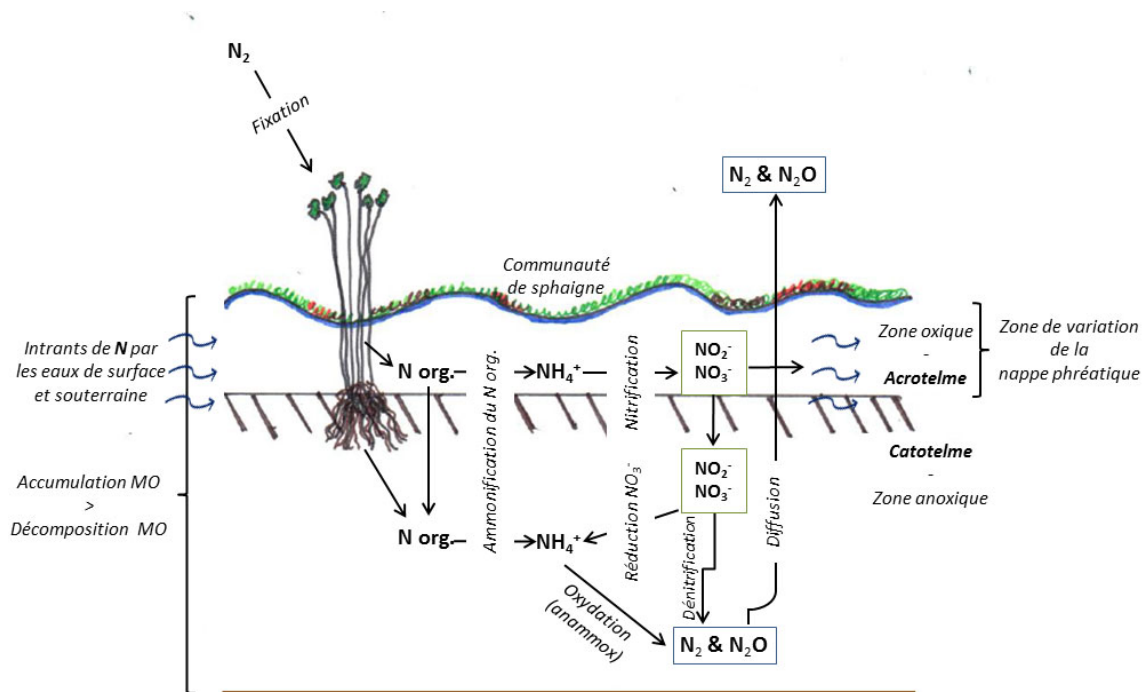


Figure 2. Cycle simplifié de l'azote et de ses différentes formes en milieu de tourbière; diazote ( $N_2$ ), azote organique ( $N \text{ org.}$ ), ammonium ( $NH_4^+$ ), nitrite et nitrate ( $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ ) et l'oxyde nitreux ( $N_2O$ ). Figure originale par Philippe Major (2018).

Les bactéries anaérobiques assurent ensuite la dénitrification, c'est-à-dire la réduction du  $NO_2^-$  et du  $NO_3^-$ . Ces deux composés agissent comme derniers accepteurs d'électrons puis libèrent du diazote ( $N_2$ ) et du protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) qui sont remis en circulation dans l'atmosphère par diffusion dans la colonne de tourbe (Regina et al., 1996; Saunders & Kalff, 2001) (Figure 2).

Les cyanobactéries et microbes que l'on retrouve au sein des tourbières assurent la fixation du  $N_2$  (Saiz et al., 2019). Le processus permet la réduction du  $N_2$  en  $NH_3^-$  et rend disponible le N dans les couches inférieures du profil de sol. L'azote peut alors être consommé par les producteurs primaires (Stewart et al., 1967). La classe de milieu humide et le régime naturel des macronutriments ont une incidence sur la chimie le long des profils de sols.

Une revue de littérature compilant les données des propriétés des sols des tourbières boréales formées depuis le début de l'Holocène a estimé un taux d'accumulation moyen en N de  $0,5 \pm 0,04 \text{ g N m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , représentant un stock total d'environ 8-18,5 Pg N (Limpens et al., 2006; Wang et al., 2015). L'étude de l'eau interstitielle de la tourbe (0,5 à 1,5 m de profondeur) d'un gradient bog-fen a démontré une diminution des concentrations en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ . Les plantes à la surface d'une tourbière minérotrophe auraient ainsi une capacité plus importante à minéraliser l'apport de N que le tapis végétal d'une tourbière ombrotrophe (Vitt et al., 1995). De plus, comme les tourbières ombrotrophes sont isolées topographiquement et hydrologiquement, le stockage en N serait naturellement inférieur que pour les fens connectés aux écoulements de surface et souterrain (Bowden, 1987). Dans le cas de la tourbe de surface des bogs, largement dominée par des bryophytes du genre *Sphagnum*, la minéralisation du N serait plus élevée. Enfin, une limitation en nutriment, particulièrement en P, pourrait affecter les activités microbiennes et ainsi l'immobilisation du N. En d'autres mots, le N serait plus mobile et donc plus facilement consommable par les bactéries et cyanobactéries dans la tourbe de surface qu'en profondeur (Bridgham et al., 1998; Verhoeven & Maltby, 1990).

### **1.3.3 Le phosphore**

Bien qu'il ne soit pas aussi limitant que le N, le P est l'un des nutriments les plus limitants à la croissance végétale au sein des tourbières nordiques et des marécages d'eau douce (Bragazza et al., 2012). Les intrants de P se font principalement par les écoulements des eaux de surfaces et souterraines ou par dépositions atmosphériques, en compagnonnage avec de la matière particulaire ou dissoute, organique ou inorganique.

Les réactions chimiques impliquant le P sont précisément dépendantes du pH et de

l'aération du sol, de la végétation, de la présence de fer (Fe) et d'aluminium (Al) et du niveau de décomposition de la tourbe, largement influencé par le régime hydrologique (Bridgham et al., 1998; Kellogg & Bridgham, 2003; Novak & Watts, 2006; Verhoeven & Maltby, 1990; Zak & Gelbrecht, 2007). L'activité des microorganismes assure la minéralisation rapide du P en composés ioniques; les orthophosphates ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ) (Figure 3). Seulement une fraction du P total contenu dans les sols est assimilable par les producteurs primaires. En effet, le P retrouvé dans les sols organiques est sous forme organique, soit en phosphore organique particulaire (POP) ou en phosphore organique dissous (POD), à plus de 95% (Vepraskas & Craft, 2015). Ainsi, le P rapidement disponible pour les producteurs primaires est sous forme inorganique dans la solution de sol, c'est-à-dire en phosphore inorganique dissous (PID), et correspond aux orthophosphates (Rydin & al., 2013).

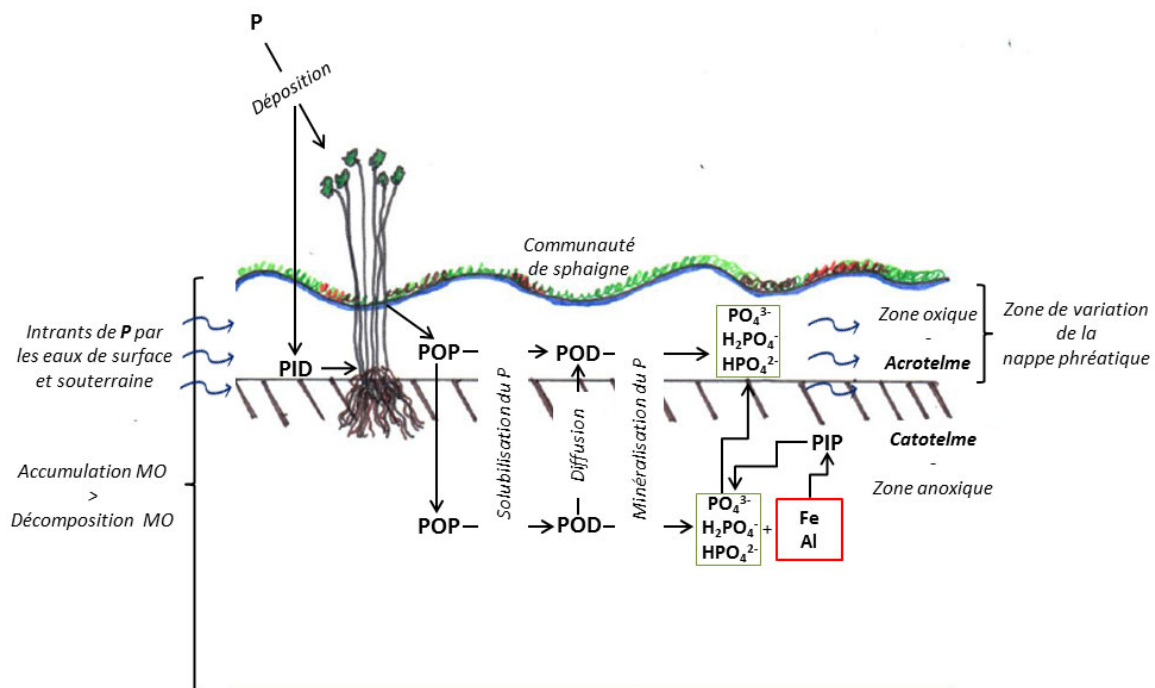


Figure 3. Cycle du phosphore et de ses différentes formes en milieu de tourbière; phosphore organique particulaire (POP), phosphore organique dissous (POD), phosphore inorganique particulaire (PIP) et les orthophosphates ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ). Figure originale par Philippe Major (2018).

Sous des conditions acides et anoxiques, les orthophosphates précipitent rapidement avec le fer (Fe) et l'aluminium (Al) pour former des composés inorganiques insolubles, soit du phosphore inorganique particulaire (PIP) (Stumm & Morgan, 1996). Ces composés phosphorés ne sont toutefois d'aucune utilité pour la croissance des plantes en surface. Pour les sols organiques acides (< 4,5), une diminution de la disponibilité en P pour les plantes en surface a été notée (Lucas & Davis, 1961).

Le P stocké au sein des tourbières boréales a été estimé à environ 0.3 Pg (Wang et al., 2015). Une étude sur la stœchiométrie en C:N:P d'une tourbière ombrotrophe de l'est du Canada (Ottawa) a calculé un taux d'accumulation en P de  $0,017 \pm 0,002 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (Wang et al., 2014). Malgré le fait que les bogs tendent à recevoir moins de nutriments que les fens, une rétention efficace du P par la tourbe des bogs et un recyclage rapide et généralisé du P tendent à équilibrer sa disponibilité entre les types de tourbières (Kellogg & Bridgham, 2003; Wang et al., 2015). En revanche, Bridgham et al. (2006) soutiennent que la disponibilité en P serait supérieure au sein des bogs en raison de leur plus faible composition minérale et de la plus grande fixation du P aux composés organiques des sols minérotrophes. Ainsi, le stock total en P serait plus élevé dans les tourbières recevant plus de nutriments, comme les fens riches. Les tourbières dominées par une végétation arborescente présentent souvent plus de P que tout autre type de tourbière (Rydin & al., 2013). De façon générale, la disponibilité en nutriments, comme le N et le P, peut limiter la production primaire, l'accumulation de tourbe, les échanges biogéochimiques entre les réservoirs pédologiques et atmosphériques et ultimement la capacité de stockage en C (P. Moore, 2002).

## 1.4 Différences biogéochimiques entre sols organiques et sols minéraux

Les milieux humides, notamment les tourbières, se distinguent par leur végétation, leur régime en nutriments, leur régime hydrologique, mais aussi par le type de sol sur lequel ils se développent, soit les sols organiques ou les sols minéraux (Table 1). La distinction entre ces deux sols réside dans le contenu en matière organique ou en carbone organique (C org). Un sol organique, pour être considéré comme tel, doit présenter une concentration en matière organique dépassant 20 à 35 % ou une teneur en carbone organique excédant 12 à 18 %, relativement à la teneur en argile (Kroetsch et al., 2011). Sous ces concentrations, le sol est classifié comme un sol minéral. Pour les sols organiques des tourbières, le C est séquestré par minéralisation et l'accumulation de matière organique, sous des conditions largement anoxiques. La séquestration du C par les sols minéraux est quant à elle issue des dépositions sédimentaires provenant des bassins d'alimentation d'eau en amont et de la production interne de biomasse (Bridgham et al., 2006; Grover et al., 2012).

Mitsch et Gosselink (2013) soutiennent que la disponibilité en nutriments pour les plantes est généralement plus élevée dans un sol minéral que dans un sol organique. Par exemple, la disponibilité en P peut être très faible pour les sols organiques. Bien que les tourbières boisées présentent généralement des concentrations plus élevées en P que les bogs ou les fens, le P demeure un nutriment plus limitant dans le sol des tourbières que pour les sols minéraux (Kellogg & Bridgham, 2003; National Wetlands Working Group, 1997). Néanmoins, une concentration totale en nutriments plus importante est stockée au sein des sols organiques, bien que les nutriments prisonniers de la matière organique soient généralement indisponibles à la croissance des plantes. Ausseuil et al. (2015) ont déterminé que la quantité



de C stockée par unité de surface dans les 30 premiers centimètres de sol était de  $102 \pm 5$  t C ha<sup>-1</sup> pour les sols organiques et de  $121 \pm 24$  t C ha<sup>-1</sup> pour les sols minéraux. Toutefois, à l'échelle de la Nouvelle-Zélande, les sols organiques, plus profonds, stockent  $144 \pm 17$  Mt C comparativement à  $23 \pm 1$  Mt pour les sols minéraux (Ausseil et al., 2015). Une revue de littérature effectuée par Johnston (1991) met en évidence des concentrations par gramme de poids sec (*gram dry weight*) en N deux fois plus élevées dans les sols organiques ( $17$  mg gdw<sup>-1</sup>) que dans les sols minéraux ( $8$  mg gdw<sup>-1</sup>). Les concentrations moyennes en P seraient comparables ( $0.6$  mg gdw<sup>-1</sup>) mais très variables selon la classe de milieux humides (Johnston, 1991). Les concentrations plus élevées en N des sols organiques comparativement à celles des sols minéraux s'expliquent notamment par une minéralisation de la matière organique moins rapide, et donc l'ammonification du N plus lente des sols organiques.

Les marécages sont des milieux humides dominés par de grands arbustes et des arbres matures, couvrant au moins 25% du tapis végétal (Canards Illimités Canada & MELCC, 2016), mais pouvant souvent être confondus avec les tourbières forestières en se basant strictement sur le couvert végétal. Bien qu'ils présentent parfois une faible accumulation de tourbe (<40 cm), ces écosystèmes se développent sur des sols minéraux et leur chimie est influencée par les eaux souterraines minérotrophes (Soil Classification Working Group, 1998). Les marécages présentent donc un éventail de caractéristiques pédologiques qui influencent la capacité de séquestration du C et la rétention des nutriments. En intégrant différents facteurs comme la connectivité hydrologique, les marécages sont à la fois considérés comme des sources ou des puits de carbone et de nutriments (Bowden, 1987; Dalva et Moore, 1991; Wilson et al., 1989). Par exemple, les sols gleysoliques des marécages présentent moins de 2% de (C org.) et n'accumulent généralement que très peu de tourbe (Soil Classification Working

Group, 1998; Thormann et al., 1999). Zoltai et Vitt (1995) soutiennent que les marécages présentant une certaine accumulation de tourbe sont caractérisés par d'importantes fluctuations saisonnières de la nappe phréatique, une plus grande disponibilité en nutriments ainsi qu'une décomposition de la matière organique plus rapide comparativement aux tourbières ombrotrophes, minérotrophes et forestières.

### **1.5 Pressions anthropiques : effets sur le C, N et P des milieux humides**

Bon nombre d'études ont été réalisées sur les impacts de l'étalement urbain, des activités industrielles et de l'agriculture sur la composition floristique des milieux humides et sur les variations de concentrations en nutriments de l'eau et des sols (Bowden, 1987; Houlihan et al., 2006; Lavoie et al., 2012; Tousignant et al., 2010). Par exemple, une fertilisation expérimentale ayant mené à l'eutrophisation de marécages, marais et tourbières minérotrophes a démontré une diminution relative de la richesse en espèces floristiques (D. R. J. Moore et al., 1989; Wheeler & Giller, 1982). En plus d'exercer une pression sur la composition en espèces, les activités anthropiques engendrent une modification des processus physiques et conséquemment une modification des activités biogéochimiques, notamment la capacité de rétention des nutriments.

Certaines espèces de bryophytes du genre *Sphagnum*, largement dominantes au sein des tourbières ombrotrophes, sont très sensibles aux intrants de nutriments et aux changements de rayonnement solaire et de régime hydrologique. En raison de leur taux de décomposition très lent, les communautés de sphagnes sont primordiales à l'accumulation de tourbe et à la séquestration de C au sein des tourbières ombrotrophes (Tousignant et al., 2010). Leur

influence est d'autant plus importante pour la régulation de la chimie et de l'hydrologie de surface du sol tourbeux.

L'extraction de la tourbe à des fins horticoles, le drainage pour les activités agricoles et forestières et la densité des infrastructures routières modifieraient considérablement les conditions de drainage, les échanges chimiques sol-atmosphère et le couvert végétal des tourbières (P. Moore, 2002; Roulet, 2000; Tousignant et al., 2010). En effet, l'extraction des ressources forestières en zone humide, particulièrement au sein des tourbières, engendre une compaction des sols. Une compaction de la tourbe résulte en une augmentation de la densité apparente et une diminution de la conductivité hydraulique du sol, laquelle a tendance à diminuer naturellement avec l'humification graduelle de la tourbe (Holden et al., 2004; Sundström et al., 2000). La conductivité hydraulique, soit la perméabilité des sols à l'eau, est variable le long du profil tourbeux, mais aussi dans le temps, en fonction des variations du niveau de la nappe phréatique (Rydin & Jeglum, 2013). Un drainage artificiel des terres couplé à une compaction de la tourbe entraîne ainsi une diminution de la conductivité hydraulique, une réduction des apports en eau souterraine, un abaissement quasi permanent de la nappe phréatique et une contraction de l'acrotelme (Ivanov, 1981; P. Moore, 2002). La faible disponibilité en oxygène dans le catotelme d'un sol ainsi perturbé modifie la chimie interne de la tourbe en réduisant la respiration racinaire en surface et l'efficacité des réactions d'oxydoréduction (P. Moore, 2002). Néanmoins, une contraction de l'acrotelme conditionne la végétation de surface à des conditions de sécheresse lors des fluctuations de la nappe phréatique (P. Moore, 2002). L'influence de la conductivité hydraulique de la tourbe sur la chimie interne demeure néanmoins peu documentée (Mitsch & Gosselink, 2015).

Le drainage complet ou partiel des tourbières augmente les flux de CO<sub>2</sub> vers le réservoir atmosphérique ainsi qu'une diminution ou un arrêt complet des émissions de CH<sub>4</sub>, notamment en raison de l'abaissement de la nappe phréatique (Glenn et al., 1993; T. R. Moore & Knowles, 1989; Pelster et al., 2008). Cet abaissement assure la reprise des activités biologiques et conséquemment l'augmentation du taux de décomposition de la matière organique et des émissions de C, par minéralisation du C par les organismes hétérotrophes (P. Moore, 2002). Les émissions d'un puissant gaz à effet de serre, le N<sub>2</sub>O, augmentent après le drainage du sol tourbeux. En effet, l'abaissement de la nappe phréatique permet une augmentation de la disponibilité en oxygène (O<sub>2</sub>), intensifiant la minéralisation de la matière organique, la nitrification de ses produits dérivés, la mise en disponibilité du NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pour la dénitrification et l'augmentation des concentrations totales en N et P (Braekke, 1987; Kaunisto & Paavilainen, 1988; Laiho & Laine, 1992). Comme les processus de nitrification et dénitrification libèrent tous deux du N<sub>2</sub>O, ils contribuent conjointement à l'augmentation des émissions de ce polluant vers l'atmosphère, lors du drainage des sols organiques (Ausseil et al., 2015; Page & Dalal, 2011).

Une tourbière ombrotrophe qui tire ses nutriments uniquement d'apports atmosphériques peut être influencée par la proximité de parcelles agricoles et des activités industrielles. Les dépôts atmosphériques issues de l'épandage de composés azotés permettent la décomposition à court terme de la matière organique et réduisent le stock en C des tourbières (Bragazza et al., 2006). Une étude expérimentale réalisée sur la tourbière ombrotrophe Mer Bleue, en Ontario, a démontré que l'ajout de fertilisants composés de N, de P et de potassium (K), entraînait 40% moins de séquestration de CO<sub>2</sub> qu'une zone intacte (Larmola et al., 2013). La litière d'une tourbière ombrotrophe, pauvre en nutriments et riche en composés

phénoliques (provenant des tissus végétaux), inhibe normalement la décomposition de la matière organique par les microbes, assurant l'accumulation de la tourbe sur plusieurs mètres de profondeur (P. Moore, 2002). Sous des concentrations en N élevées, la faible concentration initiale en composés phénoliques encourage l'activité métabolique enzymatique et ainsi la décomposition de la matière organique (Bragazza et al., 2006).

Une modification du couvert végétal des mousses du genre *Sphagnum* vers une végétation plus arbustive peut survenir après un apport excessif en N atmosphérique (Larmola et al., 2013). De plus, les écosystèmes de tourbières peuvent devenir limités en P plutôt qu'en N lorsque les dépôts atmosphériques en N sont importants (Bragazza et al., 2012; Lund et al., 2009). Dans ce cas, la croissance des plantes est inhibée, à la fois par une limitation en P et par des niveaux potentiellement toxiques en N (Gunnarsson & Rydin, 2000; Güsewell, 2005). À l'échelle d'un bassin versant, il existe une relation linéaire positive entre l'abondance des milieux agricoles, la superficie couverte par les milieux humides (marais, lacs peu profond et plaines inondables riveraines) et la rétention en  $\text{NO}_3^-$  en excès dans les cours d'eau à moyen et haut débit (Hansen et al., 2018).

Les infrastructures routières affectent la biogéochimie des milieux humides en altérant l'abondance et la distribution en propagules et conséquemment la richesse en espèces végétales (Houlahan et al., 2006). Une étude de l'effet des sels de voirie (dégivrateurs) sur la biogéochimie des sols conclut que les additifs en chlorure de sodium ( $\text{NaCl}$ ) et chlorure de calcium ( $\text{CaCl}_2$ ) stimulent la croissance d'un tapis microbien ou fongique à l'interface sédiment-eau. S'en suit une production accrue d'ions dissous, l'augmentation des activités et échanges ioniques et une diminution du pH de l'eau interstitielle (Kim & Koretsky, 2013). Les auteurs posent l'hypothèse que les intrants en Ca et la production de nutriments comme le

$\text{NH}_4^+$ , par minéralisation du N, stimuleraient la productivité primaire et la respiration anaérobie des sols des marais et des eaux peu profondes (Kim & Koretsky, 2013).

Comme mentionné, une nappe phréatique affleurante à la surface jumelée à de basses températures permet l'accumulation de matière organique et de C, N et P dans la tourbe (Gorham, 1991; Wang et al., 2015). Certaines recherches arguent que des températures atmosphériques plus élevées pourraient engendrer une augmentation de la productivité primaire et de la décomposition de la matière organique, menant respectivement à une augmentation et à une diminution en C dans la tourbe (P. Moore, 2002). Liu et al. (2017) ont démontré qu'une augmentation de la température moyenne pour une région du nord-est de la Chine conduirait à une diminution des concentrations en C org, N et P dans la tourbe. À l'opposé, un réchauffement des températures favoriserait des périodes de croissance plus longue et plus chaude stimulant la productivité primaire nette (PPN) et l'établissement rétroactif de bryophytes du genre *Sphagnum* liées à une acidification de la chimie de surface des tourbières (Loisel & Yu, 2013). Une augmentation des températures augmenterait donc la capacité de stockage et les taux d'accumulation en C des tourbières.

## **1.6 Estimation des stocks en C**

Les tourbières jouent un rôle important dans le cycle global du C et la rétention des nutriments. Les nombreuses pressions anthropiques, incluant les changements climatiques, modifient l'équilibre biogéochimique de ces écosystèmes. L'estimation des stocks en C des tourbières et de leur distribution permet de mieux comprendre leur rôle dans le cycle global du carbone et d'en assurer une gestion adéquate, en priorisant notamment les secteurs à fort stockage de C dans les stratégies de conservation. Les stocks de carbone peuvent être calculés

de différentes façons selon les données disponibles et les objectifs poursuivis, soit par volume de tourbe (1), par densité de carbone (2) et par reconstitution historique (3) (Loisel et al., 2017; Yu, 2012). Les trois approches nécessitent des informations sur la superficie des tourbières, la densité apparente de la tourbe ( $\text{g cm}^{-3}$ ), la profondeur de tourbe et les concentrations élémentaires en C. La densité apparente de la tourbe est un paramètre important pour estimer les stocks en C d'une tourbière. En effet, il existe une relation significative positive entre le degré d'humification de la tourbe, la profondeur et la densité apparente de la tourbe (Rezanezhad et al., 2016).

L'approche par volume de tourbe se base sur une profondeur de tourbe moyenne et l'aire de la tourbière pour en dériver un volume de tourbe. Le stock en C est déterminé en utilisant une densité apparente moyenne et une concentration en carbone assumée ou moyennée (Gorham, 1991). Cette approche simplifiée assume qu'une valeur de concentration en carbone moyenne est représentative malgré le fait que les concentrations et les ratios stœchiométriques du C et des nutriments ainsi que la densité apparente diffèrent le long du profil de tourbe (Wang et al., 2014). L'approche par densité de carbone est basée sur une valeur de densité en C moyenne par unité de surface ( $\text{kg m}^{-2}$ ) issue de plusieurs données disponibles. Le stock total en C est obtenu en multipliant la superficie totale des tourbières étudiées à la densité de carbone moyenne (Bridgham et al., 2006). Enfin, l'estimation par reconstitution historique collige les données sur les taux d'accumulation de C par unité de surface par année ( $\text{kg C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ ) pour estimer des quantités de C stockés pour des intervalles spécifiques (i.e chaque 1000 ans), tout en considérant les changements dans la superficie couverte par les tourbières à travers les années depuis le début de l'Holocène (Yu, 2012; Yu et al., 2010).

Les estimations qui découlent de ces approches sont incomplètes lorsqu'elles

considèrent uniquement la profondeur maximale et les concentrations en C d'un seul profil de tourbe. Le bassin d'accumulation de tourbe est souvent réduit à un simple rectangle lorsque la profondeur maximale ou moyenne est utilisée alors que la morphologie du bassin d'accumulation de tourbe peut être irrégulière et complexe (Beilman et al., 2008; Fyfe et al., 2014). Bref, les incertitudes liées à ces approches peuvent entraîner une surestimation ou une sous-estimation du stock total en C.

Ces méthodes n'ont pas été appliquées et évaluées pour le N et le P car très peu d'attention est donnée aux stocks de ces nutriments qui pourtant jouent un rôle important dans la croissance des plantes, la décomposition de la matière organique et le stockage en C. Les quantités de N et P accumulées dans les tourbières nordiques est actuellement estimée en utilisant des ratios stœchiométriques en C:N et C:P et une valeur de C déterminée par l'une des trois approches (Wang et al., 2015).



## **1.7 Objectifs de recherche**

Très peu d'études s'intéressent aux stocks de C des tourbières à l'échelle régionale, tout en considérant le type de tourbière et la morphologie du bassin d'accumulation de tourbe. De plus, aucune recherche n'a encore estimé les stocks régionaux en N et P des tourbières. Mon projet de recherche vise à i) déterminer la bathymétrie de tourbe pour différents types de tourbières, ii) estimer les stocks en C, N et P pour chacune des tourbières étudiées et iii) extrapoler ces stocks pour les tourbières d'une région en considérant l'influence des caractéristiques biophysiques et physiques. L'objectif général de ce projet de recherche est de fournir à la communauté scientifique et aux instances décisionnelles une nouvelle méthode spatiale d'estimation des stocks en C et en nutriments des tourbières pour mieux en assurer leur gestion.

## **Chapitre 2. Regional estimation of C, N, and P stocks in peatlands of southern Quebec**

### **2.1 Avant-propos**

Cet article scientifique sera soumis à la revue *Wetland Ecology and Management* dont l'intérêt est d'encourager l'échange de connaissances entre les gestionnaires du territoire, les scientifiques et les autorités provinciales, nationales et internationales sur les politiques de conservation des milieux humides. L'objectif de cette recherche était de fournir une estimation régionale des nutriments stockés au sein de tourbières subboréales.

Cette étude a été conçue par Julie Talbot, professeure en géographie et Roxane Maranger, professeure en biologie. J'ai participé à la réflexion ainsi qu'à l'élaboration des plans et méthodes d'échantillonnage. J'ai pris en charge la logistique et effectué la direction des travaux, incluant la prise d'échantillons lors des campagnes de terrain. J'ai réalisé l'essentiel des analyses en laboratoire. Le traitement des échantillons au CN élémentaire a été réalisé par Dominic Bélanger du Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL). J'ai personnellement réalisé l'ensemble des analyses statistiques et figures du présent article. Finalement, j'ai assuré la rédaction de cet article sous la supervision de Julie Talbot et Roxane Maranger, qui ont aussi participé à l'enrichissement linguistique et scientifique des propos.

## 2.2 Abstract

Northern peatlands are important carbon (C) sinks (~500 Pg), and as their peat consists of partially decomposed organic matter, they also store substantial amounts of nitrogen (N) (~18 Pg), and phosphorus (P) (~0.3 Pg). Although global estimates of C stored in peat has received a lot of attention, C and nutrients stocks are poorly assessed at that scale, and regional estimations of all elements stored in peat are lacking. Furthermore, peat depth variability is often ignored in actual peat C, N, and P pool size estimations. Here, we provide a spatially-explicit regional estimate of peat C, N, and P stocks based on 28 elemental peat profiles and detailed peat basin bathymetry in a 1340 km<sup>2</sup> region of southern Quebec. Average peat depth was similar between fens and forested peatlands (2.3 and 2.0 m respectively), but these were significantly different from bogs (4.4 m). Peat C and N densities followed these same patterns. Although differences were not statistically significant, peat P density varied among all peatland types. Density was highest in forested peatland and similar per unit square area between bogs and fens, despite the fact that fens were half the depth of bogs. Elemental stocks for the 28 peatlands determined using detailed bathymetry were upscaled based on relationships between peat stocks and peatland area, which varied among peatland types. Total peat C, N, and P stocks were estimated as  $\sim 5.65 \pm 0.26$  Tg C,  $\sim 230.5 \pm 10.3$  Gg N, and  $\sim 21.8 \pm 0.6$  Gg P, in this region with spatially distinctive hotspots within the landscape. This study clearly demonstrates the importance of basin heterogeneity in estimating peat stocks at the regional scale.

**Keywords:** Peatlands, stocks, peat bathymetry, upscaling, carbon, nitrogen, phosphorus

## 2.3 Introduction

Northern peatlands, covering 2.4-4 million km<sup>2</sup>, are a relatively small but consistently stable C sink since the beginning of the postglacial period, storing 234-621Gt C (Yu, 2012). These broader scale regional stocks are based on global estimations of average peat volumes and C density (Yu, 2012). Peat C estimations are often calculated using a single or a few values to estimate mean peat depth, as well as average peat bulk density and average peat C content from a single deep core (Loisel et al., 2017; Yu, 2012) and as such, global estimates in peat are highly uncertain. Variability in C content through peat profiles together with the delimitation and classification of different peatland types at more regional scales that include peat depth variations due to peat basin heterogeneity may help to minimize the uncertainty of these global peat C stock estimates (Loisel et al., 2017). For example, van Bellen et al. (2011) found that by not taking peatland morphometry into account resulted in an overestimation C stock by 23 to 61% in three ombrotrophic peatlands located in the James Bay Lowlands of eastern Canada.

Peatlands are often N-limited or N and P co-limited (Wang et al., 2014, 2015), which affects primary production, organic matter decomposition, and ultimately, peat C storage processes. Peat N and P storage have been estimated based on average C: nutrient stoichiometric ratios along peat profiles. As such, northern peatlands may have accumulated 8-18.5 Pg N and 0.34 Pg P since the Last Glacial Maximum (Limpens et al., 2006; Wang et al., 2015). However nutrient concentrations and stoichiometric ratios not only differ between surface layers and lower depths, but also among different peatland types (Kellogg & Bridgham, 2003; Vitt et al., 1995; Wang et al., 2015). Bogs are hydrologically isolated,

*sphagnum*-dominated, and nutrient-poor peatland ecosystems that get their nutrients solely from atmospheric deposition and N-fixation. Hydrologically connected to ground and surface water, minerotrophic peatlands (fens) are more nutrient-rich (Rydin & Jeglum, 2013). Across ombrotrophic-minerotrophic gradients, mineralization and therefore availability of N and P tends to increase in peat (Kellogg & Bridgham, 2003; Vitt et al., 1995). Little is known about nutrient retention capacity of forested peatlands and their role in total C pool size of northern peatlands. Indeed, forested peatlands might represent a regionally significant stock of stored C and nutrients in many areas due to proportionally high areal coverage and high peat bulk density (Ott & Chimner, 2016). Mapping the spatial heterogeneity of peatland C, N, and P stocks at regional scales to identify hotspots of disproportionate elemental storage (McClain et al., 2003) remains rare, but may be essential for conservation purposes.

Anthropogenic disturbances, including climate change, drainage for forestry, industrial, and agricultural activities affect biogeochemical processes within peatlands, consequently modifying C, N, and P storage and retention capacity (Bragazza et al., 2012, 2006; Loisel & Yu, 2013; Pelster et al., 2008; Roulet, 2000; Turunen et al., 2004). Despite their importance in storing C and nutrients, only a few studies have estimated regional peatland C stocks, while simultaneously considering peatland type and basin morphometry (Beilman et al., 2008; Buffam et al., 2010). None to our knowledge have estimated N and P stocks at a regional scale while considering these features. Here we provide a spatially-explicit regional estimate of peat C, N, and P stocks by peatland type, and considering basin morphometry. Our objectives were to (1) determine peat bathymetry for different peatland type; (2); calculate peat C, N, and P stocks, and (3) upscale stocks at regional scale for all peatlands. To do so, we surveyed bogs, fens, and forested peatlands within a 1340 km<sup>2</sup> region with a 4.5% peatland cover in a rapidly

developing area of Quebec. Basin morphometry, interpolated using probed peat depth, combined with detailed elemental content were used to obtain peat C, N, and P stocks among different peatland types. Peatland type-specific stock models were developed using different biophysical and physical variables from remotely sensed data. This not only enabled a more accurate regional scale estimates of peat C, N, and P pool sizes by peatland type, but the ability to identify storage hotspots and their distribution within the landscape.

## **2.4 Material and methods**

### **2.4.1 Study Region**

The study was conducted in the Argenteuil Regional Municipality County, located 80 km northwest of Montreal, Quebec, Canada. The County is about 1340 km<sup>2</sup> distributed in two geological provinces; the St. Lawrence Lowlands (22.5%) and the Laurentian southern region (77.5%) and has a high density of wetlands covering 12.6% of the area. The climate is warm-summer humid continental, with a mean annual air temperature of  $6.0 \pm 0.9$  °C and a mean annual total precipitation of 1150.5 mm for the interval 1981-2000 at Lachute meteorological station (at the border of the two geological regions; 45°39'N, 74°20'W) (Environment Canada, 2017). This study region was selected based on the availability of accurate wetland maps and wetlands distribution, interspersed among two different geological regions and both pristine and disturbed landscapes, representing general wetlands spatiality of southern Quebec. Based on an adapted version of *The Canadian Wetland Classification System* (1997), wetlands of the region were mapped and classified in seven different classes; shallow waters, marshes, wet meadows, swamps, bogs, fens, and forested peatlands (Canards Illimités Canada & MELCC, 2019). Based on existing wetlands maps, swamps are the most prevalent and account for 42.1

% of all wetland types, while forested peatlands, fens, and bogs account for 21.2%, 14.6%, and 0.16%, respectively. Swamps are found on mineral soil, and are mostly dominated by mature trees and tall shrubs covering at least 25% of the canopy, including northern white cedar (*Thuja occidentalis*), red maple (*Acer rubrum*) and speckled alder (*Alnus incana ssp. rugosa*). Forested peatland is a peatland subclass identified by Duck Unlimited Canada. Vegetation is characterized by trees of at least 4 m covering 25% or more of the entire peatland, including mostly black spruce (*Pinus mariana*), tamarack (*Larix laricina*) and balsam fir (*Abies balsamea*). Forested peatland are not defined by a specific pH, but generally present a low-nutrient regime, similar to bogs, defined as peatlands with a pH lower than 4.8 (National Wetlands Working Group, 1997). Bogs are dominated by mosses (*Sphagnum spp.*) and sparse shrubs (*Chamaedaphne calyculata*, *Rhododendron groenlandicum*, *Kalmia angustifolia*). Fens found in the region are poor to moderately rich (pH 4.5-7.0) characterized by tall shrubs (*Salix spp.*, *Alnus incana ssp. rugosa*) and important graminoid cover (*Cyperaceae*, *Poaceae*). Of all wetlands, peatlands (n=3113) cover about 61 km<sup>2</sup>, or about 4.6% of Argenteuil region.

Structured by the last deglaciation 10 500-13 000 years BP (Prichonnet, 1977), the St. Lawrence Lowlands province is mostly composed of large swamps and marsh complexes (~3.1 to 6.8 ha) and wide forested peatlands (~6.6 ha), generally clipped by anthropogenic disturbance. Superficial material underneath peat deposits, when present, is characterized by marine silt and clay, inherited from the Champlain Sea retreat (Prichonnet, 1977). The Laurentian province is characterized by the presence of several intact peatland complexes consisting of a mosaic of various peatland types as well as a large amount of small isolated forested peatlands, swamps, and shallow water areas (~1 ha). Peatlands complexes typically

include one or more bogs, bordered by forested peatlands and fens. Based on radiocarbon dating of basal peat, peatland formation was initiated between 6140 and 6700 calibrated 14C years BP (cal. BP) in the St. Lawrence Lowlands province, while peatlands initiation in the Laurentian province was between 7795 and 9815 cal. BP (Major, 2019; unpublished data).

### 2.4.2 Sites Selection

For site selection, a preliminary survey using existing maps (Canards Illimités Canada and MELCC 2019) was conducted to assess the accuracy of peatland classification type, which was based on aerial images of vegetation type and that did not consider peat depth. After field validation, we found that six swamps had enough peat to be considered peatlands and were thus reclassified as forested peatlands. Five bogs, seven fens, and 16 forested peatlands, which included the six that were initially classified as swamps for a total of 28 sites

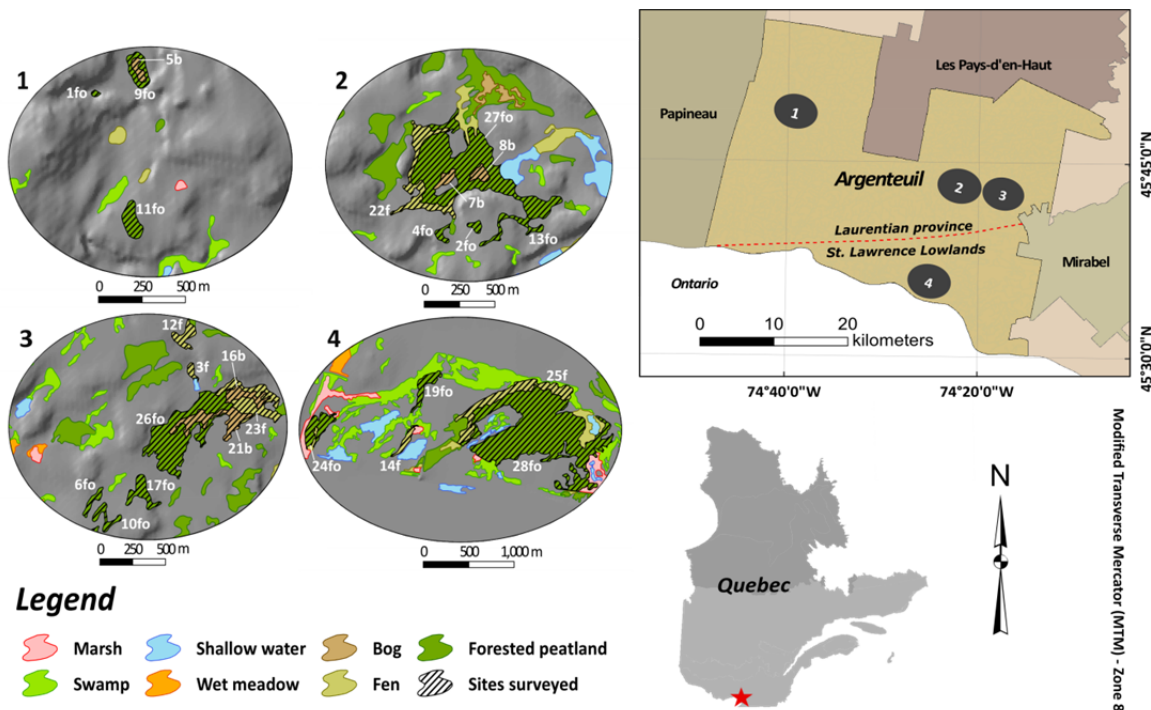


Figure 4. Location of the study region and sampled site location within the four sub-study zones. Zones extents are hillshade maps based on digital elevation model (DEM). Argenteuil County and Quebec extents are from the cartographic dataset of the Quebec government. Note that 2 forested peatland and 1 fen are not displayed for map quality purposes.



were selected for further assessment (Table 2). These 28 sites were clustered in four zones of 4 km<sup>2</sup>, chosen for their accessibility, scattered in northwestern, northeastern and southeastern Argenteuil County, and that included both peatlands complexes and different isolated peatlands within the region (three in the Laurentian province and one in the St. Lawrence Lowlands) (Figure 4).

### **2.4.3 Sample collection**

For three subplots at each site, depth to water table (DWT) was measured in a hole dug in the peat once the water table was left to equilibrate. Water was sampled about 10 cm below the water table for pH measurements in the lab. Water samples were stored in 10 ml polyethylene tubes and stored at 4 °C until analysis. Samples were analyzed as soon as possible using a Fisherbrand™ accumet AB150 pH meters. The degree of humification for the first 1.6 m of peat was recorded at 10 cm intervals using the Von Post scale at these specific locations from peat subsamples collected using a Russian corer (von Post, 1922). Within a 10 m radius from the sampling hole, the three dominant species from each main vegetation strata (moss, herbaceous, shrubs and trees) were identified and their cover percentage visually estimated to the closest 10% to determine the wetland plant community type (Table 2).

To estimate peat C, N, and P stocks within the Argenteuil region, all 28 sites were manually probed for peat depth until contact with mineral surface using threaded steel rod peat-depth probes of 36" (91.44 cm) by 1/2" (1.27 cm) connected with zinc hex-shaped coupling nuts of 1/2" (1.27 cm). Peat depths were measured at a minimum of 10 locations in two approximately perpendicular transects, readjusted for every peatland's individual shape and area and taking into account accessibility. Although we refer to the measured depth as

‘peat depth’, it should be noted that, because we used metal rods and did not extract samples of the probed sediments, unconsolidated lake-bottom sediments may also be included in what we refer to as ‘peat’.

Table 2. Location and description of peatland sites surveyed during Summer 2018, ordered by ascending peatland area.

Site ID <sup>a</sup>	Longitude (W)	Latitude (N)	Wetland plant community type <sup>b</sup>	Surface pore water pH <sup>c</sup>	Water table depth (cm) <sup>c</sup>	Area (ha) <sup>d</sup>
1fo	74°39'5"	45°48'44"	Treed (mixed wood) swamp	5.87	22	0.12
2fo	74°20'43"	45°42'29"	Treed bog	4.17	18	0.51
3f	74°15'35"	45°43'10"	Graminoid fen	4.94	14	0.52
4fo	74°20'56"	45°42'27"	Treed (mixed wood) swamp	4.51	16	0.57
5b	74°38'54"	45°48'49"	Shrubby bog	3.79	16	0.58
6fo	74°16'10"	45°42'39"	Treed (mixed wood) swamp	4.79	18	0.87
7b	74°20'54"	45°42'39"	Shrubby bog	3.78	17	0.89
8b	74°20'43"	45°42'41"	Shrubby bog	3.82	12	1.02
9fo	74°38'52"	45°48'50"	Treed bog	3.85	11	1.12
10fo	74°16'5"	45°42'36"	Treed (mixed wood) swamp	4.39	36	1.31
11fo	74°38'56"	45°48'23"	Treed (mixed wood) swamp	4.50	14	1.49
12f	74°15'37"	45°43'18"	Treed fen	5.44	0	1.68
13fo	74°20'37"	45°42'27"	Treed (mixed wood) swamp	4.27	18	1.71
14f	74°24'57"	45°35'2"	Treed fen	6.55	10	1.90
15fo	74°19'9"	45°42'54"	Treed (mixed wood) swamp	5.91	8	1.90
16b	74°15'17"	45°43'4"	Shrubby bog	3.83	17	2.08
17fo	74°15'53"	45°42'41"	Treed (conifer) swamp	3.93	25	2.25
18f	74°19'1"	45°42'47"	Shrubby-graminoid fen	4.74	16	2.98
19fo	74°24'50"	45°35'20"	Treed (mixed wood) swamp	6.35	38	3.70
20fo	74°16'14"	45°42'30"	Treed (mixed wood) swamp	4.28	21	4.35
21b	74°15'29"	45°42'59"	Shrubby bog	4.29	10	4.61
22f	74°21'4"	45°42'34"	Treed fen	4.31	14	5.64
23f	74°15'11"	45°43'6"	Treed-shrubby fen	4.57	10	5.69
24fo	74°25'43"	45°35'7"	Treed (mixed wood) swamp	6.50	7	5.79
25f	74°24'10"	45°35'18"	Graminoid fen	6.43	0	13.32
26fo	74°15'43"	45°42'52"	Treed bog	4.27	14	14.15
27fo	74°20'58"	45°42'43"	Treed bog	3.80	20	23.13
28fo	74°23'50"	45°35'7"	Treed (mixed wood) swamp	6.22	54	72.70

<sup>a</sup> Letters refers to an adapted wetland classification system of Canards Illimités Canada & MELCC (2019): b, bog; f, fen; fo, forested peatland.

<sup>b</sup> Community types are based on dominant vegetation from the three plots among each (Smith et al., 2007).

<sup>c</sup> Data are mean surface pore water pH and mean WTD from the three plots among each peatland.

<sup>d</sup> Area of individual peatland was remotely sensed using existing maps of Canards Illimités Canada & MELCC (2019).

Of the 28 sites, half (14 sites) were selected for core sampling. A single peat core was extracted from the deepest probed peat depth location for all selected sites. A total of 53 m of materials, including peat, gyttja, and marine deposit, was extracted from three bogs, three fens and eight forested peatlands. For each peat core, a graduated 50 cm PVC tube was used to sample surface layer living peat material (~30 cm). Then, a Russian corer (50 cm length x 52 mm diameter) was used to extract a complete soil profile up to bedrock or mineral layers. Semi-cylindrical cores were collected at every 50 cm in two alternating boreholes, with a 5 cm overlap between all samples section. Individual sections were transferred to semi-cylindrical hard PVC tube of 50 cm length by 50 mm diameter, wrapped with polyethylene cling film and stored at 4 °C during transport. Some peat cores were incomplete due to under layer obstacles, such as undecomposed trees. In these cases, the maximum peat depth was considered the end of the soil profile.

#### **2.4.4 Elemental analyses**

Each peat core was sliced at 1 cm interval and stored in individual plastic bags at 4 °C. For the first 50 cm, samples were analyzed for C, N, and P content, bulk density (BD) and organic matter (OM) content at 10 cm intervals, and at 30 cm intervals for the rest of the cores (n=235). Bulk density was determined by drying 1 cm<sup>3</sup> subsamples at 60°C for 72 hours to remove water content from peat. A loss by ignition procedure was used to calculate OM content within samples by heating samples to 550°C for four hours, as suggested by Chambers et al. (2010).

$$\text{Bulk density (g cm}^3\text{)} = \frac{\text{weight of dry sample}}{\text{volume of sample}} \quad (1)$$

$$\text{Organic matter (\%)} = \frac{\text{weight of 550 }^{\circ}\text{C sample}}{\text{weight of 60}^{\circ}\text{C dry sample}} \quad (2)$$

Samples for C and N analyzes were dried at 60°C for 72 hours and then grinded with a mortar and pestle to obtain a homogeneous matrix. Samples containing 30% or more of organic matter were classified as organic horizon type and sub-sampled with 2 mg of material. All samples were pressed in a tin capsule before analysis in a Thermo Scientific™ EA-1108 CHNS-O Element Analyzer.

P concentration was measured with an X-ray Fluorescence (XRF) scanning method. Pressed pellets (13 mm diameter x 10 mm thickness) were prepared with 3 ml dried (60°C for 72 hours) and ground material (<60 μm) using a planetary ball mill (Retsch® PM400 for 5 minutes at 400 rpm) and a high hydraulic press (Reflex Press™ at 4000 psi). XRF scanning procedures were applied with an Olympus Vanta M Series X-Ray fluorescence spectrometer system with a Rhodium 50 kV end window x-ray tube and a large silicon drift detector. Geochem calibration mode was used, consisting of two built-in beam filters operated at 40 kV for heavier elements and 10 kV for lighter elements, including phosphorus (Frahm, 2017). Pellets were analyzed for 120 seconds on each beam. Counts per second were adjusted to concentrations from five customized standards made of cellulose, lignin, xylose, gallic acid and MgPO<sub>4</sub> to emulate the chemical proportions of cellulose (32%), lignin (28%), hemicellulose (25%) and tannins (15%) forming peat soils. This procedure minimized matrix effects relative to using typical X-ray fluorescence standards with a dominant inorganic component. The linear relationship between counts per second and P concentrations of the standards was highly significant ( $R^2 = 0.998$ ,  $P < 0.001$ ). XRF analyzer drift was verified along sample procedure at 25 pellets interval with silica blank. At the same interval, P

concentration uncertainties were measured by running triplicates. C, N, and P results were respectively expressed in a weight percent basis (volumetric content) (wt%). Scheme of sampling intervals of peat cores is presented in appendix A.

#### **2.4.5 Biophysical and physical data**

To determine which factors influenced C, N and P densities and stocks differences among peatland classes across space, different physical and biophysical variables were extracted for each site using ArcMap 10.6.1 (ESRI, 2018). Data were retrieved from specific map layers: a derived LiDAR product (Light Detection and Ranging) map, including a 1m<sup>2</sup> resolution DEM, a 1m<sup>2</sup> canopy height model (CHM) and a 2m<sup>2</sup> resolution slope model, a superficial deposit raster map (MFFP, 2019) and a wetland map of southern Quebec from Ducks Unlimited Canada (Canards Illimités Canada & MELCC, 2019). For each site, mean slope (%), mean elevation (m) and mean canopy height (m) were extracted from the derived LiDAR product. Dominant superficial deposit under each peatland was identified by intersecting the superficial deposit raster map with the wetland map, yielding five different deposit categories (organic, medium glacial till, thin glacial till, marine and glacio-fluvial deposit). Finally, area and perimeter of each peatland were extracted from the wetland map of southern Quebec based on the North American Modified Transverse Mercator (MTM) zone 8 projection (Table B1 in appendix B).

#### **2.4.6 Statistical analysis**

##### **2.4.6.1 Interpolation of peat depth**

For each of the 28 sampled sites, peat depth at 1m<sup>2</sup> cell size was calculated using the natural neighbor interpolation (NNI) (Sibson, 1981). This technique, also call the *weighted*

*average method*, is a local interpolation method using neighboring Voronoi diagram of the closest subset scattered data points (Bobach, 2009; Fan et al., 2005; Park et al., 2006). Local Geary's C analysis was conducted to confirm spatial autocorrelation between peat depths of different peatland types (Larocque, 2017):

$$f(x_0) = \sum_{i \in N_0} \lambda_i z_i \quad (3)$$

where  $\lambda_i$  is the area contributed by polygon  $i$  divided by the total area of the query point polygon,  $z_i$  is an estimated value for each polygon  $i$  and  $f(x_0)$  is the interpolated value at the query position.

As natural neighbor interpolation is defined inside the convex hull of sampled data, peatland edge depth was needed to avoid the loss of information (Bobach, 2009; Buffam et al., 2010). Field validation conducted in a subset of nine peatlands in summer 2019 revealed an edge peat depth mean of 60 cm. However, to follow a conservative approach and avoid overestimation of C, N, and P stocks, edge depth was fixed to 40 cm, according to the definition of peatlands by the National Wetlands Working Group (1997). A leave-one-out cross validation (LOOCV) procedure was performed on individual probed peat depths dataset. Therefore, the NNI model was applied as many times as the number of points in the dataset ( $N$ ), leaving out a different probed peat depth every time ( $N-1$ ). Probed depths in peatland mosaics with common edges were merged for NNI and LOOCV procedures. Edge peat depths were added to every sub-dataset derived from LOOCV before performing NNI. The mean of all predicted depths among the sub-dataset was measured in order to obtain the most low-variance peat depth dataset. At the end, a single raster of  $1\text{m}^2$  cell size resolution covering peatland boundaries was generated for each site. Occurrence of every depth was obtained by

summarizing peat depth datasets. In other words, a clear “peat bathymetry” was obtained, giving pixel number, peat volume and C, N, and P stocks (kg) for every 1 cm soil layer of individual sampled peatlands. Metrics statistics summary of individual and merged peatland models were calculated between measured and mean predicted peat depths (RMSE & MAE). All statistical analysis were performed with R, version 3.1.1 (R Core Team, 2016), and ArcPy Python site package from ArcGIS 10.6.1 (ESRI, 2018).

#### **2.4.6.2 Interpolation and estimation of peat C, N, and P content**

In order to calculate peat C, N, and P content for each peatland, a modified carbon density approach using basin morphometry was used (Yu, 2012). Linear interpolation of C, N, and P and BP across sampling intervals was first conducted on each of the 14 peat cores in order to obtain a complete elements concentration profile.

For each 1 cm soil layer, C, N, and P concentrations were calculated multiplying individual elementary concentration with associated BD. Mean elementary C, N, and P concentrations and mean BD of each depth by peatland class (bog, n=3; fen, n=3 and forested peatlands, n=8) were used for sites where peat cores were not sampled (n=14). Cumulative C, N, and P concentrations were then calculated for each depth, resulting as the total C, N, and P stocks by individual pixel (kg C m<sup>-2</sup>, kg N m<sup>-2</sup>, kg P m<sup>-2</sup>):

$$S_N = \sum_{k=1}^N (a_k \cdot BD_k) \quad (4)$$

where  $a_k$  is the nutrient elementary concentration,  $BD_k$  is the bulk density (g cm<sup>-3</sup>) and  $S_N$  is the cumulative concentration of nutrient (kg m<sup>-2</sup>), for each 1 cm interval up to the end of peat profile.

Finally, in order to have total C, N, and P for all pixels of the same depth (kg), C, N, and P stocks were multiplied by the number of pixel of each depth. For all sampled sites, total C, N, and P stocks of peat (kg), including the few underlying mineral horizons, was calculated by adding all stocks per layer, and reported in total kg:

$$TS = \sum_{i=1}^n CS_p = S_N * D_p \quad (5)$$

where  $D_p$  is the number of pixel of each depth and  $CS_p$  is the total nutrient stock (kg), for each 1 cm interval from depth to surface profile (reverse cumulative sum) and  $TS$  is total nutrient stock (kg) for all peatland volume.

#### **2.4.6.3 Regional upscaling of peat C, N, and P stocks**

To upscale the results of our peatland C, N, and P stocks to the entire region, we tested the relationship between C, N, and P densities or stocks and a variety of biophysical and physical variables that can be derived from spatial datasets (slope, elevation, canopy height, peat depth, area and perimeter) using an analysis of covariance (ANCOVA). Variables were natural log transformed to insure a normal distribution. Homogeneity of variance and normality of residuals were assessed using parametric Levene's test and Kolmogorov-Smirnov test, respectively (Borcard et al., 2011). C, N, and P densities and stocks were used as response variables, biophysical and physical variables as predictors and peatland classes were categorical. When significant differences between peatland classes were highlighted, Tukey multiple post hoc comparison tests were performed to identify which pairs of groups were different. The relationships between C, N, and P stocks and biophysical and physical variables were tested using Pearson's ( $r$ ) correlation.



To predict peat C, N, and P stocks of all peatlands within the region, we used linear regression models. Based on ANCOVA and Pearson’s correlation results, models were built considering peatland classes and using area as predictor variable. Significance of models and coefficients was assessed as well as a change in the slope using Davies’ test.

In order to compare our results to other, more rapid peat C stock assessment methods, three other scenarios were tested. Peat C, N, and P stocks were estimated using the mean of all probed peat depth (n=446) (scenario 1), using the maximum peat depth of each sampled peatland (n=28) (scenario 2), and using the most easily accessible probing site that is within the peatland but in close proximity to a road (scenario 3). Calculations for the three scenarios were performed using mean bulk density and mean peat C, N, and P concentrations derived from elementary and X-ray analysis.

## 2.5 Results

### 2.5.1 Interpolation of peat depth

In terms of regional areal coverage based on existing maps (Canards Illimités and MELCC 2019), and corrections as a function of our field validation, bogs were found to be generally smaller in size overall and represented the lowest total area of all peatlands within the study region (Table 3). Forested peatlands were dominant representing more than half of the areal surface of all peatland types at about 60% of total.

Table 3. Summary of physical properties by peatland type.

Peatland type	Mean area ± s.d (ha)	Total area (ha)	Mean perimeter ± s.d (m)
Bog (n=27)	1.02 ± 0.95	27.7	668 ± 510
Fen (n=1276)	1.94 ± 3.2	2481.1	899 ± 881
Forested peatland (n=1805)	1.97 ± 4.6	3565.8	745 ± 837

A total of 446 peat depths were measured in the 28 sites representing the three peatland types. The mean peat depth per site ranged from 0.4 to 7.8 m, with an average of  $2.5 \pm 2.4$  m (SD) when all types of peatlands are merged (Table 4). The maximum depth recorded was 10.20 m. Using a one-way ANOVA analysis, we found significant differences in mean peat depth between fens and forested peatlands as compared to bogs ( $P < 0.05$ ), where bogs were on average twice as deep as the other peatland types (Figure 5). Although there was no significant difference between fens and forested peatlands, forested peatlands apparently had two

Table 4. Peat depth measurements by peatland type.

Peatland type	Mean peat depth $\pm$ SD (minimum-maximum) (m) <sup>a</sup>	Minimum peat depth (m)	Maximum peat depth (m)
Bog (n=5)	$4.4 \pm 2.6$ <sup>a</sup>	0.40	10.20
Fen (n=7)	$2.3 \pm 2.5$ <sup>b</sup>	0.15	10.16
Forested peatland (n=16)	$2.0 \pm 1.9$ <sup>b</sup>	0.15	9.14

<sup>a</sup> Data with the same letter are not statistically different, while those with different letters are statistically different ( $P < 0.05$ ).

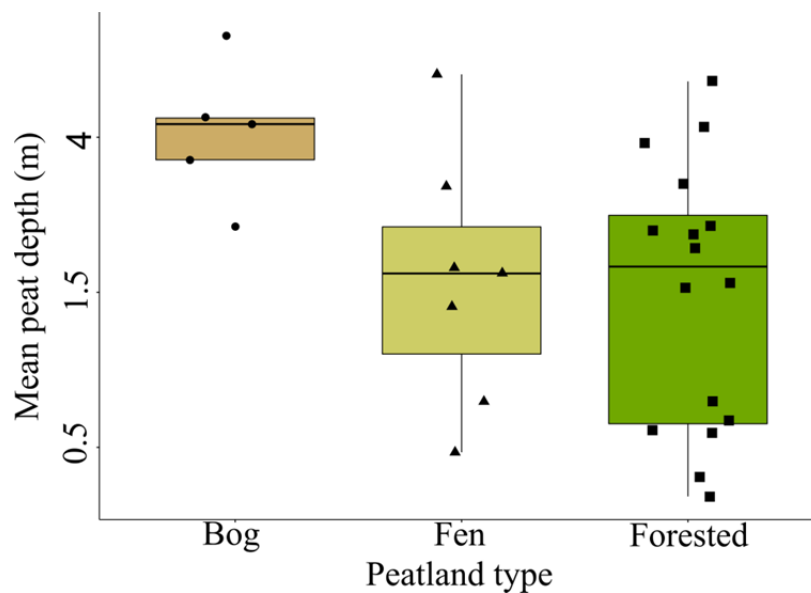


Figure 5. Mean peat depth differences between peatland types. One-way ANOVA analysis and Tukey multiple comparison post hoc tests showed significant differences in mean peat depth depending on peatland type.

different peat depth clusters, with approximately a third of the sites with peat less than 1 m, and the rest with peat deeper than 1.5 m.

Local Geary's C calculations showed a positive spatial autocorrelation between peat depth values within a certain distance that was specific to the different peatland types (Figure 6). Bog peat depths are autocorrelated up to a distance of 175 m. A positive spatial autocorrelation was also found for fen peat depths, but up to distance of 125 m whereas the distance for forested peatlands was 475 m. Spatial autocorrelations of peat depth values within individual and merged peatland sites were also evaluated. A few sites showed weak positive spatial autocorrelations in low distance ranges (< 30m), with Geary's C values close to 1.

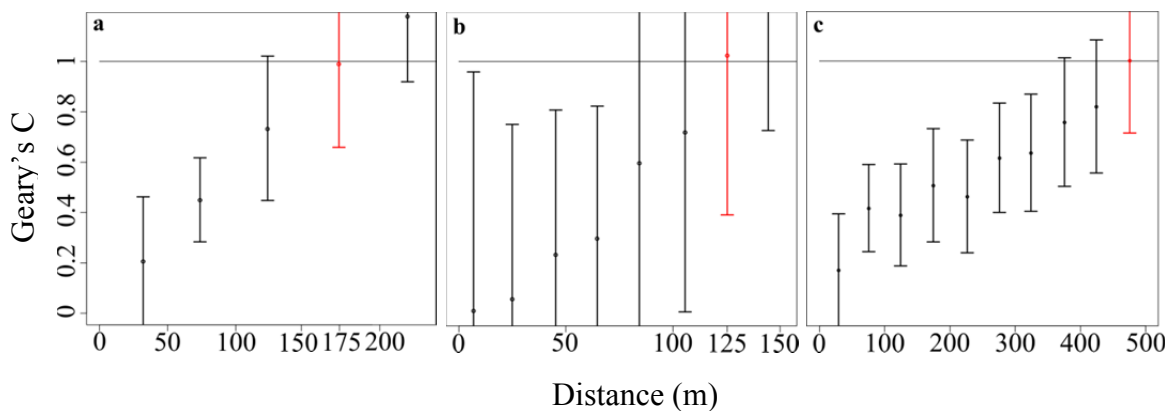


Figure 6. Geary's C values showing variability between peat depths values according to distance (a;bog, b;fen, c;forested). Geary's C values lie between 0 and 2, where values lower than 1 mean highly positive autocorrelation, values higher than 1 demonstrate negative autocorrelation and center value of 1 means no spatial autocorrelation.

Since peat depth was spatially autocorrelated within the different peatland types, natural neighbor interpolations were applied on surveyed sites to estimate basin morphometry. Peatlands found in a mosaic (sharing an edge with an adjacent peatland) were merged (Figure 7). RMSE values (between predicted and actual peat depth) ranged from 0.02 to 0.65 m while MAE values (average of the absolute differences between predicted and actual peat depth) ranged from 0.017 to 0.441 m (Table 5).

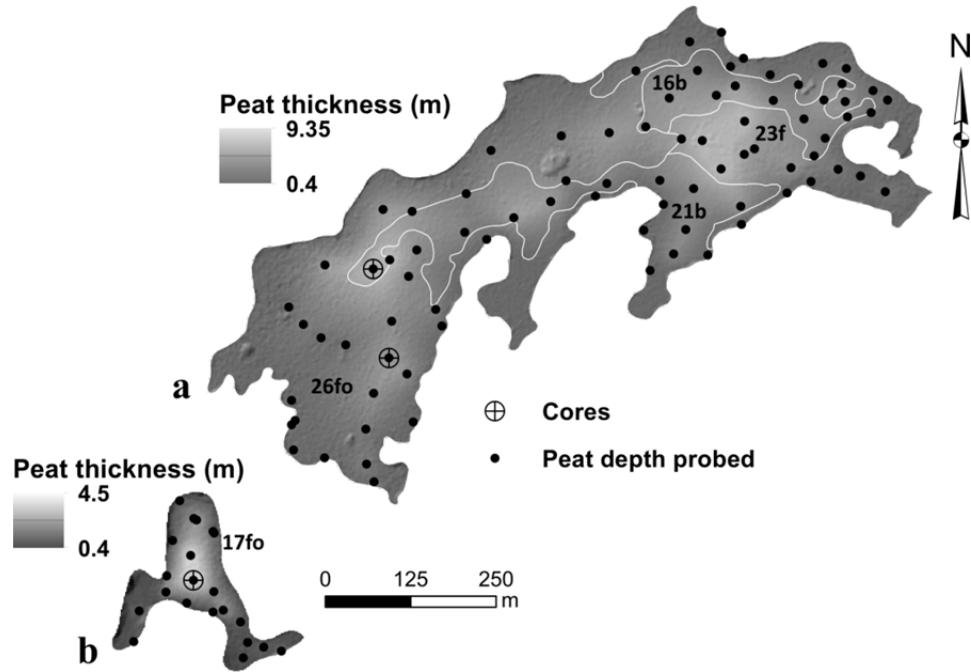


Figure 7. Examples of NNI for merged (a) and individual (b) peatlands, with peat depths and core locations. Peat thickness is mean values derived from LOOCV procedures.

Table 5. Natural neighbor interpolation LOOCV metrics classified by ascending RMSE.

Site ID <sup>a</sup>	RMSE (m)	MAE (m)	Mean actual peat depth (m)	95% CI for mean predicted depth (m)	Number of probed peat depth by area (pdp/ha)
6fo	0.02	0.017	0.61	0.5 - 0.7	23
3f	0.03	0.020	0.53	0.4 - 0.6	33
10fo	0.03	0.020	0.64	0.5 - 0.8	15
4fo	0.03	0.020	0.4	0.3 - 0.5	31
12f	0.03	0.020	0.73	0.5 - 0.9	9
1fo	0.04	0.034	0.45	0.3 - 0.6	42
13fo	0.05	0.034	0.71	0.4 - 0.9	9
16b, 21b, 23f, 26fo	0.06	0.040	3.66	3.0 - 4.0	3
19fo	0.06	0.042	0.73	0.4 - 1	3
5b, 9fo	0.06	0.044	1.9	1.6 - 2.2	21
7b, 8b, 22f, 27fo	0.09	0.062	4.33	3.6 - 5.1	2
17fo	0.09	0.069	1.56	1 - 2	9
20fo	0.12	0.086	1.96	1.2 - 2.6	4
28fo	0.13	0.098	2.21	1.2 - 3	0.2
14f	0.14	0.118	1.68	1.1 - 2.1	6
25f	0.15	0.116	1.36	0.6 - 1.8	1
2fo	0.16	0.121	2.28	1.5 - 2.9	24
18f, 15fo	0.18	0.111	4.11	2.8 - 5	7
24fo	0.26	0.221	3.9	2.9 - 4.4	2
11fo	0.65	0.441	5.78	4.3 - 6.4	8

Mean peat depth had an effect on the model error. Greater peat depths within a given peatland led to greater differences between actual and predicted values. RMSE values and mean actual peat depth were strongly correlated ( $P < 0.001$ ) (Figure 8a). Except for one site (11fo) that RMSE and MAE values were higher but non-outlier, the average magnitude of the model error (RMSE and MAE) was generally lower with an increased number of probed peat depth profiles per unit area (pdp/ha). However, the correlation between RMSE values and probed peat depth by hectare suggests the relationship is negative, but it did not emerge as significant ( $P = 0.19$ ) (Figure 8b). Overall, natural neighbor interpolation, including LOOCV procedures, can predict with confidence peat depth values as the MAE ranged from 1.7 to 44.1 cm (Table 5).

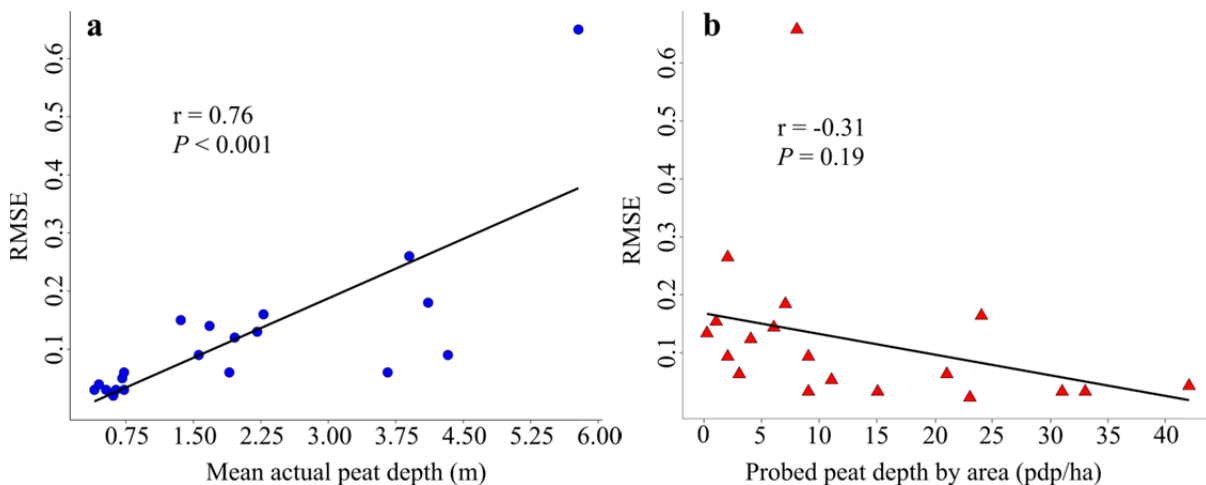


Figure 8. Pearson correlations between RMSE and mean actual peat depth **(a)** and probed peat depth by hectare **(b)**.

After this interpolation, the full bathymetry of the different peatland basins was determined. From this, total peat volume could be estimated. We found that the total peat volume of forested peatlands was about 4 times greater than that of fens and 5 times greater

than that of bogs (Table 6). Even with lower total peat volume, bogs had higher peat accumulation on average than fens.

Table 6. Summary of peat bathymetry basins

Peatland type	Mean peat volume (x 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )	Total peat volume (x 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )	Number of peat depths probed
Bog (n=5)	7.6	37.9	77
Fen (n=7)	7.0	49.1	107
Forested peatland (n=16)	11.9	190.5	262

### 2.5.2 Calculation of C, N, and P stocks

Mean bulk density (BD) and mean peat C, N, and P volumetric content of all core samples were 0.127 g cm<sup>-3</sup>, 49.5 wt%, 1.74 wt% and 0.15 wt%, respectively. Linear interpolated values were used in order to estimate C, N, and P content of every 1 cm layer of each individual peatland basin. Mean BD of bogs (0.105 g cm<sup>-3</sup>) was lower than forested peatlands (0.171 g cm<sup>-3</sup>) and fens (0.168 g cm<sup>-3</sup>) (Table 7). Values were statistically different between bogs and fens, and bogs and forested peatlands ( $P < 0.001$ ), but were not significantly different between fens and forested peatlands. Mean peat volumetric C content was not statistically different among bogs, fens, and forested peatlands, at 50.3 wt%, 47.5 wt%, and 49.1 wt%, respectively (Table 7). However, peat N content was statistically different between bogs, fens, and forested peatlands ( $P < 0.001$ ) at 1.5 wt%, 2.3 wt% and 1.7 wt%. Finally, bogs showed the lowest peat P content (0.10 wt%), whereas fen and forested peatland showed 0.14 wt% and 0.32 wt% peat P content, respectively (Table 7). Statistical difference was noted between bogs and forested peatlands ( $P < 0.01$ ) and fens and forested peatlands ( $P < 0.1$ ).

Table 7. Total peat C, N, and P stocks and densities of sampled sites. C and nutrients stocks (kg) were used to estimate regional peat C, N, and P pool size. Data are classified by peatland type. Data of site marked with an asterisk were derived from sampled core results, among peatland type.

Site ID <sup>a</sup>	BD (g cm <sup>-3</sup> ) <sup>a</sup>	C (wt%) <sup>a</sup>	N (wt%) <sup>a</sup>	P (wt%) <sup>a</sup>	C (kg) <sup>b</sup>	N (kg) <sup>b</sup>	P (kg) <sup>b</sup>	kg C m <sup>-2</sup>	kg N m <sup>-2</sup>	kg P m <sup>-2</sup>	Peat volume (x 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )
5b	0.113	51.5	1.6	0.10	7.1E+05	2.7E+04	1.4E+03	122.3	4.6	0.3	1.2
7b*	0.105	50.3	1.5	0.10	1.6E+06	4.4E+04	2.5E+03	178.4	4.9	0.3	2.8
8b	0.124	51.4	1.3	0.08	4.9E+06	1.5E+05	9.5E+03	475.8	14.2	0.9	7.8
16b	0.105	50.3	1.5	0.10	5.3E+06	1.5E+05	8.5E+03	256.5	7.1	0.4	9.1
21b	0.078	48.1	1.6	0.12	7.1E+06	1.7E+05	1.1E+04	154.8	3.6	0.2	17.1
Mean	0.105	50.3	1.5	0.10	3.9E+06	1.1E+05	6.6E+03	237.5	6.9	0.4	7.6
3f*	0.168	47.5	2.3	0.14	2.3E+05	1.0E+04	8.9E+02	44.6	2.0	0.2	0.2
12f*	0.168	47.5	2.3	0.14	9.1E+05	4.0E+04	3.2E+03	54.2	2.4	0.2	1.0
14f	0.187	47.8	2.3	0.10	1.7E+06	7.4E+04	3.7E+03	90.9	3.9	0.2	1.8
18f	0.110	49.6	2.0	0.08	4.4E+06	1.8E+05	2.0E+04	148.3	6.1	0.7	8.5
22f*	0.168	47.5	2.3	0.14	5.5E+06	2.4E+05	1.6E+04	97.9	4.3	0.3	6.0
23f*	0.168	47.5	2.3	0.14	1.1E+07	5.1E+05	5.9E+04	187.8	9.0	1.0	24.9
25f	0.209	45.1	2.5	0.23	8.9E+06	4.9E+05	5.4E+04	66.8	3.7	0.4	6.7
Mean	0.168	47.5	2.3	0.14	4.6E+06	2.2E+05	2.2E+04	98.6	4.5	0.4	7.0
1fo	0.451	45.2	1.5	0.80	1.1E+05	3.4E+03	1.9E+03	94.7	2.9	1.6	0.1
2fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	6.7E+05	2.2E+04	3.0E+03	130.9	4.4	0.6	0.8
4fo	0.148	47.0	1.6	0.76	1.2E+05	4.7E+03	1.3E+03	20.8	0.8	0.2	0.2
6fo	0.121	48.4	1.6	0.34	2.5E+05	8.4E+03	1.7E+03	28.3	1.0	0.2	0.4
9fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	1.1E+06	3.7E+04	6.0E+03	101.6	3.3	0.5	1.3
10fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	5.7E+05	1.8E+04	3.6E+03	43.2	1.4	0.3	0.7
11fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	4.6E+06	1.6E+05	1.8E+04	309.5	10.9	1.2	5.5
13fo	0.149	51.1	1.9	0.26	6.6E+05	2.7E+04	3.7E+03	38.8	1.6	0.2	0.9
15fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	4.5E+06	1.6E+05	1.8E+04	239.6	8.4	1.0	5.5
17fo	0.123	49.7	1.4	0.13	1.9E+06	5.0E+04	4.8E+03	83.4	2.2	0.2	2.8
19fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	1.7E+06	5.3E+04	1.0E+04	45.1	1.4	0.3	1.9
20fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	5.2E+06	1.7E+05	2.4E+04	119.3	4.0	0.6	6.3
24fo*	0.171	49.1	1.7	0.32	8.0E+06	2.7E+05	3.5E+04	138.6	4.7	0.6	9.9
26fo	0.114	51.9	1.5	0.08	2.1E+07	5.9E+05	6.5E+04	148.6	4.1	0.5	35.7
27fo	0.131	52.7	1.6	0.09	3.6E+07	1.1E+06	5.7E+04	154.3	4.6	0.2	48.4
28fo	0.134	46.5	2.3	0.10	4.5E+07	2.1E+06	1.1E+05	61.9	3.0	0.2	70.2
Mean	0.171	49.1	1.7	0.32	8.2E+06	3.0E+05	2.3E+04	109.9	3.7	0.5	11.9

<sup>a</sup> Data are mean BD and mean C, N and P content.

<sup>b</sup> Total C, N, and P stock per peatland.

In order to compare C and nutrients storage capacity between peatland types, we retrieved peat C, N, and P densities per unit area of our sampled sites using peat bathymetry (Table 7). Bogs, fens, and forested peatland had 237.5 kg C m<sup>-2</sup>, 98.6 kg C m<sup>-2</sup> and 109.9 kg C m<sup>-2</sup> stored, respectively. In terms of nutrients, bogs had 6.9 kg N m<sup>-2</sup> as fens and forested peatlands had 4.5 kg N m<sup>-2</sup> and 3.7 kg N m<sup>-2</sup>, respectively. Bogs had 0.42 kg P m<sup>-2</sup> stored compare to 0.40 kg P m<sup>-2</sup> stored in fens. The highest P density was found in forested peatlands with 0.52 kg P m<sup>-2</sup> stored.

### **2.5.3 Factors influencing peat C, N, and P stocks and densities among peatland types**

In order to better upscale peat elemental storage within the landscape at the regional scale, we evaluated the factors that might influence peat C, N, and P stocks and densities among different peatland types. Out of all of the possible explanatory variables, including testing several physical and biophysical properties of the landscape, only peatland area was found to be a strong predictor of all elemental stocks (Table B1 in appendix B). Using an analysis of covariance, we showed significant differences among peatland types in terms of peat C stocks (Figure 9a). Tukey multiple post hoc comparison tests confirmed significant differences between fens and bogs ( $P < 0.1$ ) and forested peatlands and bogs ( $P < 0.05$ ), whereas the response between fens and forested peatlands were not significantly different; therefore their models were merged (Figures 9b, c). There were strong relationships between area and N and P stocks, but there were no significant differences among different peatland types and single models were used.



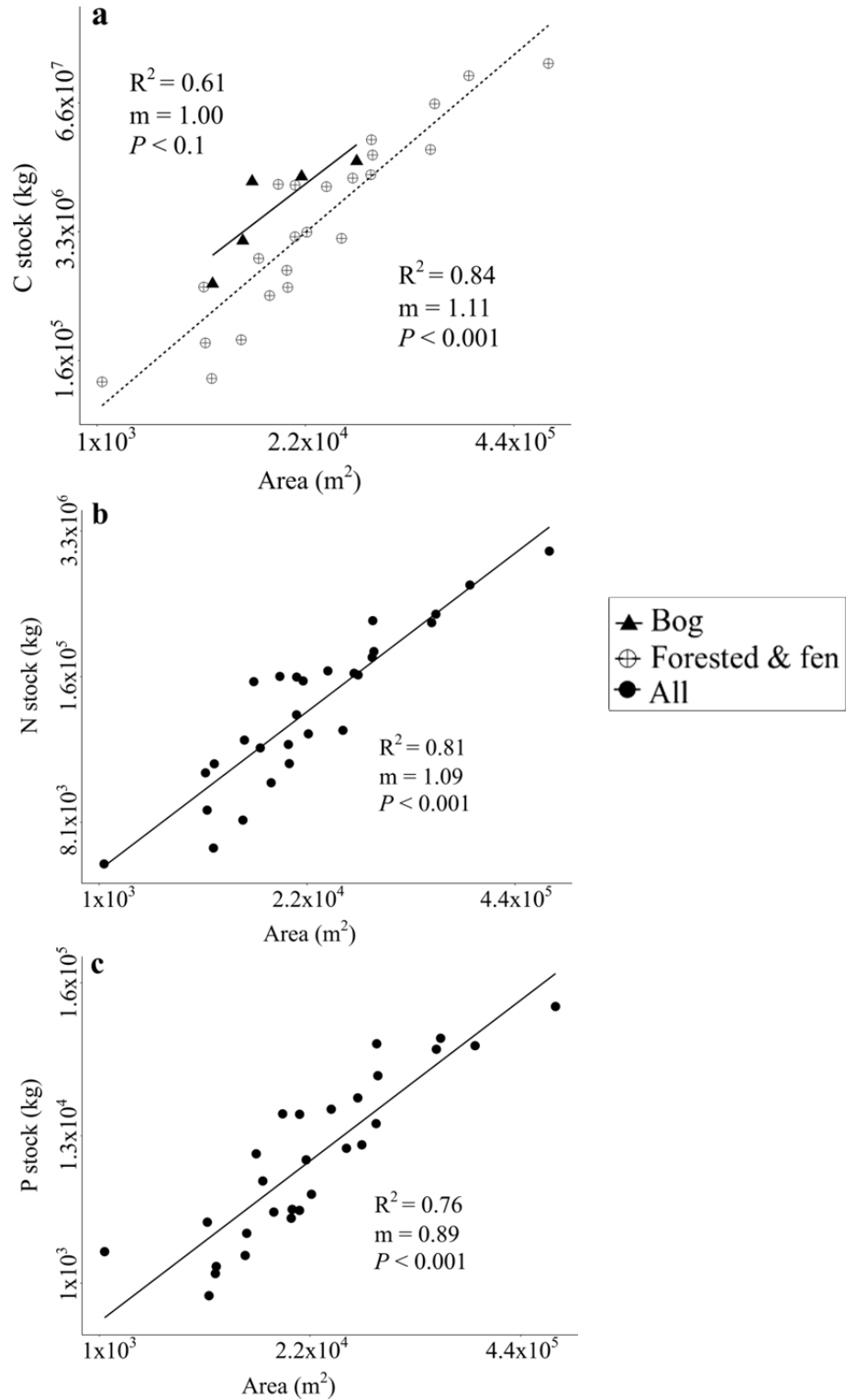


Figure 9. Linear log-log relationships between peatland area and peat C, N, and P stocks. Relationships between C stocks and peatland area represented the highest  $R^2$  value (0.84) for fens and forested peatlands, and the lowest  $R^2$  value (0.61) for bogs.

## 2.5.4 Upscaling to estimate peat C, N, and P pool size

Peatland area was used to upscale C, N, and P stocks at the regional level. Following the relationships determined using the ANCOVA, bogs were discriminated from fens and forested peatlands for peat C stock estimation. Linear models showed significant log-log relationships between peat C stocks, and peatland area (m<sup>2</sup>) of fen and forested peatland ( $P < 0.001$ ). Although C stocks relationship between bogs and peatland area was not significant due to the low number of points ( $P < 0.1$ ), we nevertheless used the derived linear log-log relationships to extrapolate peat C stocks within bogs across the region, given the clear tendency (Figure 9a). Upscaling for N and P was done using a single relationship ( $P < 0.001$ ), respectively (Figures 9b, c). Using the basin morphometry approach and linear models accounting for stocks per area differences among peatland types, and based on total areas of each peatland type, we calculated regional total peat C, N, and P pool sizes of  $5.65 \pm 0.26$  Tg C,  $230.5 \pm 10.3$  Gg N and  $21.8 \pm 0.6$  Gg P (Table 8). Peat C, N, and P pool size, expressed by unit area (Tg/ha, Gg/ha), are greater in central and northeast part of the region as the western section is mostly a low C and nutrients pool size area (Figure 10).

Table 8. Peat C, N, and P stocks based on different approaches. \*N and P units are in Gigagram (Gg). The approach used in this paper is in bold.

Method	Nutrients stocks		
	C (Tg)	N (Gg*)	P (Gg*)
Margin peat depth <sup>a</sup>	4.36	156.9	13.0
<b>Basin morphometry<sup>b</sup></b>	<b>5.65 ± 0.26</b>	<b>230.5 ± 10.3</b>	<b>21.8 ± 0.6</b>
Mean peat depth <sup>a</sup>	9.24	332.4	27.6
Core peat depth <sup>a</sup>	17.66	635.5	52.7

<sup>a</sup> Stocks of these approaches were calculated with Gorham's method used to obtain total carbon pool in boreal and subarctic peat (Gorham, 1991).

<sup>b</sup> This approach include the standard error of log-log linear models.

Since regional estimates of stocks using bathymetry are rare and labor intensive, we decided to compare our results with more traditional approaches. We found that peat C stock based on mean peat depth and core peat depth approaches is respectively about twice as large and more than three times as large than our estimate using detailed bathymetry (Table 9). On the other hand, the peat depth margin approach gives C and nutrient stocks about one third lower than our basin morphometry approach.

Table 9. Stocks by peatland types. \*N and P units are in Gigagram (Gg).

Peatland type	Stocks		
	C (Tg)	N (Gg*)	P (Gg*)
Bogs	0.06	0.95	0.11
Fens	2.25	92.9	9.0
Forested peatland	3.34	136.6	12.7

Peat C, N, and P of forested peatlands respectively account for 59.1%, 59.3% and 58.3% of their respective total pool size. Bogs peat C, N and P account for 1.1%, 0.4% and 0.5% of total pool sizes within the study region, respectively. Total peat C content in bogs derived from the log-log linear relationship accounted for only 1.06% of total peat C pool size (Table 9).

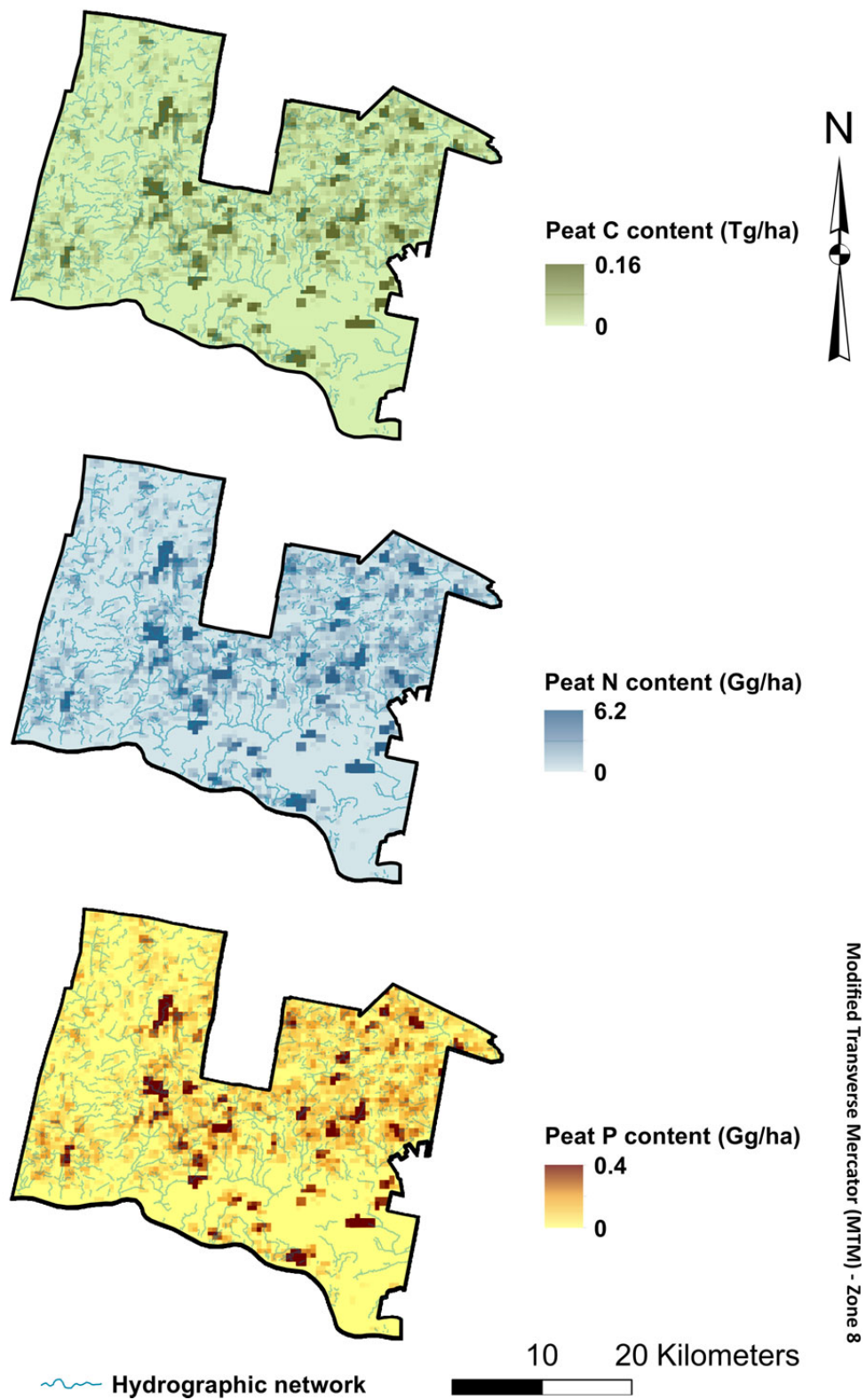


Figure 10. Peat C, N, and P stocks within Argenteuil region. Maps are raster layers representing weighted sum of C and nutrients stock by 100x100m.

## **2.6 Discussion**

In this study, we calculated a regional estimate of peat C, N, and P stocks using peat basin bathymetry based on manual probing. We found that bogs, fens, and forested peatlands differ in their per-area carbon density. Peat depth variability estimates within and among peatland types not only allowed better spatially-explicit estimates of peat C, N, and P stocks, but also gave us important clues to understand processes of peatland formation. To our knowledge, this study is among the most detailed spatially-explicit regional peat nutrient stock estimations.

### **2.6.1 Peat depth patterns among peatland types**

Different studies have shown heterogeneity of peat depth in peat C estimations within and among peatlands (Buffam et al., 2010; Fyfe et al., 2014; Vitt et al., 2000). Our study also showed both within-site and peatland-type peat depth variations. Variations in peat depth can be explained by peatland formation processes, that follow either terrestrialization processes (lake in-filling), paludification processes (lateral expansion of peat over mineral soil) or both. Both autogenic and allogenic factors lead to paludification. Little is known about the characteristics of forested sites leading to peat accumulation, but they tend to develop through paludification (Lavoie et al., 2005). Initially found on flat mineral soil, forested sites may develop an internal drainage system, mostly driven by local topography, water flows and precipitation, that ultimately lead to lateral expansion of peat (Anderson et al., 2003). On the other hand, forested peatland can be found at the margin of ombrotrophic peatlands and therefore develop from both paludification and terrestrialization processes (Glushkov et al., 2017). Lake depressions from the last deglaciation are gradually filled with organic matter

resulting from plant decomposition that increasingly isolated peat surface from the mineral basin (Anderson et al., 2003). Simultaneous terrestrialization occurred by active lateral paludification of adjacent forest, allowing development of successive raised bogs, transitional forested bogs and forested rich fens (Glushkov et al., 2017; Heinselman, 1970; Klinger, 1996). Therefore, bogs tends to be deeper due to a greater accumulation of peat at the center because of the initial lake basin topography. Fens and to a certain extent, forested peatlands, also tend to be younger peatlands, resulting in shallower peat depth inherited from greater lateral peat expansion and proximity between peat surface layer and mineral basin.

Results of Geary's C suggest more uniformity in peat basins of forested peatlands compared to bogs and fens (Figure 6). Following forested peatland development in shallow depressions or flat surfaces and more lateral peat expansion, forested peatlands are generally larger and thus present lower variability in peat depth. Precise slope gradients of our peat basin are unknown but we suggest that large peatlands have a more gentle edge to basin slope than small peatlands. Differences in bogs and fens autocorrelation distance can be related to actual and past autogenic peat accumulation processes. Hydrologically connected to surface water and groundwater, fens are known as the first step of the bog formation (Rydin & Jeglum, 2013; Vitt, 2008). Given the effect of topography and hydrological connectivity on peat expansion, greater peat depth autocorrelation is expected in fens. Peat expansion and accumulation in fens is apparently limited by the relative steep marginal slopes of the initial basin (Bauer et al., 2003). The fact that raised bogs derive from infilling processes of large basin and are cut off from surface and groundwater inputs might explain deeper peat depth and greater spatial autocorrelation within-site.

Differences in peat accumulation processes might explain peat depth variations of forested peatland types. Forested peatland seemed to be discriminated in two groups relative to peat depths over and under 1.5 m (Figure 5). According to some functional classifications of peatlands, swamps with peat accumulation over 40 cm are considered forested peatlands (National Wetlands Working Group, 1997). Many of the forested peatlands with less than 1.5 m of peat were originally classified as swamps (Canards Illimités Canada & MELCC, 2016), showing that young forested peatlands and swamps can easily be confused based on their vegetation characteristics alone. Another study showed that wetlands that were originally considered to be mineral swamps in the Great lake region of North America are accumulating 1 m on average and up to 3.25 m of treed (woody) peat (Ott & Chimner, 2016).

We suggest that swamps accumulating peat surveyed in the Argenteuil region are in the first step of a two-stage positive feedback mechanism as described by Loisel et al. (2013), leading to the paludification of these sites. As some swamps are often prone to sporadic or semi-permanent waterlogging related to seasonal water level fluctuations and regional water table rise, peat accumulation can occur at the relatively centered depression where wetter conditions are found (Loisel et al., 2013; National Wetlands Working Group, 1997; Vitt, 2008; A. Young, 1986). Flat swamps initially found on poorly defined mineral basins or shallow depressions might start accumulating partially decomposed peat at the center, raising water table, allowing water flow to the margin, and consequently lateral peat development on adjacent mineral soils (Anderson et al., 2003; Belyea & Clymo, 2001). We hypothesized that an initial shallow basin slope and underlying mineral basin might lead to a threshold effect on vertical peat accumulation and a greater lateral peat extension. Studying variables influencing peat depth of swamps and forested peatlands, Buffam et al. (2010) found a negative relation

between tree cover and peat depth. In other words, flat swamps found in a shallow basin in the Argenteuil region are likely more subjected to lateral peat extension, leading over time to the formation of large and shallow forested peatlands.

### **2.6.2 Interpolation of peat depth**

Peat depth variations showed the importance of detailed field probing when estimating peat C and nutrient stocks. Basin bathymetry was determined by interpolation, following spatial autocorrelation of peat depth values within peatland types (see appendix C for more details about NNI and Geary's C interpretations). Results suggest that models predicting peat depth bathymetry are most successful when peat basins are shallower with a higher density of peat depth probing points.

When interpolating peat depths, the way in which the edges of peatlands are treated may be critical. The interpolation technique requires that peat depth points are provided all around the peatland to allow for a proper estimation of peat depth for the entire surface of the peat. However, it is not feasible to manually measure peat depths all around individual peatlands. We observed that when present, the lag, i.e. the transitional zone between the peatland and the adjacent forest on mineral soil (Osvald, 1933; Rigg & Richardson, 1938), was considerably short. In order to avoid both overestimation and underestimation of peat C, N, and P pool size, peatland edges were fixed at 40 cm, corresponding to the minimum depth of peat for a wetland to be considered a peatland. Our approach is different than a recent regional peat C estimation, which used null edges (Buffam et al., 2010). A quick survey of peat depths (n=58) at the edge of 9 different peatlands led to an average peat depth at the edge of 60 cm, confirming that our approach is more realistic than using a null peat depth at the edge, and more conservative than assuming the average in a modest number of sites.



### 2.6.3 Peat C, N, and P densities

At the regional scale, forested peatlands were the most prevalent in terms of surface area, followed by fens and bogs. While they had lower average BD, bogs had a much higher C density per surface area, with an average of  $237.5 \text{ kg C m}^{-2}$ . This value is greater than three ombrotrophic peatlands of eastern Canada, where mean C density estimations based on age-depth models ranged from  $81$  to  $106 \text{ kg m}^{-2}$  (van Bellen et al., 2011). Given the incomplete range of peat thickness accounted in the age-depth models and the inclusion of gyttja sediment in our C stock, differences in mean C density were expected. Given their high mean BD and coverage, but shallower peat depth, forested peatlands had a lower average C density at  $109.9 \text{ kg C m}^{-2}$ . Cedar peatlands, known as cedar swamps, of northern Minnesota and the Upper Peninsula (UP) of Michigan, USA, had on average  $80 \text{ kg C m}^{-2}$  stored as peat (Ott & Chimner, 2016). Fens had on average  $98.6 \text{ kg C m}^{-2}$  stored, a number that falls within the range of values found in surface and groundwater-fed peatlands in the southern Mackenzie River Basin, with C densities varying between  $53$  and  $165 \text{ kg m}^{-2}$  (Beilman et al., 2008).

In terms of nutrients, fens had an average N density of  $4.5 \text{ kg N m}^{-2}$  while bogs and forested peatlands had an average of  $6.9 \text{ kg N m}^{-2}$  and  $3.7 \text{ kg N m}^{-2}$ , respectively. The highest P density was found in forested peatlands at  $0.52 \text{ kg P m}^{-2}$  stored whereas bogs and fens had on average  $0.42 \text{ kg P m}^{-2}$  and  $0.40 \text{ kg P m}^{-2}$ , respectively (Table 7). The ratio of C: N densities in bogs, fens, and forested peatlands were 34: 1, 22: 1 and 30: 1, respectively. On the same order, C: P ratios were 565: 1, 235: 1 and 211: 1, respectively. The higher ratios of C: N and C: P densities in bogs than in fens may be related to the differences in nutrient inputs, as fens receive nutrients from their watersheds, while bogs are highly nutrient-deprived systems. Peatland N sources are mainly from atmospheric deposition as P sources are either from

atmospheric deposition or rich groundwater. Bogs store more N per unit area than fens because of their greater depth but based on the amount of N stored versus the amount of C, fens (22: 1) store a lot more nitrogen than bogs (34: 1). Our results might suggest N and P co-limitation in bogs, as the N: P ratio of 16:1 is close to the differentiation threshold of N and P limitation for plant growing in peatlands (Wang et al., 2015). N: P density ratios suggest that fens (11: 1) and forested peatland (7: 1) are N limited. The lower C: P density ratio in forested peatlands may be related to slower decomposition rates of trees and woody materials compared to herbaceous plants, providing longer-term P storage. Therefore, under waterlogged conditions, decomposition, release and consumption of P by primary producers is likely relatively lower in forested peatlands than in ombrotrophic and minerotrophic ecosystems. Further research is needed to understand the factors that lead to high P density in forested peatlands.

#### **2.6.4 Regional upscaling of peat C, N, and P stocks**

Estimations of peat C content at regional scales are rare. National or global estimations include mean bulk density and mean C content values, often based on a single central core sampled in a subset of peatlands. Furthermore, most studies do not account for peat depth variability within- and among-sites. Estimations based on a single core without accounting for peat variation overestimate peat C content pool size within-site by 30% (Almquist-Jacobson & Foster, 1995; Foster & Wright, 1990; Foster et al., 1988) and between 23 to 61% (van Bellen et al., 2011). In our case, we found that by considering mean peat depth of all sampled sites, mean bulk density value and mean peat C content, total C pool size was increased by 38.9%, representing an overestimation of 63.5% (Table 8). Using maximal peat depth of core sampled sites, total C pool sizes were overestimated by a factor of three. We also

compared our regional estimation by using mean margin peat depth of accessible sampled peatland. This technique underestimated peat C pool size by 22.8%.

One of the important findings in our study was that several forested peatlands were erroneously characterized as swamps when based on vegetation cover only. By considering the proportion of swamps accumulating peat among all swamps validated in the field (46%), mean peat depth of 0.7 m retrieved from depth discriminated forested peatland group (< 1.5 m), total proportional area ( $3.27 \times 10^7 \text{ m}^2$ ), mean bulk density ( $0.189 \text{ g cm}^{-3}$ ), mean peat C content (48.7 wt%) and total swamp within studied region (n=4858), we estimated that swamps within Argenteuil region might store 2.11 Tg C (Gorham, 1995). Considering the fact that this approach overestimated by 63.5 % peat C content, we can approximate C pool size at 1.29 Tg C. This confirms the importance of swamps as carbon stores at the regional scale (Byun et al., 2018; Ott & Chimner, 2016). Swamps account for 42.1% of all wetlands within Argenteuil region. Peat C pool size uncertainties are especially related to unclear definitions and delimitations of forested peatlands (Lavoie et al., 2005) and vague distinctions between mineral swamps and organic swamps, also called swamp forests or woody swamps. Field measurements of peat depth would help distinguish between these two different types.

The Argenteuil region peatlands represent 0.03% of all terrestrial C pool size among peatlands and forested ecosystems of Quebec province and about 0.05% of all Quebec peatlands C pool size. At the regional scale, our peat C estimation accounts for about 0.4% of the total C pool size found in the soils of southern Laurentian natural province (Garneau & van Bellen, 2016). This represent a significant stock that must be considered in the context of climate change and rapid development in the region.

## **2.7 Conclusion**

Our study has shown significant differences in peat depth and in peat C content among peatland types. This highlights the importance of distinguishing bogs, fens, and forested peatlands when upscaling peat C and nutrients stocks at the regional or global scale. Our bathymetric approach also shows the importance of considering within-site depth variability to properly estimate the C, N, and P content of peatlands. We show that a lack of consensus in the definition of swamps may lead to underestimating their roles as important C, N, and P stores. More accurate regional estimations of peat C, N, and P stocks considering peatland types and peat depth variations are key not only to understand their role in the global biogeochemical balance, but also to better inform managers on their regional importance.

## **Chapitre 3. Discussion générale**

L'estimation des stocks en C, N et P des tourbières à l'échelle régionale doit intégrer le rôle des variables physiques et biophysiques, et la variabilité des profondeurs de tourbe. Cette étude a démontré que les stocks en C étaient différents selon le type de tourbière. Ces différences sont attribuables à la variation des profondeurs de tourbe et à la superficie des tourbières.

### **3.1 Rôle des facteurs autogènes et allogènes**

La formation des tourbières est issue d'une combinaison de facteurs autogènes et allogènes, qui dans le temps, dictent l'accumulation plus ou moins rapide de matière organique et la séquestration du C, N et P (Payette & Rochefort, 2001). L'accumulation de tourbe est possible lorsque la géomorphologie ainsi que les conditions climatiques sont favorables à l'initiation des conditions de saturation en eau des sols. La topographie locale, la pente et le substrat du bassin d'accumulation ainsi que les flux hydrologiques locaux sont des facteurs autogènes (Bauer et al., 2003) alors que les conditions climatiques, comme les précipitations et la température, sont des facteurs allogènes (Loisel, 2012). Ces facteurs affectent le régime hydrologique et le régime en nutriments des tourbières et ultimement l'accumulation de tourbe et de C, N et P. Dans le cadre de cette étude, uniquement l'implication de facteurs autogènes a été évaluée. Certains facteurs autogènes sont considérés comme des conditions stationnelles au sein des tourbières, comme l'altitude, la topographie, le couvert végétal et le substrat du bassin (Payette & Rochefort, 2001). En relation avec les conditions climatiques, ces facteurs initient les mécanismes d'autorégulation des tourbières, c'est-à-dire la succession végétale et l'accumulation de tourbe. L'ensemble de ces facteurs

influencent l'accumulation verticale et l'expansion latérale de tourbe, conduisant à des changements de conditions hydrologiques, de croissance végétale puis d'accumulation de tourbe (Belyea & Baird, 2006). En résumé, la superficie des tourbières et la variabilité des profondeurs de tourbes (forme des tourbières) s'expliquent à la fois par des facteurs autogènes et allogènes, et des mécanismes d'autorégulation. L'étude de ces facteurs et processus permet ainsi de mieux prédire la variabilité et l'accumulation de la tourbe et du C, N et P.

### **3.2 Conservation des tourbières au Québec**

Au Québec, c'est 12,5% du territoire qui est couvert en milieux humides (Pellerin & Poulin, 2013). Les tourbières compteraient pour 85% de cette couverture, équivalent à 161 000 km<sup>2</sup> (Rochefort et al., 2011). De ce nombre, environ 3.8% seraient perturbés par des pressions anthropiques, dont 77% sont attribuables aux activités agricoles et forestières ainsi qu'à la présence de route. Le territoire des Basses-terres du Saint-Laurent présente 9,5% de couverture en milieux humides, principalement situés en zone urbaine et agricole, dont plus de 40% ont perdu en superficie au cours des 40 dernières années (Joly, Primeau, Sager, & Bazoge, 2008; Rochefort & al., 2011). Du nombre de milieux humides protégés dans les Basses-terres du Saint-Laurent (12%), les tourbières ne représentent que 4,8%. La province naturelle des Laurentides méridionales est composée de 7 municipalités régionales de comté (MRC) totalisant 10.2% en milieux humides. À elle seule, la MRC d'Argenteuil compte près de 40% des milieux humides des Laurentides méridionales. De ceux-ci, les tourbières ombrotrophes (<1%), minérotrophes (14,6%) et forestières (21,2%) totalisent environ 40% de tous les milieux humides sur le territoire.

Dans le contexte de la nouvelle loi n°132 (L.Q. 2017, c. 14) (Éditeur officiel du Québec, 2017) concernant la conservation des milieux humides et hydriques au Québec, une séquence d'atténuation « éviter-minimiser-compenser » est privilégiée pour limiter la perte en superficie des milieux humides. Les rapports actuels ont démontré que les pratiques de compensation de perte des milieux humides, et particulièrement des tourbières, sont insuffisantes (Pellerin & Poulin, 2013; Rochefort et al., 2011). La restauration et la création de milieux humides sont les méthodes privilégiées pour atteindre l'objectif d'aucune perte nette de milieux humides. De la totalité des milieux humides perturbés entre 2006 et 2010 au Québec (2870 ha), uniquement 15 ha ont fait l'objet de mesures de compensation, représentant une perte nette d'environ 99% (Pellerin & Poulin, 2013).

Les mécanismes de gestion et de conservation des milieux humides à l'échelle régionale prendront forme dans les plans régionaux des milieux humides et hydriques (PRMHH). Ces plans doivent pouvoir s'établir sur des données cartographiques fiables, mais aussi sur les caractéristiques fonctionnelles des milieux humides. Actuellement, les milieux humides sont classifiés selon les particularités physiologiques des collectivités végétales. Conséquemment, les critères de sélection des sites à préserver sont généralement basés sur la productivité végétale (Poulin et al., 2004). Dans ces cas, les tourbières sont généralement sous-représentées alors qu'elles séquestrent d'importante quantité de C et de nutriments.

Lorsque des activités d'aménagement forestier impliquent la perturbation des milieux humides, le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) oblige des mesures de compensation dans le cadre du *Règlement sur la compensation pour l'atteinte aux milieux humides et hydriques* (chapitre Q-2, r. 9.1) de la Loi sur la qualité de l'environnement (L.Q. 2017, c. Q-2) (Éditeur officiel du Québec, 2019a).

Alors que plusieurs exceptions et spécificités sont applicables à l'exploitation en périphérie ou dans les tourbières, un aménagement forestier est privilégié à un aménagement écosystémique de ces écosystèmes. Les tourbières ouvertes avec ou sans mares font l'objet d'une réglementation généralement plus stricte que celle prévue pour les tourbières forestières. À l'inverse, les coupes totales de moins de 4 ha et les coupes partielles (< 50 % du couvert forestier) des marécages et tourbières forestières avec le maintien d'un couvert forestier en essences commerciales de plus de 7m (chapitre A-18.1, r. 0.01, art.2, 14 et 58) (Éditeur officiel du Québec, 2019b), représentent des activités à risques négligeables, relativement à l'article 22 de la loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, art. 31.0.11.) (MELCC, 2019). Ces activités d'aménagement forestier ne sont pas assujetties à l'obtention d'un certificat d'autorisation. Le drainage forestier et l'extraction des ressources forestières entraînent une compaction de la tourbe et un abaissement de la nappe phréatique. Ces modifications permettent la reprise des activités biologiques et l'augmentation du taux de décomposition de la matière organique, des émissions de C et de la minéralisation du N et du P (Holden et al., 2004; P. Moore, 2002). Les marécages et tourbières forestières sont donc soumis à ces activités susceptibles de modifier les quantités en C, N et P stockées dans la tourbe.

En intégrant les traits fonctionnels des tourbières (p. ex. accumulation de tourbe et le stockage de C, N et P) comme critères de classification et de conservation, il sera possible de respecter la séquence d'atténuation visant à éviter les pertes de superficie en milieux humides. Cela implique notamment i) une définition précise et consensuelle des marécages organiques et s'il y a lieu, ii) une distinction physiologique (végétale) ou fonctionnelle avec les tourbières forestières.



## Conclusion

À l'échelle du paysage, les tourbières assurent des fonctions écologiques essentielles pour les êtres humains, dont le stockage de C et la rétention de N et P. Les études portant sur les stocks de C des tourbières ont largement démontré la contribution de ces écosystèmes dans le stock total de C terrestre. En contrepartie, très peu de recherches s'étaient jusqu'ici intéressées aux stocks en N et P des tourbières. Les effets des pressions anthropiques sur la biogéochimie des tourbières, leur rôle dans le cycle global du C et leurs différences fonctionnelles justifient la nécessité d'estimer les stocks en C, N et P des tourbières à l'échelle régionale. Ce mémoire a ainsi contribué à l'élaboration d'une nouvelle méthode de quantification régionale des stocks en C, N et P des tourbières, en considérant l'hétérogénéité du bassin d'accumulation de tourbe ainsi que le type de tourbière et leurs caractéristiques physiques et biophysiques.

L'étude menée dans le cadre de ce mémoire a démontré que les stocks en C, N et P étaient contrôlés par les différences de profondeurs de tourbe et la superficie des tourbières, entre les bogs, et les fens et tourbières forestières. En modélisant les bassins d'accumulation de tourbe, une nouvelle hypothèse a été formulée selon laquelle les méthodes actuelles surestiment généralement les quantités totales en C, N et P contenus dans la tourbe.

Le stockage total en nutriments s'est avéré être plus important au sein des tourbières forestières, largement dominantes dans la région. Malgré leur faible couverture, les bogs ont été identifiés comme le type de tourbière accumulant la plus importante quantité de C et N par unité de surface. Dans un cadre législatif, ces informations sont primordiales pour les instances décisionnelles mandatées à la conservation des milieux humides. Dans cette optique,

les études portant sur l'estimation des stocks en C, N et P des tourbières doivent être adaptés à l'échelle régionale. Cela implique une distinction fonctionnelle entre les marécages organiques, considérés comme des tourbières forestières, et les marécages minéraux. En effet, il a été démontré que les marécages présentant une accumulation de tourbe sont susceptibles de stocker des quantités considérables de C à long terme.

Les recherches futures doivent intégrer des données de terrain détaillées, incluant un nombre suffisant de mesures de profondeur de tourbe et de concentrations en nutriments issues de plusieurs profils de tourbe. Jumelées à une classification et une délimitation adéquate des milieux humides, ces données permettront de mieux représenter la variabilité des profondeurs de tourbe et l'accumulation de C, N et P dans les tourbières.

## Références

- Almquist-Jacobson, H., & Foster, D. R. (1995). Toward an Integrated Model for Raised-Bog Development: Theory and Field Evidence. *Ecology*, *76*(8), 2503–2516. <https://doi.org/10.2307/2265824>
- Anderson, R. L., Foster, D. R., & Motzkin, G. (2003). Integrating Lateral Expansion into Models of Peatland Development in Temperate New England. *Journal of Ecology*, *91*(1), 68–76. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00740.x>
- Anselin, L. (1995). Local Indicators of Spatial Association—LISA. *Geographical Analysis*, *27*(2), 93–115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- Ausseil, A.-G. E., Jamali, H., Clarkson, B. R., & Golubiewski, N. E. (2015). Soil carbon stocks in wetlands of New Zealand and impact of land conversion since European settlement. *Wetlands Ecology and Management*, *23*(5), 947–961. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9432-4>
- Bauer, I. E., Gignac, L. D., & Vitt, D. H. (2003). Development of a peatland complex in boreal western Canada: lateral site expansion and local variability in vegetation succession and long-term peat accumulation. *Canadian Journal of Botany*, *81*(8), 833–847. <https://doi.org/10.1139/b03-076>
- Beilman, D. W., Vitt, D. H., Bhatti, J. S., & Forest, S. (2008). Peat carbon stocks in the southern Mackenzie River Basin: uncertainties revealed in a high-resolution case study. *Global Change Biology*, *14*(6), 1221–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01565.x>

- Belyea, L. R., & Baird, A. J. (2006). Beyond “the limits to peat bog growth”: cross-scale feedback in peatland development. *Ecological Monographs*, 76(3), 299–322. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0299:BTLTPB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2006)076[0299:BTLTPB]2.0.CO;2)
- Belyea, L. R., & Clymo, R. S. (2001). Feedback control of the rate of peat formation. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1473), 1315–1321. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1665>
- Bobach, T. A. (2009). *Natural Neighbor Interpolation - Critical Assessment and New Contributions*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Natural-Neighbor-Interpolation-Critical-Assessment-Bobach/93c4474163b24961016de3facdba4758840a4ce1>
- Bobach, T. A., & Umlauf, G. (2007). Natural Neighbor Concepts in Scattered Data Interpolation and Discrete Function Approximation. *Visualization of Large and Unstructured Data Sets*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Natural-Neighbor-Concepts-in-Scattered-Data-and-Bobach-Umlauf/e0e40dac9e3dedb0b95a1e805c7a890d9d298c94>
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R*. New York: Springer.
- Bowden, W. B. (1987). The Biogeochemistry of Nitrogen in Freshwater Wetlands. *Biogeochemistry*, 4(3), 313–348. <https://doi.org/10.1007/BF02187373>
- Braekke, F. H. (1987). Nutrient relationships in forest stands: Effects of drainage and fertilization on surface peat layers. *Forest Ecology and Management*, 21(3), 269–284. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(87\)90048-X](https://doi.org/10.1016/0378-1127(87)90048-X)
- Bragazza, L., Buttler, A., Habermacher, J., Brancaleoni, L., Gerdol, R., Fritze, H., ... Johnson, D. (2012). High nitrogen deposition alters the decomposition of bog plant litter and

- reduces carbon accumulation. *Global Change Biology*, 18(3), 1163–1172.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02585.x>
- Bragazza, L., Freeman, C., Jones, T., Rydin, H., Limpens, J., Fenner, N., ... Toberman, H. (2006). Atmospheric nitrogen deposition promotes carbon loss from peat bogs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(51), 19386–19389.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.0606629104>
- Bridgham, S. D., Megonigal, J. P., Keller, J. K., Bliss, N. B., & Trettin, C. (2006). The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26(4), 889–916.  
[https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[889:TCBONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[889:TCBONA]2.0.CO;2)
- Bridgham, S. D., Updegraff, K., & Pastor, J. (1998). Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization in northern wetlands. *Ecology*, 79(5), 1545–1561.  
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[1545:CNAPMI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[1545:CNAPMI]2.0.CO;2)
- Buffam, I., Carpenter, S. R., Yeck, W., Hanson, P. C., & Turner, M. G. (2010). Filling holes in regional carbon budgets: Predicting peat depth in a north temperate lake district. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G1).  
<https://doi.org/10.1029/2009JG001034>
- Byun, E., Finkelstein, S. A., Cowling, S. A., & Badiou, P. (2018). Potential carbon loss associated with post-settlement wetland conversion in southern Ontario, Canada. *Carbon Balance and Management*, 13. <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0094-4>
- Canards Illimités Canada, & MELCC. (2016). Cartographie détaillée des milieux humides du bassin versant de la rivière du Nord (Abrinord) et des territoires municipaux au sud de la région administrative des Laurentides - Rapport technique (pp. 1–53).

- Canards Illimités Canada, & MELCC. (2019). Cartographie détaillée des milieux humides des secteurs habités du sud du Québec - bassin versant de la rivière du Nord (Abrinord) et des territoires municipaux au sud de la région administrative des Laurentides – Données géographiques [ArcMap, ESRI Canada]. Québec (Québec).
- Chambers, F., Beilman, D., & Yu, Z. (2010). Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics. *Mires and Peat*, 7, 1–10. <https://doi.org/1819-754X>
- Clymo, R. S. (1983). Peat. Ecosystems of the World: Bog, Swamp, Moor and Fen. In *Peat. Ecosystems of the World: Bog, Swamp, Moor and Fen* (Ed. Gore AJP., Vol. 4A, pp. 159–224). Elsevier.
- Dalva, M., & Moore, T. R. (1991). Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 15(1). <https://doi.org/10.1007/BF00002806>
- Éditeur officiel du Québec. (2017). Projet de loi no 132: Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/milieux-humides/loi.htm>.
- Éditeur officiel du Québec. (2019a). Loi sur la qualité de l'environnement. [http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cs/Q-2?langCont=fr#se:31\\_0\\_11](http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cs/Q-2?langCont=fr#se:31_0_11).
- Éditeur officiel du Québec. (2019b). Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier. <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showDoc/cs/A-18.1?&digest=>.
- Environment Canada. (2017). *Canadian Climate Normals 1981-2010 Station Data, Lachute*. [https://climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/results\\_1981\\_2010\\_e.html?searchType=stn](https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_e.html?searchType=stn)

Prov&lstProvince=QC&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=5594&dispBack=0

- ESRI. (2018). ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fan, Q., Efrat, A., Koltun, V., Krishnan, S., & Venkatasubramanian, S. (2005). Hardware-assisted natural neighbor interpolation. *Proceedings of the Seventh Workshop on Algorithm Engineering and Experiments and the Second Workshop on Analytic Algorithms and Combinatorics*, 111–120. <https://arizona.pure.elsevier.com/en/publications/hardware-assisted-natural-neighbor-interpolation>
- Flores, R. M. (2014). Chapter 3 - Origin of Coal as Gas Source and Reservoir Rocks. In R. M. Flores (Ed.), *Coal and Coalbed Gas* (pp. 97–165). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396972-9.00003-3>
- Foster, D. R., & Wright, H. E. (1990). Role of Ecosystem Development and Climate Change in Bog Formation in Central Sweden. *Ecology*, 71(2), 450–463. <https://doi.org/10.2307/1940300>
- Foster, D. R., Wright, H. E., Thelaus, M., & King, G. A. (1988). Bog Development and Landform Dynamics in Central Sweden and South-Eastern Labrador, Canada. *Journal of Ecology*, 76(4), 1164–1185. <https://doi.org/10.2307/2260641>
- Frahm, E. (2017). First hands-on tests of an Olympus Vanta portable XRF analyzer to source Armenian obsidian artifacts. *International Association for Obsidian Studies Bulletin*, (58), 8–23.

- Fyfe, R. M., Coombe, R., Davies, H., & Parry, L. (2014). The importance of sub-peat carbon storage as shown by data from Dartmoor, UK. *Soil Use and Management*, 30(1), 23–31. <https://doi.org/10.1111/sum.12091>
- Garneau, M., & van Bellen, S. (2016). Synthèse de la valeur et la répartition du stock de carbone terrestre au Québec. Montréal, Québec: Chaire DÉCLIQUE, Centre GEOTOP et Département de géographie Université du Québec à Montréal.
- Glenn, E., Squires, V., Olsen, M., & Frye, R. (1993). Potential for carbon sequestration in the drylands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70(1–4), 341–355. <https://doi.org/10.1007/BF01105006>
- Glushkov, I. V., Sirin, A. A., & Minayeva, T. Yu. (2017). Influence of Hydrological Conditions on the Formation of Forested Peatlands and Shallow-Peat Forests at Watersheds in the Central Forest Nature Reserve. *Contemporary Problems of Ecology*, 10(7), 770–783. <https://doi.org/10.1134/S1995425517070058>
- Gopal, B., & Ghosh, D. (2008). Natural Wetlands. In *Encyclopedia of Ecology* (pp. 2493–2504). <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00067-7>
- Gorham, E. (1991). Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecological Applications*, 1(2), 182–195. <https://doi.org/10.2307/1941811>
- Gorham, E. (1995). Biotic Feedbacks in the Global Climate System: Will the Warming Feed the Warming? In *Biotic Feedbacks in the Global Climate System: Will the Warming Feed the Warming? The biogeochemistry of northern peatlands and its possible responses to global warming* (In G. M. Woodwell, F. T. Mackenzie (Eds.), pp. 169–



- 186). Biotic Feedbacks in the Global Climate System: Will the Warming Feed the Warming? Oxford University Press.
- Grover, S. P. P., Baldock, J. A., & Jacobsen, G. E. (2012). Accumulation and attrition of peat soils in the Australian Alps: Isotopic dating evidence. *Austral Ecology*, *37*(4), 510–517. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02313.x>
- Gunnarsson, U., & Rydin, H. (2000). Nitrogen fertilization reduces Sphagnum production in bog communities. *New Phytologist*, *147*(3), 527–537. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00717.x>
- Güsewell, S. (2005). High nitrogen : phosphorus ratios reduce nutrient retention and second-year growth of wetland sedges. *New Phytologist*, *166*(2), 537–550. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01320.x>
- Hamilton, J. D., Kelly, C. A., Rudd, J. W. M., Hesslein, R. H., & Roulet, N. T. (1994). Flux to the atmosphere of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from wetland ponds on the Hudson Bay lowlands (HBLs). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *99*(D1), 1495–1510. <https://doi.org/10.1029/93JD03020>
- Hansen, A. T., Dolph, C. L., Fofoula-Georgiou, E., & Finlay, J. C. (2018). Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale. *Nature Geoscience*, *11*(2), 127–132. <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0056-6>
- Heinselman, M. L. (1970). Landscape Evolution, Peatland Types, and the Environment in the Lake Agassiz Peatlands Natural Area, Minnesota. *Ecological Monographs*, *40*(2), 235–261. <https://doi.org/10.2307/1942297>
- Holden, J., Chapman, P. J., & Labadz, J. C. (2004). Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical*

*Geography: Earth and Environment*, 28(1), 95–123.

<https://doi.org/10.1191/0309133304pp403ra>

Houlahan, J. E., Keddy, P. A., Makkay, K., & Findlay, C. S. (2006). The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands*, 26(1), 79–96. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[79:TEOALU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[79:TEOALU]2.0.CO;2)

Ivanov, K. E. (1981). *Water movement in Mirelands*. London ; New York: Academic Press.

Jansson, M., Andersson, R., Berggren, H., & Leonardson, L. (1994). Wetlands and Lakes as Nitrogen Traps. *Ambio*, 23(6), 320–325. <http://www.jstor.org/stable/4314231>

Johnston, C. A. (1991). Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5–6), 491–565. <https://doi.org/10.1080/10643389109388425>

Johnston, C. A., Detenbeck, N. E., & Niemi, G. J. (1990). The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry*, 10(2), 105–141. <https://doi.org/10.1007/BF00002226>

Joly, M., Primeau, S., Sager, M., & Bazoge, A. (2008). *Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides*. Québec: Développement durable, environnement et parcs Québec.

Joosten, H. (2012). The IMCG global peatland database. [www.imcg.net/](http://www.imcg.net/).

Kaunisto, S., & Paavilainen, E. (1988). *Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands*. Metsäntutkimuslaitos.

Keller, J. K. (2011). Wetlands and the global carbon cycle: what might the simulated past tell us about the future? *New Phytologist*, 192(4), 789–792. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03954.x>

- Kellogg, L. E., & Bridgham, S. D. (2003). Phosphorus retention and movement across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. *Biogeochemistry*, 63(3), 299–315. <https://doi.org/10.1023/A:1023387019765>
- Kim, S., & Koretsky, C. (2013). Effects of road salt deicers on sediment biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 112(1–3), 343–358. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9728-x>
- Klinger, L. F. (1996). The Myth of the Classic Hydrosere Model of Bog Succession. *Arctic and Alpine Research*, 28(1), 1. <https://doi.org/10.2307/1552080>
- Koerselman, W., Van Kerkhoven, M. B., & Verhoeven. (1993). Release of Inorganic N, P and K in Peat Soils; Effect of Temperature, Water Chemistry and Water Level. *Biogeochemistry*, 20(2), 63–81. <https://doi.org/10.1007/BF00004135>
- Kroetsch, D. J., Geng, X., Chang, S. X., & Saurette, D. D. (2011). Organic Soils of Canada: Part 1. Wetland Organic soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(5), 807–822. <https://doi.org/10.4141/cjss10043>
- Laiho, R., & Laine, J. (1992). Potassium stores in peatlands drained for forestry. *Proceedings of the 9th International Peat Congress: Peat in Nature and Industry - a Matter of Balance*, 158–169.
- Larmola, T., Bubier, J. L., Kobyljanec, C., Basiliko, N., Juutinen, S., Humphreys, E., ... Moore, T. R. (2013). Vegetation feedbacks of nutrient addition lead to a weaker carbon sink in an ombrotrophic bog. *Global Change Biology*, 19(12), 3729–3739. <https://doi.org/10.1111/gcb.12328>
- Larocque, G. (2017). Introduction à la géostatistique avec R. Université du Québec à Rimouski, Rimouski.

- Lavoie, M., Colpron-Tremblay, J., & Robert, É. C. (2012). Développement D'une Vaste Tourbière Ombrotrophe Non Perturbée en Contexte Périurbain au Québec Méridional. *Ecoscience*, 19(3), 285–297. <https://doi.org/10.2980/19-3-3538>
- Lavoie, M., Paré, D., Fenton, N., Groot, A., & Taylor, K. (2005). Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. *Environmental Reviews*, 13(2), 21–50. <https://doi.org/10.1139/a05-006>
- Limpens, J., Heijmans, M. M. P. D., & Berendse, F. (2006). The Nitrogen Cycle in Boreal Peatlands. In R. K. Wieder & D. H. Vitt (Eds.), *Boreal Peatland Ecosystems* (pp. 195–230). [https://doi.org/10.1007/978-3-540-31913-9\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-540-31913-9_10)
- Liu, Y., Jiang, M., Lu, X., Lou, Y., & Liu, B. (2017). Carbon, Nitrogen and Phosphorus Contents of Wetland Soils in Relation to Environment Factors in Northeast China. *Wetlands*, 37(1), 153–161. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0856-2>
- Loisel, J. (2012). Autogenic and allogenic controls on carbon dynamics in peatlands from Alaska and Patagonia. *Theses and Dissertations*. <https://preserve.lehigh.edu/etd/1124>
- Loisel, J., Bellen, S. van, Pelletier, L., Talbot, J., Hugelius, G., Karran, D., ... Holmquist, J. (2017). Insights and issues with estimating northern peatland carbon stocks and fluxes since the Last Glacial Maximum. *Earth-Science Reviews, Complete*(165), 59–80. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.12.001>
- Loisel, J., & Yu, Z. (2013). Recent acceleration of carbon accumulation in a boreal peatland, south central Alaska. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(1), 41–53. <https://doi.org/10.1029/2012JG001978>
- Loisel, J., Yu, Z., Beilman, D. W., Camill, P., Alm, J., Amesbury, M. J., ... Zhou, W. (2014). A database and synthesis of northern peatland soil properties and Holocene carbon and

- nitrogen accumulation. *The Holocene*, 24(9), 1028–1042.  
<https://doi.org/10.1177/0959683614538073>
- Loisel, J., Yu Zicheng, Parsekian Andrew, Nolan James, & Slater Lee. (2013). Quantifying landscape morphology influence on peatland lateral expansion using ground-penetrating radar (GPR) and peat core analysis. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(2), 373–384. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20029>
- Lucas, R. E., & Davis, J. F. (1961). Relationships between pH values of organic soils and availabilities of 12 plant nutrients. *Soil Science*, 92(3), 177.  
<https://doi.org/10.1097/00010694-196109000-00005>
- Lund, M., Christensen, T. R., Mastepanov, M., Lindroth, A., & Ström, L. (2009). Effects of N and P fertilization on the greenhouse gas exchange in two northern peatlands with contrasting N deposition rates. *Biogeosciences*, 6(10), 2135–2144.  
<https://doi.org/10.5194/bg-6-2135-2009>
- Mah, R. A., Kuenen, J. G., & Quayle, J. R. (1982). Methanogenesis and Methanogenic Partnerships [and Discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 297(1088), 599–616.  
<https://doi.org/10.1098/rstb.1982.0064>
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., ... Pinay, G. (2003). Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*, 6(4), 301–312.  
<https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- MELCC. (2019, avril). Loi sur la qualité de l'environnement: Activités à risque négligeable – Listes des exemptions administratives à l'application des articles 22 et 30 de la LQE.

<http://www.environnement.gouv.qc.ca/publications/note-instructions/19-01/listes-exclusions-administratives.pdf>.

MFFP. (2019). Lidar - Produits dérivés [Données matricielles]. <http://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/inventaire-ecoforestier/>.

Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Ed.). (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: World Resources Institute.

Mitsch, W. J., Bernal, B., & Hernandez, M. E. (2015). Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(1), 1–4. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250>

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (Fifth edition). Hoboken, NJ: John Wiley and Sons, Inc.

Moore, D. R. J., Keddy, P. A., Gaudet, C. L., & Wisheu, I. C. (1989). Conservation of wetlands: Do infertile wetlands deserve a higher priority? *Biological Conservation*, 47(3), 203–217. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90065-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90065-7)

Moore, P. (2002). The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation*, 29(1), 3–20. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000024>

Moore, T. R., & Knowles, R. (1989). The Influence of Water Table Levels on Methane and Carbon Dioxide Emissions from Peatland Soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 69(1), 33–38. <https://doi.org/10.4141/cjss89-004>

National Wetlands Working Group. (1997). *The Canadian wetland classification system, 2nd edition* (Warner, B.G. & C.D.A Rubec (eds.)). Waterloo, Ontario, Canada: Wetlands Research Centre, University of Waterloo.

- Novak, J. M., & Watts, D. W. (2006). Phosphorus sorption by sediments in a southeastern coastal plain in-stream wetland. *Journal of Environmental Quality*, 35(6), 1975–1982. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0077>
- Osvald, H. (1933). *Vegetation of the Pacific Coast bogs of North America*. Uppsala: Acta Phyto geographica Suecica.
- Ott, C. A., & Chimner, R. A. (2016). Long-term peat accumulation in temperate forested peatlands (*Thuja occidentalis* swamps) in the Great Lakes region of North America. *Mires and Peat*, (18), 1–9. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.182>
- Ovenden, L. (1990). Peat accumulation in northern wetlands. *Quaternary Research*, 33(3), 377–386. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(90\)90063-Q](https://doi.org/10.1016/0033-5894(90)90063-Q)
- Page, K. L., & Dalal, R. C. (2011). Contribution of natural and drained wetland systems to carbon stocks, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> fluxes: an Australian perspective. *Soil Research*, 49(5), 377–388. <https://doi.org/10.1071/SR11024>
- Pajares, S., & Bohannan, B. J. M. (2016). Ecology of Nitrogen Fixing, Nitrifying, and Denitrifying Microorganisms in Tropical Forest Soils. *Frontiers in Microbiology*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01045>
- Pakarinen, P. (1995). Classification of boreal mires in Finland and Scandinavia: A review. *Vegetatio*, 118(1), 29–38. <https://doi.org/10.1007/BF00045188>
- Park, S. W., Linsen, L., Kreylos, O., Owens, J. D., & Hamann, B. (2006). Discrete Sibson interpolation. *IEEE Transactions on Visualization and Computer Graphics*, 12(2), 243–253. <https://doi.org/10.1109/TVCG.2006.27>
- Payette, S., & Rochefort, L. (Eds.). (2001). *Ecologie des tourbières du Québec-Labrador*. Ste-Foy, Québec: Presses de l'Université Laval.

- Pellerin, S., & Poulin, M. (2013). *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable*. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rives/milieuxhumides.htm>. Centre de la Science de la Biodiversité du Québec.
- Pelletier, L., Strachan, I. B., Garneau, M., & Roulet, N. T. (2014). Carbon release from boreal peatland open water pools: Implication for the contemporary C exchange. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *119*(3), 207–222. <https://doi.org/10.1002/2013JG002423>
- Pelletier, L., Strachan, I. B., Roulet, N. T., & Garneau, M. (2015). Can boreal peatlands with pools be net sinks for CO<sub>2</sub>? *Environmental Research Letters*, *10*(3), 035002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/035002>
- Pelster, D., Burke, J. M., Couling, K., Luke, S. H., Smith, D. W., & Prepas, E. E. (2008). Water and nutrient inputs, outputs, and storage in Canadian boreal forest wetlands: a review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, *7*(Supplement 1), 35–50. <https://doi.org/10.1139/S08-024>
- Poulin, M., Rochefort, L., Pellerin, S., & Thibault, J. (2004). Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour*, *79*(Vol. 79/4), 331–344. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.875>
- Prichonnet, G. (1977). La déglaciation de la vallée du Saint-Laurent et l'invasion marine contemporaine. *Géographie physique et Quaternaire*, *31*(3–4), 323–345. <https://doi.org/10.7202/1000281ar>
- R Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.rproject.org/>.



- Reddy, K. R., & DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. Boca Raton: CRC Press.
- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., & Gale, P. M. (1999). Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 83–146. <https://doi.org/10.1080/10643389991259182>
- Regina, K., Nykänen, H., Silvola, J., & Martikainen, P. J. (1996). Fluxes of Nitrous Oxide from Boreal Peatlands as Affected by Peatland Type, Water Table Level and Nitrification Capacity. *Biogeochemistry*, 35(3), 401–418. <https://doi.org/10.1007/BF02183033>
- Rezanezhad, F., Price, J. S., Quinton, W. L., Lennartz, B., Milojevic, T., & Van Cappellen, P. (2016). Structure of peat soils and implications for water storage, flow and solute transport: A review update for geochemists. *Chemical Geology*, 429, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.03.010>
- Rigg, G. B., & Richardson, C. T. (1938). Profiles of Some Sphagnum Bogs of the Pacific Coast of North America. *Ecology*, 19(3), 408–434. <https://doi.org/10.2307/1930595>
- Rocheftort, L., Bazoge, A., Garneau, M., Joly, M., Jutras, S., Pellerin, S., ... Poisson, F. (2011). *Peatland Inventories and Conservation in Québec. Symposium on Responsible Peatland Management and Growing Media Production*.
- Roulet, N. T. (2000). Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto Protocol: Prospects and significance for Canada. *Wetlands*, 20(4), 605–615. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2000\)020\[0605:PCSGGA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2000)020[0605:PCSGGA]2.0.CO;2)
- Rubec, C. (Ed.). (1996). *The status of peatland resources in Canada*. In: Lappalainen, E. (Ed.), *Global Peat Resources*. Jyskä: Internat. Peat Soc. [u.a.].

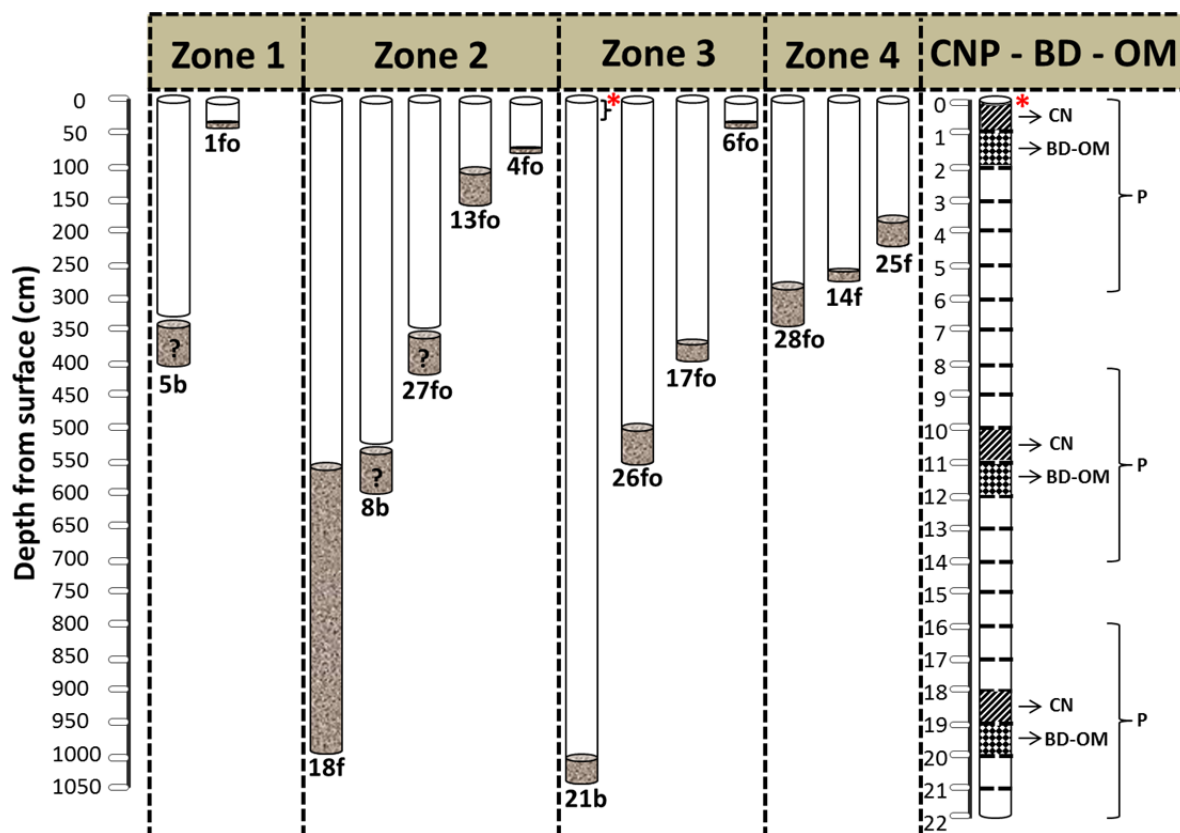
- Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2013). *The biology of peatlands* (2nd ed). Oxford: Oxford University Press.
- Saiz, E., Sgouridis, F., Drijfhout, F. P., & Ullah, S. (2019). Biological nitrogen fixation in peatlands: Comparison between acetylene reduction assay and  $^{15}\text{N}_2$  assimilation methods. *Soil Biology and Biochemistry*, *131*, 157–165. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.01.011>
- Salekin, S., Burgess, J. H., Morgenroth, J., Mason, E. G., & Meason, D. F. (2018). A Comparative Study of Three Non-Geostatistical Methods for Optimising Digital Elevation Model Interpolation. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, *7*(8), 300. <https://doi.org/10.3390/ijgi7080300>
- Saunders, D. L., & Kalff, J. (2001). Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia*, *443*(1–3), 205–212. <https://doi.org/10.1023/A:1017506914063>
- Sibson, R. (1981). A brief description of natural neighbour interpolation. *Interpreting Multivariate Data*.
- Smith, B. K., Smith, E. C., Forest, F. S., & Richard, J. A. (2007). *A Field Guide to the Wetlands of the Boreal Plains Ecozone of Canada* (p. 98). Canards Illimités Canada, Western Boreal Office: Edmonton, Alberta.
- Soil Classification Working Group. (1998). *The Canadian System of Soil Classification*, 3rd ed (Agriculture and Agri-Food Canada Publication 1646).
- Sparling, J. H. (1967). The Occurrence of *Schoenus Nigricans* L. in Blanket Bogs: II. Experiments on the Growth of *S. Nigricans* under Controlled Conditions. *Journal of Ecology*, *55*(1), 15–31. <https://doi.org/10.2307/2257714>

- Stewart, W. D., Fitzgerald, G. P., & Burris, R. H. (1967). In situ studies on N<sub>2</sub> fixation using the acetylene reduction technique. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 58(5), 2071–2078. <https://doi.org/10.1073/pnas.58.5.2071>
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters* (3rd ed). New York: Wiley.
- Sundström, E., Magnusson, T., & Hånell, B. (2000). Nutrient conditions in drained peatlands along a north-south climatic gradient in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 126(2), 149–161. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00098-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00098-5)
- Thormann, M. N., Szumigalski, A. R., & Bayley, S. E. (1999). Aboveground peat and carbon accumulation potentials along a bog-fen-marsh wetland gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Wetlands*, 19(2), 305–317. <https://doi.org/10.1007/BF03161761>
- Tousignant, M. Ê., Pellerin, S., & Brisson, J. (2010). The relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands*, 30(2), 333–344. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0019-9>
- Turunen, J., Roulet, N. T., Moore, T. R., & Richard, P. J. H. (2004). Nitrogen deposition and increased carbon accumulation in ombrotrophic peatlands in eastern Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(3). <https://doi.org/10.1029/2003GB002154>
- van Bellen, S., Dallaire, P., Garneau, M., & Bergeron, Y. (2011). Quantifying spatial and temporal Holocene carbon accumulation in ombrotrophic peatlands of the Eastmain region, Quebec, Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 25(2). <https://doi.org/10.1029/2010GB003877>

- van Breemen, N. (1995). How Sphagnum bogs down other plants. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(7), 270–275. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(95\)90007-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(95)90007-1)
- Vepraskas, M., & Craft, C. (Eds.). (2015). *Wetland Soils: Genesis, Hydrology, Landscapes, and Classification, Second Edition*. CRC Press.
- Verhoeven, & Maltby, E. (1990). Nitrogen and Phosphorus Mineralization in Fens and Bogs. *Journal of Ecology*, 78(3), 713–726. <https://doi.org/10.2307/2260894>
- Vitt, D. H. (2008). Peatlands. In *Encyclopedia of Ecology* (pp. 2656–2664). <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00318-9>
- Vitt, D. H., Bayley, S. E., & Jin, T.-L. (1995). Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in Continental Western Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(3), 587–606. <https://doi.org/10.1139/f95-059>
- Vitt, D. H., Halsey, L. A., Bauer, I. E., & Campbell, C. (2000). Spatial and temporal trends in carbon storage of peatlands of continental western Canada through the Holocene. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 37(5), 683–693. <https://doi.org/10.1139/e99-097>
- von Post, L. (1922). *Sveriges geologiska undersöknings torvinvenstering och några av dess hittills vaanna resultat*. *Svenska Mosskulturforen. Tidskr.* 36, 1–27.
- Wang, M., Moore, T. R., Talbot, J., & Richard, P. J. H. (2014). The cascade of C:N:P stoichiometry in an ombrotrophic peatland: from plants to peat. *Environmental Research Letters*, 9(2), 024003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/2/024003>
- Wang, M., Moore, T. R., Talbot, J., & Riley, J. L. (2015). The stoichiometry of carbon and nutrients in peat formation. *Global Biogeochemical Cycles*, 29(2).
- Wells, E. D., & Zoltai, S. C. (1985). *The Canadian system of wetland classification and its application to circumboreal wetlands*. <https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=11377>

- Wheeler, B. D., & Giller, K. E. (1982). Species Richness of Herbaceous Fen Vegetation in Broadland, Norfolk in Relation to the Quantity of Above-Ground Plant Material. *Journal of Ecology*, 70(1), 179–200. <https://doi.org/10.2307/2259872>
- Wilson, J. O., Crill, P. M., Bartlett, K. B., Sebacher, D. I., Harriss, R. C., & Sass, R. L. (1989). Seasonal variation of methane emissions from a temperate swamp. *Biogeochemistry*, 8(1), 55–71. <https://doi.org/10.1007/BF02180167>
- Young, A. (1986). The geomorphic development of dells (Upland Swamps) on the Woronora Plateau, N. S. W., Australia. *The Geomorphic Development of Dells (Upland Swamps) on the Woronora Plateau, N. S. W., Australia*, 30(3), 317–327.
- Yu, Z. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences*, 9(10), 4071–4085. <https://doi.org/10.5194/bg-9-4071-2012>
- Yu, Z., Loisel, J., Brosseau, D. P., Beilman, D. W., & Hunt, S. J. (2010). Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters*, 37(13). <https://doi.org/10.1029/2010GL043584>
- Zak, D., & Gelbrecht, J. (2007). The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, 85(2), 141–151. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9122-2>

# Annexe A. Schéma de distribution des profils de sols des sous-régions d'étude et du plan d'analyse en laboratoire



## Annexe B. Résultats supplémentaires

Table B1. *P* values of ANCOVA analysis. We took peat C, N and P stocks and densities as response variables, biophysical and physical variables as covariates and peatland type as categorical variable. Significant differences between peatland types are in bold.

Biophysical and physical variables	<i>P</i> values					
	<i>Nutrient stocks</i>			<i>Nutrient densities</i>		
	C (kg)	N (kg)	P (kg)	C (kg/m <sup>2</sup> )	N (kg/m <sup>2</sup> )	P (kg/m <sup>2</sup> )
Area (m <sup>2</sup> )	< <b>0.05</b>	< 0.1	0.174	0.59	0.212	0.508
Perimeter (m)	< 0.1	< 0.1	0.226	0.195	0.247	0.482
Mean peat depth (m)	< 0.1	< <b>0.05</b>	< <b>0.01</b>	0.655	< <b>0.01</b>	0.110
Mean slope (%)	0.238	0.158	0.114	0.918	0.621	0.925
Mean elevation (m)	0.425	0.482	0.771	0.296	0.287	0.531
Mean canopy height (m)	0.416	0.515	0.376	0.647	0.939	0.924
Organic deposit	0.861	0.803	0.495	0.780	0.582	0.652
Thin till deposit	0.687	0.711	0.983	0.352	0.319	0.534
Medium till deposit	0.698	0.762	0.976	0.355	0.369	0.403
Fluvio-glacial deposit	0.467	0.571	0.822	0.251	0.235	0.549
Marin deposit	0.468	0.52	0.799	0.283	0.300	0.650
Geological region	0.435	0.494	0.782	0.295	0.286	0.531

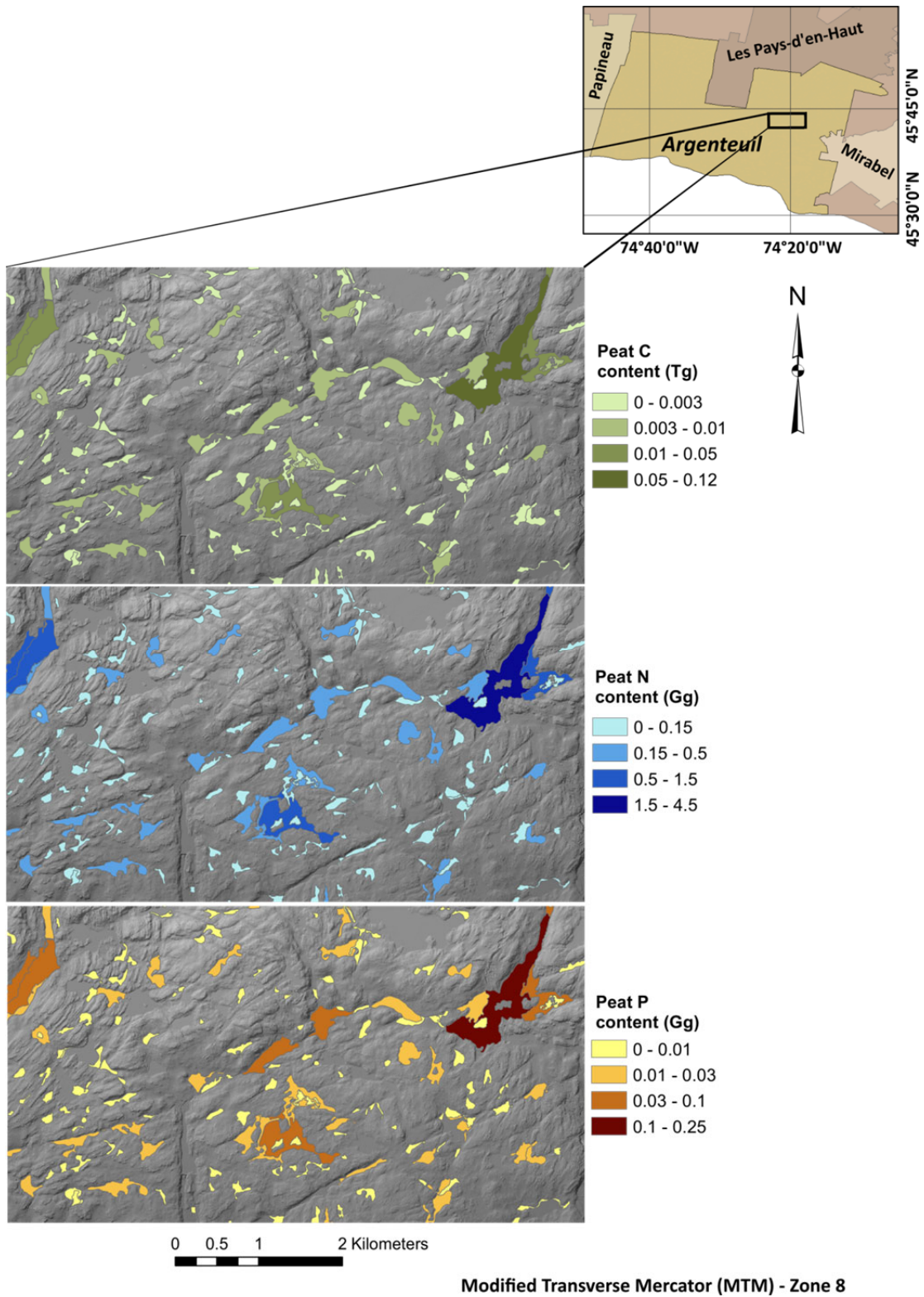


Figure B1. Exemple illustrant les quantités en C, N et P contenu dans la tourbe. Les données ont été regroupées selon une classification par seuils naturels, de façon à réduire la variance *in situ*.



## **Annexe C. Discussion supplémentaire**

Cette section comporte des éléments de discussion complémentaire abordant la méthode d'interpolation spatiale utilisée dans le cadre de cette étude. Les limites et les avantages de cette méthode sont discutés en lien avec les résultats d'autocorrélation spatiale des profondeurs de tourbe pour les différents types de tourbières.

### **Natural neighbor interpolation and Geary's C**

Natural neighbor interpolation is a deterministic, exact and local spatial interpolation method adapted to scattered data and that preserves actual values in the output smooth surface (Bobach, 2009; Bobach & Umlauf, 2007). Spatial interpolation of digital elevation models (DEM) using NNI created lower bias, as lower RMSE and MAE values, compared to another deterministic interpolation method; inverse distance weight (IDW) (Salekin et al., 2018). Making the assumption that probed peat depths are representative of peat depth variation within-site, NNI method is an interesting approach focusing on local neighbor values allowing an area-weighted interpolation (Bobach & Umlauf, 2007; Park et al., 2006). Geary's C autocorrelogram showed local spatial autocorrelation within low range distance within sites and peatland type. Low RMSE values of our NNI models, varying from 2 to 65 cm, and local spatial autocorrelation of peat depth values, varying from 125 to 475 meters, suggest that NNI method is adapted for modeling peatland basin morphometry.

Interpretation of Geary's C significance or other indicator of spatial associations might not be adapted to evaluate the robustness of peat depth spatial autocorrelation. In fact, stationary hypothesis of values is often considered unrealistic when evaluating spatial

association or autocorrelation (Anselin, 1995). Even if peat accumulation is a slow process it still is not stationary in time. Peat accumulation of a few Canadian peat deposits ranged from 0.01 to 0.2 cm/year (Ovenden, 1990). Morphometry and peatland area are subjected to the influence of autocorrelation distance between peat depth values.

**Annexe D. Photos de la zone d'étude et des techniques d'échantillonnages utilisées**







