

Université de Montréal

**Évaluation à l'aide d'indicateurs biogéochimiques du succès de création des mares de
tourbières situées au Québec et au Nouveau-Brunswick dans un contexte de restauration**

Par

Émilie Jolin

Département de géographie

Faculté des arts et des sciences

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

en géographie

Avril 2023

© Émilie Jolin, 2023

Université de Montréal

Département de géographie, Faculté des arts et des sciences

Ce mémoire intitulé

Évaluation à l'aide d'indicateurs biogéochimiques du succès de création des mares de tourbières situées au Québec et au Nouveau-Brunswick dans un contexte de restauration

Présenté par

Émilie Jolin

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

Alexis Maximilien Berg
Président-rapporteur

Julie Talbot
Directrice de recherche

Line Rochefort
Codirectrice

Jean-François Lapierre
Membre du jury

Résumé

L'extraction de la tourbe pour en produire des substrats horticoles entraîne la perte de leur capacité à séquestrer le carbone (C) dans les sols. Cependant, depuis plus d'une trentaine d'années, de nombreuses tourbières se sont vues restaurées et dans certains cas des mares sont intégrées. Les mares de tourbières sont présentes surtout dans les régions côtières et maritimes et sont généralement émettrices de C, à l'inverse des tourbières. Or, les mares sont des micro-habitats ayant un grand potentiel lié à la biodiversité et jouent ainsi un rôle très important pour de nombreuses espèces. De manière générale, la mesure du succès de la restauration des mares se concentre surtout sur le retour des espèces végétales typiques des mares naturelles et la présence d'un niveau d'eau constant à l'année. Très peu d'études se concentrent sur la biogéochimie des mares pour évaluer le succès de la restauration. Mon projet de recherche vise à évaluer le succès de la création des mares dans les projets de restauration de tourbière en utilisant des variables biogéochimiques. La recherche vise donc à identifier les différences biogéochimiques entre les mares créées et naturelles en plus de déterminer la trajectoire biogéochimique des mares créées dans le temps. Pour ce faire, nous avons mesuré différentes variables biogéochimiques telles le pH, les concentrations d'azote (N), de phosphore (P), de carbone organique dissout (DOC), de cations basiques – calcium (Ca), sodium (Na), magnésium (Mg) et potassium (K) et des gaz dissouts - méthane (CH₄), dioxyde de carbone (CO₂) et protoxyde d'azote (N₂O) -. L'échantillonnage s'est fait dans 62 mares réparties au sein de 7 tourbières situées au Québec et au Nouveau-Brunswick : des mares naturelles et des mares créées il y a entre 3 et 22 ans. Les mares naturelles et créées ont des caractéristiques biogéochimiques différentes, et ce sans prendre en compte l'année de création. De ce fait, l'eau des mares créées est moins acide (pH >5) et plus concentrée en nutriments - N et P - que les mares naturelles. Cependant, les mares créées les plus anciennes ont tendance à se rapprocher des caractéristiques biogéochimiques des mares naturelles où la variation de la nappe phréatique et par le fait même la profondeur des mares viendraient jouer un rôle important sur les variables biogéochimiques. Des mares créées plus profondes et plus grandes pourraient ainsi permettre une présence d'eau permanente sans qu'elles s'assèchent durant l'été et ainsi favoriser le retour des conditions biogéochimiques similaires aux mares naturelles.

Mots-clés : Mare créée, restauration, tourbière, biogéochimie, mare

Abstract

The extraction of peat to produce horticultural substrates leads to the loss of their ability to sequester carbon (C) in soils. However, over the past 30 years, many peatlands have been restored and open-water pools have been incorporated in some cases. Pools are naturally present in some bogs, especially in coastal and maritime regions, and are generally net C emitters, unlike peatlands. Pools are known to be micro-habitats with great potential for biodiversity and play a very important role for many species. In general, the measurement of the success of pool creation focuses on the return of bog plant species and a constant presence of water throughout the year. Currently, very few studies focus on the biogeochemistry of created pools to assess success. My research project uses biogeochemical variables to evaluate the success of created pools in peatland restoration projects. The research aims to identify biogeochemical differences between created and natural pools and to determine the biogeochemical trajectory of created pools over time. We measured different biogeochemical variables such as pH, nitrogen (N), phosphorus (P), dissolved organic carbon (DOC), base cations - calcium (Ca), sodium (Na), magnesium (Mg) and potassium (K) and dissolved gases - methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O) -. Sampling was done in 62 pools located in 7 peatlands in Quebec and New Brunswick. We sampled both natural pools and pools created between 3 and 22 years ago. Natural and created pools have different biogeochemical characteristics, without considering the year of creation. Water in created pools is less acidic (pH >5) and more concentrated in nutrients - N and P - than in natural pools. However, the oldest created pools tend to be closer to the biogeochemical characteristics of natural pools. The variation of the water table and the depth of the pools play an important role for the return towards natural biogeochemical characteristics. Deeper and larger created pools could allow a permanent water presence during dry periods in summer and thus promote the return of biogeochemical conditions similar to natural pools.

Keywords: created pool, restoration, peatland, biogeochemistry, pool

Table des matières

Résumé	I
Abstract	III
Table des matières	V
Liste des tableaux	IX
Liste des figures	XI
Liste des sigles et abréviations.....	XIII
Remerciements	XVII
Introduction générale.....	1
Chapitre 1. Contexte de recherche	4
1.1. Tourbière à mares.....	4
1.2. Caractéristiques des mares	7
1.2.1. Biodiversité	7
1.2.2. Profondeur.....	7
1.2.3. Température et O ₂	8
1.2.4. Gaz dissouts et émis : CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O	10
1.2.5. Nutriments : N, C et P	11
1.3. Restauration.....	14
1.3.1. Perturbation et extraction de la tourbe	15
1.3.2. Restauration des tourbières	17
1.3.3. Succès de la restauration des tourbières	19
1.3.4. La création de mares dans un contexte de restauration de tourbières	20
1.3.5. Conditions biogéochimiques des mares créées	21
1.3.6. Succès de la restauration des mares	23

1.4 Objectifs de recherche	24
Chapitre 2. Are pools created via peatland restoration biogeochemically similar to natural pools?	25
2.1. Avant-Propos.....	25
2.2. Abstract	26
2.3. Introduction	27
2.4. Methodology	29
2.4.1. Sites description	29
2.4.2. Pool measurements and sampling	33
2.4.3. Laboratory analyses.....	34
2.4.4. Data treatment and statistical analyses.....	35
2.5. Results	37
2.5.1. Morphology of created and natural pools	37
2.5.2. Water chemistry	38
2.5.3. Pool depth vs water chemistry	39
2.5.4. Dissolved organic matter composition.....	40
2.5.5. Biogeochemical evolution over the growing season.....	42
2.6. Discussion and conclusions.....	45
2.6.1. Biogeochemical differences between created and natural pools.....	46
2.6.2. Change in morphology of created pools	49
2.6.3. Biogeochemical trajectories of created pools.....	50
2.6.4. Restoration Success.....	51
Chapitre 3. Discussion générale	53
3.1. Impact de la modification des précipitations et des températures.....	53
3.2. Portée et limites	58

4. Conclusion	59
Références bibliographiques	60
Annexe A. Summary of the statistical Tukey post-hoc, Natural vs created	77
Annexe B. Summary of the statistical Tukey post-hoc, Natural vs years post-creation	78
Annexe C. PARAFAC modelling	79
Annexe D. (Figure. S1 – Supplement Information)	80
Annexe E. (Figure. S2 – Supplement Information)	81

Liste des tableaux

Table 1. – Propriétés physiques et chimiques moyennes des mares de tourbières naturelles situées en Amérique du Nord, en Patagonie et en Europe (tiré d’Arsenault et al. (2022)) avec l’écart type (\pm), les valeurs maximales (Max) et minimales (Min) ainsi que le nombre d’échantillons (n) pour chacune des propriétés.	12
Table 2. – Summary characteristics of natural and restored sites were mean depth, area and underlying peat of pools in Québec were calculated over 8 sampling events (2020-2021) and New-Brunswick pools means were calculated over one sampling event in July 2021	30
Table 3. – Means of physical and chemical properties of natural and created pools from Québec and New-Brunswick sites all samples within the same month (July 2021) with standard deviations and with results of TukeyHSD posthoc tests where same letter represents similar sites. The precision of mean values is related to the accuracy of the instrument used for the analyses. 38	38
Table 4. – Number of pools that were dried up for each sample campaign in restored sites in Québec	39
Table 5. – Means of physical and chemical properties of natural and created pools from Québec with standard deviations for eight-sample campaign over two growing seasons (2020-2021) where the precision of mean values is related to the accuracy of the instruments used for the analyses.	43

Liste des figures

- Figure 1.** – Représentation de trois modèles de développement de mares dans les tourbières présentées en plan et en coupe. (A) Modèle allogénique où les mares se formeraient simultanément dans la tourbière en réponse à des changements environnementaux. (B) Modèle autogène où les mares se développent du centre vers les extrémités de la tourbière. (C) Modèle où les mares se développent au tout début de la formation des tourbières et évoluent avec celles-ci. Tiré de Foster et Wright, 1990.....5
- Figure 2.** – Représentation de l'intensité du rayonnement solaire au fond des mares ainsi que l'impact de ce rayonnement sur la température de l'eau. À gauche (mare peu profonde), le rayonnement aura plus de facilité à atteindre le fond de la mare ce qui provoquera une augmentation des températures de manière plus importante que la mare profonde à droite. Ce réchauffement se produira de la surface vers le fond de la mare. Plus la mare sera profonde, moins l'effet du rayonnement solaire se fera sentir en profondeur. Les mares plus profondes (à droite) auront donc des températures plus froides au fond comparativement aux mares moins profondes (à gauche). Figure originale par Émilie Jolin (2020)9
- Figure 3.** – Processus internes du fond d'une mare en réponse au rayonnement solaire. Le rayonnement solaire atteignant le fond de la mare provoquera une augmentation des températures de l'eau. Ces températures augmenteront la production primaire notamment celle des cyanobactéries qui fixeront ensuite l'azote. S'en suivra une augmentation de la décomposition qui découlera de la production primaire. Cette chaîne de processus provoquera ainsi l'émission de CH₄, CO₂ et N₂O dû à la décomposition. Figure originale par Émilie Jolin (2020) 10
- Figure 4.** – Location of the study sites in Quebec and New Brunswick, including years post-creation information for each site. Maps based on Google Maps, satellite image, 202329
- Figure 5.** – Regressions between pool depth and water chemistry (pH, DOC, TP, TN) in natural and created pools of different ages.....40
- Figure 6.** – DOM components of all sites in July 2021. (A) boxplot of absolute concentration. (B) boxplot of relative abundance. The 4-component PARAFAC model explains 99.85% of the total variation, where C1 represents terrestrially derived humic-like DOM with high molecular weight degraded from lignin; C2 represents terrestrial humic-like DOM, C3 represents terrestrial

humic-like, high relative aromaticity and molecular weight, and C4 represent protein-like (mixture of tyrosine-type and tryptophane-type compounds), freshly produced DOM.41

Figure 7. – Principal component analysis of water chemistry as sampled in summer 2020-2021 for all created pools (84) and natural pools (163) located in Québec. The first two components explained 64,35% of the total data set variance.42

Figure 8. – Type two redundancy analysis showing the influence of vegetation and morphologies on water chemistry of 62 sampling pools (30 natural and 32 created) in July 2021. The first two components explained 82,5% of the total data set variance.44

Figure 9. – Comparison of biogeochemical variables (DOC vs pH and TN vs TP) from natural pools in grey (n=240) taken in Europe, North America and Patagonia from Arsenault et al., 2022 to our biogeochemical data where natural pools (n=173) and created pools (n=102) of all study sites and for all sampling dates are presented.45

Figure 10. – Climatographe mettant en relation les données de la normale climatique de la région de Rivière-du-Loup de 1981 à 2010 et des dernières années : 2020-2021. Les lignes représentent les moyennes de température par mois et les diagrammes à bandes représentent le total des précipitations par mois. Données tirées du gouvernement du Canada : Données climatiques historiques.55

Liste des sigles et abréviations

ANOVA	Analyse de variance
C	Carbone
Ca	Calcium
CH₄	Méthane
cm	Centimètre
CO₂	Dioxyde de carbone
DOC	Carbone organique dissouts
DOM	Dissolved organic matter
GES	Gaz à effet de serre
IC	Inorganic carbon
K	Potassium
m	Mètre
M	Concentration molaire (mole/litre)
m²	Mètre carré
MANOVA	Analysis de variance multiple
Mg	Magnesium
mg L⁻¹	Milligramme par litre
ml	Millilitre
MO	Matière organique
N	Azote
n	Taille de l'échantillon
N₂O	Protoxyde d'azote
Na	Sodium
NH₄⁺	Ammonium
nm	Nanomètre
NO₃⁻	Nitrate
O₂	Oxygène
P	Phosphore
p	p value
PARAFAC	Parallel factor analyses

PCA	Principal component analysis
PO₄	Phosphate
RDA	Redundancy analysis
SER	Society for Ecological Restoration
SUVA	specific ultraviolet absorbance
TC	Total carbon
TDN	Azote total dissouts
TDP	Phosphore total dissouts
TN	Azote total
TP	Phosphore total
µg L⁻¹	Microgramme par litre
µm	Micromètre
%	Pourcentage

*Comme disait le grand Jules César : Oh boy qu'on a passé proche !
-Charles Patenaude Saison4, Épisode 9, 20 :37*

Remerciements

C'est en écrivant ces dernières lignes que je termine mon parcours académique après un peu plus de 20 ans sur les bancs d'école. Un parcours rempli de montagnes russes, d'opportunités, de souvenirs et de rencontres inoubliables.

Je voudrais commencer ces remerciements pour exprimer mon entière gratitude à ma directrice, Julie Talbot, et à ma co-directrice, Line Rochefort. Julie, merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir offert ce projet de recherche qui m'a autant stimulé. Travailler dans ton laboratoire fût un énorme plaisir. Merci pour ton écoute et tes conseils. Line, merci pour ton expertise et ton dévouement dans les projets de restauration de tourbières. Sans ton implication et ton travail, mon projet n'aurait pu voir le jour.

Je tiens à remercier tous les membres du laboratoire d'Étude des Fonctions Écosystémiques, de leur Stabilité Spatiotemporelle et des Enjeux Socioenvironnementaux, sans quoi ce projet n'aurait pas été le même. Merci pour vos conseils et pour votre aide tout au long de ce projet. Merci à Emmanuelle Beaumier, Gwendal Breton, Laura Catalina Riano Pena, Laurence Grimond, Mahmud Hassan, Marie-Pier Ménard, Max Émile Kesler Nadeaux et William Brais de m'avoir accompagné sur le terrain et aidé tout au long de mon projet. Sans vous, je n'aurais pu réaliser l'étendue de ma collecte de données.

Un merci tout spécial à Julien Arsenault qui m'a pris sous son aile et qui a su m'épauler, me rassurer et enrichir mon projet de maîtrise du début jusqu'à la toute fin. Ce fût un plaisir de partager avec toi de multiples journées sur le terrain, des fous rires et quelques larmes. Bonne chance à toi pour la suite, merci pour tout et merci de m'avoir transmis ton amour pour les mares. Au plaisir de partager plein d'autres moments avec toi !

Merci à ma gang de géo qui m'a donné du géo-love tout au long de mon parcours et qui l'a rendu inoubliable. Un merci tout particulier à Laurence Grimond. Ahhh Laurence, mon parcours n'aurait pas été le même sans toi. Très reconnaissante que la géographie m'est mise sur ton chemin. Merci à Jeanne Beauchemin et Melyna Laplante qui ont rendu cette aventure plus que mémorable. Des Îles de la Madeleine à l'Italie, toujours partantes pour une nouvelle aventure. Philippe Major, une

rencontre inattendue dans le fond de l'Abitibi, mais quel coup de cœur. Merci pour tes doux conseils. Mes amies de toujours, Marie-Ève, Marie-Hélène et Mylène, merci d'avoir toujours été là pour moi après autant d'années.

Un énorme merci à ma famille. Maman, papa, Marie-P, merci de m'avoir supporté et encouragé tout au long de mon parcours. Merci d'avoir toujours démontré votre intérêt sans toujours comprendre exactement ce que je faisais. Merci pour votre amour inconditionnel et votre soutien, sans quoi je n'aurais probablement pas terminé ce projet.

Enfin, Jessie Bigras-Lauzon comment ne pas te remercier. Merci d'avoir participer activement et de m'avoir épaulé tout au long de cette aventure que fût la maîtrise. Merci de m'avoir accompagné sur le terrain et d'avoir été une photographe hors pair. Je te serai éternellement reconnaissante pour ton aide, tes encouragements, ta patience à toute épreuve et ton amour. Ça n'aurait pas été pareil sans toi. Merci mille fois! Je nous souhaite plein d'autres défis. Je t'aime.

Introduction générale

Les tourbières couvrent environ 3 à 4 % de la superficie terrestre de la planète ce qui représente plus de 5 millions de km²(UNEP, 2022; Xu et al., 2018). Ces environnements sont caractérisés par une accumulation de matière organique supérieure à leur capacité de décomposition. Ceci est notamment dû aux conditions anaérobies provoquées par un sol saturé en eau et à leur pH acide (3,5 à 5,5 en moyenne). Ces caractéristiques permettent aux tourbières de séquestrer une très grande quantité de carbone (C) dans les sols via l'accumulation de matière organique (Yu, 2012). Au total, c'est 30 % du C mondial qui est contenu dans les sols des tourbières (UNEP, 2022). De manière générale, les régions tempérées et boréales de l'hémisphère Nord sont propices au développement des tourbières ombrotrophes (Payette et Rochefort, 2001). Les tourbières ombrotrophes (bogs) sont caractérisées par leur apport en eau et en nutriment azote (N) et phosphore (P) provenant uniquement des précipitations et des dépôts atmosphériques contrairement aux tourbières minérotrophes (fens) qui reçoivent leurs apports en eau et en nutriment des eaux de ruissellement, des eaux souterraines et des précipitations (Chimner et al., 2017).

Dans le passé, de nombreux milieux humides, dont des tourbières situées près de zones urbaines, ont été exploités et dégradés (Chapman et al., 2003) et le sont encore aujourd'hui (Poulin et al., 2016). Ces derniers ont souvent été drainés pour l'agriculture, l'activité minière, l'hydroélectricité, la foresterie, l'étalement urbain ou encore, exploités pour en extraire de la tourbe horticole (UNEP, 2022). Par contre, dans les 25 dernières années, les milieux humides dégradés sont de plus en plus restaurés (Glenk et Martin-Ortega, 2018). Cet engouement est notamment dû à une prise de conscience de l'importance des milieux humides. Au Canada, cette restauration se fait en grande partie avec la collaboration de l'industrie canadienne de la tourbe horticole (Alamenciak et al.,

2022). Même si l'industrie canadienne de la tourbe horticole perturbe seulement 0,03 % des tourbières au Canada, elle épaulé et œuvre pour la restauration des tourbières depuis une trentaine d'années conjointement avec les recherches universitaires. Cette implication des deux parties a notamment permis l'innovation et l'amélioration des techniques de restauration, en plus de permettre un suivi à long terme des résultats de la restauration (González et al., 2014; González et Rochefort, 2014). Cela dit, le drainage des tourbières nécessaire à leur exploitation entraîne la perte de la capacité à séquestrer le carbone dans les sols (Turetsky et al., 2002). Les tourbières drainées sont ainsi généralement une source de C vers l'atmosphère (Waddington et al., 2002, 2010). Le remouillage des tourbières dans le but de les restaurer permettrait entre autres d'inverser cette tendance et de rétablir leur potentiel de stockage de carbone terrestre (Strack et al., 2014 ; Nugent et al., 2019).

Certaines tourbières de l'Est canadien, plus précisément dans les zones maritimes qui ont été exploitées pour en extraire de la tourbe horticole, étaient à l'origine parsemées de mares (Glaser et Janssens, 1986). Les mares sont des dépressions présentes dans la tourbe avec une présence d'eau permanente en surface. Leurs formes, tailles et profondeurs peuvent varier en fonction de leur développement (Foster et Fritz, 1987 ; Belyea et Lancaster, 2002). Contrairement aux tourbières, qui sont généralement des puits de C, les mares peuvent être des sources nettes de C vers l'atmosphère tel que le méthane (CH₄) et le dioxyde de carbone (CO₂) (Hamilton et al., 1994 ; Waddington et Roulet, 2000 ; Repo et al., 2007 ; McEnroe et al., 2009 ; Pelletier et al., 2014). Même si les mares émettent des gaz à effet de serre (GES), les mares sont des micro-habitats ayant un grand potentiel lié à la biodiversité et jouant un rôle très important pour plusieurs espèces (Fontaine et al., 2007). Ainsi, certains efforts de restauration incluent le rétablissement de mares (Mazerolle

et al., 2006; Laberge et al., 2015). Cependant, les mares restent des environnements qui sont à ce jour peu étudiés par la communauté scientifique, en particulier dans un contexte de restauration.

Ce mémoire a pour objectif de caractériser la biogéochimie des mares de tourbière créées lors de projets de restauration. Ce travail sera divisé en trois chapitres. La première partie consiste en une revue de littérature divisée en deux sections. La première décrit les caractéristiques des mares de tourbières naturelles et la seconde se concentre sur les implications de la création des mares de tourbière dans un contexte de restauration. Le deuxième chapitre vise à évaluer le succès de la création des mares de tourbière dans un contexte de restauration en utilisant des indicateurs biogéochimiques et sera présenté sous forme d'article. Finalement, le troisième chapitre examinera les futurs impacts des changements climatiques et leurs implications sur la restauration des mares, en plus de souligner les limites de l'étude.

Chapitre 1. Contexte de recherche

1.1. Tourbière à mares

Il existe de nombreuses tourbières ombrotrophes à mares dans les régions côtières et maritimes de l'est du Canada (Glaser et Janssens, 1986). Cependant, ce ne sont pas toutes les tourbières ombrotrophes qui possèdent des mares; en effet vers l'intérieur du continent nord-américain les tourbières sont boisées avec très peu de mares (Glaser et Janssens, 1986). Plusieurs théories permettent d'expliquer l'apparition des mares de tourbières et plusieurs facteurs peuvent jouer un rôle dans leur formation et leur développement, tels que : le régime hydrologique local, le climat, la végétation, la topographie ainsi que la température de l'eau et celle de la tourbe (Glaser, 1998 ; Karofeld et Tönisson, 2014).

Foster et Wright (1990) ont d'ailleurs proposé trois modèles de formation des mares de tourbières (Figure 1). Le premier indique que les mares apparaissent au tout début de la formation des tourbières, soit de la surface jusqu'au sol minéral (Figure 1). Cependant, comme il est fréquent de retrouver de la tourbe sous les mares, Loisel et al. (2017) pensent plutôt que les mares se développeraient généralement après le développement des tourbières. Toujours selon Foster et Wright (1990), le deuxième modèle proposé est le modèle autogène où les mares se développent du centre vers les extrémités de la tourbière suivant ainsi l'expansion progressive et latérale de la tourbière (Figure 1). Ce modèle a d'ailleurs été renforcé par les observations de Foster et Wright (1990) à Hammarmossen ainsi que par Belyea et Lancaster (2002). Ce modèle suppose que la formation de mares serait contrôlée majoritairement par la morphologie et l'hydrologie locale de la tourbière elle-même.

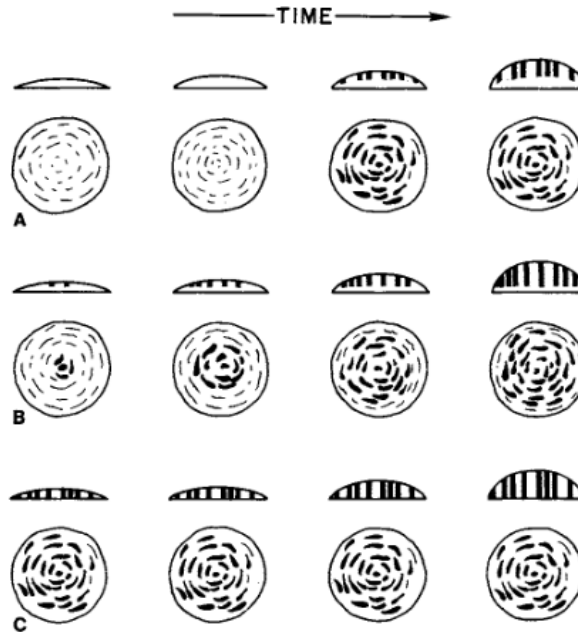


Figure 1. – Représentation de trois modèles de développement de mares dans les tourbières présentées en plan et en coupe. (A) Modèle allogénique où les mares se formeraient simultanément dans la tourbière en réponse à des changements environnementaux. (B) Modèle autogène où les mares se développent du centre vers les extrémités de la tourbière. (C) Modèle où les mares se développent au tout début de la formation des tourbières et évoluent avec celles-ci. Tiré de Foster et Wright, 1990

Le modèle allogénique, soit le dernier modèle présenté par Foster et Wright (1990), indique que la formation des mares se produit simultanément dans la tourbière, et ce en réponse à des évènements externes tels que des changements climatiques (Figure 1). Ce modèle suggère donc que les mares de tourbières se forment en continu au cours du développement de la tourbière. Des observations faites par Arlen-Pouliot et Payette (2015) en milieu boréal indiquent que les processus allogéniques seraient impliqués dans la création des mares dans les fens. Le principal processus allogénique impliqué dans leur étude serait une modification du régime des précipitations, et ce sur une grande échelle de temps. L'augmentation des précipitations aurait causé la remontée de la nappe phréatique et ainsi aurait favorisé la création de mares dans les dépressions déjà présentes et aurait pu par le fait même participer à l'agrandissement des mares existantes (Arlen-Pouliot et Payette., 2015).

Les mares se développeraieent donc majoritairement dans les dépressions présentes dans les tourbières où l'eau pourrait s'accumuler, contrairement aux crêtes (Foster et Fritz, 1987 ; Foster et al., 1988). La formation de crêtes et de creux serait donc le résultat de taux d'accumulation différentiels de tourbe où les espèces de plantes présentes sur les crêtes seraient plus résistantes à la décomposition que celles poussant dans les creux (Foster et al., 1988). Selon Arlen-Pouliot et Payette (2015), la microtopographie de la surface des tourbières telle que les crêtes et les creux ne peut être modifiée par une modification des précipitations. Cette modification du régime entraînerait une baisse de productivité et éventuellement la mort des plantes présentes dans les dépressions où les plantes sur les crêtes seraient moins touchées. Selon Belyea et Clymo (1998), le mécanisme de transition de dépression à mare implique aussi des changements dans l'hydrologie et une croissance différentielle de la tourbe où la nappe phréatique élevée diminuerait la productivité de la biomasse.

Belyea et Lancaster (2002) supposent qu'à mesure que les mares s'approfondissent, leur colonne d'eau riche en oxygène favorise la dégradation de la tourbe précédemment anoxique (Hogg et al., 1992). En effet, les concentrations en oxygène (O₂) présentes dans l'eau libre sont supérieures à celles dans la tourbe (Foster et Glaser, 1986). Une fois les dépressions formées et remplies d'eau, les mares pourront prendre de l'expansion et se développeront grâce à la décomposition de la tourbe environnante (Foster et al., 1988; Hamilton et al., 1994). Les mares évolueront donc par la décomposition de la matière organique (MO) dans laquelle elles sont enclavées (Amman et al., 2013; Foster et Wright , 1990) et s'agrandissent principalement pendant les périodes humides et fraîches à l'inverse des creux (Frenzel et Karofeld, 2000). Toutefois, la formation et le développement des mares sont des processus très lents qui peuvent s'étaler sur des milliers d'années (Belyea et Lancaster, 2002).

1.2. Caractéristiques des mares

1.2.1. Biodiversité

On suspecte les mares d'être des points chauds de diversité biologique au sein des tourbières où elles sont présentes. En effet, les mares peuvent servir d'halte migratoire pour certains oiseaux (Desrochers, 2001), de site d'alimentation pour certains amphibiens et certains oiseaux (Mazerolle, 2005 ; Beadle et al., 2015), en plus de servir d'habitat de reproduction exclusif pour certains arthropodes (Danks et Rosenberg, 1987; Larson et House, 1990; Drapeau Picard et al., 2021). En outre, les mares possèdent également des communautés végétales qui leur sont spécifiques (Barkman, 1992; Poulin et al., 1999). De ce fait, certaines espèces telles que : *Drosera anglica*, *Drosera intermedia*, *Nuphar lutea ssp. Variegata*, *Rhynchospora alba*, *Sphagnum cuspidatum*, *S. majus*, *Utricularia cornuta*, *Vaccinium macrocarpon* et *Warnstorfia fluitans* sont présentes uniquement en pourtour et/ou dans les mares (Fontaine et al., 2007). Également, certaines espèces végétales telles que l'*Andromeda glaucophylla*, *Carex limosa*, *Cladopodiella fluitans*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum virginicum*, *S. fallax* et *S. papillosum* sont plus abondantes en présence de mares qu'ailleurs dans la tourbière (Fontaine et al., 2007). De plus, la biodiversité aquatique des mares est plus importante lorsqu'il existe une grande variété de tailles (grandeur et profondeur) (Downie et al., 1998; Beadle et al., 2015). Par conséquent, Beadle et al. (2015) avancent que les mares de tailles différentes ont tendance à être exploitées par des espèces ayant des traits fonctionnels et des cycles biologiques différents, ce qui expliquerait le lien entre la taille et la biodiversité.

1.2.2. Profondeur

De manière générale, les dimensions des mares naturelles sont limitées par la profondeur de la tourbe. Comme la tourbe s'accumule très lentement, les mares sont souvent peu profondes et

ont un grand rapport surface-profondeur (Beadle et al., 2015). La plupart du temps, la profondeur moyenne est d'environ un mètre (Belyea et Lancaster, 2002 ; McEnroe et al., 2009 ; Abnizova et al., 2012) et peut parfois atteindre deux mètres (Pelletier et al., 2014), mais sera moindre pour les tourbières minérotrophes (Arlen-Pouliot et Payette, 2015). Les observations d'Arsenault et al., (2022) utilisant les données de plus de 200 mares naturelles indiquent que la profondeur des mares dépasse rarement les deux mètres et que la superficie peut varier de 100 000 m² à <10 m² (Tableau 1). Habituellement, l'augmentation de la taille des mares provoque également une augmentation de la profondeur, une forme plus allongée (Foster et al., 1983, 1988), alambiquée, avec des profils de profondeur asymétriques et un approfondissement prononcé en marge de la mare (Belyea et Lancaster, 2002; Arsenault et al., 2018). D'après Belyea et Lancaster (2002), la forme et la taille des mares peuvent être utilisées pour indiquer l'âge des mares, en se basant sur leurs observations selon lesquelles avec le temps les mares seront plus grandes, plus allongées et alambiquées. Par contre, cette estimation peut être faussée par la remontée de blocs de tourbe causée par les émissions de CH₄ du fond des mares et leur déposition, pouvant ainsi modifier la profondeur même des mares (Karofeld et Tõnisson, 2014).

1.2.3. Température et O₂

La température de l'eau des mares se réchaufferait majoritairement plus rapidement que la tourbe environnante (Frenzel et Karofeld, 2000). Ordinairement, la température de l'eau des mares a tendance à diminuer avec la profondeur. Des différences sont observées selon la grosseur et la profondeur des mares. La température du fond des plus grandes mares est généralement plus froide que celle des petites mares (Figure 2; Pelletier et al., 2014; Arsenault et al., 2018). La tendance observée avec les concentrations en oxygène dissouts (O₂) est similaire à la température et semble diminuer avec la profondeur. Par contre, la concentration en O₂ du fond des petites mares peu

profondes a tendance à augmenter (Arsenault et al., 2018). En effet, dans les mares peu profondes, la lumière a plus de facilité à atteindre le fond et peut ainsi atteindre les sédiments qui s’y trouvent plus facilement que les mares plus profondes (Figure 2; Pelletier et al., 2014). Lorsque la lumière atteint les sédiments du fond de la mare, il peut y avoir une augmentation de l’activité photosynthétique ainsi qu’une augmentation de la fixation de l’azote (Figure 3; Hamilton et al., 1994) qui aura pour effet d’augmenter la productivité de la mare et donc d’augmenter la concentration en carbone organique dissouts (DOC) et en azote total (TN). De plus, le vent semble aussi jouer un rôle sur la concentration en O₂ des mares. Arsenault et al. (2018) ont remarqué que lors des jours venteux, la concentration en O₂ avait tendance à augmenter.

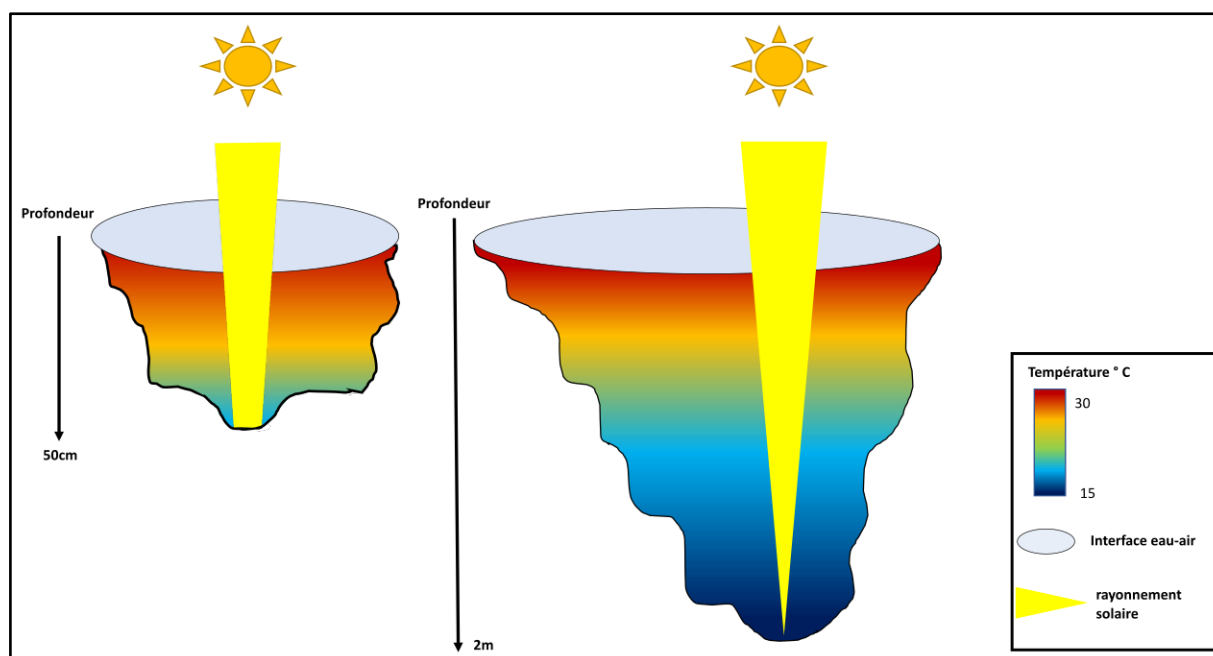


Figure 2. – Représentation de l’intensité du rayonnement solaire au fond des mares ainsi que l’impact de ce rayonnement sur la température de l’eau. À gauche (mare peu profonde), le rayonnement aura plus de facilité à atteindre le fond de la mare ce qui provoquera une augmentation des températures de manière plus importante que la mare profonde à droite. Ce réchauffement se produira de la surface vers le fond de la mare. Plus la mare sera profonde, moins l’effet du rayonnement solaire se fera sentir en profondeur. Les mares plus profondes (à droite) auront donc des températures plus froides au fond comparativement aux mares moins profondes (à gauche). Figure originale par Émilie Jolin (2020)

1.2.4. Gaz dissouts et émis : CO₂, CH₄ et N₂O

Généralement, les émissions de CO₂ et CH₄ proviennent de la décomposition des sédiments au fond des mares (Figure 3; McEnroe et al., 2009). Ces sédiments sont normalement composés de matériaux limniques, recouverts ou non d'algues benthiques et/ou de cyanobactéries (Hamilton et al., 1994; Belyea et Lancaster, 2002). Les émissions proviennent plus précisément de la décomposition aérobie et anaérobie des sédiments de tourbe sous-jacents, de la respiration autotrophe, ou encore du cycle interne de la mare (Kling et al., 1991; Cole et Pace, 1995; Cole, 1999; Riera et al., 1999; Sobek et al., 2005). Le N₂O est un autre GES qui peut aussi être émis par les mares, quoique généralement en très faible quantité (Martikainen et al., 1993).

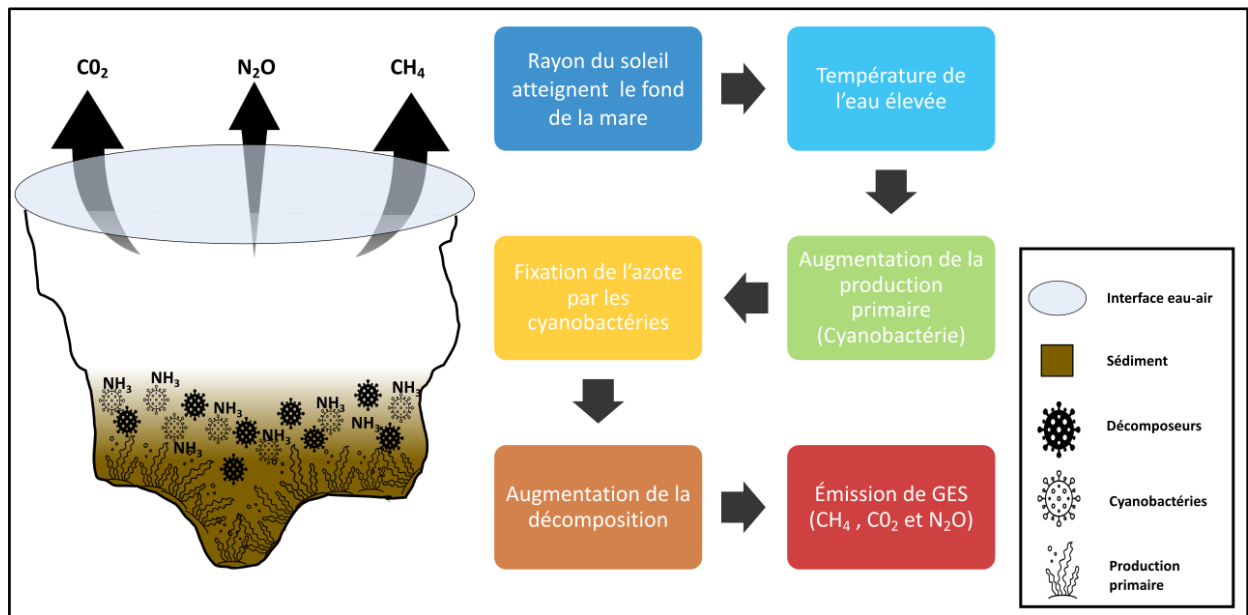


Figure 3. – Processus internes du fond d'une mare en réponse au rayonnement solaire. Le rayonnement solaire atteignant le fond de la mare provoquera une augmentation des températures de l'eau. Ces températures augmenteront la production primaire notamment celle des cyanobactéries qui fixeront ensuite l'azote. S'en suivra une augmentation de la décomposition qui découlera de la production primaire. Cette chaîne de processus provoquera ainsi l'émission de CH₄, CO₂ et N₂O dû à la décomposition. Figure originale par Émilie Jolin (2020)

Les GES peuvent également varier en fonction de la dimension des mares. De manière générale, les processus dans les petites mares sont tout simplement plus intenses et plus rapides, grâce à

l'intensité du rayonnement solaire atteignant le fond de la mare (voir Figure 2). Les mares moins profondes sont généralement plus chaudes, ce qui favorise l'activité bactérienne et la décomposition de la matière organique (Howarth et al., 1988 ; McEnroe et al., 2009 ; Pelletier et al., 2014). Les mares profondes reproduiront le même patron, mais sur une période plus longue. McEnroe et al. (2009) affirment que les émissions de CO₂ et CH₄ sont inversement proportionnelles à la profondeur, ainsi les émissions devraient diminuer au fur et à mesure du développement de la mare. En règle générale, les plus petites mares qui sont normalement plus jeunes et peu profondes se dégradent plus rapidement que les mares plus anciennes et plus profondes, favorisant ainsi les émissions de C.

1.2.5. Nutriments : N, C et P

De manière générale, les mares de tourbières possèdent peu de N et de P disponibles (Tableau 1; Rydin et al., 2013), car les intrants proviennent essentiellement des précipitations et des dépôts atmosphériques (Chimner et al., 2017). Toutefois, les concentrations en TN sont majoritairement supérieures aux concentrations en phosphore total (TP) (Tableau 1). De plus, les mares ont aussi des concentrations élevées en DOC (Tableau 1; Beadle et al., 2015). Cependant, les concentrations en nutriments peuvent varier en fonction de la saison, de la profondeur des mares et du type de végétation présente. Ces trois variables interagissent ensemble et expliquent en grande partie les variations.

Table 1. – Propriétés physiques et chimiques moyennes des mares de tourbières naturelles situées en Amérique du Nord, en Patagonie et en Europe (tiré d’Arsenault et al. (2022)) avec l’écart type (\pm), les valeurs maximales (Max) et minimales (Min) ainsi que le nombre d’échantillons (n) pour chacune des propriétés.

Propriétés des mares	Moyenne	Max	Min	n
Superficie (m ²)	1900 (\pm 600)	100000	<10	216
Profondeur (m)	0.6 (\pm 0.03)	2.4	0.03	291
pH	4.3 (\pm 0.04)	8.6	3.7	283
DOC (mg L ⁻¹)	20.2 (\pm 0.9)	85.2	0.9	283
TN (mg L ⁻¹)	0.8 (\pm 0.07)	9.5	0.3	237
TP (mg L ⁻¹)	0.02 (\pm 0.003)	0.4	0.004	237

Selon Arsenault et al. (2018), il existe de grandes différences chimiques entre les mares peu profondes et profondes, mais ces différences varient en fonction de la saison. La chimie des mares serait semblable en début de saison de croissance (températures fraîches semblables) et tend à se différencier selon les différentes profondeurs au cours de la saison estivale plus chaude. Il est alors possible d’observer une augmentation des concentrations en C et en TN plus l’eau se réchauffe et plus l’activité biologique augmente. Au début de la saison de croissance, c’est plutôt une diminution des concentrations en phosphore et en azote inorganique, soit l’ammonium (NH₄⁺) et les nitrates (NO₃⁻), qui sont perçus.

D’ailleurs, lorsque l’activité biologique est à son maximum au milieu de l’été, il est aussi possible de percevoir une grande différence dans la chimie de l’eau liée à la profondeur, et ce sans prendre en compte d’autres facteurs physiques. En effet, les mares moins profondes ont généralement des concentrations de DOC et TN plus élevées ainsi qu’un pH plus faible que les mares plus profondes (Arsenault et al., 2018). Ce patron serait notamment lié à la température de l’eau et à la pénétration de lumière (voir Figure 2) (Pelletier et al., 2014).

On observe généralement un pH plus bas dans les petites mares comparativement aux plus grandes. Arsenault et al. (2018) ont trouvé que le pH des mares augmentait avec la profondeur des mares et donc que les mares plus profondes avaient des pH plus hauts que les mares moins profondes. Selon Arsenault et al. (2018), ce constat s'expliquerait par les grandes concentrations d'acides organiques dissouts provenant des processus actifs de la décomposition dans les petites mares. Toutefois, le pH des mares de tourbières est plutôt acide : la moyenne du pH de plus de 200 mares étudiées par Arsenault et al. (2022) était de $4,3 \pm 0,04$ (Tableau 1).

Les variations chimiques de l'eau sont donc liées principalement à la profondeur, mais la végétation autour et dans la mare peut aussi jouer un rôle (Turner et al., 2016 ; Arsenault et al., 2019). En effet, Turner et al. (2016) ont trouvé une relation entre les paramètres physiques des mares, leur chimie et la couverture végétale dans les mares. Les mares profondes avec une grande abondance de *Menyanthes trifolia* (plante vasculaire) dans la mare se sont avérées avoir des concentrations de CH₄ dissouts et de DOC plus faibles. En effet, ceci pourrait s'expliquer par le fait que les plantes contenant des tissus aerenchymes tel que *Menyanthes trifoliata* transportent directement le CH₄ dans l'atmosphère (Bridgham et al., 2013). De plus, l'étude d'Arseault et al. (2019) indique qu'à la fin de la saison de croissance, les concentrations en phosphore total dissouts (TDP), en DOC et en azote total dissouts (TDN) des mares étudiées ont tendance à être plus élevées dans les mares où les zones sont plus boisées que dans les mares situées dans les zones ouvertes. Ceci peut potentiellement être dû au fait que plusieurs éricacées peuvent avoir leurs racines directement dans les mares et pourraient potentiellement augmenter les concentrations en nutriments lors de la dissolution de leurs exsudats. De plus, des relations symbiotiques peuvent aussi faciliter la mobilité de certains nutriments comme c'est le cas entre certaines éricacées et certains champignons mycorhiziens qui facilite la mobilisation du P (Read et al., 2004). Enfin, *Picea mariana* et *Larix*

laricina sont aussi connues pour améliorer la minéralisation et la disponibilité du N dans les tourbières (Carlyle et Malcolm, 1986).

La biogéochimie du C, N et P peut donc être influencée à la fois par des processus locaux dans la mare, par la végétation située à proximité ou dans les mares, par la profondeur de celles-ci, et peut varier dans le temps selon la période de l'année.

1.3. Restauration

Selon la Society for Ecological Restoration (SER), la restauration écologique serait : « le processus d'assistance au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » tout en se concentrant principalement sur le retour de la structure de la végétation, la diversité d'espèces ainsi que son abondance (SER, 2004). Certains aspects tels que les processus écologiques, soit les cycles des nutriments ou les interactions biologiques, sont toutefois moins abordés dans les études sur la restauration et la contrainte de temps serait la cause de cette sous-représentation. En effet, les processus écologiques nécessiteraient plus de temps pour se développer, contrairement à la diversité ou à la structure de la végétation et donc, solliciteraient plus de ressources pour être mesurés (Ruiz-Jaen et Mitchell Aide, 2005).

Cependant, plusieurs auteurs ont critiqué cette définition et la considèrent incomplète. Ainsi, Shackelford et al. (2013) affirment que le SER devrait porter une attention particulière aux aspects socio-économiques dans le processus de restauration, alors que Higgs (2005) postule que la restauration écologique et durable nécessite une synergie entre la science, la culture et la politique. Malgré ce désaccord en lien avec la définition de la restauration écologique, les écosystèmes représentent une composante essentielle pour l'atténuation et l'adaptation aux changements climatiques et pourraient ainsi réduire à la fois les émissions nettes de GES et la vulnérabilité aux

changements climatiques. En effet, environ le quart des émissions de GES post-industriels résultent de la dégradation des écosystèmes (Stocker, 2014). La restauration des écosystèmes ou l'utilisation plus durable des terres pourrait ainsi servir à atténuer les changements climatiques (Griscom et al., 2017). De ce fait, la restauration des tourbières pourrait, entre autres, aider à réduire les émissions de GES (Wilson et al., 2016; Nugent et al., 2019).

1.3.1. Perturbation et extraction de la tourbe

Malgré leur énorme potentiel comme réservoir de carbone, environ 11,7 % des tourbières mondiales sont soumises à de nombreuses perturbations humaines (UNEP, 2022). La principale cause directe de perturbation anthropique des tourbières dans le monde est le drainage pour l'agriculture (UNEP, 2022). Les humains ont non seulement un impact négatif direct, mais aussi indirect sur les tourbières. Les impacts anthropogéniques indirects tels que les changements climatiques jouent donc un rôle dans la dégradation des tourbières. Parmi ces impacts, il est possible de trouver l'élévation du niveau de la mer qui est une cause d'érosion des tourbières côtières (Blankespoor et al., 2014; Spencer et al., 2016). De plus, les sécheresses, les feux et le dégel du pergélisol induit par le réchauffement climatique sont d'autres phénomènes perturbant les tourbières et pouvant jouer un rôle dans leur dégradation et dans le bilan carbone selon leur emplacement (Loisel et al., 2021).

La majorité du temps, les perturbations anthropiques directes entraînent un drainage des tourbières dans le but de faciliter les travaux ou bien de rendre possible l'extraction de la tourbe. Lors du drainage, la tourbe s'oxyde ce qui provoque une intensification de la décomposition favorisant ainsi l'activité microbienne et du même fait les émissions de C. Ce drainage engendre donc la perte de la capacité du milieu à accumuler le C dans les sols et serait même une source de C dans

l'atmosphère (Waddington et al., 2002, 2010). La dégradation des tourbières entrainerait environ 4 % des émissions mondiales annuelles de CO₂ anthropiques (sans compter les feux), et ce malgré leur faible superficie globale (UNEP, 2022). Une évaluation récente suggère même que le bilan carbone mondial des tourbières pourrait passer d'un puits à une source de carbone dans un avenir proche (des années 2020 aux années 2100) (Loisel et al., 2021). Ceci est notamment dû aux émissions de carbone des tourbières tropicales causées par de nombreuses perturbations humaines directes et indirectes telles que les incendies, les sécheresses et le changement d'affectation des terres. Pour les tourbières des hautes latitudes, le dégel du pergélisol est une autre perturbation anthropique indirecte qui pourrait jouer un rôle important dans le futur et contribuer aux émissions de carbone (Loisel et al., 2021)

Dans l'est du Canada, la destruction des tourbières est causée par la construction de barrages hydroélectriques (surtout au Québec), l'agriculture, la foresterie, la construction de route et l'extraction de tourbe (Rubec, 1991; UNEP, 2022). Au Québec, c'est un minimum de 3 733 km² sur 161 000 km² de tourbières qui auraient été perturbés dans les 50 dernières années (Rochefort et al., 2011). Par contre, ce chiffre ne tient pas compte des activités minières, du développement résidentiel, des perturbations liées aux aléas naturels tels que les feux et est incomplet quant à la proportion réelle des perturbations causées par l'enneigement suite à la construction de barrages. La superficie réelle des perturbations serait donc plus élevée (Rochefort et al., 2011). Dans tous les cas, ces interventions humaines ont eu comme effet d'endommager ou de complètement détruire plusieurs tourbières (Chapman et al., 2003).

Dans le contexte de l'extraction de la tourbe à des fins horticoles au Canada, la présence de machinerie (rotoculteurs) ainsi que l'activité d'extraction (aspirateurs tirés par des tracteurs) engendrent aussi d'autres problématiques. En effet, le compactage de la tourbe a pour effet de

diminuer la porosité de la tourbe et par le fait même d'augmenter la densité apparente de celle-ci (Waddington et McNeil, 2002; Turetsky et al., 2011). Notamment, lorsqu'il est question de l'extraction de tourbe horticole ou d'agriculture, la couche supérieure du sol (acrotelme) est complètement retirée et laisse le sol dénudé de matériel vivant, incluant la biomasse microbienne (Croft et al., 2001). C'est pour ces raisons qu'à la fin de l'extraction, l'état des tourbières exploitées n'est pas optimal pour une régénération spontanée de la faune et de la flore (Lavoie et al., 2003; Price et Whitehead, 2004). Les tourbières exploitées retrouveront donc difficilement leur état naturel sans actions de restauration (Poulin et al., 2005). Il est alors essentiel d'avoir recourt à des méthodes de restauration actives.

1.3.2. Restauration des tourbières

Le retour des fonctions écosystémiques des tourbières est l'objectif principal de leur restauration. Cela signifie que la tourbière doit retrouver sa capacité à accumuler du C dans les sols et donc d'accumuler à nouveau de la tourbe. Pour ce faire, il faudra donc porter une attention particulière au retour des conditions hydrologiques ainsi qu'à la composition et la structure des tourbières. Ces capacités doivent aussi se maintenir à la fin des travaux de restauration, c'est-à-dire que le milieu ne doit plus nécessiter d'intervention humaine supplémentaire pour maintenir ses fonctions écosystémiques (Quinty et Rochefort, 2003).

Il faut alors prendre en compte plusieurs contraintes biotiques et abiotiques pour assurer le succès de la restauration des tourbières. Pour Kimmel et Mander (2010), un élément très important serait la régulation de l'eau, soit le maintien d'une nappe phréatique élevée durant une année complète. Effectivement, sans cette saturation en eau, la décomposition de la matière organique se fera plus facilement et l'accumulation de la tourbe ne pourra se faire efficacement (Clymo et al., 1998).

Cependant, Quinty et Rochefort (2003) indiquent que la hauteur de la nappe phréatique n'est pas le seul élément à prendre en considération et qu'il faut aussi s'assurer de rétablir le couvert végétal qui a été détruit en intégrant des espèces propres aux tourbières.

Le soulèvement gélival est un inconvénient jouant sur la stabilité du substrat et pouvant limiter la recolonisation végétale lors de la restauration des tourbières des hautes latitudes (Anderson, 1997; Groeneveld et Rochefort, 2005; Groeneveld et Rochefort, 2002; Tallis, 1997). Ce phénomène pourrait même être responsable du non-succès de la restauration (Quinty et Rochefort, 2000; Campbell et al., 2002). Le soulèvement gélival se produit lorsque l'eau présente dans le sol gèle en cristaux de glace ou en lentille près de la surface du sol pouvant par le fait même soulever une croûte du sol de plusieurs centimètres (Groeneveld et Rochefort, 2002). Les principaux dommages causés par le soulèvement gélival sont une sensibilité plus accrue à l'érosion du sol (Brink et al., 1967; Luoto et Seppälä, 2000), en plus d'endommager ou même de tuer les jeunes plantes (Graber, 1971; Groeneveld et Rochefort, 2002). Il est donc important de porter une attention particulière à ce phénomène lors des projets de restauration des tourbières des hautes latitudes.

Selon McCarter et Price (2015), le succès de la restauration hydrologique des tourbières est influencé par le développement d'une nouvelle couche de tourbe. D'autres chercheurs pensent plutôt qu'il faut miser sur le rétablissement des communautés végétales responsables de l'accumulation de la tourbe elle-même (Rochefort, 2000; Chimner et al., 2017). Une étude récente démontre d'ailleurs que le retour des fonctions de séquestration de carbone peut se faire en moins de 15 ans, grâce à l'établissement d'un couvert végétal et du retour de la régulation hydrologique (Nugent et al., 2018). La réintroduction de sphaignes ainsi que le rétablissement d'une nappe phréatique élevée sont donc des éléments interreliés qui contribueront au succès de la restauration (Van Breemen, 1995).

1.3.3. Succès de la restauration des tourbières

Les études cherchant à mesurer le succès de restaurations des tourbières se concentrent principalement sur le retour de la végétation et des fonctions écosystémiques, en particulier de l'accumulation de tourbe, soit le rétablissement de la fonction de stockage de C. Plusieurs études ont démontré que la restauration écologique des tourbières a permis de restaurer des communautés végétales typiques des écosystèmes de référence ainsi que le retour de certains services écosystémiques (Benayas et al., 2009; Kimmel et Mander, 2010). Cependant, la biodiversité et les services écosystémiques rendus des sites restaurés restent pratiquement toujours inférieurs aux sites non perturbés (Benayas et al., 2009; Kimmel et Mander, 2010). Or, l'étude de Hugron et al. (2020) a évalué le taux de succès de la réintroduction d'espèces végétales typiques de 22 tourbières restaurées situées dans l'est du Canada, dont 17 l'étaient depuis plus de 10 ans. Les résultats ont démontré qu'en utilisant la méthode de transfert de la couche muscinale, celle-ci a permis la réintroduction de 82% des espèces typiques qui avaient été transférées des sites naturels. L'étude de Benayas et al. (2009), les recherches de Kimmel et Mander (2010), les résultats de González et Rochefort (2019) ainsi que l'étude de Hugron et al. (2020) soutiennent que les milieux restaurés peuvent recouvrir à tout le moins en partie leurs fonctions écosystémiques.

D'autres recherches ont aussi constaté que 10 ans après la restauration, il était possible d'observer une plus grande fluctuation de la nappe phréatique dans les milieux restaurés que dans les milieux naturels (McCarter et Price, 2013; Haapalehto et al., 2014). Cependant, les résultats obtenus par Shantz et Price (2006) ont démontré que les efforts de restauration ont eu un effet important et immédiat sur l'hydrologie de la tourbière restaurée étudiée. McCarter et Price (2013) supposent tout de même qu'avec le temps, des conditions plus favorables se développeront lorsqu'une couche de sphaigne engendre une création de tourbe ce qui permettra ainsi au site d'avoir une meilleure

capacité de rétention d'eau et donc des variations de la nappe phréatique plus comparables aux sites naturels.

1.3.4. La création de mares dans un contexte de restauration de tourbières

Comme mentionné précédemment, les mares de tourbières sont des points chauds de biodiversité au sein des tourbières. Leurs ajouts dans les projets de restauration ont tendance à augmenter la valeur même de la tourbière, surtout si la majorité des tourbières exploitées de la région étaient à la base parsemées de mares (Quinty et Rochefort, 2003). Selon le *Guide de restauration des tourbières* de Quinty et Rochefort (2003), cinq recommandations simples doivent être prises en compte lors de la création des mares. Les mares devraient être d'une dimension entre 75 m² et 150 m² et devraient avoir au moins une profondeur entre 1 et 2 m sans atteindre le substrat minéral lors de la création. Ensuite, les mares devraient aussi avoir une pente douce d'un côté et abrupte de l'autre et pourraient avoir des structures émergentes telles que des troncs d'arbres. Ces cinq caractéristiques permettront aux mares créées de servir de refuge pour plusieurs espèces fauniques, d'augmenter la biodiversité d'espèces qui s'y établiront, en plus de permettre aux mares d'être remplies d'eau tout au long de l'année.

Suite aux travaux de restauration des tourbières, il arrive que dans certains cas, des mares se créent spontanément sans que ce soit prévu à l'avance. Ces mares se forment souvent à la suite du blocage des canaux de drainage présents lors de l'exploitation des tourbières ou encore lorsque des dépressions sont laissées en place à cause du travail de la machinerie durant les travaux de restauration. Les mares se développeront donc dans les fossés bloqués, ou les dépressions laissées peuvent représenter de vastes zones d'eau libre (Parry et al., 2014; Holden et al., 2017).

1.3.5. Conditions biogéochimiques des mares créées

Comme c'est le cas pour la restauration des fonctions biogéochimiques des tourbières, la création de mares dans les tourbières ombrotrophes nécessite de porter une attention particulière aux communautés végétales et au rétablissement de l'hydrologie. Le rétablissement de la végétation est un élément essentiel dans le processus de restauration à la fois pour les tourbières et pour les mares. Pour recréer des mares, il faut d'abord créer des dépressions, mais il faut aussi favoriser l'implantation d'espèces associées aux mares. Néanmoins, lors de la restauration des mares, certaines espèces n'étant pas associées aux tourbières pourraient s'installer près de celles-ci. Ce phénomène se produit lorsque les conditions du sol, notamment le pH, ne sont pas assez acides pour supporter les espèces typiques des tourbières. C'est en effet ce que Mazerolle et al., (2006) ont pu observer au site de restauration de Bois-des-Bel près de Rivière-du-Loup, dans la province du Québec, au Canada. Dans ce cas-ci, le sol était plus sec à certains endroits (nappe phréatique basse) et le pH de l'eau des mares créées ($4,52 \pm 0,42$) était également plus élevé que celui retrouvé dans les mares naturelles ($3,96 \pm 0,19$). Ces deux éléments peuvent justifier l'apparition d'espèces de plantes n'étant pas propres aux tourbières ombrotrophes (Mazerolle et al., 2006). En revanche, la présence de plantes non tourbeuses ne semble pas être un problème majeur à long terme. À la suite du retour des conditions acides et en raison de la faible teneur en nutriments du milieu, les espèces exogènes qui se sont implantées ne seront plus en mesure de survivre et finiront par disparaître. Par ailleurs, l'implantation de la sphaigne, une espèce abondante dans les tourbières, est un élément clé pour le retour aux conditions biogéochimiques normales. En effet, cette espèce a la capacité d'acidifier l'écosystème, car elle libère des acides organiques lors de sa décomposition et elle a une bonne capacité d'échange ionique. Elle peut donc favoriser le

retour d'un pH adéquat (Van Breemen, 1995) et le retour du cortège d'espèces typiques des tourbières ombrotrophes.

Un autre élément important pour que les conditions biogéochimiques des mares créées soient comparables à celles des mares naturelles est le retour des fonctions hydrologiques; soit une présence constante d'eau dans la mare pour toute l'année et d'une variation du niveau de l'eau similaire à celle des mares naturelles. Selon Holden et al. (2018), il est nécessaire de porter une attention particulière au retour des fonctions hydrologiques des mares créées sans quoi il serait impossible d'obtenir les mêmes caractéristiques biogéochimiques que les mares naturelles. C'est en effet ce qu'il a observé lors d'une recherche effectuée dans le nord de l'Écosse étudiant des mares créées à la suite du blocage de canaux de drainage dans un projet de restauration de tourbières. Les mares créées avaient une plus grande variation du niveau de l'eau et de la nappe phréatique que celles des mares naturelles, et ce pour toutes les saisons (Holden et al., 2018). Cette variation plus marquée dans les mares créées provoquerait une altération plus fréquente des parois des mares et pourrait modifier les concentrations en DOC (Hamilton et al., 1994), ce qui mènerait donc à des conditions biogéochimiques différentes.

Les trois facteurs qui semblent donc être les plus importants pour le retour des conditions biogéochimique des mares sont : (1) le retour d'une végétation typique des tourbières, particulièrement de la sphaigne, (2) le retour des fonctions hydrologiques et (3) le retour d'un pH acide similaire aux environnements de référence.

1.3.6. Succès de la restauration des mares

Dans la majorité des articles scientifiques, l'évaluation du succès de l'implantation des mares dans les projets de restauration passe avant tout par le retour de la faune (entomofaune et amphibiens) et de la flore typique des tourbières. La majorité des articles présentent une réponse positive de la création des mares où les mares accueillent une grande variété d'espèces fauniques et végétales même si la plupart du temps, il existe un décalage soit au niveau de la végétation ou de la chimie entre les mares naturelles et créées. C'est en effet ce que Mazerolle et al. (2006) ont observé quatre ans après la création des mares, qui différaient toujours des mares naturelles en termes de composition végétale, de composition des communautés d'arthropodes et de valeur du pH. Fontaine et al. (2007) arrivent aux mêmes conclusions concernant la végétation et les arthropodes, mais cette fois-ci, six ans après la restauration.

La biogéochimie des mares est rarement considérée lorsqu'il est question de l'évaluation du succès de la restauration des mares. L'aspect lié à la chimie de l'eau le plus mentionnée est celui du pH (Mazerolle et al., 2006; Fontaine et al., 2007; Beadle et al., 2015). Dans l'étude de Mazerolle et al. (2006), le pH est utilisé comme variable jouant un rôle dans le retour de certains arthropodes. D'autres études utilisent le pH à titre comparatif avec les mares naturelles liées au retour et à la présence de la végétation qu'elle soit propre ou non aux tourbières (Mazerolle et al., 2006; Fontaine et al., 2007). Les autres aspects biogéochimiques des mares sont pratiquement absents des études de restauration des mares, à l'exception d'une étude récente faite dans le nord de l'Écosse (Chapman et al., 2022). Cette étude se concentre principalement sur des mares qui sont apparues à la suite du blocage des canaux de drainage. Les mares des trois sites choisis ayant été créées il y a 15, 11 et 4 ans auraient des pH inférieurs aux mares naturelles de référence pour chacun des sites (Chapman et al., 2022). De plus, les concentrations en DOC étaient majoritairement plus élevées

dans les mares créées que les naturelles et étaient dans certains cas deux fois plus concentrées. Les résultats de Chapman et al. (2022) suggèrent que le retour des conditions naturelles des mares ne peut être atteint en une décennie sans améliorer ou modifier la méthode utilisée. C'est pourquoi le succès de la restauration doit non seulement passer par le retour des espèces végétales et des conditions hydrologiques typiques des tourbières, mais doit aussi porter une attention particulière à la biogéochimie des mares.

1.4 Objectifs de recherche

Pour s'assurer du succès de l'implantation des mares de tourbières dans un contexte de restauration, il est nécessaire d'évaluer et mesurer une multitude d'indicateurs physiques et biogéochimiques, ce qui a peu été fait dans le passé. L'article présenté au chapitre suivant expose les résultats de recherche acquis lors de l'été 2020-2021 visant principalement à évaluer le succès de création de mares à l'aide d'indicateurs biogéochimiques dans le cadre de projets de restauration de tourbières exploitées au Québec et au Nouveau-Brunswick. De cet objectif principal, deux objectifs spécifiques découlent soit : (1) d'identifier les différences biogéochimiques entre les mares créées et naturelles ; et (2) d'évaluer les changements dans la biogéochimie des mares qui ont été créées il y a de 3 à 22 ans.

Chapitre 2. Are pools created via peatland restoration biogeochemically similar to natural pools?

2.1. Avant-Propos

Cet article scientifique présente les résultats acquis lors de l'été 2020-2021 dans sept tourbières situées au Québec (4) et au Nouveau-Brunswick (3) visant à caractériser l'évolution de la biogéochimie des mares créées lors de projets de restauration de tourbières ombrotrophes. Au total 62 mares ont été échantillonnées, dont 30 naturelles et 32 qui ont été introduites dans le cadre de projets de restauration il y a 3 à 22 ans. Les données générées permettent donc d'avoir une idée plus claire de la biogéochimie des mares créées, et ce pour diverses années de création, et ainsi évaluer leur rôle fonctionnel.

Cet article a été rédigé par Émilie Jolin sous la supervision de Julie Talbot et Line Rochefort qui ont contribué tout au long de l'étude à enrichir la recherche et par le fait même l'article. De plus, pour leurs contributions à cette étude, Julien Arsenault et Mahmud Hassan sont aussi co-auteurs de cet article.

2.2. Abstract

In recent decades, the environmental value of peatlands has been increasingly recognized. While peatlands were considered unproductive environments in the past, for the last 25 years, degraded peatlands in Eastern Canada have been restored towards their natural structure. Pools are common in natural peatlands and are important habitats for unique flora and fauna. Because of their ecological value, pools have been created in some restored peatland sites. Nevertheless, the biogeochemistry of created pools in a restoration context has seldom been studied in Canada. The objective of our study is to characterize the biogeochemistry of created pools from restored peatlands and compare them with natural pools. We measured different biogeochemical variables (pH, concentrations of nitrogen (N), phosphorus (P), dissolved organic carbon (DOC), dissolved organic matter (DOM), base cations - calcium (Ca), sodium (Na), magnesium (Mg) and potassium (K) - and dissolved gases - methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O)-) in 62 pools distributed over 7 peatlands in eastern Canada. The sites represent a range of conditions, from natural to restored peatlands with pools ranging from 3 to 22 years old. Water in created pools is generally less acidic (pH >5) and 2.5 times more concentrated in nutrients (N and P) than in natural pools. All base cations showed significant differences while CH₄, CO₂, N₂O showed no significant difference between natural and created pools. Whereas DOM composition was similar for all sites and DOM components were those typically present in peatlands. However, the oldest created pools (age >17 years) tend to approach the biogeochemical characteristics of natural pools, indicating that created pools may, over time, provide habitats with similar conditions to natural pools. In future projects, we propose to add deeper and larger pools to allow a permanent water presence and to promote the return of biogeochemical conditions similar to natural pools.

Keywords: Created pool, open-water pools, biogeochemistry, restoration, peatlands

2.3. Introduction

Pools are common in ombrotrophic boreal peatlands and in the coastal and maritime regions of eastern Canada (Glaser and Janssens, 1986). Open-water pools are functionally different from the surrounding peat as they can often be net C sources to the atmosphere (McEnroe et al., 2009). However, C sequestration in undisturbed peatlands exceeds C emission from pools (Hamilton et al., 1994; Pelletier et al., 2014). The biodiversity of peatlands with pools is generally higher than peatlands without pools because some plant species are only present in or around the pools (Fontaine et al., 2007; Poulin et al., 1999). Pools can also serve as feeding sites for certain amphibians and birds (Mazerolle, 2005; Beadle et al., 2015), exclusive breeding habitats for certain arthropods (Danks and Rosenberg, 1987; Larson and House, 1990) and resting areas for migratory birds (Desrochers, 2001). Hence, pools contribute greatly to the overall biodiversity of the peatlands where they are present.

Bog pools are generally shallow (< 2 m) and have a large surface-to-depth ratio (Beadle et al., 2015). The depth of natural pools is primarily limited by the thickness of peat deposits in which they develop, as pools form through the differential accumulation of peat compared to the surrounding soil (Foster and Fritz, 1987; Belyea and Lancaster, 2002). Shallow (< 1 m) pools are especially dynamic and emit more C than deeper pools (McEnroe et al. 2009). Along with C, biogeochemical patterns and processes of nitrogen (N) and phosphorus (P) in ombrotrophic peatland pools are also controlled by pool depth and the composition of the surrounding vegetation. Shallow pools and those surrounded by high proportions of ligneous vegetation tend to have higher concentrations in total N and P (Arsenault et al., 2018, 2019). Depth influences light penetration, water temperature and oxygen concentrations at the bottom of the pools, stimulating the biological activity of production and decomposition at the water-sediment interface (Hamilton et al, 1994).

Despite providing several critical ecosystem services, about 10% of the world's peatlands are disturbed, or completely destroyed by anthropogenic activities (UNEP, 2022). In the last 25 years, much research has been done to develop peatland restoration techniques, allowing in some cases the recovery of their C sink function (Glenk and Martin-Ortega, 2018). In North America, restoration efforts focus on the re-establishment of typical peatland vegetation and suitable hydrological conditions to facilitate a rapid return of the accumulation of plant biomass (Quinty and Rochefort, 2003). In many restoration projects, pools spontaneously appeared after drainage ditch blocking (Parry et al., 2014; Holden et al., 2017; Chapman et al., 2022), or were mechanically created to regenerate the natural landscape of peatlands (Quinty and Rochefort, 2003). Created pools had more pool water level fluctuations than natural pools (Holden et al., 2018) and had higher concentrations of more aromatic dissolved organic carbon (DOC), with a higher concentration of dissolved carbon dioxide (CO₂) (Chapman et al., 2022). Also, higher pH is generally observed in created than in natural pools (Andersen et al., 2010; Mazerolle et al., 2006), however, Chapman et al. (2022) found the opposite in their study. It is however not clear how mechanically created pool biogeochemistry evolves over the long term (> 20 years).

In this context, our objective was to evaluate the success of pool restoration using biogeochemical indicators by 1) identifying the biogeochemical differences between created and natural pools and (2) assessing the biogeochemical trajectory of pools that have been mechanically created between 3 and 22 years ago.

2.4. Methodology

2.4.1. Sites description

We conducted this study in seven peatlands distributed in Québec and in New-Brunswick, in Eastern Canada (Figure 4). Four of the sites are located in Québec in the St-Lawrence lowlands and the remaining three sites are located in New-Brunswick in the Acadian peninsula. Three of the study sites are natural raised bogs with pools (two in Québec and one in New-Brunswick) and the other sites are restored bogs with created pools (two in Québec and two in New-Brunswick).

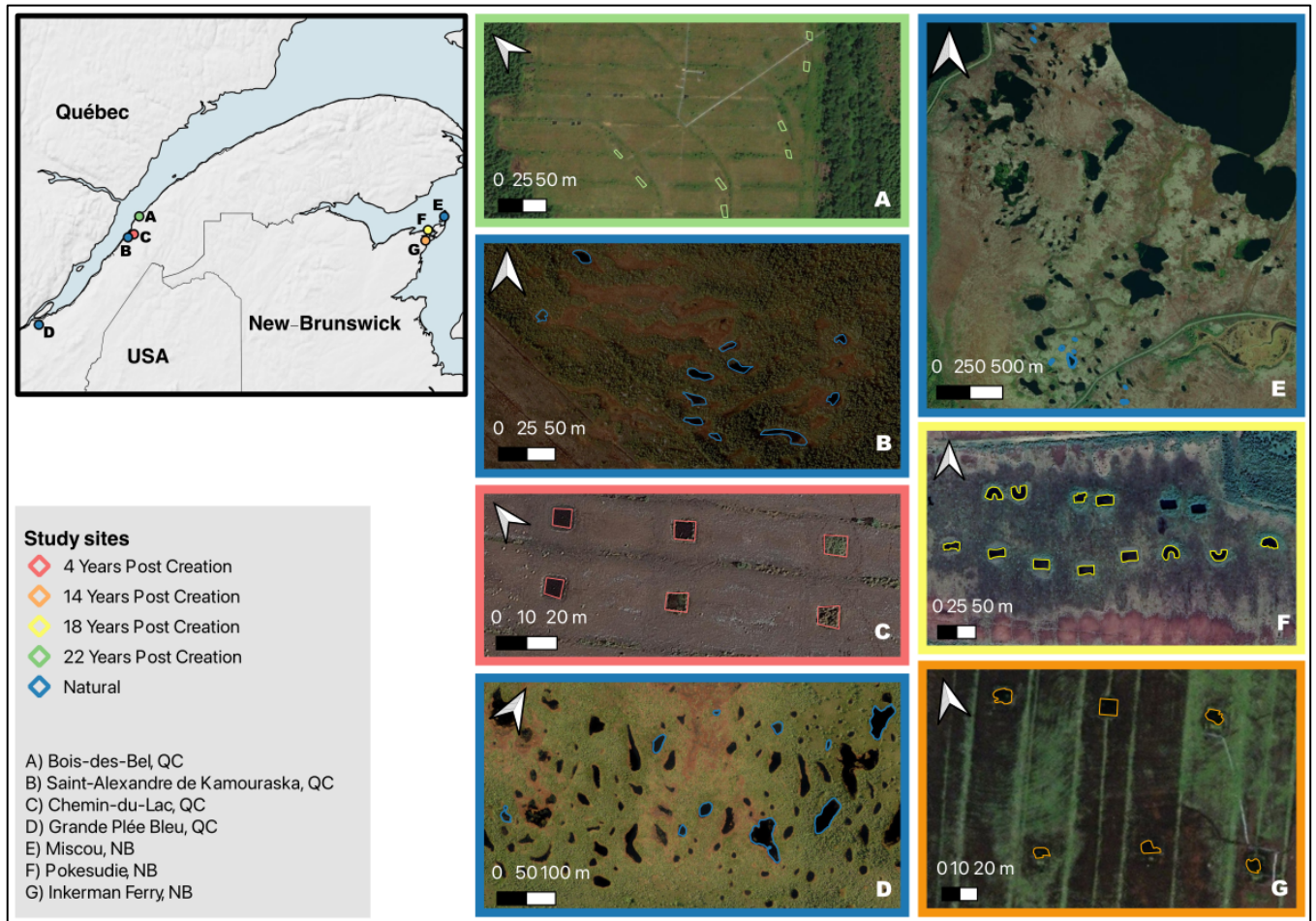


Figure 4. – Location of the study sites in Quebec and New Brunswick, including years post-creation information for each site. Maps based on Google Maps, satellite image, 2023

Peatlands of the Acadian peninsula formed around 11 000 BP (Rampton et al., 1984), while bogs in Quebec have developed following the withdrawal of the Goldthwait Sea (Dionne, 1977), around 9500 BP for the site near Québec city (Lavoie et al., 2012) and 8000 BP for the other sites (Richard et al., 1992). All sites have a humid continental climate without a dry season (Dfb) according to the Köppen-Geiger classification (Kottek et al., 2006). The New-Brunswick sites generally have higher average temperatures and total precipitation than the Québec sites, apart from the Grande plée Bleue site located near Québec city, which has the highest overall total precipitation (Table 2).

Table 2. – Summary characteristics of natural and restored sites were mean depth, area and underlying peat of pools in Québec were calculated over 8 sampling events (2020-2021) and New-Brunswick pools means were calculated over one sampling event in July 2021

Site, Province	Latitude; Longitude	Total annual precipitation (mm)*	Average annual temperature (°C)*	Type of pools	Years- Post creation	Number of pools (N)	Sampling events (N)	Mean Depth (cm)	Mean Area (m ²)	Mean Underlying peat (cm)**
A) Bois des Bel ¹ , QC	47,967; -69,429	963,5	3,5	Created	22	8	8	17 (± 3)	49 (± 12)	126 (±11)
F) Pokesudie ² , NB	47,819; -64,778	1077,2	4,8	Created	17	12	1	55 (± 16)	237 (± 39)	125 (±16)
G) Inkerman Ferry ² , NB	47,705; -64,818	1077,2	4,8	Created	13	6	1	32 (± 14)	59 (± 18)	369 (±14)
C) Chemin du Lac ¹ , QC	47,773; -69,515	963,5	3,5	Created	3	6	8	24 (± 2)	40 (± 6)	76 (±2)
D) Grande plée Bleue ³ , QC	46,782; -71,046	1178,7	4,6	Natural		10	8	125 (±57)	642 (±629)	366 (±61)
E) Miscou ² , NB	47,966; -64,516	1077,2	4,8	Natural		9	1	86 (±57)	889 (±1347)	414 (±57)
B) St-Alexandre-de-Kamouraska ¹ , QC	47,740; -69,610	963,5	3,5	Natural		11	8	67 (±18)	93 (±59)	433 (±18)

* Based on Canadian Climate Normals 1981-2010. Climate data retrieved from the closest meteorological station: (1) Station# 7 056 890 Saint-Arsene, (2) Station # 8102206 Haut Shippagan. and (3) Station # 7024254 Lauzon

** Underlying peat is calculated using the residual peat layer for each site minus the depth of the pool to obtain the depth of peat beneath the pool

In natural sites, vegetation is dominated by peat mosses (e.g., *Sphagnum fuscum*, *S. medium* and *S. angustifolium*) with a cover of ericaceous shrubs (*Chamaedaphne calyculata*, and *Kalmia angustifolia*) and graminoids (e.g., *Rhynchospora alba* and *Eriophorum spp*). Trees are mostly black spruces (*Picea mariana*) and eastern larches (*Larix laricina*), although tree coverage varies

from very sparse at Miscou in New-Brunswick to dense in Saint-Alexandre-de-Kamouraska in Québec. Surface conditions are dryer at Miscou, where lichen and *Gaylussacia baccata* are common but rare at the other sites.

Natural pools at Grand plée Bleue (n=10) and Miscou (n=9) were selected to represent a large variety of pool morphology: small and shallow, small and deep, and large and shallow pools. At Saint-Alexandre-de-Kamouraska (n=11) every available pool was sampled. Within sites located in the lowlands of the St-Lawrence River, pools were smaller and shallower (mean depth of 67 cm and a mean area of 93 m²) than at Grande plée Bleue site (mean depth of 125 cm and areas of 642 m²). On the Acadian peninsula, Miscou pools were mid-way in depth at 86 cm and in size with a mean of 889 m² but a median of 424 m². All natural sites have about 5 m of peat (Table 2).

We studied created pools in four peatlands that have been extracted for peat substrate and restored from 3 to 22 years ago (Figure 3). In each peatland, pools were created following the method described in Quinty and Rochefort (2003). At the Bois-des-Bel site (Table 2), peat extraction ended in 1980 (Lavoie et al., 2001) leaving behind a layer of peat up to 2 m thick over a clay substrate. The restoration took place in 2000 and 8 pools were created, making it among the oldest restoration project to integrate pools (GRET, 2009). The initial dimension of each pool was 6.5 m x 12 m (78 m²) with a rectangular shape, and depth varied between 1 and 1,5 m. Pools had a steep slope on one side and a gentle slope on the opposite side to represent the natural variability of pool topography (Quinty and Rochefort, 2003). At Bois-des-Bel, the peatland was restored using the moss layer transfer technique and vegetation has successfully returned with a *Sphagnum* mosses re-establishment (Poulin et al., 2013; McCarter and Price, 2013). Specific peatland plants such as *Chameadaphne calyculata*, *Rhododendron groenlandicum* and *Eriophorum vaginatum* have re-

established but some non-peatland species have also colonized the site such as *Typha latifolia* which grows in and around the pools.

At the Chemin-du-Lac site (Table 2), peat extraction ended before 2000, leaving behind a layer of peat up to 1 m thick over clay deposits. Six pools were created in 2018, but, as of 2021, vegetation restoration has not yet been implemented. Some plants have appeared spontaneously such as *Polytrichum spp*, *Kalmia angustifolia*, *Rhynchospora alba* and *Eriophorum spp*. Also, three of the six pools had *Typha latifolia* growing inside and around pools. The initial dimension of each pool was 8 m x 8 m (64 m²). Pools were square shaped, gently sloping on every side, and the initial depth varied between 0.7 and 1 m.

Peat extraction ended at the Pokesudie Island site (Table 2) in 2001. The site was restored in 2004 and 14 pools have been created, nine with a rectangular shape (8 m x 22 m) and five with a U-shape (8 m x 25 m), all with a shallow and a steep bank (Fontaine, 2008). The initial depth varied between 0.5 and 1 m. When the pools were created, mineral soil (mostly sand) was reached due to the shallow residual peat (Fontaine, 2008). Due to time constraints, we sampled 12 out of the 14 pools. Vegetation has re-colonized the site and the moss layer transfer technique was used (Fontaine, 2008). Vegetation was mostly graminoids (*Eriophorum angustifolium*, *Juncus spp* and *Carex spp*), shrubs (*Myrica gale*, *Kalmia angustifolia* and *Vaccinium macrocarpon*) and moss (*Sphagnum spp* and *Polytrichum spp*.)

At the Inkerman-Ferry site (Table 2) peat extraction ended in the early 1990s, leaving a layer of peat up to 4 m thick (Laberge et al., 2013), with a clay base substrate. The site was restored in 2008 and 6 rectangular pools have been created, with areas of 130 m², depths up to 1.5 m and shallow banks (Laberge et al., 2013). Sparse vegetation has been re-established with mostly graminoids

(*Eriophorum spp* and *Carex spp*, shrubs (*Kalmia angustifolia*, *Kalmia polifolia*, *Rhododendron canadense* and *Rhododendron groenlandicum*, *Vaccinium macrocarpon* and *Vaccinium spp*) and moss (*Sphagnum ssp* and *Polytrichum spp*) which has colonized the edge and the pools itself.

2.4.2. Pool measurements and sampling

We sampled 62 pools in total: 30 natural and 32 created. For each pool, we determined the average depth by dropping a 400 g and 20 cm diameter Secchi disk at different points in the pool, 3-10 times depending on its size through on-site observation, and we measured pool area using satellite imagery where water was used as delimitation. We described the vegetation surrounding each pool by evaluating cover percentage for each stratum (moss, grass, shrub and tree).

We sampled water four times each summer from May to September in 2020 and 2021 in the natural (n=21) and created (n=14) pools located in the lowlands of the St-Lawrence River. In addition to the pools from the Québec sites, we also sampled natural (n=9) and created (n=18) pools from Atlantic Acadian peninsula.

In each pool, we sampled water using a pole from 20 cm below the open-water pool surface at a 2 m distance from the edge of the pool. If the pool was 20 cm deep or less, water was collected from the surface. Water was systematically taken at the same sampling spot. Total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) samples were unfiltered and stored in 50 mL polypropylene tubes. pH samples were unfiltered and collected in 15 ml tubes without air bubbles. Base cations - calcium (Ca), sodium (Na), magnesium (Mg) and potassium (K) - samples were filtered using a syringe and a 0.45 µm nylon filter and were kept in 50 mL polypropylene tubes. Nitrate (NO₃), ammonium (NH₄) and phosphate (PO₄) samples were filtered using a syringe and a 0.2 µm nylon filter and

kept in 50 ml tubes. The NO_3^- and NH_4^+ samples were acidified in the field at $\text{pH} < 2$ using 0.1M sulfuric acid (H_2SO_4). DOC and dissolved organic matter (DOM) samples were collected in 50 mL pre-acid washed amber borosilicate vials after removing particulate matter through 0.45 μm polyethersulfone (PES) membrane syringe filters. Dissolved CO_2 , CH_4 and nitrous oxide (N_2O) samples were collected at the pool surface using the headspace sorption extraction technique. All water samples collected during the field campaigns were kept at 4°C until analysis, except for PO_4 samples, which were kept at -20°C .

2.4.3. Laboratory analyses

Our laboratory chemical analyses follow the approach described in Arsenault et al. (2018). Briefly, pH was measured using an Accumet AB150 pH meter. Before TP and TN analyses, samples were digested using a potassium persulfate solution and oxidizing reagent (a solution of NaOH and potassium persulfate), respectively. The TN, NO_3^- and NH_4^+ analyzes were performed on a Lachat Flow injection analyzer using the Lachat QuickChem method 10-115-01-1-A, 10-107-04-1-A, 10-107-06-2-C and 10-115-01-1-Q. The TP and PO_4 analyzes were performed on an Astoria 2 segmented flow analyzer (Astoria-Pacific, USA). Dissolved gas analyzes (CO_2 , CH_4 , N_2O) were done using a Shimadzu GC-14 gas chromatograph. DOC concentration was measured using the wet oxidation method with an Aurora 1030 TIC-TOC Analyzer by calculating the difference between total carbon (TC) and inorganic carbon (IC). UV-visible absorbance measurements were recorded between 190 and 900 nm using a Shimadzu UV-1800 spectrophotometer. Base cations were analyzed using 55-AA atomic absorption spectrometer. We calculated the specific UV absorbance (SUVA_{254}) by dividing the UV absorbance at 254 nm (cm^{-1}) by the DOC concentration (mg L^{-1}), and used it as a proxy for DOM aromaticity (Weishaar et al., 2003). DOM fluorescence spectra were scanned using a Varian Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer (Agilent

Technologies) with a 10 mm-path quartz cuvette at room temperature by measuring fluorescence intensity across 220 nm to 450 nm (5-nm increments) excitation wavelengths and 230 nm to 600 nm (2-nm increments) emission wavelengths at 5 nm slit widths.

2.4.4. Data treatment and statistical analyses

We describe the relationship between depth and water chemistry using regression analyses for four variables (pH, DOC, TN, TP). For regression analyses, we use data from July 2021 only for all site (seven peatlands) where natural pools were put in one category. To characterize the influence of the type of pool on biogeochemical variables, we used one-way analyses of variance (ANOVAs) and Tukey post-hoc tests (Annexe A). Natural pools (n=30) were compared to created pools (n=32) physicochemical variables regardless of the year post-creation. Natural site data in Québec and New Brunswick were merged in one category called “natural” for these analyses. We also merge all data from all created pool sites in Québec and New Brunswick. For these ANOVAs and Tukey post-hoc tests, only data from July 2021 were used so we could compare all sites (including the ones from New Brunswick, which were sampled only once).

To characterize the influence of the years post-creation on physicochemical variables we used a multiple analysis of variance (MANOVA) and Tukey post-hoc tests, where all sites were compared separately (22, 17, 13 and 3 years post-creation) except for naturals sites which were all put together like the last analyses (Annexe B). As previously, only data from July 2021 were used.

To evaluate the evolution and determine the drivers of biogeochemical changes over time, we performed a principal component analysis (PCA) followed by a redundancy analysis (RDA). The PCA was performed using only biochemical variables (pH, DOC, NH₄, NO₃, TN, TP, PO₄, K, Mg, Na, Ca, CO₂, CH₄, N₂O and SUVA) in relation to the years post-creation from eight sampling

campaigns over two summers 2020-2021 (May to September) for Québec where data from the two natural sites were put together in one category (natural).

The RDA was performed using environmental (pool depth, area, underlying peat and strata vegetation) and biogeochemical (pH, DOC, NH₄, NO₃, TN, TP, PO₄, K, Mg, Na, Ca, CO₂, CH₄, N₂O and SUVA) data from the one-time survey of the 62 pools sample in July 2021. Snapshot of data from all seven peatlands was used to show the evolution of biogeochemistry over time and to see which biogeochemical and environmental variables influence created and natural pools taking into consideration the years post-creation where data from the three natural sites were put together in one category (natural). The best environmental variables were selected using a forward selection, and we standardized the response matrix. The significance of the RDA axes was tested by permutations. Vegetation cover percentages were transformed using the Hellinger transformation and the normality of the distribution of physicochemical variables was tested using Shapiro–Wilk tests, and non-normally distributed variables were normalized. All statistical analyses were performed with R, version 4.4.1, and the RDA and the PRC were computed using the “vegan” package, version 2.6-4 (Oksanen et al., 2017; R Core Team, 2016).

To help us have a better understanding of the composition of DOM, we characterized and identified DOM components differences and similarities between created and natural pools. For that, we used DOM fluorescence spectra that were corrected for instrument bias, inner filter effect and Raman scattering prior to parallel factor analysis (PARAFAC) in Matlab using the script from LaBrie et al. (2017); https://github.com/RichardLaBrie/paRafac_correction). Corrected fluorescence spectra were used to conduct PARAFAC analyses which decomposes the excitation and emission matrices by grouping fluorescent compounds with a similar molecular structure into different components (Stedmon et al., 2003) using MATLAB with drEEM toolbox (Murphy et al., 2013). The online

repository OpenFluor database was used for the comparison of the PARAFAC components with published studies (Annexe C ; Murphy et al., 2014).

2.5. Results

2.5.1. Morphology of created and natural pools

Natural pools are significantly deeper ($p < 0.001$) and larger than created pools ($p < 0.01$). Natural pool depth varies between 219 and 32 cm (mean = 93 cm), while created pool depth varies between 86 and 12 cm (mean = 25 cm). Pools were generally deeper at older created sites than at the youngest sites apart from the 22 years post-creation site, which has the shallowest pools (Table 3). Also, area and depth of created pools are all different from the initial morphology being smaller and shallower except for the 17 years post-created pools which are slightly bigger 237m² vs 200m² (Table 2).

Water depth in created pools is seasonally more variable than in natural pools. In some cases, created pools were completely dried up, but this tendency was not found in natural pools where water level fluctuation was minimal (10-20 cm) over the two field seasons. Every restored site in Québec had at least one pool that was dried up in the 2020 and 2021 field campaigns (Table 4). In New-Brunswick, none of the created pools were dried up, but some pools at the 13 years post-creation site only had a small amount of water (12 to 20 cm). The pools and the peat at the 17 years post-creation site were the wettest of all created sites. The area of created pools is similar among all created sites, but different from the natural sites ($p < 0.01$) except for the 17 years post-creation site, which is not different from any other site (Table 3 and Annexe A). Pool area was generally larger at older sites, except for the 22 years post-creation site where pools were smaller.

2.5.2. Water chemistry

All chemical properties of natural pools are significantly different from those of created pools ($p < 0.01$) except for the NH_4 , CH_4 and CO_2 (Annexe A.). Generally, pH is higher in created pools (mean across ages = 5.0) than in natural pools (mean across natural sites = 4.1) and follows a general gradient from higher pH in young sites (< 13 years old) to lower in older sites (>17 years). DOC concentration in created pools is generally higher than in natural pools except for the 17 years post-creation site where DOC concentration is the lowest amongst all sites. Base cations in natural pools have lower concentrations than in created pools. The highest Ca, Mg, Na concentrations are found in the 22 years post-creation pools and the highest K concentrations are found in the 3 years post-creation pools (Table 3).

Table 3. – Means of physical and chemical properties of natural and created pools from Québec and New-Brunswick sites all samples within the same month (July 2021) with standard deviations and with results of TukeyHSD posthoc tests where same letter represents similar sites. The precision of mean values is related to the accuracy of the instrument used for the analyses.

Pools Properties	Natural (n=30)	22 Years (n=8)	17 Years (n=12)	13 Years (n=6)	3 Years (n=6)
Depth (cm)	90 (± 52) ^a	22 (± 12) ^b	55 (± 16) ^c	32 (± 14) ^b	21 (± 6) ^b
Area (m ²)	508 (± 864) ^a	49 (± 12) ^b	237 (± 39) ^{ab}	59 (± 18) ^{bc}	40 (± 6) ^b
Underlying peat (cm)	410 (± 52) ^a	128 (± 12) ^b	125(± 16) ^b	369(± 14) ^c	79 (± 6) ^d
pH	4.1 (± 0.2) ^a	4.9 (± 0.2) ^b	4.4 (± 0.5) ^c	5.2 (± 0.7) ^d	5.5 (± 0.2) ^d
DOC (mg L ⁻¹)	29.56 (± 9.45) ^a	99.28 (± 23.87) ^b	25.10 (± 12.05) ^a	61.66 (± 19.48) ^c	154.04 (± 48.52) ^d
TN (mg L ⁻¹)	0.95 (± 0.39) ^a	2.03 (± 0.21) ^b	0.83 (± 0.15) ^a	1.00 (± 0.24) ^a	7.95 (± 2.68) ^c
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	21.4 (± 199) ^a	41.9 (± 9.7) ^{ab}	46.8 (± 31.1) ^b	53.9 (± 61.1) ^{bc}	84.4 (± 74.1) ^c
NH_4 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	28.4 (± 18.0) ^a	94 (± 39.1) ^a	68.8 (± 65.4) ^a	84.7 (± 24.5) ^b	1578.9 (± 1820.6) ^c
NO_3 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	8.0(± 4.3) ^a	55.8 (± 32.1) ^b	8.9 (± 5.8) ^{ac}	22.7 (± 4.9) ^c	121.3 (± 49.0) ^d
PO_4 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.2 (± 1.7) ^a	8.2 (± 2.9) ^a	7.6 (± 5.2) ^a	26.1 (± 37.4) ^b	20.4 (± 9.5) ^c
SUVA (L mg C ⁻¹ m ⁻¹)	4.04 (± 1.02) ^a	4.69 (± 0.64) ^{bc}	4.15 (± 0.95) ^{ac}	4.38 (± 0.48) ^{ab}	5.08 (± 0.19) ^b
CH_4 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	73.26 (± 76.26) ^a	42.22 (± 65.34) ^{ab}	22.69 (± 23.64) ^b	181.13 (± 204.84) ^c	3.69 (± 3.41) ^b
CO_2 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1112 (± 880) ^a	1735 (± 1835) ^{ab}	697 (± 546) ^a	2917 (± 4003) ^b	1277(± 683) ^a
N_2O ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.01 (± 3.09) ^a	1.4 (± 0.07) ^{ab}	11.18 (± 6.89) ^a	26.90 (± 33.07) ^b	0.86 (± 0.13) ^a
Ca (mg L ⁻¹)	0.17 (± 0.07) ^a	3.24 (± 1.10) ^b	0.66 (± 0.68) ^c	0.60 (± 0.70) ^c	1.75 (± 0.69) ^d
Mg (mg L ⁻¹)	0.29 (± 0.2) ^a	4.97(± 0.94) ^b	1.77 (± 0.57) ^{cd}	1.56 (± 0.85) ^c	2.12 (± 0.38) ^d
K (mg L ⁻¹)	0.38 (± 0.25) ^a	1.21 (± 0.35) ^b	0.95 (± 0.38) ^b	1.05 (± 0.63) ^b	4.04 (± 2.22) ^c
Na (mg L ⁻¹)	1.86 (± 1.67) ^a	32.44 (± 10.05) ^b	11.17 (± 2.10) ^c	4.21 (± 1.36) ^a	16.39 (± 4.23) ^c

A similar pattern occurred for different forms of N and P, and for dissolved gases, where natural pools have lower concentrations than created pools. The highest concentrations in nutrients (TN, TP, NH₄ and NO₃) are found in the 3 years post-creation pools, while concentrations of PO₄ and dissolved gases are higher in the 17 years post-creation pools. The result from the repeated sampling in Québec sites also shows that younger created pools had, for the most part, higher concentrations for all measured variables except for the base cation where the 22 years post-creation had higher concentration (Table 5).

Table 4. – Number of pools that were dried up for each sample campaign in restored sites in Québec

Time of Sampling	22 Years (n=8)		3 Years (n=6)	
	Pools dried up	Dried up pool Percentage (%)	Pools dried up	Dried up pool Percentage (%)
June 2020	2	25%	2	33%
July 2020	3	38%	3	50%
August 2020	5	63 %	6	100 %
September 2020	3	38%	2	33%
May 2021	0	0 %	0	0 %
June 2021	0	0%	0	0%
July 2021	0	0%	0	0%
August 2021	1	13 %	2	33 %

2.5.3. Pool depth vs water chemistry

In natural pools, pH increases with increasing pool depth but decreases with increasing depth in created pools except for the 22 years post-creation pools (Figure 5). DOC decreases with depth at all sites except for the 3 years post-creation pools where the relationship is the opposite (Figure 5). Although created pools follow the same DOC vs depth relationship as the natural pools, concentrations are generally higher and can reach three times the concentration for the pools of the same depth (Figure 5). For every other water chemistry parameter, higher concentration in created than in natural pools were measured. In some cases, like for TN at the 3 years post-creation site,

concentrations can reach more than 10 times the concentration of natural pools for pools of similar depth (Figure 5).

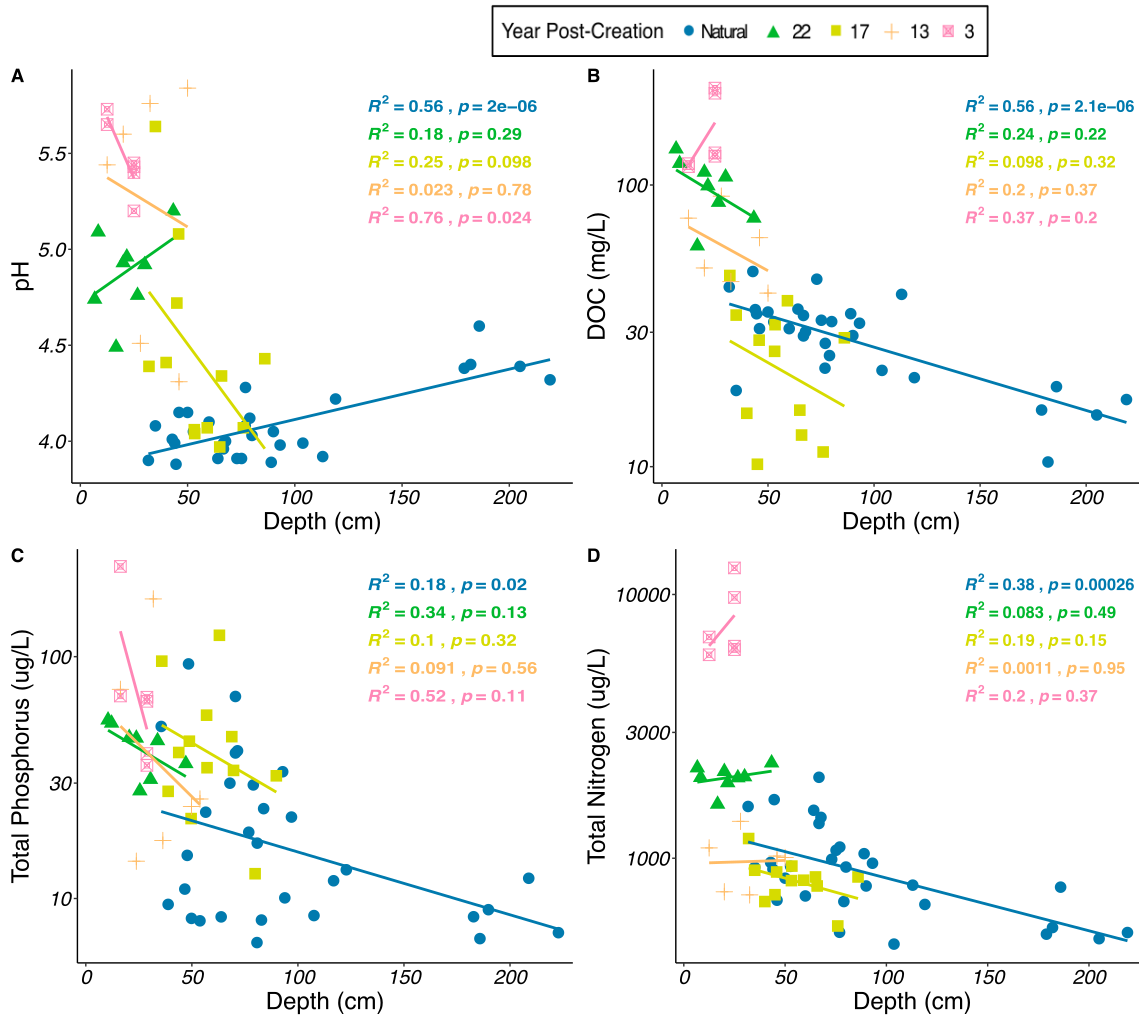


Figure 5. – Regressions between pool depth and water chemistry (pH, DOC, TP, TN) in natural and created pools of different ages.

2.5.4. Dissolved organic matter composition

We validated a 4-component PARAFAC model that explained 99.8% of the variation among DOM fluorescence data. The four components (C1-4) show the same patterns for the relative abundance and the absolute concentration except for the 17 years post-creation pools (Figure 6). Component C1 represents terrestrially derived humic-like DOM with high molecular weight degraded from lignin and C2 that represents terrestrial humic-like DOM are generally

higher in the created pools than in the natural pools. The opposite trend is found for C3 which represents terrestrial humic-like, high relative aromaticity and molecular weight, and for C4 which represent protein-like (mixture of tyrosine-type and tryptophane-type compounds), freshly produced DOM. For the DOM of the 17 years post-creation pools, C1 and C4 are higher than all of the other sites while C2 is lower than every other site and C3 is in the middle of the rest of the sites.

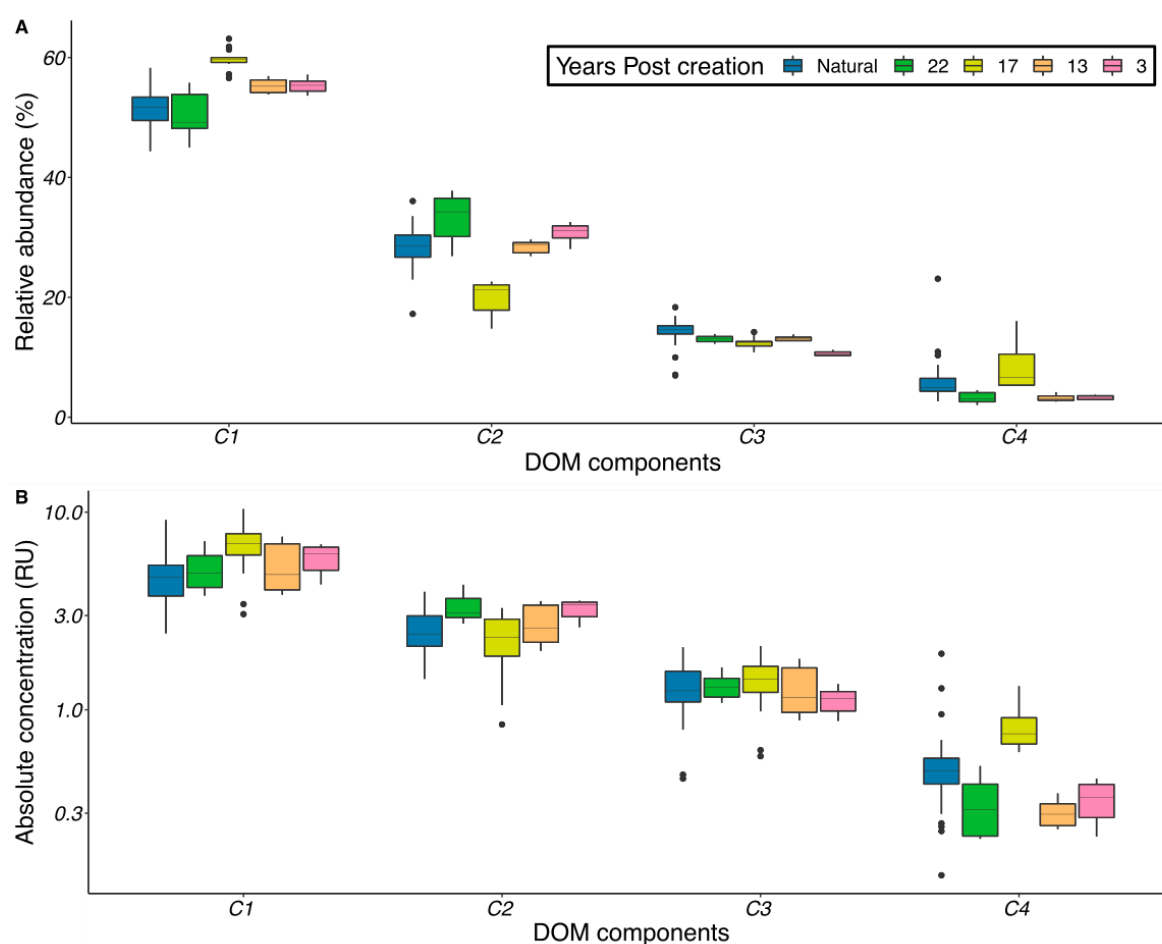


Figure 6. – DOM components of all sites in July 2021. (A) boxplot of absolute concentration. (B) boxplot of relative abundance. The 4-component PARAFAC model explains 99.85% of the total variation, where C1 represents terrestrially derived humic-like DOM with high molecular weight degraded from lignin; C2 represents terrestrial humic-like DOM, C3 represents terrestrial humic-like, high relative aromaticity and molecular weight, and C4 represent protein-like (mixture of tyrosine-type and tryptophane-type compounds), freshly produced DOM.

2.5.5. Biogeochemical evolution over the growing season

Pools from the same site tend to be closer to each other but no pattern in monthly results was found except for the 3 years post-creation site where samples taken for the same month are generally closer to each other (Figure 7). Furthermore, the variations in biogeochemistry are less important over the growing season for natural pools than for created pools (Figure 7).

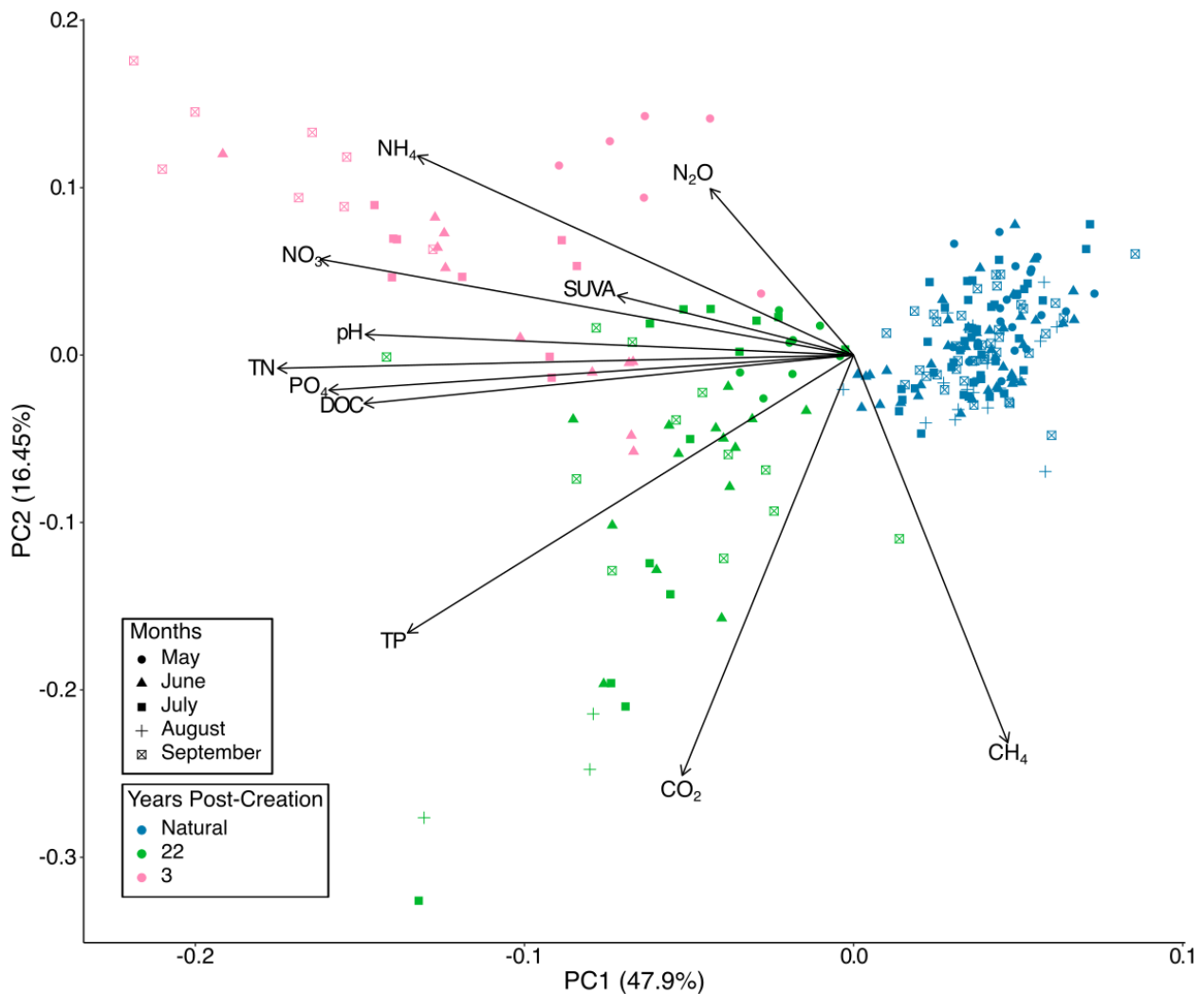


Figure 7. – Principal component analysis of water chemistry as sampled in summer 2020-2021 for all created pools (84) and natural pools (163) located in Québec. The first two components explained 64,35% of the total data set variance.

Table 5. – Means of physical and chemical properties of natural and created pools from Québec with standard deviations for eight-sample campaign over two growing seasons (2020-2021) where the precision of mean values is related to the accuracy of the instruments used for the analyses.

Pools Properties	Natural QC	22 Years	3 Years
Number of individual pools	21	8	6
Number of pools sampling	164	50	34
Depth (cm)	93 (± 50)	17 (± 3)	24 (± 2)
Area (m ²)	347 (± 509)	49 (± 12)	40 (± 6)
Underlying peat (cm)	407 (± 50)	126 (± 11)	42 (± 6)
pH	4.1 (± 0.23)	4.9 (± 0.32)	5.3 (± 0.18)
DOC (mg L ⁻¹)	32.39 (± 10.27)	85.61 (± 39.14)	152.65 (± 102.15)
TN (mg L ⁻¹)	0.90 (± 0.34)	2.84 (± 1.79)	8.99 (± 5.83)
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	21.1 (± 13.2)	176.1 (± 234.3)	77.8 (± 54.0)
NH ₄ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	48.2 (± 57.6)	263.4 (± 857.7)	2815.9 (± 2672.6)
NO ₃ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7.6 (± 4.7)	64.8 (± 171.6)	339.3 (± 411.6)
PO ₄ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4.6 (± 4.5)	17.3 (± 25.6)	34.3 (± 31.1)
SUVA (L mg C ⁻¹ m ⁻¹)	3.99 (± 0.92)	5.71 (± 4.70)	7.48 (± 7.30)
CH ₄ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	180.42 (± 321)	705.47 (± 962)	134.73 (± 320)
CO ₂ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1339 (± 1068)	6408 (± 7017)	974 (± 616)
N ₂ O ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1.18 (± 0.84)	1.52 (± 1.03)	3.88 (± 4.71)
Ca (mg L ⁻¹)	0.21 (± 0.11)	3.12 (± 1.50)	1.68 (± 1.38)
Mg (mg L ⁻¹)	0.17 (± 0.09)	4.49 (± 1.46)	2.25 (± 1.76)
K (mg L ⁻¹)	0.43 (± 0.26)	1.28 (± 0.57)	4.29 (± 2.66)
Na (mg L ⁻¹)	0.91 (± 0.45)	30.65 (± 11.96)	16.62 (± 11.99)

Older created pools tend to be closer biogeochemically to natural pools over time (Figure 7 and Figure 8). However, this pattern may vary over the growing season depending on the wetness of the pools. Physical and chemical properties of the youngest pools are systematically the most different from those of natural pools and other pools according to the TukeyHSD test (Table 3, Figure 7 and Figure 8).

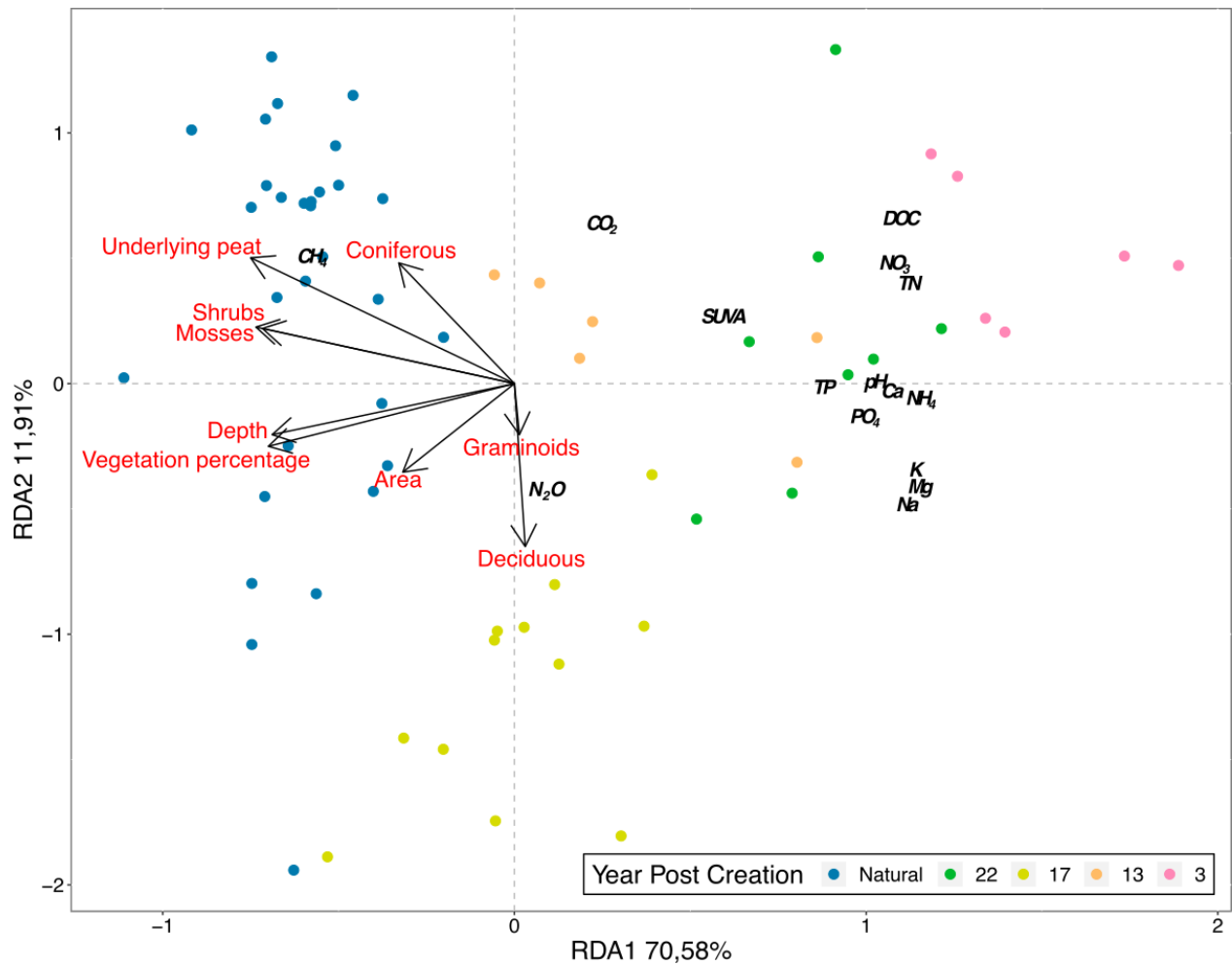


Figure 8. – Type two redundancy analysis showing the influence of vegetation and morphologies on water chemistry of 62 sampling pools (30 natural and 32 created) in July 2021. The first two components explained 82,5% of the total data set variance.

In July, the 17 and 13 years post-creation pools are more similar to the natural pools (Figure 8 and Table 3). Also in July, for the 22 years post-creation pools, physical and chemical properties are more similar to those of the 17- and 13-years post-creation sites than to the natural pools (Table 3 and Figure 8).

2.6. Discussion and conclusions

Our study shows that created pools are structurally and biogeochemically different from natural pools, with DOC and TN concentrations being respectively three and five times higher, and created pools being generally smaller and shallower (Table 3 and Figure 9). Our results show that the biogeochemistry of the natural pools we surveyed is similar to that of other widely distributed peatland pools (Arsenault et al., 2022), but our created pools are mostly out of range of the biogeochemical variability from natural systems having generally higher concentration (Figure 9).

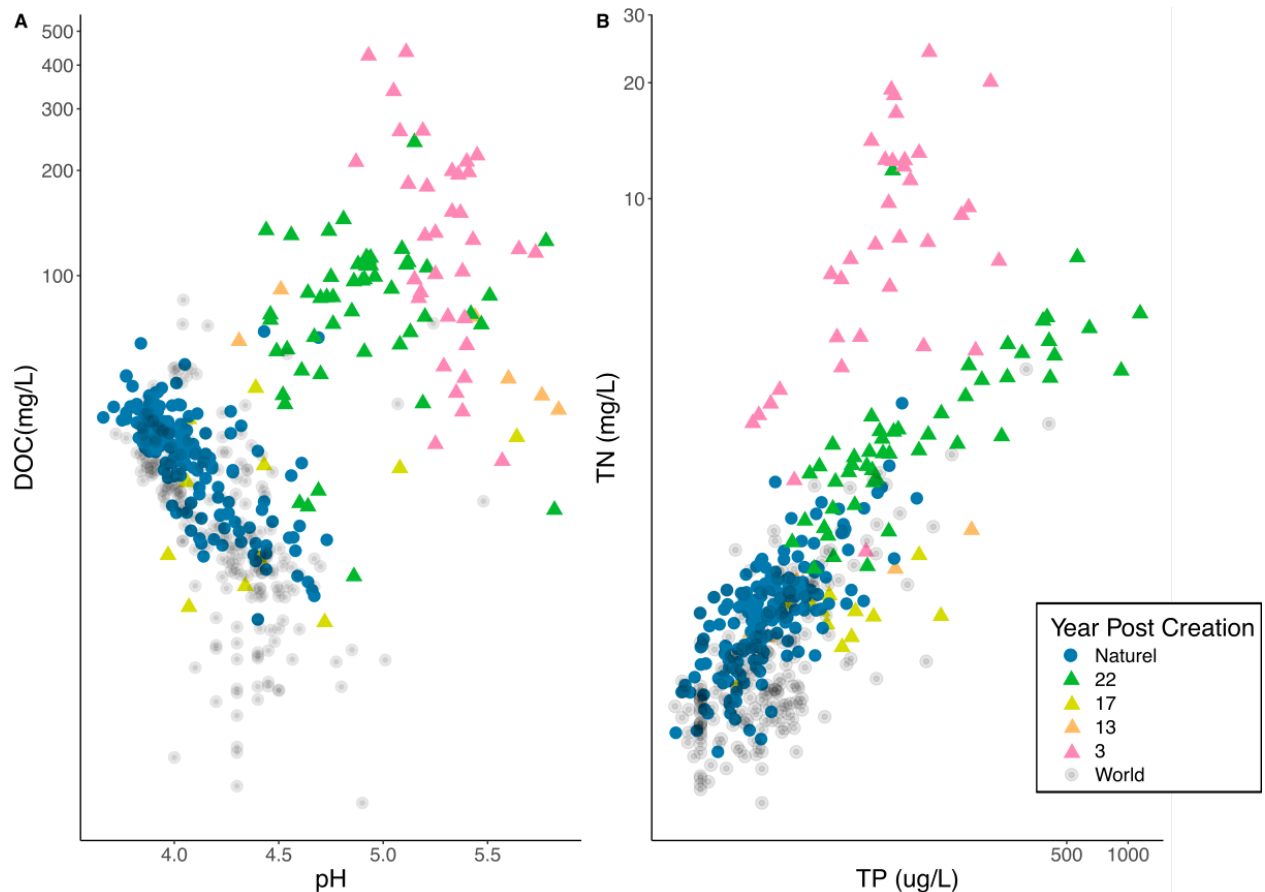


Figure 9. – Comparison of biogeochemical variables (DOC vs pH and TN vs TP) from natural pools in grey (n=240) taken in Europe, North America and Patagonia from Arsenault et al., 2022 to our biogeochemical data where natural pools (n=173) and created pools (n=102) of all study sites and for all sampling dates are presented.

2.6.1. Biogeochemical differences between created and natural pools

Water fluctuation in the peat and in the pools has not been measured directly in our study but created pools were regularly completely dried up during the growing season while natural pools never did. Water fluctuations were therefore likely more intense in created than natural pool (Table 4), as was found by Holden et al. (2018) in Scottish blanket peatlands. McCarter and Price (2013) also found 10 years after peatland restoration that water retention capacity was lower in restored than in natural peatland.

Our results indicate that DOC concentrations decrease with increasing pool depth in both natural and created pools following what has previously been observed in created (Chapman et al., 2022) and in natural pools (Arsenault et al., 2018). Shallower pools are generally warmer, which promotes bacterial activity and decomposition of organic matter (McEnroe et al., 2009). We showed that for pools of the same depth, DOC concentration is generally higher in created than in natural pools. As suggested by Chapman et al. (2022), a higher concentration of DOC in created pools could be explained by evaporation or insufficient dilution of precipitation, causing a concentration effect. Clark et al. (2009) found that the lowering of the water table as well as an increase in temperature caused an increase in the net production of DOC. Their hypothesis is that the lowering of the water table would lead to the aeration of the peat which would thereby lead to an increase in biological activity caused by the decomposition of organic matter and, consequently, would increase the net production of DOC. That said, as the water table recovers, the production of DOC will decrease but changes in chemistry caused by aerobic conditions will likely allow more of the organic carbon produced during the dry period to dissolve into the soil water and even increase the quantity of DOC (Clark et al., 2009). In our study, those explanations may cause the higher DOC concentration as minimal water (5-10 cm) was present in created pools (Table 3 and Table 4).

In our natural pools, patterns of increasing pH with increasing depth followed previous observations (Arsenault et al., 2018), but this pattern does not hold in created pools, where pH decreases with pool depth except for the 22 years post-creation pools (Figure 5). Natural pools were also more acidic than created pools. Our results follow what was found by Mazerolle et al. (2006), however, Chapman et al. (2022) found the opposite where pH of created pools was lower than natural pools.

Higher pH in our created pools could be explained by pool water level fluctuations and the absence of typical bog species such as *Sphagnum*. When *Sphagnum* tissues grow, they can reduce the pH of the solution they are in (Glime et al., 1982; Kooijman and Bakker, 1994), but to grow and to acidify, they need to be in a humid environment (Rydin et al., 2013; Van Breemen, 1995). As previously shown, in some sites water table is very variable and pools can completely dry up during the growing season (Table 4). This water fluctuation can compromise the predominance of *Sphagnum* and its capability to grow and to acidify its environment.

We postulate that both an important *Sphagnum* cover and a high water table are needed to restore pH values to that of natural pools. In the 22 years post-creation pools, vegetation has successfully recovered (Poulin et al., 2013) but water fluctuation is still important (Table 3 and Table 4) resulting in a pH close to 5. McCarter and Price (2013), who have previously studied the 22 years post-creation site, suggest that even if a *Sphagnum* cover is present, site properties are still distinct from a natural system. In this case, the *Sphagnum* cover will not grow enough and thus will not create a thick enough peat layer to retain water and to allow the water table to remain high and to acidify. McCarter and Price (2013), also suppose that with time, peatland hydrology will recover to natural-like conditions.

In comparison, the 17 years post-creation pools, which were deeper than all other created pools, have high vegetation cover and less water fluctuation resulting in a pH that is lower than all other created pools (Table 3). The 3 years post-creation site also confirms the combined importance of vegetation and hydrological stability: water fluctuation was important, and vegetation was very sparse, and it had the highest mean pH in July (5.5) and the highest mean pH over two growing seasons (5.3) (Table 3 and Table 5).

Created pools had greater concentrations in N and P than natural pools. Some of the reasons for this could be related to a lower water table paired with a high rate of N fixation. Usually, primary production in water bodies is limited by P (Schindler, 1977) but in our created pools, higher concentrations of P probably contribute to a higher rate of N fixation and increased TN concentration as well. Lowering the water table could also have an impact on the N and P concentrations as a smaller volume of water will lead to higher concentration. As the water level in the pool will drop, the temperature will probably rise (Pelletier et al., 2014; Arsenault et al., 2018). Higher water temperature could promote higher microbial activity and so promote higher rates of N fixation. Low water tables in restored sites cause peat aeration that promotes microbial activity, speed up decomposition rates, and release labile nutrients, (Bragazza et al., 2015; Jassey et al., 2013) which will promote more nutrient availability and N fixation. Also, low vegetation cover as found in the 3 years post-creation site could have an impact on the higher N and P levels due to lack of N and P consumption (Wind-Mulder et al., 1996).

Moreover, high concentration of NH_4 could also lead to higher pH (Adamson et al., 2001; Prévost et al., 1999) as found in our created pool (Table 3 and Table 5) and can allow more nitrifying bacteria to grow (Dickinson, 1983). Drier conditions like in our restored peatland (Table 4) could also promote greater biological activity leading to more aerobic microbes (Lähde, 1969) and higher

numbers of nitrifying bacteria (Dunican & Rosswall, 1974; Zimenko & Misnik, 1970). This therefore results in more organic nitrogen which can then be mineralized (Heikkinen, 1990).

In addition, we found that DOM composition was similar in our created and natural pools for all components that represent typical DOM components present in peatlands (Figure 6). This probably reflects the similarity in peat substrate quality in which the created pools were dug, and the one in which natural pools develop.

2.6.2. Change in the morphology of created pools

Differences in the shape such as depth and area from creation to present results could be explained by the method used to calculate morphology and the evolution of the pools. As we determined the area using the water as delimitation, initial morphology does not necessarily represent the reality of the field after the implementation and could influence the result. In the 3 years post-creation, water does not reach the top of the edge as hydrology does take time to reestablish (Holden et al., 2018; McCarter & Price, 2013) and were very variable over the growing season (Table 4), resulting in a smaller area of 40 m² compared to the initial area of 64 m² and leading to a smaller depth of 24 cm vs 1 m to 1,5 m. The 22 years post created had smaller and shallower pools that could be related to water variation but also to vegetation. In this case, distinguishing the edges of the pool was difficult because of all the vegetation in and around the pool. Vegetation inside and around the pool paired with water fluctuation (Table 4; Andersen et al., 2010; Shantz & Price.,2006) resulted in this case in a loss of area and depth. For the 17 years post-creation pools, areas are bigger (237 m² vs 200 m²) than when they were created. This site also has vegetation in and around the pool but seems to have less water variation with water filled at the edge of the pool in the driest months. As water was present all year, expansion of the pool as

seen in natural pools could probably happen (Belyea & Lancaster, 2002) and could explain the small difference found in areas.

2.6.3. Biogeochemical trajectories of created pools

Our results suggest that water level fluctuations could be responsible for the slow evolution of the 22 years post-creation site and the faster evolution of the 17 years post-creation site. Created pools tend to recover their biogeochemical functions over time if specific species are reintroduced and water retention is restored, two conditions that are also needed for the re-establishment of the net C sink function of restored peatlands (Quinty & Rochefort, 2003b; Van Breemen, 1995). Nugent et al. (2018) found that 14 years after restoration, peatland took up C where hydrological regulation was attained and vegetation cover typical of bogs had returned. They also suggest that ecosystem resilience is likely to be restored when a thick enough layer of *Sphagnum* is formed to control water levels during the summer drawdown.

The 22 and the 3 years post-creation sites had more variability than the natural sites seasonally suggesting that even if the biogeochemical conditions are close to natural pools, the biogeochemical variability over two growing seasons (May to September) is greater in the restored sites than in natural sites because conditions have not completely recovered (Figure 7). Arsenault et al. (2018) observed chemical differences between large and small pools in natural peatlands where the most important difference was found in the middle of the growing seasons, when water temperature difference between the smaller and the larger pools is the highest. Andersen et al. (2010) also found the most significant differences in chemistry composition in the middle of summer in restored peatland compared to natural peatland and Chapman et al. (2022) found that

dry summers could have an impact on biogeochemical functions, where C cycling in peat and vegetation could play a role in the high dissolved CH₄ concentration in created pools

Biogeochemical conditions at the 22 years post-creation site were close to those of the natural pools in early summer (Figure 7), which represents the period with the most water in the pools. On the contrary, in mid-summer when water levels were low, biogeochemical conditions were more distinct (Figure 8). Andersen et al. (2010) and Shantz & Price, (2006) also found for the same site but 7 years after the creation that water level fluctuations were still important. In dry seasons water table dropped enough to reach the highly decomposed peat resulting in a chemical change where the highest peaks of Ca, Mg, Na and NH₄ were measured at Bois-des-Bel site (Andersen et al., 2010). It's possible to observe the same pattern 22 years after the creation and also for the 3 years post-creation pools (Figure 7). Our high concentration in biogeochemistry variables after 22 years post-creation (Table 3) and with the history of the site implies that hydrology is still an issue and water table variation is still too important to stabilize biogeochemistry elements at Bois-des-Bel site.

2.6.4. Restoration Success

Created pools need more than 20 years to recover towards natural biogeochemical conditions (Figure 7 and Figure 8). Our study suggests that if the water table is not stable in created pools and in the surrounding restored peatland, it is difficult to have conditions that are similar to the ones in natural pools (Table 4, Figure 7 and Figure 8). In natural peatlands, pools have a multitude of sizes and depths which influence multiple biogeochemical variables (Arsenault et al., 2018; Chapman et al., 2022) and by definition are areas of open water that persist during dry periods (Sjörs, 1998). In future restoration projects, created pools with different sizes, depths and shapes

would better represent this natural variability. Indeed, the pools at the 17 years post-creation site had the most variability in size and depth and had the most similar biogeochemical conditions to that of natural pools (Table 3). However, it is very important to focus on the return of hydrological conditions, which is a key element in pool restoration success (Holden et al., 2018; Nugent et al., 2018). A deeper and larger created pool can therefore help to have a minimum presence of water in the driest period. Without water, chemical processes could happen at the bottom of the pool which does not occur in natural pools as water is always present. In order to get comparable, biogeochemistry is primordial to always have water in created pools.

Chapitre 3. Discussion générale

Les données présentées dans ce mémoire permettent de quantifier et de mieux comprendre l'évolution des mares de tourbières suivant leur création en utilisant une multitude d'indicateurs biogéochimiques et morphologiques tels que le pH, le DOC, le TN, TP, les gaz dissouts, la profondeur et la superficie. Ces données permettent aussi de comparer les caractéristiques des mares créées avec celles des mares naturelles, et ce, selon leurs années de création. Ces résultats ont permis de démontrer que les mares créées se distinguent des mares naturelles par leurs pH plus élevés et par leurs concentrations supérieures en DOC, TN, TP, et en cations basiques (Tableau 3). La morphologie des mares créées était aussi significativement différente ($P < 0.01$) de celle des mares naturelles, les mares créées étant majoritairement moins profondes et moins grandes (Tableau 3). Cette discussion générale vise à explorer un aspect des résultats qui n'est pas exploré de façon explicite dans l'article présenté au chapitre précédent, soit les impacts des changements climatiques sur les mares créées lors de projets de restauration et plus précisément sur les concentrations en gaz dissouts tel que le CO_2 , le CH_4 et le N_2O . Cette discussion se conclura par une évaluation de l'étude présentant les limites, la portée et les possibles améliorations pour de futures études sur la biogéochimie des mares créées dans le cadre de projets de restauration de tourbières.

3.1. Impact de la modification des précipitations et des températures

Les conditions biogéochimiques des mares naturelles et créées risquent d'être particulièrement affectées par les changements climatiques puisque ce sont des systèmes réactifs dont les conditions changent rapidement d'une année à l'autre, et ce au gré des changements de

conditions météorologiques (Arsenault et al., 2023). Les changements climatiques pourraient donc jouer un rôle important dans le succès de l'implantation des projets de restauration des mares.

Les changements climatiques incluent plusieurs phénomènes tels que l'augmentation des températures, l'augmentation ou la diminution des précipitations selon la région ainsi que l'augmentation de la fréquence des sécheresses et des événements extrêmes (GIEC, 2022). Au Québec, une légère augmentation des précipitations ou un statu quo (0-10 %) est attendu dans les prochaines années (Zhang et al., 2019). Dans la région de Rivière-du-Loup au Bas-Saint-Laurent, pour les deux années étudiées (2020-2021), les quantités totales de précipitation tombées en une année sont inférieures de 14,1 % par rapport aux normales 1981-2010 (Figure 10). En contrepartie, les températures sont supérieures de 1,9 °C par rapport aux données climatiques normales de 1981-2010. De plus, pendant la saison de croissance (mai à septembre), soit lors de notre échantillonnage, la température était supérieure de 0,9 °C par rapport à la normale climatique. Cette différence est du même ordre de grandeur que celle observée pour la région à l'étude, qui s'est réchauffée de 1,5 °C pour l'été et annuellement de 1,1 °C entre 1948 à 2016 (Zhang et al., 2019).

Ainsi, les deux étés d'échantillonnage sont plutôt secs comparativement à la normale. Un déficit important en termes de précipitations était observable de mai à septembre (2020-2021) de 32,9 % comparativement à la normale (Figure 10), ce qui pourrait expliquer en partie l'absence d'eau dans les mares des sites restaurées du Québec (Tableau 4). La présence d'eau dans les mares étant une condition essentielle à leur bon fonctionnement, une fréquence plus importante de conditions de sécheresse similaires à celles de l'été 2020 et 2021 pourrait potentiellement compromettre le succès et la pérennité des efforts de restauration des mares et affecter la restauration de leurs fonctions biogéochimiques. Il est de plus possible qu'après plusieurs saisons répétées d'assèchement, les

mares puissent être comblées suivant la croissance de la végétation et de la tourbe au fond des mares.

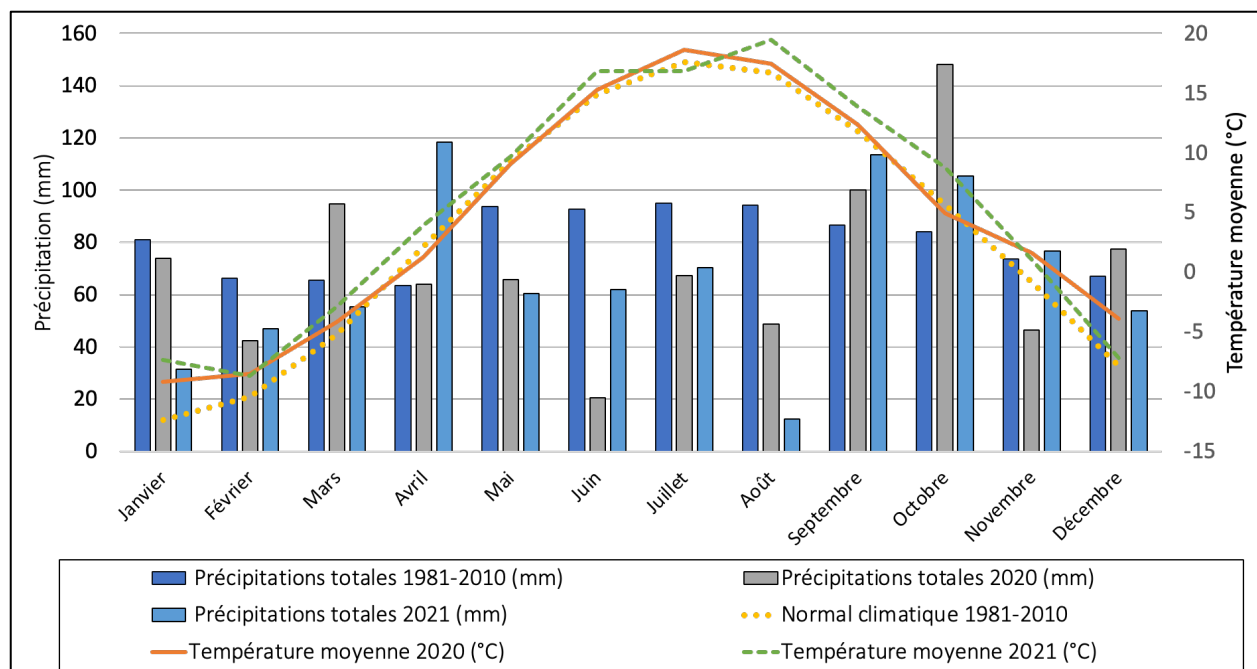


Figure 10. – Climatographe mettant en relation les données de la normale climatique de la région de Rivière-du-Loup de 1981 à 2010 et des dernières années : 2020-2021. Les lignes représentent les moyennes de température par mois et les diagrammes à bandes représentent le total des précipitations par mois. Données tirées du gouvernement du Canada : Données climatiques historiques.

Les mares créées de notre étude sont majoritairement plus petites et peu profondes par rapport aux mares naturelles (Tableau 3). La plus faible profondeur des mares créées implique qu'elles se réchaufferont plus facilement (Figure 2; Arsenault et al., 2018; Pelletier et al., 2014), ce qui pourrait augmenter la productivité de la mare et les émissions de GES des mares créées (Figure 3; Howarth et al., 1988 ; McEnroe et al., 2009 ; Pelletier et al., 2014). Des concentrations en CO₂ (Huang et al., 2021) et en CH₄ (Chapman et al., 2022) plus élevées ont été observées dans des mares situées dans un climat plus chaud et plus sec. Bien que les résultats présents dans notre étude représentent des

données sur les gaz dissouts et non sur les gaz émis, ces concentrations nous donnent tout de même une idée de la quantité possible de GES que les mares pourraient émettre dans l'atmosphère.

Bien que pour le mois de juillet les concentrations en CO₂ et en CH₄ dissout n'étaient pas significativement différentes entre les mares créées et les mares naturelles, le portrait change quand les mares créées sont observées en fonction de leurs années de création. En effet, les concentrations moyennes de CO₂ dissout des mares créées il y a 22 ans étaient environ 5 fois plus élevées que la concentration moyenne des mares naturelles et environ 4 fois plus élevées pour les concentrations de CH₄ dissoutes des sites du Québec (Tableau 3). Les autres sites avaient des données similaires ou nettement inférieures pour le CH₄. Pour le CO₂, les données étaient plus mitigées. En effet, les mares créées avaient tendance à être soit au-dessus ou en dessous des concentrations des mares naturelles (Tableau 3). En revanche, les mares naturelles les plus profondes et potentiellement les plus anciennes avaient tendance à avoir des concentrations de CO₂ et CH₄ dissoutes plus faibles que les petites mares (Annexe D). Cette tendance va de pair avec l'énoncé de McEnroe et al. (2009) selon lequel les émissions de CO₂ et CH₄ sont inversement proportionnelles à la profondeur. Cette tendance a aussi été observée pour les mares âgées de 17 ans qui étaient profondes et qui avaient des concentrations en CO₂ et CH₄ dissout plus faibles que les autres mares créées (Tableau 3).

Les concentrations de N₂O étaient significativement différentes ($P < 0.05$) entre les mares créées et naturelles. Que ce soit pour les mares naturelles ou créées, les quantités de N₂O dissout dans les mares étaient plus élevées pour les sites du Nouveau-Brunswick. Cependant, les mares créées avaient tout de même des concentrations plus élevées que les mares naturelles (Tableau 3). Ces plus grandes quantités de N₂O pourraient être expliquées par les grandes concentrations en NO₃⁻ ou NH₄⁺ (Tableau 3) qui provoqueraient une augmentation des taux de dénitrification ou de

nitrification, ce qui occasionnerait la production de grande quantité de N_2O (Firestone et Davidson, 1989). Les sites du Québec, où les concentrations en NO_3^- ou NH_4^+ sont tout de même élevées (ex : mares créées il y a 22 et 3 ans) n'ont pas nécessairement des concentrations en N_2O élevées (Annexe E). Cependant, la tendance obtenue pour les mares créées il y a 22 et 3 ans peut être due au fait que certaines données viendraient tirer la moyenne vers le haut et sur estimerait la moyenne des concentrations en NO_3^- ou NH_4^+ . Notre étude ne permet pas d'expliquer de façon claire les déterminants de la concentration des N_2O des mares, mais puisque leurs concentrations peuvent être plus élevées que dans les mares naturelles, plus d'attention devrait être portée aux facteurs expliquant la production de N_2O dans les mares étant donné que ce GES est 25 fois plus puissant que le méthane et 298 fois plus puissant que le CO_2 (Solomon et al., 2007).

Peu d'études ont été réalisées afin d'évaluer si la présence de mares dans les complexes de tourbières naturelles vient compromettre l'équilibre entre l'émission et la captation de C dans les sols. Cependant, Pelletier et al. (2014) suggère qu'une proportion de couverture de mares supérieure à 37 % par rapport à la superficie totale de la tourbière pourrait compromettre la capacité de la tourbière à être un puits de C. Dans un contexte de restauration où la capacité de la tourbe à accumuler du C dans les sols n'est pas encore optimale (Waddington et al., 2002, 2010), il est possible que les émissions de GES des mares affectent la capacité de l'écosystème dans son ensemble à accumuler du C. Par contre, une étude récente de Nugent et al. (2018) a démontré que 14 ans après la restauration dans les conditions climatiques actuelles les étendues d'eau n'affectaient pas le bilan carbone négativement où le site restauré avec des mares était un puits de C. Cependant, des émissions élevées de GES des mares résultant de sécheresses ou de l'augmentation des températures pourraient exacerber le rôle des mares comme émettrices nettes de C au sein des tourbières restaurées (Chapman et al., 2022).

3.2. Portée et limites

L'étude présentée au chapitre deux a permis de mieux caractériser les indicateurs biogéochimiques des mares de tourbières créées et naturelles en évaluant plusieurs variables. L'étude a aussi permis le suivi de deux années consécutives permettant de percevoir l'évolution mensuelle de la biogéochimie au cours de la saison de croissance. Ces données ont permis d'améliorer nos connaissances sur ces environnements qui sont peu étudiés, surtout dans un contexte de restauration. L'utilisation de plusieurs sites restaurés d'âges différents a aussi permis d'avoir une idée plus claire de l'évolution de la biogéochimie des mares et d'identifier la profondeur (quantité d'eau constante) comme facteur déterminant dans le retour de conditions biogéochimiques semblables à celles des mares naturelles. Des mares créées plus profondes et plus grandes pourraient donc permettre une présence en eau constante et un retour plus rapide d'une biogéochimie comparable aux mares naturelles. Ce travail pourra donc permettre de mieux cibler les efforts nécessaires lors de prochaines études ou lors de futurs projets de création de mares.

Bien évidemment, cette étude comporte plusieurs limites et ne permet pas de comprendre en profondeur les processus menant aux résultats obtenus, d'où la présence de nombreuses suppositions quant aux explications des mécanismes jouant un rôle sur la biogéochimie. Il est possible de penser à quelques aspects qui pourraient être améliorés pour bonifier cette étude. De ce fait, comme la variation de la nappe phréatique semble jouer un rôle important dans la biogéochimie des mares créées, il serait intéressant d'ajouter cette variable au dispositif d'échantillonnage pour la quantifier de manière plus exhaustive. De plus, dans certains projets de restauration, il est possible que des mares se créent spontanément dans les dépressions laissées par la machinerie ou à la suite du blocage des canaux de drainage. Il serait intéressant d'ajouter ces

deux types de mares à l'étude afin d'observer leur évolution biogéochimique et comparer ces données à celle des mares naturelles.

4. Conclusion

Le présent mémoire permet d'évaluer le succès de la restauration du fonctionnement biogéochimique des mares intégrées à des projets de restauration de tourbières. Cette étude met de l'avant le fait que les mares plus anciennes (17-22 ans) ont tendance à avoir des conditions biogéochimiques se rapprochant des mares naturelles indiquant que les mares créées peuvent, au fil du temps, fournir un habitat aquatique chimique qui s'apparente aux mares naturelles. Cette étude a aussi permis de différencier les mares naturelles des mares créées où plusieurs différences ont été soulevées autant dans la morphologie même des mares que dans leur biogéochimie. Même si les mares créées plus âgées se rapprochent de la biogéochimie des mares naturelles, la variation du niveau de l'eau dans les mares et donc par extension la profondeur de celles-ci, jouerait un rôle important dans les concentrations élevées en nutriment (N et P) et en DOC. Aussi, l'étude a permis de déterminer que la biogéochimie des mares créées était beaucoup plus variable d'un mois à l'autre, laissant croire que les conditions optimales n'étaient pas encore rétablies. Bien que les résultats ne permettent pas directement d'expliquer les mécanismes causant les différences biogéochimiques entre les mares naturelles et créées, nos résultats mettent la table pour de futurs projets permettant de mieux comprendre la biogéochimie des mares créées.

Références bibliographiques

- Abnizova, A., Siemens, J., Langer, M., & Boike, J. (2012). Small ponds with major impact : The relevance of ponds and lakes in permafrost landscapes to carbon dioxide emissions. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(2).
- Adamson, J. K., Scott, W. A., Rowland, A. P., & Beard, G. R. (2001). Ionic concentrations in a blanket peat bog in northern England and correlations with deposition and climate variables. *European Journal of Soil Science*, 52(1), 69-79.
- Alamenciak, T., Pomezanski, D., Shackelford, N., Cooke, S. J., Murphy, S., & et al. (2022). *Ecological Restoration Knowledge in Canada : Who, What, Where, When, Why and How?*
- Ammann, B., van Leeuwen, J., van der Knaap, W. O., Colombaroli, D., Tinner, W., Wright, H. E., & Stefanova, V. (2013). The role of peat decomposition in patterned mires : A case study from the central Swiss Alps. *Preslia*, 85(3), 317-332.
- Andersen, R., Rochefort, L., & Poulin, M. (2010). Peat, water and plant tissue chemistry monitoring : A seven-year case-study in a restored peatland. *Wetlands*, 30, 159-170.
- Anderson, P. (1997). Fire damage on blanket mires. *Blanket Mire Degradation. Causes, Consequences and Challenges (eds Tallis JH, Meade and Hulme PD) British Ecological Society*.
- Arlen-Pouliot, Y., & Payette, S. (2015). The influence of climate on pool inception in boreal fens. *Botany*, 93(10), 637-649. <https://doi.org/10.1139/cjb-2015-0048>
- Arsenault, J., Talbot, J., Brown, L. E., Helbig, M., Holden, J., Hoyos-Santillan, J., Jolin, É., Mackenzie, R., Martinez-Cruz, K., Sepulveda-Jauregui, A., & Lapierre, J.-F. (2023). Climate-driven spatial and temporal patterns in peatland pool biogeochemistry. *Global Change Biology*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/gcb.16748>

- Arsenault, J., Talbot, J., Brown, L. E., Holden, J., Martinez-Cruz, K., Sepulveda-Jauregui, A., Swindles, G. T., Wauthy, M., & Lapierre, J.-F. (2022). Biogeochemical Distinctiveness of Peatland Ponds, Thermokarst Waterbodies, and Lakes. *Geophysical Research Letters*, *49*(11), e2021GL097492.
- Arsenault, J., Talbot, J., & Moore, T. R. (2018). Environmental controls of C, N and P biogeochemistry in peatland pools. *Science of the Total Environment*, *631*, 714-722.
- Arsenault, J., Talbot, J., Moore, T. R., Beauvais, M.-P., Franssen, J., & Roulet, N. T. (2019). The spatial heterogeneity of vegetation, hydrology and water chemistry in a peatland with open-water pools. *Ecosystems*, *22*(6), 1352-1367.
- Barkman, J. J. (1992). Plant communities and synecology of bogs and heath pools in the Netherlands. In *Fens and Bogs in the Netherlands* (p. 173-235). Springer.
- Beadle, J. M., Brown, L. E., & Holden, J. (2015). Biodiversity and ecosystem functioning in natural bog pools and those created by rewetting schemes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, *2*(2), 65-84.
- Belyea, L., & Clymo, R. S. (1998). *Do hollows control the rate of peat bog growth ? – In : Standen V., Tallis J. H. & Meade R. (eds), Patterned mires and mire pools : Origin and development, flora and fauna, p. 55–65, British Ecological Society, Durham.*
- Belyea, L. R., & Lancaster, J. (2002). Inferring landscape dynamics of bog pools from scaling relationships and spatial patterns. *Journal of ecology*, *90*(2), 223-234.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration : A meta-analysis. *science*, *325*(5944), 1121-1124.
- Blankespoor, B., Dasgupta, S., & Laplante, B. (2014). Sea-Level Rise and Coastal Wetlands. *AMBIO*, *43*(8), 996-1005. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0500-4>

- Bragazza, L., Bardgett, R. D., Mitchell, E. A., & Buttler, A. (2015). Linking soil microbial communities to vascular plant abundance along a climate gradient. *New Phytologist*, 205(3), 1175-1182.
- Bridgham, S. D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J. K., & Zhuang, Q. (2013). Methane emissions from wetlands : Biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global change biology*, 19(5), 1325-1346.
- Brink, V. C., Pearce, D. G., Mackay, J. R., & Freyman, S. (1967). Needle ice and seedling establishment in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Plant Science*, 47(2), 135-139.
- Campbell, D. R., Lavoie, C., & Rochefort, L. (2002). Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. *Canadian journal of soil science*, 82(1), 85-95.
- Carlyle, J. C., & Malcolm, D. C. (1986). Nitrogen availability beneath pure spruce and mixed larch+ spruce stands growing on a deep peat : I. Net N mineralization measured by field and laboratory incubations. *Plant and Soil*, 93, 95-113.
- Chapman, P. J., Moody, C. S., Turner, T. E., McKenzie, R., Dinsmore, K. J., Baird, A. J., Billett, M. F., Andersen, R., Leith, F., & Holden, J. (2022a). Carbon concentrations in natural and restoration pools in blanket peatlands. *Hydrological Processes*, 36(3), e14520.
- Chapman, P. J., Moody, C. S., Turner, T. E., McKenzie, R., Dinsmore, K. J., Baird, A. J., Billett, M. F., Andersen, R., Leith, F., & Holden, J. (2022b). Carbon concentrations in natural and restoration pools in blanket peatlands. *Hydrological Processes*, 36(3). <https://doi.org/10.1002/hyp.14520>
- Chapman, S., Buttler, A., Francez, A.-J., Laggoun-Défarge, F., Vasander, H., Schloter, M., Combe, J., Grosvernier, P., Harms, H., & Epron, D. (2003). Exploitation of northern peatlands and

- biodiversity maintenance : A conflict between economy and ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(10), 525-532.
- Chimner, R. A., Cooper, D. J., Wurster, F. C., & Rochefort, L. (2017). An overview of peatland restoration in North America : Where are we after 25 years? *Restoration Ecology*, 25(2), 283-292.
- Clark, J. M., Ashley, D., Wagner, M., Chapman, P. J., Lane, S. N., Evans, C. D., & Heathwaite, A. L. (2009). Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down. *Global Change Biology*, 15(4), 794-807.
- Clymo, R. S., Turunen, J., & Tolonen, K. (1998). Carbon accumulation in peatland. *Oikos*, 368-388.
- Cole, J. J. (1999). Aquatic microbiology for ecosystem scientists : New and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems*, 2(3), 215-225.
- Cole, J. J., & Pace, M. L. (1995). Bacterial secondary production in oxic and anoxic freshwaters. *Limnology and Oceanography*, 40(6), 1019-1027.
- Croft, M., Rochefort, L., & Beauchamp, C. J. (2001). Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Applied Soil Ecology*, 18(1), 1-12.
- Danks, H. V., & Rosenberg, D. M. (1987). Aquatic insects of peatlands and marshes in Canada : Synthesis of information and identification of needs for research. *The Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 119(S140), 163-174.
- Desrochers, A. (2001). Les oiseaux : Diversité et répartition. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Presses de l'Université Laval, Saint-Nicolas, Québec*, 159-173.
- Dickinson, C. H. (1983). *Micro-organisms in peatlands*. In : Ed. A.J.P. Gore, *Ecosystems of the World, Vol. 4A, Mires : Swamp, Bog, Fen and Moor. General Studies. Elsevier, Amsterdam*, pp. 225-245.

- Dionne, J.-C. (1977). La mer de Goldthwait au Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 31(1-2), 61-80.
- Downie, I. S., Coulson, J. C., Foster, G. N., & Whitfield, D. P. (1998). Distribution of aquatic macroinvertebrates within peatland pool complexes in the Flow Country, Scotland. *Hydrobiologia*, 377(1), 95-105.
- Drapeau Picard, A., Mazerolle, M. J., Larrivée, M., & Rochefort, L. (2021). Impact of pool design on spider and dytiscid recolonization patterns in a restored fen. *Restoration Ecology*, 29(5). <https://doi.org/10.1111/rec.13384>
- Dunican, L. K., & Rosswall, T. (1974). *Taxonomy and physiology of tundra bacteria in relation to site characteristics*. In: Ed. A.J. Holding, O.W. Heal, S.F. Maclean, Jr. And P.W. Flanagan, *Soil Organisms and Decomposition in Tundra*. Tundra Biome Steering Co.
- Firestone, M. K., & Davidson, E. A. (1989). Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, 47, 7-21.
- Fontaine, N. (2008). *La biodiversité et la restauration des mares de tourbière*.
- Fontaine, N., Poulin, M., & Rochefort, L. (2007). Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands. *Mires and Peat*, 2(06), 1-17.
- Foster, D. R., & Fritz, S. C. (1987). Mire development, pool formation and landscape processes on patterned fens in Dalarna, central Sweden. *The Journal of Ecology*, 409-437.
- Foster, D. R., King, G. A., Glaser, P. H., & Wright, H. E. (1983). Origin of string patterns in boreal peatlands. *Nature*, 306(5940), 256-258.
- Foster, D. R., & Wright Jr, H. E. (1990). Role of ecosystem development and climate change in bog formation in central Sweden. *Ecology*, 71(2), 450-463.

- Foster, D. R., Wright Jr, H. E., Thelaus, M., & King, G. A. (1988). Bog development and landform dynamics in central Sweden and south-eastern Labrador, Canada. *The Journal of Ecology*, 1164-1185.
- Frenzel, P., & Karofeld, E. (2000). CH₄ emission from a hollow-ridge complex in a raised bog : The role of CH₄ production and oxidation. *Biogeochemistry*, 51, 91-112.
- GIEC. (2022). *Climate Change 2022 : Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844.*
- Glaser, P. H. (1998). The distribution and origin of mire pools. *Patterned mires and mire pools*, 4-25.
- Glaser, P. H., & Janssens, J. A. (1986). Raised bogs in eastern North America : Transitions in landforms and gross stratigraphy. *Canadian Journal of Botany*, 64(2), 395-415.
- Glenk, K., & Martin-Ortega, J. (2018). The economics of peatland restoration. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 7(4), 345-362.
- Glime, J. M., Wetzel, R. G., & Kennedy, B. J. (1982). The effects of bryophytes on succession from alkaline marsh to Sphagnum bog. *American Midland Naturalist*, 209-223.
- González, E., & Rochefort, L. (2014). Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, 68, 279-290.
- González, E., & Rochefort, L. (2019). Declaring success in Sphagnum peatland restoration : Identifying outcomes from readily measurable vegetation descriptors. *Mires and Peat*, 24(19), 1-16.

- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S., & Poulin, M. (2014). Combining indicator species and key environmental and management factors to predict restoration success of degraded ecosystems. *Ecological Indicators*, *46*, 156-166.
- Graber, R. E. (1971). *Frost heaving... Seedling losses can be reduced. Tree Planter's notes* 22 : 24–28.
- GRET. (2009). *Ombrotrophes (bogs) : Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET)*. https://www.gret-perg.ulaval.ca/no_cache/fr/recherche/themes-de-recherche/restauration-des-tourbieres/ombrotrophes-bogs/?tx_centrerecherche_pi1%5bshowUid%5d=102
- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., & Smith, P. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(44), 11645-11650.
- Groeneveld, E., & Rochefort, L. (2005). *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems : A case study with milled peatlands. *Restoration Ecology*, *13*(1), 74-82.
- Groeneveld, E. V., & Rochefort, L. (2002). Nursing plants in peatland restoration : On their potential use to alleviate frost heaving problems. *Suo*, *53*(3-4), 73-85.
- Haapalehto, T., Kotiaho, J. S., Matilainen, R., & Tahvanainen, T. (2014). The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology*, *519*, 1493-1505.
- Hamilton, J. D., Kelly, C. A., Rudd, J. W., Hesslein, R. H., & Roulet, N. T. (1994). Flux to the atmosphere of CH₄ and CO₂ from wetland ponds on the Hudson Bay lowlands (HBLs). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *99*(D1), 1495-1510.
- Heikkinen, K. (1990). *Transport of organic and inorganic matter in river, brook and peat mining water in the drainage basin of the River Kiiminkijoki. Aqua Fenn.*, *20* : 143-155.

- Higgs, E. (2005). The two-culture problem: Ecological restoration and the integration of knowledge. *Restoration Ecology*, 13(1), 159-164.
- Hogg, E. H., Lieffers, V. J., & Wein, R. W. (1992). Potential carbon losses from peat profiles: Effects of temperature, drought cycles, and fire. *Ecological Applications*, 2(3), 298-306.
- Holden, J., Green, S. M., Baird, A. J., Grayson, R. P., Dooling, G. P., Chapman, P. J., Evans, C. D., Peacock, M., & Swindles, G. (2017). The impact of ditch blocking on the hydrological functioning of blanket peatlands. *Hydrological Processes*, 31(3), 525-539.
- Holden, J., Moody, C. S., Edward Turner, T., McKenzie, R., Baird, A. J., Billett, M. F., Chapman, P. J., Dinsmore, K. J., Grayson, R. P., & Andersen, R. (2018). Water-level dynamics in natural and artificial pools in blanket peatlands. *Hydrological Processes*, 32(4), 550-561.
- Howarth, R. W., Marino, R., & Cole, J. J. (1988). Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls. *Limnology and Oceanography*, 33(4), 688-701.
- Hugron, S., Guene-Nanchen, M., Roux, N., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2020). Plant reintroduction in restored peatlands: 80% successfully transferred—Does the remaining 20% matter? *Global Ecology and Conservation*, 22, e01000.
- Jassey, V. E., Chiapusio, G., Binet, P., Buttler, A., Laggoun-Défarge, F., Delarue, F., Bernard, N., Mitchell, E. A., Toussaint, M.-L., & Francez, A.-J. (2013). Above-and belowground linkages in Sphagnum peatland: Climate warming affects plant-microbial interactions. *Global Change Biology*, 19(3), 811-823.
- Karofeld, E., & Tõnisson, H. (2014a). Spatio-temporal changes in bog pool bottom topography – temperature effect and its influence on pool development: An example from a raised bog in Estonia. *Hydrological Processes*, 28(3), 958-968. <https://doi.org/10.1002/hyp.9624>

- Karofeld, E., & Tõnisson, H. (2014b). Spatio-temporal changes in bog pool bottom topography–temperature effect and its influence on pool development : An example from a raised bog in Estonia. *Hydrological Processes*, 28(3), 958-968.
- Kimmel, K., & Mander, Ü. (2010). Ecosystem services of peatlands : Implications for restoration. *Progress in Physical Geography*, 34(4), 491-514.
- Kling, G. W., Kipphut, G. W., & Miller, M. C. (1991). Arctic lakes and streams as gas conduits to the atmosphere : Implications for tundra carbon budgets. *Science*, 251(4991), 298-301.
- Kooijman, A. M., & Bakker, C. (1994). The acidification capacity of wetland bryophytes as influenced by simulated clean and polluted rain. *Aquatic Botany*, 48(2), 133-144.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). *World map of the Köppen-Geiger climate classification updated*.
- Laberge, V., Hugron, S., Rochefort, L., & Poulin, M. (2015). Influence of Different Bryophyte Carpets on Vascular Plant Establishment Around Pools in Restored Peatlands : Influence of bryophyte carpets on plant establishment in restored peatland pools. *Land Degradation & Development*, 26(8), 813-818. <https://doi.org/10.1002/ldr.2243>
- Laberge, V., Rochefort, L., & Poulin, M. (2013). Ericaceae stabilize peat and foster Sphagnum majus establishment at pool margins in restored peatlands. *Aquatic botany*, 111, 1-8.
- LaBrie, R., Fortin St-Gelais, N., & Bélanger, S. (2017). *paRafac. correction : An R Package to correct EEMs and derive CDOM and FDOM indices*.
- Lähde, E. (1969). *Biological activity in some natural and drained peat soils with special reference to oxidation-reduction conditions*.
- Larson, D. J., & House, N. L. (1990). Insect communities of Newfoundland bog pools with emphasis on the Odonata. *The Canadian Entomologist*, 122(3), 469-501.

- Lavoie, C., Grosvernier, P., Girard, M., & Marcoux, K. (2003). Spontaneous revegetation of mined peatlands : An useful restoration tool? *Wetlands ecology and Management*, 11(1), 97-107.
- Lavoie, C., Zimmermann, C., & Pellerin, S. (2001). Peatland restoration in southern Québec (Canada) : A paleoecological perspective. *Ecoscience*, 8(2), 247-258.
- 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.
- Loisel, J., Gallego-Sala, A. V., Amesbury, M. J., Magnan, G., Anshari, G., Beilman, D. W., Benavides, J. C., Blewett, J., Camill, P., & Charman, D. J. (2021). Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature climate change*, 11(1), 70-77.
- Loisel, J., van Bellen, S., Pelletier, L., Talbot, J., Hugelius, G., Karran, D., Yu, Z., Nichols, J., & Holmquist, J. (2017). Insights and issues with estimating northern peatland carbon stocks and fluxes since the Last Glacial Maximum. *Earth-Science Reviews*, 165, 59-80.
- Luoto, M., & Seppälä, M. (2000). Summit peats ('peat cakes') on the fells of Finnish Lapland : Continental fragments of blanket mires? *The Holocene*, 10(2), 229-241.
- Martikainen, P. J., Nykänen, H., Crill, P., & Silvola, J. (1993). Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature*, 366(6450), 51-53.
- Mazerolle, M. J. (2005). Peatlands and green frogs : A relationship regulated by acidity? *Ecoscience*, 12(1), 60-67.
- Mazerolle, M. J., Poulin, M., Lavoie, C., Rochefort, L., Desrochers, A., & Drolet, B. (2006). Animal and vegetation patterns in natural and man-made bog pools : Implications for restoration. *Freshwater Biology*, 51(2), 333-350.

- McCarter, C. P., & Price, J. S. (2013). The hydrology of the Bois-des-Bel bog peatland restoration : 10 years post-restoration. *Ecological Engineering*, 55, 73-81.
- McEnroe, N. A., Roulet, N. T., Moore, T. R., & Garneau, M. (2009). Do pool surface area and depth control CO₂ and CH₄ fluxes from an ombrotrophic raised bog, James Bay, Canada? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G1).
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Graeber, D., & Bro, R. (2013). Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC. *Analytical methods*, 5(23), 6557-6566.
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Wenig, P., & Bro, R. (2014). OpenFluor—an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. *Analytical Methods*, 6(3), 658-661.
- Nugent, K. A., Strachan, I. B., Roulet, N. T., Strack, M., Frohking, S., & Helbig, M. (2019). Prompt active restoration of peatlands substantially reduces climate impact. *Environmental Research Letters*, 14(12), 124030.
- Nugent, K. A., Strachan, I. B., Strack, M., Roulet, N. T., & Rochefort, L. (2018). Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Global Change Biology*, 24(12), 5751-5768.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., &, Wagner, H. (2017). *Vegan : Community Ecology Package. R Package Ver. 2.6–4*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=vegan>.
- Parry, L. E., Holden, J., & Chapman, P. J. (2014). Restoration of blanket peatlands. *Journal of environmental management*, 133, 193-205.
- Payette, S., & Rochefort, L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval.

- 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.
- Poulin, M., Andersen, R., & Rochefort, L. (2013). A new approach for tracking vegetation change after restoration : A case study with peatlands. *Restoration Ecology*, 21(3), 363-371.
- Poulin, M., Pellerin, S., Cimon-Morin, J., Lavallée, S., Courchesne, G., & Tendland, Y. (2016). Inefficacy of wetland legislation for conserving Quebec wetlands as revealed by mapping of recent disturbances. *Wetlands Ecology and Management*, 24(6), 651-665.
- Poulin, M., Rochefort, L., & Desrochers, A. (1999). Conservation of bog plant species assemblages : Assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science*, 2(2), 169-180.
- Poulin, M., Rochefort, L., Quinty, F., & Lavoie, C. (2005). Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*, 83(5), 539-557.
- Prévost, M., Plamondon, A. P., & Belleau, P. (1999). Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *Journal of hydrology*, 214(1-4), 130-143.
- Price, J. S., & Whitehead, G. S. (2004). The influence of past and present hydrological conditions on Sphagnum recolonization and succession in a block-cut bog, Québec. *Hydrological Processes*, 18(2), 315-328.
- Quinty, F., & Rochefort, L. (2000). Bare peat substrate instability in peatland restoration : Problems and solutions. *Sustaining our peatlands*, 2, 6-12.
- Quinty, F., & Rochefort, L. (2003a). *Guide de restauration des tourbières*. Association canadienne de mousse de sphaigne.
- Quinty, F., & Rochefort, L. (2003b). *Guide de restauration des tourbières*. Association canadienne de mousse de sphaigne.

- R Core Team. (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria : R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.r-project.org/>.
- Rampton, V. N., Gauthier, R. C., Thibault, J., & Seaman, A. A. (1984). Quaternary Geology of New Brunswick, Geological Survey of Canada, Memoir 416. *Minister of Supply and Services Canada, Ottawa, Ontario*.
- Read, D. j, Leake, J. R., & Perez-Moreno, J. (2004). *Mycorrhizal fungi as drivers of ecosystem processes in heathland and boreal forest biomes*. *Canadian Journal of Botany*, 82, 1243–1263.
- Repo, E., Huttunen, J. T., Naumov, A. V., Chichulin, A. V., Lapshina, E. D., Bleuten, W., & Martikainen, P. J. (2007). Release of CO₂ and CH₄ from small wetland lakes in western Siberia. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(5), 788-796.
- Richard, P., Larouche, A., & Lortie, G. (1992). Paléophytogéographie et paléoclimats postglaciaires dans l'ouest du Bas-Saint-Laurent, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 46(2), 151-172.
- Riera, J. L., Schindler, J. E., & Kratz, T. K. (1999). Seasonal dynamics of carbon dioxide and methane in two clear-water lakes and two bog lakes in northern Wisconsin, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(2), 265-274.
- Rocheftort, L. (2000). Sphagnum—A Keystone Genus in Habitat Restoration. *The Bryologist*, 103(3), 503-508. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2000\)103\[0503:SAKGIH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2000)103[0503:SAKGIH]2.0.CO;2)
- Rubec, C. D. A. (1991). Peat resources use in Canada : A national conservation issue. *Proceedings of the International Peat Symposium, Duluth, Minnesota*. Edited by D. Grubich.
- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success : How is it being measured? *Restoration ecology*, 13(3), 569-577.

- Rydin, H., Jeglum, J. K., & Bennett, K. D. (2013). *The biology of peatlands, 2e*. Oxford university press.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes : Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, 195(4275), 260-262.
- SER (Society for Ecological Restoration). (2004). *Society for ecological restoration international's primer of ecological restoration (available from <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>)*.
- Shantz, M. A., & Price, J. S. (2006). Characterization of surface storage and runoff patterns following peatland restoration, Quebec, Canada. *Hydrological Processes: An International Journal*, 20(18), 3799-3814.
- Sjörs, H. (1998). *Bog pools and flark pools—similarities and differences. Patterned mires and mire pools*, 34-6.
- Sobek, S., Tranvik, L. J., & Cole, J. J. (2005). Temperature independence of carbon dioxide supersaturation in global lakes. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(2).
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R. B., & Berntsen, T. (2007). *Technical Summary. In : Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.*
- Spencer, T., Schuerch, M., Nicholls, R. J., Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A. T., Reef, R., McFadden, L., & Brown, S. (2016). Global coastal wetland change under sea-level rise and

- related stresses : The DIVA Wetland Change Model. *Global and Planetary Change*, 139, 15-30. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.12.018>
- Stedmon, C. A., Markager, S., & Bro, R. (2003). Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine chemistry*, 82(3-4), 239-254.
- Stocker, T. (2014). *Climate change 2013 : The physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge university press.
- Strack, M., Keith, A. M., & Xu, B. (2014). Growing season carbon dioxide and methane exchange at a restored peatland on the Western Boreal Plain. *Ecological Engineering*, 64, 231-239.
- Strack, M., & Zuback, Y. C. A. (2013). Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration. *Biogeosciences*, 10(5), 2885-2896.
- Tallis, J. H. (1997). The southern Pennine experience : An overview of blanket mire degradation. In *Blanket Mire Degradation-Causes, Consequences and Challenges* (Vol. 1979, p. 7-15). The Macaulay Land Use Research Institute on behalf of the Mires Research
- Turetsky, M. R., Donahue, Wf., & Benscoter, B. W. (2011). Experimental drying intensifies burning and carbon losses in a northern peatland. *Nature Communications*, 2(1), 1-5.
- Turetsky, M., Wieder, K., Halsey, L., & Vitt, D. (2002). Current disturbance and the diminishing peatland carbon sink. *Geophysical research letters*, 29(11), 21-1.
- Turner, T. E., Billett, M. F., Baird, A. J., Chapman, P. J., Dinsmore, K. J., & Holden, J. (2016). Regional variation in the biogeochemical and physical characteristics of natural peatland pools. *Science of the Total Environment*, 545, 84-94.

- UNEP. (2022). *Global Peatlands Assessment : The State of the World's Peatlands—Evidence for Action toward the Conservation, Restoration, and Sustainable Management of Peatlands*. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/41222>.
- Van Breemen, N. (1995). How Sphagnum bogs down other plants. *Trends in ecology & evolution*, *10*(7), 270-275.
- Waddington, J. M., & McNeil, P. (2002). Peat oxidation in an abandoned cutover peatland. *Canadian Journal of Soil Science*, *82*(3), 279-286.
- Waddington, J. M., & Roulet, N. T. (2000). Carbon balance of a boreal patterned peatland. *Global Change Biology*, *6*(1), 87-97.
- Waddington, J. M., Strack, M., & Greenwood, M. J. (2010). Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands : Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *115*(G1).
- Waddington, J. M., Warner, K. D., & Kennedy, G. W. (2002a). Cutover peatlands : A persistent source of atmospheric CO₂. *Global biogeochemical cycles*, *16*(1), 1-7.
- Waddington, J. M., Warner, K. D., & Kennedy, G. W. (2002b). Cutover peatlands : A persistent source of atmospheric CO₂. *Global biogeochemical cycles*, *16*(1), 1-7.
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental science & technology*, *37*(20), 4702-4708.
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C. D., Murdiyarso, D., Page, S. E., Renou-Wilson, F., Rieley, J. O., Strack, M., & Tuittila, E. S. (2016). *Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils*.

- Wind-Mulder, H. L., Rochefort, L., & Vitt, D. H. (1996). Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological engineering*, 7(3), 161-181.
- Xu, J., Morris, P. J., Liu, J., & Holden, J. (2018). PEATMAP : Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *Catena*, 160, 134-140.
- Yu, Z. C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics : A review. *Biogeosciences*, 9(10), 4071-4085.
- Zhang, X., Flato, G., Kirchmeier-Young, M., Vincent, L., Wan, H., Wang, X., Rong, R., Fyfe, J., Li, G., & Kharin, V. V. (2019). « Les changements de température et de précipitations pour le Canada », chapitre 4 dans *Rapport sur le climat changeant du Canada*, E. Bush et D.S. Lemmen (éd.), gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, p. 113-193.
- Zimenko, T. G., & Misnik, A. G. (1970). Effect of groundwater level on ammonification and nitrification in peat-bog soils. *Mikrobiologiya*, 39, 522-526.

Annexe A. Summary of the statistical Tukey post-hoc, Natural vs created

Table.S1 Summary of the statistical table of the result of Tukey post-hoc tests comparing all natural pools variable with all created pools regardless of the year post-creation.

Pools Properties	Df	Sum Sq	mean Sq	F value	P
Depth (cm)	1	46272	46272	30.32	8.06e-07
<i>Residuals</i>	60	91575	1526		
Area (m ²)	1	2339211	2339211	6.396	0.0141
<i>Residuals</i>	60	21943558	365726		
Underlying peat (cm)	1	941474	941474	139	<2e-16
<i>Residuals</i>	60	406451	6774		
pH	1	10.08	10.076	51.54	1.24e-09
<i>Residuals</i>	60	11.73	0.195		
DOC (mg L ⁻¹)	1	31514	31514	19.91	3.64e-05
<i>Residuals</i>	60	94982	1583		
TN (mg L ⁻¹)	1	37.21	37.21	8.335	0.0054
<i>Residuals</i>	60	267.84	4.46		
TP (µg L ⁻¹)	1	16360	16360	12.87	0.000672
<i>Residuals</i>	60	76263	1271		
NH ₄ (µg L ⁻¹)	1	1714989	1714989	3.729	0.0582
<i>Residuals</i>	60	27595779	459930		
NO ₃ (µg L ⁻¹)	1	20292	20292	16.3	0.000156
<i>Residuals</i>	60	74701	1245		
PO ₄ (µg L ⁻¹)	1	1686	1685.9	10.35	0.00209
<i>Residuals</i>	60	9770	162.8		
SUVA (L mg C ⁻¹ m ⁻¹)	1	3.29	3.289	4.084	0.0478
<i>Residuals</i>	60	48.32	0.805		
CH ₄ (µg L ⁻¹)	1	5918	5918	0.658	0.42
<i>Residuals</i>	60	539578	8993		
CO ₂ (µg L ⁻¹)	1	2117030	2117030	0.834	0.365
<i>Residuals</i>	60	152359560	2539326		
N ₂ O (µg L ⁻¹)	1	704	703.7	4.644	0.0352
<i>Residuals</i>	60	9090	151.5		
Ca* (mg L ⁻¹)	1	27.28	27.285	28.95	1.29e-06
<i>Residuals</i>	60	56.56	0.943		
Mg* (mg L ⁻¹)	1	82.46	82.46	64.87	3.96e-11
<i>Residuals</i>	60	76.27	1.27		
K* (mg L ⁻¹)	1	23.52	23.517	18.94	5.33e-05
<i>Residuals</i>	60	74.51	1.242		
Na* (mg L ⁻¹)	1	3169	3169	45.15	7.53e-09
<i>Residuals</i>	60	4212	70		

Annexe B. Summary of the statistical Tukey post-hoc, Natural vs years post-creation

Table.S2 Summary of the statistical table of the result of Tukey post-hoc tests comparing all natural pools variable with all created pools according to the year post-creation.

Pools Properties	Df	Sum sq	mean Sq	F value	P
Depth (cm)	4	53607	13402	9.068	9.7e-06
Residuals	57	84240	1478		
Area (m ²)	4	2604756	651189	1.712	0.16
Residuals	57	21678013	380316		
Underlying peat (cm)	4	1263685	315921	213.8	<2e-16
Residuals	57	84240	1478		
pH	4	15.374	3.843	34.06	1.63e-14
Residuals	57	6.431	0.113		
DOC (mg L ⁻¹)	4	104656	26164	68.28	<2e-16
Residuals	57	21840	383		
TN (mg L ⁻¹)	4	264.05	66.01	91.8	<2e-16
Residuals	57	40.99	0.72		
TP (µg L ⁻¹)	4	23678	5920	4.894	0.00184
Residuals	57	68945	1210		
NH ₄ (µg L ⁻¹)	4	12668134	3167034	10.85	1.32e-06
Residuals	57	16642633	291976		
NO ₃ (µg L ⁻¹)	4	74767	18692	52.68	<2e-16
Residuals	57	20226	355		
PO ₄ (µg L ⁻¹)	4	3566	891.5	6.44	0.000239
Residuals	57	7890	138.4		
SUVA (L mg C ⁻¹ m ⁻¹)	4	7.19	1.7968	2.305	0.0692
Residuals	57	44.43	0.7794		
CH ₄ (µg L ⁻¹)	4	130946	32736	4.501	0.00314
Residuals	57	414550	7273		
CO ₂ (µg L ⁻¹)	4	22636124	5659031	2.447	0.0566
Residuals	57	131840465	2312991		
N ₂ O (µg L ⁻¹)	4	22636124	5659031	2.447	0.0566
Residuals	57	131840465	2312991		
Ca* (mg L ⁻¹)	4	65.25	16.313	50.02	<2e-16
Residuals	57	18.59	0.326		
Mg* (mg L ⁻¹)	4	143.46	35.87	133.9	<2e-16
Residuals	57	15.26	0.27		
K* (mg L ⁻¹)	4	67.26	16.82	31.15	9.34e-14
Residuals	57	30.77	0.54		
Na* (mg L ⁻¹)	4	6445	1611.3	98.2	<2e-16
Residuals	57	935	16.4		

Annexe C. PARAFAC modelling

Table.S3 Spectral characteristics of the three components validated by PARAFAC modeling, number of matches in *OpenFluor* (minimum similarity of 0.95).

Component	Maximum excitation (nm)	Maximum emission (nm)	Number of <i>OpenFluor</i> matches	Sources
C1	250	440	70	Terrestrially derived humic-like DOM with high molecular weight degraded from lignin
C2	250	516	49	Terrestrial humic-like DOM
C3	345	470	3	Terrestrial humic-like, high relative aromaticity and molecular weight
C4	270	326	63	Protein-like (mixture of tyrosine-type and tryptophane-type compounds), autochthonous DOM

Annexe E. (Figure. S2 – Supplement Information)

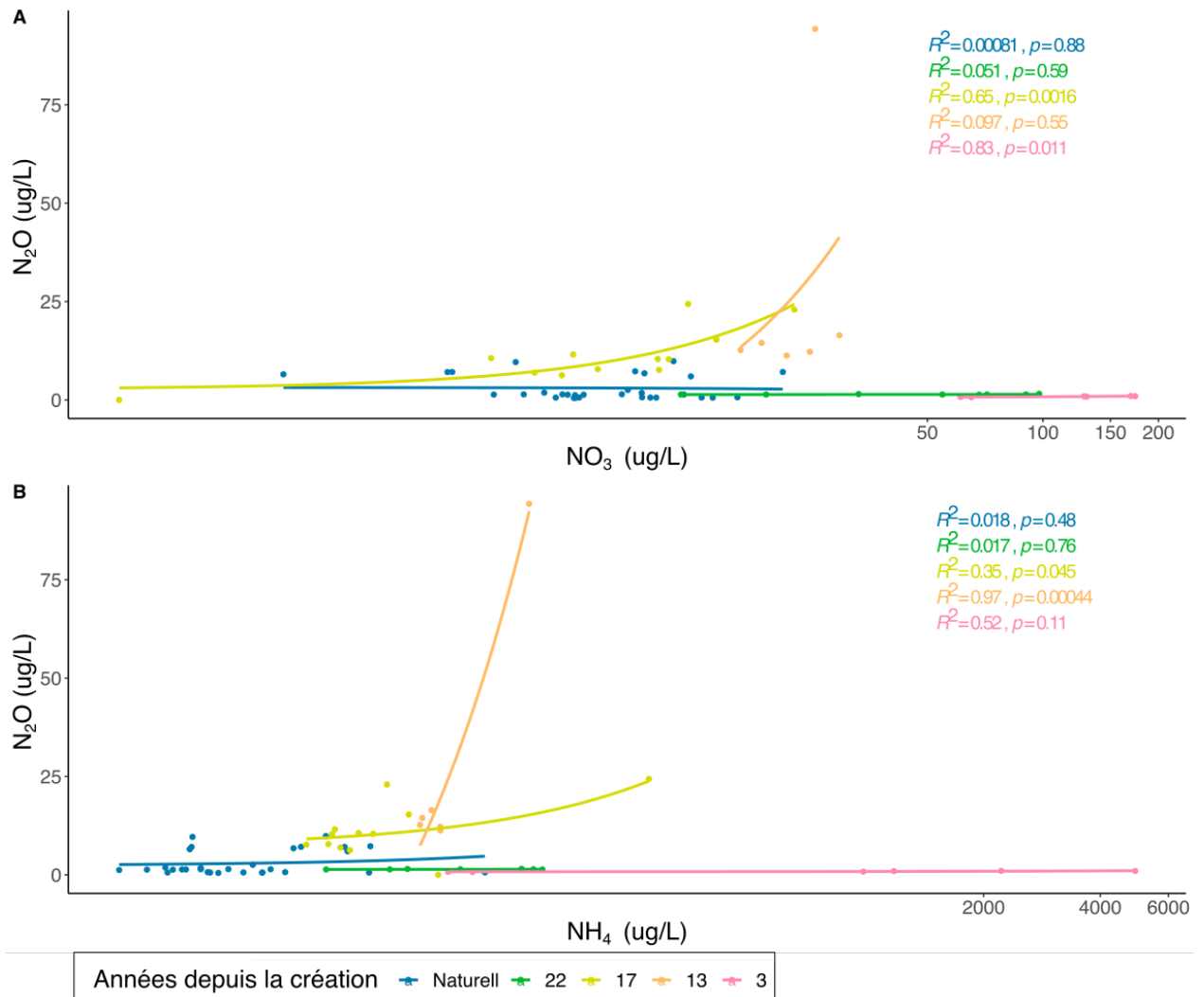


Figure.S2. Répartition de la concentration de NH_4 et NO_3 par rapport au N_2O dissouts. Les concentrations plus élevées en NH_4 et NO_3 entraînent une concentration plus élevée en N_2O .