

Impacts des activités minières d'amiante sur l'évolution du lac à la Truite d'Irlande, région de Thetford Mines (Québec, Canada) Impacts of asbestos mining activities on the evolution of Lac à la Truite d'Irlande, Thetford Mines region (Quebec, Canada)

Olivier Jacques & Reinhard Pienitz

To cite this article: Olivier Jacques & Reinhard Pienitz (2022): Impacts des activités minières d'amiante sur l'évolution du lac à la Truite d'Irlande, région de Thetford Mines (Québec, Canada) Impacts of asbestos mining activities on the evolution of Lac à la Truite d'Irlande, Thetford Mines region (Quebec, Canada), Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques, DOI: [10.1080/07011784.2021.2004930](https://doi.org/10.1080/07011784.2021.2004930)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/07011784.2021.2004930>



Published online: 13 Jan 2022.



Submit your article to this journal [↗](#)



View related articles [↗](#)





View Crossmark data [↗](#)



Impacts des activités minières d'amiante sur l'évolution du lac à la Truite d'Irlande, région de Thetford Mines (Québec, Canada)

Impacts of asbestos mining activities on the evolution of Lac à la Truite d'Irlande, Thetford Mines region (Quebec, Canada)

Olivier Jacques^{a,b}  et Reinhard Pienitz^{a,b,c} 

^aLaboratoire de paléocéologie aquatique (LPA), Département de géographie, Université Laval, Québec, QC, Canada; ^bCentre québécois de recherche sur l'eau (CentrEau), Université Laval, Québec, QC, Canada; ^cCentre d'études nordiques (CEN), Université Laval, Québec, QC, Canada

ABSTRACT

Lac à la Truite (Trout Lake) from the municipality of Irlande (southern Quebec, Canada) suffers from eutrophication and siltation. More than 100 years of mining activities in the Thetford Mines region (1877–2011 CE) and the accumulation of gigantic mining waste piles have often been blamed for these problems, but their real impacts have never been demonstrated. Paleolimnological analyses were undertaken on a sediment core collected in Lac à la Truite to provide insights into its long-term evolution since pre-mining times. Results indicate that its degradation was greatly enhanced by the drainage of upstream Lac Noir (Black Lake) from 1955 to 1959 CE for mining purposes. Radiometric dating (¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb, ¹⁴C) showed that this event caused a strong increase in sediment inputs, which afterwards remained high (0.6–1.3 cm yr⁻¹; 0.4–1.0 g cm⁻² yr⁻¹). Loss-on-ignition and spectrometry (ICP-AES/ICP-MS) analyses revealed that sediments deposited since 1960 CE mostly originate from the mining waste piles as they are organic-poor and highly enriched in metals associated with asbestos tailings (magnesium, chromium, nickel). During the drainage of Lac Noir, the emergence of diatom taxa typical of nutrient-rich waters in the sedimentary assemblages (e.g., *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclostephanos invisitatus*) and the concomitant shift of biochemical proxies (C/N, δ¹³C) indicate that the disappearance of this water body has also caused the rapid eutrophication of Lac à la Truite by facilitating municipal wastewater inputs. Moreover, the pH and conductivity of the lake water are now considerably higher than during pre-mining times. Pollution generated by the mining waste piles and wastewater must be rapidly controlled to ensure the sustainability of Lac à la Truite.

RÉSUMÉ

Le lac à la Truite de la municipalité d'Irlande (sud du Québec, Canada) souffre d'eutrophisation et d'ensablement. Les activités d'extraction d'amiante menées pendant plus de 100 ans dans la région de Thetford Mines (1877–2011 EC) et les gigantesques halles minières entassées sur son territoire ont souvent été blâmées pour ces problèmes, mais leurs impacts réels n'ont jamais été démontrés. Des analyses paléolimnologiques ont été entreprises sur une carotte de sédiments extraite du lac à la Truite afin d'étudier son évolution depuis l'époque préminière. Les résultats indiquent que sa dégradation a été grandement stimulée par la vidange du lac Noir qui a été menée en amont de 1955 à 1959 EC à des fins d'exploitation minière. Des datations radiométriques (¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb, ¹⁴C) ont démontré que cet événement a causé une forte augmentation des apports sédimentaires au lac à la Truite qui sont ensuite demeurés élevés (0,6–1,3 cm an⁻¹; 0,4–1,0 g cm⁻² an⁻¹). Des analyses par perte-au-feu et spectrométrie (ICP-AES/ICP-MS) ont révélé que les sédiments déposés depuis 1960 EC proviennent majoritairement des halles minières puisqu'ils sont pauvres en matière organique et fortement enrichis en métaux associés aux résidus amiantés (magnésium, chrome, nickel). Durant la vidange du lac Noir, l'émergence de taxons de diatomées typiques des eaux enrichies en nutriments dans les assemblages sédimentaires (e.g., *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclostephanos invisitatus*) et certains changements concomitants au sein d'indicateurs biochimiques (C/N, δ¹³C) indiquent que la disparition de ce plan d'eau a également mené à l'eutrophisation rapide du lac à la Truite en facilitant l'arrivée d'eaux usées municipales. De plus, le pH et la conductivité des eaux du lac sont aujourd'hui considérablement plus élevés qu'à l'époque préminière. La pollution engendrée par les halles minières et les eaux usées doit être rapidement contrôlée afin d'assurer la pérennité du lac à la Truite.

ARTICLE HISTORY



Received 23 December 2020
Accepted 18 October 2021

MOTS-CLÉS

Diatomées, ensablement, eutrophisation, géochimie, paléolimnologie, résidus miniers

KEYWORDS

Diatoms, eutrophication, geochemistry, mining wastes, paleolimnology, siltation

CONTACT Olivier Jacques  olivier.jacques.7@ulaval.ca  Laboratoire de paléocéologie aquatique (LPA), Université Laval, Québec, QC, Canada.

 Supplemental data for this article can be accessed online at <http://dx.doi.org/10.1080/07011784.2021.2004930>

© 2022 Canadian Water Resources Association

Introduction

Située dans le sud du Québec (Canada), la rivière Bécancour sillonne la ville de Thetford Mines et ses anciens sites miniers situés en tête du bassin versant (Figure 1). Elle s'élargit ensuite quelques kilomètres en aval afin de former le lac à la Truite situé dans la municipalité d'Irlande. Cette partie du bassin de la rivière Bécancour (Haute-Bécancour) a évolué sous l'influence de plus de 100 ans d'exploitation de l'amiante chrysotile (1877–2011 EC). Or, le lac à la Truite présente aujourd'hui des eaux de très mauvaise qualité alors qu'il se trouve à un stade avancé d'eutrophisation (GROBEC 2021; Tableau S1), en plus de souffrir d'un important ensablement (Miquelon 2018). Cette situation inquiète beaucoup les résidents qui vivent en bordure du lac et qui y pratiquent des activités de plaisance.

Malgré l'arrêt des activités minières en 2011 EC, 489,000,000 t de résidus miniers amiantés (i.e. résidus d'usinage concassés/broyés) et 539,000,000 t de stériles (mort-terrain) issus de l'exploitation de l'amiante demeurent entassés sur le territoire de la Haute-Bécancour sous forme de haldes géantes pouvant atteindre 100 m de hauteur et couvrant au total plus

de 15 km² (Figure 1; Beaudoin et al. 2008; GROBEC 2015a). Certains de ces amoncellements sont situés directement en bordure de la rivière Bécancour. Selon la population locale, leur érosion serait actuellement la principale source d'ensablement du lac à la Truite (Le regroupement des 4 lacs 2015). Par ailleurs, la vidange du lac Noir survenue durant l'époque minière aurait causé la déposition d'une grande quantité de matériel sédimentaire au fond du lac. D'une superficie de 2,3 km² (Piette 1953), le lac Noir était anciennement situé à la sortie de Thetford Mines et était alimenté par la rivière Bécancour, ~15 km en amont du lac à la Truite (Figure 1). De 1955 à 1959 EC, il a été simultanément drainé et excavé dans le but de créer la mine Lac d'Amiante (Figure S1). Au cours des travaux, la rivière Bécancour a été détournée sur 2 km et plus de 22,000,000 m³ de boues ont été aspirés du lac Noir et évacués dans des bassins de sédimentation et aires de stockage disposés le long du cours d'eau (Fortier 1983). Préalablement en 1954 EC, un barrage a été construit ~1 km en amont du lac à la Truite, menant à l'agrandissement d'un plan d'eau déjà présent appelé Étang Stater. Le barrage et l'étang devaient remplacer l'effet de régulation hydrologique

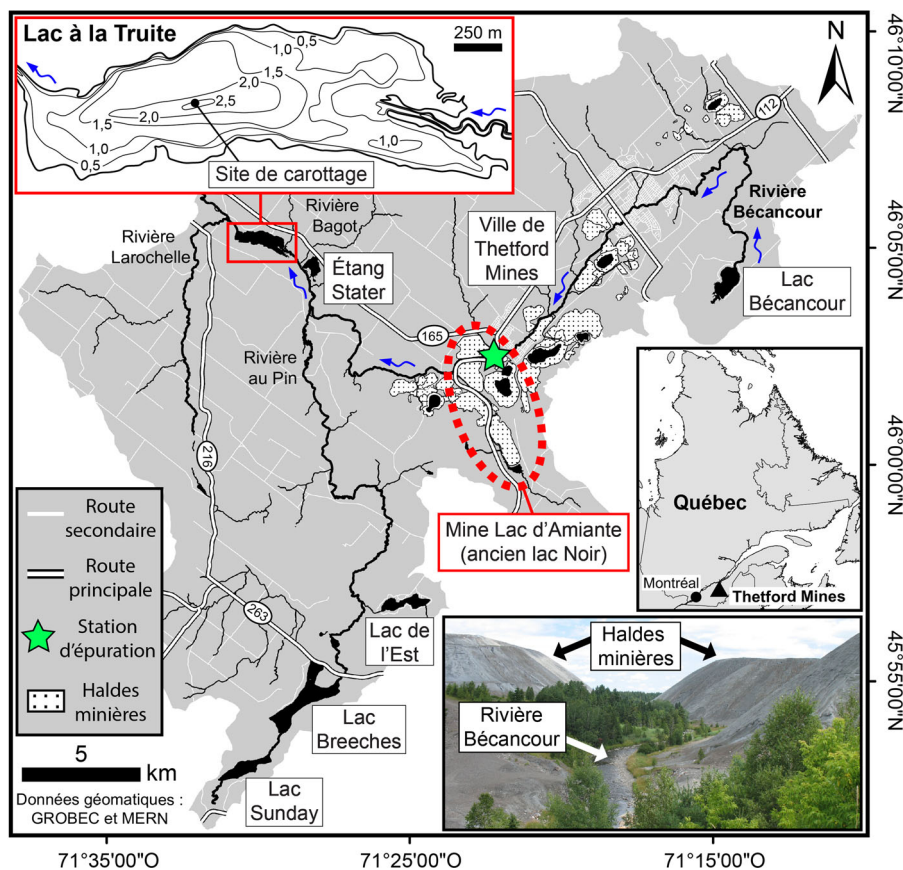


Figure 1. Cartes du bassin versant du lac à la Truite et de sa bathymétrie (en mètres; modifiée de Chum 2015). La photographie illustre un exemple d'une portion de la rivière Bécancour bordée par les haldes minières (secteur des mines British Canadian 1 & 2).

du lac Noir et empêcher les boues excavées et les résidus miniers d'atteindre le lac à la Truite durant la vidange et les années à venir (Piette 1953; Cloutier 1965). Basé sur des témoignages oraux, ils n'auraient jamais été efficaces et le lac aurait subi un remplissage d'environ 5 à 7 m de sédiments de 1954 à 1963 EC, ainsi qu'une forte détérioration subséquente de la qualité de l'eau (Le regroupement des 4 lacs 2015).

L'impact important des haldes minières et de la vidange du lac Noir sur le lac à la Truite a cependant été remis en doute à plusieurs reprises dans le passé (e.g., Cloutier 1965). Notamment, au fil du temps, les résidus miniers interagissent avec le carbone atmosphérique et cimentent en surface (carbonatation), formant ainsi une croûte résistante (Beaudoin et al. 2008, 2017). Par conséquent, certains ont affirmé que leur érosion et transport vers la rivière Bécancour était vraisemblablement minime, en particulier depuis le ralentissement et la fin des activités minières (Bérubé 1991; Arbour 1994). Par ailleurs, aucune carte bathymétrique du lac n'existait avant 1963 EC. Les données de profondeur du lac à la Truite avant la vidange du lac Noir ne sont donc pas précisément connues et les témoignages faisant état de plusieurs mètres d'ensablement ne peuvent pas être corroborés.

La présente étude vise à déterminer l'impact réel des activités minières historiquement menées dans la région de Thetford Mines sur le lac à la Truite à l'aide d'évidences scientifiques. Pour ce faire, une carotte de sédiments prélevée dans le lac est analysée selon les principes de la paléolimnologie qui permet de reconstituer en détail l'évolution limnologique et sédimentologique des écosystèmes lacustres (Pienitz et Vincent 2003). Plusieurs paramètres sédimentaires sont étudiés, notamment l'âge, la taille des grains, les assemblages fossiles de diatomées (algues microscopiques) et la concentration en matière organique, carbone, azote, isotopes et métaux des couches stratigraphiques. Ce travail de recherche fournit des données et renseignements essentiels aux efforts de préservation et de restauration du lac à la Truite. Il contribue également à une meilleure connaissance des impacts des activités minières d'amiante et de leurs résidus sur les écosystèmes aquatiques, lesquels sont largement méconnus (BAPE 2020).

Site d'étude

Le lac à la Truite (46°05'04"N; 71°30'15"O) est situé à une élévation de ~190 m au-dessus du niveau de la mer dans la région de Chaudière-Appalaches. Il est de forme allongée avec une longueur de ~2,4 km, une largeur

maximale de ~0,6 km et une profondeur maximale de ~2,5 m (Chum 2015; Figure 1). Lors de l'été 2017, l'eau présentait un pH alcalin (8,3–8,4) et une conductivité moyenne (297–337 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Au cours des dernières années (2017–2020 EC), des concentrations élevées en phosphore total (PT; 44–106 $\mu\text{g}/\text{L}$) et en chlorophylle a (2,7–18,4 $\mu\text{g}/\text{L}$) et une faible transparence de la colonne d'eau (Secchi; 0,3–1,5 m) ont également été mesurées en période estivale (juin–septembre; Tableau S1). Une des principales sources de nutriments dans le bassin versant provient des eaux usées du réseau d'égouts de la ville de Thetford Mines qui sont rejetées ~15 km en amont du lac à la Truite. Ces eaux sont purifiées depuis 1986 EC par une station d'épuration qui applique un traitement tertiaire de déphosphatation. Une quarantaine de résidences saisonnières et permanentes sont présentement situées en bordure du lac. Plusieurs terrains à vocation agricole, principalement centrée sur l'élevage animal, sont également présents sur ses pourtours et dans le milieu environnant.

La colonisation moderne (européenne et américaine) du bassin versant a été initiée au début du XIX^e siècle (Barry 1999). Plusieurs colons se sont rapidement établis à proximité et en bordure du lac à la Truite à partir de 1807 EC (Barry 1999). Le peuplement de la région a été grandement favorisé par le début des exploitations minières d'amiante en 1877 EC (Fortier 1983). Plusieurs mines dispersées sur le territoire ont rapidement été créées, principalement en amont de l'ancien lac Noir. La production régionale d'amiante a connu une hausse fulgurante après 1945 EC (Fortier 1983; MER 1986), puis a drastiquement chuté à partir de 1980 EC. Les sites miniers ont graduellement cessé leurs activités jusqu'à l'arrêt complet des exploitations en 2011 EC. Bien qu'elles aient produit beaucoup de déchets solides, les mines d'amiante n'émettaient que très peu de rejets liquides dans l'environnement, à l'exception des eaux s'accumulant naturellement au fond des puits miniers et qui ont été pompées afin de les maintenir à sec (i.e. eaux d'exhaure; MDDEFP 2013). Dans le passé, quelques mines de chromite ont également été sporadiquement en exploitation de part et d'autre du lac Noir entre 1894 et 1944 EC (Fortier 1983; Gaudard 1993). La population de Thetford Mines et de ses principales agglomérations (aujourd'hui fusionnées) a atteint un sommet de 37 708 habitants en 1981 EC, puis a progressivement diminué jusqu'à atteindre un nombre de 25 403 habitants en 2016 EC (Figure S2).

Le bassin versant du lac à la Truite repose sur différentes formations géologiques et la lithologie dominante est donc variable par endroits. Elle inclut

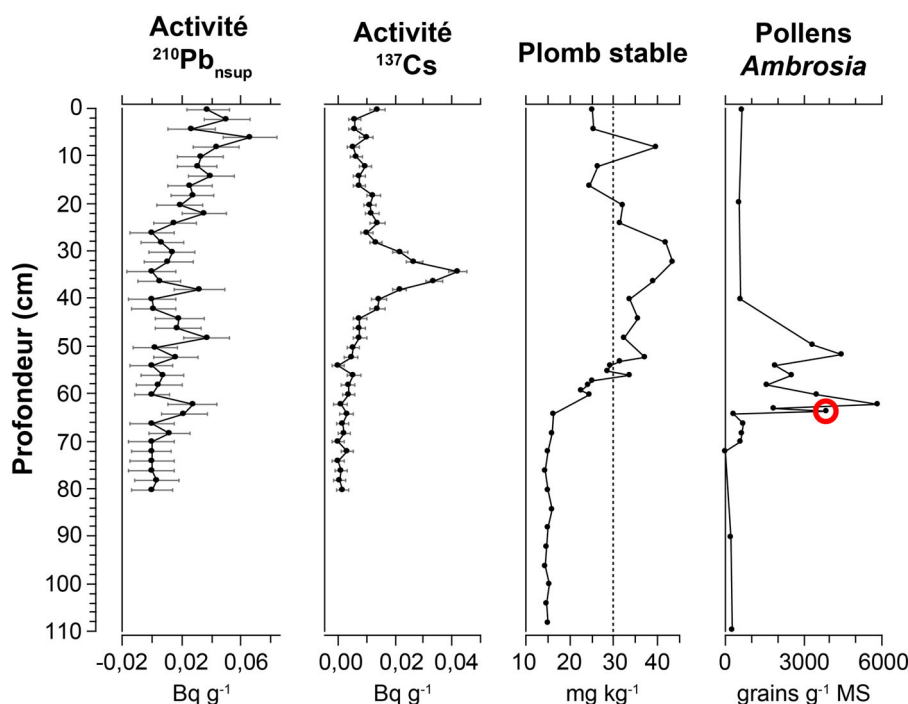


Figure 2. Profils de variation stratigraphique des principaux indicateurs utilisés afin de dater la portion récente (~ 0 – 200 ans) de la carotte de sédiments du lac à la Truite : plomb 210 non supporté ($^{210}\text{Pb}_{\text{nsup}}$; Bq g^{-1}), césium 137 (^{137}Cs ; Bq g^{-1}), plomb stable (mg kg^{-1}) et pollen d'*Ambrosia* (grains par gramme de matière sèche; g^{-1} MS). Note : la ligne pointillée verticale sur le graphique du plomb stable représente le double de la concentration moyenne de fond dont le premier point d'intersection (du bas vers le haut) avec la courbe a été relié à l'âge 1886 ± 30 EC. Le point d'augmentation encerclé sur le graphique des grains d'*Ambrosia* désigne le niveau stratigraphique qui a été associé à l'âge 1825 ± 15 EC.

principalement de la serpentinite et différents types de schistes, phyllades, grès et péridotites (MERN 2020). La roche mère est généralement recouverte d'une mince couche de till et de dépôt meubles d'origine alluviale, glaciolacustre et fluvioglaciaire (Chauvin 1979; Godbout 2013). Les normales climatiques canadiennes de la période 1981–2010 EC indiquent une température annuelle moyenne de $4,4^\circ\text{C}$ et une quantité totale annuelle moyenne de précipitations s'élevant à 1228 mm (pluie : 940 mm; neige : 289 cm) à la station météorologique de Saint-Ferdinand ($\sim 6,5$ km; ECCC 2020). Le lac à la Truite est couvert de glace approximativement de la fin novembre à la mi-avril. La végétation environnante est caractérisée par la présence de plusieurs espèces boréales (e.g., sapins, mélèzes) et par la dominance de l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*; MRNFP 2003).

Méthodologie

Collecte sur le terrain et sous-échantillonnage

La carotte de sédiments ($L = 110$ cm) a été prélevée le 7 juin 2017 à 2,1 m de profondeur au centre du lac à la Truite (Figure 1). Un carottier à percussion de type Aquatic Research muni d'un tube de plastique (diam.

interne = 6,5 cm) a été utilisé. L'interface eau-sédiment de la carotte a été stabilisée à l'aide de polyacrylate de sodium (Tomkins et al. 2008).

La carotte de sédiments a été coupée longitudinalement en deux parties en utilisant une scie de type Dremel et un fil de pêche. Une première moitié a été conservée intacte afin d'être soumise à des analyses de tomographie, microfluorescence X (μ -XRF) et susceptibilité magnétique (SM). L'autre moitié a été coupée en tranches transversales de 0,5 cm qui ont été lyophilisées pendant ~ 48 h, puis utilisées pour les autres analyses.

Datations et chronologie

Afin d'établir la chronologie de la portion plus récente des sédiments, l'activité en plomb 210 total ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$), en radium 226 (^{226}Ra) et en césium 137 (^{137}Cs) de sous-échantillons secs (1,0 g) prélevés à 2 cm d'intervalle (0–80,5 cm) a été mesurée à l'aide d'un détecteur High-Purity Germanium (HPGe) au Centre Eau-Terre-Environnement de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS; Québec, Canada). La profondeur de 34,25 cm était marquée par un important pic en ^{137}Cs pouvant être associé au maximum des tests d'armement nucléaire de 1963 EC (Appleby 2001; Figure 2). L'activité en ^{210}Pb non

supporté ($^{210}\text{Pb}_{\text{nsup}}$; i.e. $\text{Pb}_{\text{tot}} - ^{226}\text{Ra}$) était très faible et variable sous ce niveau (Figure 2). Par conséquent, seule la portion de 0 à 34,25 cm a pu être datée en utilisant les équations d'Appleby (2001) pour l'établissement de modèles chronologiques composites (e.g., Garrison et Fitzgerald 2005; Du et Walling 2012). La surface de la carotte ($x_1 : 0$ cm; $t_1 : 0$ an) et le pic en ^{137}Cs ($x_2 : 34,25$ cm; $t_2 : 54$ ans) ont été utilisés afin d'ancrer la chronologie. Le flux moyen (P) de $^{210}\text{Pb}_{\text{nsup}}$ durant la période temporelle associée à cette section (0–34,25 cm) a été calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$P = \frac{\lambda \Delta A}{e^{-\lambda t_1} - e^{-\lambda t_2}} \quad (1)$$

où λ est la constante de désintégration radioactive du ^{210}Pb ($0,03114 \text{ an}^{-1}$) et ΔA est la différence d'inventaire en $^{210}\text{Pb}_{\text{nsup}}$ entre x_1 et x_2 . En assumant un flux constant, la date de chaque échantillon de profondeur x de cette section a été calculée à l'aide des principes du modèle de Constant Rate of Supply (CRS) en résolvant l'équation suivante :

$$\frac{P}{\lambda} e^{-\lambda t} = \frac{P}{\lambda} e^{-\lambda t_1} + \Delta A(x_1, x) \quad (2)$$

où $\Delta A(x_1, x)$ est la différence d'inventaire entre x_1 et x .

Un repère chronologique supplémentaire pour la portion plus récente des sédiments a été obtenu en analysant leur concentration en plomb (Pb) stable par spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif (ICP-AES) et spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS; voir méthodologie plus loin). La teneur en Pb stable des sédiments des lacs nord-américains a grandement augmenté depuis la révolution industrielle (~1850 EC; e.g., Dunnington et al. 2020). Blais et al. (1995) ont identifié qu'elle a atteint le double des concentrations naturelles vers 1886 EC dans les lacs du sud du Québec (écart-type : 30 ans; intervalle de confiance à 95% : ± 15 ans). Suivant leur approche, cette date a été attribuée au premier niveau stratigraphique (du bas vers le haut) de la carotte dont la concentration en Pb stable égalait le double de la moyenne des valeurs de fond (Figure 2).

La concentration en pollen d'*Ambrosia* (herbe à poux) des sédiments a aussi été analysée. La colonisation européenne et l'initiation de l'agriculture moderne en Amérique du Nord ont engendré une augmentation importante de l'abondance de ce type de pollen qui peut être utilisée comme repère chronologique et culturel important dans la stratigraphie sédimentaire des lacs (McAndrews 1988). Les analyses

polliniques ont été réalisées au Laboratoire de paléocécologie de l'Université de Montréal. Plusieurs sous-échantillons secs (~0,5 g) de niveaux stratigraphiques sélectionnés ont été traités en compagnie d'une solution de pollen d'*Eucalyptus* de concentration fixe selon Faegri et Iversen (1989). Les grains de pollen d'*Ambrosia* présents dans les sédiments ont été dénombrés le long de transects aléatoires sur des lames de microscopie jusqu'à ce que ≥ 150 grains de pollen d'*Eucalyptus* aient parallèlement été recensés. Dans le sud du Québec, le point d'origine de l'augmentation en pollen d'*Ambrosia* associée à la colonisation moderne varie en fonction de l'histoire régionale (Muller et Richard 2001; Lafontaine-Boyer et Gajewski 2014; O'Neill Sanger et al. 2021). La colonisation et l'initiation de l'agriculture dans la région ceinturant le lac à la Truite (rayon de ~50 km) se sont principalement déroulées entre 1810 et 1840 EC (Marcoux-Dubois et Fréchette-Laframboise 1984; Barry 1999). Par conséquent, l'âge du premier point marqué d'augmentation (du bas vers le haut) de la concentration d'*Ambrosia* dans la carotte a été estimé à 1825 EC selon une erreur-type de ± 15 ans (Figure 2).

Des datations au carbone 14 (^{14}C) ont également été réalisées sur des sous-échantillons de sédiments secs (1,0 g), de débris végétaux et de morceaux de bois prélevés à différents niveaux stratigraphiques (Tableau 1). Lorsque la quantité était suffisante, les échantillons ont été prétraités à l'aide d'acide chlorhydrique (HCl) et d'hydroxyde de sodium (NaOH) au Laboratoire de radiochronologie du Centre d'études nordiques (Université Laval, UL; Québec). Ils ont ensuite été transformés en dioxyde de carbone (CO_2) avant d'être transférés vers le Keck Carbon Cycle AMS Facility (University of California; Irvine, É.-U.) afin d'être datés par spectrométrie de masse par accélérateur (AMS). Les âges radiocarbone ont été corrigés pour le fractionnement isotopique.

Les points chronologiques identifiés à l'aide des méthodes de datation au ^{210}Pb , ^{137}Cs , ^{14}C et des montées en Pb stable et en pollen d'*Ambrosia* ont été utilisés afin d'établir un modèle d'âge bayésien à l'aide du progiciel Bacon version 2.5.6 de R (Blaauw et Christen 2011; Blaauw et al. 2021). Les âges ^{14}C ont été calibrés grâce à l'ensemble Intcal20 (Reimer et al. 2020) et, au besoin, de la courbe de calibration post-bombardements NHZ1. Parmi tous les échantillons qui ont été datés au ^{14}C (Tableau 1), seul l'âge des morceaux de bois a été retenu pour tracer la courbe âge-profondeur. Les sédiments bruts présentaient des âges beaucoup plus anciens qui ont été considérés

Tableau 1. Liste des échantillons datés au ^{14}C par AMS dans la carotte de sédiments du lac à la Truite.

Profondeur (cm)	Type de matériel	Numéro de laboratoire	$\delta^{13}\text{C}$	Âge radiocarbone conventionnel (année ^{14}C AP)	Intervalle d'âge calibré ($2\sigma = 95\%$; année cal. EC)
41,5–42,0	Bois	ULA-8403	–29,6	Moderne (<0)	1956–1957
51,5–52,0	Sédiments bruts	ULA-8396	–28,2	1565 ± 15	434–560
59,5–60,0	Débris végétaux	ULA-8389	—	480 ± 15	1422–1445
70,5–71,0	Bois	ULA-8388	–26,7	230 ± 15	1645–1950
70,5–71,0	Sédiments bruts	ULA-8804	–27,8	1140 ± 15	777–976
75,0–75,5	Sédiments bruts	ULA-8397	–28,1	1130 ± 15	887–977
80,0–80,5	Sédiments bruts	ULA-8398	–28,0	1250 ± 15	681–825
85,0–85,5	Sédiments bruts	ULA-8399	–27,9	1225 ± 15	707–878
90,0–90,5	Sédiments bruts	ULA-8400	–28,2	1380 ± 15	643–665
95,0–95,5	Sédiments bruts	ULA-8401	–27,3	1625 ± 15	412–534
102,0–102,5	Bois	ULA-7969	–25,6	965 ± 15	1030–1153
102,0–102,5	Sédiments bruts	ULA-8805	–28,1	2085 ± 20	163–44 (AEC)
105,5–106,0	Sédiments bruts	ULA-8402	–28,2	1915 ± 15	70–203
109,5–110,0	Sédiments bruts	ULA-7773	–28,3	1700 ± 15	261–408

moins fiables puisque la datation de ce type de matériel offre souvent des résultats erronés (Björck et Wohlfarth 2001). L'âge de débris végétaux retrouvés au niveau de 59,75 cm a également été écarté puisqu'il était plus ancien que la date reliée à la montée en pollen d'*Ambrosia* située un peu plus en profondeur. Une erreur-type de ± 1 an a été attribuée aux dates associées à la surface de la carotte (2017 EC) et au pic en ^{137}Cs (1963 EC). Une distribution d'erreur à longues queues a été assignée aux dates ^{14}C en utilisant les paramètres par défaut de la distribution t de Student (t.a = 3, t.b = 4), tandis qu'une distribution à courtes queues a été attribuée aux autres dates (t.a = 33, t.b = 34). La chronologie a été établie à partir de sections de 1 cm (thick = 1). Une barrière (« boundary ») permettant de réinitialiser la mémoire du modèle a été positionnée à 48 cm de profondeur puisque ce niveau délimitait des changements stratigraphiques très importants et abruptes dans la carotte. Les valeurs préalables des paramètres α (forme) et β (taux moyens) des courbes de distribution des temps de sédimentation (an cm^{-1}) ont été fixées/estimées en fonction de l'examen préliminaire des données chronologiques et des moyennes calculées par Goring et al. (2012) pour les tranches de sédiments lacustres de 0 à 1000 an cal AP (tout en conservant $\beta > 1$; i.e. forme non exponentielle). Les valeurs préalables des paramètres de mémoire ont été ajustées d'après Blaauw et Christen (2011) afin de permettre une grande variabilité au sein des temps de sédimentation (mem.strength = 20, mem.mean = 0.1).

Les âges de probabilité moyenne et les valeurs maximales d'erreur asymétrique (95 %) associés aux différentes profondeurs ont été extraites du modèle chronologique et utilisés pour l'analyse des données. Les taux d'accumulation linéaire (TAL; cm an^{-1}) historiques des sédiments ont été estimés à partir des temps de sédimentation moyens calculés *a posteriori*

par Bacon pour chaque section de 1 cm. Les taux d'accumulation massique (TAM; $\text{g cm}^{-2} \text{an}^{-1}$), qui permettent de soustraire l'effet de compaction des sédiments, ont également été déterminés en divisant la masse sèche (g cm^{-2}) de chaque section de 1 cm par le nombre correspondant d'années.

Tomodensitométrie

L'analyse tomodensitométrie de la moitié intacte de la carotte a été réalisée à l'aide de l'appareil Siemens SOMATOM Definition AS de l'INRS. Cette technique permet de mettre davantage en évidence certaines structures sédimentaires et d'illustrer avec une haute résolution les variations de densité dans les sédiments (Fortin et al. 2013). Les tons de gris plus pâles ou plus foncés sur les images obtenues reflètent respectivement des densités plus élevées ou plus faibles. Les valeurs de tons exprimées sous forme d'échelle de gris indicatrice de l'intensité lumineuse (noir : plus faible; blanc : plus forte) ont été extraites le long d'une ligne centrale tirée d'un plan longitudinal de la carotte (résolution : 0,6 mm). Le traitement des données a été réalisé à l'aide du logiciel Fiji de ImageJ (Schindelin et al. 2012).

Susceptibilité magnétique

La SM à la surface de la moitié intacte de la carotte a été mesurée à l'aide d'un appareil à main Bartington MS3 muni d'une sonde MS2E et du logiciel Bartsoft version 4.2.1.1. À chaque cm d'intervalle, quatre mesures ont été réalisées et une moyenne a été calculée.

Matière organique

Le contenu en matière organique de tous les tranches de 0,5 cm de sédiments a été estimé par perte-au-feu

(PAF) à partir de sous-échantillons de 0,3 g dépourvus d'humidité. La température (550 °C) et le temps de combustion (4 h) ont été choisis en fonction des recommandations de Heiri, Lotter et Lemcke (2001).

Granulométrie

La taille moyenne des grains (TMG) de sédiments a été mesurée à partir des résidus de la PAF (1 cm d'intervalle). Les analyses ont été réalisées au Laboratoire de géomorphologie et de sédimentologie (LGS) de l'UL à l'aide d'un granulomètre au laser Horiba. La défloculation des grains a préalablement été assurée à l'aide d'une solution d'hexametaphosphate de sodium (5,5 %) et, au besoin, d'un traitement supplémentaire aux ultrasons (30–60 s). Les données ont été analysées selon la méthode de « Folk and Ward » dans GRADISTAT version 8.0 (Blott 2010).

Carbone et azote

Le contenu total en carbone (% C) et en azote (% N), le rapport atomique carbone/azote (C/N) et les rapports isotopiques $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ et $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ des sédiments ont été évalués à partir de sous-échantillons secs de 8–10 mg (1 cm d'intervalle). Les analyses ont été réalisées au Laboratoire d'écophysologie nutritive et photosynthétique du phytoplancton marin de l'UL à l'aide d'un analyseur élémentaire ECS 4010 couplé à un spectromètre de masse à rapport isotopique (IRMS) Delta V avantage. La combustion des sédiments à une température pouvant localement atteindre ~1800 °C a été favorisée par l'utilisation de cônes d'étain. Deux standards de laboratoire (USGS40 et USGS41; Qi et al. 2003) ont été analysés à chaque tranche de 12 échantillons afin de corriger la dérive de l'instrument au besoin. Les rapports d'isotopes stables ont été exprimés à l'aide de la notation δ ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) en tant que déviation par partie par milliers (‰) des standards internationaux Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB; carbone) et AIR (azote). Des tests préalables réalisés à l'aide de HCl ont démontré que les échantillons ne contenaient aucune trace apparente de carbone inorganique (carbonates).

Géochimie

Les analyses par ICP-AES (éléments majeurs) et ICP-MS (éléments traces) ont été réalisées à l'INRS sur des sous-échantillons secs de 0,5 g (4 cm d'intervalle). Une méthode de digestion totale à base d'acide nitrique (HNO_3), d'acide perchlorique (HClO_4), d'acide

fluorhydrique (HF) et de HCl a été employée afin de permettre la mise en solution complète des sédiments. Puis, leur contenu géochimique a été examiné à l'aide de spectromètres Agilent 5110 SVDV et Thermo Scientific X Series II. La validité des analyses a été vérifiée à l'aide de deux duplicatas et des standards de laboratoire #8704 (sédiments de la rivière Buffalo) du National Institute of Standards and Technology (NIST; U.S. Department of Commerce) et LKSD-2 et LKSD-4 (sédiments de lacs) de Ressources naturelles Canada (RNCAN). Pour ces échantillons, les concentrations mesurées différaient de moins de 15 % des valeurs attendues.

Les analyses par μ -XRF de la moitié intacte de la carotte ont permis l'acquisition de données géochimiques complémentaires à haute résolution. Elles ont été menées à l'INRS à l'aide d'un appareil ITRAX Core Scanner (Croudace, Rindby et Rothwell 2006). Un premier scan a été effectué à des intervalles fins (1–2 mm; exposition : 15–20 s) en utilisant une anode au molybdène. Une meilleure détection de certains éléments légers et quelques données supplémentaires ont été obtenues en réalisant un deuxième scan à l'aide d'une anode au chrome (5 mm; 20 s). Les résultats des analyses (concentrations semi-quantitatives) ont été normalisés par le nombre total de kilocounts par secondes (kcps) de photons X secondaires émis par chaque tranche de sédiments suivant la stimulation par le rayonnement de l'ITRAX.

En tout, des données de concentration ont été acquises pour 26 éléments chimiques : aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), lithium (Li), magnésium (Mg), manganèse (Mn), nickel (Ni), phosphore (P), plomb (Pb), potassium (K), rubidium (Rb), scandium (Sc), silicium (Si), sodium (Na), soufre (S), strontium (Sr), titane (Ti), vanadium (V), zinc (Zn) et zirconium (Zr). Les résultats obtenus par μ -XRF pour certains de ces éléments (Mg, Pb, Li, Sc, Co, As, Pb, Na, Cd) et neuf autres supplémentaires (brome, césium, chlore, gallium, lanthane, molybdène, néodyme, tantale, yttrium) n'ont pas été considérés en raison de leur mauvaise détection par l'appareil ITRAX.

Diatomées

Les assemblages de diatomées des sédiments ont été analysés à partir de sous-échantillons secs de 50 mg (2 cm d'intervalle) traités de manière standard (e.g., Jacques, Pienitz et Ibrahim 2020). Les résidus ont été montés sur des lames à l'aide de la résine Naphrax en

compagnie d'une solution de microsphères synthétiques de concentration connue. Pour chaque échantillon, au moins 400 valves ont été recensées le long de transects aléatoires à l'aide d'un microscope optique Leica DMRB. Les identifications taxonomiques ont été principalement basées sur les ouvrages de Lavoie et al. (2008) et Spaulding et al. (2019). Les données d'abondance relative transformées par racine carrée des taxons avec $\geq 1\%$ dans ≥ 1 échantillon ont été utilisées afin de délimiter des zones biostratigraphiques à l'aide d'une analyse CONISS (Grimm 1987). Le nombre de zones significatives a été validé à l'aide du modèle « broken-stick » (Bennett 1996). Les calculs ont été réalisés à l'aide du progiciel rioja version 0.9-21 de R (Juggins 2017).

Le nombre de microsphères parallèlement recensées durant les analyses microscopiques a été utilisé afin de calculer la concentration totale des valves de diatomées dans chaque échantillon et de reconstituer l'évolution de leur taux d'accumulation dans les sédiments.

Reconstitution du phosphore total et du pH

Les concentrations historiques de PT dans l'eau du lac à la Truite ont été inférées l'aide du modèle « classic WA » développé par Tremblay, Pienitz et Legendre (2014) à partir des taxons de diatomées présentant une occurrence ≥ 4 dans les lacs du Québec méridional. Le modèle « WA_{inv} » développé par Köster, Racca et Pienitz (2004) à partir des données diatomifères de lacs du Nord-Est des États-Unis (Dixit et al. 1999) a été utilisé afin de reconstituer les valeurs de pH. Le choix des modèles a été déterminé en fonction de leur niveau de performance et de la provenance des ensembles de données de calibration (i.e. contexte géographique/géologique similaire au bassin versant du lac à la Truite). Les fonctions de transfert ont été appliquées sur les données d'abondance relative des taxons de diatomées avec $\geq 1\%$ dans ≥ 1 échantillon. Ils ont auparavant été soumis à une transformation de Hellinger ou par racine carrée selon l'approche respectivement utilisée par Tremblay, Pienitz et Legendre (2014) et Köster, Racca et Pienitz (2004).

Préalablement aux analyses, les identifications et les regroupements taxonomiques utilisés dans la présente étude ont été ajustés afin de correspondre à celles des modèles d'inférence. Afin de s'assurer que les assemblages fossiles de diatomées du lac à la Truite et les assemblages modernes des lacs du Québec méridional et du Nord-Est des États-Unis étaient comparables, leur degré de ressemblance a été évalué à l'aide de la technique des analogues modernes (MAT) en utilisant la

distance de corde comme mesure de dissimilarité (Overpeck, Webb et Prentice 1985). Pour chaque ensemble de données de calibration, les 75^e et 95^e percentiles de la distribution des coefficients de dissimilarité interlacs ont été mesurés. Puis, les dissimilarités moyennes (DM) entre les assemblages modernes et les assemblages fossiles de chaque niveau stratigraphique ont été calculées. Il a été considéré que les niveaux avec une DM < 75^e percentile présentaient une bonne similarité avec les échantillons de référence, tandis que ceux avec une DM située entre les intervalles des 75^e et 95^e percentiles présentaient des ressemblances faibles. Les calculs de reconstitution des valeurs environnementales et l'analyse MAT ont été réalisés à l'aide du programme C2 version 1.7.7 (Juggins 2014) et du progiciel rioja version 0.9-21 de R (Juggins 2017).

Résultats

Chronologie

La carotte de sédiments couvre environ 1020 ans d'histoire (Figure 3). Le modèle chronologique a permis d'associer le point de départ de la colonisation moderne (~ 1810 EC) à la profondeur de 63,25 cm. Le début des périodes d'amorce (~ 1880 EC), d'intensification (1945 EC) et de déclin (1980 EC) des activités minières correspondent respectivement aux niveaux de 55,75 cm, 48,5 cm et 22,75 cm.

Taux d'accumulation

Les reconstitutions basées sur le modèle chronologique indiquent que les TAL et TAM étaient assez stables au lac à la Truite entre 1000 et 1790 EC, oscillant autour de $0,06 \text{ cm an}^{-1}$ et $0,03 \text{ g cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$ (Figure 4). Ils ont augmenté à l'aube de la colonisation moderne, puis se sont maintenus à $\sim 0,11 \text{ cm an}^{-1}$ et $\sim 0,05 \text{ g cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$ jusqu'en 1945 ± 11 EC. Les taux ont bondi abruptement après cette date, correspondant avec l'intensification des activités minières. Ils étaient particulièrement élevés de 1958 ± 4 à 1963 ± 2 EC, atteignant alors $1,05\text{--}1,25 \text{ cm an}^{-1}$ et $0,69\text{--}1,05 \text{ g cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$. Les valeurs ont ensuite diminué jusqu'en 2000 ± 6 EC ($0,56\text{--}0,72 \text{ cm an}^{-1}$; $0,37\text{--}0,52 \text{ g cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$), puis ont repris une légère tendance à la hausse jusqu'en 2017 ± 2 EC ($0,58\text{--}0,67 \text{ cm an}^{-1}$; $0,37\text{--}0,43 \text{ g cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$).

Stratigraphie générale

Des changements importants sont perceptibles dans la stratigraphie générale de la carotte (Figure 5). De 110 à 63,25 cm (1000–1810 EC), les sédiments sont

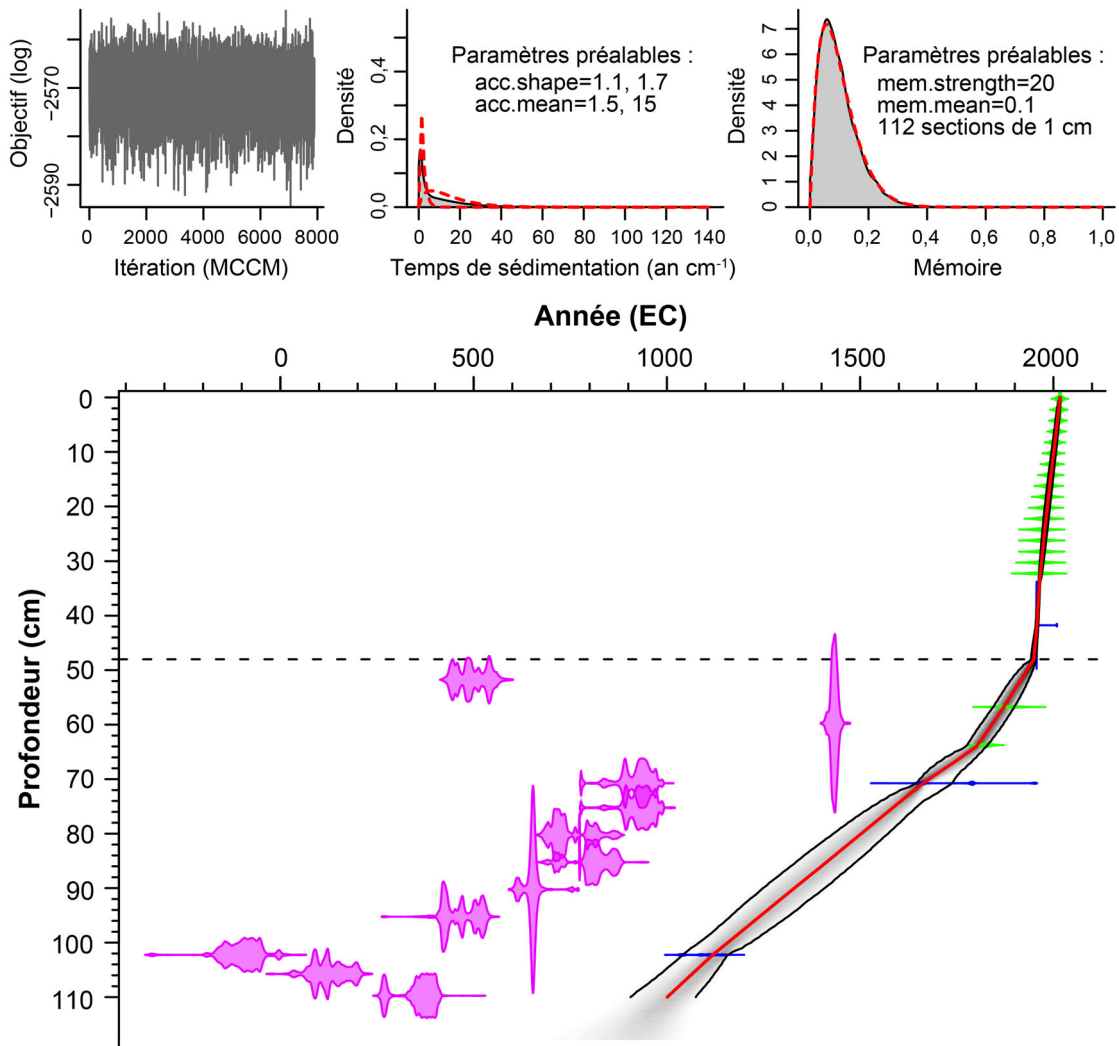


Figure 3. Modèle d'âge bayésien établi pour la carotte de sédiments du lac à la Truite. Note : la courbe rouge sur le graphique principal correspond aux âges de probabilité moyenne (année EC), tandis que les courbes noires délimitent les intervalles de confiance à 95 %. Entre ces courbes, les zones ombragées plus foncées illustrent les probabilités d'âge plus élevées. Les marqueurs bleus et verts représentent respectivement les dates ^{14}C calibrées et les autres types de dates utilisées afin d'établir la chronologie. Les marqueurs mauves correspondent aux dates ^{14}C calibrées qui ont été écartées. La ligne pointillée horizontale désigne la barrière (« boundary ») établie à 48 cm. Finalement, les graphiques supérieurs illustrent les itérations de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCCM) réalisées par Bacon (coin gauche) afin d'estimer les temps de sédimentation (an cm^{-1} ; milieu) et leur mémoire (i.e. variabilité; coin droit). Les paramètres préalables et postérieurs de la distribution des temps de sédimentation et de leur mémoire sont respectivement représentés par les lignes pointillées rouges et les histogrammes gris.

relativement homogènes avec une TMG variant entre 17 et $27 \mu\text{m}$ (limons grossiers). Dans cet horizon, la densité et la SM varient inversement au % MO qui est en moyenne plus faible (8,9 %) de 110 à 81 cm (1000–1490 EC) et significativement ($p < 0,01$) plus élevé (9,9 %) de 81 à 63,25 cm (1490–1810 EC), selon un test de Mann-Whitney (MW). La densité diminue à nouveau dans les sédiments datant de l'époque coloniale (~ 1810 –1880 EC) et du début des activités minières (~ 1880 –1945 EC), tandis que la TMG et le % MO sont généralement plus élevées (24 – $32 \mu\text{m}$; 8,7–16,2 %) de 63,25 à 53 cm (1810–1905 EC), puis plus faibles (18 – $20 \mu\text{m}$; 7,4–10,8 %) de 53 à 48,5 cm (1905–1945 EC).

La stratigraphie du maximum des activités minières (1945–1980 EC) est marquée par plusieurs laminations/couches distinctes de 48,5 à 40 cm (1945–1959 EC; Figure S3). Dans cet intervalle, la densité et la SM augmentent de manière importante, tandis que les valeurs de TMG et % MO chutent (11 – $24 \mu\text{m}$; 4,3–9,5 %). De 40 à 16 cm (1959–1991 EC), la densité diminue progressivement, tandis que la SM, la TMG (14 – $23 \mu\text{m}$) et le % MO (4,7–6,6 %) varient de manière inverse. De 16 à 0 cm (1991–2017 EC), les sédiments sont à nouveau un peu plus denses et fins ($\sim 20 \mu\text{m}$). À ces profondeurs, la SM et le % MO (6,3–7,6 %) suivent de faibles tendances à la baisse et à la hausse, respectivement.

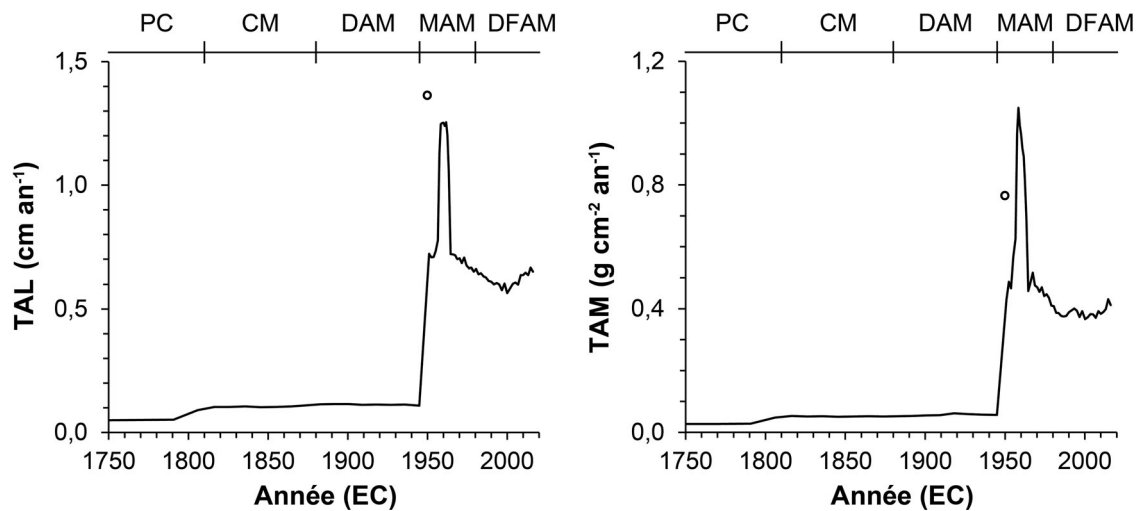


Figure 4. Évolution temporelle (1750–2017 EC) du taux d'accumulation linéaire (TAL; cm an^{-1}) et du taux d'accumulation massique (TAM; $\text{g cm}^{-2} \text{an}^{-1}$) des sédiments au lac à la Truite. Note : les cercles vides représentent des valeurs aberrantes situées à la limite de la barrière (« boundary ») établie à 48 cm de profondeur dans Bacon. PC, période précoloniale; CM, colonisation moderne (~1810–1880 EC); DAM, début des activités minières (~1880–1945 EC); MAM, maximum des activités minières (1945–1980 EC); DFAM, déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC).

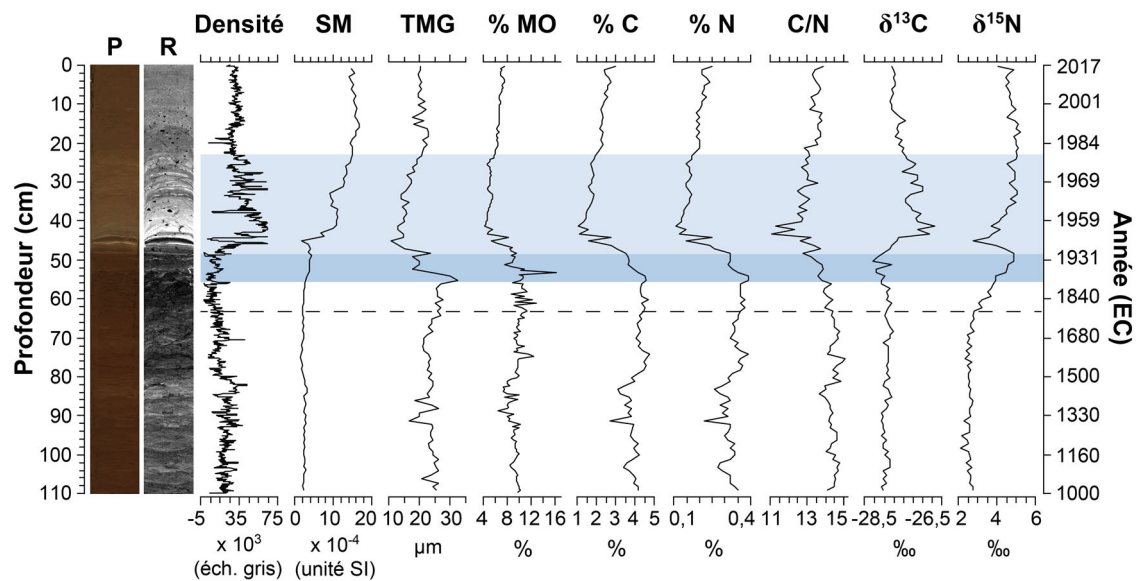


Figure 5. Photographie (P) et radiographie (R) de la carotte de sédiments du lac à la Truite avec profils de variation stratigraphique de la densité (échelle de gris), de la susceptibilité magnétique (SM; unité SI), de la taille moyenne des grains (TMG; μm), de la matière organique (% MO), du carbone (% C), de l'azote (% N) et des rapports C/N, $\delta^{13}\text{C}$ (‰) et $\delta^{15}\text{N}$ (‰). Note : le trait pointillé horizontal marque le début de la colonisation moderne de la région (~1810 EC). La zone ombragée foncée illustre la période de début des activités minières (~1880–1945 EC), alors que celle de coloration plus pâle représente le maximum des activités minières (1945–1980 EC).

Contenu en carbone et en azote

Les concentrations en carbone (1,1–4,8 %) et en azote (0,1–0,4 %) dans la carotte varient de manière similaire au % MO estimé par PAF (Figure 5). Cependant, les rapports C/N, $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ présentent des tendances un peu différentes. De 110 à 63,25 cm (1000–1810 EC), leurs valeurs sont assez stables, oscillant respectivement autour de 14,4, $-27,9$ ‰ et $2,6$ ‰. De 63,25 à 48,5 cm

(1810–1945 EC), les rapports C/N (13,2–14,4) et $\delta^{13}\text{C}$ ($-28,3$ – $-27,8$ ‰) diminuent progressivement, tandis que le $\delta^{15}\text{N}$ (2,8–4,9 ‰) augmente de manière très prononcée. Puis, les rapports C/N et $\delta^{15}\text{N}$ chutent entre 48,5 et 35 cm (1945–1963 EC) pour atteindre respectivement des valeurs minimales de 11,1 et de $2,76$ ‰. Inversement, le $\delta^{13}\text{C}$ atteint un sommet de

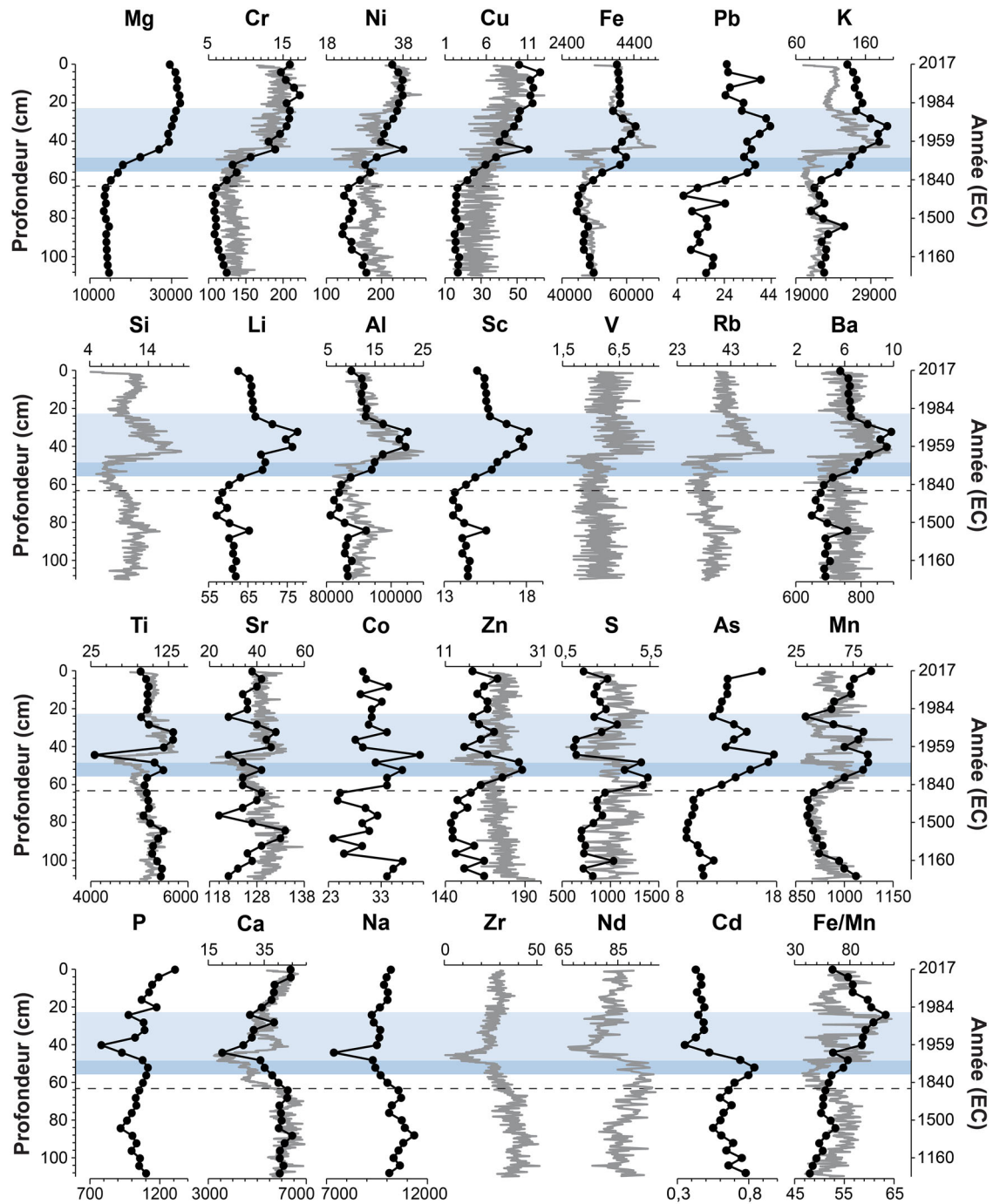


Figure 6. Profils de variation stratigraphique des éléments chimiques analysés par ICP-AES/ICP-MS (courbes noires; axes horizontaux inférieurs, mg kg^{-1}) et par μ -XRF (courbes grises; axes horizontaux supérieurs, kcp^{-1}) dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Note: les traits pointillés horizontaux marquent le début de la colonisation moderne de la région (~ 1810 EC). Les zones ombragées foncées illustrent la période de début des activités minières (~ 1880 – 1945 EC), alors que celles de coloration plus pâle représentent le maximum des activités minières (1945–1980 EC).

–26,7 ‰ dans cet intervalle. De 35 à 0 cm (1963–2017 EC), le rapport C/N (12,5–13,9) suit une tendance générale à la hausse, tandis que le $\delta^{13}\text{C}$ (–27,9––27,0 ‰) présente une tendance à la baisse. Parallèlement, le $\delta^{15}\text{N}$ augmente jusqu'à 15 cm de profondeur (1993 ± 7 EC), puis diminue jusqu'en surface (2017 ± 2 EC), variant au total entre 4,1 et 5,2 ‰.

Concentrations géochimiques

De manière générale, les variations dans les concentrations inférées par μ -XRF sont similaires à celles mesurées par ICP-AES/ICP-MS (Figure 6). Peu de changements sont observables dans la concentration des éléments chimiques des sédiments précoloniaux.

Plusieurs métaux (e.g., K, Li, Al, Si, Ti) sont néanmoins significativement ($p < 0,05$; tests MW) plus abondants de 110 à 81 cm (1000–1490 EC) que de 81 à 63,25 cm (1490–1810 EC). La concentration de la plupart des éléments analysés présente une nette tendance à la hausse dans les sédiments datant de la période coloniale et du début des activités minières (63,25–48,5 cm). Mg, Cr, Ni et Cu continuent d'augmenter de 48,5 à 16 cm (1945–1991 EC), puis diminuent légèrement jusqu'en surface (1991–2017 EC). Fe, Pb, K, Si, Li, Al, Sc, V, Rb, Ba, Ti, As et Mn atteignent plutôt des valeurs maximales entre 48,5 et 32 cm (1945–1967 EC) qui redescendent rapidement de 32 à 24 cm (1967–1978 EC). Ces éléments maintiennent une faible tendance à la baisse de 24 à 0 cm (1978–2017 EC), à l'exception de Si, As et Mn qui sont de nouveau à la hausse dans cet intervalle de profondeur.

À l'inverse de la plupart des autres éléments analysés, P, Ca, Na, Zr, Nd et Cd diminuent grandement et atteignent des valeurs minimales dans les sédiments associés au maximum des activités minières (48,5–22,75 cm). P, Ca et Na présentent ensuite une tendance à la hausse jusqu'en surface (1980–2017 EC). Le rapport Fe/Mn des sédiments présente une

tendance à la hausse de 110 à 44 cm (1000–1955 EC). Il est ensuite nettement accentué de 44 à 24 cm (1955–1978 EC), puis à la baisse de 24 à 0 cm (1978–2017 EC).

Assemblages diatomifères

Trois zones biostratigraphiques ayant une composition diatomifère significativement distincte ont été identifiées basé sur l'analyse CONISS (Figure 7). La zone I (110–41 cm; 1000–1958 EC) est dominée par *Achnantheidium minutissimum* (*sensu lato*), *Pseudostaurosira brevistriata* (*sensu lato*), *Staurosirella pinnata* (*sensu lato*) et *Staurosira venter* (*sensu lato*). Collectivement, ces taxons y représentent en moyenne 42,6 % des assemblages de diatomées. D'autres espèces communes dans la zone I incluent *Stauroforma exigui-formis*, *Tabellaria flocculosa* (*sensu lato*), *Discostella stelligera* et *Aulacoseira ambigua* qui sont individuellement présentes à faible abondance relative (généralement < 5 %). L'intervalle de 55 à 41 cm (1887–1958 EC) est marqué par une augmentation de la concentration de *Discostella pseudostelligera* et, éventuellement, par une diminution de *P. brevistriata* et *S. venter*.

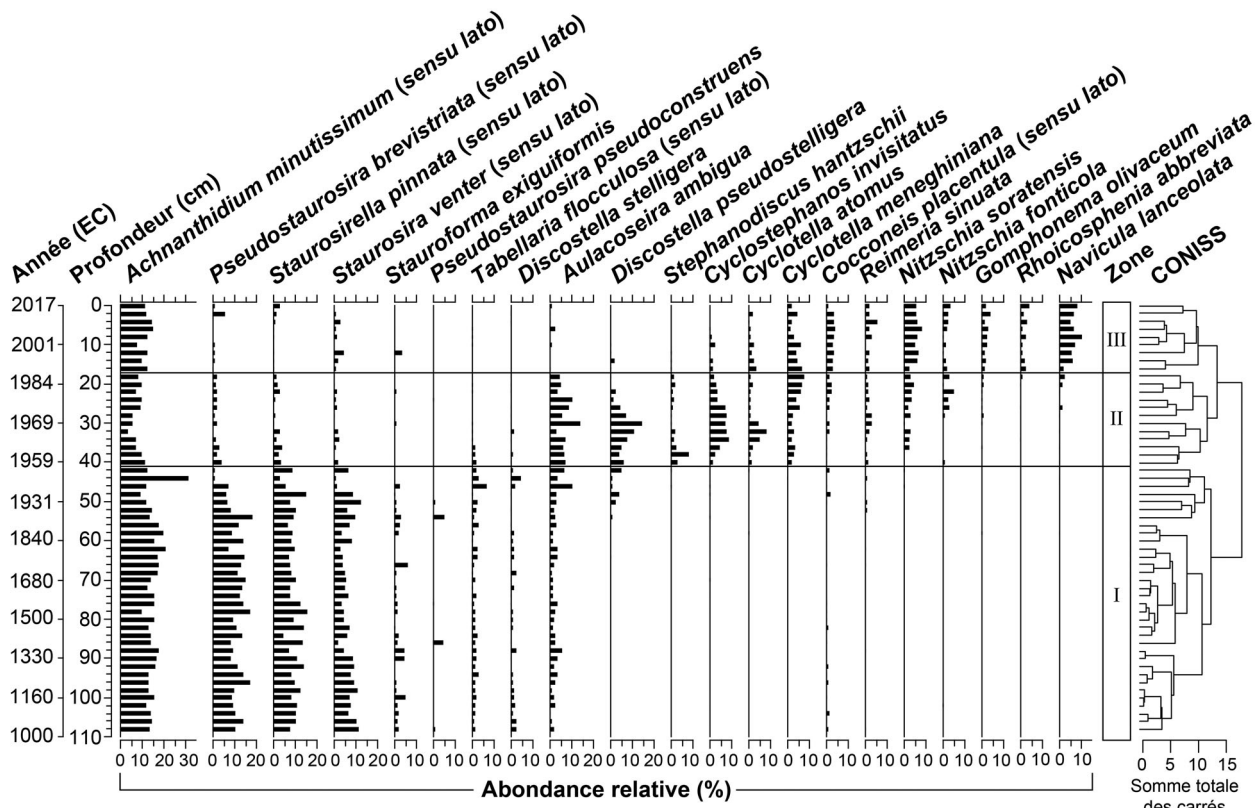


Figure 7. Profils de variation stratigraphique de l'abondance relative (%) des taxons de diatomées les plus communs (≥ 4 % dans ≥ 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. L'arbre résultant de l'analyse de regroupements CONISS permettant de séparer la séquence en trois zones statistiquement distinctes est également illustré.

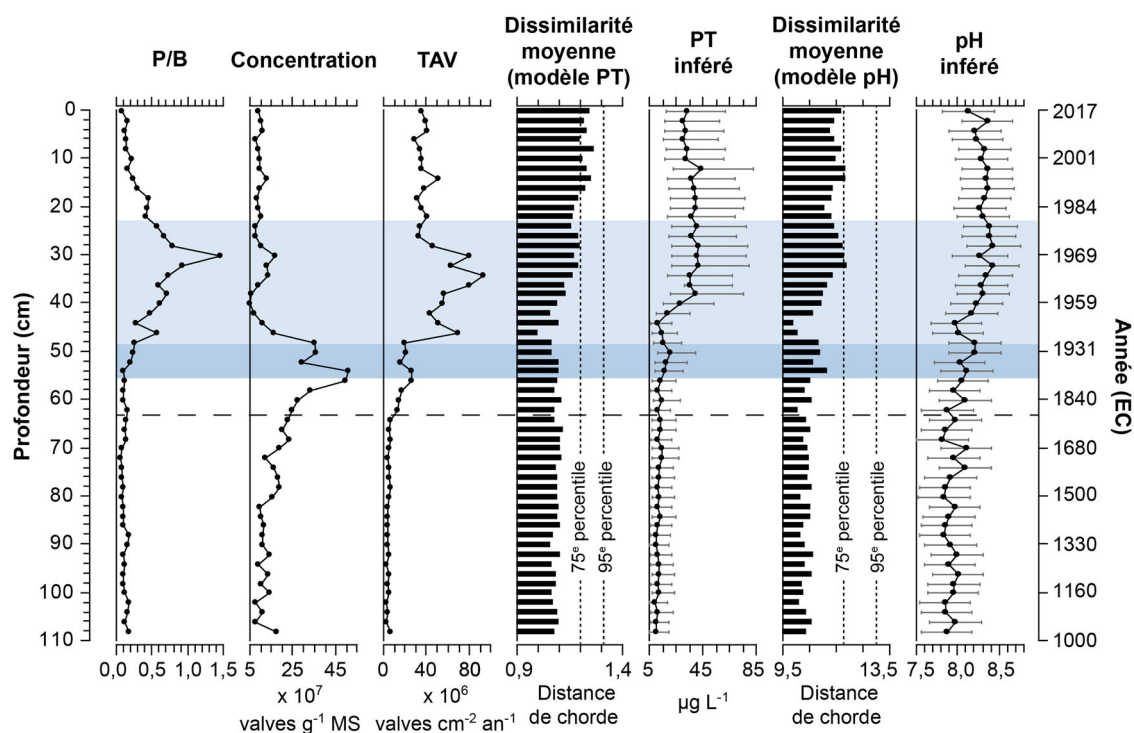


Figure 8. Profils de variation stratigraphique du rapport de diatomées planctoniques et benthiques (P/B), de la concentration totale des valves (par gramme de matière sèche; g^{-1} MS) et du taux d'accumulation des valves (TAV; par $\text{cm}^{-2} \text{an}^{-1}$) dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Les valeurs inférées de phosphore total (PT; $\mu\text{g L}^{-1}$) et de pH, ainsi que les moyennes de dissimilarité vis-à-vis les ensembles de données de référence du Québec méridional (modèle phosphore) et du Nord-Est des États-Unis (modèle pH) sont également présentées. Note : les traits pointillés verticaux délimitent les 75^e et 95^e percentiles de la distribution des coefficients de dissimilarité interlacs des modèles. Le trait pointillé horizontal marque le début de la colonisation moderne de la région (~1810 EC). La zone ombragée foncée illustre la période de début des activités minières (~1880–1945 EC), alors que celle de coloration plus pâle représente le maximum des activités minières (1945–1980 EC).

La zone II (41–17 cm; 1958–1989 EC) est marquée par une forte réduction de l'abondance relative de tous les taxons de petites fragilarioïdes (*P. brevistriata*, *S. pinnata*, *S. venter* et *S. exiguiformis*), de *T. flocculosa*, de *D. stelligera* et, de manière moins importante, de *A. minutissimum*. Inversement, *A. ambigua* et *D. pseudostelligera* sont plus abondants, atteignant respectivement des maximums de 14,4 et 14,7 %. La zone II est également caractérisée par l'essor important de *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclostephanos invisitatus*, *Cyclotella atomus*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cocconeis placentula* (*sensu lato*), *Reimeria sinuata*, *Nitzschia soratensis* et *Nitzschia fonticola*, selon une abondance relative combinée variant entre 11,6 et 29,0 %.

La zone III (17–0 cm; 1989–2017 EC) est caractérisée par la quasi-disparition de *A. ambigua*, *D. pseudostelligera*, *S. hantzschii* et *C. invisitatus* des assemblages diatomifères. Ils sont en partie remplacés par *Gomphonema olivaceum* (~2,4 %), *Rhoicosphenia abbreviata* (~2,2 %) et *Navicula lanceolata* (~6,8 %) qui étaient auparavant peu présents dans les sédiments. *Achnanthis minutissimum* (~12,2 %), *C. placentula* (~3,3 %) et *N. soratensis* (~6,0 %) sont

également un peu plus abondants dans la zone III, comparativement à la zone II.

De 110 à 54 cm (1000–1896 EC), le rapport de taxons planctoniques sur benthiques (P/B) est stable, variant autour d'une moyenne de 0,11 (Figure 8). Il augmente cependant de manière fulgurante de 54 à 30 cm (1896–1969 EC), atteignant alors un sommet de 1,5. Le taux redescend ensuite de 30 à 12 cm (1969–1998 EC), se stabilisant à ~0,14 jusque'en surface.

Abondance totale des valves de diatomées

La concentration absolue et totale des valves de diatomées présente également de grandes variations dans les sédiments (Figure 8). De 110 à 81 cm (1000–1490 EC), elle est en moyenne de $11,3 \times 10^7$ valves par gramme de matière sèche (g^{-1} MS). À partir de 81 cm (1490 EC), elle présente cependant une tendance à la hausse qui est accentuée dans les sédiments de la période coloniale. Un maximum de $51,0 \times 10^7$ valves g^{-1} MS est atteint à 54,25 cm (1894 EC), puis la concentration diminue fortement pour atteindre un

minimum de $5,2 \times 10^7$ valves g^{-1} MS à 40,25 cm (1959 EC). Elle demeure ensuite faible jusqu'en surface ($\sim 10,0 \times 10^7$ valves g^{-1} MS).

Le taux moyen d'accumulation des valves (TAV) était de $4,7 \times 10^6$ valves $\text{cm}^{-2} \text{an}^{-1}$ avant 1810 EC. Il a augmenté au début de la colonisation moderne et atteint des valeurs très élevées de 1951 ± 7 à 1969 ± 5 EC ($43,1\text{--}93,0 \times 10^6$ valves $\text{cm}^{-2} \text{an}^{-1}$). Le TAV a par la suite diminué et est demeuré assez stable après 1975 ± 6 EC ($\sim 36,7 \times 10^6$ valves $\text{cm}^{-2} \text{an}^{-1}$).

Valeurs inférées de PT et pH

Les assemblages diatomifères des zones I et II présentent un bon niveau de similitude avec ceux des lacs du Québec méridional (Figure 8). Cependant, la valeur moyenne de dissimilarité de presque tous les niveaux de la zone III est située légèrement au-dessus du 75^e percentile des valeurs de référence, ce qui indique que les valeurs de PT inférées pour ces échantillons sont susceptibles d'être moins précises. Les reconstitutions indiquent que les concentrations de PT au lac à la Truite étaient faibles et relativement stables avant 1956 ± 5 EC ($\sim 12,7 \mu\text{g L}^{-1}$). Après cette date, elles ont rapidement grimpé pour atteindre une moyenne de $39,1 \mu\text{g L}^{-1}$ entre 1959 ± 3 et 1999 ± 6 EC. Les valeurs étaient un peu moins élevées entre 1999 ± 6 et 2017 ± 2 EC ($\sim 31,8 \mu\text{g L}^{-1}$).

Presque tous les niveaux stratigraphiques présentent une valeur de dissimilarité moyenne inférieure au 75^e percentile des valeurs de référence de l'ensemble de données du Nord-Est des États-Unis, indiquant un bon niveau de similitude (Figure 8). Les données inférées indiquent que le pH du lac à la Truite était assez stable avant 1810 EC, oscillant autour d'une moyenne de $7,9 \pm 0,3$. Il a augmenté de manière progressive durant les périodes de colonisation moderne et de début des activités minières, puis plus abruptement entre 1956 ± 5 et 1973 ± 6 EC alors qu'une valeur maximale de $8,4 \pm 0,3$ a été atteinte. Le pH présentait ensuite une légère tendance à la baisse jusqu'à ce qu'il atteigne $8,1 \pm 0,3$ vers 2017 ± 2 EC.

Discussion

Conditions de référence ($\sim 1000\text{--}1810$ EC)

Les résultats indiquent que le lac à la Truite présentait des taux de sédimentation très faibles à l'état naturel, ainsi qu'un portrait limnologique très différent de celui d'aujourd'hui. Effectivement, la dominance des petits taxons fragilarioïdes dans les assemblages de diatomées de cette époque est indicatrice d'eaux

pauvres en nutriments (Bouchard, Gajewski et Hamilton 2004; Schmidt et al. 2004). Combiné aux faibles concentrations inférées de PT, cette particularité démontre que le lac était autrefois oligotrophe. La reconstitution du pH a également révélé que ses eaux n'étaient que légèrement alcalines précédant l'époque coloniale ($\sim 7,9$). Il est toutefois possible que les valeurs de fond inférées soient un peu plus élevées que les valeurs historiques réelles puisque des mesures recueillies en 1980 EC indiquaient un pH de 7.6–7.7 pour ce plan d'eau (Tableau S1).

La condition limnologique et sédimentologique du lac à la Truite est demeurée assez stable pendant les huit siècles qui ont précédé la période coloniale. Les quelques changements mineurs détectés à compter de 1490 ± 80 EC sont sans doute reliés à des modifications climatiques et environnementales survenues durant le Petit Âge Glaciaire ($\sim 1400\text{--}1900$ EC). La plus faible densité, SM et teneur en matière minérale et en éléments détritiques (e.g., K, Ti) des sédiments de cette époque témoignent d'apports réduits de matière allochtone attribuable à une diminution de l'intensité des processus érosifs dans le bassin versant (Engstrom et Wright 1984; Meyers et Teranes 2001; Sandgren et Snowball 2001). Cette interprétation est cohérente avec la réduction importante de la quantité de précipitations estivales (i.e. forces hydriques) survenue vers 1560 EC dans le sud du Québec (Paquette et Gajewski 2013).

Période coloniale ($\sim 1810\text{--}1880$ EC)

Le peuplement du bassin versant a instauré de nouvelles conditions limnologiques au lac à la Truite. Durant la période coloniale, l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ et la diminution du rapport C/N dans les sédiments indiquent que les apports autochtones de matière organique et la consommation d'azote dans l'eau ont été augmentés en raison d'une plus forte productivité primaire (Meyers 2009). Cette affirmation est supportée par l'accumulation simultanément plus importante de valves de diatomées. Cette eutrophisation précoce du lac à la Truite est sans aucun doute intimement liée au défrichement des terres le ceinturant. La granulométrie plus grossière des sédiments de la période coloniale témoigne d'ailleurs d'une plus forte érosion (e.g., Koinig et al. 2003). À cette époque tout comme aujourd'hui, les apports détritiques et les activités agricoles menées en bordure du lac ont pu représenter des sources importantes de nutriments. Tel que démontré par la stabilité dans la composition des assemblages de diatomées, le lac à la Truite est

cependant demeuré au même état trophique. Par ailleurs, les taux d'accumulation de sédiments n'ont que légèrement augmenté ($\sim 1,7x$).

Début des activités minières (~1880–1945 EC)

Le développement agricole et démographique des pourtours du lac à la Truite et des secteurs ruraux du bassin versant s'est essentiellement déroulé entre 1810 et 1880 EC (Barry 1999; Figure S2). C'est pourquoi il est permis d'attribuer les changements observés dans l'horizon de 1880 à 1945 EC au début des activités minières dans la région de Thetford Mines. Durant cette période, la hausse presque généralisée de la concentration en métaux et, éventuellement, la diminution du % MO indiquent que le développement du territoire a induit une nouvelle augmentation des apports de matière minérale au lac à la Truite. La diminution des rapports C/N et $\delta^{13}\text{C}$ et l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments sont révélatrices d'une productivité primaire de plus en plus grande au lac à la Truite (Meyers 2009). Ces changements peuvent être facilement expliqués par l'augmentation rapide de la population du bassin versant (Figure S2) et le début des rejets d'eaux usées municipales dans la rivière Bécancour à partir de 1909 EC (Cinq-Mars et Faucher 1994). À l'image de la période précédente, les changements constatés dans les sédiments associés au début des activités minières sont cependant somme toute légers et indiquent que le lac à la Truite a maintenu un bon état de santé durant cette période.

Période entourant la vidange du Lac noir (1945–1960 EC)

Les changements drastiques survenus après 1945 ± 11 EC au niveau des taux d'accumulation et de la nature des sédiments déposés au lac à la Truite coïncident avec le début des travaux de vidange du lac Noir en 1954–1955 EC. Ils sont donc sans aucun doute attribuables à cet événement. Une des principales affirmations qui devait être vérifiée par cette étude paléolimnologique est que le lac à la Truite aurait subi un remplissage d'environ 5 à 7 m de sédiments de 1954 à 1963 EC. Celle-ci était basée sur des témoignages de résidents locaux qui établissaient la profondeur du lac à environ « 25 à 30 pieds » (7,6 à 9,1 m) avant 1954 EC et sur des données instrumentales qui indiquaient une profondeur maximale de 8 pieds (2,4 m) lors de la production de la première carte bathymétrique du lac en 1963 EC (Le regroupement des 4 lacs 2015). Les évidences

paléolimnologiques amassées dans cette étude démontrent que le lac à la Truite n'a pas subi un remplissage aussi important que ce qui a été avancé par la croyance populaire. En effet, elles indiquent plutôt que ce sont tout au plus 15 cm de sédiments (compactés) qui ont été déposés de 1954 à 1963 EC au site de carottage (fosse du lac), plutôt que plusieurs mètres. Bien que d'autres secteurs du bassin lacustre aient probablement reçu davantage de sédiments, il apparaît impossible que le lac à la Truite ait pu avoir une profondeur de plus de 7 m avant 1954 EC. Cette croyance erronée repose vraisemblablement sur de mauvaises estimations ou perceptions de l'époque. Il est aussi possible que les souvenirs des riverains qui ont connu le lac à la Truite avant la vidange du lac Noir, il y a plus de 60 ans, soient faux ou qu'ils aient été déformés à travers le temps.

Bien que moins importants que les prétentions initiales, les apports sédimentaires qui ont été générés par la vidange du lac Noir sont tout de même énormes. Ils proviennent probablement à la fois des nombreux travaux préparatoires et connexes associés à cet événement et de fuites du matériel qui a été excavé du fond du lac et disposé dans les bassins de sédimentation et aires de stockage. Par ailleurs, l'évolution des communautés biologiques du lac à la Truite durant les travaux de vidange indique une détérioration très grave de la qualité de l'eau. Les espèces *A. ambigua*, *D. pseudostelligera* et, surtout, *S. hantzschii*, *C. invisitatus*, *C. atomus* et *C. meneghini-ana* sont reconnues comme étant typiques des milieux fortement enrichis en nutriments (Laperrière et al. 2009; Houk, Klee et Tanaka 2010, 2014, 2017; Spaulding et al. 2019). L'essor important de ces taxons dans les assemblages diatomifères, ainsi que la hausse du TAV et des valeurs inférées de PT et de pH sont révélateurs de l'eutrophisation et de l'alcalinisation très rapide du lac. Par ailleurs, l'augmentation importante de la proportion d'espèces planctoniques est signe d'une diminution considérable de la transparence de l'eau (Schelske, Donar et Stoermer 1999). Ces changements biologiques sont cohérents avec la diminution du rapport C/N des sédiments et l'augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ qui témoignent d'une demande accrue et d'une disponibilité plus restreinte de ^{12}C pour la photosynthèse (Meyers 2009). Durant cette période, l'eutrophisation marquée du lac à la Truite peut être attribuée à l'arrivée plus importante d'eaux usées en provenance de Thetford Mines à la suite du détournement de la rivière Bécancour, ne passant alors plus par le lac Noir (Figure S1). L'évolution des valeurs inférées de pH démontrent

également que le lac à la Truite a subi une alcalinisation importante durant la vidange.

Période post-vidange (1960–1980 EC)

Dans les années qui ont suivi la vidange du lac Noir, les sédiments ont maintenu des taux d'accumulation élevés et de faibles valeurs de TMG et de % MO, en dépit de l'eutrophisation marquée du lac à la Truite. Ce résultat indique que le plan d'eau a continué de recevoir des quantités très importantes de matière minérale fine et suggère donc que le matériel extrait du lac Noir, qui était constitué de quantités importantes de limons et d'argiles postglaciaires (Piette 1953), a momentanément continué à s'éroder massivement vers la rivière Bécancour. Cependant, la SM, la TMG et la signature géochimique des sédiments a progressivement évolué durant le maximum des activités minières, ce qui indique que la source dominante de matériel sédimentaire alimentant le lac à la Truite a changé au fil du temps. La teneur élevée et l'augmentation graduelle des concentrations de Mg, Cr et Ni dans les sédiments de cette période, combinée à la diminution simultanée de plusieurs autres métaux dont les éléments détritiques K et Ti, indique que les haldes minières ont contribué de manière importante et de plus en plus marquée au bilan des apports sédimentaires. Effectivement, les résidus des haldes proviennent d'une formation géologique particulière, soit le Complexe ophiolitique de Thetford Mines. Par conséquent, ils présentent une minéralogie distincte à forte teneur en serpentine ($\geq 90\%$), spinelle chromifère et awaruite qui renferment de grandes concentrations de Mg, Cr et Ni (Dupéré, Duplessis et Rousseau 2007; Thibault 2011; Villeneuve 2013). En comparaison, ces métaux sont beaucoup moins abondants dans la minéralogie dominante (e.g., albite, chloritoïde, feldspath, grenat, muscovite, quartz) des Schistes de Bennett et des groupes géologiques de Caldwell et de Rosaire qui constituent le lit du lac à la Truite et couvrent la majorité de la superficie du bassin versant (Klein et Hurlbut 1999; MERN 2020). C'est pourquoi les haldes minières peuvent être considérées comme étant la principale source d'enrichissement en Mg, Cr et Ni au lac à la Truite depuis la vidange du lac Noir et, donc, largement responsables des taux d'accumulation élevés de sédiments. Les haldes pourraient également être en partie à l'origine de l'augmentation de la concentration de Cu dans les sédiments. Cependant, Dupéré, Duplessis et Rousseau (2007), Thibault (2011) et Villeneuve (2013) n'ont généralement recensé que de

très faibles concentrations de cet élément dans les résidus minières amiantés. Les eaux usées municipales et les fumiers/lisiers agricoles, notamment, peuvent s'avérer des sources importantes de Cu (INSPQ 2016) qui pourraient constituer la source dominante de ce métal au lac à la Truite.

Les résultats des analyses diatomifères démontrent également que la qualité de l'eau du lac à la Truite est demeurée très mauvaise dans les deux décennies qui ont suivi la vidange du lac Noir. Durant cette période, le transport important de nutriments et de résidus minières jusqu'au lac à la Truite démontre bien que le lac Noir exerçait un rôle tampon important pour le lac à la Truite. Préalablement à la vidange, ce dernier agissait vraisemblablement comme un bassin de sédimentation et de rétention important pour les sédiments et les eaux usées rejetées dans le secteur de Thetford Mines. Sa perte aura facilité leur transport par la rivière Bécancour jusqu'au lac à la Truite. Il importe de souligner que la hausse des apports de résidus minières au lac à la Truite est certainement non seulement attribuable à la vidange du lac Noir, mais également à l'expansion très importante des haldes en bordure de la rivière Bécancour au cours des années qui ont suivi cet événement (Figures S4–S6).

Déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC)

Les résultats démontrent que le déclin et la fin des activités minières dans la région de Thetford Mines ont eu peu d'effets sur le lac à la Truite. Les sédiments ont maintenu des taux d'accumulation élevés et leur signature géochimique est demeurée similaire. Cette constatation indique que le lac a continué de recevoir des apports importants de résidus minières en dépit de la cimentation et de la consolidation naturelle de la surface des haldes et de la diminution/fin des rejets d'eaux d'exhaure à la suite de l'arrêt progressif des exploitations d'amiante.

Les changements dans la composition des assemblages de diatomées survenus à partir de 1989 ± 7 EC sont indicateurs d'une légère amélioration de la qualité de l'eau. Effectivement, la transition vers une plus grande proportion de taxons benthiques et de plus faibles valeurs inférées de PT indiquent à la fois une meilleure transparence de l'eau et une réduction progressive de sa concentration en nutriments. Les changements dans les indicateurs biologiques sont cohérents avec l'augmentation du rapport C/N des sédiments et les valeurs un peu plus faibles de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ qui indiquent une légère diminution de la

productivité primaire dans le lac. L'augmentation des concentrations de Mn et la diminution du rapport Fe/Mn indiquent également une meilleure oxygénation au niveau de son hypolimnion (Engstrom et Wright 1984). Cette amélioration de la condition limnologique du lac à la Truite peut être facilement expliquée par l'aménagement de la station d'épuration municipale de Thetford Mines en 1986 EC qui a permis la purification des eaux usées rejetées dans la rivière Bécancour et, donc, une diminution de leur charge en nutriments. Il est aussi possible que la diminution et la fin du pompage des eaux d'exhaure aient pu accessoirement contribuer à une réduction de la quantité de matières en suspension et à l'amélioration de la transparence de l'eau. Néanmoins, de 1989 ± 7 à 2017 ± 2 EC, l'abondance importante des taxons de diatomées *C. atomus*, *C. meneghiniana*, *C. placentula*, *N. soratensis*, *N. fonticola*, *G. olivaceum*, *R. abbreviata*, *N. lanceolata* et *Navicula gregaria* (~20 %) est toujours indicatrice de conditions eutrophes, et même, d'une conductivité/salinité relativement élevée (Krammer et Lange-Bertalot 1991; Lange-Bertalot 2001; Morales et Vis 2007; Houk, Klee et Tanaka 2010; Hofmann, Werum et Lange-Bertalot 2011; Kelly et al. 2015; Spaulding et al. 2019). Bien que les valeurs importantes de conductivité et de pH du lac à la Truite peuvent être attribuées à plusieurs facteurs, elles sont sans aucun doute influencées par la présence importante des haldes minières sur le territoire. En effet, les eaux de lixiviation s'écoulant des déchets amiantés sont alcalines (Meck, Love et Mapani 2006; Wu 2011). Il a été démontré que les haldes induisaient une augmentation du pH de la rivière Bécancour et des cours d'eau sillonnant les anciens sites d'exploitation (Masi et Bourget 2007; GROBEC 2015b; Donati-Daoust et Dubois 2020). Il est également connu que les résidus miniers amiantés contribuent à un enrichissement en métaux de l'eau (e.g., Monaro et al. 1983; Meck, Love et Mapani 2006; Koumantakis et al. 2009; Kumar et Maiti 2015). Une mesure collectée en 2020 a d'ailleurs révélé que les eaux de lixiviation s'écoulant des haldes du site minier le plus rapproché du lac à la Truite (mine Normandie) présentaient une conductivité élevée (> 600 $\mu\text{S cm}^{-1}$; O. Jacques, données non publiées).

Conclusion

La présente étude a permis de mettre en évidence plusieurs impacts des activités minières d'amiante et de leurs vestiges sur le lac à la Truite d'Irlande du réseau hydrographique de la rivière Bécancour. Les évidences

paléolimnologiques ont révélé que la vidange du lac Noir menée de 1955 à 1959 EC n'a pas généré un remplissage de plusieurs mètres de sédiments comme l'affirmait la croyance populaire. Elle a tout de même mené à une explosion somme toute importante des taux d'accumulation de sédiments dans le lac à la Truite. Ils sont par la suite toujours demeurés élevés. À cet égard, les résultats démontrent que la construction de la digue et du barrage de l'étang Stater, et son agrandissement subséquent, n'ont jamais permis de freiner efficacement le transport de sédiments vers l'aval. La perte du lac Noir a également facilité l'arrivée d'eaux usées et de nutriments en provenance de la ville de Thetford Mines au lac à la Truite, ce qui a entraîné son eutrophisation très rapide.

Les analyses ont révélé que les haldes minières disposées sur le territoire de la région de Thetford Mines s'érodent de manière importante et qu'elles sont largement responsables du maintien des taux de sédimentation élevés dans le lac à la Truite de 1960 EC à aujourd'hui. Par le fait même, elles enrichissent également ses sédiments de métaux à potentiel toxique (Cr, Ni). Il a également été démontré que le pH et la conductivité des eaux du lac avaient considérablement augmenté dans les dernières décennies, ce qui est certainement en partie attribuable au ruissellement et à la lixiviation d'eaux à travers les haldes minières.

Les conclusions de cette étude mettent en évidence l'importance de réaménager un important bassin de rétention des sédiments et des nutriments en amont du lac à la Truite, ce que constituait naturellement le lac Noir avant sa vidange. Plus encore, il importe d'attaquer les principaux problèmes à la source et de freiner rapidement l'érosion des résidus miniers vers la rivière Bécancour et la pollution associée aux rejets d'eaux usées. Au rythme des taux de sédimentation actuels, et considérant la faible profondeur du lac à la Truite, la pérennité de ce milieu aquatique est fortement compromise.

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Ismail El Haddaoui, Émile Ross et Camille Latourelle-Vigeant pour leur assistance sur le terrain et/ou en laboratoire. Ils remercient également chaleureusement Réjean Vézina et Martin Turcotte de l'Association de protection du lac à la Truite d'Irlande pour leur aide matérielle et logistique sur le terrain. Ils sont de plus reconnaissants envers le Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour (GROBEC) pour sa

contribution importante à la logistique administrative du projet de recherche dans lequel s'inscrit la présente étude. Finalement, merci à Dre Nathalie Fagel (Université de Liège; Belgique) et trois autres réviseurs anonymes pour leurs commentaires constructifs qui ont permis d'améliorer la qualité de cet article.

Financement

Cette étude fait partie d'un vaste projet de recherche cofinancé par l'Association de protection du lac à la Truite d'Irlande, l'Association du lac William, l'Association des riveraines et riverains du lac Joseph, la ville de Thetford Mines, la municipalité d'Irlande, la municipalité de Saint-Ferdinand, la municipalité de Saint-Pierre-Baptiste, la municipalité d'Inverness, la MRC des Appalaches et la MRC de l'Érable. Une bourse doctorale des Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT) a également été octroyée à O. Jacques. Le support financier du Conseil de recherche en sciences naturelles et génie (CRSNG) du Canada fournit à R. Pienitz a assuré le fonctionnement et maintien des installations du Laboratoire de paléocologie aquatique de l'Université Laval.

Déclaration

Certains des organismes ayant contribué au financement de cette étude pourraient bénéficier ou non qu'il soit démontré que l'érosion des haldes minières et les rejets d'eaux usées municipales dans la rivière Bécancour sont une source importante de pollution pour le lac à la Truite d'Irlande.

ORCID

Olivier Jacques  <http://orcid.org/0000-0001-5218-8787>
Reinhard Pienitz  <http://orcid.org/0000-0002-3613-1673>

Références

- Appleby, P. G. 2001. "Chronostratigraphic Techniques in Recent Sediments." Dans Vol. 1 de *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, édité par W. M. Last et J. P. Smol, 171–203. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Arbour, S. 1994. *État de l'environnement de la région Chaudière-Appalaches*. Lévis: Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches.
- BAPE (Bureau d'audiences publiques sur l'environnement). 2020. *L'état des lieux et la gestion de l'amianté et des résidus miniers amiantés: rapport d'enquête et d'audience publique (no 351)*. Québec: Gouvernement du Québec.
- Barry, G. R. 1999. *A History of Megantic County: Downhomers of Quebec's Eastern Townships*. Lower Sackville: Evans Books.
- Beaudoin, G., R. Hébert, M. Constantin, J. Duchesne, E. Cecchi, F. Huot, S. Vigneau, et R. Fiola. 2008. "Spontaneous Carbonation of Serpentine in Milling and Mining Waste, Southern Québec and Italy." *Proceedings of the 2nd International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering (ACEME08)*: 73–82.
- Beaudoin, G., A. Nowamooz, G. P. Assima, K. Lechat, A. Gras, A. Entezari, E. H. B. Kandji, et al. 2017. "Passive Mineral Carbonation of Mg-Rich Mine Wastes by Atmospheric CO₂." *Energy Procedia*. 114: 6083–6086. doi:10.1016/j.egypro.2017.03.1745.
- Bennett, K. D. 1996. "Determination of the Number of Zones in a Biostratigraphical Sequence." *The New Phytologist* 132 (1): 155–170. doi:10.1111/j.1469-8137.1996.tb04521.x.
- Bérubé, P. 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Bécancour: 1979–1989*. Québec: Ministère de l'Environnement du Québec.
- Björck, S., et B. Wohlfarth. 2001. "Chronostratigraphic Techniques in Paleolimnology." Dans Vol. 1 de *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, édité par W. M. Last et J. P. Smol, 205–245. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Blaauw, M., J. A. Christen, M. A. Aquino Lopez, J. E. Vazquez, O. M. Gonzalez, T. Belding, J. Theiler, B. Gough, et C. Karney. 2021. *rbacon: Age-depth modelling using Bayesian statistics*. Accédé le 4 août 2021. <https://CRAN.R-project.org/package=rbacon>.
- Blaauw, M., et J. A. Christen. 2011. "Flexible Paleoclimate Age-Depth Models Using an Autoregressive Gamma Process." *Bayesian Analysis* 6 (3): 457–474. doi:10.1214/11-BA618.
- Blais, J. M., J. Kalf, R. J. Cornett, et R. D. Evans. 1995. "Evaluation of ²¹⁰Pb Dating in Lake Sediments Using Stable Pb, *Ambrosia* Pollen, and ¹³⁷Cs." *Journal of Paleolimnology* 13 (2): 169–178. doi:10.1007/BF00678105.
- Blott, S. 2010. *GRADISTAT Version 8.0: A Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments by Sieving or Laser Granulometer*. Crowthorne: Kenneth Pye Associates.
- Bouchard, G., K. Gajewski, et P. B. Hamilton. 2004. "Freshwater Diatom Biogeography in the Canadian Arctic Archipelago." *Journal of Biogeography* 31 (12): 1955–1973. doi:10.1111/j.1365-2699.2004.01143.x.
- Boyle, J. F. 2001. "Inorganic Geochemical Methods in Palaeolimnology." Dans Vol. 2 de *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, édité par W. M. Last et J. P. Smol, 83–141. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Chauvin, L. 1979. *Dépôts meubles de la région de Thetford-Mines – Victoriaville: rapport préliminaire*. Québec: Ministère des Richesses Naturelles.
- Chum, M. 2015. *Carte bathymétrique du Lac à la Truite d'Irlande*. Lac-Mégantic: Miroslav Chum, Inc.
- Cinq-Mars, F., et Y. Faucher. 1994. "Population et espace urbain." Dans *Thetford Mines à ciel ouvert: histoire d'une ville minière*, 11–80. Ville de Thetford Mines: Thetford Mines.

- Cloutier, F. 1965. *Memorandum: pollution de la rivière Bécancour*. Québec: Ministère des Richesses Naturelles.
- Croudace, I. W., A. Rindby, et G. Rothwell. 2006. "ITRAX: Description and Evaluation of a New Multi-Function X-Ray Core Scanner." Dans *New Techniques in Sediment Core Analysis*, édité par R. G. Rothwell, 51–63. London: Geological Society London Special Publications 267. doi:10.1144/GSL.SP.2006.267.01.04.
- Dixit, S. S., J. P. Smol, D. F. Charles, R. M. Hughes, S. G. Paulsen, et G. B. Collins. 1999. "Assessing Water Quality Changes in the Lakes of the Northeastern United States Using Sediment Diatoms." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56 (1): 131–152. doi:10.1139/f98-148.
- Donati-Daoust, F., et É. Dubois. 2020. *Mémoire sur l'environnement minier à Thetford Mines*. Thetford Mines: Cégep de Thetford.
- Du, P., et D. E. Walling. 2012. "Using 210Pb Measurements to Estimate Sedimentation Rates on River Floodplains." *Journal of Environmental Radioactivity* 103 (1): 59–75. doi:10.1016/j.jenvrad.2011.08.006.
- Dunnington, D. W., S. Roberts, S. A. Norton, I. S. Spooner, J. Kurek, J. L. Kirk, D. C. G. Muir, C. E. White, et G. A. Gagnon. 2020. "The Distribution and Transport of Lead over Two Centuries as Recorded by Lake Sediments from Northeastern North America." *Science of the Total Environment* 737: 140212. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140212.
- Dupéré, M., C. Duplessis, et G. Rousseau. 2007. *Resources Estimation of the Nickel Content in Asbestos Mines Tailings: Thetford Mines, Quebec, Canada*. Blainville: Systèmes Géostat International.
- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2020. *Normales climatiques canadiennes*. Accédé le 1^{er} avril 2020. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html.
- Engstrom, D. R., et H. E. Wright. 1984. "Chemical Stratigraphy of Lake Sediments as a Record of Environmental Change." Dans *Lake Sediments and Environmental History*, édité par E. Y. Haworth et J. W. G. Lund, 11–68. Leicester: Leicester University Press.
- Faegri, K., et J. Iversen. 1989. *Textbook of Pollen Analysis*. 4e éd. Chichester: John Wiley & Sons.
- Fortier, C. 1983. *Black Lake: Lac d'amiante, 1882–1982. Tome I: amiante et chrome des Appalaches, cent ans d'histoire*. Saint-Georges-de-Beauce: Ateliers Graphiti Barbeau, Tremblay.
- Fortin, D., P. Francus, A. C. Gebhardt, A. Hahn, P. Kliem, A. Lisé-Pronovost, R. Roychowdhury, J. Labrie, G. St-Onge, et The PASADO Science Team. 2013. "Destructive and Non-Destructive Density Determination: Method Comparison and Evaluation from the Laguna Potrok Aike Sedimentary Record." *Quaternary Science Reviews* 71: 147–153. doi:10.1016/j.quascirev.2012.08.024.
- Garrison, P. J., et S. A. Fitzgerald. 2005. "The Role of Shoreland Development and Commercial Cranberry Farming in a Lake in Wisconsin, USA." *Journal of Paleolimnology* 33 (2): 169–188. doi:10.1007/s10933-004-3990-4.
- Gaudard, S. 1993. *Voyage au coeur des Appalaches: guide des curiosités minérales de la M.R.C. de l'Amiante*. Thetford Mines: Musée minéralogique et minier de la région de l'Amiante.
- Godbout, P.-M. 2013. *Géologie du Quaternaire et hydrostratigraphie des dépôts meubles du bassin versant de la rivière Bécancour et des zones avoisinantes, Québec*. Mémoire de maîtrise, Montréal: Université du Québec à Montréal.
- Goring, S., J. W. Williams, J. L. Blois, S. T. Jackson, C. J. Paciorek, R. K. Booth, J. R. Marlon, M. Blaauw, et J. A. Christen. 2012. "Deposition Times in the Northeastern United States during the Holocene: Establishing Valid Priors for Bayesian Age Models." *Quaternary Science Reviews* 48: 54–60. doi:10.1016/j.quascirev.2012.05.019.
- Grimm, E. C. 1987. "CONISS: A FORTRAN 77 Program for Stratigraphically Constrained Cluster Analysis by the Method of Incremental Sum of Squares." *Computers & Geosciences* 13 (1): 13–25. doi:10.1016/0098-3004(87)90022-7.
- GROBEC (Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour). 2015a. *Caractérisation de l'état des bandes riveraines et de l'érosion du secteur urbain et minier*. Ville de Thetford Mines. Plessisville: GROBEC.
- GROBEC (Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour). 2015b. *Présence de métaux dans l'eau de surface du bassin versant de la rivière Bécancour, secteur minier de Thetford Mines*. Plessisville: GROBEC.
- GROBEC (Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour). 2021. *Rapport final: Suivi de la qualité de l'eau du Lac à la Truite d'Irlande*. Plessisville: GROBEC.
- Heiri, O., A. F. Lotter, et G. Lemcke. 2001. "Loss on Ignition as a Method for Estimating Organic and Carbonate Content in Sediments: Reproducibility and Comparability of Results." *Journal of Paleolimnology* 25 (1): 101–110. doi:10.1023/A:1008119611481.
- Hofmann, G., M. Werum, et H. Lange-Bertalot. 2011. *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie*. Rugell: A.R.G. Gantner Verlag K.G.
- Houk, V., R. Klee, et H. Tanaka. 2010. "Atlas of Freshwater Centric Diatoms with a Brief Key and Descriptions. Part III. *Stephanodiscaceae* A." *Cyclotella, Tertiaris, Discostella Fottea* 10 (Supplement): 1–498.
- Houk, V., R. Klee, et H. Tanaka. 2014. "Atlas of Freshwater Centric Diatoms with a Brief Key and Descriptions. Part IV. *Stephanodiscaceae* B. *Stephanodiscus, Cyclostephanos, Pliocenicus, Hemistephanos, Stephanocostis, Mesodictyon & Spicaticribra*." *Fottea* 14 (Supplement): 1–532.
- Houk, V., R. Klee, et H. Tanaka. 2017. "Atlas of Freshwater Centric Diatoms with a Brief Key and Descriptions. Second Emended Edition of Part I and II." *Melosiraceae, Orthoseiraceae, Paraliaceae and Aulacoseiraceae Fottea* 17 (Supplement): 1–616.
- INSPQ (Institut national de santé publique du Québec). 2016. *Risques pour la santé associés à l'épandage de biosolides municipaux sur des terres agricoles*. Québec: Direction de la santé environnementale et de la toxicologie.
- Jacques, O., R. Pienitz, et G. Ibrahim. 2020. "Paleolimnological Assessment of Long-Term Changes in a Boreal Recreational Lake of the Fermont Mining

- Region (Subarctic Quebec, Canada).” *Lake and Reservoir Management* 36 (3): 314–334. doi:10.1080/10402381.2019.1711470.
- Juggins, S. 2014. *C2 Version 1.7.7: Software for Ecological and Palaeoecological Data Analysis and Visualisation*. Newcastle upon Tyne: University of Newcastle.
- Juggins, S. 2017. *Rioja: Analysis of Quaternary Science Data, R Package Version 0.9-21*. Newcastle upon Tyne: Newcastle University.
- Kelly, M. G., R. Trobajo, L. Rovira, et D. G. Mann. 2015. “Characterizing the Niches of Two Very Similar *Nitzschia* Species and Implications for Ecological Assessment.” *Diatom Research* 30 (1): 27–33. doi:10.1080/0269249X.2014.951398.
- Klein, C., et C. S. Hurlbut, Jr. 1999. *Manuel of Mineralogy*. 21e éd. révisée. New York: John Wiley & Sons New York.
- Koinig, K. A., W. Shotyk, A. F. Lotter, C. Ohlendorf, et M. Sturm. 2003. “9000 Years of Geochemical Evolution of Lithogenic Major and Trace Elements in the Sediment of an Alpine Lake - The Role of Climate, Vegetation, and Land-Use History.” *Journal of Paleolimnology* 30 (3): 307–320. doi:10.1023/A:1026080712312.
- Köster, D., J. M. Racca, et R. Pienitz. 2004. “Diatom-Based Inference Models and Reconstructions Revisited: Methods and Transformations.” *Journal of Paleolimnology* 32 (3): 233–246. doi:10.1023/B:JOPL.0000042907.90500.5a.
- Koumantakis, E., K. Anastasiadou, D. Kalderis, et E. Gidarakos. 2009. “Asbestos Pollution in an Inactive Mine: Determination of Asbestos Fibers in the Deposit Tailings and Water.” *Journal of Hazardous Materials* 167 (1–3): 1080–1088. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.01.102.
- Krammer, K., et H. Lange-Bertalot. 1991. “Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae.” Dans *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, édité par H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, et D. Mollenhauer, 1–576. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Kumar, A., et S. K. Maiti. 2015. “Assessment of Potentially Toxic Heavy Metal Contamination in Agricultural Fields, Sediment, and Water from an Abandoned Chromite-Asbestos Mine Waste of Roro Hill, Chaibasa, India.” *Environmental Earth Sciences* 74 (3): 2617–2633. doi:10.1007/s12665-015-4282-1.
- Lafontaine-Boyer, K., et K. Gajewski. 2014. “Vegetation Dynamics in Relation to Late Holocene Climate Variability and Disturbance, Outaouais, Québec, Canada.” *The Holocene* 24 (11): 1515–1526. doi:10.1177/0959683614544054.
- Lange-Bertalot, H. 2001. “*Navicula* Sensu Stricto – 10 Genera Separated from *Navicula* Sensu Lato – *Frustulia*.” Dans Vol. 2 de *Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Water and Comparable Habitats*, édité par H. Lange-Bertalot, 1–526. Ruggell: A.R.G. Gantner.
- Laperrière, L., R. Pienitz, M.-A. Fallu, S. Hausmann, et D. Muir. 2009. “Impacts de l’activité minière et des eaux usées sur la santé du Lac Dauriat à Schefferville: données paléolimnologiques.” *Le Naturaliste Canadien* 133 (2): 83–95.
- Lavoie, I., P. B. Hamilton, S. Campeau, M. Grenier, et P. J. Dillon. 2008. *Guide d’identification des diatomées des rivières de l’Est du Canada*. Québec: Presses de l’Université du Québec.
- Le regroupement des 4 lacs. 2015. *Le Lac à la Truite d’Irlande en voie de disparition*. Irlande: Le regroupement des 4 lacs.
- Marcoux-Dubois, J. D., et V. Fréchette-Laframboise. 1984. *150 ans de souvenirs 1834–1984: Saint-Ferdinand d’Halifax*. Thetford Mines: Imprimerie Roy et Laliberté Inc.
- Masi, M.-E., et D. Bourget. 2007. *Diagnostic sur les ressources et les usages de la Haute-Bécancour: rapport technique*. Québec: Canards Illimités Canada.
- McAndrews, J. H. 1988. “Human Disturbance of North American Forests and Grasslands: The Fossil Pollen Record.” Dans Vol. 7 de *Handbook of Vegetation Science*, édité par B. Huntley et T. Webb, 673–697. Dordrecht: Springer. doi:10.1007/978-94-009-3081-0_18.
- MDDEFP (Ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs). 2013. *Bilan annuel de conformité environnementale 2010: les effluents liquides du secteur minier*. Québec: Direction des politiques de l’eau.
- Meck, M., D. Love, et B. Mapani. 2006. “Zimbabwean Mine Dumps and Their Impacts on River Quality – a Reconnaissance Study.” *Physics and Chemistry of the Earth* 31 (15–16): 797–803. doi:10.1016/j.pce.2006.08.029.
- MER (Ministère de l’Énergie et des Ressources). 1986. *Statistiques sur les mines d’amiante du Québec*. Québec: Secteur Mines.
- MERN (Ministère de l’Énergie et des Ressources Naturelles). 2020. *Système d’information géominère du Québec: carte interactive*. Accédé le 2 mars 2020. http://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108_afchCarteIntr#.
- Meyers, P. A. 2009. “Organic Geochemical Proxies.” Dans *Encyclopedia of Paleoclimatology and Ancient Environments*, édité par V. Gornitz, 659–662. Dordrecht: Springer-Verlag.
- Meyers, P. A., et J. L. Teranes. 2001. “Sediment Organic Matter.” Dans Vol. 2 de *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, édité par W. M. Last et J. P. Smol, 239–269. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Miquelon, G. 2018. *Photo-interprétation historique du Lac à la Truite d’Irlande*. Sherbrooke: RAPPEL-COOP.
- Monaro, S., S. Landsberger, R. Lecomte, P. Paradis, G. Desaulniers, and A. P’an. 1983. “Asbestos Pollution Levels in River Water Measured by Proton-Induced X-Ray Emission (PIXE) Techniques.” *Environmental Pollution Series B* 5 (2): 83–90. doi:10.1016/0143-148X(83)90038-1.
- Morales, E. A., et M. L. Vis. 2007. “Epilithic Diatoms (Bacillariophyceae) from Cloud Forest and Alpine Streams in Bolivia, South America.” *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 156 (1): 123–155. doi:10.1635/00973157(2007)156
- MRNFP (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs). 2003. *Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec*. Québec: Direction des inventaires forestiers.
- Muller, S. D., et P. J. H. Richard. 2001. “Post-Glacial Vegetation Migration in Conterminous Montréal

- Lowlands, Southern Québec.” *Journal of Biogeography* 28 (10): 1169–1193. doi:10.1046/j.1365-2699.2001.00625.x.
- O’Neill Sanger, C. E., J. M. St-Jacques, M. C. Peros, et K. A. Schwartz. 2021. “Reconstructed High-Resolution Forest Dynamics and Human Impacts of the past 2300 Years of the Parc National de Mont-Orford, Southeastern Québec, Canada.” *The Holocene* 31 (6): 1019–1032. doi:10.1177/0959683621994642.
- Overpeck, J. T., T. Webb, et I. C. Prentice. 1985. “Quantitative Interpretation of Fossil Pollen Spectra: Dissimilarity Coefficients and the Method of Modern Analogs.” *Quaternary Research* 23 (1): 87–108. doi:10.1016/0033-5894(85)90074-2.
- Paquette, N., et K. Gajewski. 2013. “Climatic Change Causes Abrupt Changes in Forest Composition, Inferred from a High-Resolution Pollen Record, Southwestern Quebec, Canada.” *Quaternary Science Reviews* 75: 169–180. doi:10.1016/j.quascirev.2013.06.007.
- Pienitz, R., et W. F. Vincent. 2003. “Generic Approaches towards Water Quality Monitoring Based on Paleolimnology.” Dans *Freshwater Management: Global versus Local Perspectives*, édité par M. Kumagai et W. F. Vincent, 61–82. Tokyo: Springer-Verlag.
- Piette, G. 1953. *Drainage of Black Lake: Project*. Québec: United Asbestos Corporation.
- Qi, H., T. B. Coplen, H. Geilmann, W. A. Brand, et J. K. Böhlke. 2003. “Two New Organic Reference Materials for Delta13c and Delta15n Measurements and a New Value for the Delta13c of NBS 22 Oil.” *Rapid Communications in Mass Spectrometry: RCM* 17 (22): 2483–2487. doi:10.1002/rcm.1219.
- Reimer, Paula J., William E. N. Austin, Edouard Bard, Alex Bayliss, Paul G. Blackwell, Christopher Bronk Ramsey, Martin Butzin, et al. 2020. “The IntCal20 Northern Hemisphere Radiocarbon Age Calibration Curve (0–55 Cal kBP).” *Radiocarbon* 62 (4): 725–757. doi:10.1017/RDC.2020.41.
- Sandgren, P., et I. Snowball. 2001. “Application of Mineral Magnetic Techniques to Paleolimnology.” Dans Vol. 2 *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, édité par W. M. Last et J. P. Smol, 217–237. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Schelske, C. L., C. M. Donar, et E. F. Stoermer. 1999. “A Test of Paleolimnologic Proxies for the Planktonic/Benthic Ratio of Microfossil Diatoms in Lake Apopka.” Dans *Proceedings of the Fourteenth International Diatom Symposium*, édité par S. Mayama, M. Idei, et I. Koizumi, 367–382. Koenigstein: Koeltz Scientific Books.
- Schindelin, J., I. Arganda-Carreras, E. Frise, V. Kaynig, M. Longair, T. Pietzsch, S. Preibisch, et al. 2012. “Fiji: An Open-Source Platform for Biological-Image Analysis.” *Nature Methods* 9 (7): 676–682. doi:10.1038/nmeth.2019.
- Schmidt, R., C. Kamenik, H. Lange-Bertalot, et R. Klee. 2004. “*Fragilaria* and *Staurosira* (Bacillariophyceae) from Sediment Surfaces of 40 Lakes in the Austrian Alps in Relation to Environmental Variables, and Their Potential for Paleoclimatology.” *Journal of Limnology* 63 (2): 171–189. doi:10.4081/jlimnol.2004.171.
- Spaulding, S. A., I. W. Bishop, M. B. Edlund, S. Lee, P. Furey, E. Jovanovska, et M. Potapova. 2019. *Diatoms of North America*. Accédé le 21 mars 2020. <https://diatoms.org/>.
- Thibault, Y. 2011. *Caractérisation minéralogique d’échantillons de surface de résidus miniers produits par l’extraction du chrysotile dans la région de Thetford Mines (Québec)*. Ottawa: Ressources naturelles Canada.
- Tomkins, J. D., D. Antoniadis, S. F. Lamoureux, et W. F. Vincent. 2008. “A Simple and Effective Method for Preserving the Sediment–Water Interface of Sediment Cores during Transport.” *Journal of Paleolimnology* 40 (1): 577–582. doi:10.1007/s10933-007-9175-1.
- Tremblay, R., R. Pienitz, et P. Legendre. 2014. “Reconstructing Phosphorus Levels Using Models Based on the Modern Diatom Assemblages of 55 Lakes in Southern Quebec.” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71 (6): 887–914. doi:10.1139/cjfas-2013-0469.
- Villeneuve, M. 2013. *Rapport de caractérisation des résidus miniers, région de Thetford Mines*. Québec: Ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Wu, Y. 2011. *Evaluation of Ecological Risks and Benefits of Revegetation of the Thetford Mines - Phase 1*. Ottawa: CANMET Mining and Mineral Sciences Laboratories.