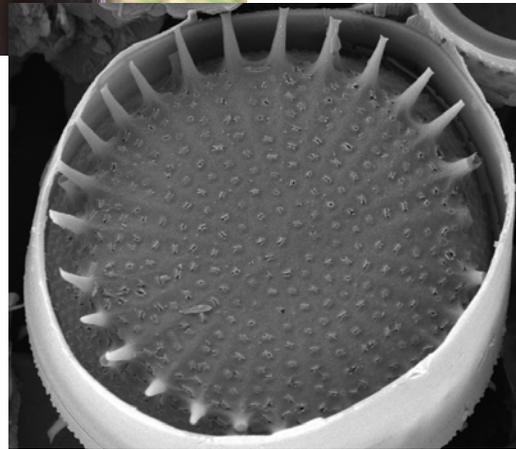

Projet d'études paléolimnologiques des lacs du bassin de la rivière Bécancour : rapport final



Olivier Jacques & Reinhard Pienitz

Mai 2022



UNIVERSITÉ
LAVAL

Auteurs :

- Olivier Jacques, M. Sc.
Doctorant, Département de géographie, Université Laval
- Reinhard Pienitz, Ph. D.
Professeur titulaire, Département de géographie, Université Laval



Réviseur externe :

- Emmanuel Laplante, M. Env.
Directeur général, Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour (GROBEC)



Citation recommandée :

Jacques, O. et R. Pienitz. 2022. Projet d'études paléolimnologiques des lacs du bassin de la rivière Bécancour : rapport final. Laboratoire de paléocéologie aquatique, Université Laval, Québec, 229 pp.

Photos de couverture : surface d'une carotte de sédiments prélevée au lac à la Truite (crédit : Ismail El Haddaoui, Université Laval); valve de l'espèce de diatomées Stephanodiscus hantzschii préservée dans les sédiments de l'étang Stater (crédit : Konrad Schultz, University of Rostock)

Résumé exécutif

La rivière Bécancour prend origine à la sortie du lac Bécancour dans la région de Chaudière-Appalaches (sud du Québec). Plus en aval, elle coule à travers la ville de Thetford Mines et plusieurs haldes de résidus miniers, vestiges de plus d'un siècle d'exploitation de l'amiante (1877–2011 ère commune; EC). La rivière s'élargit ensuite pour former successivement l'étang Stater, le lac à la Truite d'Irlande, le lac William et le lac Joseph. Depuis plusieurs années, le lac Bécancour et ces quatre plans d'eau sont aux prises avec de graves problèmes d'eutrophisation et, dans certains cas, d'ensablement. Les causes de leur mauvaise condition et leur niveau de détérioration vis-à-vis leur état naturel demeuraient cependant incertains en raison d'un manque de données scientifiques, en particulier historiques. Ce présent projet de recherche visait à combler ces lacunes en reconstituant de manière détaillée l'évolution de l'étang Stater et des lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph au fil des décennies et siècles passés à l'aide d'une approche paléolimnologique. Cette dernière est basée sur l'analyse des sédiments présents au fond des lacs, lesquels répertorient la matière, les contaminants et les restes d'organismes aquatiques qui s'y sont déposés au fil du temps. Pour chacun des plans d'eau à l'étude, nous avons prélevé et analysé une carotte de sédiments d'un peu plus de 1 mètre de longueur. Les caractéristiques des différentes couches sédimentaires ont été analysées en laboratoire, ce qui inclut notamment leur âge, densité, susceptibilité magnétique, granulométrie (taille des grains) et leur contenu en matière organique, carbone, azote, isotopes, métaux, amiante et diatomées (microalgues).

La dominance de taxons de diatomées typiques d'eaux pauvres en nutriments dans les sédiments « naturels » des lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph ont révélé qu'ils présentaient un état oligotrophe (c.-à-d., une bonne condition écologique) au moment de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour en ~ 1810 EC. Ils avaient aussi de très faibles taux d'accumulation de sédiments ($< 0,1 \text{ cm/an}$; $< 0,05 \text{ g/cm}^2/\text{an}$). Les données paléolimnologiques indiquent que le défrichement des terres et les activités agricoles survenus au cours du XIX^e siècle ont cependant augmenté les apports en nutriments et en sédiments aux plans d'eau. Le lac William a même atteint un état mésotrophe (niveau modéré de dégradation) dès ~ 1885 EC en raison de pressions vraisemblablement associées

au commerce du bois et à des rejets d'eaux usées. Le niveau de dégradation des plans d'eau situés en aval de Thetford Mines a été grandement accentué à la suite des travaux de vidange (excavation et drainage) du lac Noir qui ont été menés de 1954 à 1959 EC à des fins d'exploitation minière. Ce lac était anciennement alimenté par la rivière Bécancour, un peu plus de 10 km en amont de l'étang Stater et du lac à la Truite. Pendant les années de vidange, des quantités très importantes de sédiments ont été déposées dans l'étang Stater et dans les lacs à la Truite, William et, dans une moindre mesure, Joseph. Contrairement à la croyance populaire, ce n'est toutefois pas plusieurs mètres d'ensablement qu'a subi le lac à la Truite durant cette époque, mais plutôt ~ 10 cm (secteur de la fosse centrale du lac). L'essor important de diatomées indicatrices d'eaux fortement enrichies en nutriments (p. ex., *Cyclostephanos makarovae/invisitatus*, *Stephanodiscus hantzschii*) dans les sédiments de l'étang Stater et des lacs à la Truite, William et Joseph déposés durant la vidange du lac Noir indiquent que ces milieux aquatiques ont dès lors rapidement progressé à un état méso-eutrophe ou eutrophe (niveau avancé de dégradation), ce qui peut être attribué à l'arrivée importante d'eaux usées en provenance du secteur de Thetford Mines suivant le détournement de la rivière Bécancour résultant de la vidange du lac Noir. Les résultats ont révélé que l'étang Stater et les lacs à la Truite et William ont continué de recevoir des quantités anormalement élevées de sédiments dans les décennies qui ont suivi cet événement jusqu'à aujourd'hui. La faible teneur en matière organique et le contenu important en magnésium, chrome et nickel de ce matériel sédimentaire indiquent qu'il est constitué d'une grande proportion de résidus miniers issus de l'exploitation de l'amiante. Les résultats démontrent donc du même coup que les haldes minières situées en bordure de la rivière Bécancour s'érodent de façon massive vers le milieu aquatique. Cette érosion est aujourd'hui toujours importante en dépit de la cimentation et de la stabilisation de certaines portions de leur surface. Par conséquent, de 2000 à 2017 EC, les taux d'accumulation de sédiments étaient toujours très élevés (voire extrêmes) dans l'étang Stater (~ 1,35 cm/an; ~ 0,67 g/cm²/an) et dans les lacs à la Truite (~ 0,62 cm/an; ~ 0,39 g/cm²/an) et William (~ 0,50 cm/an; ~ 0,23 g/cm²/an). Ils étaient comparativement beaucoup plus faibles dans les lacs Bécancour (~ 0,14 cm/an; ~ 0,03 g/cm²/an) et Joseph (~ 0,10 cm/an; ~ 0,05 g/cm²/an). Les sédiments récents de ces deux lacs sont néanmoins

également significativement enrichis en magnésium, ce qui démontre qu'ils contiennent aussi des résidus miniers, mais en quantité bien moindre que les autres lacs d'étude.

À l'image des taux d'accumulation de sédiments qui sont demeurés élevés, la qualité de l'eau de tous les lacs en aval de Thetford Mines est restée très mauvaise dans les décennies qui ont suivi la vidange du lac Noir. Certains indicateurs paléolimnologiques, tels que la diminution de la proportion de diatomées planctoniques (c.-à-d., vivant en suspension dans l'eau) et l'augmentation du rapport du carbone sur l'azote des sédiments, révèlent que la transparence de l'eau s'est améliorée et que la croissance d'algues a légèrement diminué au cours des années 1980 EC, suivant la mise en opération des stations d'épuration des eaux usées de Saint-Ferdinand et Thetford Mines en 1985 et 1986 EC. De manière générale, la qualité de l'eau est toutefois encore mauvaise, en particulier au lac à la Truite qui présente toujours un état eutrophe. Au lac Bécancour, c'est durant les deux décennies qui ont suivi la construction du barrage situé à son embouchure (~ 1940 EC) que la qualité de l'eau a commencé à se dégrader de manière plus significative. L'aménagement du dépotoir de Thetford-Partie-Sud, ainsi que le développement résidentiel survenu autour du lac à cette époque sont les principaux facteurs qui peuvent être mis en cause. Par ailleurs, d'après des reconstitutions basées sur les assemblages de diatomées, le pH de tous les plans d'eau à l'étude s'est considérablement accru depuis le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour et, en particulier, depuis la vidange du lac Noir. Ce résultat peut être en partie attribué à l'influence des résidus miniers déposés sur le territoire.

Les résultats des analyses ont également révélé que les sédiments précoloniaux de quatre des cinq principaux sites d'étude (lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph) contiennent de l'amiante (jusqu'à 3,5 %; pourcentage massique), ce qui reflète la présence naturelle de ce type de minéraux fibreux dans les sols de la région. Les sédiments déposés depuis le début des activités minières à Thetford Mines et Black Lake (~ 1880 EC) renferment des concentrations encore plus élevées d'amiante (jusqu'à 6,9 %) en raison de l'érosion des résidus miniers et de la pollution de l'air historiquement générée par les sites d'exploitation. Le chrysotile est la forme d'amiante la plus commune et abondante dans les sédiments, mais de l'amiante amphibole (actinolite et trémolite) a également été identifié dans plusieurs échantillons (jusqu'à 2,1 %).

À la lumière des résultats obtenus, nous recommandons que des solutions soient mises en place afin de freiner la pollution associée aux rejets d'eaux usées de la ville de Thetford Mines et à l'érosion des haldes minières situées en bordure de la rivière Bécancour. La préservation et le rétablissement de l'étang Stater et des lacs à la Truite, William et Joseph passeront inévitablement par cette avenue. Des interventions à la source sont nécessaires, mais il serait également pertinent qu'un bassin de sédimentation et de rétention des nutriments, à l'image de ce que constituait naturellement le lac Noir, soit réaménagé entre l'étang Stater et la sortie de la ville de Thetford Mines. L'importance de sources de pollution plus locales ne doit également pas être négligée. Nous recommandons que les bandes riveraines dans les bassins versants et, en particulier, autour des lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph soient renforcées. Les installations septiques des résidences riveraines devraient aussi être inspectées et restaurées au besoin. Par ailleurs, nous recommandons que la teneur en amiante dans l'air le long de la rivière Bécancour et de ses lacs soit mesurée afin de mieux évaluer les risques à la santé humaine que pourraient poser la présence d'amiante dans l'eau et les sédiments de la région. De même, il serait pertinent de pratiquer des analyses *in situ* (en milieu naturel) afin de jauger les impacts des fibres d'amiante sur les organismes aquatiques du bassin hydrographique.

Table des matières

Résumé exécutif	ii
Table des matières	vi
Liste des tableaux	x
Liste des figures	xii
Liste des abréviations, sigles et symboles	xviii
Financement.....	xx
Remerciements.....	xxi
Avant-propos	xxiii
1. Introduction	1
2. Caractéristiques modernes de la région d'étude.....	7
2.1 Caractéristiques générales des lacs.....	7
2.2 Hydrographie générale	7
2.3 Portrait humain.....	9
2.4 Contexte géologique.....	11
2.5 Climat.....	12
2.6 Végétation	12
3. Portrait historique du territoire.....	13
3.1 Occupation autochtone.....	13
3.2 Colonisation moderne.....	13
3.3 Premières activités économiques.....	14
3.4 Hôpital Saint-Julien.....	15
3.5 Activités minières d'amiante.....	15
3.5.1 Début des activités minières (1877–1945 EC).....	15
3.5.2 Maximum des activités minières (1945–1980 EC)	17
3.5.2.1 Première phase (1945–1954 EC).....	17
3.5.2.2 Vidange du lac Noir (1954–1959 EC).....	17
3.5.2.3 Période post-vidange (1959–1980 EC).....	18
3.5.3 Déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC).....	19
3.5.4 Évolution de l'étendue des haldes minières	20
3.6 Autres activités minières	22
3.6.1 Cuivre.....	22
3.6.2 Chromite.....	23
3.7 Croissance démographique.....	23
3.8 Développement riverain au XX ^e siècle.....	26
3.8.1 Lac Bécancour.....	26
3.8.2 Lac à la Truite	26
3.8.3 Lac William.....	27
3.8.4 Lac Joseph.....	27
3.9 Égouts et eaux usées.....	28
3.10 Barrages.....	28
3.11 Détournements et autres modifications de rivière	30
3.12 Dépotoirs	31
4. Méthodologie.....	34
4.1 Principes théoriques de la paléolimnologie	34
4.2 Collecte des échantillons	35
4.2.1 Carottes de sédiments.....	35
4.2.2 Sources de sédiments	38
4.3 Datations et chronologie.....	40
4.4 Indicateurs physiques	47
4.5 Indicateurs chimiques.....	47
4.6 Indicateurs biologiques.....	50
4.7 Analyses d'amiante	51
5. Sources de sédiments.....	53

5.1 Résultats	53
5.1.1 Composition géochimique élémentaire	53
5.1.2 Concentrations en amiante dans les résidus miniers	53
5.2 Discussion	57
5.2.1 Différences géochimiques	57
5.2.2 Teneurs en amiante	58
6. Lac Bécancour	59
6.1 Résultats	59
6.1.1 Description générale de la carotte	59
6.1.2 Chronologie.....	59
6.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments	59
6.1.4 Propriétés physiques.....	63
6.1.5 Matière organique, carbone et azote.....	63
6.1.6 Métaux et autres éléments chimiques.....	66
6.1.7 Amiante.....	70
6.1.8 Assemblages de diatomées.....	71
6.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l'eau.....	74
6.2 Discussion	76
6.2.1 Évolution naturelle	76
6.2.2 Évolution postcoloniale.....	77
6.2.2.1 Changements sédimentologiques	77
6.2.2.2 Sources de la contamination en fibres d'amiante	78
6.2.2.3 Changements au niveau de la qualité de l'eau	79
6.2.3 Niveaux de dégradation et de pollution modernes	80
6.2.3.1 Sédiments	80
6.2.3.2 Qualité de l'eau	82
6.3 Conclusions et recommandations	84
7. Étang Stater	86
7.1 Résultats	86
7.1.1 Description générale de la carotte	86
7.1.2 Chronologie.....	86
7.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments	86
7.1.4 Propriétés physiques.....	90
7.1.5 Matière organique, carbone et azote.....	90
7.1.6 Métaux et autres éléments chimiques.....	93
7.1.7 Amiante.....	95
7.2 Discussion	99
7.2.1 État naturel	99
7.2.2 Évolution postcoloniale.....	100
7.2.2.1 Développement initial du territoire (~ 1810–1945 EC).....	100
7.2.2.2 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC).....	100
7.2.2.3 Période post-vidange (1960–1980 EC).....	102
7.2.2.4 Déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC)	103
7.2.3 Niveaux modernes d'accumulation et de contamination des sédiments.....	105
7.3 Conclusions et recommandations	106
8. Lac à la Truite.....	108
8.1 Résultats	108
8.1.1 Description générale de la carotte	108
8.1.2 Chronologie.....	108
8.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments	108
8.1.4 Propriétés physiques.....	112
8.1.5 Matière organique, carbone et azote.....	114
8.1.6 Métaux et autres éléments chimiques.....	116
8.1.7 Amiante.....	119
8.1.8 Assemblages de diatomées.....	121
8.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l'eau.....	125

8.2 Discussion	126
8.2.1 État naturel	126
8.2.2 Évolution postcoloniale.....	127
8.2.2.1 Période coloniale (~ 1810–1880 EC)	127
8.2.2.2 Début des activités minières (~ 1880–1945)	128
8.2.2.3 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC).....	129
8.2.2.4 Période post-vidange (1960–1980 EC).....	131
8.2.2.5 Déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC)	133
8.2.3 Niveaux modernes d’accumulation et de contamination des sédiments.....	134
8.3 Conclusions et recommandations	136
9. Lac William.....	140
9.1 Résultats	140
9.1.1 Description générale de la carotte	140
9.1.2 Chronologie.....	140
9.1.3 Reconstitution des taux d’accumulation de sédiments	140
9.1.4 Propriétés physiques.....	144
9.1.5 Matière organique, carbone et azote.....	144
9.1.6 Métaux et autres éléments chimiques.....	147
9.1.7 Amiante.....	150
9.1.8 Assemblages de diatomées.....	153
9.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l’eau.....	157
9.2 Discussion	158
9.2.1 État naturel	158
9.2.2 Évolution postcoloniale.....	158
9.2.2.1 Années 1810 à 1895 EC	158
9.2.2.2 Années 1885 à 1945 EC	159
9.2.2.3 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC).....	160
9.2.2.4 Période post-vidange (1960–1980 EC).....	162
9.2.2.5 Déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC)	163
9.2.3 Niveaux modernes d’accumulation et de contamination des sédiments.....	164
9.3 Conclusions et recommandations	166
10. Lac Joseph.....	168
10.1 Résultats	168
10.1.1 Description générale de la carotte	168
10.1.2 Chronologie.....	168
10.1.3 Reconstitution des taux d’accumulation de sédiments	168
10.1.4 Propriétés physiques.....	172
10.1.5 Matière organique, carbone et azote.....	172
10.1.6 Métaux et autres éléments chimiques.....	175
10.1.7 Amiante.....	178
10.1.8 Assemblages de diatomées.....	180
10.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l’eau.....	183
10.2 Discussion	185
10.2.1 État naturel	185
10.2.2 Évolution postcoloniale.....	185
10.2.2.1 Période coloniale (~ 1810–1880 EC)	185
10.2.2.2 Années 1880 à 1945 EC	186
10.2.2.3 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC).....	187
10.2.2.4 Période post-vidange (1960–1980 EC).....	188
10.2.2.5 Déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC)	189
10.2.3 Niveaux modernes d’accumulation et de contamination des sédiments.....	190
10.3 Conclusions et recommandations	192
11. Analyses comparatives	194
11.1. Taux d’accumulation des sédiments.....	194
11.2. Évolution géochimique des sédiments	196
11.3. Taux d’accumulation d’amiante	199

12. Analyses d’amiante : résultats et discussions supplémentaires	200
12.1. Carotte de sédiments prélevée à l’embouchure de la rivière Bécancour	200
12.2. Longueur des fibres d’amiante	200
12.3. Présence naturelle d’amiante	201
12.4. Amiante amphibole	202
12.5. Considérations pour la santé humaine	203
13. Conclusion générale.....	205
Références	207
Glossaire	230
Annexes	234

Liste des tableaux

Tableau 2.1. Caractéristiques générales des lacs du bassin de la rivière Bécancour en 2017.....	8
Tableau 3.1. Population des principaux cantons du territoire de la Haute-Bécancour de 1831 à 1871 selon les données recueillies par Barry (1999) et les données de recensement du Canada (Board of Registration and Statistics, 1853; Bureau of Agriculture and Statistics, 1863; Département de l’Agriculture, 1873).....	24
Tableau 4.1. Liste des échantillons datés au carbone 14 dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l’étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS)...	46
Tableau 5.1. Contenu en amiante des échantillons tamisés ($\leq 300 \mu\text{m}$) de résidus miniers amiantés prélevés au bas des haldes minières King-Beaver, British Canadian 1 et Normandie.....	57
Tableau 6.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac Bécancour vis-à-vis les critères pour l’évaluation de la qualité des sédiments d’eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007).	81
Tableau 7.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments de l’étang Stater vis-à-vis les critères pour l’évaluation de la qualité des sédiments d’eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007)..	106
Tableau 8.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac à la Truite vis-à-vis les critères pour l’évaluation de la qualité des sédiments d’eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007)..	136
Tableau 9.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac William vis-à-vis les critères pour l’évaluation de la qualité des sédiments d’eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007).....	165
Tableau 10.1 Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac Joseph vis-à-vis les critères pour l’évaluation de la qualité des sédiments d’eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007).....	191
Tableau 11.1. Taux d’accumulation linéaire (TAL) et taux d’accumulation massique (TAM) moyens aux sites de carottages des lacs du bassin de la rivière Bécancour durant certaines périodes importantes de l’histoire régionale.....	194
Tableau 12.1. Longueur des fibres d’amiante préservées dans certains échantillons de sédiments et de résidus miniers amiantés analysés.	201
Tableau A1. Données historiques de la qualité de l’eau au lac Bécancour.	234
Tableau A2. Données historiques de la qualité de l’eau à l’étang Stater.....	235
Tableau A3. Données historiques de la qualité de l’eau au lac à la Truite.	236
Tableau A4-1. Données historiques de la qualité de l’eau au lac William – bassin sud.....	237
Tableau A4-2. Données historiques de la qualité de l’eau au lac William – partie centrale.....	238
Tableau A4-3. Données historiques de la qualité de l’eau au lac William – bassin nord.	240
Tableau A4-4. Données historiques de la qualité de l’eau au lac William – sites d’échantillonnage et nombre de mesures inconnus.....	241
Tableau A5-1. Données historiques de la qualité de l’eau au lac Joseph – partie sud.....	241
Tableau A5-2. Données historiques de la qualité de l’eau au lac Joseph – bassin central.....	241

Tableau A5-3. Données historiques de la qualité de l'eau au lac Joseph – bassin nord.242

Liste des figures

Figure 1.1. Carte du bassin versant du site d'étude.	2
Figure 1.2. Photographies d'haldes de résidus miniers amiantés présentes le long de la rivière Bécancour dans les secteurs des mines King-Beaver (A), British Canadian 1 et 2 (B, C) et Normandie (D).	3
Figure 1.3. Photographies aériennes historiques présentant le lac Noir avant sa vidange et son excavation (gauche) et la mine Lac d'Amiante qui a été créée à la suite des travaux (droite).	4
Figure 1.4. Carte de localisation du site de carottage situé à l'embouchure du fleuve Saint-Laurent dans la région de la ville de Bécancour.	6
Figure 3.1. Évolution de l'étendue des haldes minières dans le secteur de la mine King-Beaver.	20
Figure 3.2. Évolution de l'étendue des haldes minières dans le secteur des mines British Canadian 1 & 2.	21
Figure 3.3. Évolution de l'étendue des haldes minières dans le secteur des mines Vimy et Normandie.	22
Figure 3.4. Évolution démographique des principales agglomérations de la Haute-Bécancour de 1881 à 2016 selon les données de recensement du Canada (Département de l'Agriculture 1882, 1893; Bureau du recensement 1902; Bureau des recensements et statistiques 1912; Bureau fédéral de la statistique 1924–1967; Statistique Canada 1972–2019).	25
Figure 3.5. Localisation et évolution de l'étendue du dépotoir situé à proximité du lac Bécancour.	33
Figure 4.1. Schématisation d'un échantillonnage réalisé dans le cadre d'une étude paléolimnologique.	35
Figure 4.2. Photographie d'un carottier à percussion muni d'un tube d'échantillonnage, tel qu'utilisé lors des travaux de terrain.	36
Figure 4.3. Sélection de photographies des travaux de carottage.	37
Figure 4.4. Photographies des carottes de sédiments prélevées dans le lac Bécancour (BEC), l'étang Stater (STA), le lac à la Truite (TRU), le lac William (WIL), le lac Joseph (JOS) et la rivière Bécancour (secteur du fleuve Saint-Laurent; RBEC), lesquelles font l'objet des analyses présentées dans ce rapport.	38
Figure 4.5. Carte de localisation des sites d'échantillonnage des sources de matériel sédimentaire de la Haute-Bécancour.	39
Figure 4.6. Profils de variation de l'activité radioactive du césium 137 (^{137}Cs) dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l'étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS).	41
Figure 4.7. Profils de variation de l'activité radioactive du plomb 210 (^{210}Pb) non supporté dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l'étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS).	42
Figure 4.8. Profils de variation de la concentration de plomb stable (Pb) dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l'étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS).	43

Figure 4.9. Profils de variation de la concentration de pollens d’herbe à poux, telle qu’exprimée en termes de grains par gramme de sédiments secs (SS), dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l’étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS).....	44
Figure 5.1. Teneurs en éléments chimiques des échantillons de sources sédimentaires de la Haute-Bécancour.	54
Figure 5.2. Fibres d’amiante chrysotile contenues dans l’échantillon de résidus miniers de la mine Normandie (grossissement 1100x).	57
Figure 6.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac Bécancour et de son modèle chronologique.....	60
Figure 6.2. Évolution des taux d’accumulation linéaire (TAL; mm/an) et des taux d’accumulation massique (TAM; mg/cm ² /an) de sédiments au lac Bécancour.	61
Figure 6.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac Bécancour.	64
Figure 6.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac Bécancour. Les rapports du carbone sur l’azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l’azote 15 sur l’azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés.....	65
Figure 6.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac Bécancour.....	67
Figure 6.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac Bécancour.....	68
Figure 6.7. Évolution du facteur d’enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac Bécancour (1750–2017 EC).....	69
Figure 6.8. Photographies de fibres d’amiante chrysotile présentes au niveau 4,0–5,0 cm de la carotte de sédiments du lac Bécancour (grossissement 1100x).....	70
Figure 6.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac Bécancour.	71
Figure 6.10. Évolution du taux d’accumulation de fibres d’amiante dans les sédiments récents du lac Bécancour (1750–2017 EC).	72
Figure 6.11. Diagramme stratigraphique de l’abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 4\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac Bécancour.	73
Figure 6.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d’accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac Bécancour. Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées.	75
Figure 7.1. Présentation de la carotte de sédiments de l’étang Stater et de son modèle chronologique.	87
Figure 7.2. Évolution des taux d’accumulation linéaire (TAL; cm/an) et des taux d’accumulation massique (TAM; g/cm ² /an) de sédiments à l’étang Stater.....	88
Figure 7.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments de l’étang Stater.....	91

Figure 7.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments de l'étang Stater. Les rapports du carbone sur l'azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote 15 sur l'azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés.....	92
Figure 7.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments de l'étang Stater.	94
Figure 7.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux dans la carotte de sédiments de l'étang Stater.....	96
Figure 7.7. Évolution du facteur d'enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents de l'étang Stater (1750–2017 EC).	97
Figure 7.8. Photographie de fibres de trémolite et de chrysotile présentes au niveau 0,0–1,0 cm de la carotte de sédiments de l'étang Stater (grossissement 1100x).	97
Figure 7.9. Concentration en fibres d'amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments de l'étang Stater.....	98
Figure 7.10. Évolution du taux d'accumulation de fibres d'amiante dans les sédiments récents de l'étang Stater (1750–2017 EC).	98
Figure 7.11. Représentations historiques de l'étang Stater (encadrés rouges) datant d'avant la vidange du lac Noir. [Illustrations originales en provenance du Fonds Ministère des Terres et Forêts – Collections BAnQ]	99
Figure 7.12. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposées dans l'étang Stater durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Note : les couches (75 à 93 cm de profondeur) ont été déterminées à partir du modèle chronologique (en considérant les marges d'erreur associées aux dates) et de l'observation de la stratigraphie.	101
Figure 8.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac à la Truite et de son modèle chronologique. ...	109
Figure 8.2. Évolution des taux d'accumulation linéaire (TAL; cm/an) et des taux d'accumulation massique (TAM; g/cm ² /an) de sédiments au lac à la Truite.	110
Figure 8.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac à la Truite.....	113
Figure 8.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Les rapports du carbone sur l'azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote 15 sur l'azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés.....	115
Figure 8.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac à la Truite.....	117
Figure 8.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac à la Truite.	118
Figure 8.7. Évolution du facteur d'enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac à la Truite (1750 –2017 EC).	119
Figure 8.8. Photographies de fibres d'amiante chrysotile présentes aux niveaux 6,5–7,0 cm (gauche), 21,5–22,0 cm (centre) et 94,5–95,0 cm (droite) de la carotte de sédiments du lac à la Truite (grossissement 1100x).	120

Figure 8.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac à la Truite.	120
Figure 8.10. Évolution du taux d’accumulation de fibres d’amiante dans les sédiments récents du lac à la Truite (1750–2017 EC).	121
Figure 8.11. Diagramme stratigraphique de l’abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 4\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac à la Truite.	122
Figure 8.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d’accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées.	124
Figure 8.13. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposées dans le lac à la Truite durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC).	129
Figure 8.14. Photographie présentant une section d’un terrain agricole sans bande riveraine en bordure du lac à la Truite (cercle pointillé rouge).	139
Figure 9.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac William et de son modèle chronologique.	141
Figure 9.2. Évolution des taux d’accumulation linéaire (TAL; cm/an) et des taux d’accumulation massique (TAM; g/cm ² /an) de sédiments au lac William.	142
Figure 9.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac William.	145
Figure 9.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac William. Les rapports du carbone sur l’azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l’azote 15 sur l’azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés.	146
Figure 9.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac William.	148
Figure 9.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac William.	149
Figure 9.7. Évolution du facteur d’enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac William (1750–2017 EC).	151
Figure 9.8. Photographie de fibres d’actinolite et de chrysotile présentes au niveau 0,0–1,0 cm de la carotte de sédiments du lac William (grossissement 1100x).	152
Figure 9.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac William.	152
Figure 9.10. Évolution du taux d’accumulation de fibres d’amiante dans les sédiments récents du lac William (1750–2017 EC).	153
Figure 9.11. Diagramme stratigraphique de l’abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 7\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac William.	154
Figure 9.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d’accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac William.	

Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées.	156
Figure 9.13. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposées dans le lac William durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC).....	161
Figure 9.14. Aperçu agrandi des laminations fines (minces couches de sédiments) préservées dans la stratigraphie des années 1957 ± 7 à 1991 ± 7 EC (31,75 à 13 cm) du lac William.	163
Figure 10.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac Joseph et de son modèle chronologique.	169
Figure 10.2. Évolution des taux d’accumulation linéaire (TAL; mm/an) et des taux d’accumulation massique (TAM; mg/cm ² /an) de sédiments au lac Joseph.	170
Figure 10.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac Joseph.	173
Figure 10.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac Joseph. Les rapports du carbone sur l’azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l’azote 15 sur l’azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés.....	174
Figure 10.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac Joseph.	176
Figure 10.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac Joseph.....	177
Figure 10.7. Évolution du facteur d’enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac Joseph (1750–2017 EC).....	179
Figure 10.8. Photographies de fibres de trémolite et de chrysotile présentes au niveau 0,0–0,5 cm de la carotte de sédiments du lac Joseph (grossissement 1100x).	179
Figure 10.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac Joseph.	180
Figure 10.10. Évolution du taux d’accumulation de fibres d’amiante dans les sédiments récents du lac Joseph (1750–2017 EC).	181
Figure 10.11. Diagramme stratigraphique de l’abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 4\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac Joseph.....	182
Figure 10.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d’accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac Joseph. Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées.	184
Figure 10.13. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposées dans le lac Joseph durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC).....	187
Figure 11.1. Comparaison de l’évolution (1750–2017 EC) des taux d’accumulation linéaire (TAL; graphique supérieur) et des taux d’accumulation massique (TAM; graphique inférieur) de sédiments aux sites de carottage des lacs du bassin de la rivière Bécancour.	195

Figure 11.2. Comparaison de l'évolution (1750–2017 EC) du facteur d'enrichissement en magnésium dans les sédiments des lacs du bassin de la rivière Bécancour.	197
Figure 11.3. Analyse en composantes principales permettant de comparer la composition géochimique des différentes couches des carottes de sédiments et des échantillons de sources de matériel sédimentaire présentes dans la Haute-Bécancour.	198
Figure 11.4. Comparaison de l'évolution (1750–2017 EC) des taux d'accumulation d'amiante aux sites de carottage des lacs du bassin de la rivière Bécancour.	199
Figure A1. Évolution du développement riverain et de l'ensablement au lac à la Truite au fil des dernières décennies.	244
Figure A2. Évolution de l'étendue de l'étang Stater et du segment connexe de la rivière Bécancour au fil des dernières décennies.	245
Figure A3. Évolution du niveau d'eau et du développement riverain au lac Bécancour au fil des dernières décennies.	246
Figure A4. Évolution du développement riverain au lac William – partie nord – au fil des dernières décennies.	247
Figure A5. Évolution du développement riverain au lac William – partie sud – au fil des dernières décennies.	248
Figure A6. Évolution du développement riverain au lac Joseph – partie nord – au fil des dernières décennies.	249
Figure A7. Évolution du développement riverain au lac Joseph – partie sud – au fil des dernières décennies.	250
Figure A8. Carte bathymétrique du lac Bécancour avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).	251
Figure A9. Carte bathymétrique de l'étang Stater avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).	252
Figure A10. Carte bathymétrique du lac à la Truite avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).	253
Figure A11. Carte bathymétrique du lac William avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).	254
Figure A12. Carte bathymétrique du lac Joseph avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).	255

Liste des abréviations, sigles et symboles

AEC : avant l'ère commune (= avant Jésus-Christ)

ALW : Association du lac William

AP : avant le présent (lequel est défini par convention comme l'an 1950 EC)

APLTI : Association de protection du lac à la Truite d'Irlande

ARRLJ : Association des riveraines et riverains du lac Joseph

Bq : becquerel (unité de mesure pour la matière radioactive)

BEC : carotte de sédiments extraite du lac Bécancour

c.-à-d. : c'est-à-dire

^{12}C : carbone 12 (isotope du carbone)

^{13}C : carbone 13 (isotope du carbone)

^{14}C : carbone 14 (isotope du carbone)

cf. : du latin, *confer* ou *conferatur*, ce qui signifie « comparer » – utiliser dans le rapport pour désigner certains spécimens de diatomées qui ressemblent à une espèce donnée, mais dont l'identification ne peut pas être confirmée.

cm : centimètre

cm/an : centimètre par année

comm. pers. : communication personnelle

^{137}Cs : césium 137 (isotope du césium)

C/N : rapport carbone sur azote

EC : ère commune (= après Jésus-Christ)

FE : facteur d'enrichissement

GROBEC : Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour

g : gramme

g/cm²/an : gramme par centimètre carré par année

JOS : carotte de sédiments extraite du lac Joseph

m : mètre

MTH : Maximum thermique de l'Holocène

^{14}N : azote 14 (isotope de l'azote)

^{15}N : azote 15 (isotope de l'azote)

^{210}Pb : plomb 210 (isotope du plomb)

$^{210}\text{Pb}_{\text{nsup}}$: plomb 210 non supporté

$^{210}\text{Pb}_{\text{sup}}$: plomb 210 supporté

$^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$: plomb 210 total

p. ex. : par exemple (souvent utilisé pour désigner des études qui peuvent être utilisées en exemple pour illustrer ou appuyer des propos)

Prof. : profondeur

RSVL : Réseau de surveillance volontaire des lacs

sp. : « species » (espèce) – utilisé pour désigner une espèce non identifiée ou non définie

spp. : « species » au pluriel (espèces) – utilisé pour désigner plusieurs espèces non identifiées ou non définies

SS : sédiments secs (utilisé dans l'abréviation de valves par gramme de sédiment secs; valves/g SS)

STA : carotte de sédiments extraite de l'étang Stater

TAL : taux d'accumulation linéaire (= taux de sédimentation)

TAM : taux d'accumulation massique

TRU : carotte de sédiments extraite du lac à la Truite

var. : variété (d'une espèce d'algue)

WIL : carotte de sédiments extraite du lac William

$\mu\text{g/L}$: microgramme par litre

μm : micromètre (= 1 millième de millimètre)

$\mu\text{S/cm}$: microsiemen par centimètre (unité de conductivité électrique)

$\delta^{13}\text{C}$: déviation par partie par milliers (‰) du rapport du carbone 13 (^{13}C) sur le carbone 12 (^{12}C) vis-à-vis un standard international

$\delta^{15}\text{N}$: déviation par partie par milliers (‰) du rapport de l'azote 15 (^{15}N) sur l'azote 14 (^{14}N) vis-à-vis un standard international

~ : environ

% : pourcentage

‰ : pour mille (dixième d'un pourcentage)

Financement

Ce projet de recherche universitaire a été rendu possible grâce au financement concerté de plusieurs organismes issus du milieu d'étude, soit l'Association de protection du lac à la Truite d'Irlande (APLTI), l'Association du lac William (ALW), l'Association des riveraines et riverains du lac Joseph (ARRLJ), la municipalité d'Inverness, la municipalité d'Irlande, la municipalité de Saint-Ferdinand, la municipalité de Saint-Pierre-Baptiste, la ville de Thetford Mines, la MRC des Appalaches et la MRC de l'Érable. Une bourse doctorale du Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT) a également été octroyée à O. Jacques. Le support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et génie (CRSNG) du Canada fourni à R. Pienitz a assuré le bon fonctionnement et le maintien des installations du Laboratoire de paléoécologie aquatique de l'Université Laval. Des contributions en nature ont également été offertes par l'Université Laval et le Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour (GROBEC).

Remerciements

Nous remercions tous les organismes financiers pour leurs apports monétaires et la confiance qu'ils nous ont témoignée tout au long du projet de recherche. Merci au GROBEC et à l'Université Laval d'avoir assuré la logistique administrative. Merci d'ailleurs à Simon Lemieux, Sandrine Desaulniers et Emmanuel Laplante du GROBEC de leur accompagnement et aide durant le projet.

Nous désirons remercier tous les membres du Laboratoire de paléocéologie aquatique (LPA) qui ont contribué de près ou de loin à ce projet de recherche. En particulier, merci à Ismail El Haddaoui qui a participé à presque tous les travaux d'échantillonnage sur le terrain, en plus d'avoir fourni de nombreuses heures de travail en laboratoire et d'avoir mené un projet complémentaire de profilage acoustique des sédiments. Merci à Yohanna Klanten, Émile Ross et Camille Latourelle-Vigeant qui ont aussi contribué aux travaux sur le terrain ou en laboratoire. Merci à Dermot Antoniadès et Warwick Vincent, professeurs à l'Université Laval et membres du comité d'encadrement au doctorat de O. Jacques, pour leurs commentaires sur le projet de recherche. Nous remercions chaleureusement Réjean Vézina et Martin Turcotte de l'APLTI pour leur aide matérielle et logistique précieuse sur le terrain et de leur dévouement incroyable. Par ailleurs, merci également à R. Vézina pour avoir été un précurseur important du projet de recherche et nous avoir alimentés abondamment en informations et discussions. Merci grandement aux personnes et associations suivantes qui nous ont aussi apporté une assistance directe ou indirecte durant nos travaux de carottage : Carole Comtois et Mario Gosselin (ALW), Richard Dargy et Yvon Desrochers (ARRLJ), Daniel Vachon, Paul Rouleau et Louise Girard (Association des propriétaires du lac Bécancour). Merci au Manoir du lac William pour le prêt d'équipements lors de nos échantillonnages au lac William.

Nous remercions la Société Asbestos Limitée de nous avoir permis l'accès à leurs sites miniers afin d'y collecter des échantillons. Nous sommes de plus reconnaissants envers tous les techniciens et professionnels qui ont réalisé ou supervisé les analyses en laboratoire externe, en particulier merci à Guillaume Labrecque du Laboratoire de radiochronologie du Centre d'études nordiques (CEN), Jonathan Gagnon du Laboratoire

d'écophysiologie nutritive et photosynthétique du phytoplancton marin de l'Université Laval, Jordan Paillard du Laboratoire de paléoécologie de l'Université de Montréal et Stéphane Prémont, Louis-Frédéric Daigle et Arnaud De Coninck du Centre Eau Terre Environnement de l'Institut National de la recherche scientifique (INRS). Merci à Roxane Tremblay et Dörte Köster de nous avoir fourni les données nécessaires à l'application des modèles d'inférence du phosphore total et du pH. Merci à tous ceux qui nous ont aidés dans nos recherches d'informations et de documents historiques sur la Haute-Bécancour.

Nous remercions Antoine Morissette (Université du Québec à Rimouski) pour son aide avec les travaux de terrain et l'analyse des données recueillies dans le cadre du projet complémentaire de profilage acoustique des sédiments. À cet effet, merci également au professeur Patrick Lajeunesse (Université Laval) pour le prêt d'équipements. Finalement, merci à Dominique Potvin, Sébastien Raymond et la professeure retraitée Rosa Galvez (Université Laval) pour la réalisation du projet complémentaire d'élaboration de solutions pour améliorer la condition des lacs du bassin de la rivière Bécancour.

Avant-propos

Le présent projet de recherche est né d'une initiative de Réjean Vézina, président de l'Association de protection du lac à la Truite d'Irlande. À l'automne 2016, R. Vézina a contacté R. Pienitz afin de lui exposer les graves problématiques qui affectent le lac à la Truite d'Irlande et le besoin de les documenter à l'aide d'une étude paléolimnologique. Après plusieurs discussions et échanges avec divers intervenants, il a rapidement été conclu qu'il était plus que pertinent de développer un projet de recherche centré non seulement sur le lac à la Truite, mais intégrant également tous les autres plans d'eau situés sur le trajet de la rivière Bécancour. Le projet a pris la forme d'études doctorales qui ont été initiées au printemps 2017 par O. Jacques sous la direction de R. Pienitz au Département de géographie de l'Université Laval. Elles ont fait l'objet de plusieurs publications scientifiques :

- ❖ Jacques, O. et R. 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* 47(1): 40–60. doi : 10.1080/07011784.2021.2004930.
- ❖ Jacques, O. et R. Pienitz. 2022. Asbestos mining waste impacts on the sedimentological evolution of the Bécancour River chain of lakes (southern Quebec, Canada). *Science of the Total Environment* 807: 151079. doi : 10.1016/j.scitotenv.2021.151079.
- ❖ Jacques, O. et R. Pienitz. 2022. Assessment of asbestos fiber contamination in lake sediment cores of the Thetford Mines region, southern Quebec (Canada). *Environmental Advances* 8: 100232. doi : 10.1016/j.envadv.2022.100232.
- ❖ [À venir]

L'actuel rapport présente les données et les analyses publiées dans ces articles de manière vulgarisée. Les informations y sont aussi généralement plus détaillées.

Au cours des années du projet de recherche, un mémoire dévoilant certains résultats préliminaires a aussi été produit et déposé au Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) dans le cadre du dossier « L'état des lieux et la gestion de l'amiante et des résidus miniers amiantés » :

- ❖ Jacques, O. et R. Pienitz. 2020. Impacts des résidus miniers amiantés de la région de Thetford Mines sur les lacs du bassin de la rivière Bécancour. Laboratoire de paléoécologie aquatique, Université Laval, Québec.

Finalement, deux rapports en lien avec les études complémentaires aux analyses paléolimnologiques ont également été publiés :

- ❖ El Haddaoui, I. 2019. Profils stratigraphiques des lacs de la Haute-Bécancour, Québec : modélisation et interprétation à l'aide d'échosondeur sous aquatique (Chirp). Essai de maîtrise professionnelle, Université Laval, Québec. (Numéro OCLC : 1247948011).
- ❖ Potvin, D., S. Raymond et R. Galvez. 2021. Étude multicritère des solutions optimales à adopter afin d'améliorer la condition des lacs du bassin amont de la rivière Bécancour. Université Laval, Québec.

1. Introduction

Située dans le sud du Québec, la rivière Bécancour prend origine au lac Bécancour, puis coule à travers la ville de Thetford Mines et ses anciens sites miniers avant de s'élargir plus en aval pour former successivement l'étang Stater, le lac à la Truite d'Irlande, le lac William et le lac Joseph (Figure 1.1). Ces cinq plans d'eau ont une valeur économique et récréotouristique très importante pour la région. Ils sont entourés de nombreuses résidences riveraines et sont abondamment utilisés pour la pratique d'activités nautiques. Plusieurs campings et un établissement hôtelier (Manoir du lac William) sont par ailleurs présents en bordure des lacs William et Joseph. Les plans d'eau de la Bécancour représentent aussi d'importants sites de biodiversité (Desroches, 2000a, b), notamment l'étang Stater qui accueille des espèces vulnérables d'oiseaux et de tortues.

Or, ces milieux aquatiques présentent un état de santé précaire qui restreint grandement leur potentiel. Ils souffrent notamment tous d'eutrophisation. En raison de leurs eaux fortement enrichies en nutriments, ils sont affectés par une surabondance d'algues et de plantes aquatiques. En particulier, des efflorescences d'algues bleues (cyanobactéries) sont fréquemment constatées à la surface des lacs Bécancour, William et Joseph en période estivale. Le lac à la Truite et l'étang Stater présentent également des concentrations importantes de coliformes fécaux (GROBEC, 2021a). De plus, le lac à la Truite, l'étang Stater et le lac William sont aux prises avec des problèmes d'envasement et d'ensablement. Au fil du temps, d'importants bancs de sédiments se sont développés à l'entrée et à l'intérieur de ces milieux aquatiques (Le regroupement des 4 lacs, 2015; Miquelon, 2018; Mercier, 2019; Figures A1–A2).

Dans le passé, plusieurs facteurs ont été mis en cause afin d'expliquer le mauvais état de santé des plans d'eau de la Bécancour. C'est notamment le cas des activités d'extraction d'amiante qui ont été menées pendant plus de 100 ans (1877–2011 EC) dans la région de Thetford Mines. Malgré l'arrêt des exploitations en 2011 EC, 489,000,000 de tonnes de résidus miniers amiantés (c.-à-d., résidus d'usinage concassés/broyés) et 539,000,000 de tonnes de stériles (mort-terrain) demeurent entassées sur son territoire sous forme de haldes géantes (Beaudoin et al., 2008). Plusieurs d'entre elles sont situées directement en bordure de la rivière Bécancour où plusieurs signes d'érosion sont

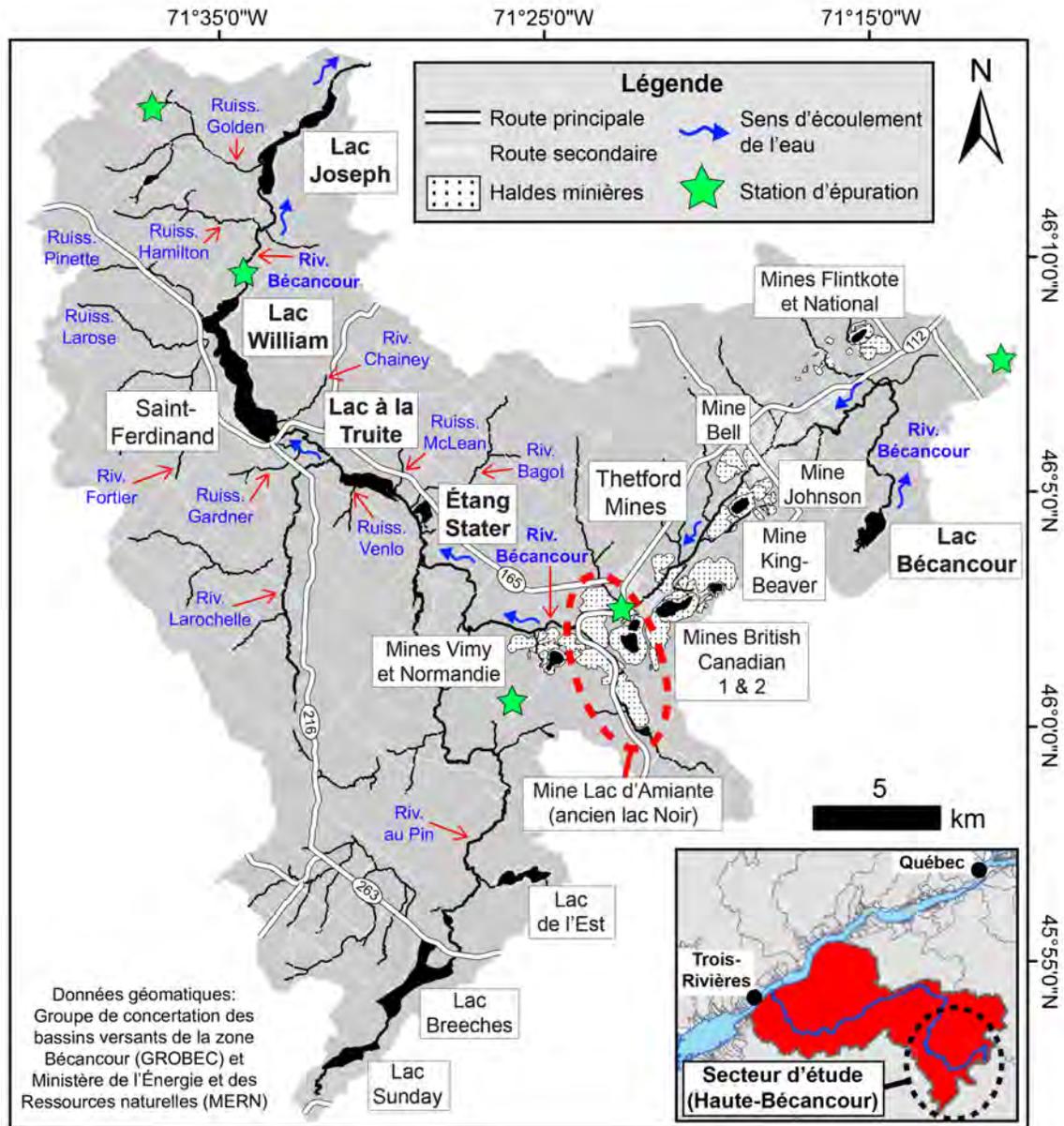


Figure 1.1. Carte du bassin versant du site d'étude.

observables (GROBEC, 2015a; Figure 1.2). Dans un mémoire déposé en 2015, un regroupement d'associations riveraines de la région affirmait que l'érosion des haldes minières contribuait grandement à l'ensablement des plans d'eau en aval de Thetford Mines (Le regroupement des 4 lacs, 2015). Ils mentionnaient également que la vidange du lac Noir survenue de 1955 à 1959 EC aurait mené à la déposition de 5 à 7 m de sédiments dans le lac à la Truite. Le lac Noir était anciennement un plan d'eau alimenté par la rivière Bécancour à la sortie de Thetford Mines (Figure 1.3), environ 15 km en amont du lac à la

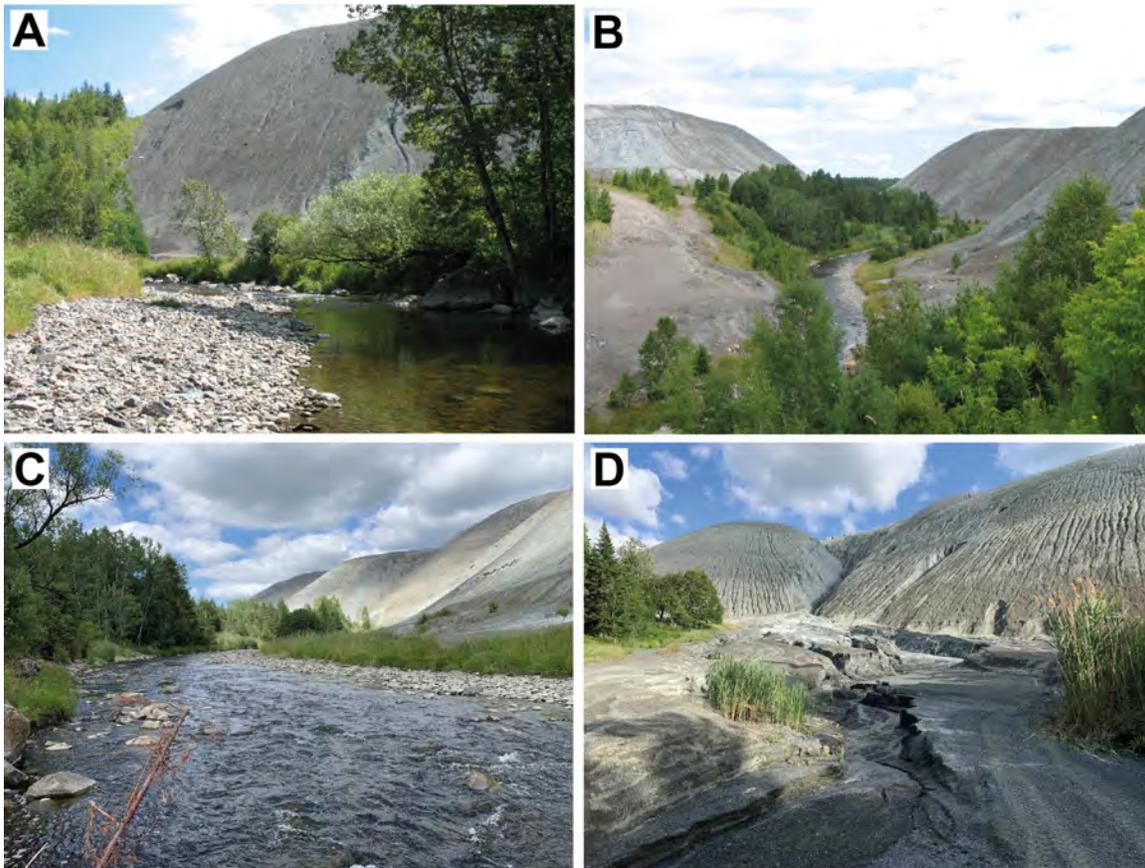


Figure 1.2. Photographies d’haldes de résidus miniers amiantés présentes le long de la rivière Bécancour dans les secteurs des mines King-Beaver (A), British Canadian 1 et 2 (B, C) et Normandie (D).

Truite. Les travaux de drainage et d’excavation de ce lac ont mené à la création de la mine Lac d’Amiante qui a constitué jusqu’en 2011 EC un des plus grands sites d’exploitation de l’amiante au monde.

L’impact important des haldes minières et de la vidange du lac Noir sur le lac à la Truite a été remis en doute à plusieurs reprises dans le passé (p. ex., Cloutier, 1965). Notamment, au fil du temps, les résidus miniers interagissent avec le carbone atmosphérique et cimentent en surface où une croûte épaisse et résistante se forme (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.

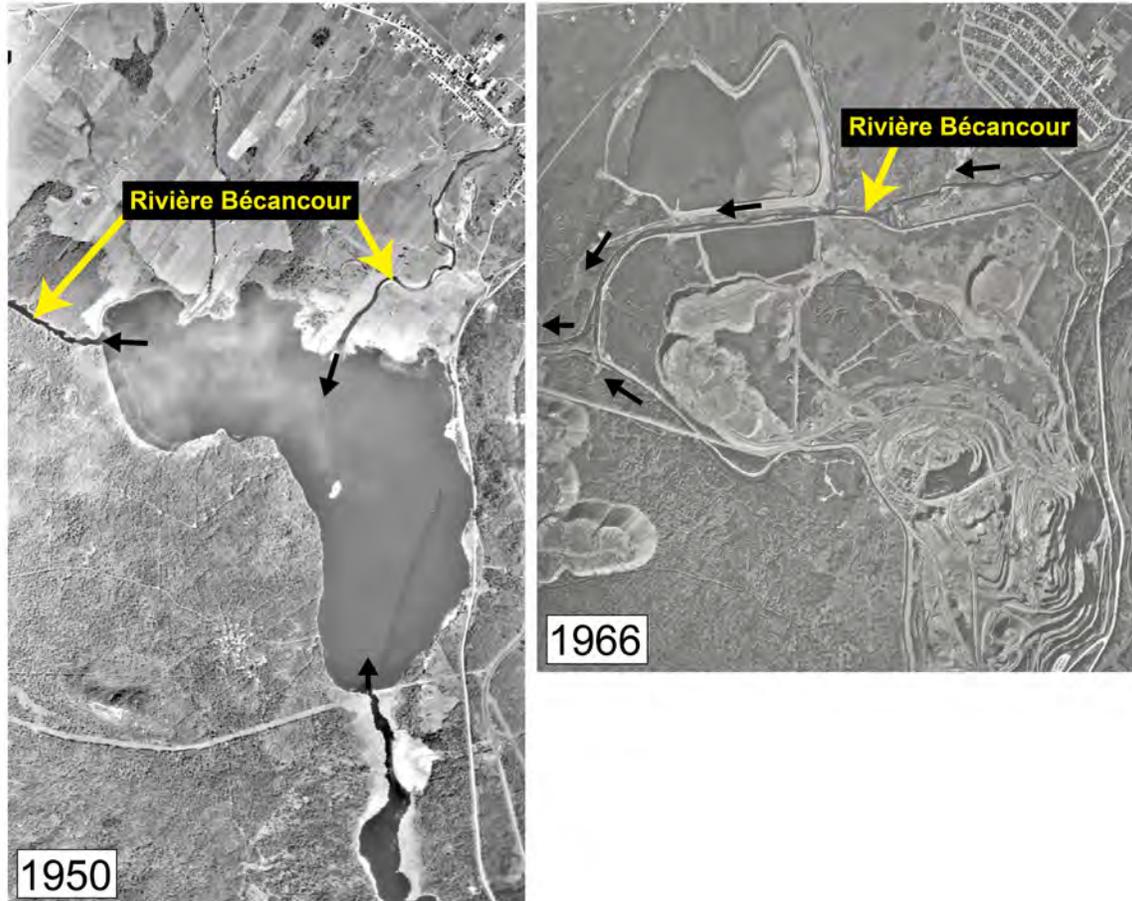


Figure 1.3. Photographies aériennes historiques présentant le lac Noir avant sa vidange et son excavation (gauche) et la mine Lac d'Amiante qui a été créée à la suite des travaux (droite). [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

Plusieurs incertitudes demeuraient donc concernant les causes et l'ampleur réelles de la problématique d'ensablement des plans d'eau de la Bécancour. Par ailleurs, au fil des années, plusieurs rapports ont documenté la mauvaise qualité de l'eau de la rivière Bécancour et de ses lacs (p. ex., Dupont et Richard, 1977; MEQ, 1985; Bérubé, 1991, Légaré, 1999; Masi et Bourget, 2007; GROBEC, 2021a). Cependant, le point d'origine de leur détérioration et les principaux facteurs en cause n'ont également jamais pu être identifiés avec certitude. Les lacs n'ont pas toujours fait l'objet d'un suivi régulier et leur condition avant les années 1970 n'était pas précisément connue. Par conséquent, il était difficile d'établir un cadre de référence vis-à-vis leur état actuel. Le présent projet de recherche avait comme objectif de combler ces lacunes au niveau des connaissances en reconstituant de manière précise et détaillée leur histoire évolutive à l'aide d'une approche

paléolimnologique. Cette dernière est basée sur l'analyse des sédiments des lacs, lesquelles constituent des archives naturelles de leur état passé puisqu'ils répertorient la matière, les contaminants et les restes de certains organismes aquatiques qui s'y sont déposés au fil des années. Les perspectives historiques et les informations fournies par les études paléolimnologiques permettent de retracer les caractéristiques naturelles des lacs et fournissent une meilleure compréhension de leur état actuel, ce qui permet de guider de manière plus éclairée et efficace les efforts investis pour leur préservation et restauration (Pienitz et Vincent, 2003; Renberg et al., 2009; Paterson et al., 2020). La paléolimnologie est de plus en plus utilisée à travers le monde afin d'étudier les problèmes de pollution des lacs (Smol, 2008). Au Québec, des études ont notamment été menées sur les lacs Saint-Charles (Tremblay et al., 2001) et Saint-Augustin (Roberge et al., 2002; Pienitz et al., 2006) de la région de Québec, le lac Dauriat de Schefferville (Laperrière et al., 2008, 2009), le Grand Lac Saint-François de la région de Disraeli (Gregory-Eaves et al., 2016) et les lacs Sans Nom (« Lac des Huards ») et Carheil de la région de Fermont (Jacques, 2018; Jacques et al., 2020).

Des carottes de sédiments ont été prélevées au fond de l'étang Stater et des lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph (ci-après, collectivement appelés « lacs »). Des analyses en laboratoire ont été réalisées afin de dater les différentes couches de sédiments et d'analyser leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Des échantillons de différents types de matériaux sédimentaires présents dans le bassin versant de la rivière Bécancour ont également été recueillis et analysés à des fins de comparaison. De plus, le contenu en amiante des sédiments des lacs et d'une carotte supplémentaire prélevée à l'embouchure de la rivière Bécancour (Figure 1.4) a été examiné. Ce dernier volet de recherche visait à acquérir des connaissances au sujet de la teneur naturelle et du niveau d'enrichissement moderne des sédiments en amiante.

Les sections 2 et 3 de ce rapport de recherche décrivent le contexte moderne et historique du site d'étude. Les principes généraux de l'approche paléolimnologique et les différents indicateurs sédimentaires que nous avons utilisés afin de reconstituer l'évolution des lacs du bassin de la rivière Bécancour sont présentés plus en détail à la section 4. Les résultats obtenus en ce qui a trait à l'analyse des échantillons de sources de sédiments (section 5) et des carottes du lac Bécancour (section 6), de l'étang Stater (section 7), du lac

à la Truite (section 8), du lac William (section 9) et du lac Joseph (section 10) sont ensuite présentés et analysés. Les sections 6 à 10 fournissent aussi des recommandations pour la préservation et la restauration des sites d'étude. Une analyse comparative de leur évolution est réalisée à la section 11, puis des résultats et discussions supplémentaires concernant les analyses d'amiante sont présentés à la section 12. Finalement, une conclusion générale est formulée à la section 13.



Figure 1.4. Carte de localisation du site de carottage situé à l'embouchure du fleuve Saint-Laurent dans la région de la ville de Bécancour.

2. Caractéristiques modernes de la région d'étude

2.1 Caractéristiques générales des lacs

Les lacs à l'étude ont une superficie variant entre 0,4 et 4,9 km² et une profondeur maximale allant de 2,5 à 30,1 m (Tableau 2.1; Figures A1–A5). Durant nos travaux d'échantillonnage en 2017 (juin à août), le pH de l'eau variait entre 7,9 et 8,9, la conductivité spécifique entre 73 et 337 µS/cm et la teneur en phosphore totale entre 11 et 122 µg/L. Tous les lacs avaient des eaux de faible transparence (disque de Secchi invisible à partir de 0,3–2,4 m) et des hypolimnions pauvres en oxygène (O₂), en particulier l'étang Stater et le lac Joseph (1,8 et 4,6 % O₂). Selon les critères considérés, ces caractéristiques témoignent d'états trophiques variant entre mésotrophe et hypereutrophe. Les tableaux A1–A5 présentent un historique des mesures de qualité de l'eau réalisées dans le passé aux principaux sites d'étude. L'eau de la rivière Bécancour présentait en septembre 2019 un pH de 7,7 et une conductivité spécifique de 232 µS/cm dans le secteur de l'embouchure au fleuve Saint-Laurent où une carotte supplémentaire de sédiments a été prélevée (Figure 1.4).

2.2 Hydrographie générale

Le bassin versant de la rivière Bécancour a historiquement été scindé en trois zones distinctes, soit la Haute-Bécancour, la Moyenne-Bécancour et la Basse-Bécancour (Bérubé, 1991). La portion du bassin versant allant du lac Bécancour jusqu'à la décharge du lac William est habituellement considérée comme la Haute-Bécancour (637 km²); la portion allant du lac Joseph à la municipalité de Lyster comme la Moyenne-Bécancour (775 km²); puis, la portion allant de Lyster jusqu'à la ville de Bécancour comme la Basse-Bécancour (1204 km²). Cependant, pour des raisons pratiques, la Haute-Bécancour est dans ce rapport plutôt considérée comme la portion du bassin versant de la rivière Bécancour allant du lac Bécancour jusqu'à la décharge du lac Joseph (Figure 1.1). Ce territoire couvre une superficie de 724 km² (Mailhot et al., 2004).

Tableau 2.1. Caractéristiques générales des lacs du bassin de la rivière Bécancour en 2017. Note : de gauche à droite, les lacs sont présentés de l'amont vers l'aval.

	Lac Bécancour	Étang Stater	Lac à la Truite	Lac William	Lac Joseph
Localisation	46°04'08" N 71°14'40" O	46°04'28" N 71°28'26" O	46°05'05" N 71°30'16" O	46°07'28" N 71°34'22" O	46°11'25" N 71°33'24" O
Superficie (km ²)	0,97	0,36	1,24	4,90	2,53
Profondeur maximale (m)	3,4	3,9	2,5	30,1	12,0
Secchi (m)	0,9	0,3–0,5	0,8–1,4	1,8–2,4	1,4–1,8
pH	7,9	8,5–8,9	8,3–8,4	8,2–8,3	8,3
Conductivité spécifique (µS/cm)	73–74	243–298	297–337	178–209	169–172
Phosphore total (µg/L)	34	122	72	16	11
Oxygène hypolimnique (%)*	N/A	4,6	40,6	< 54,8	1,8

*Mesures recueillies aux sites de carottage à l'interface de l'eau et des sédiments, sauf pour le lac William (donnée à 14,5 m de profondeur).

Note: Secchi, profondeur visible du disque de Secchi (mesure de la transparence). Les données morphométriques proviennent des cartes bathymétriques (Figures A1–A5), tandis que les données de qualité de l'eau proviennent d'une ou deux mesures réalisées durant les travaux d'échantillonnage (été 2017).

Le sous-bassin versant le plus important de la Haute-Bécancour est celui de la rivière au Pin (167 km²; Masi et Bourget, 2007). Cette rivière présente à sa tête le lac Sunday, le lac Breeches et le lac de l'Est (Figure 1.1). Elle coule ensuite sur plusieurs kilomètres du sud vers le nord avant de confluer avec la rivière Bécancour environ 2 km en amont de l'étang Stater. Un peu plus en aval, la rivière Bagot rejoint à son tour la rivière Bécancour entre l'étang Stater et le lac à la Truite. Ce dernier reçoit également les eaux des ruisseaux Venlo et McLean, notamment. La rivière Larochelle rejoint la rivière Bécancour avant son arrivée au lac William, lequel est aussi alimenté par le ruisseau Gardner et la rivière Chainey dans le secteur sud et par la rivière Fortier et les ruisseaux Larose et Pinette dans le secteur nord-ouest. Mis à part la rivière Bécancour, les principaux tributaires du lac Joseph sont les ruisseaux Hamilton et Golden.

La rivière Bécancour présente un débit généralement faible (particulièrement dans la Haute-Bécancour), mais qui est cependant caractérisé par de grandes variations saisonnières (Bérubé, 1991; Chauvette, 2011). Puisqu'ils sont des lacs fluviaux, les lacs à la Truite, William et Joseph présentent des taux de renouvellement en eau très élevés. Le

temps moyen de séjour de l'eau a été estimé à 34–40 jours au lac William (Faucher, 2007) et à 72 h au lac Joseph (Chauvette, 2011).

2.3 Portrait humain

Le lac Bécancour, l'étang Stater et le lac à la Truite font partie des municipalités de Thetford Mines et d'Irlande dans la MRC des Appalaches (région de Chaudière-Appalaches). Les lacs William et Joseph sont répartis dans les municipalités de Saint-Ferdinand, Saint-Pierre-Baptiste et Inverness dans la MRC des Érables (région du Centre-du-Québec). Les autres plus importantes municipalités de la Haute-Bécancour, c'est-à-dire celles dont le noyau villageois ou urbain est situé dans le bassin versant, sont celles de Saint-Julien, Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown, Saint-Joseph-de-Coleraine (secteur Vimy Ridge) et Saint-Adrien-d'Irlande. À noter que le territoire d'Inverness est principalement situé en dehors de la Haute-Bécancour. La ville de Thetford Mines représente le centre le plus peuplé de la région avec 25 403 habitants en 2016. Elle est suivie de Saint-Ferdinand (2076 habitants; Statistique Canada, 2019). L'actuelle ville de Thetford Mines est le fruit de plusieurs municipalités qui ont été fusionnées au cours des années; les principales étant Thetford Mines, Thetford-Partie-Sud, Black Lake, Robertsonville, Pontbriand et Rivière-Blanche. Saint-Ferdinand est né de la fusion des anciennes municipalités de Bernierville, Saint-Ferdinand et Vianney.

Le territoire de la Haute-Bécancour est dominé par les milieux forestiers, bien que plusieurs terrains agricoles soient tout de même présents (GROBEC, 2010a). Les principales municipalités de la région présentent toutes entre 1 à 30 % de superficies en culture, à l'exception de Saint-Adrien-d'Irlande (bassin versant de la rivière Bagot) qui présente des proportions plus élevées (30 à 60%; GROBEC, 2010b). Les plantes fourragères représentent l'essentiel de la production végétale (Morin et Boulanger, 2005). L'élevage animal, principalement bovin, est pratiqué sur plusieurs des terrains agricoles (Masi et Bourget, 2007). C'est le territoire de Saint-Julien (bassin versant de la rivière au Pin) qui présente la plus forte densité animale (> 2,0 unités animales par hectare en culture; GROBEC, 2010c). Quelques établissements piscicoles sont aussi présents dans la Haute-Bécancour et plusieurs autres ont également été actifs dans le passé, notamment à proximité du lac William (Morin et Boulanger, 2005; Faucher, 2007). Par ailleurs, les anciens sites

miniers occupent une part relativement importante du territoire. À elles seules, les haldes minières couvrent plus de 15 km² (GROBEC 2015a).

Tel que mentionné en introduction, plusieurs résidences et terrains de loisir sont situés en bordure des lacs d'étude. Leur concentration est particulièrement grande autour des lacs Bécancour, William et Joseph. Le noyau urbain de la municipalité de Saint-Ferdinand est d'ailleurs situé directement en bordure du lac William. Les installations septiques de plusieurs résidences riveraines ont été jugées non conformes dans le passé (Desautels et Lapalme, 2004; Masi et Bourget, 2007). Des terrains agricoles bordent également directement les lacs d'étude. Les bandes végétales riveraines de la Haute-Bécancour sont grandement artificialisées et perturbées. Au cours des dernières années, plusieurs déficiences ont été documentées dans les secteurs du lac Bécancour (Laprise, 2008), des sites urbains et miniers de Thetford Mines et Vimy Ridge (Kedney et Bolduc, 2005; GROBEC, 2015a), du lac de l'Est (Desautels et Lapalme, 2004; GROBEC, 2016a), de la rivière au Pin (GROBEC, 2018), du lac à la Truite et de l'étang Stater (Demers, 2014; GROBEC, 2021b), du lac William (Faucher, 2007; GROBEC, 2008; GROBEC, 2014a; GROBEC, 2016b) et du lac Joseph (Pelletier et Dumoulin, 2004; GROBEC, 2008; GROBEC, 2013; GROBEC, 2014b). Des activités de coupe forestière sont également pratiquées dans la Haute-Bécancour (p. ex., Desautels et Lapalme, 2004; GROBEC, 2021b), mais sont de faible envergure.

Thetford Mines est responsable de la plus importante station d'épuration d'eaux usées de la Haute-Bécancour. La grande majorité des eaux de la ville sont rejetées dans la rivière Bécancour à la sortie du secteur de Black Lake, environ 15 km en amont de l'étang Stater et du lac à la Truite (Figure 1.1). La station applique un traitement tertiaire de déphosphatation, mais ne possède présentement aucun système de désinfection¹. De plus, le réseau d'égouts de Thetford Mines est régulièrement surchargé, ce qui mène à de nombreux débordements d'eaux usées non traitées dans la rivière Bécancour (Baril et al., 2019). Quatre autres stations d'épuration de moindre importance, soit celles de Saint-Ferdinand, Saint-Pierre-Baptiste, Adstock et Saint-Joseph-de-Coleraine sont également présentes dans le bassin versant (Figure 1.1). Les eaux des stations de Saint-Ferdinand et

¹ Il est prévu qu'une filière de désinfection soit installée et mise en fonction au cours des prochaines années.

de Saint-Pierre-Baptiste sont respectivement rejetées dans la rivière Bécancour à la sortie du lac William et dans le ruisseau du Moulin qui alimente le ruisseau Golden avant qu'il atteigne le lac Joseph. Elles sont préalablement déphosphatées et désinfectées (Baril et al., 2019). En absence de station, la municipalité de Saint-Adrien-d'Irlande rejette des eaux usées non traitées directement dans la rivière Bagot (Baril et al., 2019).

À la suite du déclin des activités minières, l'économie de la région de la Haute-Bécancour s'est grandement diversifiée. Elle est maintenant davantage axée sur les industries de transformation secondaire (notamment, la transformation du métal) et sur le secteur économique tertiaire, lesquels viennent appuyer les activités agricoles.

2.4 Contexte géologique

Le territoire de la Haute-Bécancour est localisé dans la région physiographique des Appalaches. Les lacs d'étude sont situés à des élévations variant entre 190 et 390 m au-dessus du niveau de la mer. D'après MERN (2021), ils reposent sur les formations géologiques de Caldwell, Tibbit Hill, Gilman, West Sutton et des Schistes de Bennett, lesquels sont essentiellement constitués de différents types de phyllades, schistes, grès et quartzites. Ces formations couvrent la vaste majorité de la superficie du bassin versant des lacs. Les sites miniers de la région sont situés au sein du Complexe ophiolitique de Thetford Mines qui est formé majoritairement de péridotites et de serpentinites. La serpentinite est formée de minéraux de la famille des serpentines, comprenant notamment l'amiante chrysotile qui a été pendant plus d'un siècle l'objet principal des exploitations minières régionales. La roche mère du bassin versant est généralement recouverte d'une mince couche de till glaciaire et de dépôts meubles constitués d'argiles, limons, sables, graviers et blocs (Chauvin, 1979; Godbout, 2013).

La Haute-Bécancour a été complètement libérée des glaces suivant la fin de la glaciation du Wisconsin et le retrait final de la calotte résiduelle des Bois-Francs aux alentours de 10 900 années avant le présent (AP; Parent et Occhietti, 1999). Le territoire n'a pas subi d'invasion marine postglaciaire (Parent, 1987).

2.5 Climat

Le climat de la région est de type continental froid et humide (MDDEFP, 2012). Les normales climatiques canadiennes de la période 1981–2010 EC indiquent une température annuelle moyenne de 4,4 et 4,6 °C et une quantité totale annuelle moyenne de précipitations s'élevant à 1228 (pluie: 940 mm; neige: 289 cm) et 1310 mm (pluie: 946 mm; neige: 364 cm) aux stations météorologiques de Saint-Ferdinand et de Thetford Mines, respectivement (ECCC, 2019a). Les valeurs moyennes plus récentes (2011–2017 EC), disponibles uniquement pour la station de Thetford Mines, sont cependant plus élevées pour ces deux paramètres (5,1 °C et 1337 mm; ECCC, 2019b). Les lacs d'étude sont couverts de glace approximativement de la fin novembre à la mi-avril.

2.6 Végétation

D'après MRNFP (2003), la végétation du territoire de la Haute-Bécancour fait partie de la zone tempérée nordique, plus précisément du domaine de l'érablière à bouleau jaune. Ce dernier est caractérisé par la dominance de l'érable à sucre (*Acer saccharum*) qui est fréquemment accompagné du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) et de plusieurs espèces boréales (p. ex., sapins, mélèzes, épinettes). Le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*), le chêne rouge (*Quercus rubra*), la pruche du Canada (*Tsuga canadensis*), le tilleul d'Amérique (*Tilia americana*) et l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*) sont d'autres espèces fréquemment rencontrées.

3. Portrait historique du territoire

3.1 Occupation autochtone

Bien que la colonisation moderne de la Haute-Bécancour ait débuté au XIX^e siècle, l'occupation humaine du territoire a une origine plus lointaine. Les Abénaquis ont commencé à s'installer progressivement à l'embouchure de la rivière Bécancour à partir de l'an ~ 1680 EC alors que la réserve de Wôlinak leur a été concédée (Maurault, 1866). La région de la Haute-Bécancour constituait alors une extension naturelle et saisonnière de leur territoire où ils pratiquaient la chasse et la pêche (Barry, 2003). McKillop (1902) raconte d'ailleurs qu'un campement d'environ cinquante Abénaquis était présent à l'extrémité nord du lac à la Truite lors de l'arrivée des premiers colons américains dans ce secteur à compter de 1804 EC. Il mentionne également que des campements abénaquis ont aussi été aperçus aux lacs William et Joseph en 1825 et 1829 EC où des activités de pêche et de chasse étaient pratiquées.

Avec la colonisation progressive du territoire du comté de Mégantic par les Américains, puis les Européens et les Canadiens français, les Abénaquis se sont graduellement retirés vers la région moins habitée du Petit lac Saint-François, située à la limite externe du bassin versant de la rivière Bécancour, où une autre réserve leur a été accordée en 1853 EC avant d'être plus tard abandonnée en 1882 EC (Barry, 2003). Dans le passé, les Abénaquis auraient emprunté fréquemment la rivière Bécancour pour voyager entre la réserve de Wôlinak et celle du Petit lac Saint-François selon ce qui a été appelé « La piste Bécancour » (Barry, 2003). Les voyages des Abénaquis ne se sont cependant vraisemblablement pas étendus à la portion supérieure de la Haute-Bécancour située en amont de l'ancien lac Noir. Aucune mention n'est faite dans la littérature concernant des activités autochtones qui se seraient déroulées dans cette partie du bassin versant.

3.2 Colonisation moderne

D'après Barry (1999), les premiers colons américains et européens se sont établis à compter de 1802–1804 EC dans la Haute-Bécancour. La colonisation était initialement principalement concentrée à proximité et en bordure du lac à la Truite avec l'établissement permanent d'une première famille en 1807 EC. Elle s'est intensifiée dans les environs du

lac Joseph à partir de 1816 EC. Bien que quelques colons étaient installés à proximité du lac William avant 1825 EC (Barry, 1999), le défrichement et le peuplement de ce secteur de la Haute-Bécancour se sont essentiellement déroulés à compter de 1830 EC avec l'arrivée de plusieurs Canadiens français (Marcoux-Dubois et Fréchette-Laframboise, 1984).

Le territoire de la ville de Thetford Mines a été colonisé beaucoup plus tard. Les premiers arrivants s'y sont établis vers 1872 EC (Turcotte et Vachon, 1994). C'est la découverte de gisements d'amiante en 1876 EC qui a véritablement lancé le développement de cette portion de la Haute-Bécancour et qui a rapidement mené au développement des premiers noyaux villageois dans ce secteur (voir [section 3.5](#)).

3.3 Premières activités économiques

Les premiers colons de la Haute-Bécancour vivaient de l'agriculture, mais ils auraient tout de même rapidement développé certaines pratiques commerciales. Effectivement, Barry (1999) mentionne qu'il arrivait fréquemment aux habitants des terres de se rendre à Québec pour marchander de la farine et des produits agricoles. Le commerce de la potasse s'est également établi à plusieurs endroits, dont sur le territoire de l'actuelle municipalité de Saint-Ferdinand où il aurait perduré pendant de nombreuses années (Marcoux-Dubois et Fréchette-Laframboise, 1984). Afin de produire la potasse, les colons effectuaient des brûlis et récoltaient les cendres. Cela leur permettait du même coup d'agrandir leurs lopins de terre pour pratiquer l'agriculture.

Par ailleurs, plusieurs moulins à farine et à scie ont été construits très tôt dans la région. Notamment, un des premiers colons d'Irlande opérait un moulin à scie en bordure du lac à la Truite (Barry, 1999). Un important commerce du bois s'est plus tard développé à Saint-Ferdinand où le lac William a été utilisé pour la drave du bois de 1885 à 1925 EC (Marcoux-Dubois et Fréchette-Laframboise, 1984). Les arbres étaient alors coupés le long des rivières, puis jetés à l'eau afin qu'ils descendent vers le lac où ils étaient immobilisés.

3.4 Hôpital Saint-Julien

Pendant de nombreuses années, l'Hôpital Saint-Julien a été une institution très importante à Saint-Ferdinand. D'après Marcoux-Dubois et Fréchette-Laframboise (1984), l'hôpital a d'abord été fondé en 1872 EC et a fait l'objet d'une reconstruction en 1917 EC. Plusieurs travaux d'agrandissement ont été réalisés en 1933, 1955 et 1962 EC. Au maximum de ses activités, l'Hôpital Saint-Julien aurait hébergé jusqu'à 1500 patients et fait appel à environ 1000 employés. Le nombre de patients hébergés à l'hôpital a progressivement diminué à partir de 1965 EC jusqu'à la fermeture de l'établissement vers la fin de 2002 EC (Boisvert et Gascon, 2005). Le bâtiment a été presque entièrement démoli en 2012–2013 EC.

Les eaux usées de l'hôpital ont longtemps été rejetées directement dans le lac William sans aucun traitement jusqu'à la construction et la mise en opération de la station d'épuration de Saint-Ferdinand en 1985 EC (Faucher, 2007; voir [section 3.7](#)).

3.5 Activités minières d'amiante

3.5.1 Début des activités minières (1877–1945 EC)

D'après Fortier (1983) et Cinq-Mars et al. (1994), les premières extractions d'amiante ont eu lieu en 1877 EC sur le site de la mine Johnson à Thetford Mines. L'exploitation des gisements des mines Bell et King a commencé en 1878 EC. À la suite de l'inauguration d'une voie de chemin de fer du Québec Central traversant la région, deux autres mines ont vu le jour en 1880 EC, soit les mines Lucke-Mitchell et Ward-Ross qui ont plus tard constitué la base des mines Beaver et Bennett-Martin, respectivement. Dans le secteur de Black Lake, les activités d'extraction d'amiante ont été lancées avec l'exploitation de premiers gisements en 1881 EC (mine Standard) et la mise en opération de la mine Irvin et Hopper en 1882 EC. Ces mines ainsi que plusieurs autres ont été annexés à la mine British Canadian (B. C. 1) quelques années plus tard. La mine Johnson de Black Lake (aussi appelée mine Mégantic) a débuté ses opérations en 1894 EC. Elle est plus tard devenue la mine British Canadian 2 (B. C. 2). À Vimy Ridge, les premières exploitations d'amiante ont commencé en 1889 EC.

Avant 1890 EC, tous les travaux d'exploitation étaient réalisés à l'aide d'outils manuels uniquement (Cinq-Mars et al., 1999). Les premiers éléments de mécanisation ont

été apportés durant les années 1890 EC avec l'apparition notamment des premiers moulins permettant de broyer les minerais d'amiante pour en extraire les fibres de manière plus facile et efficace. En dépit de ces développements, plusieurs des gisements exploités à l'époque étaient peu rentables (Fortier, 1983). Par conséquent, d'importantes fusions sont survenues en 1909 EC au sein des entreprises minières de Thetford Mines et Black Lake, menant ainsi à la création des compagnies Amalgamated Asbestos Corporation (ancêtre de la Société Asbestos Limitée) et Black Lake Consolidated. Les sites d'exploitation de cette dernière ont été connus sous le nom de Mine Crabtree. C'est également à cette époque que les extractions d'amiante ont commencé dans la région de Robertsonville-Pontbriand avec l'ouverture des mines Federal (hors bassin versant) et Pennington en 1907 et 1909 EC, respectivement (Gaudard, 1993).

D'après Fortier (1983), les fusions des compagnies minières en 1909 EC ont eu un effet fort bénéfique sur l'industrie minière de la région en permettant d'améliorer le rendement des exploitations et d'accélérer le processus de mécanisation des sites miniers. La Première Guerre mondiale (1914–1918 EC) a également eu un impact positif en engendrant une augmentation de la demande d'amiante. Durant cette période, les activités minières se sont intensifiées à Vimy Ridge suivant la création de la mine Vimy en 1917 EC. La fin de la guerre en 1918 EC a par la suite entraîné un ralentissement de l'industrie minière en raison de la diminution de la demande d'amiante, de l'arrivée de nouveaux compétiteurs internationaux et du développement de conflits au niveau patronal-syndical.

D'après Cinq-Mars et al. (1999), le développement de l'industrie de l'amiante s'est somme toute grandement intensifié à compter de 1926 EC suivant la mécanisation de plus en plus importante des sites d'exploitation, avec notamment la construction de moulins offrant de meilleurs rendements et l'arrivée des premières pelles mécaniques. C'est à partir de ce moment que les chantiers des mines auraient pris l'apparence de gros cratères et que les haldes de résidus miniers disposées sur le territoire auraient commencé à prendre des proportions gigantesques. D'après Fortier (1983), la récession économique mondiale du début des années 1930 EC a cependant grandement affecté les compagnies minières de la région, alors que la plupart des mines ont dû cesser leurs activités pendant plusieurs années. La demande d'amiante est temporairement redevenue forte en 1936 EC jusqu'à ce qu'un nouveau ralentissement touche l'industrie durant la Deuxième Guerre mondiale. Pendant

cette période, les mines sont tout de même demeurées actives et ont procédé à l'accumulation de fibres d'amiante dans leurs entrepôts. La mine Bennett-Martin de Thetford Mines a été annexée à la mine Beaver en 1943 EC (MCC, 2013).

3.5.2 Maximum des activités minières (1945–1980 EC)

3.5.2.1 Première phase (1945–1954 EC)

La fin de la guerre en 1945 EC a engendré une forte reprise des activités minières. Les entrepôts des mines ont rapidement été vidés et plusieurs nouveaux investissements ont été réalisés. La mine Flintkote a ouvert ses portes dans le secteur Robertsonville-Pontbriand en 1946 EC (Gaudard, 1993). En 1948 EC, des systèmes anti-poussières avec sacs collecteurs ont été installés aux mines Bell et B. C. 1, ce qui a permis de diminuer grandement la poussière et d'améliorer la qualité de l'air dans les villes de Black Lake et de Thetford Mines (Fortier, 1983). Des systèmes similaires avaient déjà été également installés aux mines King et Beaver. De nouveaux moulins à forte capacité ont également été construits sur le site de plusieurs mines dans les mêmes années. Par ailleurs, la mine Bell a finalement adopté en 1951 EC un mode d'extraction souterrain comme l'avait fait la mine King quelques années auparavant. Fortier (1983) mentionne qu'en 1953 EC la demande d'amiante était tellement forte que les mines de la région n'étaient plus capables d'y répondre. Pour faire place à l'expansion minière, une portion importante de l'ancien quartier résidentiel Saint-Maurice de Thetford Mines a complètement été déménagée de 1953 à 1963 EC (Cinq-Mars, 2005).

3.5.2.2 Vidange du lac Noir (1954–1959 EC)

La vidange du lac Noir est sans aucun doute l'évènement le plus marquant de l'histoire minière de la Haute-Bécancour. Autrefois situé à la sortie de Black Lake sur le trajet de la rivière Bécancour, le lac Noir présentait une superficie de 580 acres (2,3 km²) et une profondeur moyenne de 20 à 30 pieds (6,1 à 9,1 m) et maximale de 49 pieds (14,9 m; Piette, 1953). De 1955 à 1959 EC, le lac Noir a été simultanément drainé et excavé afin que l'on puisse accéder aux gisements d'amiante présents sous son lit (Figure 1.3). Il était initialement prévu que 5 000 000 de verges cubes de boues organiques, 7 000 000 de verges

cubes d'argiles avec sables et 8 000 000 de verges cubes de sables avec argiles soient retirées du fond du lac (total = 20 000 000 de verges cubes, soit 15 291 000 m³; Piette, 1953). Cependant, d'après Fortier (1983), ce sont au total finalement plus de 30 000 000 de verges cubes (22 937 000 m³) de matériel qui ont été extraites. Les travaux d'extraction ont été réalisés à l'aide d'une drague hydraulique (pompe) reliée à un réseau de pipelines. Le matériel fin aspiré du lac (boues organiques, argiles et sables fins) était dirigé vers un bassin de sédimentation situé entre la route Chrétien et la rivière Bécancour à Irlande. Les eaux simultanément pompées étaient retournées dans le lac Noir ou rejetées dans la rivière Bécancour après décantation. Le matériel plus stable et grossier (sables et graviers) excavé plus en profondeur vers la fin des travaux de dragage a été accumulé dans une aire de stockage située au nord de l'ancien plan d'eau.

Préalablement en 1954 EC, un barrage et une digue ont été construits ~ 1 km en amont du lac à la Truite, menant à l'agrandissement de l'étang Stater (Figure A2). Le barrage et l'étang devaient remplacer l'effet de régulation hydrologique du lac Noir et empêcher quelconques résidus d'excavation et déchets miniers ou municipaux d'atteindre le lac à la Truite durant la vidange et les années à venir (Piette, 1953; Cloutier, 1965). Dans le cadre des travaux de vidange, des modifications ont également été apportées à la rivière Bécancour (voir section 3.11) et la route provinciale n° 1 (aujourd'hui la route 112) a été déplacée sur 1,75 milles (2,8 km; Fortier, 1983).

L'exploitation de la mine Lac d'Amiante a officiellement débuté en 1958 EC sur le site de la vidange. Cette mine a connu une croissance exceptionnellement rapide qui lui a permis de devenir en moins de 20 ans la 2^e plus grande productrice d'amiante du monde occidental (Fortier, 1983). Préalablement, à Vimy Ridge, la mine Vimy a cessé ses activités en 1955 EC pour être remplacée par la mine Normandie dont le gisement était situé à proximité. Lors de la même année, la mine National a été mise en opération dans le secteur Robertsonville-Pontbriand (Gaudard, 1993). À Thetford Mines, les mines King et Beaver ont été fusionnées pour former la King-Beaver en 1956 EC (Fortier, 1983).

3.5.2.3 Période post-vidange (1959–1980 EC)

À la suite de la création de la mine Lac d'Amiante, l'industrie minière de la région a atteint son apogée. En 1964 EC, à la suite de fusions, la mine Johnson de Thetford Mines a été

annexée à la mine King-Beaver. En raison de l'expansion minière, une autre partie du quartier Saint-Maurice qui n'avait pas été affectée par le déménagement de 1953–1963 a à son tour été relocalisée de 1969 à 1973 EC (Cinq-Mars, 2005). Celle-ci était autrefois située de part et d'autre de la rivière Bécancour. Par ailleurs, la mine Flintkote qui opérait dans le secteur Robertsonville-Pontbriand a cessé ses activités en 1971 EC.

Au Québec, l'année 1975 EC a été marquée par une longue grève dans le domaine de l'industrie de l'amiante dont l'enjeu était la salubrité sur les sites d'exploitation. Des études scientifiques réalisées dans les années précédentes ont mis en évidence la concentration importante de poussières dans les milieux de travail et les dangers que pouvaient représenter les particules amiantées pour la santé humaine. Malgré ces préoccupations, la production québécoise d'amiante est demeurée très importante jusqu'en 1979 EC. Le gisement de la mine Normandie a été épuisé en 1977 EC, mais le moulin de ce site minier a cependant continué à traiter le minerai de la mine King-Beaver jusqu'en 1985 EC (MCC, 2013).

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

La production québécoise d'amiante a décliné rapidement à partir de 1980 EC. Elle est passée de 1 343 000 tonnes en 1979 EC à 541 000 tonnes en 1986 EC (MER, 1986). La chute de l'industrie a été attribuée à la récession économique qui a affecté le domaine de la construction au début des années 1980 EC, aux besoins de plus en plus faibles des sociétés modernes pour l'amiante et aux inquiétudes grandissantes vis-à-vis les impacts de l'amiante sur la santé (Bonneau, 1984). De 1980 à 1982 EC, plusieurs périodes de fermeture et de réouverture des mines avec des mises à pied temporaires ou définitives sont survenues dans la grande région de Thetford Mines (Fortier, 1983). Les mines National et King-Beaver ont fermé définitivement leurs portes en 1986 EC. Le marché de l'amiante s'est quelque peu stabilisé de 1987 à 1995 EC avant de continuer à décroître par la suite (Vallières, 2012). Les mines B. C. (1 et 2) et Bell ont respectivement dû cesser leurs opérations en 1997 et 2008 EC. La mine Lac d'Amiante a finalement été la dernière à arrêter sa production en 2011 EC, marquant ainsi la fin des activités minières d'amiante sur le territoire de la Haute-Bécancour.

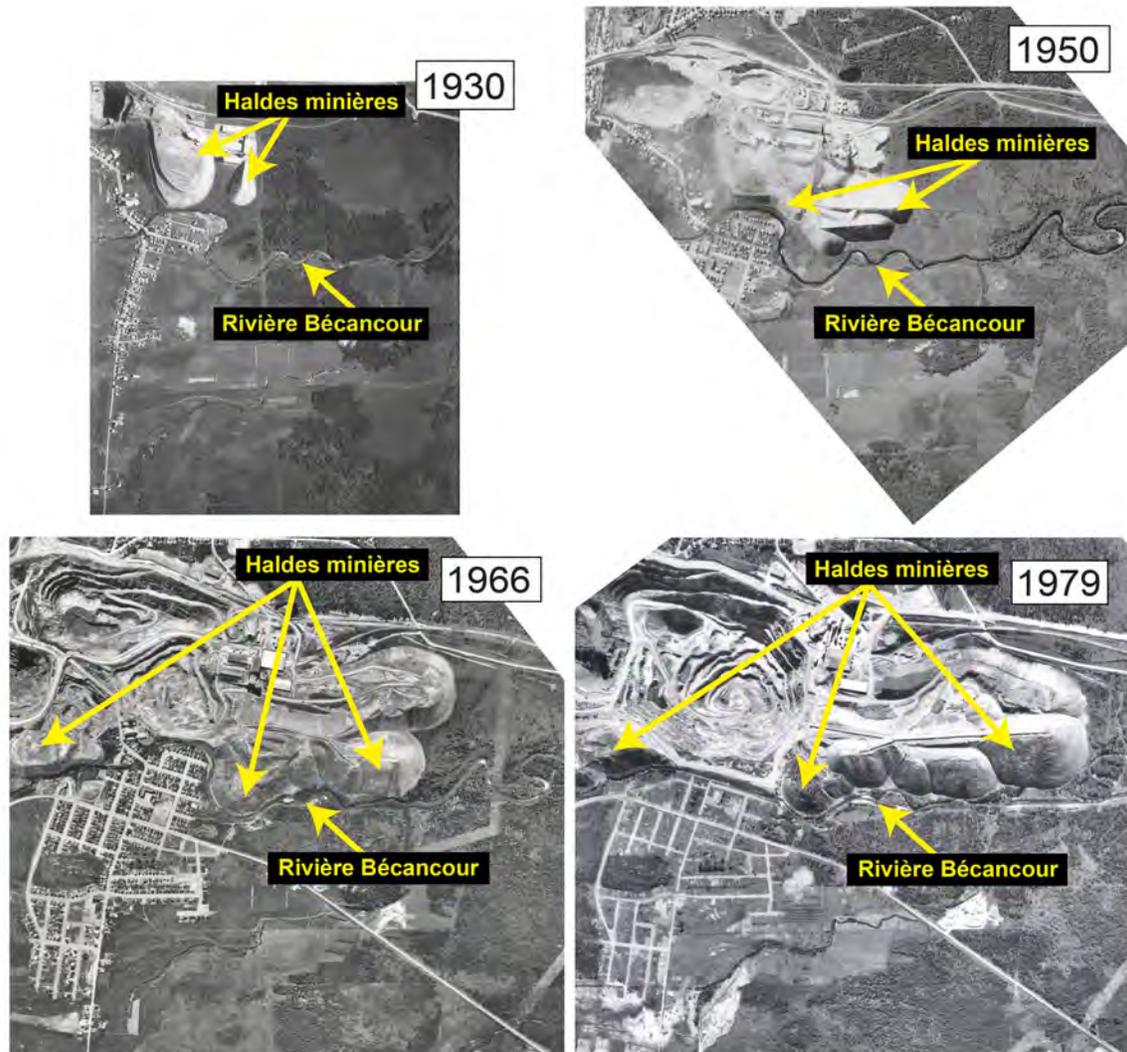


Figure 3.1. Évolution de l'étendue des haldes minières dans le secteur de la mine King-Beaver. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

3.5.4 Évolution de l'étendue des haldes minières

En 1930 EC, d'importants amoncellements de résidus miniers amiantés bordaient déjà la rivière Bécancour dans les secteurs des mines King-Beaver (Figure 3.1) et British Canadian (Figure 3.2). La situation était différente à la mine Vimy (Figure 3.3), alors que les haldes minières de ce secteur étaient en 1950 EC encore situées loin de la rivière. Suivant la vidange du lac Noir et le boum minier des années 1950–60 EC, la superficie du territoire couverte par les haldes minières a augmenté de manière importante et très rapide. À Black Lake, les résidus miniers de la mine B. C. 2 ont alors commencé à être rejetés sur la rive nord-ouest de la rivière Bécancour qui était auparavant libre de déchets. Par ailleurs, en

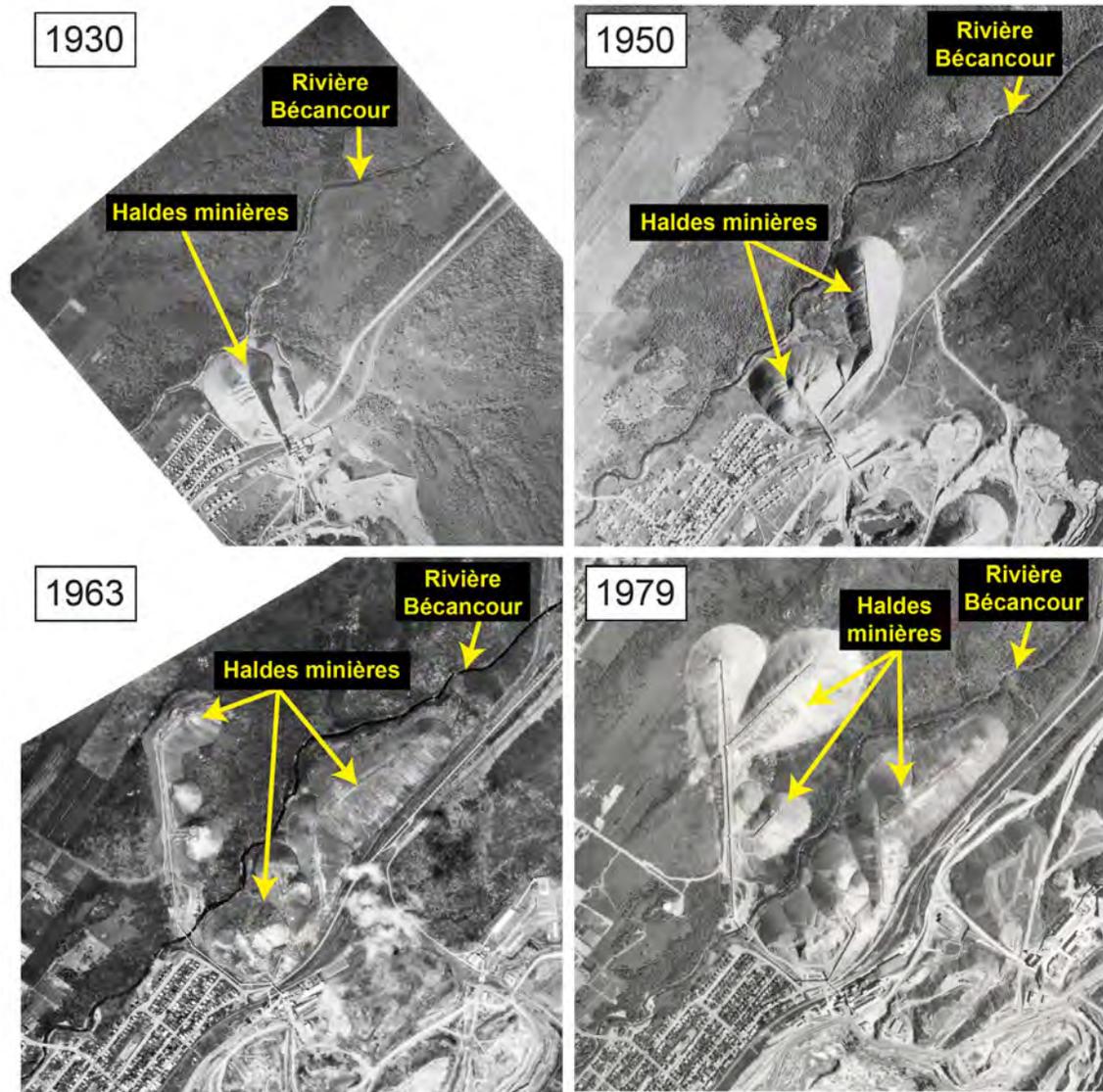


Figure 3.2. Évolution de l'étendue des haldes minières dans le secteur des mines British Canadian 1 & 2. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

1966 EC, plusieurs haldes de stériles et de résidus d'usinage bordaient désormais l'eau dans le secteur des mines Vimy et Normandie. La prédominance de haldes de stériles à cet endroit est sans aucun doute liée à l'ouverture de la mine Normandie en 1955 EC, dont les gisements étaient recouverts d'une couche importante de mort-terrain (Gaudard, 1993). Les haldes ont continué à prendre de l'expansion en bordure de la rivière Bécancour au cours des années 1970 EC. Leur étendue vers 1980 EC était similaire à celle d'aujourd'hui.

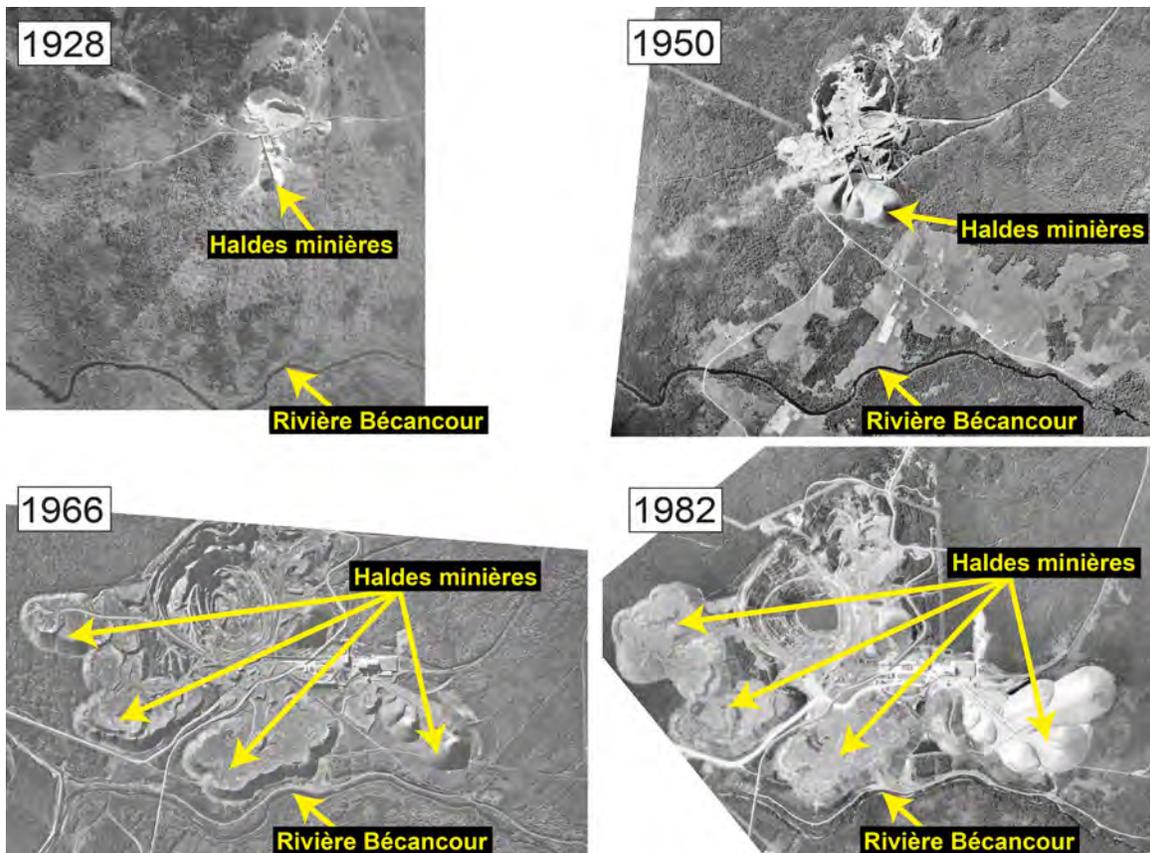


Figure 3.3. Évolution de l'étendue des halde minières dans le secteur des mines Vimy et Normandie. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

3.6 Autres activités minières

3.6.1 Cuivre

Une mine de cuivre a autrefois été en opération sur le lot 10 du 3^e rang de Saint-Ferdinand, à l'intersection avec la route Binette. D'après des informations amassées par la MRC de l'Érable (comm. pers.), elle aurait été ouverte vers 1864 EC, mais n'aurait pas été en activité très longtemps. Elle était déjà fermée en 1890 EC. La mine aurait également produit un peu d'or. Par ailleurs, les archives historiques font mention d'une autre mine de cuivre qui était sur le point d'ouvrir sur le rang 6 du canton d'Halifax en 1900 EC, mais elle ne semble finalement n'avoir jamais été exploitée.

3.6.2 Chromite

Plusieurs mines de chromite, soit le minerai à partir duquel le chrome est extrait, ont également été en activité à différents moments de l'histoire de la Haute-Bécancour. D'après les informations recueillies par Fortier (1983), c'est la découverte d'importants gisements sur le flanc ouest de la colline Provençal, à proximité du lac Noir à Black Lake, qui a entraîné le début des exploitations régionales de ce minerai à compter de 1894 EC. La Coleraine Mining Co. a construit un premier moulin d'usinage sur les rives du lac Noir en 1897 EC. Les eaux du lac étaient alors aspirées et utilisées dans le processus de séparation du minerai. Plusieurs autres mines ont également rapidement été ouvertes de part et d'autre de ce plan d'eau, ainsi que dans les alentours du lac Caribou situé tout juste à l'extérieur du bassin versant de la Haute-Bécancour (Gaudard, 1993). Toutes les mines de la région ont cependant fermé leurs portes en 1909 EC en raison de la baisse de la demande pour le minerai régional qui présentait des problèmes d'impureté.

Toujours d'après Fortier (1983), la Première Guerre mondiale a permis de relancer l'industrie du chrome quelques années plus tard en raison de l'augmentation de la demande de ce métal pour la fabrication des armements et de difficultés d'approvisionnement outre-mer. Les mines de la région ont été rouvertes en 1915 EC et de nouveaux gisements ont commencé à être exploités. Cette reprise de l'activité a cependant été éphémère alors que toutes les mines de la région ont à nouveau cessé leurs opérations de 1918 à 1923 EC. Puis, l'exploitation de quelques mines a été reprise en 1943 et 1944 EC en raison de nouveaux besoins créés par la Deuxième Guerre mondiale. Aucune autre extraction de chromite n'a depuis été recensée dans la région de la Haute-Bécancour (Vallières, 2012).

3.7 Croissance démographique

Les données historiques de recensement démontrent que la colonisation de la Haute-Bécancour s'est d'abord effectuée lentement. Effectivement, seulement un peu plus de 1300 habitants étaient établis dans les principaux cantons du territoire en 1831 EC ([Tableau 3.1](#)), soit un peu plus de 20 ans après l'arrivée des premiers colons américains et européens dans la région. La répartition de la population démontre que la colonisation était à cette époque initialement concentrée dans les cantons d'Inverness et d'Ireland. La croissance démographique a plus tard été grandement stimulée par l'arrivée de nombreux colons dans

le canton d’Halifax suivant l’établissement du village de Saint-Ferdinand/Bernierville. Le nombre total d’habitants dans les principaux cantons de la région a approximativement quadruplé de 1831 à 1851 EC, puis doublé de 1851 à 1871 EC. Un nombre substantiel de colons n’est apparu dans le canton de Thetford qu’à partir de 1860 EC, et ce, principalement dans le secteur de Sacré-Cœur-de-Marie (Municipalité d’Adstock, 2021), situé partiellement en dehors du bassin versant de la Haute-Bécancour.

Tableau 3.1. Population des principaux cantons du territoire de la Haute-Bécancour de 1831 à 1871 EC selon les données recueillies par Barry (1999) et les données de recensement du Canada (Board of Registration and Statistics, 1853; Bureau of Agriculture and Statistics, 1863; Département de l’Agriculture, 1873).

Cantons	1831	1851	1861	1871
Thetford	0	75	282	1092
Ireland	440	802	990	1318
Halifax	71	2895	4823	4992
Inverness	853	1951	2481	2741
Wolfestown	N/D	366	1472	2089
Total	1364	6089	10048	12232

Note : le canton de Thetford inclut les territoires actuels de Thetford Mines (sauf le secteur de Rivière-Blanche) et du secteur Sacré-Cœur-de-Marie de la municipalité d’Adstock (partiellement situé en dehors de la Haute-Bécancour). Le canton d’Ireland inclut les villages d’Irlande, Saint-Adrien-d’Irlande, Rivière-Blanche et, partiellement, Saint-Jean-de-Brébeuf (hors de la Haute-Bécancour). Le canton d’Halifax inclut le territoire actuel de Saint-Ferdinand et de Sainte-Sophie-d’Halifax (hors de la Haute-Bécancour). Le canton d’Inverness inclut les villages de Saint-Pierre-Baptiste et d’Inverness (principalement hors de la Haute-Bécancour). Le canton de Wolfestown inclut les municipalités de Saint-Julien, Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown et Saint-Fortunat (hors de la Haute-Bécancour).

De 1881 à 1931 EC, la population des agglomérations de Saint-Julien, Irlande, Saint-Ferdinand et Saint-Pierre-Baptiste est demeurée à peu près stable (Figure 3.4A). Le nombre d’habitants dans ces secteurs a par la suite progressivement diminué, sauf dans la région de Saint-Ferdinand. Effectivement, à partir de 1931 EC, la population de cette agglomération a graduellement augmenté suivant les différents travaux d’expansion réalisés à l’Hôpital Saint-Julien. Elle a atteint un maximum de 3816 habitants en 1961 EC, puis a diminué suivant la désinstitutionnalisation progressive des patients de l’hôpital de 1965 à 2002 EC. Les agglomérations de Saint-Julien, Irlande, Saint-Ferdinand et Saint-Pierre-Baptiste ont somme toute toujours maintenu de faibles bassins de population.

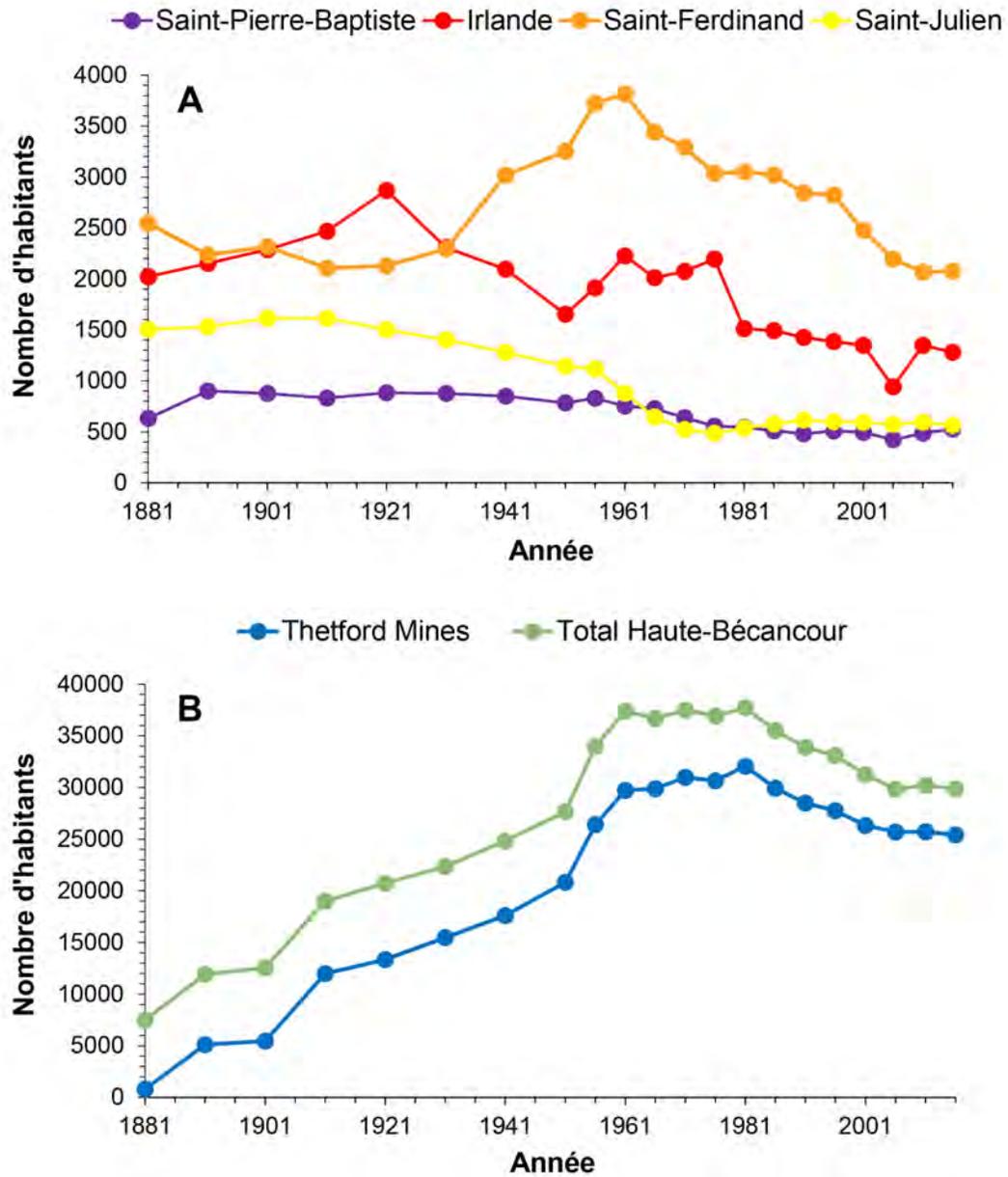


Figure 3.4. Évolution démographique des principales agglomérations de la Haute-Bécancour de 1881 à 2016 EC selon les données de recensement du Canada (Département de l’Agriculture 1882, 1893; Bureau du recensement 1902; Bureau des recensements et statistiques 1912; Bureau fédéral de la statistique 1924–1967; Statistique Canada 1972–2019). A) Saint-Julien, Irlande, Saint-Ferdinand et Saint-Pierre-Baptiste. B) Thetford Mines et Total Haute-Bécancour. Note : l’agglomération de Saint-Julien inclut les municipalités de Saint-Julien et de Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown; Irlande inclut les municipalités d’Irlande, Saint-Adrien-d’Irlande, Saint-Jean-de-Brébeuf (1881–1941 EC) et Rivière-Blanche (1881–1921 EC), ainsi que le canton de Coleraine (1881–1891 EC); Saint-Ferdinand inclut les anciennes municipalités de Saint-Ferdinand, Vianney et Bernierville; Saint-Pierre-Baptiste inclut uniquement la municipalité du même nom; Thetford Mines inclut les anciennes municipalités de Robertsonville, Saint-Antoine-de-Pontbriand, Thetford-Partie-Sud, Amiante, Thetford Mines, Black Lake et Rivière-Blanche (≥ 1931 EC); Total Haute-Bécancour correspond à la somme des agglomérations définies ci-haut.

À la suite de l'aménagement des premiers sites miniers, l'agglomération de Thetford Mines a connu une explosion démographique importante (Figure 3.4B). De 1881 à 1891 EC, la population est passée de 798 à 5096 habitants. Elle a continué d'augmenter progressivement de 1891 à 1951 EC. De 1951 à 1961 EC, elle est rapidement passée de 20 823 à 26 386 habitants suivant la création de la mine Lac d'Amiante. La population est demeurée assez stable de 1961 à 1981 EC, alors qu'un nombre maximal de 32 066 habitants a été atteint. Elle a ensuite progressivement diminué suivant le déclin et la fin des activités minières. La courbe d'évolution démographique de l'ensemble des principales agglomérations de la Haute-Bécancour (Figure 3.4B) présente le même profil que celle de Thetford Mines. Un total de 37 708 habitants a été atteint en 1981 EC.

3.8 Développement riverain au XX^e siècle

3.8.1 Lac Bécancour

La date du début du développement riverain en bordure du lac Bécancour est inconnue. Basé sur notre connaissance de l'histoire régionale (voir sections 3.2 et 3.7), il est probable qu'il ait été initié seulement entre 1880 et 1900 EC suivant le lancement des activités minières d'amiante à Thetford Mines. La comparaison de photographies aériennes historiques permet de documenter l'évolution de ce secteur depuis 1929 EC (Figure A3). À cette date, il y avait déjà quelques fermes bien établies dans le secteur sud-est du lac. Le défrichement a été accru dans les années qui ont suivi avec notamment l'apparition d'au moins une ferme au nord-ouest du lac avant 1950 EC. Plusieurs résidences ont été construites en bordure du lac sur le Chemin Cliche (sud-est) dans les années 1950 EC, puis de manière plus intensive entre 1959 et 1966 EC. Le secteur résidentiel du Chemin Michaud (nord-ouest) aurait été aménagé en 2003–2004 EC (Association des propriétaires du lac Bécancour; comm. pers.).

3.8.2 Lac à la Truite

Dans les années 1950 EC, les terres ceinturant le lac à la Truite avaient une vocation semblant être exclusivement agricole (Figure A1). La superficie des terres défrichées était à cette époque supérieure à celle d'aujourd'hui. Plusieurs résidences ont été construites

entre 1959 et 1966 EC sur la Route Dinning (secteur nord-ouest). Le développement riverain s'est intensifié entre 1966 et 1979 EC avec notamment l'aménagement du secteur du Chemin du lac à la Truite (secteur nord-est). L'observation des photographies aériennes historiques permet également de constater que quelques fossés agricoles ont été creusés entre 1966 et 1985 EC dans le secteur sud du lac. Par ailleurs, un camping était présent dans le secteur nord-ouest du lac de 1977 à 2009 EC environ (APLTI, comm. pers.).

3.8.3 Lac William

En plus de nombreuses fermes, beaucoup d'habitations étaient déjà présentes en bordure du lac William dans les années 1950 EC (Figures A4–A5), notamment dans le secteur de Bernierville (sud-ouest) qui était alors déjà bien développé. Plusieurs nouvelles constructions résidentielles se sont ajoutées entre 1959 et 1979 EC, en particulier le long de la Route du Domaine du Lac (secteurs est, nord-est et nord) où un premier camping a également été aménagé au cours de ces années. L'autre terrain de camping situé dans le secteur ouest a été créé un peu plus tard. Par ailleurs, c'est en 1992 EC que le Manoir du lac William a été créé à partir d'un petit établissement hôtelier préexistant (Belpaire, 2018). Il a depuis subi d'importants travaux d'expansion. La portion de la route 165 contournant Saint-Ferdinand a été construite vers le milieu des années 1990 EC.

3.8.4 Lac Joseph

À l'image du lac à la Truite, les terres ceinturant le lac Joseph avaient une vocation semblant exclusivement agricole avant 1960 EC (Figures A6–A7). Le développement agricole s'est poursuivi dans les décennies qui ont suivi avec notamment l'aménagement de plusieurs fossés de drainage agricole entre 1979 et 2005 EC dans les parties sud et centrale du lac. Le développement riverain résidentiel s'est amorcé entre 1959 et 1979 EC avec la construction de plusieurs habitations, principalement autour des bassins sud à l'entrée du lac et du bassin nord-est (secteur le plus en aval). Les trois campings du lac Joseph ont également été aménagés durant cette période. Quelques autres développements résidentiels ont été réalisés en bordure de la partie centrale du lac entre 1979 et 2000 EC, puis entre 2000 et 2015 EC.

3.9 Égouts et eaux usées

La ville de Thetford Mines s'est dotée de son premier réseau d'égouts en 1909 EC dans le but de faciliter l'évacuation des eaux usées domestiques et des eaux de pluie de son territoire (Cinq-Mars et Faucher, 1994). En comparaison, la municipalité de Saint-Pierre-Baptiste a aménagé son réseau d'égouts beaucoup plus tard. Une première section a été construite en 1962 EC et des travaux plus complets, incluant également l'installation d'un système d'aqueduc, ont été réalisés en 1979 EC (Collectif, 1986). La date d'aménagement de ce type d'infrastructures à Saint-Ferdinand est inconnue.

Les stations d'épuration des eaux usées de Saint-Ferdinand et de Thetford Mines ont respectivement été mises en opération en 1985 et 1986 EC dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ; Bérubé, 1991). Les eaux usées de l'ancienne municipalité de Bernierville et de l'Hôpital Saint-Julien étaient initialement rejetées près de la partie centrale du lac William en aval du village. Suivant la construction de la station d'épuration de Saint-Ferdinand, les eaux usées désormais traitées ont commencé à être rejetées dans le bassin nord du lac. Puis, l'émissaire de la station d'épuration a plus tard été relocalisé en 1990 EC sur le parcours de la rivière Bécancour en aval de l'exutoire du lac (Bérubé, 1991). La station d'épuration de Saint-Pierre-Baptiste a été construite un peu plus tard en 2000 EC. Deux autres stations ont été aménagées respectivement en 1996 et 2005 EC sur le territoire des municipalités de Saint-Joseph-de-Coleraine et d'Adstock, lesquelles déversent également des eaux usées dans le bassin versant de la rivière Bécancour (Baril et al., 2019).

3.10 Barrages

En 1910 EC, plusieurs barrages de faible hauteur avaient déjà été aménagés sur la rivière Bécancour et ailleurs dans le bassin versant afin d'assurer l'approvisionnement en eau des compagnies minières et de la municipalité de Thetford Mines (Cinq-Mars et Faucher, 1994). Notamment, il semblerait qu'un premier ouvrage de retenue des eaux était déjà présent au lac Bécancour à cette époque puisqu'il est mentionné dans un ancien procès-verbal que « Le 11 juillet 1914, M. Eugène Lamonde est chargé de nettoyer la rivière Thetford [= la rivière Bécancour] pour éliminer les odeurs. On procède à l'ouverture du

barrage du lac Bécancour pour laisser couler l'eau en abondance afin de « laver » la rivière » (Lebel, 1994).

Selon Gaudreau (2002) et le répertoire des barrages du Québec (MELCC, 2021), le barrage actuel du lac Bécancour aurait été construit en 1937 EC. Cependant, cette date est erronée puisqu'une lettre obtenue de la Ville de Thetford Mines datée du 11 juillet 1938 et adressée à la Commission des Eaux Courantes de Québec mentionne que « La Cité de Thetford Mines se propose d'élever un barrage à la décharge du lac Bécancour dans le but d'en faire une réserve d'eau pour la période sèche, et de régulariser le cours de la rivière du même nom pour fins d'hygiène ». On peut donc déduire que le barrage actuel n'était à ce moment pas encore construit et qu'il a vraisemblablement plutôt été aménagé aux alentours de 1939–1940 EC.

La [Figure A3](#) permet de comparer l'évolution de la forme et de la superficie du lac Bécancour au fil des décennies à l'aide de photographies aériennes historiques. Elle démontre bien que le niveau d'eau du lac a grandement fluctué à travers les années. Le barrage actuel du lac Bécancour présentait autrefois un pertuis de fond et des portes dans lesquelles pouvaient s'insérer des poutrelles de bois qui permettaient d'abaisser ou de rehausser le niveau d'eau (Gaudreau, 2002). D'après les plans présentés par Piette (1953), il semblerait qu'il était prévu que le niveau du lac Bécancour soit rehaussé durant les travaux de vidange du lac Noir. Nous ne pouvons pas confirmer que ce fut effectivement le cas. Si cette hausse a bel et bien eu lieu, les photographies aériennes historiques nous informent qu'elle a cependant été temporaire et de courte durée. Le barrage du lac Bécancour est présentement opéré à son plus bas niveau depuis au moins l'an 2000 EC (Gaudreau, 2002) et, possiblement, depuis la fin des années 1960 EC. Effectivement, le lac Bécancour présentait en 1979 EC environ le même niveau d'eau qu'aujourd'hui. De plus, il est mentionné dans une lettre obtenue de la Ville de Thetford Mines datée du 7 août 1987 et adressée à l'Association des propriétaires riverains du lac Bécancour que « nous [la Ville] ne nous préoccupons plus de l'opération de ce barrage [du lac Bécancour] depuis au-delà de 20 ans ». Le barrage du lac Bécancour a été restauré en 2004 EC (MELCC, 2021). Les travaux devaient notamment permettre de diminuer les fluctuations du niveau d'eau lors des événements de pluie (Gaudreau, 2002).

Le barrage le plus important sur le territoire de la Haute-Bécancour est sans aucun doute celui de l'étang Stater. Sa construction en 1954 EC a été réalisée à l'aide de matériaux naturels (enrochement et terre battue). Le barrage s'est progressivement érodé et détérioré jusqu'à ce qu'il soit entièrement restauré en 2017 EC, quelques mois après le prélèvement de nos carottes de sédiments dans les lacs du bassin de la rivière Bécancour.

3.11 Détournements et autres modifications de rivière

Dans le passé, plusieurs détournements et autres modifications de rivière ont été menés au sein de la Haute-Bécancour. Le plus important détournement de la rivière Bécancour est survenu dans le cadre des travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC) qui a nécessité le déplacement de ce cours d'eau sur une distance de 7000 pieds (~ 2,3 km; Fortier, 1983; [Figure 1.3](#)). Pendant cette période, la portion de la rivière en aval du lac Noir a aussi vraisemblablement fait l'objet de travaux d'élargissements et de désobstructions sur plusieurs kilomètres dans le but de faciliter son écoulement en période de crue (Piette, 1953). Un canal de dérivation vers la rivière Bécancour (ruisseau Poirier) a aussi été aménagé à l'ouest de la mine Lac d'Amiante afin de drainer l'extrémité sud toujours existante du lac Noir.

D'après des informations obtenues de la Ville de Thetford Mines, la portion de la rivière Bécancour située en aval de l'ancien pont de la route 112 a été draguée annuellement à la suite de la vidange du lac Noir, et ce, jusqu'en 1992 EC. Les travaux de dragage ont été poursuivis de manière plus sporadique après cette date. Par ailleurs, le Ministère des Richesses naturelles a entrepris en 1964 EC un plan de 3 ans qui visait à prévenir les débordements, à améliorer l'écoulement et à stabiliser les berges de la rivière Bécancour dans le secteur du centre-ville de Thetford Mines. Durant cette période, des murs de soutènement en maçonnerie ont été construits ou réparés sur une longueur de 5550 pieds (1,7 km) en bordure la rivière Bécancour. Cette dernière a aussi été simultanément nettoyée sur une longueur approximative de 4000 pieds (1,2 km). Dans le cadre de travaux d'expansion à la mine King-Beaver, la rivière a plus tard à nouveau été détournée sur 1 km vers 1971–1972 EC. Dans ces mêmes années, elle a également été élargie, creusée et redressée sur plus de 10 km du pont de la rue Notre-Dame à Thetford Mines jusqu'au lac Bécancour.

La rivière Bagot a aussi été redressée et détournée près de son point de confluence avec la rivière Bécancour, tout juste en amont du lac à la Truite, à plusieurs reprises entre 1950 et 1990 EC (Mercier, 2019). Des informations supplémentaires obtenues de la Ville de Thetford Mines ont révélé que des travaux d'entretien de la rivière Larochelle, qui rejoint la rivière Bécancour entre les lacs à la Truite et William, ont été menés en 1997 EC. La rivière Blanche a quant à elle été redressée en amont du ponceau de la route 112 à l'entrée de Black Lake vers 1998 EC.

Plusieurs importants travaux de redressement ont également été menés à partir de 1959 EC sur le ruisseau Bullard (Mailhot et al., 2004), lequel conflue avec la rivière Bécancour environ 1,5 km en aval du lac Joseph. Les changements apportés auraient indirectement mené à la dégradation et à l'érosion progressives du seuil naturel de retenue des eaux à l'exutoire du lac Joseph (Mailhot et al., 2004). Par conséquent, au tournant des années 1990 EC, une baisse soudaine et importante du niveau de l'eau du lac, particulièrement en période d'étiage, a été constatée (Roy et Gingras, 2011). Le seuil naturel du lac Joseph a été restauré en 2013 EC, ce qui a permis de rehausser le niveau de l'eau. De nombreux autres cours d'eau de la région ont certainement également été modifiés et redressés au cours des deux derniers siècles, tels que le ruisseau Pinette (GROBEC, 2016).

Finalement, d'après des informations obtenues de la Municipalité de Saint-Ferdinand (comm. pers.), des bassins de sédimentation ont été aménagés à la convergence du ruisseau Larose et de la rivière Fortier vers 1982 EC et dans le ruisseau Pinette vers 1992 EC, lesquels alimentent le lac William. Deux nouveaux bassins ont été aménagés en bordure de ce lac vers 1995 et 2002 EC dans les secteurs de la Marina (quai municipal) et de la pointe Provencher située à proximité au sud-est. Les bassins Larose-Fortier, Pinette et Provencher étaient jusqu'à tout récemment vidés (dragués) annuellement.

3.12 Dépotoirs

La date exacte d'ouverture de l'ancien dépotoir situé à proximité du lac Bécancour est inconnue. L'examen de photographies aériennes historiques permet néanmoins de situer son origine à la fin des années 1950 EC (Figure 3.5). Il aurait été fermé vers 1974 EC (G. Grondin, citoyen; comm. pers.), ou au plus tard vers 1980 EC (M. Régimbal, Ville de

Thetford Mines; comm. pers. via GROBEC), ce qui pourrait être relié à une lettre de plainte rédigée le 3 juillet 1973 par l'Association des propriétaires riverains du lac Bécancour à l'attention de la municipalité de Thetford-Partie-Sud. La lettre mentionnait :

« [...] Plusieurs propriétaires de chalet du Lac Bécancour ont constaté récemment que des centaines de poissons sont trouvés morts sur le rivage, ce qui fait supposer qu'il existe un certain degré de pollution dans ce lac.

Nous avons remarqué également des dépôts de poussière d'amiante dans l'eau, dans la partie sud-ouest du lac, qui se trouve à proximité du dépotoir municipal de la ville de Thetford.

Plusieurs membres de l'exécutif de notre Association se sont rendus sur le site même du dépotoir et ont pu constater de visu que ce dernier est sûrement une source importante de pollution pour le lac. Tout d'abord, les deux ruisseaux qui passent au pied du dépotoir entraînent des liquides pollués qui déversent dans le lac. Les voyages de poussière d'amiante dont on recouvre les déchets contribuent aussi à la pollution, puisqu'on retrouve de cette poussière d'amiante dans l'eau du lac; au moment de la visite de l'exécutif sur les lieux, une grande partie des détritiques étaient à découvert.

Pour toutes ces raisons, et dans le but de préserver la salubrité de l'eau au Lac Bécancour, l'Association des Propriétaires Riverains du Lac Bécancour demande instamment à la Corporation de Thetford Sud de faire pression, pour que, dans un délai raisonnable, ce dépotoir soit fermé, soit pour être localisé ailleurs ou remplacé par un incinérateur municipal. [...] »

Le dépotoir est aujourd'hui recouvert d'un sol et d'une végétation matures. Certains déchets, principalement des pneus usagés, jonchent cependant toujours le terrain. Un nouveau site d'enfouissement sanitaire a plus tard été aménagé dans le secteur Robertsonville de Thetford Mines, en bordure de la rivière Bécancour. Il a été en opération de 1982 à 2008 EC, puis fermé et complètement recouvert en 2008–2009 EC (Dib et Sicard, 2011). Les eaux de lixiviation de ce dépotoir ont commencé à être traitées en 1995 EC (Faucher, 2007).

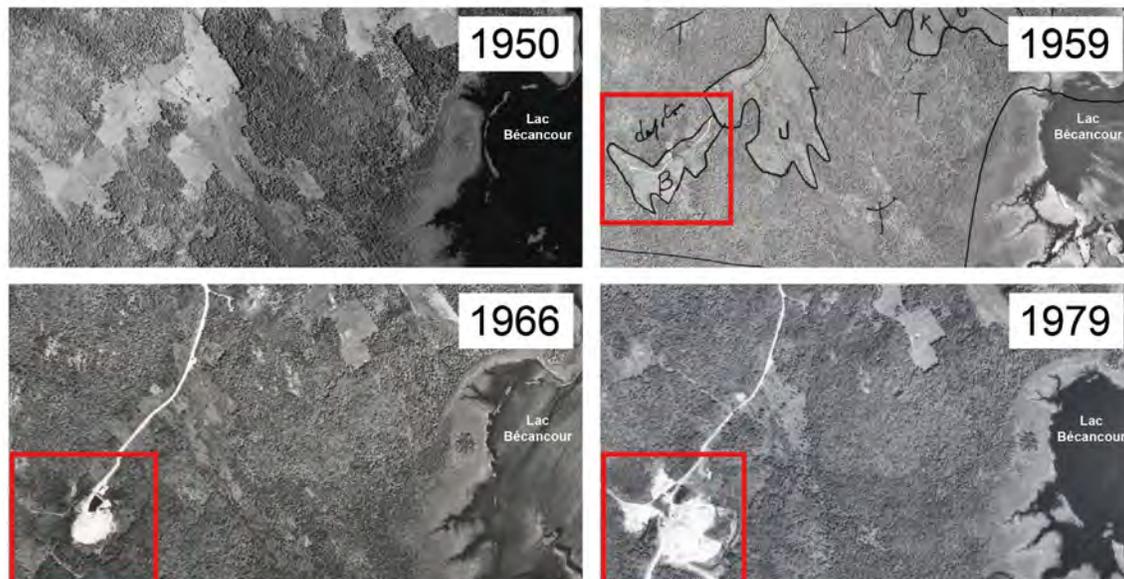


Figure 3.5. Localisation et évolution de l'étendue du dépôt situé à proximité du lac Bécancour. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

4. Méthodologie

Cette section présente de façon sommaire les principes théoriques de la paléolimnologie et les différentes techniques d'analyse que nous avons utilisées. Plus de détails méthodologiques peuvent être trouvés dans les articles scientifiques originaux cités dans la section « [Avant-propos](#) ».

4.1 Principes théoriques de la paléolimnologie

Le terme paléolimnologie est formé des mots grecs « palaios » (ancien), « limne » (lacs) et « logos » (étude). Elle désigne ainsi la science qui étudie les anciens lacs ou, plus largement, l'évolution des étendues d'eau continentales (lacs et étangs). Les sédiments présents au fond d'un lac sont formés de particules originaires de l'intérieur du milieu (matière autochtone) et de l'extérieur (matière allochtone). La matière autochtone est principalement composée des débris des organismes vivants qui habitent le lac et qui sédimentent à leur mort. La matière allochtone est plutôt constituée de particules qui entrent dans le lac via les cours d'eau affluents, les bandes riveraines, l'atmosphère et les eaux souterraines. Les sédiments sont ainsi formés d'un ensemble complexe de particules qui est représentatif du contexte environnemental propre à chaque lac. Par exemple, un lac eutrophe riche en nutriments aura des sédiments généralement riches en matière organique en raison de la décomposition importante d'algues. À l'inverse, un lac oligotrophe aura souvent des sédiments qui seront plutôt riches en matière minérale.

Par ailleurs, les sédiments présents au fond des lacs sont le résultat d'un long processus d'accumulation. En absence de perturbations, ils se déposent progressivement d'année en année selon le principe de superposition des couches. Ce principe fait en sorte que les sédiments situés plus en profondeur sont plus vieux que les sédiments plus en surface, suivant une gradation chronologique. Or, considérant que leurs caractéristiques sont représentatives du contexte environnemental qui prédomine au moment de leur déposition, les plus vieux sédiments seront indicatifs de l'état passé du lac et de son milieu environnant. À l'inverse, les sédiments récents seront indicatifs de l'état moderne du lac et de son milieu environnant.

La paléolimnologie se base sur ces principes pour reconstituer l'évolution des lacs et de leur environnement. L'approche typique consiste à prélever une carotte de sédiments à l'aide d'outils spécialisés (carottiers; Figure 4.1). Celle-ci est ensuite coupée en minces tranches transversales. L'âge et les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sous-échantillons sont ensuite analysés en laboratoire en utilisant différentes techniques. L'analyse et le traitement statistique des données permettent ensuite de reconstituer en détail l'évolution de la qualité de l'eau et des taux de sédimentation dans un lac. Par exemple, il est possible de déterminer le moment précis auquel le lac a commencé à être enrichi en nutriments et d'associer ce changement à un événement historique qui est simultanément survenu dans son bassin versant, par exemple le début de rejets d'eaux usées. En fonction des caractéristiques des sédiments, il est également possible d'identifier leur provenance prédominante.

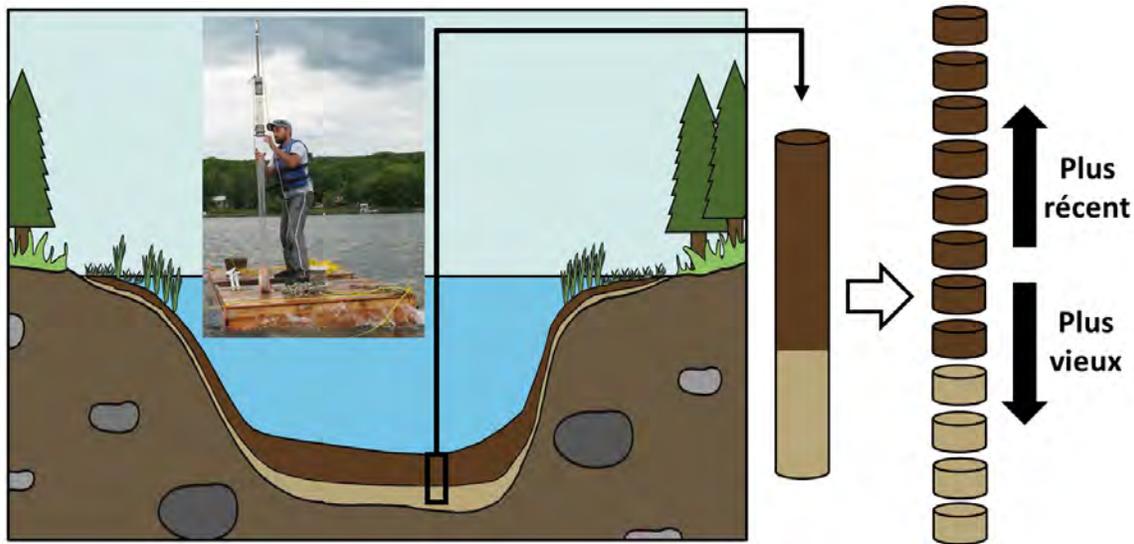


Figure 4.1. Schématisation d'un échantillonnage réalisé dans le cadre d'une étude paléolimnologique.

4.2 Collecte des échantillons

4.2.1 Carottes de sédiments

Plusieurs carottes de sédiments ont été prélevées dans chacun des sites d'étude. Cependant, pour des raisons de temps et de gestion financière, une seule a finalement été analysée pour chacun d'entre eux. Les travaux de carottage à l'étang Stater et aux lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph se sont déroulés de juin à août 2017. Les carottes de sédiments

choisies pour les analyses proviennent des régions centrales et creuses de ces plans d'eau (Figures A8–A12). Leur longueur varie de 1,05 à 1,27 m. La carotte de sédiments de la rivière Bécancour (longueur : 0,49 m) a été prélevée plus tard en septembre 2019 au fond d'un petit bras de rivière situé à 2,5 km en amont de l'embouchure au fleuve Saint-Laurent (Figure 1.4). Tous les échantillonnages ont été réalisés à l'aide d'un carottier à percussion manipulé à partir de la surface de l'eau (Figure 4.2). Les figures 4.3 et 4.4 présentent des photographies de nos travaux d'échantillonnage et des carottes de sédiments.

En laboratoire, les carottes de sédiments de l'étang Stater et des lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph ont été sectionnées en deux sur le plan longitudinal. Pour chacune d'entre elles, une moitié a ensuite été coupée en tranches transversales de 0,5 cm qui ont été utilisées pour la majorité des analyses. Les autres moitiés ont été conservées intactes pour être soumises à des analyses par scan, puis être archivées. La carotte de la rivière Bécancour était constituée de sédiments très grossiers (sable et gravier). Seule la surface (0–1 cm) était formée de sédiments fins qui ont uniquement pu être utilisés pour les analyses d'amiante.



Figure 4.2. Photographie d'un carottier à percussion muni d'un tube d'échantillonnage, tel qu'utilisé lors des travaux de terrain. La percussion (poids de couleur bronze) est utilisée comme marteau afin d'enfoncer le tube dans les sédiments.



Figure 4.3. Sélection de photographies des travaux de carottage. [Crédits photos : Carole Comtois, ALW [photo au centre à gauche]; Réjean Vézina, APLTI (autres photos)].

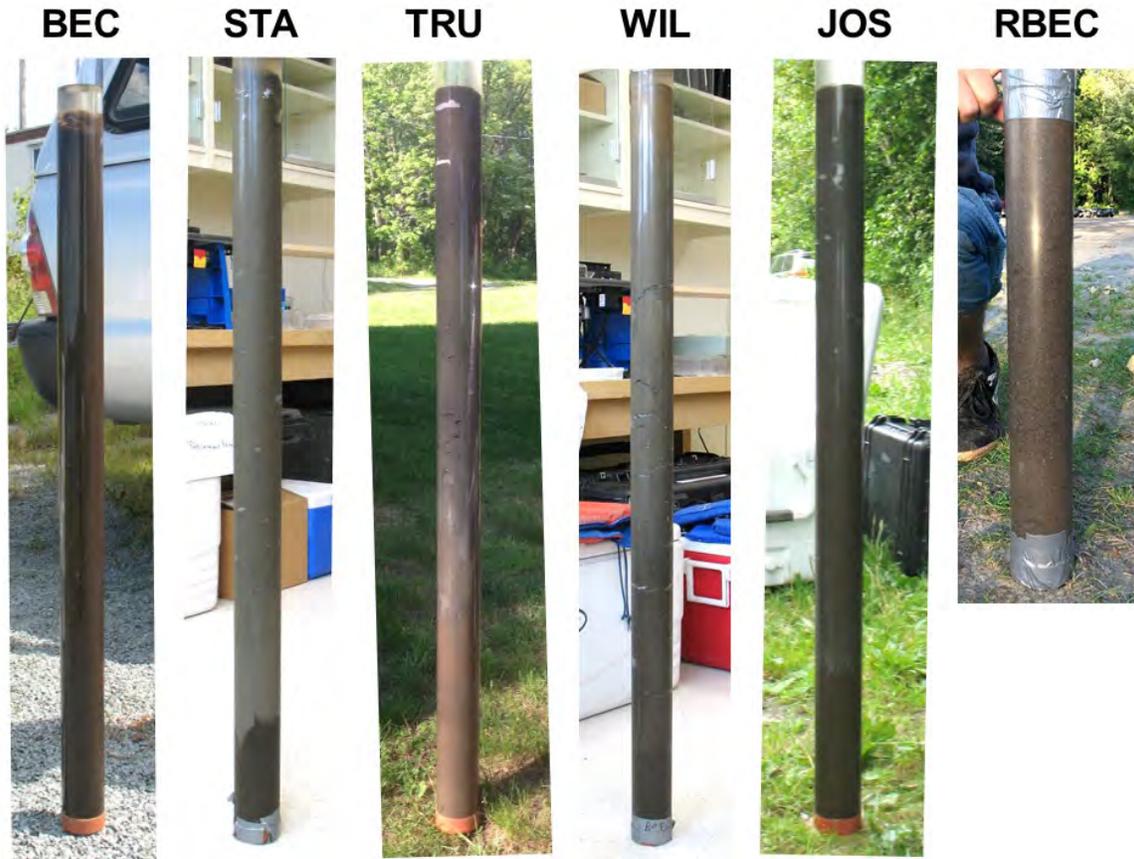


Figure 4.4. Photographies des carottes de sédiments prélevées dans le lac Bécancour (BEC), l'étang Stater (STA), le lac à la Truite (TRU), le lac William (WIL), le lac Joseph (JOS) et la rivière Bécancour (secteur du fleuve Saint-Laurent; RBEC), lesquelles font l'objet des analyses présentées dans ce rapport.

4.2.2 Sources de sédiments

Les sources de matériel sédimentaire au sein de la Haute-Bécancour ont été échantillonnées entre juillet et septembre 2020. Pour des raisons logistiques, les efforts d'échantillonnage ont été uniquement concentrés dans les bassins versants de l'étang Stater et du lac à la Truite (Figure 4.5). Des échantillons de résidus miniers amiantés ont été prélevés au bas des pentes des haldes des mines King-Beaver, British Canadian 1 et Normandie où des signes d'érosion vers la rivière Bécancour étaient visibles. Un échantillon supplémentaire de ce type a également été collecté sur la berge de la rivière Bécancour en face de la mine Normandie. Des sédiments ont été recueillis dans la zone littorale des rivières Bécancour (en amont et en aval des sites miniers), au Pin et Bagot et du ruisseau Venlo qui alimentent toutes de manière directe ou indirecte le lac à la Truite.

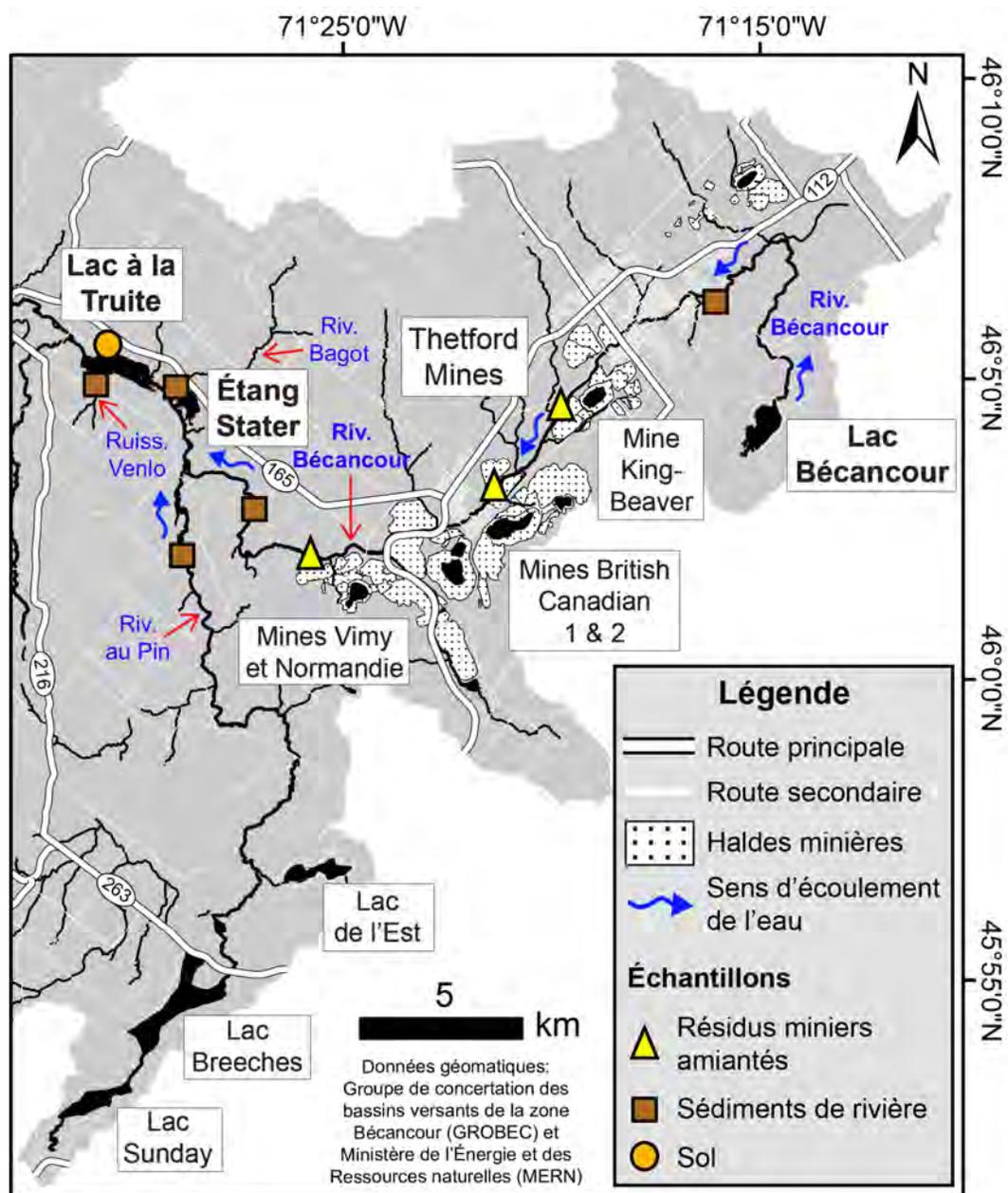


Figure 4.5. Carte de localisation des sites d'échantillonnage des sources de matériel sédimentaire de la Haute-Bécancour.

Le choix des sites d'échantillonnage pour ces cours d'eau a été principalement déterminé en fonction de leur facilité d'accès (par exemple, près de ponts) et de la présence d'importants dépôts sédimentaires. Un échantillon de sol a aussi été prélevé à la ligne des hautes eaux sur les pentes ceinturant le lac à la Truite.

En laboratoire, tous les échantillons ont été séchés à température pièce, puis tamisés à l'aide de grilles de 125 µm d'ouverture. Le contenu en métaux de la fraction fine ainsi

extraite a été analysé (voir [section 4.5](#)). Des analyses d'amiante ont également été réalisées sur certains échantillons de résidus miniers tamisés à 300 µm (voir [section 4.7](#)). Les tamisages ont été réalisés afin d'analyser uniquement la fraction du matériel qui est similaire à nos sédiments de lacs et qui est susceptible d'être transportée jusqu'aux sites d'étude.

4.3 Datations et chronologie

La portion supérieure et plus récente des carottes de l'étang Stater et des lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph a été datée à l'aide des méthodes de datation au césium 137 (^{137}Cs) et plomb 210 (^{210}Pb), lesquelles sont couramment utilisées en paléolimnologie (Appleby, 2001). Le ^{137}Cs est un isotope radioactif du césium qui est d'origine principalement artificielle. Les tests d'armement nucléaire du milieu du XX^e siècle ont projeté dans l'atmosphère une quantité très importante de cet isotope, dont la concentration a atteint un sommet en 1963 EC. Les sédiments de lacs partout à travers le globe ont emmagasiné ce ^{137}Cs atmosphérique. Par conséquent, il est aujourd'hui commun de retrouver des pics de concentration en ^{137}Cs à certaines profondeurs dans les sédiments qui peuvent être associés à l'année 1963 EC (Appleby 2001). Dans notre étude, de tels pics ont été identifiés dans les carottes de l'étang Stater et des lacs à la Truite, William et Joseph ([Figure 4.6](#)) et ont été utilisés afin d'établir de premiers repères chronologiques.

Le ^{210}Pb est un isotope du plomb. Il est retrouvé sous deux formes dans les sédiments, soit le ^{210}Pb non supporté qui provient de dépositions atmosphériques et le ^{210}Pb supporté qui est produit localement dans le sol et les sédiments. Le ^{210}Pb non supporté se désintègre naturellement au fil du temps, de telle sorte que les sédiments récents déposés plus en surface présentent des concentrations plus importantes que les sédiments plus en profondeur déposés il y a plus longtemps. Son rythme de désintégration étant constant, sa courbe de concentration dans la carotte peut être utilisée afin de dater de manière précise les sédiments présentant un âge allant jusqu'à ~ 150 ans. Pour ce faire, des modèles mathématiques sont utilisés, tels que le Constant Rate of Supply (CRS) qui a été appliqué sur les données de la carotte du lac Bécancour. Les carottes de sédiments de l'étang Stater et des lacs à la Truite, William et Joseph présentaient cependant des concentrations très faibles et variables de ^{210}Pb sous les profondeurs associées aux pics en ^{137}Cs ([Figure 4.7](#)).

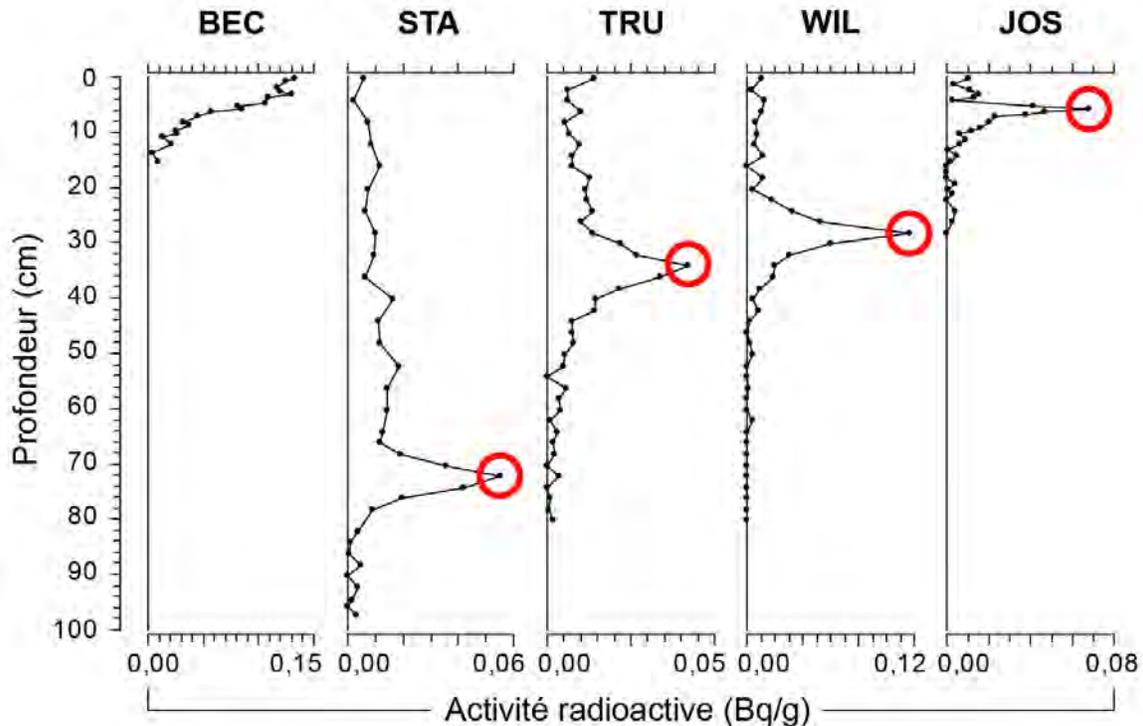


Figure 4.6. Profils de variation de l'activité radioactive du césium 137 (^{137}Cs) dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l'étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS). Note : les cercles rouges désignent des pics importants qui ont été associés au maximum des tests d'armement nucléaire de 1963.

Par conséquent, les données de ^{210}Pb pour ces plans d'eau ont seulement pu être utilisées afin de déterminer l'âge des sédiments plus jeunes que 1963 EC. Pour ce faire, les équations de Appleby (2001) pour l'établissement de modèles d'âge composites ont été employées.

Des repères chronologiques supplémentaires pour la portion plus récente des sédiments ont été obtenus en examinant leur teneur en plomb stable et en pollens d'herbe à poux (*Ambrosia* spp.). La révolution industrielle au XIX siècle a entraîné une augmentation importante de plomb stable dans l'atmosphère. Blais et al. (1995) ont identifié que la teneur en plomb stable des sédiments des lacs du sud du Québec a atteint le double des concentrations naturelles vers 1886 EC (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) des carottes dont la concentration en Pb stable égalait le double de la moyenne des valeurs de fond (Figure 4.8).

Par ailleurs, les pollens d'herbe à poux sont aujourd'hui également plus nombreux dans l'air et dans les sédiments des lacs en raison de l'agriculture moderne. Le point

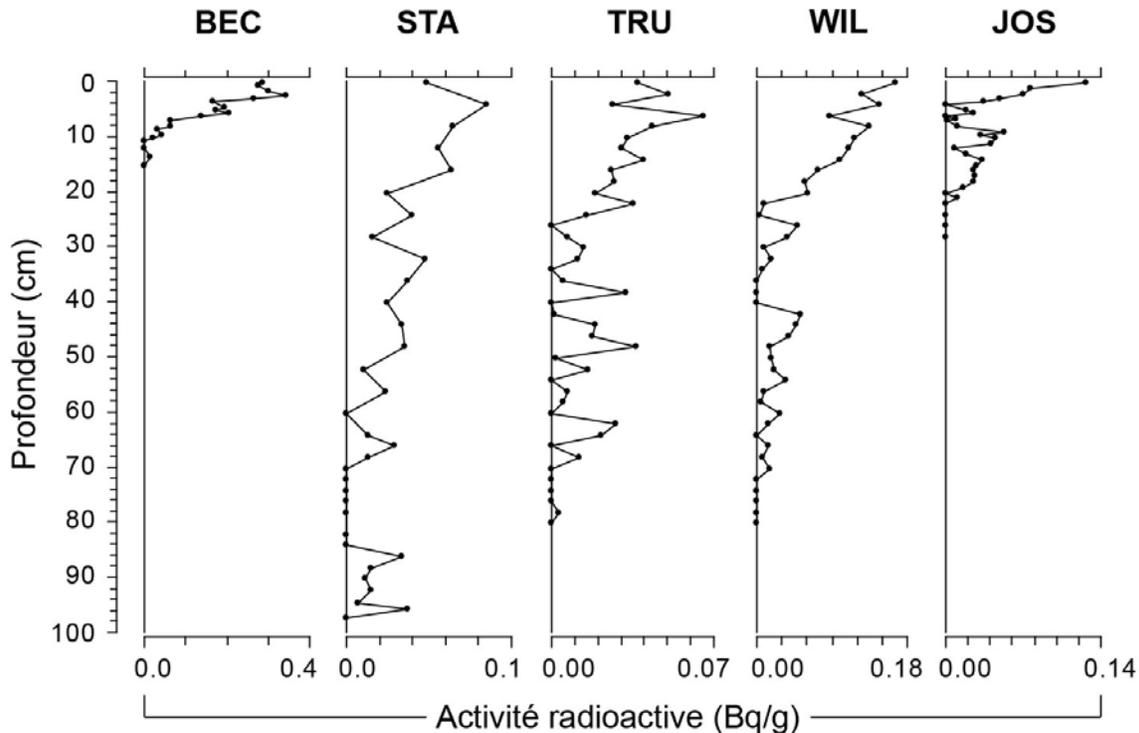


Figure 4.7. Profils de variation de l'activité radioactive du plomb 210 (^{210}Pb) non supporté dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l'étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS).

d'augmentation initial de ce type de pollens dans la stratigraphie sédimentaire est généralement indicateur du défrichement des terres lors la colonisation moderne d'un territoire (McAndrews, 1988). Il peut ainsi être utilisé comme repère chronologique supplémentaire. La colonisation et l'initiation de l'agriculture en bordure et aux alentours de l'étang Stater et des lacs à la Truite, William et Joseph (rayon de ~ 50 km) se sont principalement déroulées entre 1810 et 1840 EC (voir [section 3.2](#)). Par conséquent, l'âge du premier point marqué d'augmentation (du bas vers le haut) de la concentration d'herbe à poux dans les carottes de ces lacs a été estimé à 1825 EC selon une erreur-type de ± 15 ans ([Figure 4.9](#)). La montée des pollens d'herbe à poux n'a pas été utilisée pour dater la carotte de sédiments du lac Bécancour puisque son âge est plus incertain.

La chronologie de la portion inférieure et plus ancienne des carottes de sédiments a été établie à l'aide de datations au carbone 14 (^{14}C) réalisées sur des échantillons de sédiments bruts, de débris végétaux et de fragments de bois ([Tableau 4.1](#)). La datation au ^{14}C est une technique couramment utilisée dans plusieurs disciplines scientifiques afin de

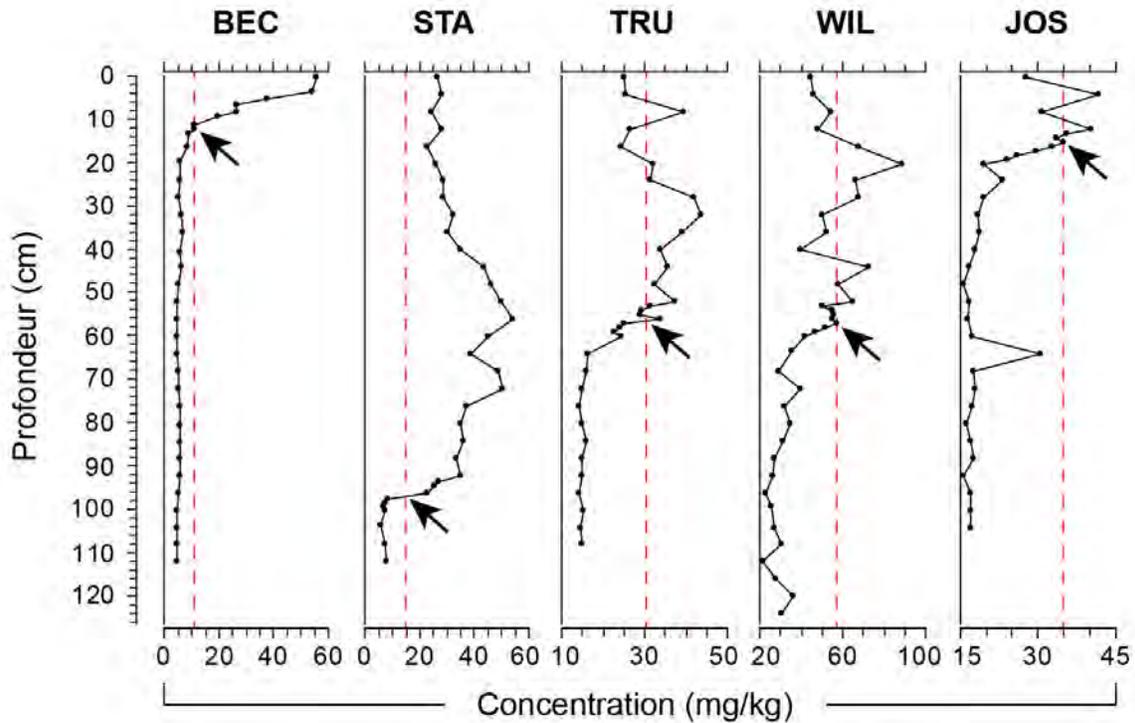


Figure 4.8. Profils de variation de la concentration de plomb stable (Pb) dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l'étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS). Note : les traits pointillés rouges représentent le double de la concentration naturelle de fond de chaque carotte. La date de 1886 ± 30 EC a été attribuée aux premiers points d'intersection du bas vers le haut entre ces traits et les courbes de concentration (voir flèches).

déterminer l'âge de matières organiques pouvant atteindre jusqu'à $\sim 50\,000$ ans. Le ^{14}C est un isotope radioactif du carbone présent dans les organismes vivants et qui se désintègre à leur mort selon un rythme constant. En analysant le taux de désintégration du ^{14}C dans un matériel organique, son âge peut être établi de manière précise.

Pour les carottes des lacs à la Truite, William et Joseph, les résultats obtenus de la datation de sédiments bruts n'ont pas été considérés puisqu'ils étaient douteux. Il est fréquent que la datation de ce type de matériel fournisse des âges erronés (Björck et Wohlfarth, 2001). Certaines dates associées à des niveaux stratigraphiques situés au-dessus des montées de plomb stable et d'herbe à poux, mais plus vieilles que ces indicateurs, ont également été éliminées puisqu'elles ont été considérées non représentatives de l'âge de déposition réelle des sédiments.

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 pollens d'herbe à poux ont été utilisés afin de

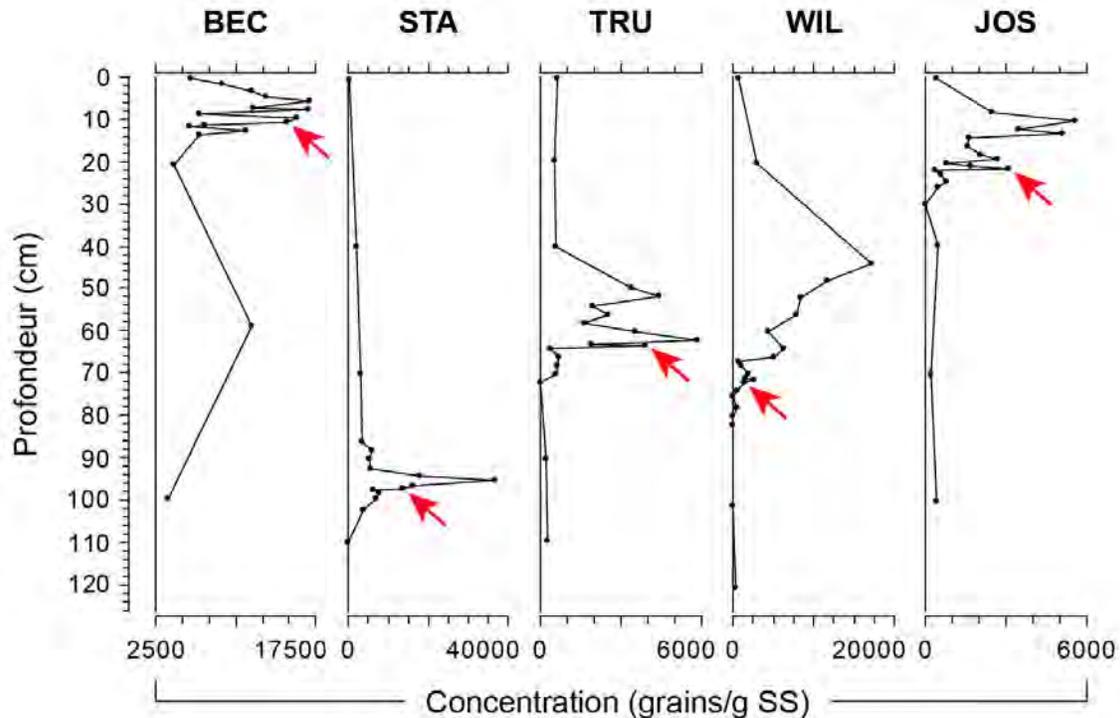


Figure 4.9. Profils de variation de la concentration de pollens d’herbe à poux, telle qu’exprimée en termes de grains par gramme de sédiments secs (SS), dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l’étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS). Note : pour chaque carotte, la flèche rouge désigne la première augmentation marquée de la concentration qui a été attribuée aux débuts de la colonisation moderne.

créer un modèle d’âge pour chaque carotte de sédiments. Les modèles ont été établis à partir de statistiques bayésiennes à l’aide du progiciel Bacon de R (Blaauw et Christen, 2011; Blaauw et al., 2021). Il a été assumé que la surface des carottes (0 cm) correspondait à l’année des travaux de carottage, soit 2017 EC. Les âges de probabilité moyenne associés à chaque niveau de profondeur des carottes ont été extraits des modèles chronologiques et utilisés pour les analyses. À noter qu’un intervalle d’erreur asymétrique est associé à chacun d’entre eux. Dans les sections présentant les résultats, ce n’est que l’erreur maximale qui est indiquée.² Les intervalles réels des âges possibles associés à certains changements survenus au niveau des sédiments sont cependant parfois mentionnés dans les paragraphes de discussion.

² Par exemple, il pourrait être mentionné que l’âge d’une certaine couche de sédiments est 1925 ± 23 EC. Cependant, l’intervalle réel d’âge possible pourrait être 1902 à 1942 EC (situation d’asymétrie autour de l’âge de probabilité moyenne), plutôt que 1902 à 1948 EC (situation de symétrie autour de l’âge de probabilité moyenne).

À partir des chronologies établies, l'évolution historique du taux d'accumulation linéaire (cm/an ou mm/an) des sédiments, aussi appelé taux de sédimentation, a été reconstituée pour chaque lac. Bien que ce taux offre des perspectives concrètes, il est cependant biaisé par la compaction et la transformation naturelle des sédiments qui surviennent au fil des années. Ce biais peut être contourné en calculant plutôt le taux d'accumulation massique des sédiments, c'est-à-dire le nombre de grammes de sédiments qui se déposent sur une surface de 1 cm² par année (g/cm²/an ou mg/cm²/an), qui fournit des indications plus fiables pour évaluer les variations historiques dans les apports sédimentaires à un lac. À noter que le degré de précision de l'âge des couches de sédiments et des taux historiques d'accumulation de sédiments est dépendant du nombre de points chronologiques qui ont pu être identifiés et utilisés pour bâtir les modèles d'âge.

Tableau 4.1. Liste des échantillons datés au carbone 14 dans les carottes de sédiments du lac Bécancour (BEC), de l'étang Stater (STA), du lac à la Truite (TRU), du lac William (WIL) et du lac Joseph (JOS).

Carotte	Profondeur (cm)	Type de matériel	Âge calibré* (année EC)	
BEC	10,0–10,5	Sédiments bruts	715 ± 57	†
	20,5–21,0	Bois	-1467 ± 36	
	30,0–30,5	Sédiments bruts	-1110 ± 93	
	40,0–40,5	Sédiments bruts	-2046 ± 88	
	53,5–54,0	Sédiments bruts	-3420 ± 70	
	57,5–58,0	Bois	-4000 ± 40	
	60,5–61,0	Bois	-3990 ± 40	
	70,5–71,0	Bois	-4010 ± 35	
	80,0–80,5	Sédiments bruts	-5543 ± 63	
	90,5–91,0	Sédiments bruts	-5915 ± 65	
	99,5–100,0	Bois et débris végétaux	-6118 ± 98	
	112,5–113,0	Sédiments bruts	-5788 ± 53	
STA	74,0–74,5	Sédiments bruts	-900 ± 70	†
	85,0–85,5	Sédiments bruts	623 ± 28	†
	92,5–93,0	Débris végétaux	1383 ± 53	†
	97,0–97,5	Débris végétaux	1454 ± 20	†
	101,0–101,5	Bois et débris végétaux	1806 ± 144	
	106,0–106,5	Débris végétaux	1340 ± 52	
	109,0–109,5	Débris végétaux	1139 ± 84	
	113,0–113,5	Sédiments bruts	777 ± 94	

* Marge d'erreur à 95 % (probabilités de 95 % que la date réelle soit comprise dans l'intervalle donné).

† Date douteuse non considérée dans les modèles d'âge. Les dates douteuses sont principalement associées à la datation de sédiments bruts pauvres en matière organique qui sont naturellement plus susceptibles de fournir des résultats erronés (Björck et Wohlfarth, 2001).

Note : EC, ère commune (= après Jésus-Christ).

Tableau 4.1. Suite.

Carotte	Profondeur (cm)	Type de matériel	Âge calibré* (année EC)	
TRU	41,5-42,0	Bois	1956-1957	
	51,5-52,0	Sédiments bruts	497 ± 63	†
	59,5-60,0	Débris végétaux	1434 ± 13	†
	70,5-71,0	Bois	1798 ± 153	
	70,5-71,0	Sédiments bruts	877 ± 100	†
	75,0-75,5	Sédiments bruts	932 ± 45	†
	80,0-80,5	Sédiments bruts	753 ± 72	†
	85,0-85,5	Sédiments bruts	793 ± 86	†
	90,0-90,5	Sédiments bruts	654 ± 11	†
	95,0-95,5	Sédiments bruts	473 ± 61	†
	102,0-102,5	Bois	1092 ± 62	
	102,0-102,5	Sédiments bruts	-104 ± 60	†
	105,5-106,0	Sédiments bruts	137 ± 67	†
	109,5-110,0	Sédiments bruts	335 ± 74	†
WIL	48,0-48,5	Aiguille de conifère	1809 ± 142	
	60,0-60,5	Sédiments bruts	70 ± 51	†
	71,0-71,5	Sédiments bruts	592 ± 44	†
	75,0-75,5	Sédiments bruts	1087 ± 65	†
	80,5-81,0	Sédiments bruts	828 ± 53	†
	85,0-85,5	Sédiments bruts	622 ± 25	†
	90,0-90,5	Sédiments bruts	857 ± 82	†
	95,0-95,5	Sédiments bruts	712 ± 59	†
	100,5-101,0	Sédiments bruts	341 ± 76	†
	105,0-105,5	Sédiments bruts	-192 ± 139	†
	111,0-111,5	Bois	875 ± 99	
	114,5-115,0	Bois	785 ± 93	
	120,0-120,5	Sédiments bruts	-109 ± 59	†
126,0-126,5	Sédiments bruts	-76 ± 75	†	
JOS	15,0-15,5	Sédiments bruts	829 ± 54	†
	20,5-21,0	Débris végétaux	1578 ± 65	†
	25,0-25,5	Sédiments bruts	829 ± 54	†
	35,0-35,5	Sédiments bruts	942 ± 49	†
	45,0-45,5	Bois	1091 ± 65	
	53,0-53,5	Débris végétaux	715 ± 58	
	62,5-63,0	Débris végétaux	613 ± 31	
	72,0-72,5	Bois et débris végétaux	487 ± 55	
	76,0-76,5	Bois	395 ± 131	
	83,0-83,5	Bois et débris végétaux	267 ± 59	
	93,5-94,0	Sédiments bruts	-662 ± 115	†
104,5-105,0	Sédiments bruts	-694 ± 100	†	

* Marge d'erreur à 95 % (probabilités de 95 % que la date réelle soit comprise dans l'intervalle donné).

† Date douteuse non considérée dans les modèles d'âge. Les dates douteuses sont principalement associées à la datation de sédiments bruts pauvres en matière organique qui sont naturellement plus susceptibles de fournir des résultats erronés (Björck et Wohlfarth, 2001).

Note : EC, ère commune (= après Jésus-Christ).

4.4 Indicateurs physiques

La simple analyse des propriétés physiques d'une carotte de sédiments permet déjà de détecter plusieurs changements historiques survenus au sein d'un lac et de son bassin versant. Pour ce projet de recherche, nous avons utilisé plusieurs indicateurs physiques, soit la densité, la susceptibilité magnétique et la taille des grains (granulométrie). La densité des sédiments a été analysée par tomодensitométrie³. Cette technique permet de déceler ou de mettre en évidence des variations dans les caractéristiques générales des sédiments qui ne sont parfois pas discernables à l'œil nu. La densité varie principalement en fonction du contenu en eau et en matière organique des sédiments et de leur degré de compaction. La susceptibilité magnétique, qui a été analysée à l'aide d'un appareil à main Bartington, donne des indications au niveau de changements dans la composition minéralogique des sédiments. Ce paramètre représente la capacité d'un matériau à être aimanté et est donc révélateur de sa teneur en minéraux magnétiques, c'est-à-dire qui ont une teneur élevée en cobalt, nickel et/ou fer. Finalement, la taille des grains, c'est-à-dire la taille des particules minérales qui composent les sédiments, a été analysée par granulométrie au laser. Tout comme la densité et la susceptibilité magnétique, elle permet de détecter des changements historiques survenus au niveau de la nature et de la provenance des apports sédimentaires à un lac. Cependant, elle peut aussi être indicatrice de modifications hydrologiques dans un bassin versant. Par exemple, une transition vers des sédiments plus grossiers peut être attribuable à des courants d'eau plus forts, pouvant transporter des particules plus grosses et plus lourdes jusqu'au site de carottage.

4.5 Indicateurs chimiques

Les indicateurs chimiques permettent de préciser les changements dans la composition des sédiments. Nous avons analysé le contenu en matière organique, carbone, azote, isotopes et métaux des carottes de sédiments prélevées dans le réseau de la rivière Bécancour. Le pourcentage de matière organique a été déterminé par perte-au-feu, c'est-à-dire à l'aide d'une combustion à 550 °C. La matière organique est éliminée durant ce processus et sa teneur peut donc être estimée en mesurant la masse perdue de l'échantillon.

³ Technique d'imagerie par rayons X (aussi appelée TACO).

Le carbone, l'azote et leurs isotopes ont été analysés à l'aide d'un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse à rapport isotopique (IRMS). Le carbone et l'azote sont les principaux constituants de la matière organique des sédiments. Par conséquent, ils varient généralement de manière similaire à elle. Il est cependant intéressant d'examiner le rapport carbone sur azote (C/N) des sédiments. La matière organique provenant des végétaux terrestres présente un rapport C/N plus élevé que celle des algues et plantes aquatiques (Meyers, 2009). Elle présente également des rapports isotopiques en azote 15 sur azote 14 ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) qui sont différents. Par conséquent, les variations dans ces rapports permettent de détecter des changements dans les proportions des apports de matières organiques internes et externes à un lac. Elles fournissent ainsi des informations sur l'évolution de son niveau d'eutrophisation. La comparaison du carbone 13 et du carbone 12 ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) peut également fournir des indications à ce sujet. Les rapports $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ et $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ sont typiquement exprimés en fonction de leur déviation par partie par milliers (‰) vis-à-vis certains standards internationaux. Ils sont alors notés « $\delta^{13}\text{C}$ » et « $\delta^{15}\text{N}$ ».

Le contenu en métaux de nos échantillons a principalement été analysé par spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif (ICP-AES) et par spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS). Ces analyses ont été réalisées non seulement sur les carottes, mais également sur les échantillons provenant des sources de matériel sédimentaire de la Haute-Bécancour. Leur composition métallique a été comparée afin d'identifier des changements historiques qui ont pu survenir au niveau de la provenance des apports sédimentaires alimentant les lacs à l'étude. Des données complémentaires de concentration en métaux pour les carottes de sédiments ont été obtenues à l'aide d'analyses par microfluorescence X. Celles-ci fournissent des informations de nature uniquement semi-quantitative (concentrations relatives), mais qui permettent toutefois d'analyser les variations de concentration dans de très minces couches de sédiments (p. ex., 1 mm d'épaisseur), et ce, pour une grande variété de métaux. À noter que les différentes techniques d'analyse qui ont été employées ont également permis d'acquérir des données de concentration pour d'autres types d'éléments chimiques (métalloïdes et non-métaux).

En plus de permettre de détecter des changements dans la provenance des sédiments, les analyses de métaux peuvent aussi être utilisées afin d'évaluer le lessivage et

l'érosion des sols. Les éléments détritiques/clastiques, c'est-à-dire qui proviennent principalement de la dégradation de la roche mère, tels que le potassium, l'aluminium, le sodium et le titane, en sont de bons indicateurs (Engstrom et Wright, 1984). Par ailleurs, les métaux lourds, tels que le chrome, le cobalt, le cuivre, le zinc, le cadmium, le mercure et le plomb, sont souvent associés à une pollution de nature humaine qui peut découler d'activités industrielles et minières, de rejets d'eaux usées ou de déchets municipaux (Håkanson et Jansson, 1983). Le fer, le manganèse et leur rapport (fer/manganèse) sont également très importants en paléolimnologie puisqu'ils varient en fonction des conditions d'oxygénation au fond des lacs (Engstrom et Wright, 1984). Ils peuvent ainsi s'avérer de bons indicateurs d'eutrophisation puisque ce processus est typiquement accompagné d'une perte d'oxygène à l'interface de l'eau et des sédiments. Ils varient également en fonction de la végétation dominante dans le bassin versant (Engstrom et Wright, 1984).

Dans une carotte de sédiments, il est normal de voir la concentration d'une majorité de métaux augmenter simultanément lorsque le pourcentage de matière organique diminue. Afin d'évaluer les variations de façon indépendante à ce biais, l'abondance des éléments chimiques a été exprimée en termes de ratio vis-à-vis l'élément titane qui est représentatif de la fraction minérale des sédiments⁴. Leur facteur (ou « niveau ») d'enrichissement (FE) dans les sédiments modernes a aussi été calculé à l'aide de l'équation suivante (Chassiot et al., 2019) :

$$FE = \frac{(x/Ti)_{\text{échantillon}}}{(x/Ti)_{\text{référence}}}$$

Dans cette équation, x et Ti sont respectivement les concentrations d'un élément sélectionné et du titane à un certain niveau de profondeur (échantillon) et dans les sédiments précoloniaux (« naturels »), lesquels servent de référence. Si un élément présente un FE supérieur à 1 dans les sédiments modernes d'un lac, cela signifie qu'ils en sont enrichis par rapport aux sédiments précoloniaux. Un FE égal à 1 veut dire qu'il n'y a aucun enrichissement, alors qu'un FE inférieur à 1 indique un appauvrissement.

⁴ On peut ainsi mieux évaluer les métaux dont l'abondance (proportion) change dans la fraction minérale des sédiments.

4.6 Indicateurs biologiques

Les indicateurs biologiques sont très importants puisqu'ils représentent les organismes aquatiques qui habitaient autrefois les lacs. Ils fournissent un portrait visuel et réel de leur état passé. Nous avons analysé les restes de diatomées préservées dans les carottes de sédiments des lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph. Celles-ci sont des algues unicellulaires microscopiques de la classe des *Bacillariophyceae* qui sont très abondantes et diversifiées dans les environnements aquatiques. Comme les différents taxons de diatomées ont des préférences écologiques précises et se reproduisent rapidement, elles constituent d'excellents bioindicateurs (Smol et Stoermer, 2010). De plus, elles possèdent un exosquelette siliceux qui fait en sorte qu'elles sont préservées dans les sédiments à leur mort. L'étude de ces restes de diatomées permet de reconstituer l'évolution de la qualité de l'eau des lacs et de leur condition générale. En particulier, les diatomées sont de puissants indicateurs de l'eutrophisation (Hall et Smol, 2010).

Nous avons analysé les restes de diatomées préservés dans des sous-échantillons traités de sédiments au microscope. Les identifications taxonomiques ont été principalement réalisées à l'aide des ouvrages de Lavoie et al. (2008) et Spaulding et al. (2019). Dans chaque couche de sédiments analysée, la concentration de chaque taxon de diatomées a été exprimée sous forme d'abondance relative (%) par rapport à l'ensemble des taxons recensés (= 100 %). Nous avons également calculé le rapport d'espèces planctoniques (vivant en suspension dans la colonne d'eau) sur benthiques (vivant au fond de l'eau). Ce rapport permet de détecter des changements au niveau de la transparence et de la profondeur de l'eau (Schelske et al., 1999). De plus, nous avons mesuré l'abondance totale et reconstitué le taux d'accumulation des valves de diatomées dans les sédiments. Les valves de diatomées sont les composantes principales de leur exosquelette. Elles en possèdent deux qui s'imbriquent à la manière de plats de Pétri, mais qui ont tendance à se détacher dans les sédiments.

Finalement, nous avons appliqué des modèles mathématiques sur nos données d'abondance relative afin de reconstituer de manière quantitative l'évolution historique de la concentration de phosphore total et du pH (degré d'acidité) de l'eau des lacs d'étude. Les modèles d'inférence développés par Tremblay et al. (2014) à partir de données de nombreux lacs du sud du Québec et par Köster et al. (2004) à partir de données de lacs du

nord-est des États-Unis ont été utilisés. À noter que les valeurs absolues (numériques) issues des reconstitutions du phosphore total et du pH doivent être considérées avec prudence. Davantage d'importance doit être accordée à leurs variations relatives (p. ex., tendance vers une augmentation ou une diminution des valeurs entre certains intervalles de temps).

4.7 Analyses d'amiante

Les analyses d'amiante ont été réalisées au laboratoire ALS de Cincinnati (Ohio, États-Unis) sur des sous-échantillons secs (~ 1 cuillère à soupe) tirés des carottes de sédiments et des résidus miniers amiantés recueillis aux mines King-Beaver, British Canadian 1 et Normandie. Ils ont été analysés par microscopie électronique à transmission à l'aide de la méthode NY ELAP 198.4 développée pour l'identification et la quantification d'amiante dans des échantillons en vrac non friables et liés organiquement. Cette méthode, ainsi que le laboratoire d'analyse, est reconnue par l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité au travail (IRSST) du Québec. Il n'existe présentement pas de méthode standard pour l'analyse de l'amiante dans les sédiments de lacs. Bien que des protocoles aient été développés pour l'analyse des sols, ils sont basés sur l'analyse de quantités très importantes de matériel (~ 1 tasse), ce qui était incompatible avec notre objectif d'analyser les concentrations d'amiante dans des minces couches de sédiments afin de pouvoir les associer à des dates précises. Cette quantité plus importante de matériel analysée est la principale caractéristique qui différencie les protocoles développés pour les sols (p. ex., ASTM D7521) de la méthode NY ELAP 198.4. L'évaluation de la concentration d'amiante sous le microscope électronique à transmission est réalisée de la même façon (L. Parker, ALS; comm. pers.). Les concentrations d'amiante fournies par la méthode NY ELAP 198.4 sont exprimées en termes de pourcentages massiques. Des estimations de la longueur des fibres d'amiante contenues dans 7 échantillons de sédiments et un échantillon de résidus miniers ont également été réalisées par le laboratoire ALS.

L'amiante peut être divisé en deux grands groupes : l'amiante serpentine et l'amiante amphibole. Il n'existe qu'une seule variété d'amiante serpentine, soit le chrysotile. Ce dernier constitue la sorte d'amiante la plus connue et la plus répandue. Ses fibres, telles qu'observées au microscope, sont flexibles et apparaissent généralement sous

forme mince et allongée. L'amiante amphibole regroupe cinq variétés différentes : l'actinolite, l'amosite, l'anthophyllite, la crocidolite et la trémolite. Leurs fibres sont plus rigides et prennent la forme d'aiguilles ou de tiges.

5. Sources de sédiments

5.1 Résultats

5.1.1 Composition géochimique élémentaire

Les échantillons de résidus miniers amiantés présentent une composition géochimique très différente de celle des sédiments de rivière et de l'échantillon de sol prélevé en bordure du lac à la Truite (Figure 5.1). Ils sont beaucoup plus riches en magnésium, chrome, nickel, fer et cobalt. À titre d'exemple, les concentrations en magnésium varient entre 196 700 et 211 000 mg/kg dans les échantillons de résidus miniers amiantés, tandis qu'elles atteignent un maximum de 42 030 mg/kg dans les autres types d'échantillons. À l'inverse, les sédiments de rivière et l'échantillon de sol présentent des teneurs beaucoup plus importantes en calcium, lithium, zinc, arsenic, plomb, aluminium, phosphore, soufre, baryum, strontium, potassium, sodium et titane. Les concentrations en cadmium et en cuivre sont très variables parmi les échantillons provenant des haldes; parfois plus faibles que dans les autres types d'échantillons, parfois semblables ou plus élevées. La teneur en scandium, manganèse et molybdène des résidus miniers amiantés est globalement similaire à celles des sédiments de rivières.

Il est intéressant de noter que les sédiments de la rivière Bécancour prélevés en aval des haldes minières présentent une concentration plus importante en magnésium, chrome, nickel et cobalt que les sédiments de la rivière Bécancour provenant de l'amont.

5.1.2 Concentrations en amiante dans les résidus miniers

Les échantillons tamisés (grains de 300 µm et moins) de résidus miniers amiantés prélevés au bas des pentes des haldes minières King-Beaver, British Canadian 1 et Normandie présentent des concentrations très élevées et très similaires en fibres d'amiante, soit 28,9–29,0 % (Tableau 5.1; Figure 5.2). Le chrysotile est le seul type d'amiante qui a été détecté lors des analyses.

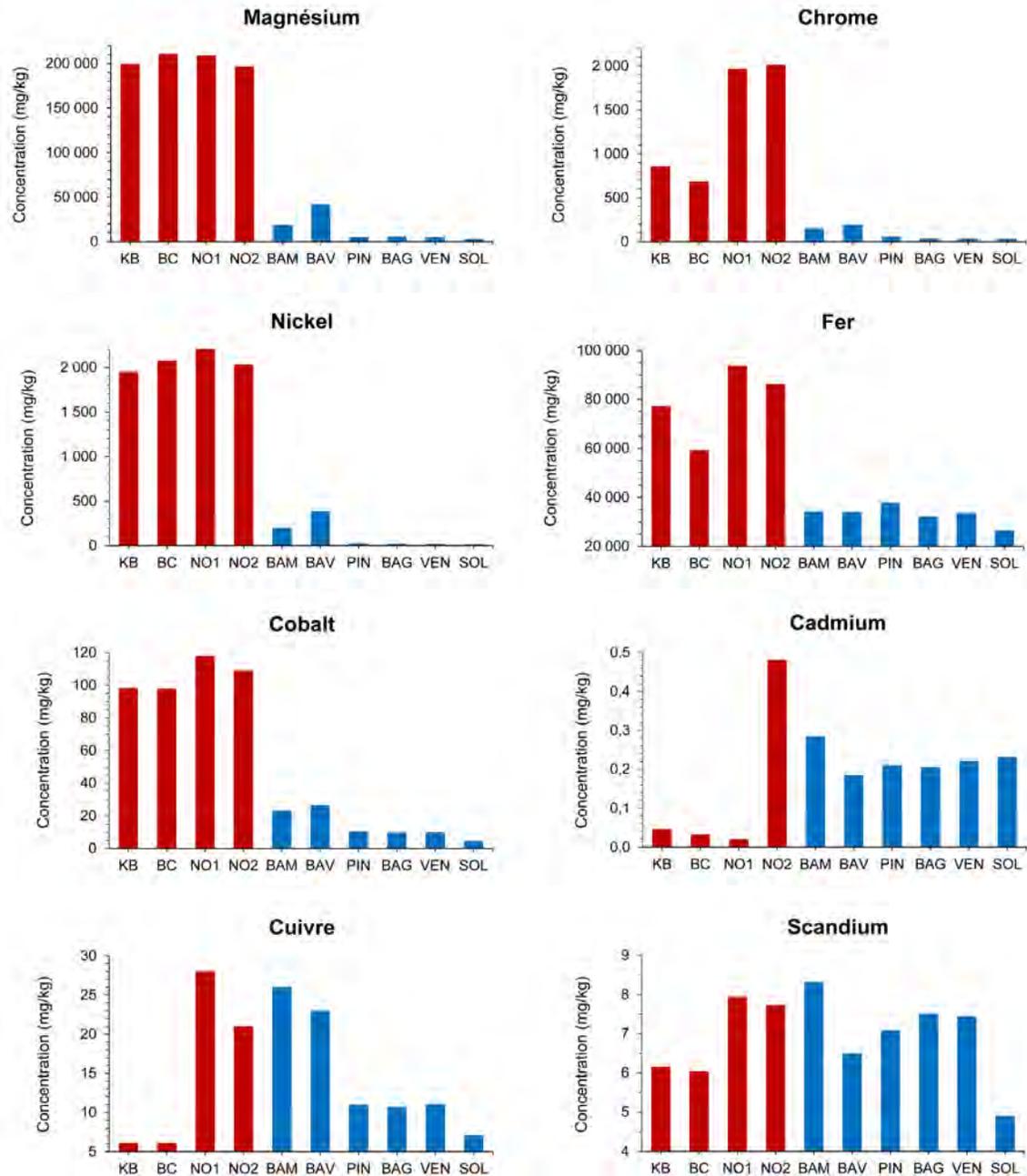


Figure 5.1. Teneurs en éléments chimiques des échantillons de sources sédimentaires de la Haute-Bécancour. Note : les bandes rouges désignent les échantillons de résidus miniers amiantés, tandis que les bandes bleues désignent les autres types d'échantillons (sédiments de rivière et sol). BAG, rivière Bagot; BAM, rivière Bécancour – amont des haldes; BAV, rivière Bécancour – aval des haldes; BC, mine British Canadian 1; KB, mine King-Beaver; NO1, échantillon #1 de la mine Normandie; NO2, échantillon #2 de la mine Normandie (prélevé sur la berge de la rivière Bécancour); PIN, rivière au Pin; SOL, sol en bordure du lac à la Truite; VEN, ruisseau Venlo.

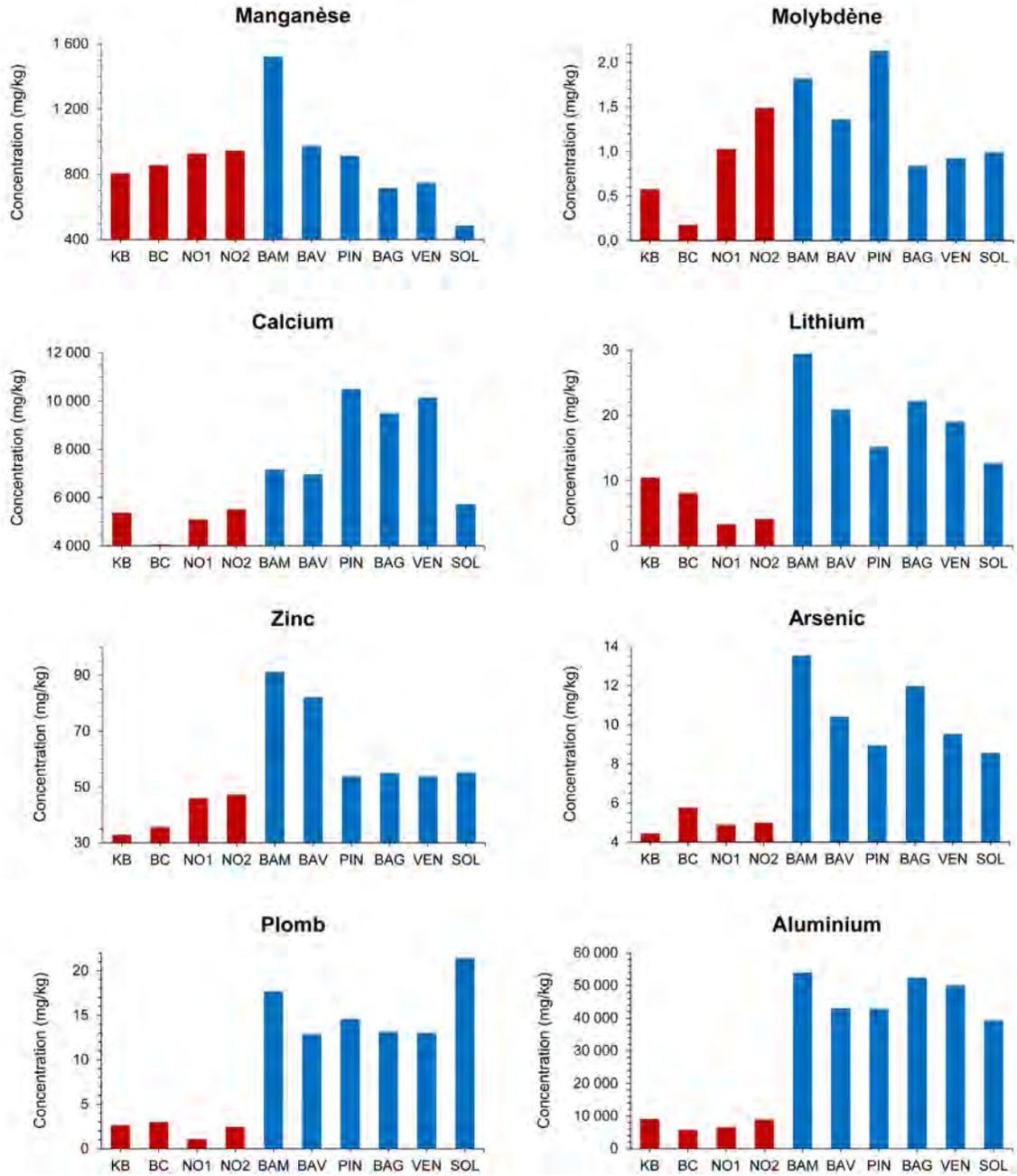


Figure 5.1. Suite.

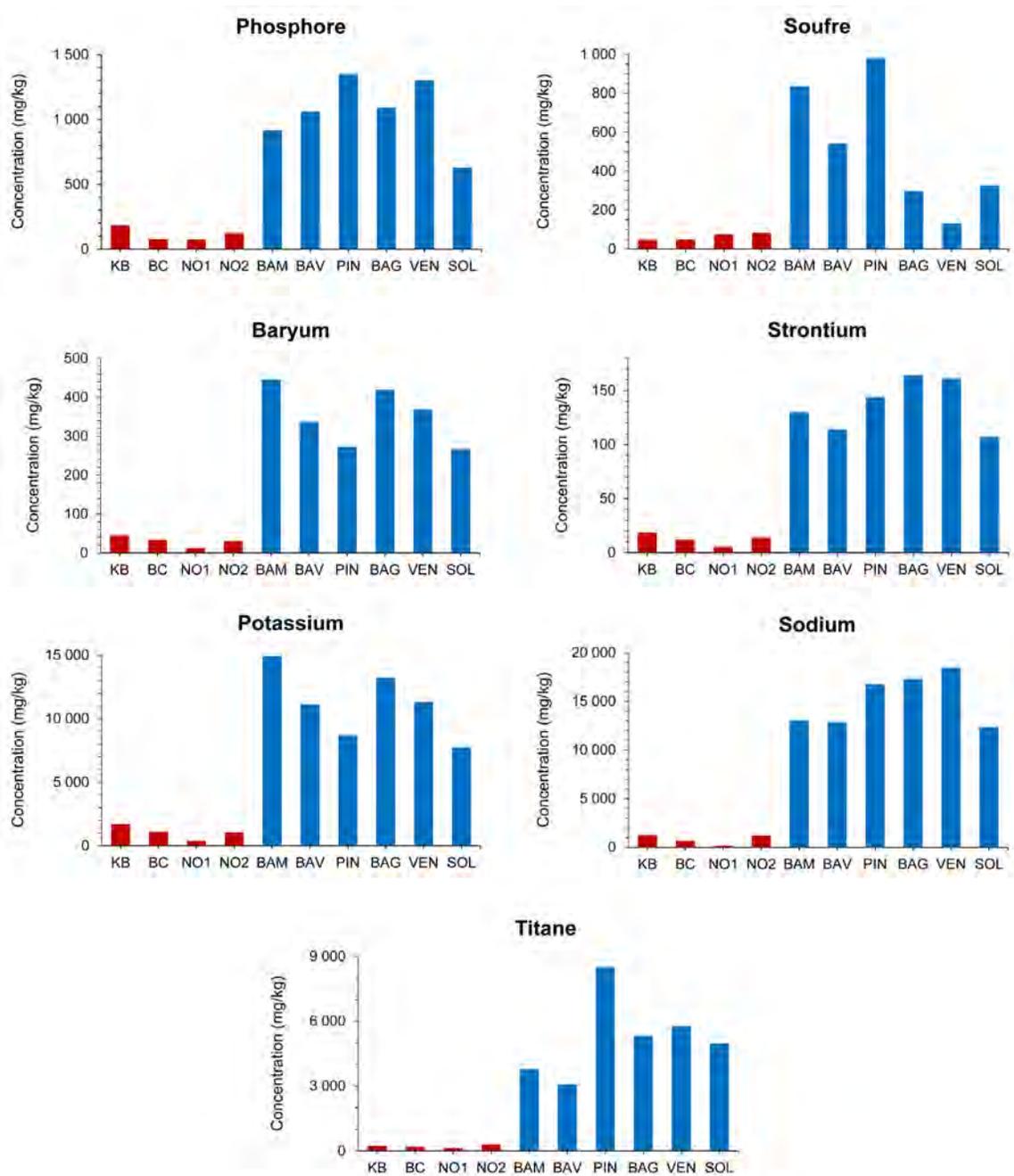


Figure 5.1. Suite.

Tableau 5.1. Contenu en amiante des échantillons tamisés ($\leq 300 \mu\text{m}$) de résidus miniers amiantés prélevés au bas des haldes des mines King-Beaver, British Canadian 1 et Normandie.

Halde	Concentration en amiante		
	Chrysotile (%)	Actinolite (%)	Trémolite (%)
King-Beaver	28,9	0,0	0,0
British Canadian 1	29,0	0,0	0,0
Normandie	28,9	0,0	0,0

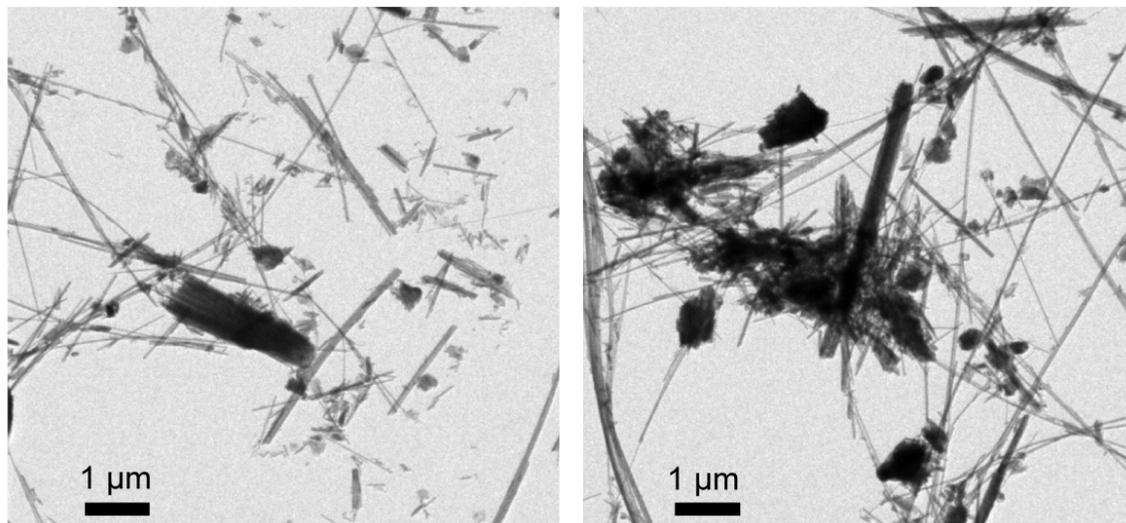


Figure 5.2. Fibres d'amiante chrysotile contenues dans l'échantillon de résidus miniers de la mine Normandie (grossissement 1100x).

5.2 Discussion

5.2.1 Différences géochimiques

Il n'est pas surprenant de constater que les échantillons de résidus miniers amiantés ont une composition géochimique très différente de celle des sédiments de rivières et du sol en bordure du lac à la Truite puisqu'ils sont issus du Complexe ophiolitique de Thetford Mines. Cette formation géologique présente une minéralogie bien différente des Schistes de Bennett et des groupes de Caldwell et de Rosaire sur lesquels repose la majorité de la superficie de la Haute-Bécancour (MERN, 2021). Les concentrations importantes en magnésium, chrome et nickel dans les résidus miniers amiantés sont principalement

attribuables à leur teneur élevée en serpentine ($\geq 90\%$), spinelle chromifère et awaruite (Thibault, 2011). Nos résultats sont similaires à ceux obtenus par Dupéré et al. (2007), Wu (2011) et Villeneuve (2013) qui avaient aussi déjà noté que ces métaux étaient fortement abondants dans les haldes minières de la région.

Le fait que les sédiments de la rivière Bécancour prélevés en aval des haldes minières (secteur du pont Marcheterre) présentent des concentrations significativement plus élevées en magnésium, chrome, nickel et cobalt que les autres échantillons de sédiments de rivière indique qu'ils sont contaminés en résidus miniers amiantés. Ceci peut être attribué à un transport de résidus par la rivière Bécancour découlant d'une érosion des haldes minières situées en amont.

5.2.2 Teneurs en amiante

Les concentrations en amiante que nous avons mesurées dans les haldes minières de la région sont particulièrement élevées. Elles sont en apparence semblables à celles précédemment identifiées par Villeneuve (2013), mais ne peuvent en réalité pas y être comparées puisqu'elles sont exprimées sous une forme différente (% massique vs % volumique). De plus, nos analyses ont uniquement été réalisées sur une fraction tamisée des résidus miniers ($\leq 300\ \mu\text{m}$). Ce processus a éliminé des graviers grossiers contenant peu de fibres d'amiante. Par conséquent, les valeurs que nous avons mesurées sont « gonflées » et ne sont pas représentatives d'échantillons bruts de résidus miniers amiantés. Nos résultats mettent cependant en évidence le fait que les haldes minières de la région contiennent de très grandes quantités de fibres d'amiante ayant le potentiel d'être transportées jusqu'à la rivière Bécancour et les lacs localisés en aval.

6. Lac Bécancour

6.1 Résultats

6.1.1 Description générale de la carotte

La carotte de sédiments du lac Bécancour présente une longueur de 113 cm (Figure 6.1). Elle est de couleur brun foncé et son aspect est assez homogène. Seuls les ~ 4 premiers centimètres présentent une coloration plus pâle et sont visuellement distincts. Le contenu en eau de la carotte est très élevé (82–90 %).

6.1.2 Chronologie

Les sédiments situés à l'extrémité inférieure de la carotte du lac Bécancour ont été déposés vers l'an -7350 EC (Figure 6.1). En tout, la carotte couvre donc près de 9400 ans, soit presque l'entièreté de l'histoire du lac Bécancour depuis la déglaciation de la région il y a environ 10 900 années AP (Parent et Occhiatti, 1999). Elle présente de loin la plus longue séquence temporelle parmi toutes les carottes prélevées dans les lacs du bassin de la rivière Bécancour. L'horizon des sédiments associé à la période d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810–2017 EC) est assez mince. Il correspond à l'intervalle de 0 à 12,25 cm. Le début des activités minières à Thetford Mines (~ 1880 EC) et la construction du barrage situé à son embouchure (~ 1940 EC) peuvent être respectivement associés aux profondeurs de 9,5 cm et 6,5 cm.

6.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments

Le lac Bécancour présentait des taux d'accumulation de sédiments très faibles à l'état naturel, oscillant entre 0,04 et 0,27 mm/an (0,7–4,3 mg/cm²/an). Pour cette période dite précoloniale, ce sont entre -6240 à -5480 EC et -4530 et -3870 EC que les taux étaient les plus élevés (Figure 6.2). Ces années correspondent avec une époque appelée « Maximum thermique de l'Holocène » (MTH) ou « Optimum climatique de l'Holocène » (~ -7100 à -3600 EC; Viau et al., 2006; Schuman et Marsicek, 2016), soit avec aujourd'hui la période

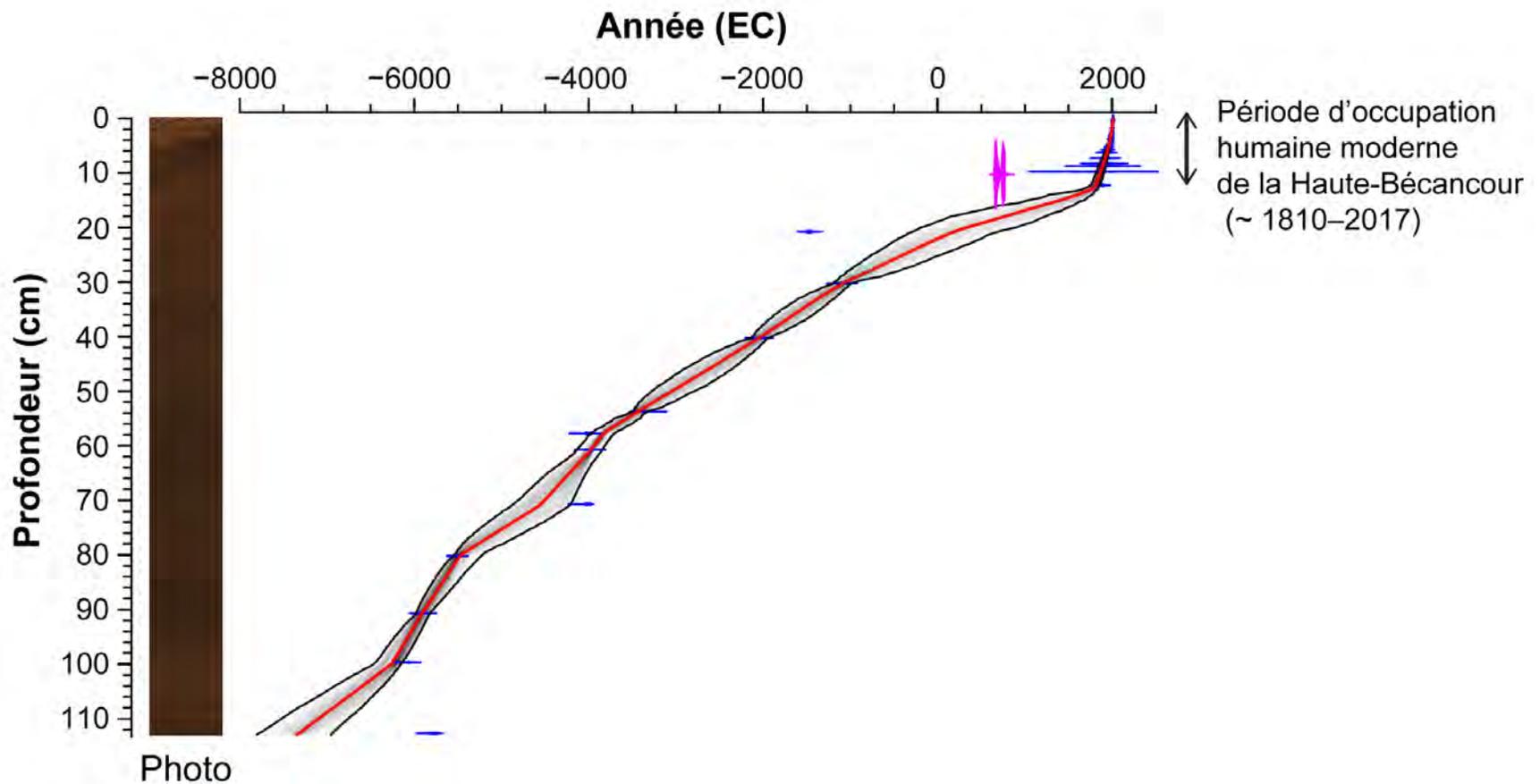
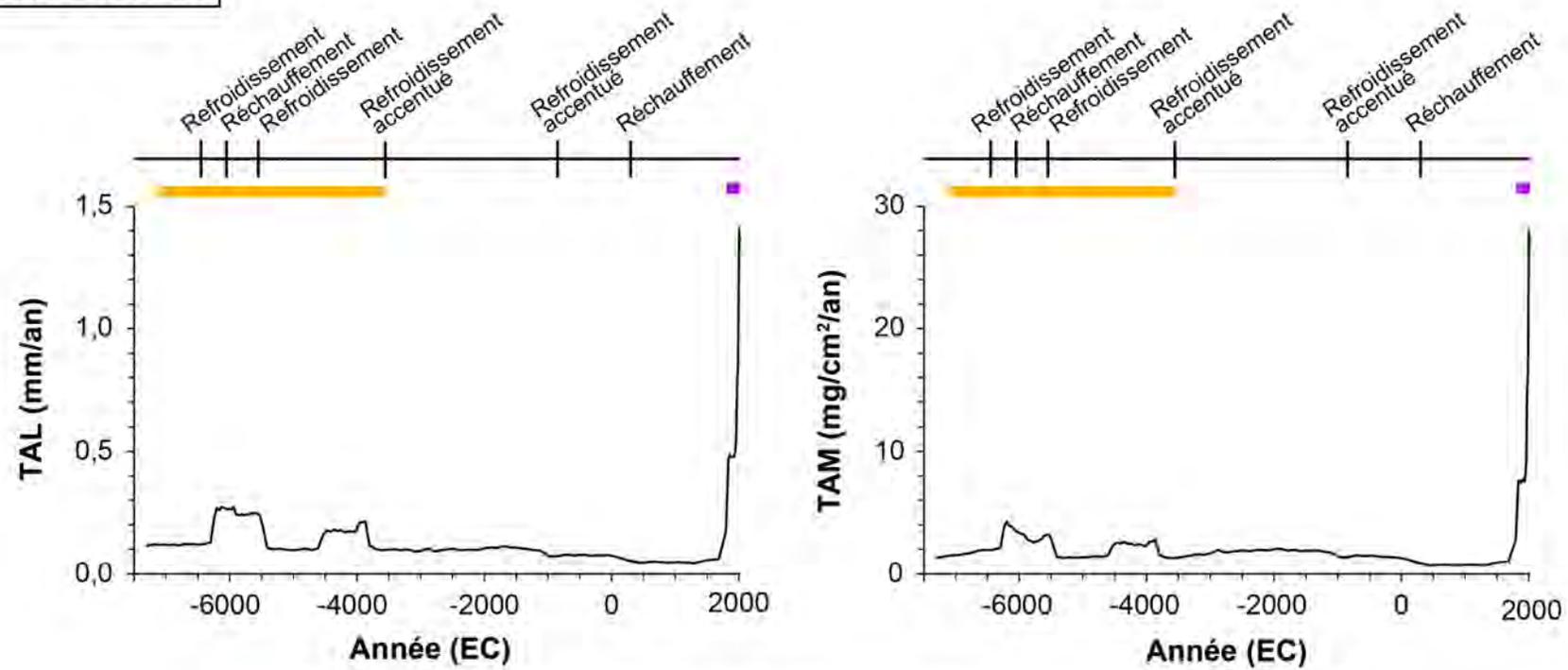


Figure 6.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac Bécancour et de son modèle chronologique. Note : la photo illustre l'intérieur de la carotte (plan longitudinal). La ligne rouge représente la courbe d'âge associée aux différents niveaux de profondeurs. Les lignes noires délimitent les intervalles d'erreur (niveau de confiance de 95 %). Les marqueurs bleus désignent les dates qui ont été retenues afin d'établir le modèle, tandis que le marqueur mauve (coin supérieur droit) représente une date qui a été exclue.

-7350 à 2017 EC



— Maximum thermique de l'Holocène (~ -7100 à -3600 EC)
— Période d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 à 2017 EC)

Figure 6.2. Évolution des taux d'accumulation linéaire (TAL; mm/an) et des taux d'accumulation massique (TAM; mg/cm²/an) de sédiments au lac Bécancour.

1750 à 2017 EC

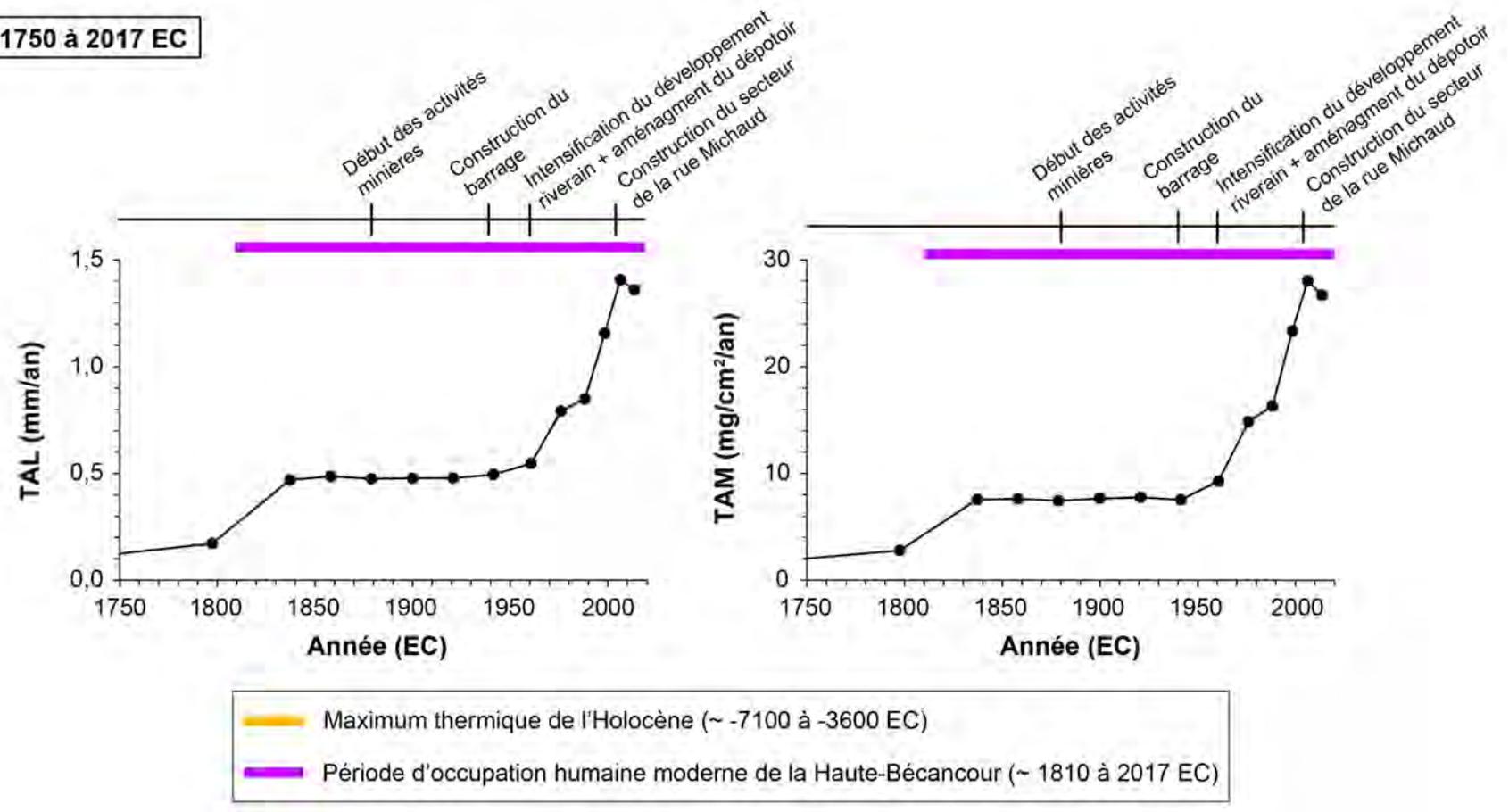


Figure 6.2. Suite.

la plus chaude de l'Holocène⁵. Inversement, c'est de -990 à 1680 EC que le lac Bécancour a eu les plus faibles taux d'accumulation de sédiments. Le début de cet intervalle correspond avec un refroidissement des températures et une augmentation de l'humidité de l'air dans le sud du Québec et ailleurs en Amérique du Nord à partir de ~ -900 EC (Filion, 1984; Viau et al., 2002; Schuman et Marsicek, 2016).

Les taux d'accumulation de sédiments ont augmenté à l'aube de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour. Ils se sont maintenus à 0,5 mm/an (~ 7,6 mg/cm²/an) entre 1850 et 1950 EC, puis ont augmenté rapidement jusqu'à atteindre ~ 1,4 mm/an (~ 26,7 mg/cm²/an) vers 2017 EC.

6.1.4 Propriétés physiques

Plusieurs changements au niveau des caractéristiques physiques des sédiments sont notables dans la carotte du lac Bécancour (Figure 6.3). Les sédiments déposés durant le MTH (≥ 55 cm de profondeur) ont une densité qui est en moyenne plus faible, particulièrement de 88 à 55 cm (-5790 à -3560 EC). À l'inverse, les couches superficielles de sédiments de 3,5 à 0,0 cm (1988–2017 EC) présentent une densité plus élevée. La susceptibilité magnétique est assez stable dans les sédiments précoloniaux, mais augmente de manière très importante à partir de 5 cm de profondeur (1970 ± 17 EC) jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). Finalement, la taille moyenne des grains de sédiments est plutôt variable tout au long de la stratigraphie. Elle oscille entre 17,4 et 25,5 μm , ce qui indique que les sédiments sont majoritairement composés de limons grossiers. Ils sont généralement plus fins de 113 à 100 cm (-7350 à -6260 EC), ce qui correspond à une période où des vents plus forts soufflaient sur le sud du Québec (Filion, 1987).

6.1.5 Matière organique, carbone et azote

Le contenu en matière organique de la carotte du lac Bécancour est assez élevé, variant entre 23,3 et 43,2 % (Figure 6.4). Dans les sédiments précoloniaux, les valeurs plus importantes sont généralement associées à des périodes climatiques plus chaudes. La

⁵ Nom de l'époque géologique des ~ 12 000 dernières années. Son début correspond à la fin de la dernière période glaciaire (glaciation du Wisconsin).

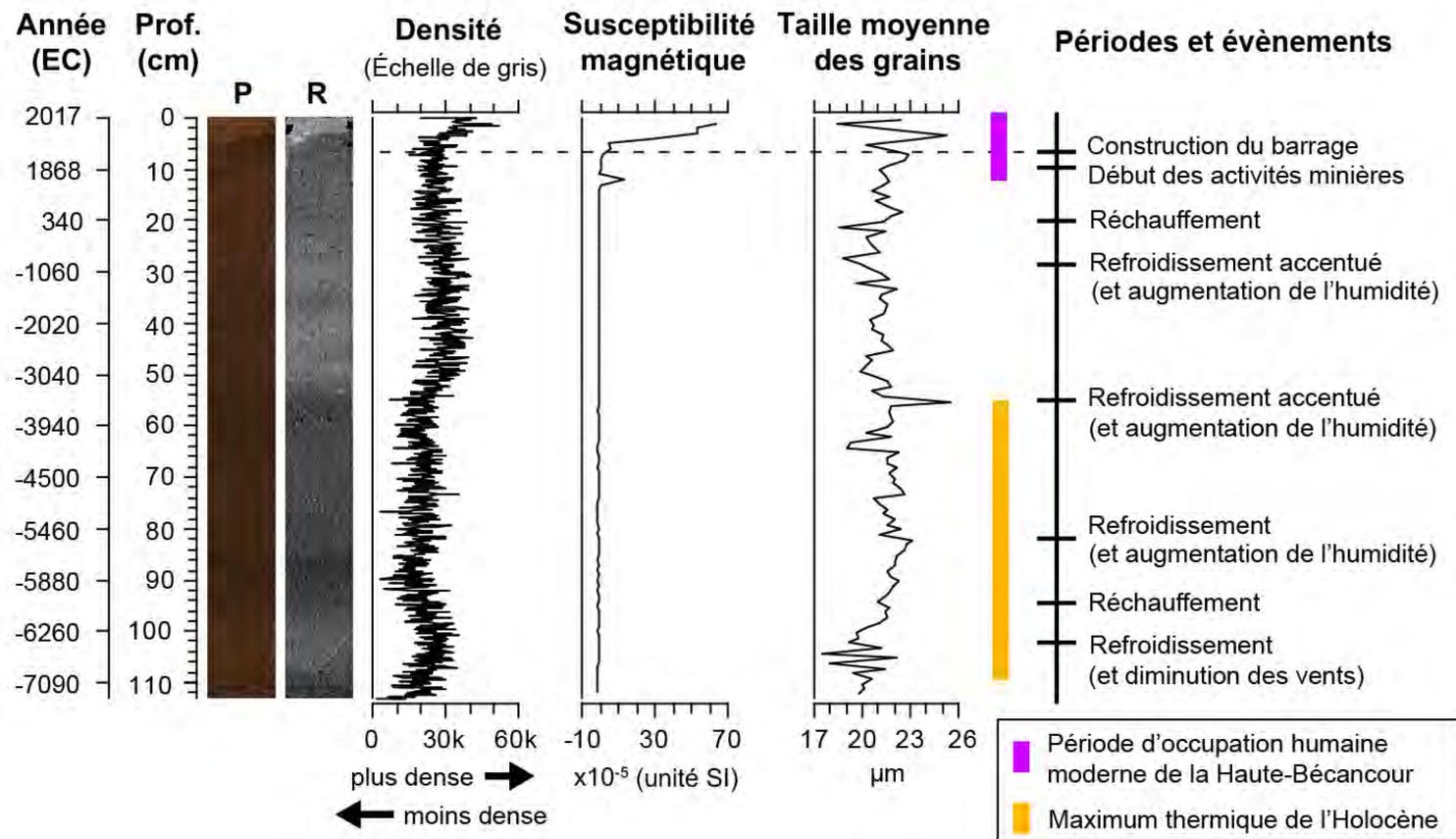


Figure 6.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac Bécancour. Note : le trait pointillé marque la construction du barrage situé à l'embouchure du plan d'eau (~ 1940 EC). P, photographie; R, radiographie.

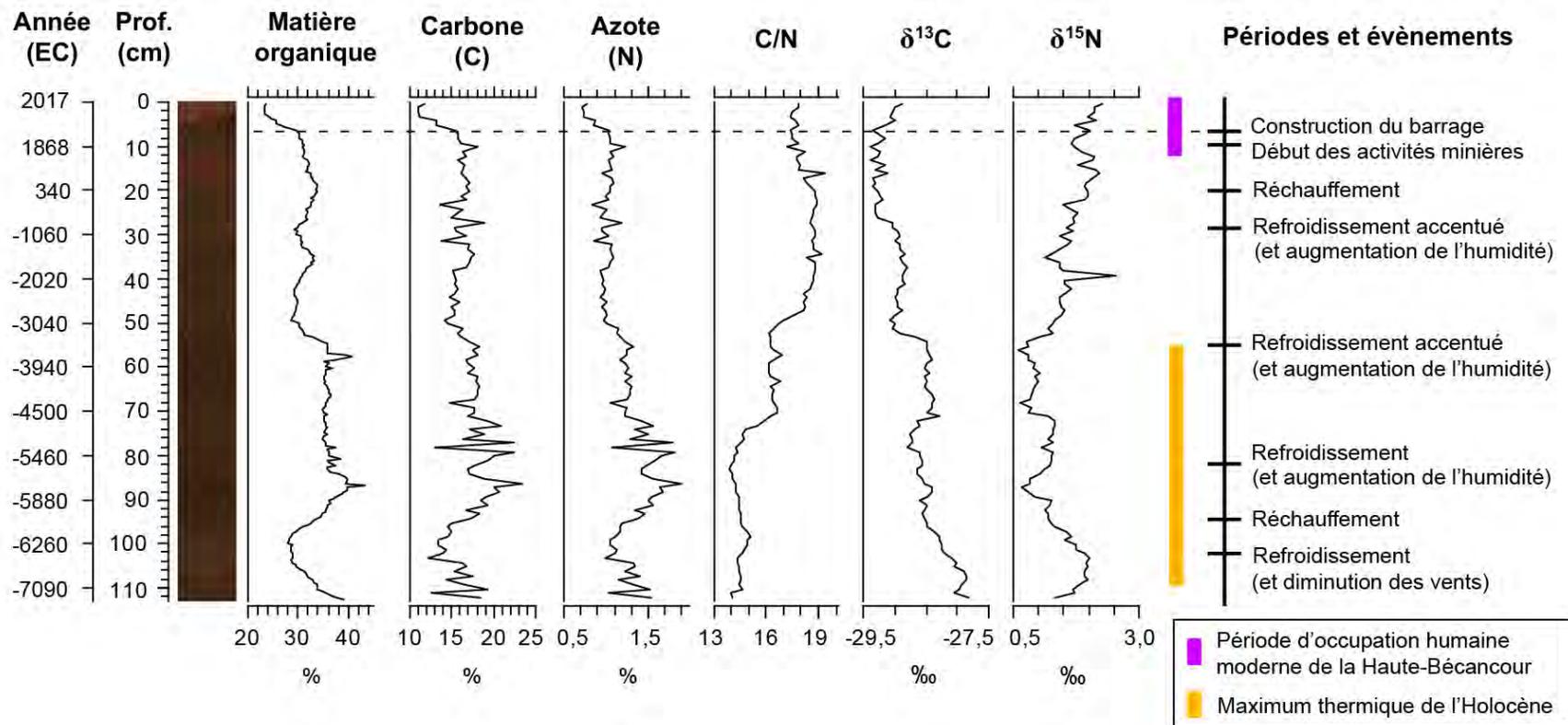


Figure 6.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac Bécancour. Les rapports du carbone sur l'azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote 15 sur l'azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés. Note : le trait pointillé marque la construction du barrage situé à l'embouchure du plan d'eau (~1940 EC).

construction du barrage vers 1940 EC correspond assez bien avec une diminution marquée du pourcentage de matière organique à partir de 6 cm de profondeur (1951 ± 26 EC) jusqu'en surface (2017 ± 2 EC).

Les pourcentages de carbone (11,1–23,4 %) et d'azote (0,7–1,9 %) varient de manière très similaire au contenu en matière organique tout au long de la stratigraphie (Figure 6.4). Les rapports C/N, $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ présentent cependant des tendances différentes (Figure 6.4). De 113 à 82 cm (-7350 à -5550 EC), le rapport C/N varie entre 13,9 et 15,1. Il augmente ensuite dans les couches de sédiments sus-jacentes qui sont associées à un refroidissement climatique et une augmentation de l'humidité de l'air (Bhiry et Filion, 1996; Viau et al., 2006; Shuman et Marsicek, 2016). Les valeurs se stabilisent autour de 16,4 de 71,5 à 52 cm (-4610 à -3250 EC), puis s'accroissent à nouveau dans les sédiments associés à la fin du MTH (refroidissement et humidité accentués). De 47,5 à 0,0 cm (-2780 à 2017 EC), le rapport C/N fluctue entre 17,3 et 19,5. Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ varient tout au long de la stratigraphie entre -29,4 et -27,8 ‰. Elles sont généralement plus élevées dans les sédiments du MTH. Une légère tendance à la hausse à partir de 6 cm de profondeur (1951 ± 26 EC) jusqu'en surface (2017 ± 2 EC) peut être observée en lien avec l'aménagement du barrage vers 1940 EC. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ dans la carotte varient entre 0,6 et 2,6 ‰. À l'inverse du $\delta^{13}\text{C}$, elles sont généralement plus faibles dans les sédiments du MTH, puis présentent une tendance à la hausse jusqu'en surface.

6.1.6 Métaux et autres éléments chimiques

La Figure 6.5 présente les profils de concentration absolue de 24 métaux et éléments chimiques présents dans la carotte de sédiments. De manière générale, ils varient de manière inverse au taux de matière organique. Afin de les analyser indépendamment des variations de ce taux, la Figure 6.6 présente la concentration de certains métaux telle qu'exprimée en termes de ratios vis-à-vis l'élément de référence titane. On remarque que les concentrations relatives en potassium, magnésium, chrome, nickel, cuivre, cobalt, fer et manganèse sont plus élevées dans les sédiments du MTH. Le potassium, le magnésium, le plomb, le cobalt, le fer et le manganèse présentent une nouvelle tendance à la hausse de

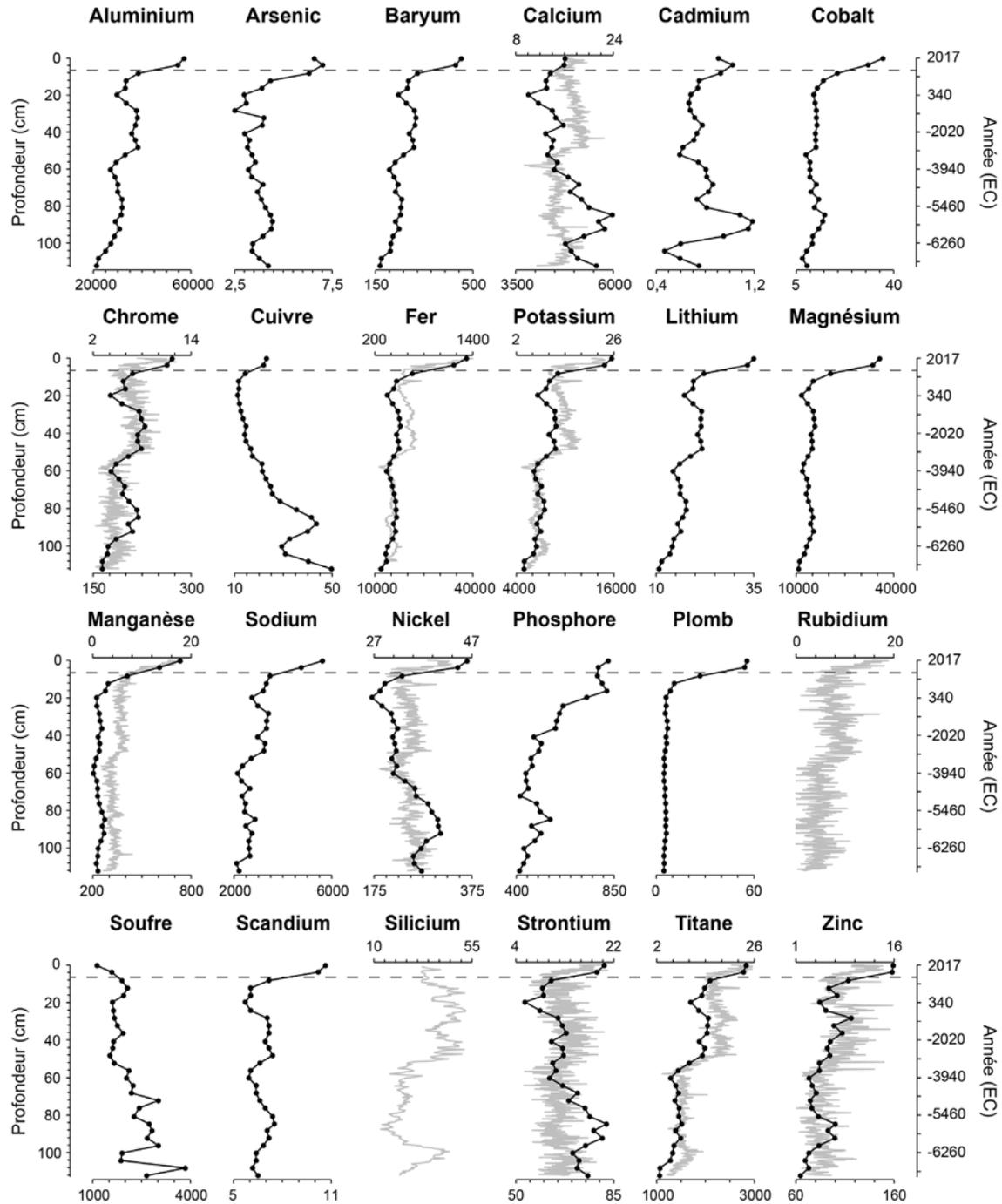


Figure 6.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac Bécancour. Note : les courbes et points noirs (axes horizontaux inférieurs) représentent les données de concentrations (en mg/kg) établies par spectrométrie, tandis que les courbes grises (axes horizontaux supérieurs) correspondent aux données de concentrations relatives obtenues par microfluorescence X. La ligne pointillée marque la construction du barrage vers 1940 EC.

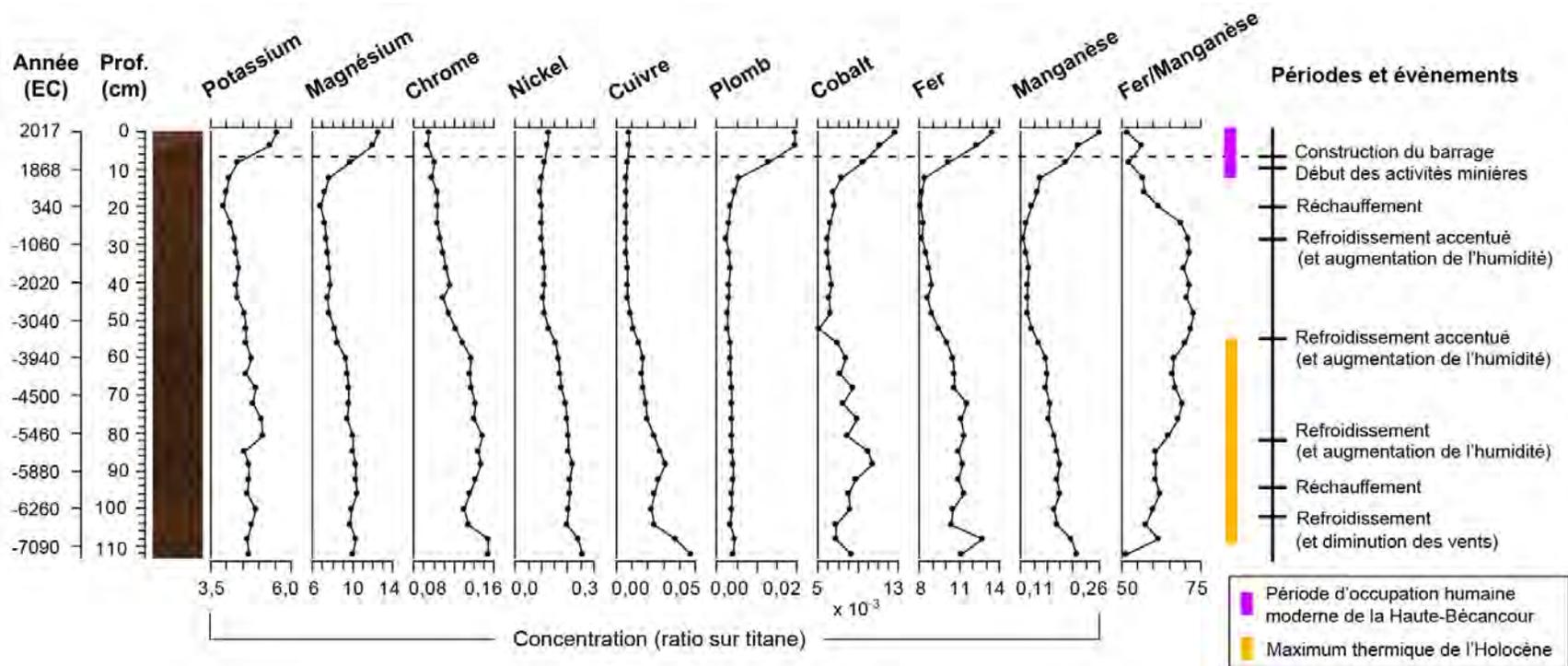


Figure 6.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac Bécancour. Note : le trait pointillé marque la construction du barrage situé à l'embouchure du plan d'eau (~ 1940 EC).

12,25 cm de profondeur (1812 ± 56 EC) jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). Par ailleurs, le rapport fer sur manganèse des sédiments augmente progressivement dans les sédiments du MTH. Ses valeurs sont ensuite stables de 55 à 24 cm (-3560 à -260 EC), puis diminuent jusqu'en surface (2017 ± 2 EC).

Dans les sédiments déposés depuis la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (≥ 1810 EC), le plomb est le métal qui présente le plus important facteur d'enrichissement avec une valeur de 4,7 en surface (= sédiments 4,7 fois plus enrichis en plomb que les sédiments précoloniaux de référence⁶; Figure 6.7). Il est suivi du manganèse (1,9), du cobalt (1,9), du magnésium (1,7), du fer (1,6), du potassium (1,4), du cuivre (1,3) et du nickel (1,3).

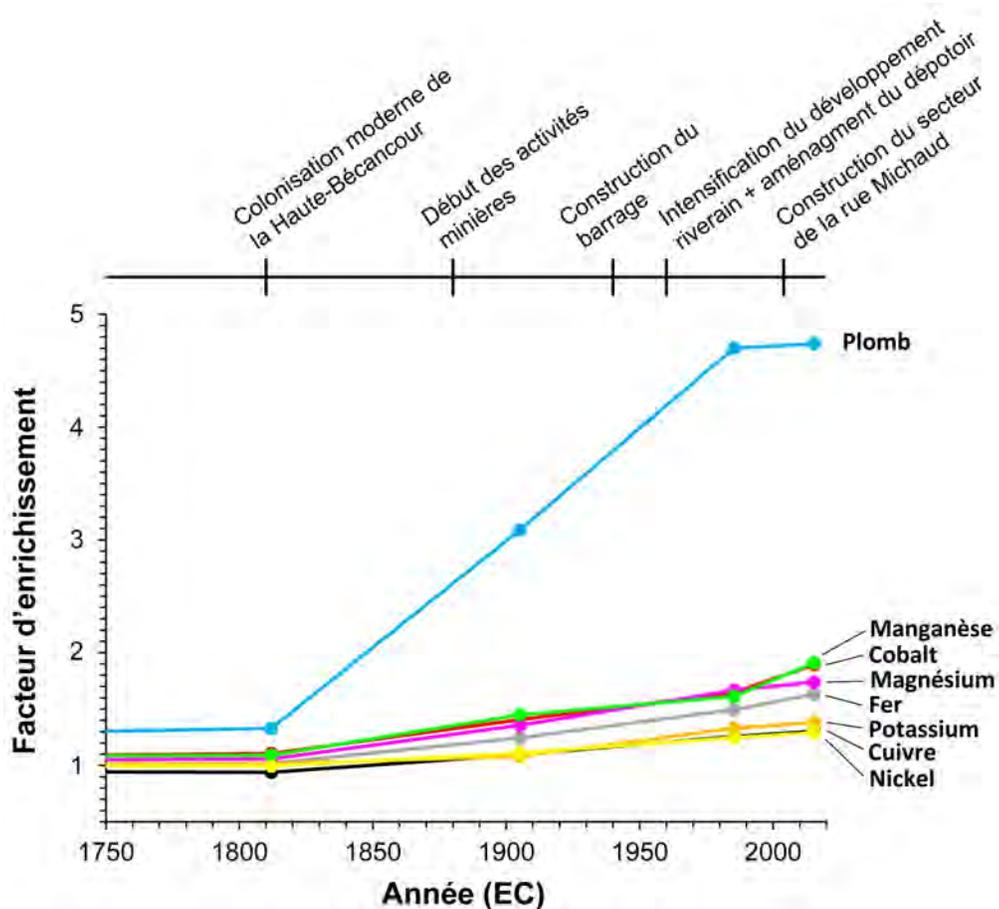


Figure 6.7. Évolution du facteur d'enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac Bécancour (1750–2017 EC). Note : les métaux présentés sont ceux ayant les facteurs les plus élevés depuis la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC).

⁶ Pour la carotte du lac Bécancour, les niveaux de 12 à 24 cm des sédiments précoloniaux ont été utilisés comme base de référence.

6.1.7 Amiante

Les analyses par microscopie électronique à transmission ont révélé que les sédiments du lac Bécancour contiennent des fibres d'amiante en concentrations relativement importantes (Figures 6.8–6.9). Le chrysotile est la forme dominante d'amiante dans les sédiments. De l'actinolite est également présent en faibles quantités. La concentration totale en amiante des sédiments précoloniaux analysés (> 12,25 cm) varie entre 0 et 1,3 % (pourcentages massiques). Des teneurs similaires (0–1,6 %) sont généralement observées de 12,25 à 4,5 cm (1812–1976 EC), sauf au niveau 6,0–6,5 cm ($\sim 1946 \pm 26$ EC) où 3,0 % est atteint. Les couches superficielles de sédiments allant de 3,0 à 0,0 cm (1998–2017 EC) présentent les concentrations les plus élevées (4,3–4,4 %).

Les taux d'accumulation d'amiante dans le lac Bécancour étaient de moins de 0,05 mg/cm²/an au début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (Figure 6.10). Ils ont augmenté de manière drastique après 1976 \pm 13 EC pour atteindre un sommet de $\sim 1,1$ mg/cm²/an vers 2014 \pm 4 EC.

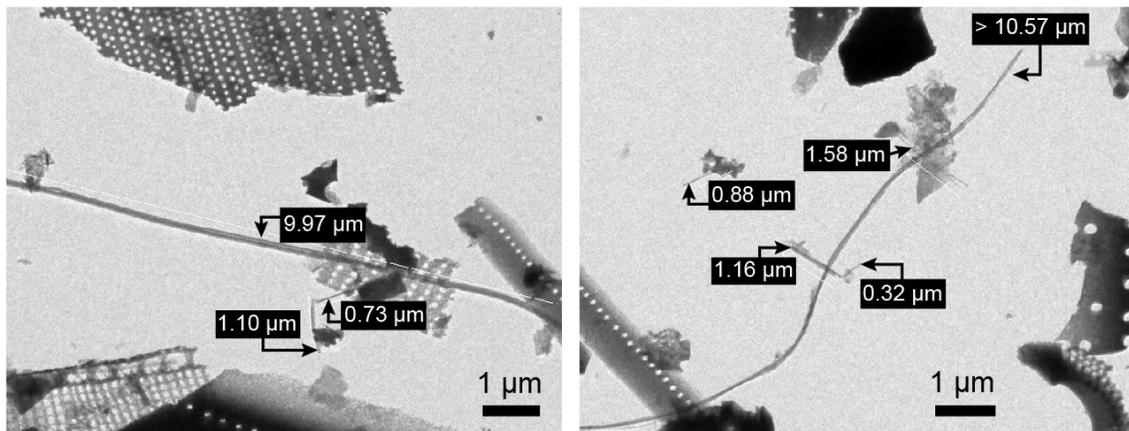


Figure 6.8. Photographies de fibres d'amiante chrysotile présentes au niveau 4,0–5,0 cm de la carotte de sédiments du lac Bécancour (grossissement 1100x). Note : les mesures (boîtes noires) représentent la longueur des fibres.

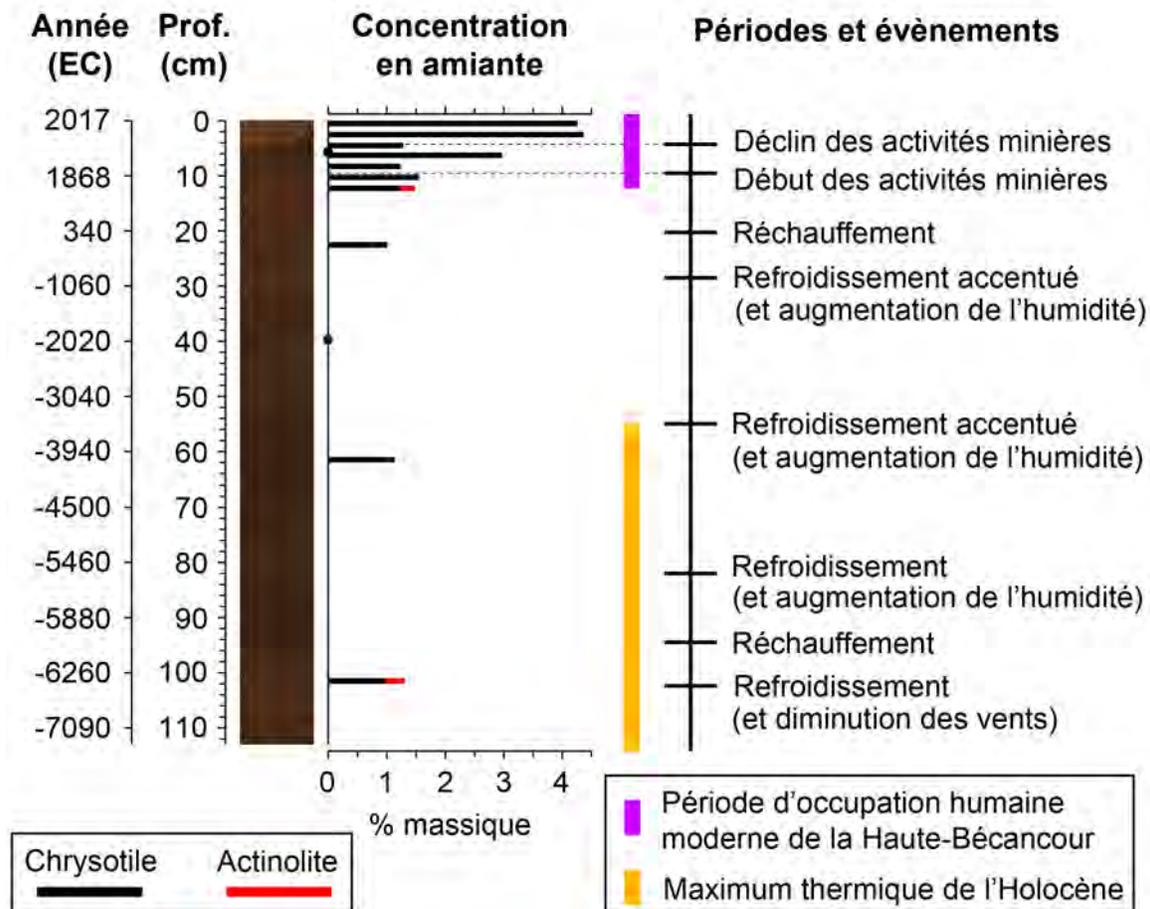


Figure 6.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac Bécancour. Note : les traits pointillés marquent le début des activités minières d’amiante dans la Haute-Bécancour (~ 1880 EC) et le début du déclin de l’industrie minière régionale (1980 EC).

6.1.8 Assemblages de diatomées

Les restes de diatomées préservées dans les sédiments du lac Bécancour démontrent que les communautés d’algues microscopiques du lac ont évolué au fil du temps. Une analyse de regroupement (CONISS) a permis de délimiter objectivement deux grandes zones stratigraphiques présentant des différences significatives au niveau de leur composition biologique (Figure 6.11). La première zone (113–50,25 cm; -7350 à -3070 EC) couvre grossièrement la période du MTH. Elle est constituée d’une plus grande abondance de petites diatomées benthiques de type fragilarioïde, telles que *Staurosira construens*, *Staurosira venter (sensu lato)*, *Stauroforma exiguiformis*, *Staurosirella pinnata (sensu lato)* et *Pseudostaurosira brevistriata (sensu lato)* qui forment en moyenne 47,5 % des

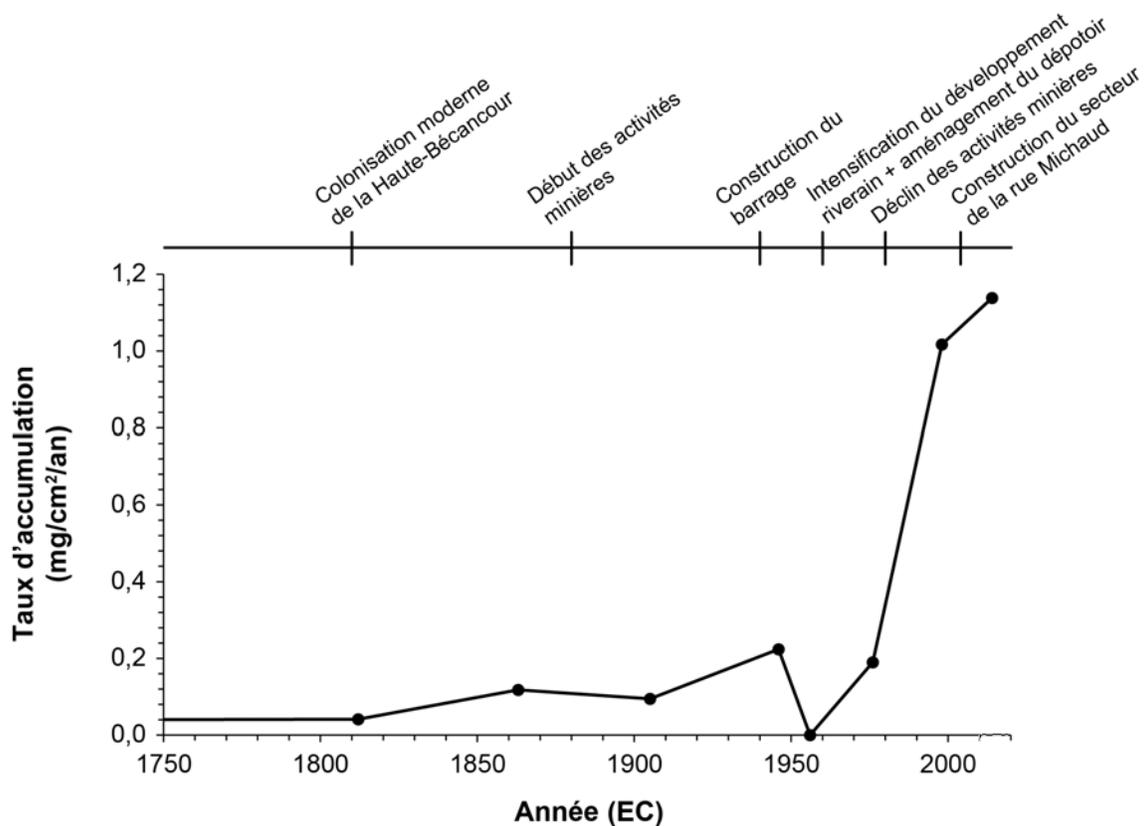


Figure 6.10. Évolution du taux d'accumulation de fibres d'amiante dans les sédiments récents du lac Bécancour (1750–2017 EC).

assemblages de cet horizon stratigraphique. Les espèces *Sellaphora atomoides* (~ 1,9 %), *Nupela vitiosa* (~ 3,3 %), *Aulacoseira nygaardii* (~ 2,9 %), *Sellaphora seminuloides* (~ 8,5 %) y sont aussi généralement plus abondantes. La zone I peut être divisée en deux sous-zones délimitées par la profondeur de 78,25 cm (-5290 ± 270 EC) qui coïncide assez bien avec le refroidissement climatique de ~ -5550 EC (Bhiry et Filion, 1996; Viau et al., 2006; Shuman et Marsicek, 2016). La sous-zone Ia (113–78,25 cm) est principalement caractérisée par la plus grande abondance de *S. construens* (~ 6,5 %), tandis que la sous-zone Ib (78,25–50,25 cm) se démarque par la présence plus importante de *Tabellaria flocculosa* (*sensu lato*; ~ 3,0 %) et des espèces planctoniques *Aulacoseira tenella* (~ 3,3 %) et *Discostella stelligera* (~ 2,0 %).

La zone II (50,25–0 cm; -3070 à 2017 EC) se distingue par la plus grande abondance des espèces planctoniques *D. stelligera* (~ 5,7 %), *Aulacoseira ambigua* (~ 11,8 %), *Aulacoseira subarctica* (~ 1,7 %) et *Aulacoseira pusilla* (~ 1,8 %). Elle peut être divisée en trois sous-zones délimitées par les profondeurs de 22,25 (-20 ± 490 EC) et

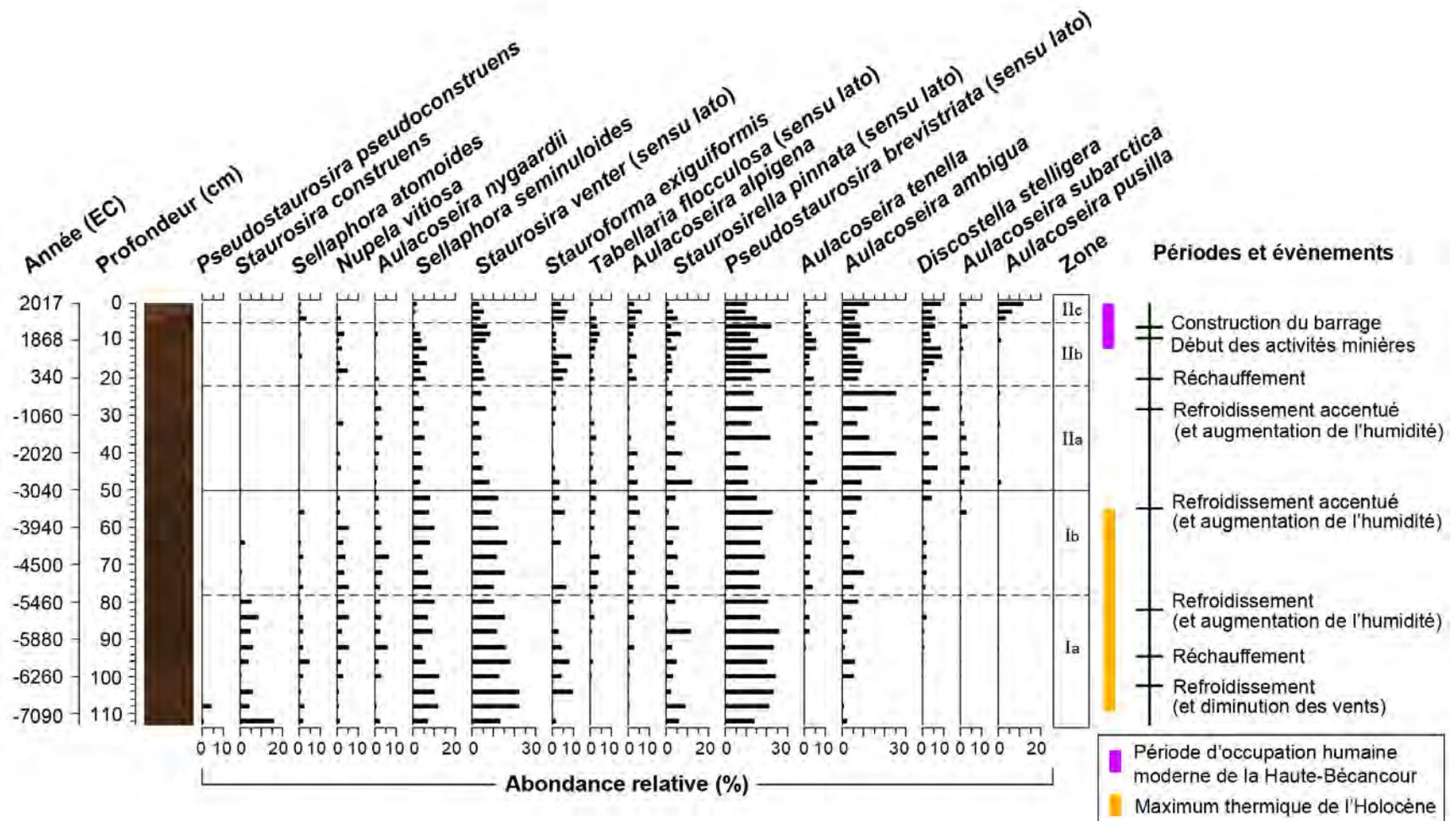


Figure 6.11. Diagramme stratigraphique de l'abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 4\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac Bécancour.

5,25 cm (1965 ± 16 EC). Dans la sous-zone IIa (50,25–22,25 cm), les espèces *A. nygaardii* (~ 2,1 %), *A. ambigua* (~ 16, 1 %) et *A. subarctica* (~ 2,6 %) occupent une plus grande proportion des assemblages. Ces dernières sont moins présentes dans la sous-zone IIb (22,25–5,25 cm), tandis que *N. vitiosa* (~ 2,0 %) et *S. exiguiiformis* (~ 4,1 %) y sont plus abondantes. Finalement, la sous-zone IIIb (5,25 cm–0,0 cm) se démarque principalement par le plus faible pourcentage de *S. seminuloides* (~ 1,5 %) et, surtout, l'essor important de l'espèce *A. pusilla* qui atteint un maximum de 11,9 % en surface.

La proportion d'espèces planctoniques sur benthiques (P/B) présente une tendance à la hausse (du bas vers le haut) dans les sédiments du MTH (≥ 55 cm), variant entre 0,05 et 0,42 (Figure 6.12). Elle est généralement encore plus élevée dans le reste de la stratigraphie, oscillant entre 0,28 et 1,31. La valeur maximale est atteinte au niveau 0,0–0,5 cm (2015 ± 2 EC). Inversement, la concentration des valves de diatomées présente une tendance générale à la baisse dans les sédiments du MTH ($43,4\text{--}7,7 \times 10^8$ valves par gramme de sédiments secs; g SS), puis demeure faible de 55 à 0 cm ($\sim 3,3 \times 10^8$ valves/g SS; Figure 6.12). Le taux d'accumulation des valves (TAV) est cependant nettement accentué depuis 1812 ± 56 EC (Figure 6.12).

6.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l'eau

Les reconstitutions basées sur les assemblages de diatomées indiquent que l'eau du lac Bécancour avait des concentrations en phosphore total plus élevées durant le MTH, variant à cette époque entre 11,6 et 21,7 µg/L (intervalle d'erreur : 6,0–42,6 µg/L) selon une tendance générale à la baisse (Figure 6.12). Les valeurs se sont ensuite maintenues entre 6,7 et 11,9 µg/L (intervalle d'erreur : 3,5–22,8 µg/L) jusqu'à l'ère actuelle. Le pH présentait également une tendance à la baisse durant le MTH ($8,1\text{--}7,7 \pm 0,3$; Figure 6.12). Il a de nouveau augmenté après 1812 ± 56 EC, atteignant un pic de $7,9 \pm 0,3$ vers 2000 ± 8 EC.

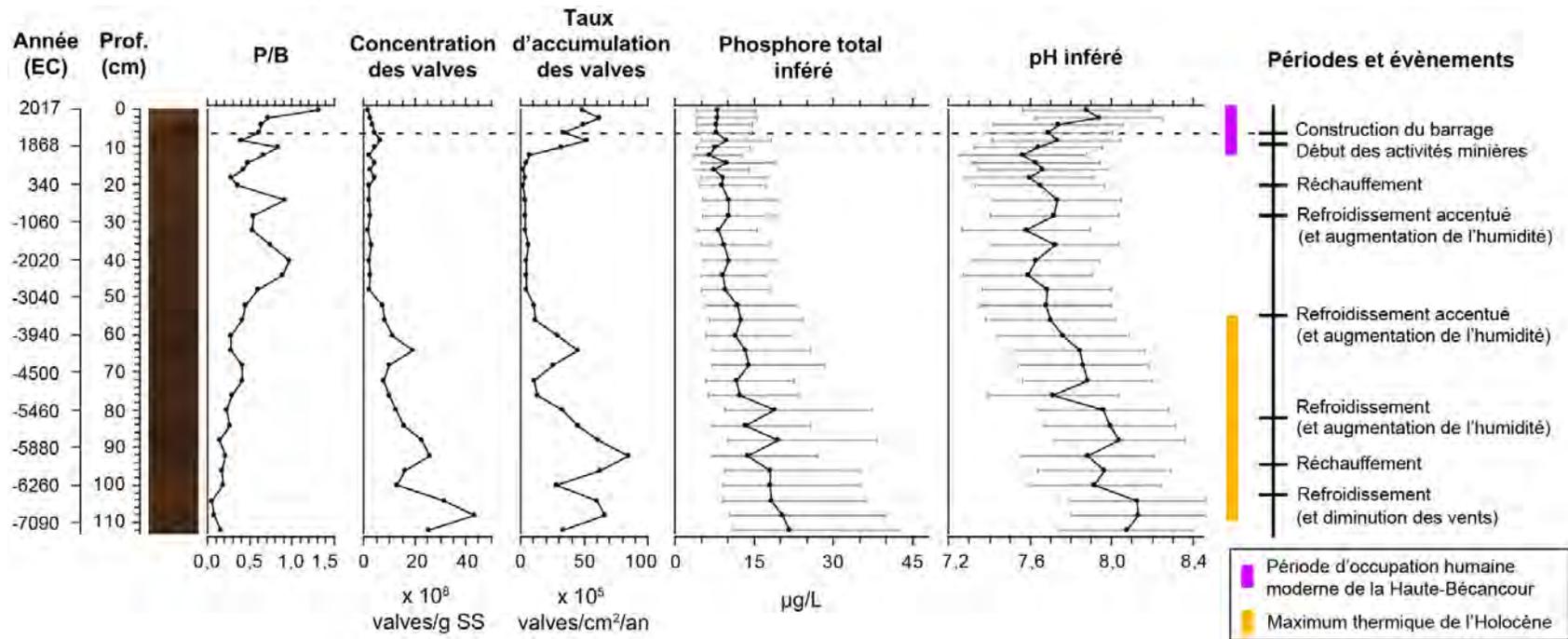


Figure 6.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d'accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac Bécancour. Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées. Note : le trait pointillé marque la construction du barrage situé à l'embouchure du plan d'eau (~ 1940 EC). SS, sédiments secs.

6.2 Discussion

6.2.1 Évolution naturelle

Au cours de sa longue histoire naturelle, le lac Bécancour s'est progressivement transformé. Le faible rapport d'espèces planctoniques sur benthiques de -7350 à -5550 EC (soit grossièrement la première moitié du MTH) suggère que le niveau d'eau était à ce moment au point le plus bas des 9300 dernières années. Effectivement, les diatomées planctoniques sont plus rares dans les étendues d'eau peu profondes (Schelske et al. 1999). L'accroissement subséquent des valeurs suivant les refroidissements climatiques et les augmentations d'humidité (= augmentations des précipitations) survenus à compter de ~ -5550 et de -3600 EC (Bhiry et Fillion, 1996; Viau et al., 2006; Shuman et Marsicek, 2016) indique que la colonne d'eau s'est épaissie. La hausse parallèle du rapport fer sur manganèse des sédiments suggère que la végétation du bassin versant a évolué vers une plus grande abondance de conifères et, par conséquent, que le sol est devenu plus acide et pauvre en oxygène (Engstrom et Wright 1984; Endstrom et Hansen, 1985). Ce scénario est cohérent avec la diminution simultanée du pH du lac qui pourrait être expliquée par de plus grands apports externes d'acides humiques⁷. Suivant les refroidissements, la concentration de nutriments dans l'eau du lac et la productivité biologique du milieu ont progressivement diminué, tel qu'indiqué par les tendances à la baisse dans les valeurs de phosphore total inféré, de $\delta^{13}\text{C}$ (Meyers, 2009) et de taux d'accumulation des valves de diatomées. Ces changements sont mis en évidence par l'éventuelle disparition de l'espèce *S. construens*, laquelle est plutôt favorisée par des conditions méso-eutrophes et eutrophes (Lowe, 1974; Van Dam et al., 1994). Par ailleurs, l'augmentation du ratio C/N des sédiments indique une plus grande proportion de matière organique issue de l'extérieur du lac (Meyers, 2009), ce qui est également en accord avec la diminution de la croissance d'algues dans le lac et une hausse des apports de matière organique dissoute liée au développement de la végétation coniférienne.

La diminution du taux de matière organique des sédiments et de la concentration relative des éléments détritiques (p. ex., potassium, magnésium) suivant les grandes périodes de refroidissement peut être expliquée par l'augmentation du niveau de l'eau et le

⁷ Acides naturellement produits dans le sol suivant la décomposition des végétaux.

développement de la végétation et des sols du bassin versant. Ces changements ont freiné le transport de particules minérales jusqu'au centre du lac. Avec le réchauffement de ~ 300 EC (Viau et al., 2002), la proportion d'espèces de conifères a diminué et l'érosion dans le bassin versant a de nouveau augmenté. Ce constat peut être déduit de la diminution du taux de matière organique et des rapports C/N et fer/manganèse des sédiments et, inversement, de l'augmentation des concentrations relatives des éléments détritiques.

Les reconstitutions basées sur les diatomées indiquent que le lac Bécancour avait une concentration en phosphore total de ~ 7 µg/L (état oligotrophe; intervalle d'erreur : 4–13 µg/L) et un pH de ~ 7,6 ± 0,3 au moment de l'arrivée des premiers colons dans la région de la Haute-Bécancour. Le pH est probablement légèrement surestimé puisque des données instrumentales de 1938 et 1980 EC indiquaient des valeurs de 7,1–7,3 (Tableau A1). En considérant ces mesures historiques réelles et les tendances dans les valeurs reconstituées, on peut estimer que le lac présentait un pH approximativement neutre (~ 7,0) au moment de la colonisation moderne.

6.2.2 Évolution postcoloniale

6.2.2.1 Changements sédimentologiques

Plusieurs changements stratigraphiques importants ont été initiés entre 1812 ± 56 et 1863 ± 50 EC. Considérant la marge d'erreur associée à ces dates, il est fort probable que leur origine soit attribuable au début du développement humain autour du lac Bécancour suivant le début des activités minières à Thetford Mines vers 1880 EC. Il n'est également pas exclu que cette portion de la Haute-Bécancour ait commencé à être défrichée un peu plus tôt considérant l'arrivée de plusieurs colons à partir de 1860 EC dans le secteur de Sacré-Cœur-de-Marie (Municipalité d'Adstock, 2021), situé à proximité. Les évidences paléolimnologiques, telles que l'augmentation de la densité et de la susceptibilité magnétique des sédiments et la diminution de leur teneur en matière organique, indiquent que le développement humain dans le bassin versant a entraîné une hausse des apports de matière minérale au lac Bécancour. Celle-ci est principalement survenue suivant la construction du barrage vers 1940 EC, le développement riverain à compter des années 1950 EC et l'aménagement du dépotoir de Thetford-Partie-Sud vers 1960 EC. La création

du secteur du Chemin Michaud vers 2003–2004 EC concorde aussi avec l'accentuation plus récente des taux de sédimentation.

Le plomb, le manganèse, le cobalt, le magnésium et le fer ont un facteur d'enrichissement élevé dans les sédiments récents du lac Bécancour, au-delà de celui d'autres éléments détritiques tels que le potassium. Ce résultat suggère que leur abondance n'est pas seulement attribuable à une plus grande érosion des sols dans le bassin versant. L'enrichissement en plomb est probablement principalement attribuable à la pollution atmosphérique planétaire associée à l'ère industrielle (Boyle, 2001). Il est aussi possible que l'ancien dépotoir de Thetford-Partie-Sud ait été une source importante de contamination en plomb, cobalt, manganèse, magnésium et fer. En particulier, les résidus miniers étendus sur ce site (voir [section 3.12](#)) ont pu contribuer à l'enrichissement en magnésium, cobalt et fer (voir [section 5.1.1](#)). Bien que le dépotoir soit aujourd'hui recouvert d'une végétation et d'un sol matures, il est possible qu'il soit encore une source importante de pollution pour le lac Bécancour (via les eaux souterraines ou de surface). Des expertises devraient être réalisées afin d'évaluer le niveau de contamination du sol et des ruisseaux de ce secteur. Par ailleurs, la pollution en métaux dans les sédiments récents du lac Bécancour pourrait aussi en partie provenir du Chemin Michaud construit vers 2003–2004 EC. Selon des informations obtenues de l'Association des propriétaires du lac Bécancour (comm. pers.), des résidus miniers auraient été utilisés lors de sa construction. À noter que les variations de concentrations en manganèse et en fer près de la surface de la carotte du lac Bécancour peuvent également être attribuables à leur migration dans les sédiments suivant des gradients d'oxygénation (Boyle, 2001).

6.2.2.2 Sources de la contamination en fibres d'amiante

Nos analyses ont révélé que les sédiments du lac Bécancour étaient déjà enrichis en fibres d'amiante (0–1,3 %) avant même la colonisation de la Haute-Bécancour. Cette constatation indique donc que les sols ceinturant ce lac contiennent naturellement de l'amiante, en dépit du fait qu'ils ne sont pas situés sur le Complexe ophiolitique de Thetford Mines où sont répertoriés les gisements. Considérant que les concentrations et les taux d'accumulation d'amiante dans les sédiments déposés avant 1880 EC sont similaires à celles des sédiments des années 1880–1990 EC, on peut conclure que les exploitations minières d'amiante ont

peu contaminé le lac Bécancour. Ce dernier a vraisemblablement été protégé par le fait qu'il est localisé à une altitude plus élevée que les principaux sites miniers de la région, en plus d'être ceinturé à l'ouest et au nord-ouest par des collines. Ces barrières géographiques ont pu bloquer les nuages de poussières d'amiante voyageant dans l'air. La concentration d'amiante distinctivement plus élevée au niveau 6,0–6,5 cm (1946 ± 26 EC) pourrait être attribuable à la construction du barrage vers 1940 EC et à l'inondation subséquente des terrains riverains. Cet événement a pu entraîner le transport de fibres d'amiante des berges du lac jusqu'à son centre. À cette époque, il est aussi possible que de l'amiante ou des résidus miniers aient été utilisés durant la construction du barrage et/ou l'aménagement de terrains et résidences riveraines. Le dépotoir de Thetford-Partie-Sud, créé un plus tard, n'apparaît toutefois pas avoir été une source importante de contamination en amiante pour le lac Bécancour.

Il est surprenant de constater que ce sont les couches de sédiments déposées depuis 1990 EC qui présentent les plus importantes concentrations de fibres d'amiante. Les résultats indiquent qu'une source importante de contamination est actuellement présente en bordure du lac Bécancour. Considérant que l'enrichissement concorde bien avec l'aménagement du Chemin Michaud en 2003–2004 EC, il est probable que les résidus miniers qui ont été utilisés pour sa construction sont la principale source de contamination. Des quantités importantes de fibres d'amiante ont pu atteindre le lac durant les travaux. C'est peut-être toujours le cas aujourd'hui en temps de pluie ou de fonte des neiges.

6.2.2.3 Changements au niveau de la qualité de l'eau

Les résultats indiquent que les perturbations du bassin versant survenues au cours des dernières décennies ont entraîné une dégradation de la qualité de l'eau du lac Bécancour. L'augmentation marquée du taux d'accumulation des valves de diatomées depuis 1812 ± 56 EC, ainsi que la hausse concomitante des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments témoignent d'une croissance accrue d'algues (Meyers, 2009). La reconstitution des concentrations de phosphore total suggère cependant que le taux de nutriments dans le lac n'a pas varié de façon significative. Ce résultat est probablement erroné. Depuis la construction du barrage vers 1940 EC, le principal changement constaté dans les assemblages de diatomées du lac est la prolifération de l'espèce *Aulacoseira pusilla*. Cette

espèce est associée à de faibles concentrations en nutriments dans le modèle d'inférence utilisé pour reconstituer le phosphore total (optimum à 7,7–8,1 µg/L; Tremblay, 2015), lequel est basé sur des données amassées auprès de 55 lacs du sud du Québec. De manière générale, bien qu'elle puisse être trouvée en milieu oligotrophe, cette espèce est pourtant plus souvent retrouvée en milieu eutrophe (Denys et al., 2003; Houk et al., 2017). Par conséquent, sa prolifération dans le lac Bécancour pourrait bel et bien être révélatrice d'une augmentation de la concentration en phosphore total de l'eau. Cette espèce est aussi en particulier favorisée par des eaux alcalines qui présentent une turbidité élevée ou une coloration foncée associée à des concentrations élevées en matière organique dissoute (Denys et al., 2003; Tremblay, 2015). La multiplication de cette espèce est donc cohérente avec une diminution de la transparence de l'eau causée par une plus grande abondance d'algues.

La hausse de la productivité primaire au lac Bécancour, marquant le début de son eutrophisation, est surtout évidente à partir de la construction du barrage vers ~ 1940 EC qui a pu favoriser certains apports en nutriments en provenance des terrains riverains inondés. L'aménagement du dépotoir et le développement résidentiel dans les deux décennies suivantes ont ensuite enrichi le lac de manière plus importante. Puis, le développement plus tardif des secteurs résidentiels des chemins Michaud et du lac Bécancour a accentué davantage la dégradation de la qualité de l'eau. En particulier, ce segment d'histoire correspond avec un bond important du pH de l'eau survenu entre 1979 ± 13 et 2001 ± 8 EC d'après les reconstitutions basées sur les diatomées, lesquelles sont également en accord avec les données instrumentales historiques ([Tableau A1](#)). La transformation des sols et de la végétation du bassin versant aux fins d'aménagements résidentiels, la contamination du lac par des résidus miniers et l'augmentation de la productivité primaire peuvent expliquer ce changement physico-chimique.

6.2.3 Niveaux de dégradation et de pollution modernes

6.2.3.1 Sédiments

Avec un taux « actuel » de sédimentation d'environ 1,4 mm/an, l'accumulation de sédiments au lac Bécancour peut être considérée comme étant très faible (non problématique). Les sédiments sont cependant enrichis en métaux et en amiante de manière

relativement importante. Le [Tableau 6.1](#) compare la concentration de l'arsenic et de certains métaux dans les sédiments du lac Bécancour avec les critères de qualité des sédiments d'eau douce qui sont utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007). Les concentrations maximales en arsenic, cadmium et zinc des sédiments modernes (0–12 cm; 1810–2017 EC) dépassent toutes le seuil de concentration pouvant avoir un effet néfaste (CSE) sur les organismes aquatiques qui habitent le milieu. La teneur maximale en plomb dépasse le seuil d'effets occasionnels (CEO). Les concentrations modernes en chrome et nickel dépassent quant à elles largement les plus hauts échelons des critères de qualité établis pour ces deux métaux (respectivement les seuils d'effets fréquents et occasionnels).

Tableau 6.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac Bécancour vis-à-vis les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007). Note : les chiffres surlignés en bleu représentent les critères excédés par les sédiments modernes du lac pour chaque substance chimique.

	CER	CSE	CEO	CEP	CEF	Sédiments précoloniaux (12–24 cm) ^a	Sédiments modernes (0–12 cm) ^b
Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23	3,0–4,3	6,3–7,0
Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12	0,7	0,9–1,0
Chrome	25	37	57	90	120	176–199	210–271
Cuivre	22	36	63	200	700	11–12	14–23
Nickel	ND	ND	47	ND	ND	170–197	232–365
Plomb	25	35	52	91	150	6–11	27–56
Zinc	80	120	170	310	770	84–102	113–159

CER : concentration d'effets rares

CSE : concentration seuil produisant un effet

CEO : concentration d'effets occasionnels

CEP : concentration produisant un effet probable

CEF : concentration d'effets fréquents

^a Période couverte : -290–1810 EC

^b Période couverte : 1810–2017 EC

Il est à noter que les sédiments précoloniaux du lac excédaient cependant déjà grandement ces critères, ce qui peut être attribué à la géologie particulière de la région. Bien que les organismes aquatiques naturellement présents au lac Bécancour étaient sans doute bien adaptés à des concentrations élevées de chrome et nickel, il est possible que les niveaux d'enrichissement modernes restreignent maintenant davantage la biodiversité du milieu.

Les pourcentages d'amiante dans les sédiments de surface du lac Bécancour sont les plus élevés parmi les sédiments modernes (> 1980 EC) des cinq lacs d'étude. Ce résultat est surprenant, mais peut s'expliquer par le fait que les taux de sédimentation y sont plus faibles. Les fibres sont donc moins « diluées ». Malheureusement, il n'y a présentement pas de seuil de toxicité établi pour l'amiante dans le sol et les sédiments (WDOH, 2008; BAPE, 2020). Il est donc difficile d'évaluer si les teneurs élevées dans les sédiments modernes du lac Bécancour posent un problème important. Cette possibilité est toutefois bien réelle considérant que des effets néfastes d'une concentration élevée en fibres d'amiante dans l'eau ont été constatés chez plusieurs espèces de poissons, mollusques, microcrustacés, algues et plantes aquatiques (par ex., Belanger et al., 1986a, b; Stewart et Schurr, 1980; Lauth et Schurr, 1983; Trivedi et al., 2007). Il existe cependant toujours un manque flagrant de connaissances concernant les impacts des fibres d'amiante sur les écosystèmes aquatiques. Dans les prochaines années, il serait pertinent de mener des études à ce sujet dans la région de Thetford Mines. Par exemple, la teneur en fibres d'amiante dans les tissus des communautés de poissons du réseau de la rivière Bécancour et de ses lacs pourrait être analysée.

6.2.3.2 Qualité de l'eau

Bien que la tendance affichée dans les valeurs reconstituées de phosphore total de l'eau est vraisemblablement erronée en raison du biais associé à l'espèce *A. pusilla*, cet indicateur ne doit pas être complètement écarté. Puisque le modèle considère la grande majorité des espèces de diatomées présentes dans les sédiments⁸ et qu'une transformation par racine carrée⁹ est appliquée sur les données, l'influence d'une seule espèce demeure relativement

⁸ Toutes celles ayant au moins 1 % d'abondance relative dans au moins une couche de sédiments.

⁹ Permet de réduire le poids statistique des taxons surabondants et, inversement, d'augmenter celui des taxons rares.

faible. Avec des valeurs reconstituées de phosphore total oscillant entre 7,8 et 8,1 µg/L (intervalle d'erreur : 4,1–15,5 µg/L) pour la période de 1940 à 2017 EC, le modèle indique que les assemblages modernes de diatomées du lac Bécancour sont somme toute typiques d'un lac oligotrophe. En considérant que *Aulacoseira pusilla* peut être le reflet d'une concentration élevée en nutriments et en tenant également compte de la présence (1,3 %) d'une espèce indicatrice d'eutrophisation dans la couche superficielle des sédiments (*Stephanodiscus minutulus*; Reavie et al., 2000), on peut tout au plus conclure que le lac Bécancour est à un stade mésotrophe. Les assemblages de diatomées ne sont définitivement pas représentatifs d'un lac eutrophe comme c'est le cas au lac à la Truite, notamment (voir [section 8](#)). Aucun taxon ayant une préférence écologique pour des eaux fortement enrichies en nutriments n'est dominant¹⁰ et certains taxons typiques de milieux oligotrophes, tels que *Aulacoseira alpigena* (Potapova, 2009), sont encore présents dans le lac.

L'analyse et les conclusions tirées des assemblages de diatomées sont cohérentes avec les valeurs réelles de phosphore total mesurées au lac Bécancour de 2003 à 2015 EC (12–24 µg/L), qui témoignent d'un stade mésotrophe et, donc, d'un état modéré de dégradation. Dans la classification du Réseau de surveillance volontaire de lacs (RSLV) du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC), le lac Bécancour est souvent défini comme un lac méso-eutrophe ou eutrophe en raison de deux autres paramètres qui sont également considérés, soit la concentration en chlorophylle a et la profondeur observable du disque de Secchi. Il faut toutefois considérer ceux-ci avec prudence. Au lac Bécancour, les valeurs annuelles moyennes de chlorophylle a sont le produit de seulement trois mesures estivales et quelques valeurs extrêmes ont grandement influencé les résultats au fil des années ([Tableau A1](#)). Les diatomées préservées dans les sédiments offrent un meilleur aperçu de l'état trophique réel d'un lac puisqu'elles intègrent et représentent la qualité moyenne de l'eau d'un lac sur une ou plusieurs années complètes, plutôt que de donner un aperçu de l'état écologique à certaines dates précises comme le font les indicateurs biologiques et physico-chimiques traditionnels. Par ailleurs, le lac Bécancour présente une profondeur observable du disque de Secchi typique d'un lac hypereutrophe (< 1 m) selon la classification utilisée par le RSVL. Or, tel que souligné dans les fiches web du RSVL portant sur le lac Bécancour

¹⁰ On associe souvent une dominance à une abondance relative supérieure ou égale à 20 %.

(MELCC, 2022a), ce dernier a des eaux très colorées en raison d'une concentration élevée en carbone organique dissous, laquelle est probablement en bonne partie attribuable à la présence de milieux tourbeux autour du lac. Les sédiments du lac sont aussi très poreux et légers et ont aussi probablement tendance à être facilement redistribués ou maintenus en suspension dans la colonne d'eau (qui est peu épaisse). Ces facteurs, qui sont indépendants de la productivité primaire interne du lac, affectent certainement grandement la transparence du lac et biaisent les données. Le disque de Secchi ne devrait pas être utilisé afin de définir l'état trophique du lac Bécancour.

Dans un article du Journal de Montréal publié le 1^{er} août 2020 et intitulé « Les pires lacs du Québec: le quart des lacs a vu son état de dégrader », le lac Bécancour était classé parmi les 18 pires lacs du Québec basé sur les données du RSVL. À la lumière de nos données, cependant, le lac Bécancour ne devrait certainement pas faire partie de ce palmarès.

6.3 Conclusions et recommandations

Les analyses paléolimnologiques ont révélé que le lac Bécancour était à un état oligotrophe au moment de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour, et ce, depuis environ 5000 ans. La qualité de l'eau a commencé à se dégrader de manière significative dans les deux décennies qui ont suivi la construction vers 1940 EC du barrage situé à son embouchure. L'aménagement du dépotoir de Thetford-Partie-Sud, ainsi que le développement résidentiel autour du lac sont les principaux facteurs qui peuvent être mis en cause. Les restes de diatomées préservés dans les sédiments indiquent que le niveau de dégradation du lac est somme toute modéré (état mésotrophe)¹¹. Par conséquent, il présente de bonnes perspectives de rétablissement. Son état devra toutefois être suivi de près au fil des prochaines années. Les concentrations en phosphore total dans l'eau du lac en 2017 et 2021 (Tableau A1) étaient les plus élevées jamais mesurées. Il sera important d'évaluer à nouveau ce paramètre à l'été 2022 et dans les prochaines années afin de vérifier si une nouvelle tendance est présentement en train de s'installer.

¹¹ État du lac en date de 2017, soit l'année de carottage.

Le lac Bécancour est petit et peu profond. Il possède donc un faible pouvoir de dilution des nutriments et des contaminants, ce qui le rend particulièrement vulnérable à la pollution. Nous avons d'ailleurs identifié des concentrations relativement importantes en métaux lourds (plomb, chrome, nickel, cobalt) et en fibres d'amiante dans ses sédiments qui nuisent potentiellement à la faune et à la flore aquatique. Les taux de sédimentation sont par contre faibles et ne sont présentement pas une menace à la pérennité du lac.

À la lumière de nos analyses et conclusions, nous émettons ces recommandations :

- ❖ Analyser la concentration en métaux, amiante et nutriments (phosphore et azote) de l'eau des ruisseaux passant au pied du dépotoir de Thetford-Partie-Sud et se déversant dans le lac Bécancour. Au besoin, aménager un marais filtrant pour purifier les eaux s'écoulant de ce secteur;
- ❖ Inspecter les installations septiques sanitaires des résidences riveraines et s'assurer de leur conformité. Au besoin, pratiquer des travaux de réfection afin de corriger toutes déficiences;
- ❖ Améliorer l'état des bandes riveraines végétales des résidences ceinturant le lac (voir constatations précédemment formulées par Laprise, 2008);
- ❖ Restreindre le défrichage et l'aménagement de nouveaux terrains résidentiels en bordure du lac;
- ❖ Analyser la teneur en amiante à la surface du Chemin Michaud pour confirmer s'il est une source importante de contamination. En cas de concentrations élevées, procéder au recouvrement de la surface (asphaltage). Il doit être considéré que la pollution en amiante possiblement générée par ce chemin est non seulement une menace potentielle à la santé du lac, mais aussi à la santé humaine des résidents locaux;
- ❖ Maintenir un suivi estival de la qualité de l'eau du lac via le Réseau de surveillance des lacs ou par d'autres moyens similaires.

7. Étang Stater

7.1 Résultats

7.1.1 Description générale de la carotte

La carotte de sédiments de l'étang Stater a une longueur de 113,5 cm (Figure 7.1). Elle présente trois grands horizons stratigraphiques fort distincts. De 0 à 75 cm, les sédiments sont plutôt homogènes et ont une couleur brun pâle qui apparaît grisonnante à la lumière du jour. De 75 à 92,5 cm, plusieurs couches de sédiments de couleur et épaisseur variables se succèdent et dénotent ainsi une importante zone de perturbations. Finalement, l'horizon allant de 92,5 à 113,5 cm est composé de sédiments brun foncé (presque noirs) qui contiennent plusieurs débris végétaux.

7.1.2 Chronologie

L'extrémité inférieure des sédiments de la carotte de l'étang Stater a été déposée vers l'an 810 EC (Figure 7.1). La séquence sédimentaire complète couvre donc ~ 1210 ans d'histoire. La période d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810–2017 EC) correspond à un intervalle très épais de sédiments allant de 0 à 97,75 cm. Cet intervalle contient ~ 207 années d'accumulation de sédiments. En comparaison, l'intervalle de 97,75 cm à 113,5 cm (= 15,75 cm d'épaisseur) couvre une période de ~ 1000 ans. D'après le modèle chronologique établi, le début des activités minières à Thetford Mines (~ 1880 EC) et le déclin de l'industrie minière (1980 EC) peuvent être respectivement associés aux profondeurs de 95,5 et 49,5 cm.

7.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments

Durant l'ère précoloniale (810–1810 EC), les taux d'accumulation de sédiments à l'étang Stater variaient entre 0,01 et 0,03 cm/an (0,002–0,004 g/cm²/an; Figure 7.2). Ils ont augmenté légèrement de 1810 ± 40 à 1934 ± 21 EC (0,02–0,04 cm/an; 0,003–0,007 g/cm²/an) avant de bondir abruptement à des valeurs très élevées. Entre 1949 ± 7 et 2017

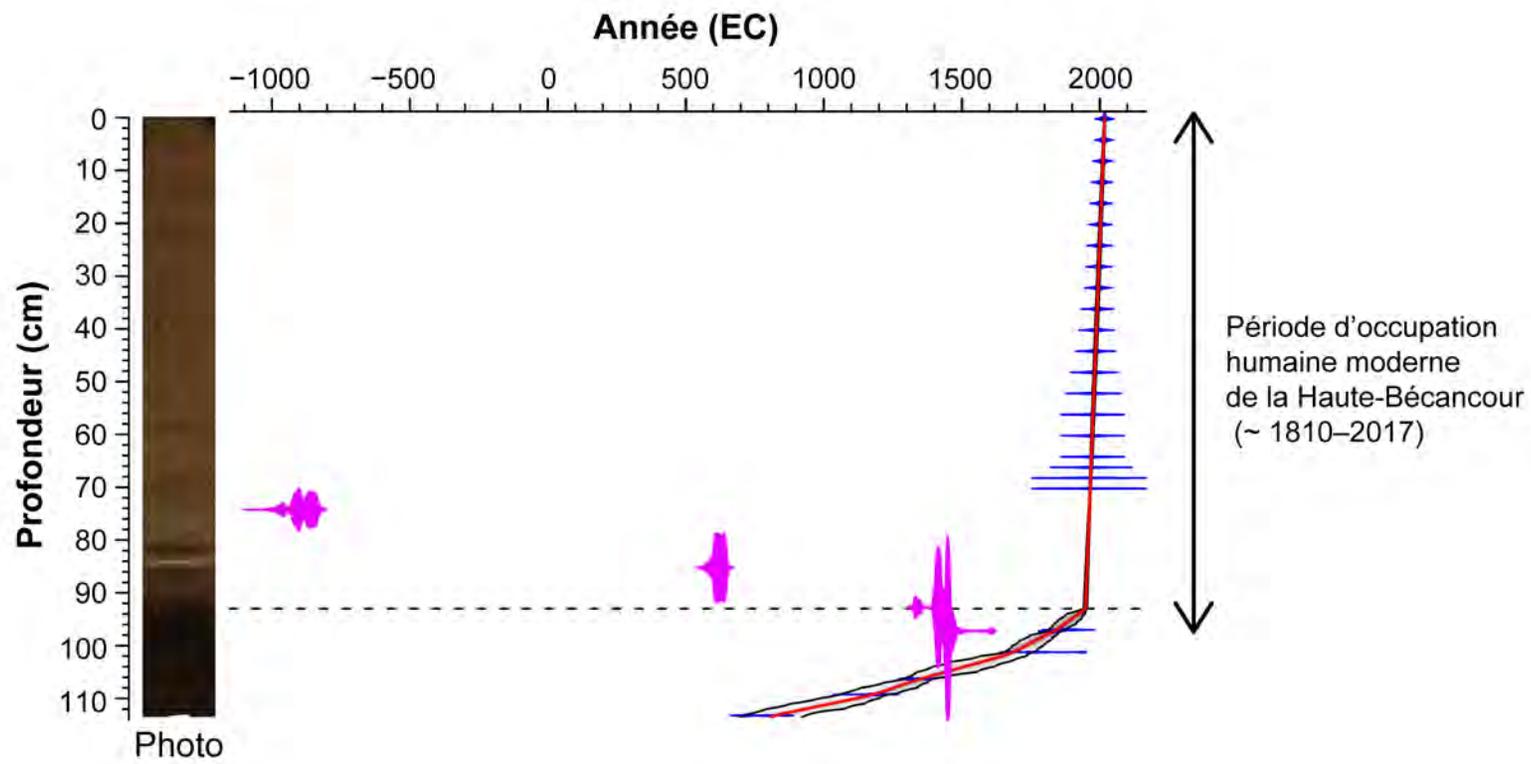


Figure 7.1. Présentation de la carotte de sédiments de l'étang Stater et de son modèle chronologique. Note : la photo illustre l'intérieur de la carotte (plan longitudinal). La ligne rouge représente la courbe d'âge associée aux différents niveaux de profondeurs. Les lignes noires délimitent les intervalles d'erreur (niveau de confiance de 95 %). Les marqueurs bleus désignent les dates qui ont été retenues afin d'établir le modèle, tandis que les marqueurs mauves représentent des dates qui ont été exclues. La ligne pointillée horizontale marque une coupure stratigraphique importante qui a été considérée pour l'élaboration du modèle chronologique.

810–2017 EC

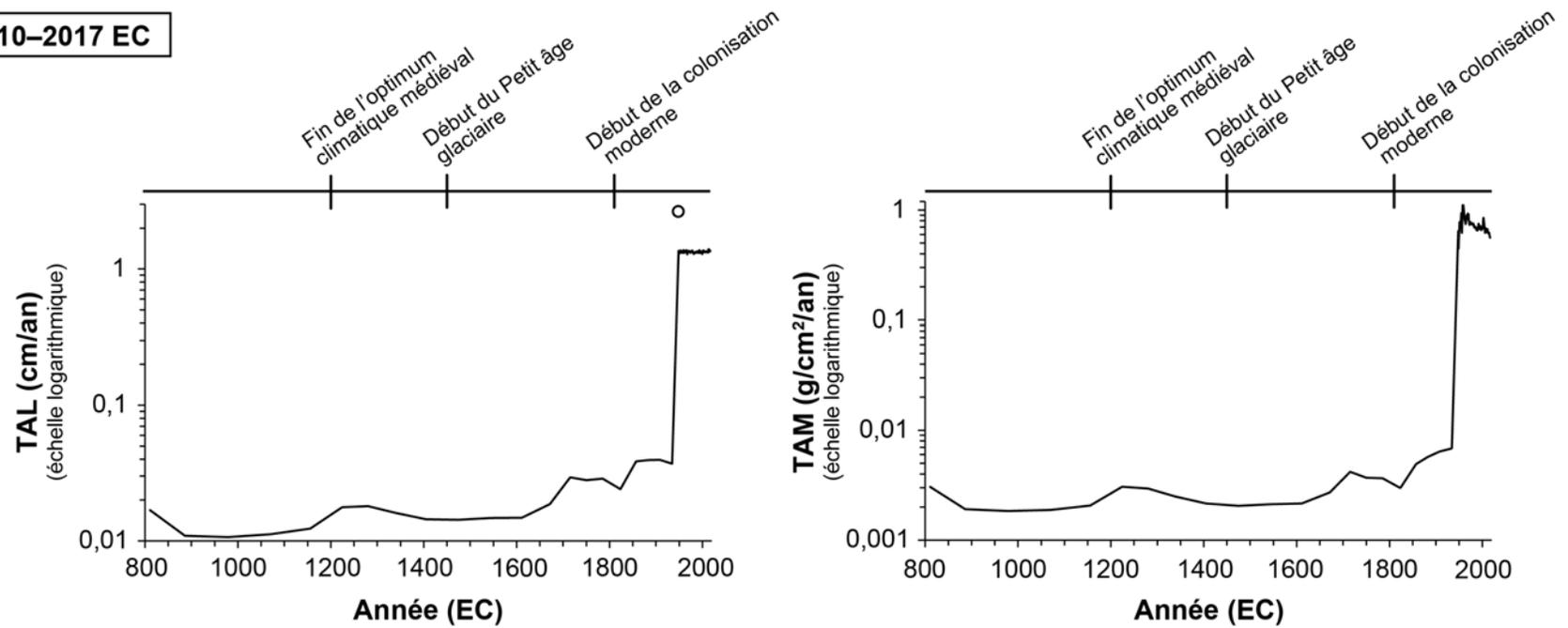


Figure 7.2. Évolution des taux d'accumulation linéaire (TAL; cm/an) et des taux d'accumulation massique (TAM; g/cm²/an) de sédiments à l'étang Stater. Note : les cercles vides désignent des valeurs aberrantes qui ont été exclues.

1750–2017 EC

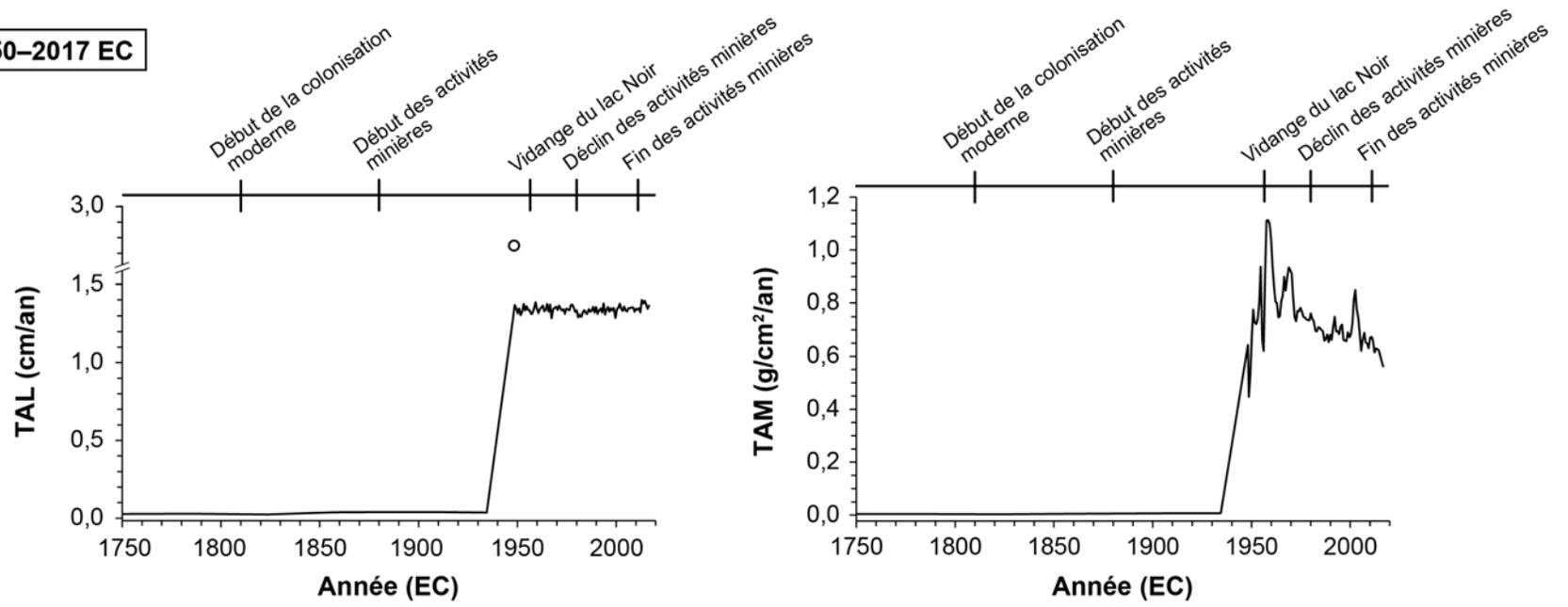


Figure 7.2. Suite.

± 2 EC, les taux d'accumulation linéaire de sédiments (non corrigés pour la compaction) ont maintenu une moyenne de 1,3 cm/an. Les taux d'accumulation massiques ont atteint un sommet de 1,11 g/cm²/an en 1958 ± 4 EC avant de progressivement décroître jusqu'à atteindre 0,56 g/cm²/an en 2017 ± 2 EC. Deux petits pics de 0,93 g/cm²/an et 0,85 g/cm²/an ont respectivement été atteints en 1969 ± 4 EC et 2003 ± 5 EC.

7.1.4 Propriétés physiques

Les sédiments précoloniaux de l'étang Stater présentent une faible densité et susceptibilité magnétique (Figure 7.3). Celles-ci augmentent abruptement au-dessus de 93 cm de profondeur (1948 ± 7 EC), puis à nouveau au-delà de 82 cm (1956 ± 5 EC). La densité atteint un pic important entre 80 et 75 cm (1957 ± 5 à 1961 ± 3 EC), puis se maintient à des valeurs élevées jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). La susceptibilité magnétique s'accroît davantage au-dessus de 67 cm (1967 ± 4 EC) et demeure également élevée dans le reste de la carotte.

La taille moyenne des grains varie entre 6,6 et 24,3 μm tout au long de la carotte (Figure 7.3), signifiant que les sédiments sont majoritairement composés de limons fins à grossiers. Les valeurs suivent une tendance à la hausse de 108,25 à 97,25 cm (1240 ± 120 à 1834 ± 27 EC), puis décroissent ensuite. Elles atteignent des minimums de 84,25 à 81,25 cm (1954 ± 6 à 1956 ± 5), ce qui concorde avec la période des travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Contrairement au reste de la carotte, cet horizon stratigraphique contient de l'argile (jusqu'à 18 %). La taille moyenne des grains présente une tendance à la hausse de 77,25 à 55,5 cm de profondeur (1959 ± 4 à 1976 ± 5 EC), puis demeure ensuite assez stable jusqu'en surface (2017 ± 2 EC).

7.1.5 Matière organique, carbone et azote

La concentration de matière organique suit une tendance à la hausse dans les sédiments précoloniaux de l'étang Stater (Figure 7.4). Elle atteint un maximum très élevé de 51,6 % à 97,25 cm de profondeur (1834 ± 27 EC), coïncidant avec les premières décennies d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour. Elle descend ensuite rapidement jusqu'à 89,25 cm de profondeur (1950 ± 7 EC) où elle atteint 8,8 %. Une nouvelle

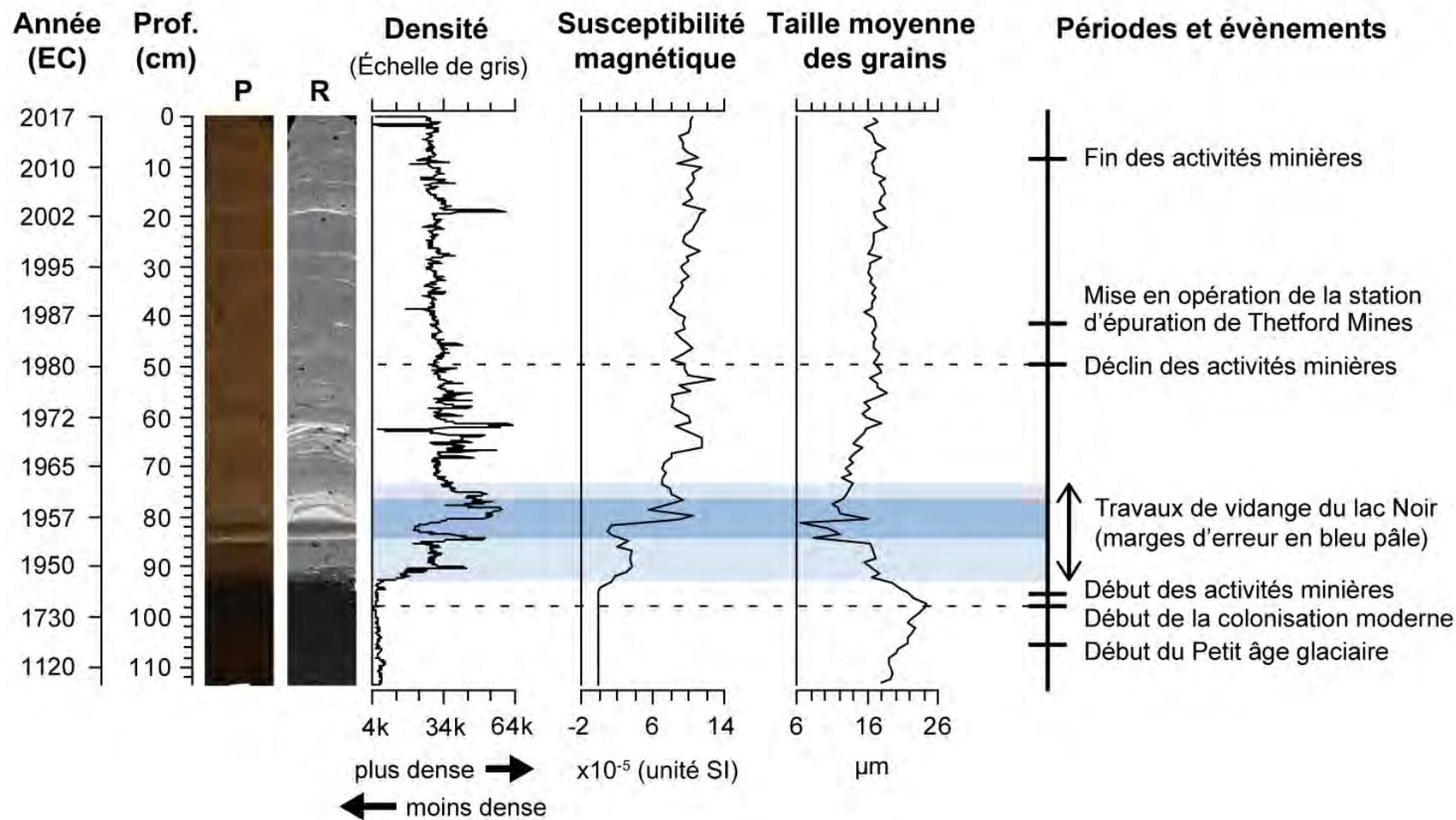


Figure 7.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments de l'étang Stater. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

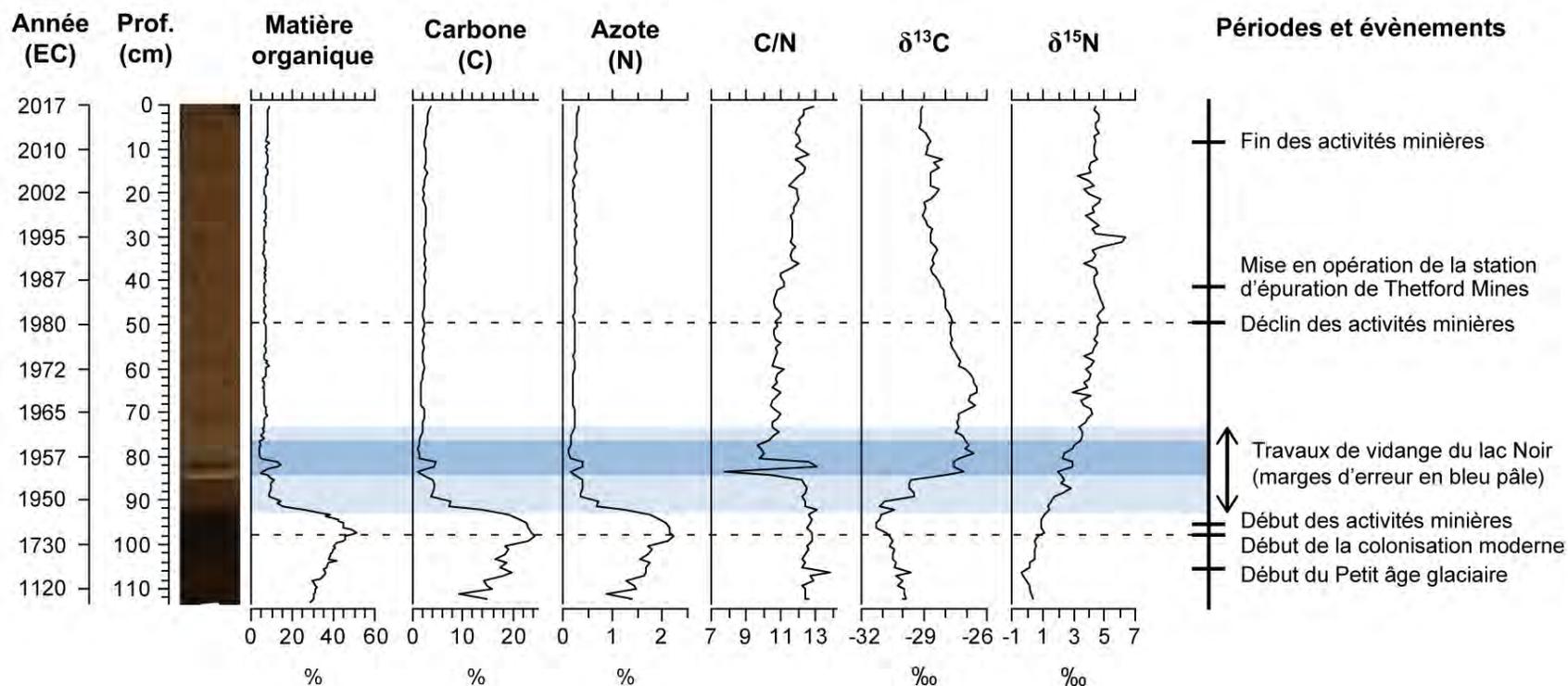


Figure 7.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments de l'étang Stater. Les rapports du carbone sur l'azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote 15 sur l'azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

diminution survient au-delà de 84,5 cm (1954 ± 6 EC). Entre 84,5 et 71 cm (1954 ± 6 EC à 1964 ± 3 EC), le contenu en matière organique atteint une valeur minimale de 4,1 %. Dans cet intervalle, un léger pic dans les valeurs de pourcentages (14,6 %) est toutefois aussi présent à 81,75 cm de profondeur (1956 ± 5 EC). Le contenu en matière organique de la carotte de sédiments ne varie pas beaucoup entre 71 à 0 cm (1964 ± 3 EC à 2017 ± 2 EC), alors qu'il demeure faible (5,5–8,8 %).

Les concentrations en carbone (1,0–24,5 %) et en azote (0,1–2,2 %) présentent les mêmes patrons de variation dans la carotte de sédiments que le taux de matière organique (Figure 7.4). Le rapport C/N des sédiments est quant à lui assez stable de 113,5 à 85 cm (810 ± 110 à 1954 ± 6 EC), variant autour d'une moyenne de 12,6. Il diminue ensuite abruptement pour atteindre une valeur minimale de 7,7 à la profondeur de 83,25 cm (1955 ± 5 EC). Il est brièvement plus élevé de 82,25 à 81,25 cm (1956 ± 5 EC) et redescend à nouveau dans les couches sus-jacentes de sédiments. Les valeurs varient peu de 75 à 38 cm (1961 ± 3 à 1989 ± 6 EC) et présentent une moyenne de 10,8. Elles augmentent par la suite jusqu'à 12,9 en surface (2017 ± 2 EC).

Le $\delta^{13}\text{C}$ des sédiments diminue de 113,5 à 95 cm (810 ± 110 à 1896 ± 44 EC) où l'on note une valeur minimale de -31,3 ‰ (Figure 7.4). Il augmente ensuite rapidement jusqu'à 83,25 cm (1955 ± 5 EC), puis plafonne aux alentours de -27,0 ‰. Les valeurs baissent à nouveau à partir de 61 cm de profondeur (1971 ± 5 EC) jusqu'en surface (2017 ± 2 EC) où -29,1 ‰ est atteint. Le $\delta^{15}\text{N}$ suit une tendance générale à la hausse de 106 à 46 cm (1370 ± 70 à 1983 ± 6), passant alors de 0,2 à 5,0 ‰ (Figure 7.4). Il est ensuite généralement un peu plus faible jusqu'en surface (2017 ± 2 EC), variant autour d'une moyenne de 4,4.

7.1.6 Métaux et autres éléments chimiques

La concentration absolue de la plupart des métaux et autres éléments chimiques présentés à la Figure 7.5 est faible dans les sédiments précoloniaux de l'étang Stater, puis augmente drastiquement dans les couches sus-jacentes. Seuls le calcium, le cadmium, le phosphore et le soufre présentent des patrons de variation différents.

Les ratios sur titane (qui permettent d'évaluer les changements de l'abondance des métaux dans la fraction minérale des sédiments) du magnésium, du chrome, du potassium

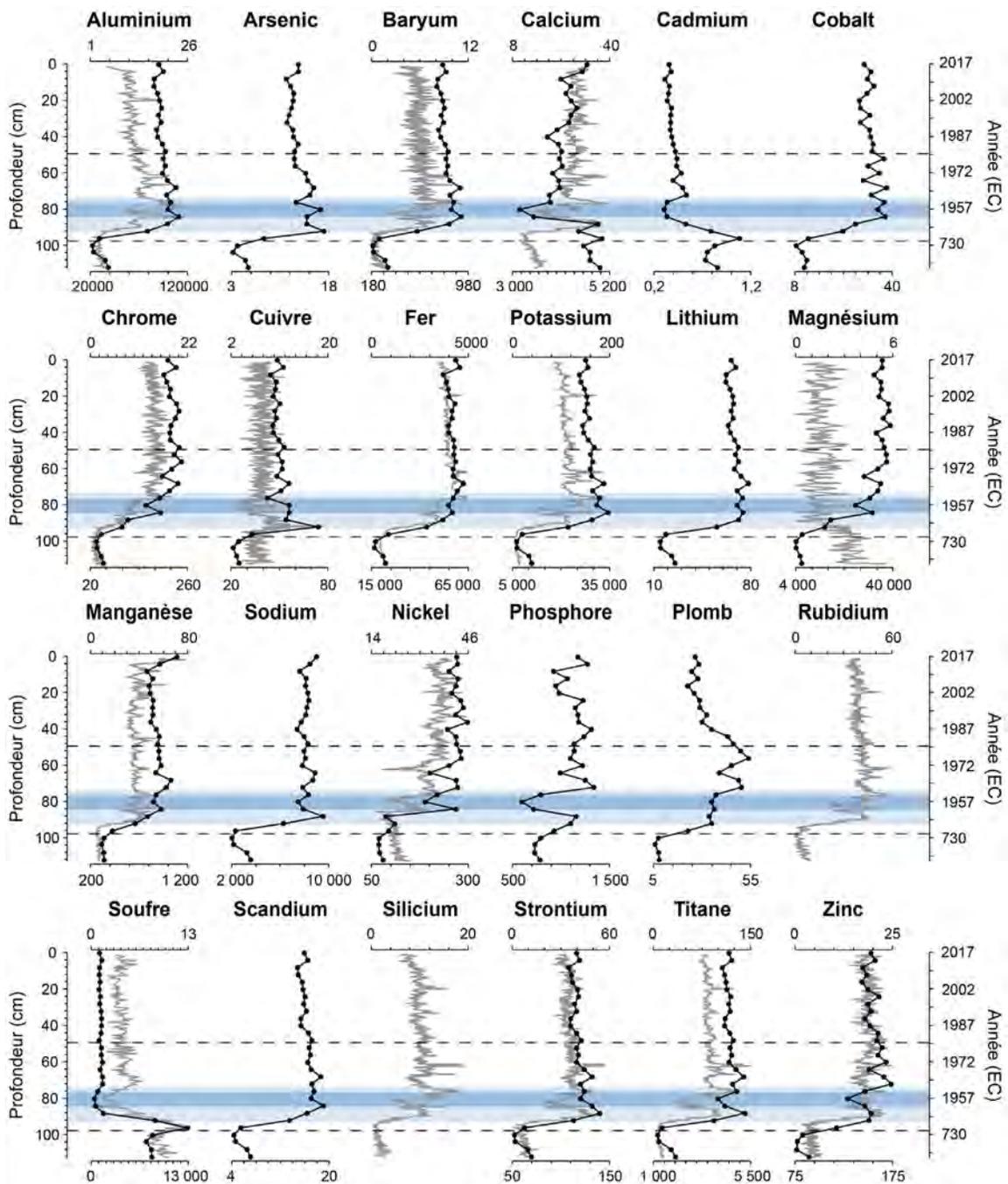


Figure 7.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments de l'étang Stater. Note : les courbes et points noirs (axes horizontaux inférieurs) représentent les données de concentrations (en mg/kg) établies par spectrométrie, tandis que les courbes grises (axes horizontaux supérieurs) correspondent aux données de concentrations relatives obtenues par microfluorescence X. Les zones colorées délimitent la période de travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC; marges d'erreur en bleu pâle), tandis que les traits pointillés inférieur et supérieur marquent respectivement le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

et, surtout, du nickel, du plomb, du cuivre, du calcium, du fer et du manganèse augmentent de 113,5 à 96 cm (810 ± 115 à 1870 ± 40 EC; [Figure 7.6](#)). Leurs valeurs diminuent ensuite de 96 à 88 cm (1870 ± 40 à 1951 ± 3 EC), à l'exception de celles du potassium. Les concentrations relatives en magnésium, chrome, nickel et fer bondissent à nouveau au-delà de 88 cm (1951 ± 6 EC), ce qui concorde avec la période avoisinant les travaux de vidange du lac Noir. Elles atteignent des valeurs encore plus élevées à partir de 56 cm de profondeur jusqu'en surface (1975 ± 5 EC à 2017 ± 2 EC). Les concentrations relatives en potassium, cuivre et manganèse augmentent aussi à partir de 88 cm (1951 ± 6 EC). Cependant, elles rediminuent ou demeurent à peu près constantes au-delà de 80 cm (1957 ± 5). Le ratio fer/manganèse descend de 113,5 à 100 cm, puis augmente à nouveau jusqu'à 92 cm (1948 ± 7 EC). Il est plus ou moins stable de 92 à 40 cm (1948 ± 7 à 1987 ± 6 EC), puis atteint des valeurs plus élevées dans les couches sus-jacentes.

Dans les couches de sédiments déposées depuis 1960 EC, c'est le magnésium qui présente les plus importants facteurs d'enrichissement (1,9–2,9), suivi du plomb (1,1–2,5; surtout abondant avant 1987 ± 6 EC), du chrome (1,4–1,9), du nickel (0,9–1,4), du lithium (1,2–1,3), du potassium (1,1–1,2) et du sodium (1,0–1,2; [Figure 7.7](#)).

7.1.7 Amiante

Aucune trace d'amiante n'a été détectée dans les sédiments de l'étang Stater déposés avant le début des activités minières à Thetford Mines (~ 1880 EC ; [Figures 7.8–7.9](#)). Les niveaux 93,0–93,5 cm ($\sim 1941 \pm 12$ EC), 87,0–87,5 cm ($\sim 1952 \pm 6$ EC) et 79,5–80,0 cm ($\sim 1958 \pm 5$ EC) présentent cependant une teneur en chrysotile de 1,3 à 4,0 %. Les concentrations en amiante augmentent davantage dans les couches de sédiments déposés de 1960 à 1980 EC, suivant la vidange du lac Noir. Elles atteignent alors des valeurs maximales de 4,1 à 5,2 %, (incluant 0,0 à 1,1 % d'amiante actinolite). Elles sont par la suite un peu plus faibles dans les couches sus-jacentes (2,8–3,2 %; incluant des traces d'actinolite et de trémolite), déposées lors de la période de déclin et de fin des activités minières.

Les taux d'accumulation d'amiante étaient globalement très faibles en 1941 ± 12 EC à l'étang Stater ($0,09$ mg/cm²/an; [Figure 7.10](#)). Ils ont cependant augmenté très rapidement par la suite jusqu'à atteindre un maximum de $38,59$ mg/cm²/an en 1980 ± 6 EC. Ils sont depuis plus faibles ($17,21$ – $24,42$ mg/cm²/an).

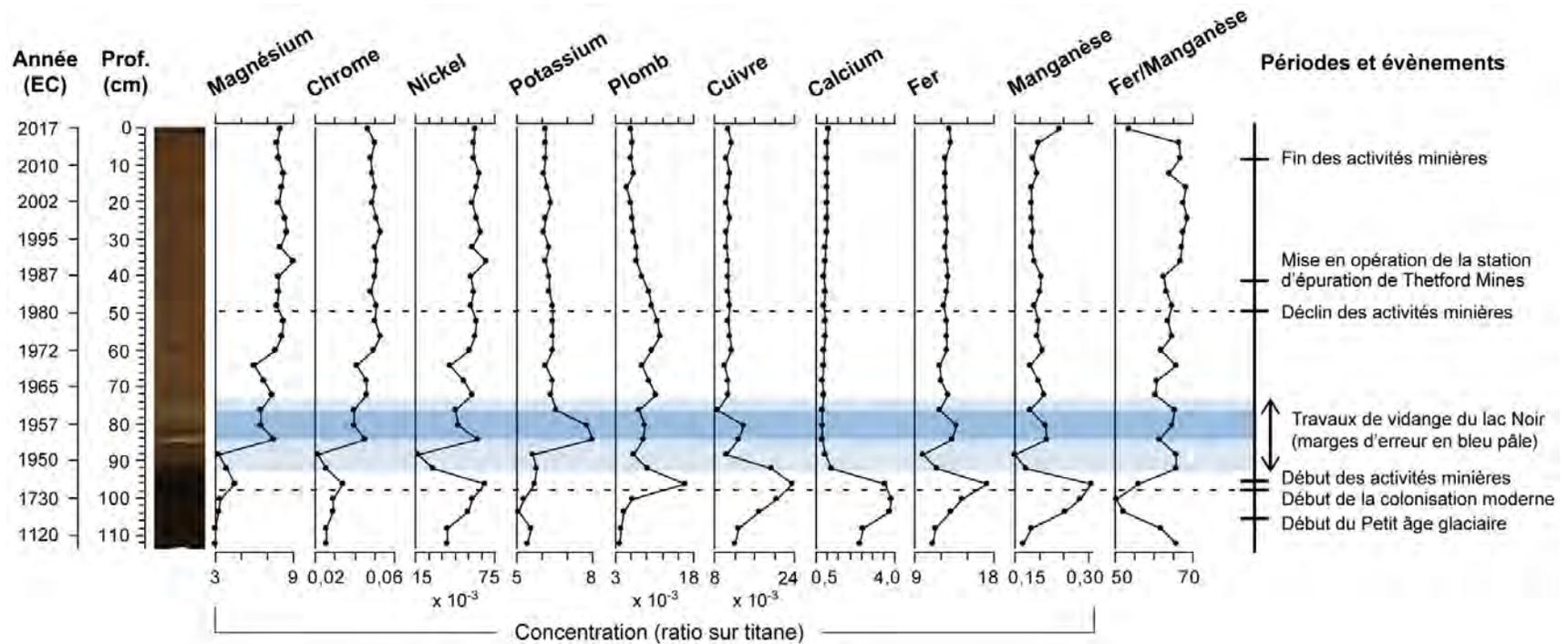


Figure 7.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux dans la carotte de sédiments de l'étang Stater. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

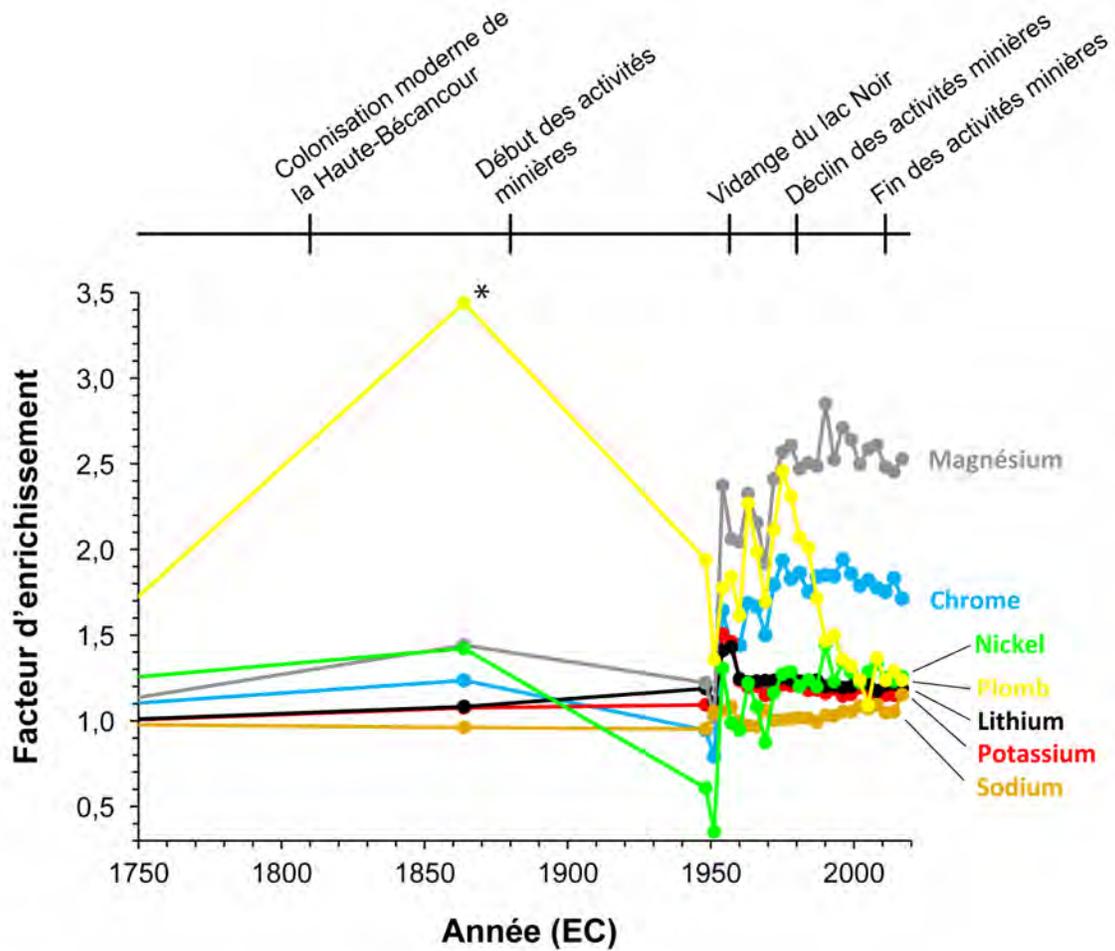


Figure 7.8. Évolution du facteur d'enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents de l'étang Stater (1750–2017 EC). Note : les métaux présentés sont ceux ayant les facteurs les plus élevés depuis la colonisation moderne de la Haute-Bécanour (~ 1810 EC). * Valeur douteuse.

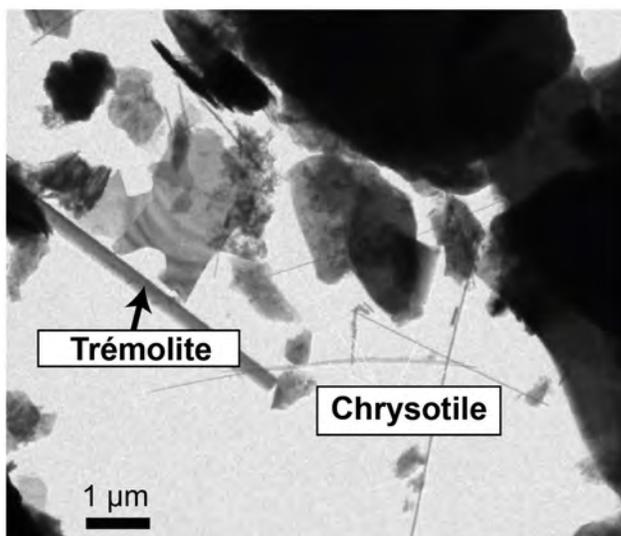


Figure 7.7. Photographie de fibres de trémolite et de chrysotile présentes au niveau 0,0–1,0 cm de la carotte de sédiments de l'étang Stater (grossissement 1100x).

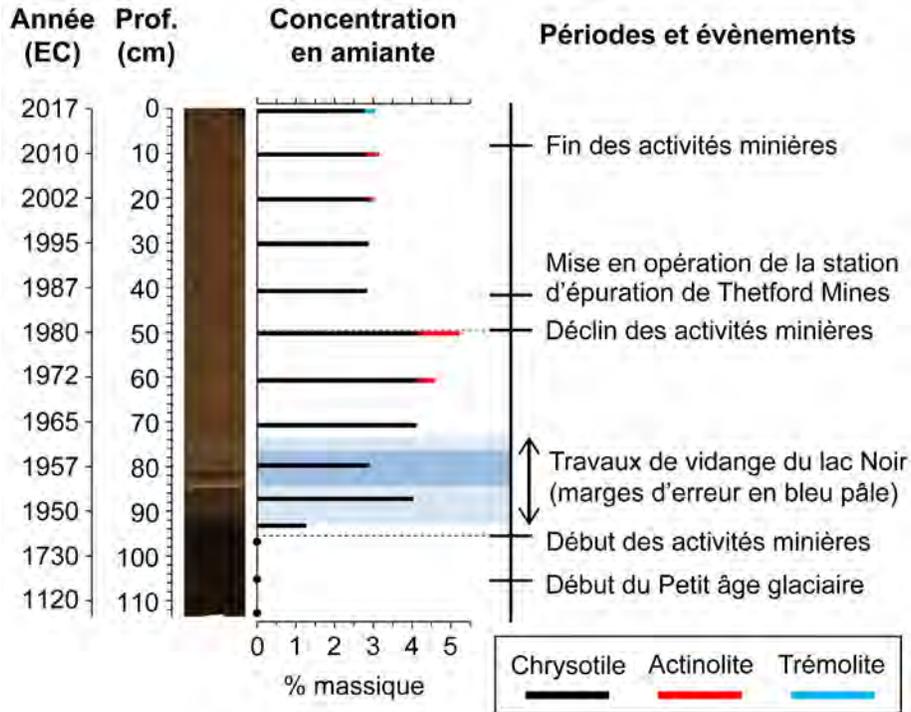


Figure 7.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments de l’étang Stater. Note : les traits pointillés marquent le début des activités minières d’amiante dans la Haute-Bécanour (~ 1880 EC) et le début du déclin de l’industrie minière régionale (1980 EC).

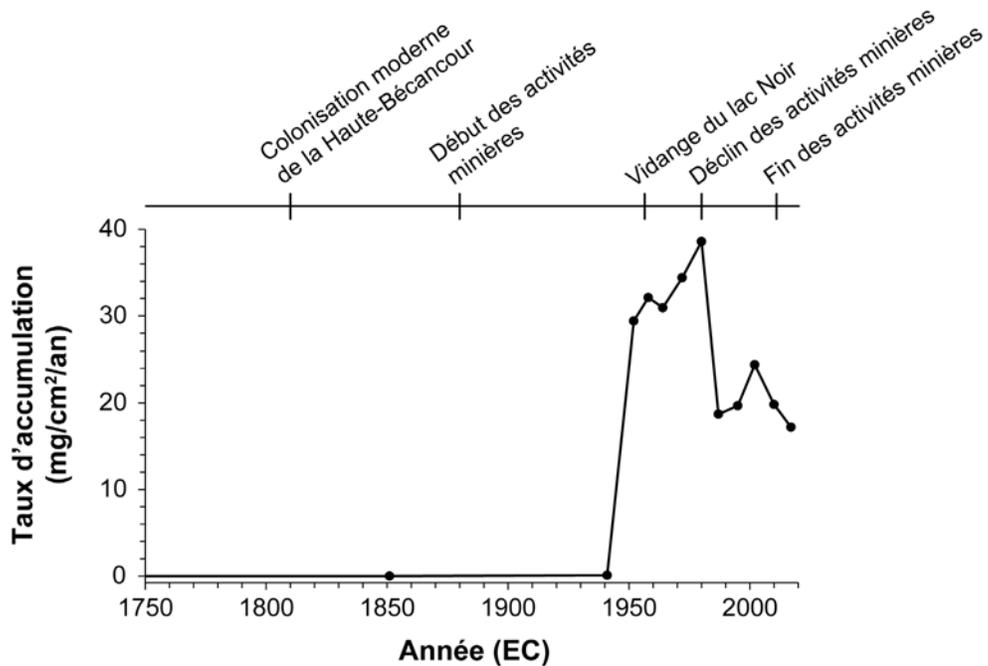


Figure 7.10. Évolution du taux d’accumulation de fibres d’amiante dans les sédiments récents de l’étang Stater (1750–2017 EC).

7.2 Discussion

7.2.1 État naturel

Un « mythe » commun sur l'étang Stater est qu'il aurait été créé durant la vidange du lac Noir. En réalité, ce petit plan d'eau existait déjà auparavant et il n'a été qu'agrandi suivant la construction de son barrage et de sa digue en 1954 EC. Les photographies aériennes historiques de 1928 et 1950 EC (Figure A2), de même que les plus vieux plans de la région témoignent de sa préexistence (Figure 7.11). La forme originelle de l'étang est par ailleurs facilement perceptible dans les courbes de sa bathymétrie (Figure A9).

Les évidences paléolimnologiques indiquent que l'étang Stater existe depuis plus de 1200 ans. Contrairement à aujourd'hui, ses taux de sédimentation étaient autrefois très faibles, ce qui peut s'expliquer par le fait que la rivière Bécancour ne l'alimentait pas (du moins, pas de façon permanente) et que son bassin versant était vraisemblablement très petit. Bien que les assemblages fossiles de diatomées de ses sédiments n'aient pu être analysés de manière approfondie en raison de contraintes de temps, des observations préliminaires ont révélé qu'ils étaient originellement dominés par plusieurs taxons de petites diatomées benthiques de type fragilarioïde. Ce genre d'assemblage est généralement indicateur d'eaux peu profondes et pauvres en nutriments (Bouchard et al., 2004; Schmidt et al., 2004), ce qui suggère que l'étang était naturellement oligotrophe.



Figure 7.11. Représentations historiques de l'étang Stater (encadrés rouges) datant d'avant la vidange du lac Noir. [Illustrations originales en provenance du Fonds Ministère des Terres et Forêts – Collections BANQ]

7.2.2 Évolution postcoloniale

7.2.2.1 Développement initial du territoire (~ 1810–1945 EC)

Les résultats démontrent que le développement du canton d'Ireland suivant la colonisation humaine moderne a eu certains impacts sur l'étang Stater. Les années ~ 1830 à 1945 EC concordent avec une diminution progressive du pourcentage de matière organique et de la taille moyenne des grains de sédiments, laquelle est accompagnée d'une légère augmentation de la concentration relative (ratios sur Ti) d'éléments détritiques tels que le potassium. Cela indique que l'étang a commencé à recevoir de plus importants apports de matière minérale fine, ce qui a résulté en une légère hausse de ses taux de sédimentation. L'augmentation parallèle des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments suggère que la croissance d'algues a aussi été stimulée (Meyers, 2009). Ces changements peuvent être principalement attribués au défrichement des terres ceinturant l'étang et aux activités agricoles qui s'y sont déroulées. Les modifications sédimentaires sont cependant somme toute légères, ce qui laisse croire qu'une bande végétale importante a en tout temps été préservée en bordure de l'étang Stater.

Par ailleurs, la présence de 1,3 % d'amiante au niveau 93,0–93,5 cm (1941 \pm 12 EC) de la carotte de sédiments, alors que les couches sous-jacentes n'en contenaient pas, démontre que les activités minières menées à Thetford Mines et Black Lake ont contaminé l'étang Stater avant même la vidange du lac Noir. Comme l'étang n'était à ce moment pas encore connecté à la rivière Bécancour, on peut présumer que les apports de fibres d'amiante sont majoritairement survenus par voie aérienne. Il est également possible que le plan d'eau recevait occasionnellement certains polluants en provenance de la rivière lors de crues importantes.

7.2.2.2 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC)

La diminution brusque du taux de matière organique de 93 à 89,25 cm de profondeur témoigne de perturbations majeures survenues entre 1948 et 1950 EC (âges de probabilité moyenne). En considérant l'intervalle d'erreur associé à ces dates (1941–1956 EC), il est permis d'associer ce changement sédimentologique important au début des travaux de vidange du lac Noir. En fait, il est probablement attribuable à la construction du

barrage et de la digue de l'étang Stater en 1954 EC. Nos résultats suggèrent que ces travaux, ainsi que l'enneigement et le lessivage subséquents des terrains entourant l'étang originel ont entraîné la déposition d'une grande quantité de sédiments riches en matière minérale. D'autres travaux préparatoires présumément réalisés en 1954 EC, tels que l'élargissement et la désobstruction d'une portion de la rivière Bécancour (voir [section 3.11](#)), ont pu aussi contribuer à ces apports importants. La succession de minces couches distinctes de sédiments (laminations) à compter de 85,5 cm de profondeur (1953 ± 6 EC; [Figure 7.12](#)) marque vraisemblablement le début de l'excavation et du drainage du lac Noir en 1955 EC. La plupart d'entre elles correspondent sans doute à des sédiments qui ont été aspirés de ce plan d'eau. On distingue notamment des dépôts bruns et gris qui ont pu respectivement faire partie des couches superficielles de sédiments organiques et des couches argileuses plus profondes du lac Noir (Piette, 1953).

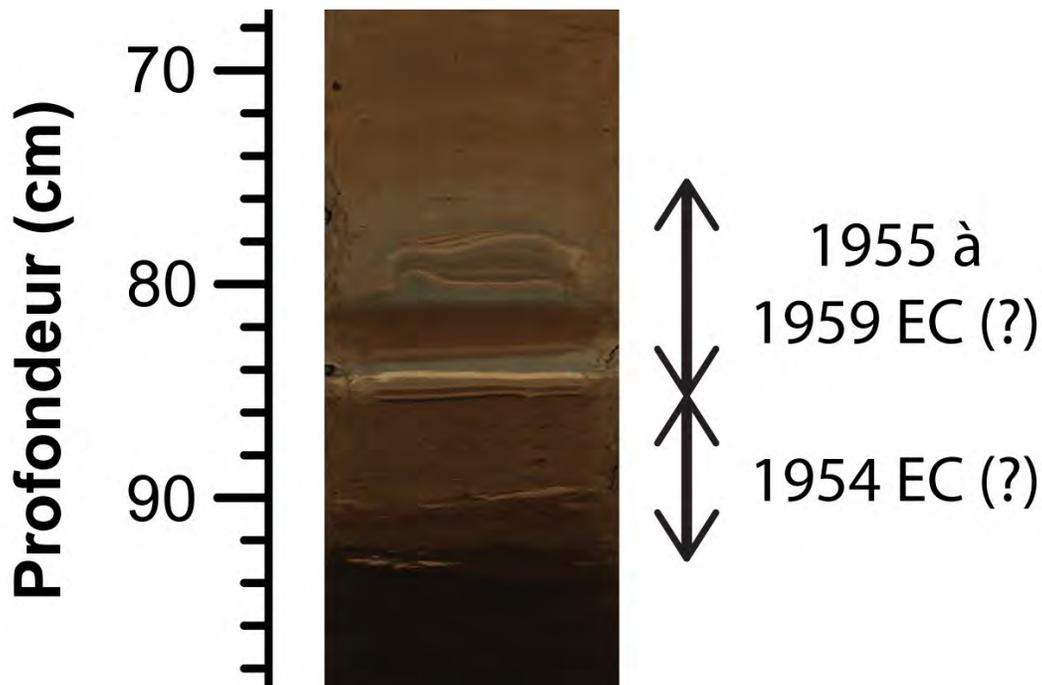


Figure 7.12. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposés dans l'étang Stater durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Note : les couches (75 à 93 cm de profondeur) ont été déterminées à partir du modèle chronologique (en considérant les marges d'erreur associées aux dates) et de l'observation de la stratigraphie.

En se basant sur la stratigraphie et le modèle chronologique, on peut estimer que ce sont environ 10,5 cm de sédiments qui ont été déposés dans l'étang Stater durant la vidange du lac Noir de 1955 à 1959. En considérant aussi la construction du barrage et de la digue en 1954, ce chiffre passe à 18 cm. Nos résultats démontrent donc qu'une grande quantité de sédiments se sont retrouvés dans la rivière Bécancour et l'étang Stater malgré l'utilisation durant les travaux de plusieurs bassins de sédimentation/décantation situés en amont. Ceci est sûrement en partie attribuable au fait que davantage de matériel a été retiré du lac Noir que ce qui était initialement prévu (voir [section 3.5.2.2](#)). Par conséquent, la capacité de rétention des bassins a vraisemblablement été excédée. Selon le témoignage d'un riverain et ancien travailleur de la mine du Lac d'Amiante, la digue située entre la route Chrétien et la rivière Bécancour à Irlande aurait d'ailleurs cédé en 1957 ou 1958 EC entraînant alors d'importantes coulées de sédiments vers l'eau (APLTI, comm. pers.). Cet évènement pourrait concorder avec l'épaisse couche de sédiments brunâtres présente entre 81,5 et 83 cm. D'autres bris de structures ont aussi pu survenir au cours des travaux de vidange.

Un autre changement important associé à la vidange du lac Noir est la diminution abrupte des valeurs de C/N et l'augmentation du $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments, lesquelles témoignent de l'eutrophisation très rapide de l'étang Stater (Meyers, 2009). Cette évolution peut être attribuée à l'arrivée importante d'eaux usées municipales en provenance de Black Lake et Thetford Mines suivant sa connexion avec la rivière Bécancour et, à l'inverse, la déconnexion du lac Noir.

7.2.2.3 Période post-vidange (1960–1980 EC)

Dans les décennies qui ont suivi la vidange du lac Noir, les sédiments de l'étang Stater ont maintenu de faibles teneurs en matière organique et des taux d'accumulation très élevés. Ce résultat indique que l'étang Stater a continué de recevoir de très grandes quantités de matière minérale. Mis à part le plomb, ce sont les concentrations relatives en magnésium et en chrome qui ont le plus augmenté dans les sédiments déposés entre 1960 et 1980 EC. Les facteurs d'enrichissement de ces métaux sont largement supérieurs à ceux d'autres éléments détritiques de référence, tels que le potassium et le sodium. Ce résultat indique que la source dominante de sédiments qui alimente l'étang Stater depuis 1960 EC, et qui

est donc principalement responsable des taux d'accumulation importants de matière minérale, est anormalement riche en magnésium et en chrome. Basé sur les résultats présentés à la [section 5](#), il ne fait aucun doute que les haldes minières situées en amont constituent cette source et, donc, qu'elles s'érodent vers la rivière Bécancour.

Les concentrations relatives initialement un peu plus faibles en magnésium et en chrome entre 1960 et 1976 EC concordent avec une taille moyenne de grains également un peu plus faibles et des taux d'accumulation massiques plus élevés. Nous croyons qu'il s'agit d'une période où le matériel fraîchement excavé du lac Noir et disposé le long de la rivière Bécancour a continué à s'éroder activement vers la rivière Bécancour. Tel que précédemment mentionné, ce matériel contenait des sédiments argileux, c'est-à-dire à fine granulométrie (Piette, 1953). Il contenait aussi des concentrations présumément moins importantes en magnésium et en chrome que les résidus miniers. Entre 1960 et 1976 EC, plusieurs travaux importants ont également été réalisés le long ou au sein de la rivière Bécancour (voir [section 3.11](#)). L'augmentation des concentrations relatives en magnésium et en chrome et la diminution des taux d'accumulation massiques après ces dates reflètent la réduction du nombre et de l'intensité des événements perturbateurs dans le bassin versant et, vraisemblablement, une stabilisation du matériel excavé du lac Noir. Inversement, elles indiquent aussi une moins grande dilution et une plus grande concentration de résidus miniers dans les sédiments.

Par ailleurs, nos résultats démontrent que les apports importants de résidus miniers et l'intensification des activités minières entre 1960 et 1980 EC ont accentué considérablement la contamination en amiante de l'étang Stater. Au point de vue biochimique, les valeurs toujours faibles du rapport C/N et encore élevées des $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments indiquent que la croissance d'algues dans l'étang Stater est demeurée forte, suivant les changements écologiques précédemment amorcés durant la période de vidange du lac Noir.

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

Les sédiments de l'étang Stater déposés entre 1980 et 2017 EC ont maintenu des facteurs d'enrichissement en magnésium et en chrome très élevés. Ce résultat indique qu'ils sont toujours constitués de grandes concentrations de résidus miniers. Par conséquent, on peut

conclure que les haldes minières s'érodent toujours de manière importante vers la rivière Bécancour malgré leur apparente cimentation et stabilisation naturelles suivant le déclin et la fin des activités minières d'amiante dans la région de Thetford Mines. La diminution progressive des taux massiques d'accumulation de sédiments qui s'est poursuivie de 1976 à 2017 EC dans l'étang Stater peut être attribuée à son détachement hydrologique progressif découlant de l'évolution géomorphologique de ce secteur. Historiquement, dans les premières années suivant la vidange du lac Noir, la rivière Bécancour débouchait directement dans l'étang Stater (Mercier, 2019; [Figure A2](#)). Cependant, au fil des années, plusieurs dépôts sédimentaires se sont formés et ont isolé la rivière Bécancour le long de l'étang Stater jusqu'à ce qu'elle atteigne presque directement son barrage. Nos résultats démontrent que l'étang Stater a somme toute toujours continué à accumuler des quantités très importantes de sédiments. Son rôle de bassin de sédimentation a été amoindri au fil du temps, mais a toujours été maintenu.

Bien que la concentration de résidus miniers dans les sédiments de l'étang Stater est demeurée similaire après 1980 EC, les taux d'accumulation des fibres d'amiante ont diminué. Ce résultat démontre qu'une grande proportion de la contamination en amiante provenait précédemment d'apports atmosphériques. La qualité de l'air s'est grandement et rapidement améliorée à Thetford Mines dans les années 1980 EC, suivant le déclin des activités minières (Lajoie, 2003).

Les valeurs plus élevées du rapport C/N et généralement plus faibles du $\delta^{13}\text{C}$ des sédiments déposés depuis 1989 ± 6 EC suggèrent que la croissance d'algues a légèrement diminué dans l'étang Stater. Ce changement peut être attribué à la mise en fonction de la station d'épuration de Thetford Mines en 1986 EC qui aura eu comme effet de diminuer la concentration de nutriments dans la rivière Bécancour et, donc, dans l'étang Stater. Étrangement, la diminution de la concentration relative de manganèse et l'augmentation du ratio fer/manganèse des sédiments déposés depuis 1989 ± 6 EC suggèrent cependant que le taux d'oxygène dans l'hypolimnion est désormais plus faible (Engstrom et Wright, 1984). Cela pourrait être attribuable à l'isolement progressif de l'étang Stater survenu au cours des dernières décennies. On peut penser que cette évolution a diminué les apports d'eaux oxygénées en provenance de la rivière Bécancour et réduit le brassage de l'eau.

7.2.3 Niveaux modernes d'accumulation et de contamination des sédiments

Les taux d'accumulation de sédiments dans l'étang Stater sont extrêmes. Le taux massique « actuel » ($\sim 0,6 \text{ g/cm}^2/\text{an}$ en 2017 EC) est largement supérieur à ce qui est normalement observé dans les lacs de l'est du Canada affectés par des activités humaines ($< 0,25 \text{ g/cm}^2/\text{an}$; Baud et al., 2022). Bien que le niveau d'eau de l'étang ait récemment été rehaussé de $\sim 50 \text{ cm}$ à la suite de la réfection de son barrage en 2017 EC (Chum, 2017), ce milieu demeure très peu profond. Si le rythme de sédimentation linéaire de $1,3 \text{ cm/an}$ est maintenu, il pourrait devenir une tourbière dans un horizon de 100 ans (ou moins). Son efficacité en tant que bassin de sédimentation diminuera jusqu'à devenir nul.

Les sédiments modernes de l'étang Stater, déposés depuis la vidange du lac Noir, sont chargés en métaux. Les concentrations élevées en chrome et nickel, découlant des apports importants en résidus miniers, dépassent largement les plus hauts échelons des critères de qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec pour ces deux métaux (respectivement les seuils d'effets fréquents et occasionnels; [Tableau 7.1](#)). Les concentrations en plomb et zinc excèdent aussi le seuil d'effets occasionnels (CEO) sur les organismes aquatiques. La teneur en cuivre est quant à elle au-delà du seuil pouvant avoir un impact (CSE). L'étang Stater est un milieu qui présente une grande biodiversité (Desroches, 2000a, b), mais qui est possiblement restreinte par ces concentrations élevées en métaux dans les sédiments.

Les concentrations en amiante dans les sédiments modernes de l'étang Stater sont en apparence également assez élevées (2,8–5,2 %). Tel que précédemment discuté, il n'y a malheureusement aucun seuil de toxicité ayant été établi pour ce contaminant dans les sédiments ou le sol (WDOH, 2008; BAPE, 2020). Il est donc difficile d'évaluer les contraintes écologiques qu'elles induisent potentiellement.

Tableau 7.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments de l'étang Stater vis-à-vis les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007). Note : les chiffres surlignés en bleu représentent les critères excédés par les sédiments modernes du lac pour chaque substance chimique.

	CER	CSE	CEO	CEP	CEF	Sédiments précoloniaux (97,75–113,5 cm) ^a	Sédiments modernes (0–76,25 cm) ^b
Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23	3,2–5,6	11,4–15,7
Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12	0,73–0,86	0,31–0,53
Chrome	25	37	57	90	120	35–52	191–245
Cuivre	22	36	63	200	700	21–25	42–56
Nickel	ND	ND	47	ND	ND	69–80	201–298
Plomb	25	35	52	91	150	5,8–8,3	23–54
Zinc	80	120	170	310	770	77–90	144–174

CER : concentration d'effets rares

CSE : concentration seuil produisant un effet

CEO : concentration d'effets occasionnels

CEP : concentration produisant un effet probable

CEF : concentration d'effets fréquents

^a Période couverte : 810–1810 EC

^b Période couverte : 1960–2017 EC

7.3 Conclusions et recommandations

Les évidences paléolimnologiques démontrent que l'étang Stater a accumulé d'importantes quantités de résidus miniers depuis la vidange du lac Noir. Elles fournissent ainsi une preuve que les haldes minières de la région de Thetford Mines s'érodent de façon massive vers la rivière Bécancour, laquelle achemine ensuite la matière minérale vers l'aval. En raison de ce contexte particulier, l'étang Stater présente des taux de sédimentation extrêmes (~ 1,3 cm/an). Ceux-ci sont toujours demeurés élevés malgré le détachement hydrologique survenu au cours des dernières décennies et la détérioration progressive du barrage. L'étang a donc toujours maintenu un rôle important de bassin de sédimentation pour les lacs situés en aval. Son efficacité a assurément été encore davantage rehaussée suivant les travaux de réfection du barrage réalisés vers la fin de l'année 2017 EC.

En raison des apports importants de résidus miniers, les sédiments de l'étang Stater sont aussi fortement enrichis en métaux lourds (chrome et nickel) et en amiante. De plus, le plan d'eau présente des eaux de très mauvaise qualité. Nos résultats ont démontré que

c'est sa connexion avec la rivière Bécancour durant les travaux de vidange du lac Noir qui a mené à son eutrophisation très rapide. Considérant que l'étang Stater est un milieu riche en biodiversité, il mérite d'être protégé, ce qui pourrait être fait en réduisant les apports en sédiments et en nutriments venant de l'amont. Même si toute source de pollution cessait immédiatement, on peut penser que l'étang Stater maintiendrait cependant tout de même un mauvais état de santé pendant une longue période de temps (plusieurs décennies ?) puisqu'il accumule des contaminants depuis fort longtemps. Le faible taux d'oxygénation à la surface de ses sédiments (voir [Tableau 2.1](#)) est notamment propice à un relargage de phosphore et, donc, à un maintien de conditions (hyper)eutrophes (Jeppesen et al., 2005; Nürnberg, 2009). Éventuellement, une caractérisation des apports internes de phosphore, à l'image de celle réalisée par Labrecque et al. (2012) au lac Nairne (Charlevoix), pourrait être entreprise à l'étang Stater afin de mieux évaluer l'importance de ce facteur.

À la lumière de nos analyses et conclusions, nous émettons ces recommandations :

- ❖ Renforcer les bandes végétales riveraines dans les bassins versants des rivières Bécancour et au Pin;
- ❖ Freiner l'érosion et le transport de résidus miniers amiantés vers la rivière Bécancour. À cet effet, voir les analyses et propositions formulées par Potvin et al. (2021), ainsi que le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022);
- ❖ Freiner les rejets d'eaux usées non traitées dans la rivière Bécancour. Voir analyses et propositions de Potvin et al. (2021);
- ❖ Aménager un bassin de rétention des nutriments et des sédiments sur le parcours de la rivière Bécancour, entre la sortie de Thetford Mines et l'étang Stater. Par exemple, la rivière pourrait être détournée vers le puits minier de la mine Lac d'Amiante. Voir analyses et propositions de Chum (2020) et le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022).

8. Lac à la Truite

8.1 Résultats

8.1.1 Description générale de la carotte

La carotte de sédiments du lac à la Truite présente une longueur de 110 cm (Figure 8.1). Elle est composée de deux grands horizons stratigraphiques. Le premier (0–48,5 cm) est constitué de sédiments de couleur généralement brun pâle, apparaissant grisonnants à la lumière du jour. Quelques couches distinctes de sédiments aux couleurs variables se succèdent de 38,75 à 48,5 cm et dénotent d'importantes perturbations survenues dans l'histoire passée du lac. Le deuxième horizon stratigraphique (48,5–110 cm) est formé de sédiments assez homogènes de couleur brun foncé.

8.1.2 Chronologie

La carotte de sédiments couvre les derniers ~ 1020 ans d'histoire du lac à la Truite (Figure 8.1). D'après le modèle chronologique établi, la période d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810–2017 EC) correspond aux niveaux de 0 à 63,25 cm. Les niveaux de 63,25 à 110 cm ont été déposés entre 1000 et 1810 EC. Le début des périodes d'amorce (~ 1880 EC) et de déclin (1980 EC) des activités minières d'amiante peut être associé aux profondeurs de 55,75 et 22,75 cm, respectivement.

8.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments

Les reconstitutions basées sur le modèle chronologique indiquent que les taux d'accumulation de sédiments au lac à la Truite étaient faibles avant 1790 ± 30 EC, variant entre 0,05 et 0,07 cm/an (0,03–0,04 g/cm²/an; Figure 8.2). Durant cette période, c'est de 1670 ± 70 à 1790 ± 30 EC que les valeurs les plus basses ont été atteintes. Les taux d'accumulation ont augmenté vers le début de la colonisation moderne, atteignant 0,10 cm/an (0,05 g/cm²/an) en 1816 ± 28 EC. Ils ont ensuite maintenu une légère tendance à la hausse jusqu'en 1945 ± 11 EC, variant alors entre 0,10 et 0,12 cm/an (0,05–0,06 g/cm²/an).

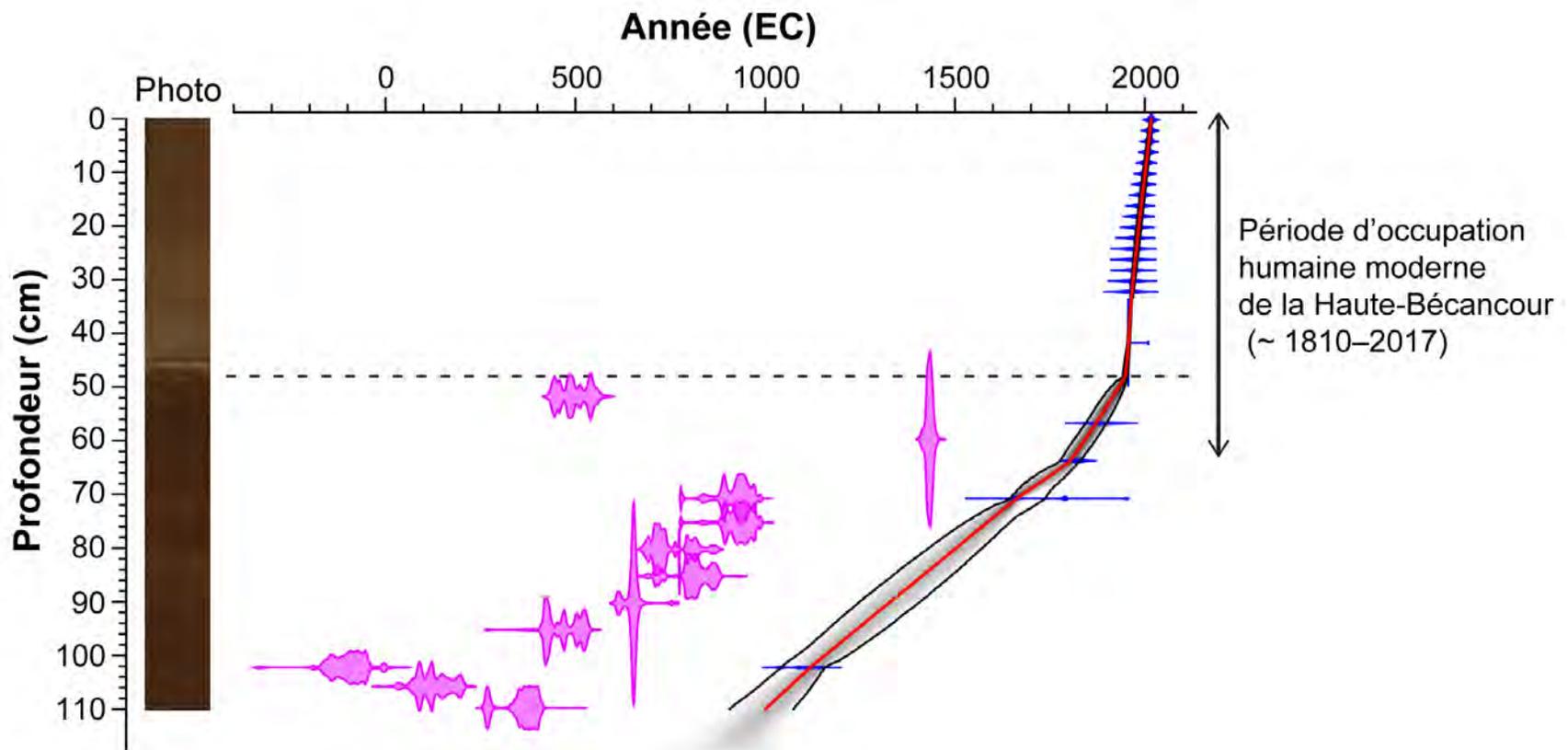


Figure 8.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac à la Truite et de son modèle chronologique. Note : la photo illustre l'intérieur de la carotte (plan longitudinal). La ligne rouge représente la courbe d'âge associée aux différents niveaux de profondeurs. Les lignes noires délimitent les intervalles d'erreur (niveau de confiance de 95 %). Les marqueurs bleus désignent les dates qui ont été retenues afin d'établir le modèle, tandis que les marqueurs mauves représentent les dates qui ont été exclues. La ligne pointillée horizontale marque une coupure stratigraphique importante qui a été considérée pour l'élaboration du modèle chronologique.

1000–2017 EC

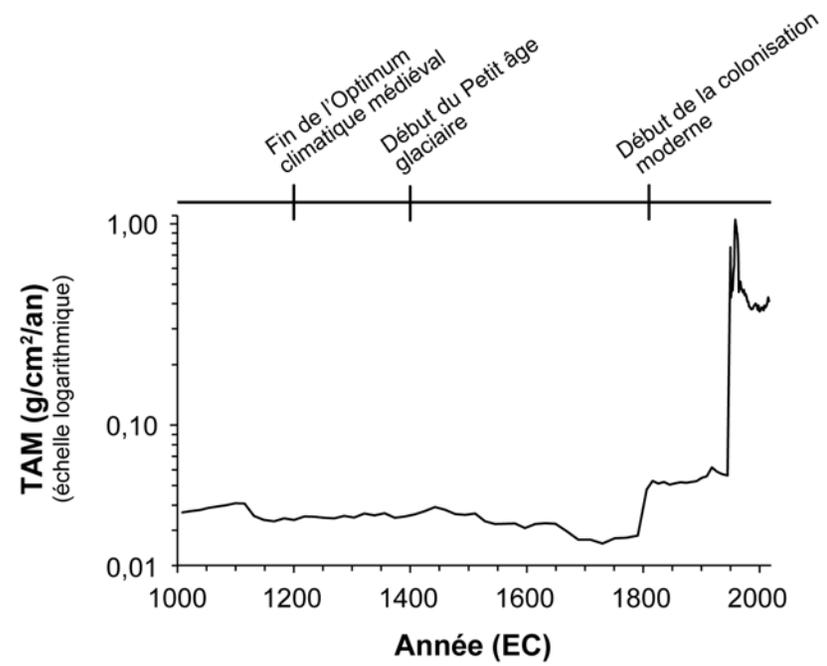
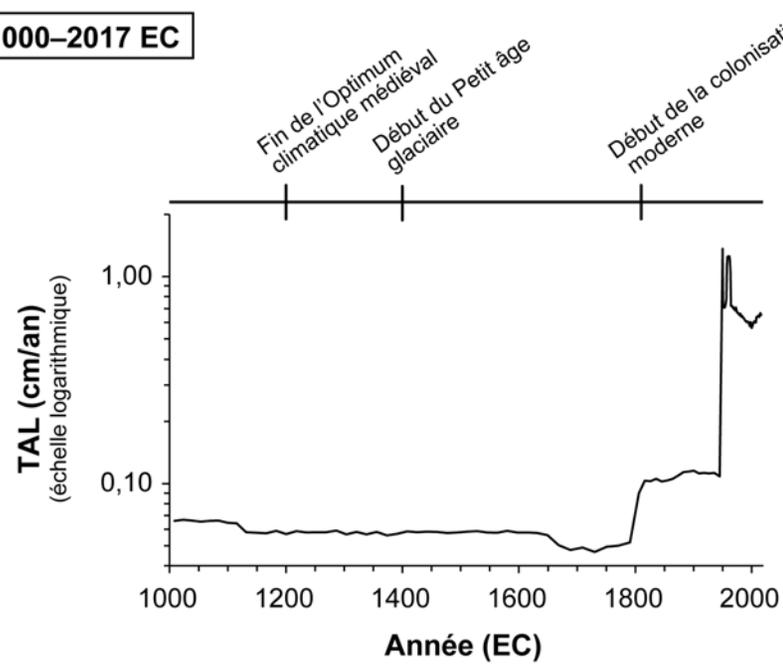


Figure 8.2. Évolution des taux d'accumulation linéaire (TAL; cm/an) et des taux d'accumulation massique (TAM; g/cm²/an) de sédiments au lac à la Truite.

1750–2017 EC

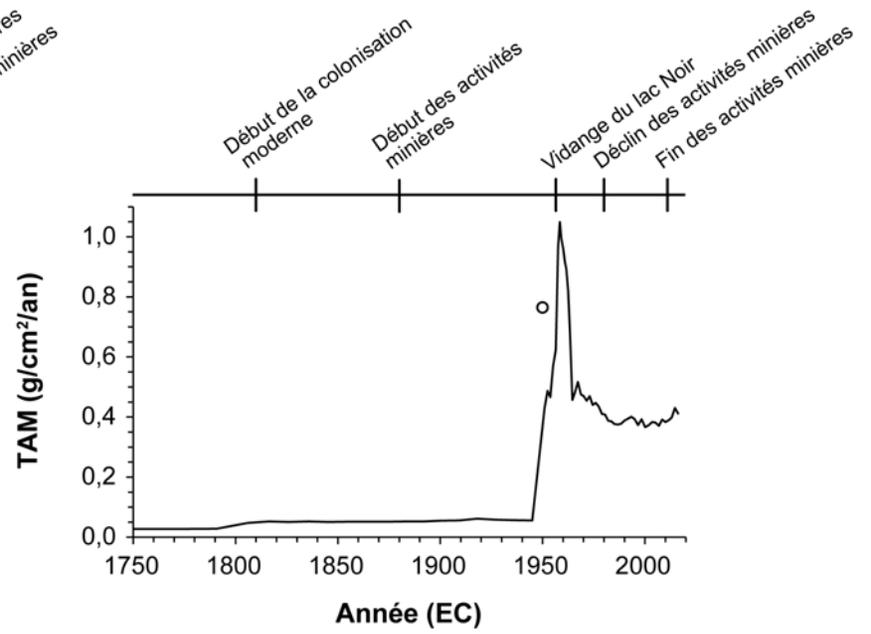
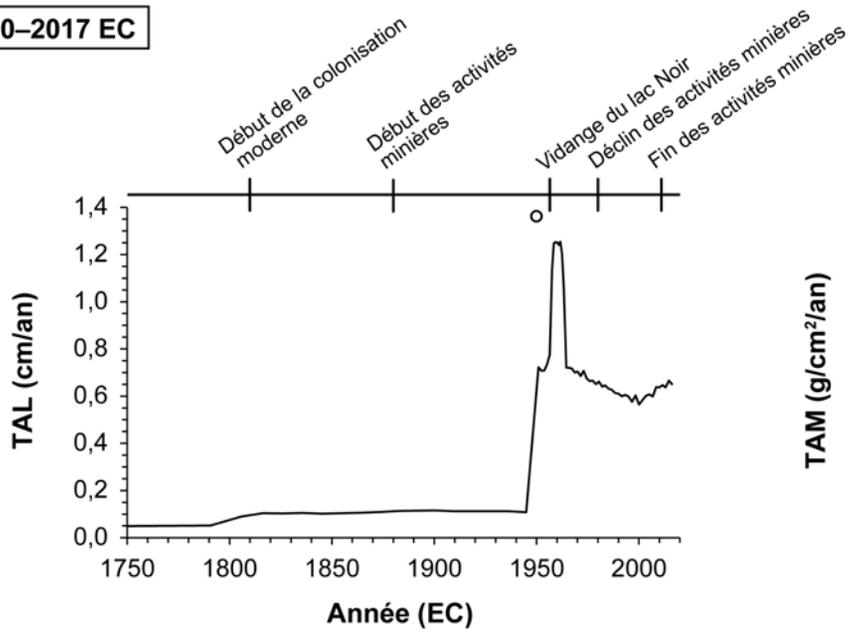


Figure 8.2. Suite.

Les valeurs ont bondi abruptement après cette date, alors qu'un pic de 1,05–1,25 cm/an (0,69–1,05 g/cm²/an) a été atteint de 1958 ± 4 à 1963 ± 2 EC. Elles ont ensuite diminué jusqu'en 2000 ± 6 EC (0,56 cm/an; 0,37/cm²/an), demeurant toutefois très élevées. Les taux d'accumulation présentaient à nouveau une légère tendance à la hausse de 2000 ± 6 à 2017 ± 2 EC (0,56–0,67 cm/an; 0,37–0,43 g/cm²/an).

8.1.4 Propriétés physiques

Dans les sédiments précoloniaux du lac à la Truite, la densité et la susceptibilité magnétique sont généralement plus élevées de 110 à 81 cm (1000 ± 100 à 1490 ± 80 EC) et plus faibles de 81 à 63,25 cm (1490 ± 80 EC à 1810 ± 30 EC; [Figure 8.3](#)). La densité est encore plus faible de 63,25 à 48,5 cm (1810 ± 30 EC à 1945 ± 11 EC), tandis que susceptibilité magnétique suit parallèlement une tendance progressive à la hausse. Par la suite, la densité s'accroît rapidement pour atteindre un pic dans les couches de sédiments associées aux travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Elle redescend ensuite progressivement jusqu'à 16 cm de profondeur (1991 ± 7 EC) avant d'augmenter à nouveau et de demeurer élevée jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). La susceptibilité magnétique est également accentuée dans les sédiments déposés durant la vidange du lac Noir, puis encore davantage au-delà de 33 cm de profondeur (1965 ± 4 EC). Elle diminue légèrement de 16 cm jusqu'en surface (1991 ± 7 EC à 2017 ± 2 EC).

La taille moyenne des grains de la carotte de sédiments varie entre 10,7 et 32,3 µm (limons moyens à très grossiers; [Figure 8.3](#)). C'est l'intervalle de 64,25 à 54,25 cm de profondeur (1800 ± 30 EC à 1894 ± 27 EC), concordant avec les premières décennies de la colonisation moderne, qui présente les plus fortes valeurs. La taille moyenne des grains diminue ensuite abruptement dans les couches sus-jacentes et atteint son point le plus bas dans les profondeurs associées à la vidange du lac Noir. Elle suit une tendance progressive à la hausse de 33,25 à 18,25 cm (1965 ± 3 à 1987 ± 7 EC), puis redevient un peu plus faible au-delà de 16,25 cm (1990 ± 7 EC) de profondeur.

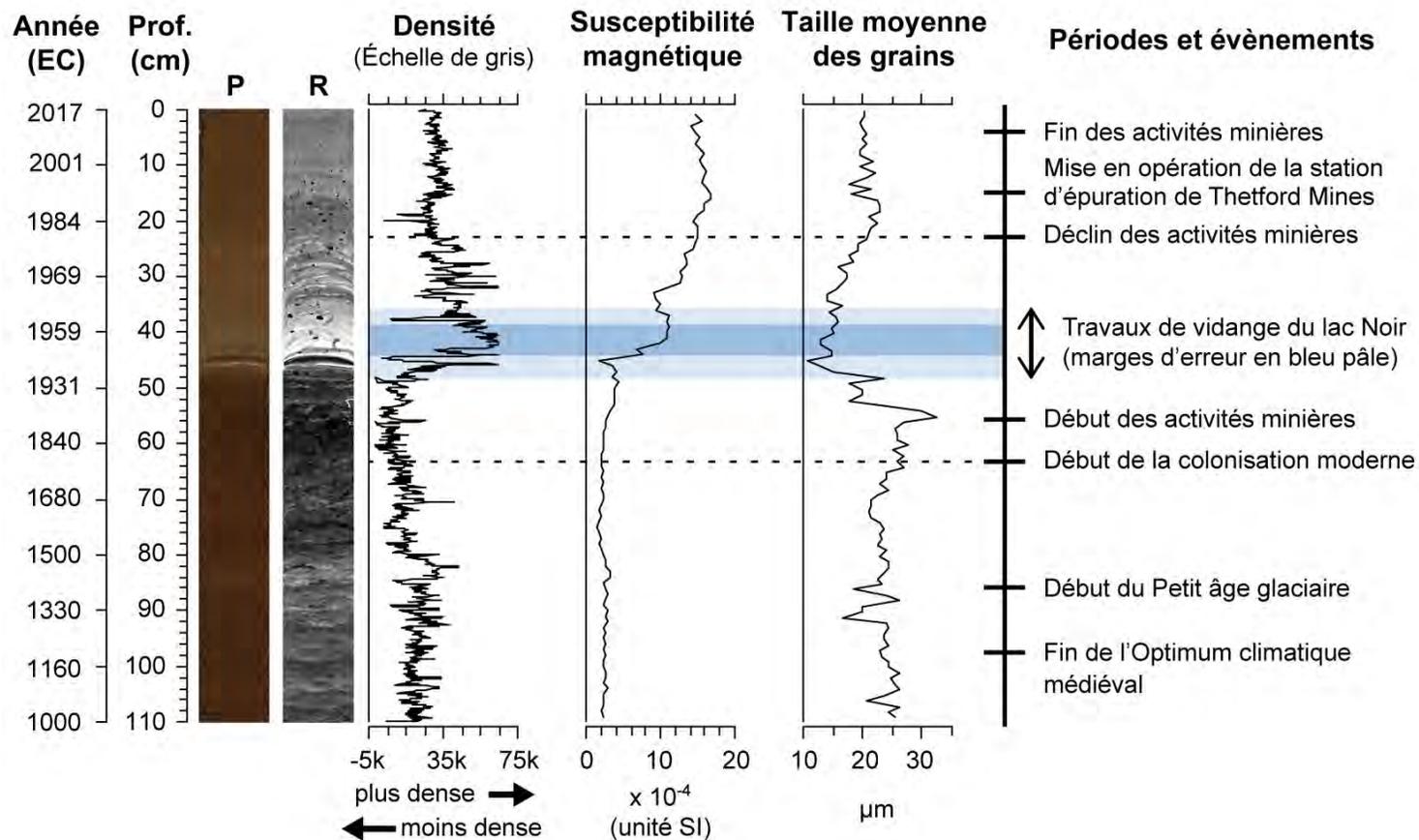


Figure 8.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC). P, photographie; R, radiographie.

8.1.5 Matière organique, carbone et azote

Dans les sédiments précoloniaux, le pourcentage de matière organique est en moyenne plus faible (8,9 %) de 110 à 81 cm (1000 ± 100 à 1490 ± 80 EC) et significativement plus élevé (9,9 %) de 81 à 63,25 cm (1490 ± 80 EC à 1810 ± 30 EC; [Figure 8.4](#)). De 63,25 à 52 cm (1810 ± 30 à 1914 ± 26 EC), il oscille entre 8,7 et 16,2 %. Il est ensuite plus faible de 52 à 48,25 cm (1914 ± 26 à 1947 ± 8 EC) et diminue encore davantage dans les couches de sédiments associées à la vidange du lac Noir où une valeur minimale de 4,3 % est atteinte à 41,25 cm de profondeur (1958 ± 4 EC). Par la suite, la teneur en matière organique remonte progressivement jusqu'à 7,5 % en surface (2017 ± 2 EC).

Le profil des concentrations en carbone (1,1–4,8 %) et en azote (0,1–0,4 %) dans les sédiments de la carotte est similaire à celui de la matière organique, mais présente des variations généralement un peu plus accentuées ([Figure 8.4](#)). Le rapport C/N oscille entre 13,6 et 15,0 dans les sédiments précoloniaux. Il diminue progressivement de 63,25 à 48,25 cm (1810 ± 30 EC à 1947 ± 8 EC), puis chute dans les couches associées aux travaux de vidange du lac Noir pour atteindre une valeur minimale de 11,1. Il suit ensuite une tendance progressive à la hausse jusqu'en surface (2017 ± 2 EC) où il atteint 13,9.

Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ sont assez stables de 110 à 57 cm (1000 ± 100 EC à 1869 ± 28 EC), oscillant autour de -27,9 ‰ ([Figure 8.4](#)). Elles diminuent ensuite progressivement jusqu'à 50,25 cm de profondeur (1929 ± 21 EC), avant d'augmenter rapidement dans les couches de sédiments associées à la vidange du lac Noir où un maximum de -26,7 ‰ est atteint. Le $\delta^{13}\text{C}$ suit par la suite une tendance progressive à la baisse jusqu'à 11 cm de profondeur (1999 ± 6 EC). Il est assez stable de 11 à 0 cm (1999 ± 6 à 2017 ± 2 EC), selon une moyenne de -27,8 ‰.

Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ varient autour de 2,6 ‰ dans les sédiments précoloniaux ([Figure 8.4](#)). Elles augmentent rapidement dans les couches de sédiments associées aux premières décennies d'occupation humaine moderne où 4,9 ‰ est atteint à 48,25 cm de profondeur (1947 ± 8 EC). Le $\delta^{15}\text{N}$ chute jusqu'à un minimum de 2,8 ‰ entre 48,25 et 35,25 cm (1947 ± 8 à 1963 ± 2 EC), concordant avec la période entourant la vidange du lac Noir. Il se stabilise de 35,25 à 15,25 cm, puis présente une légère tendance à la baisse jusqu'en surface (2017 ± 2 EC).

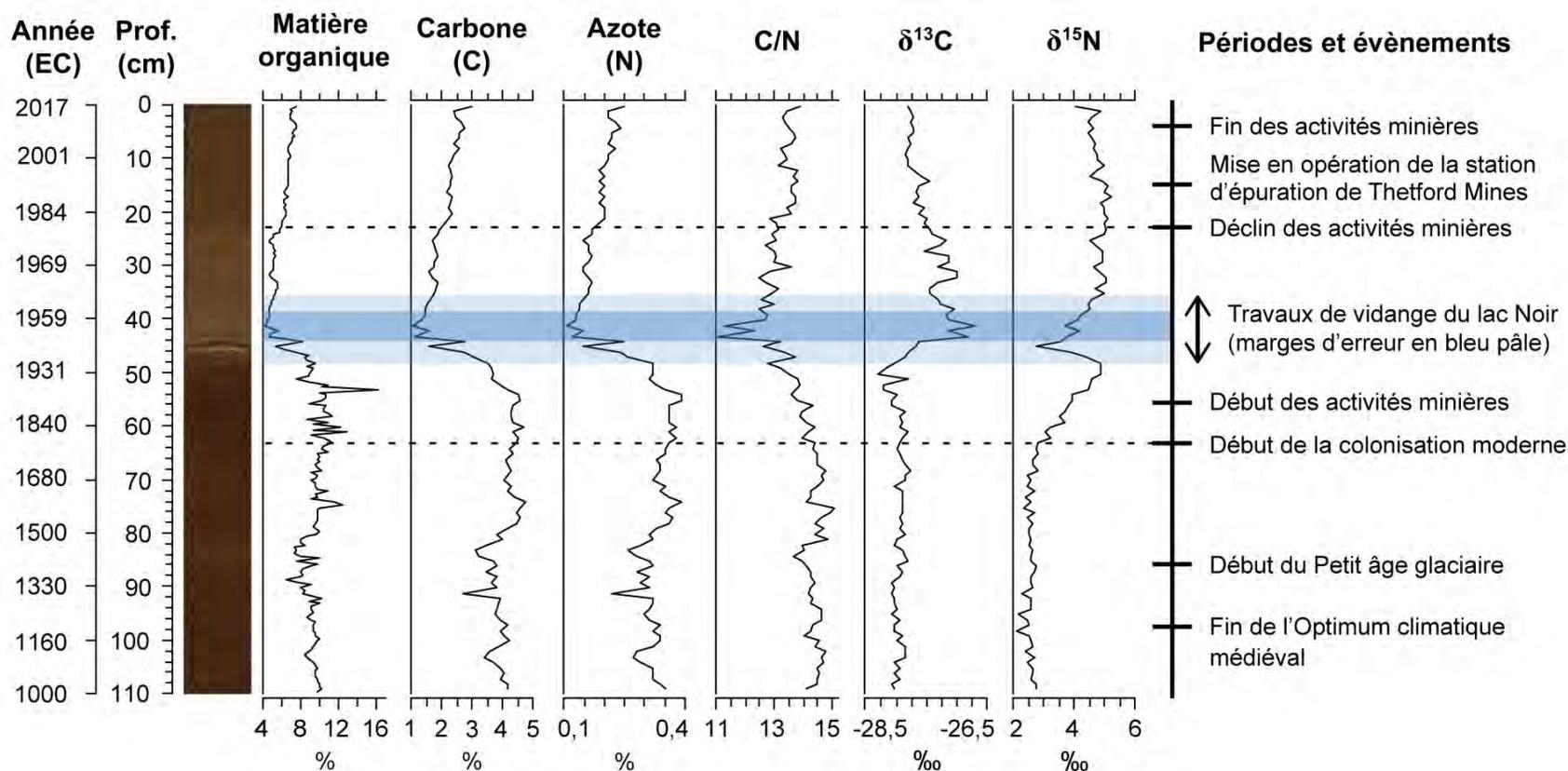


Figure 8.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Les rapports du carbone sur l'azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote 15 sur l'azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

8.1.6 Métaux et autres éléments chimiques

La concentration absolue de la plupart des métaux analysés est plus élevée dans les sédiments déposés depuis la colonisation moderne de la Haute-Bécancour et, en particulier, dans les couches correspondant avec la période de vidange du lac Noir et les années suivantes (Figure 8.5). Cependant, certaines substances chimiques varient relativement peu (titane, phosphore) ou, à l'inverse, sont très variables tout au long de la stratigraphie (strontium, cobalt). D'autres sont généralement moins abondantes (calcium, sodium, zirconium, néodyme, cadmium) dans l'horizon des sédiments associé à la période d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour.

Les valeurs des ratios sur titane des éléments magnésium, chrome, nickel, cuivre, plomb, potassium, arsenic, soufre, fer et manganèse sont relativement stables dans l'horizon précolonial de la carotte de sédiments (Figure 8.6). Cependant, elles augmentent dans les couches de sédiments déposés entre 1810 ± 30 EC et 1947 ± 8 EC, particulièrement dans le cas du soufre, du plomb, de l'arsenic et du fer. Les ratios de tous les éléments énumérés dans ce paragraphe, à l'exception du soufre, forment un pic dans les couches associées aux travaux de vidange du lac Noir. Ceux du magnésium, du chrome, du nickel, du cuivre, du soufre et du fer augmentent à nouveau de 36,25 à 24,25 cm (1962 ± 3 EC à 1978 ± 7 EC), puis demeurent plus ou moins stables jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). Les ratios du plomb et du potassium tendent également vers des valeurs plus élevées de 36,26 à 24,25 cm, mais diminuent ensuite dans les couches sus-jacentes. Les ratios de l'arsenic et du manganèse sont quant à eux assez stables de 36,25 à 24,25 cm, mais s'accroissent par la suite. Par ailleurs, le ratio fer/manganèse des sédiments suit une tendance à la hausse de 110 à 24,25 cm (1000 ± 100 EC à 1978 ± 7 EC), puis diminue progressivement jusqu'en surface.

Dans les couches de sédiments déposées depuis 1960 EC, c'est le cuivre qui présente les plus importants facteurs d'enrichissement (2,4–3,9), suivi du plomb (1,7–2,8; surtout abondant avant 1990 ± 7 EC), du magnésium (1,9–2,3), du chrome (1,6–2,0), du nickel (1,3–1,7), de l'arsenic (1,2–1,4; sauf en surface : 1,8), du fer (1,2–1,3) et du potassium (1,2–1,3; Figure 8.7).

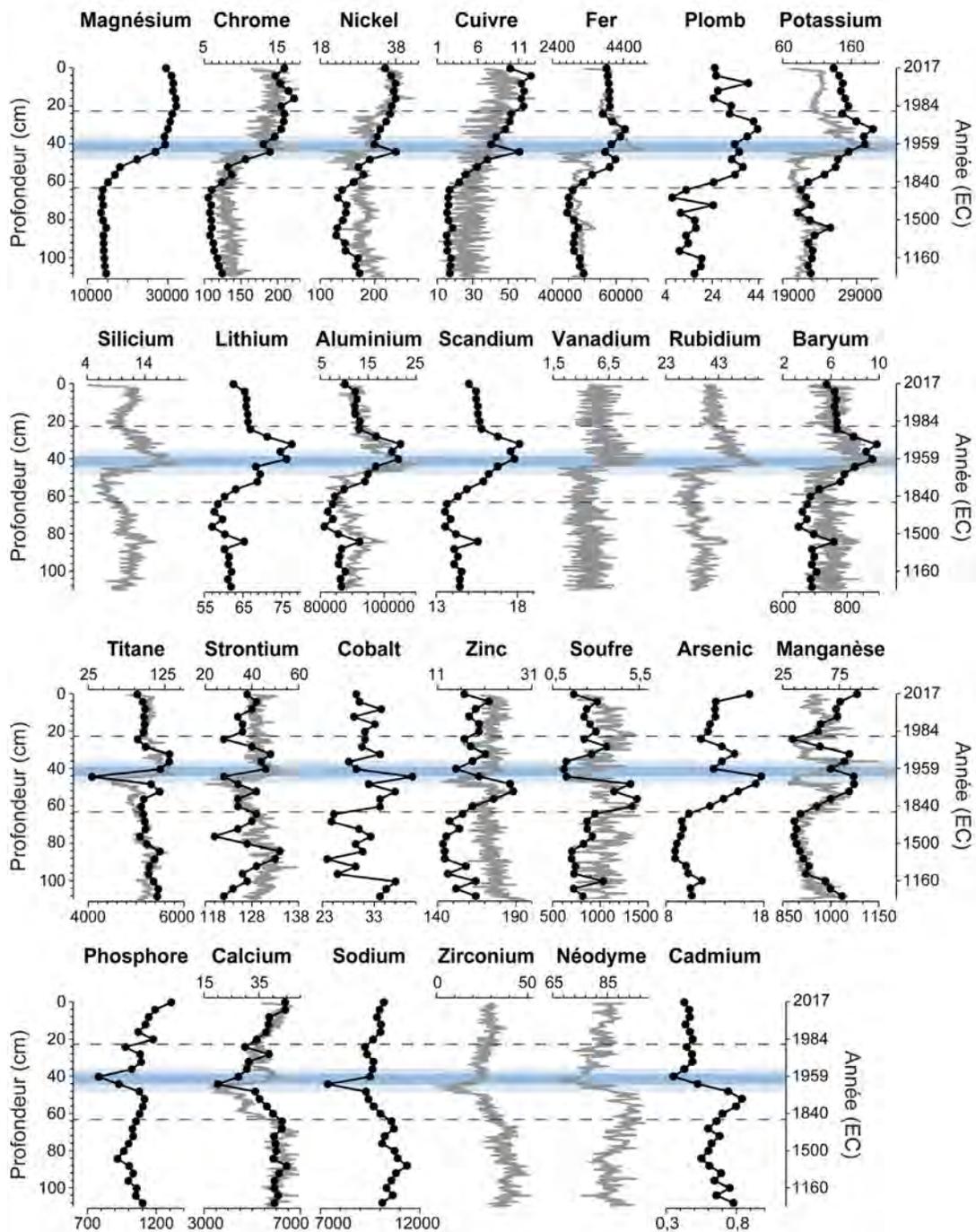


Figure 8.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Note : les courbes et points noirs (axes horizontaux inférieurs) représentent les données de concentrations (en mg/kg) établies par spectrométrie, tandis que les courbes grises (axes horizontaux supérieurs) correspondent aux données de concentrations relatives obtenues par microfluorescence X. Les zones colorées délimitent la période de travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC; marges d’erreur en bleu pâle), tandis que les traits pointillés inférieur et supérieur marquent respectivement le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d’amiante (1980 EC).

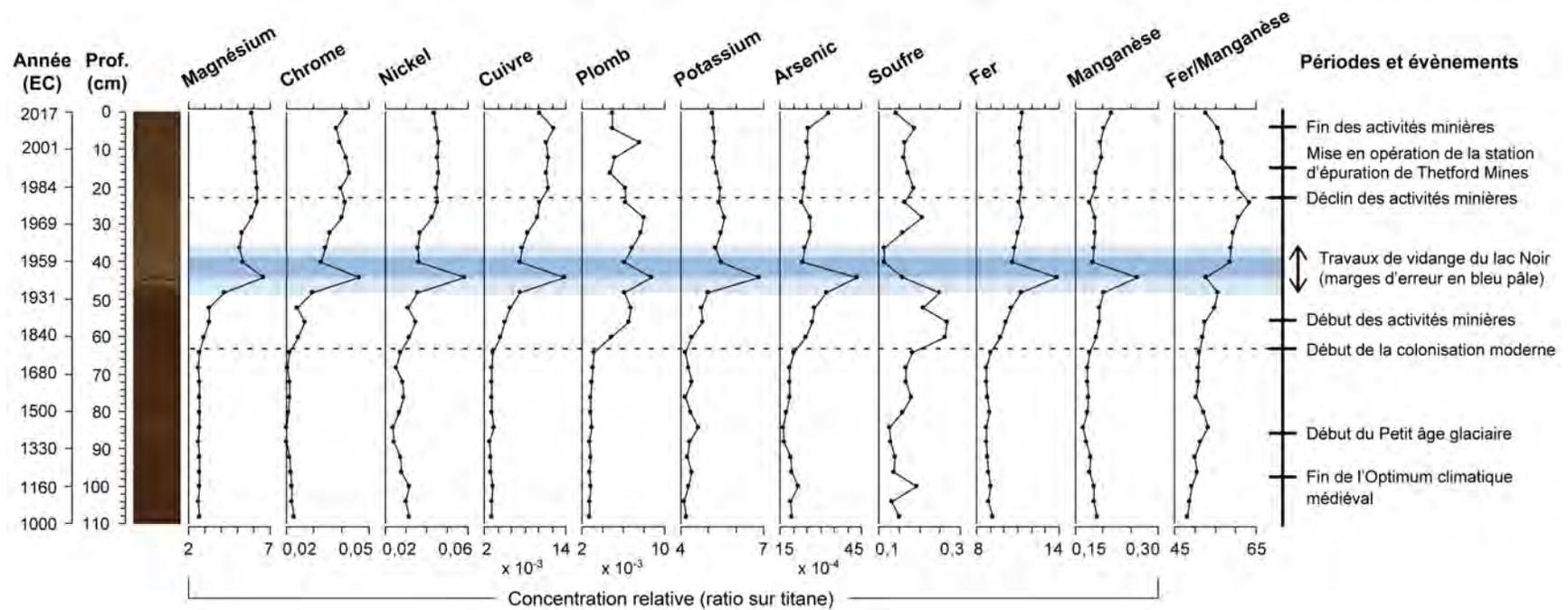


Figure 8.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

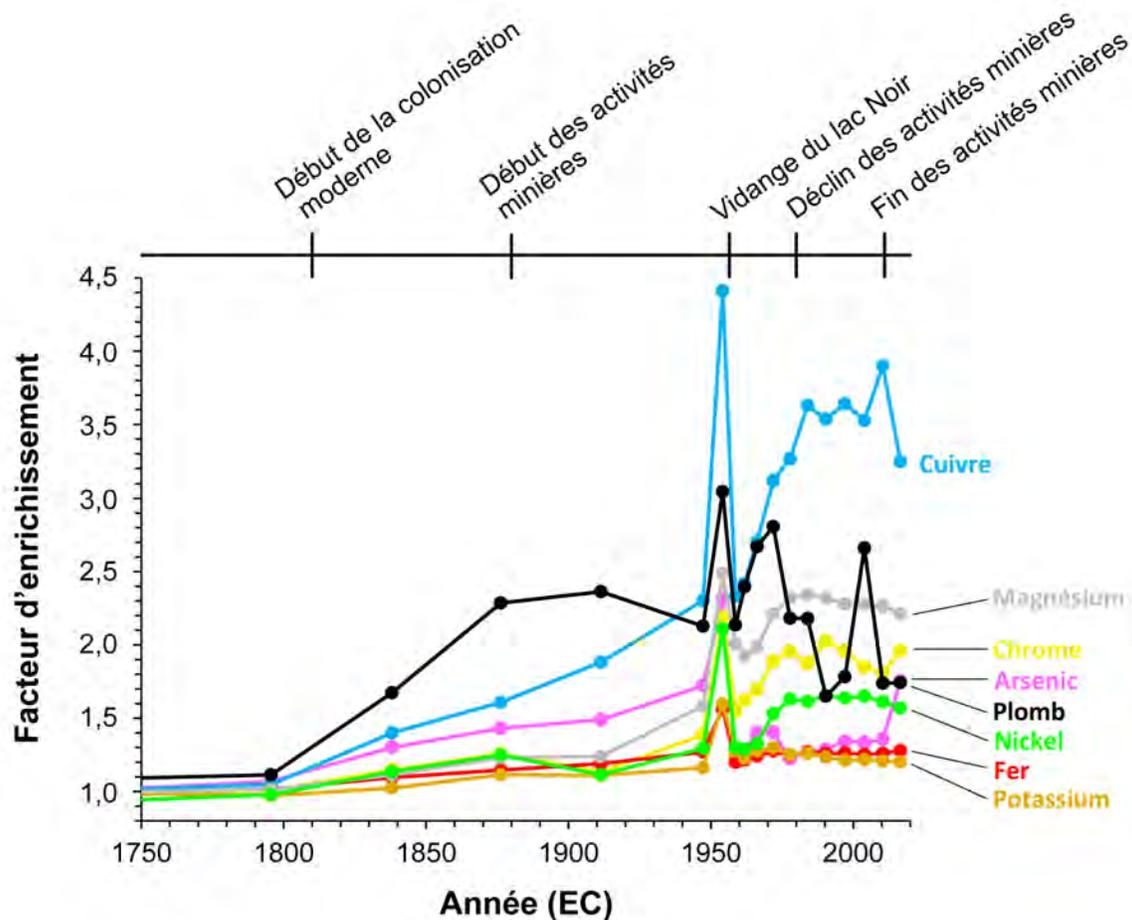


Figure 8.7. Évolution du facteur d'enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac à la Truite (1750–2017 EC). Note : les métaux présentés sont ceux ayant les facteurs les plus élevés depuis la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC).

8.1.7 Amiante

Les échantillons de sédiments précoloniaux analysés présentent entre 1,1 et 3,5 % de fibres d'amiante (Figures 8.8–8.9). Ils contiennent uniquement du chrysotile, à l'exception du niveau 65,5–66,0 cm (~ 1770 ± 40 EC) qui renferme aussi 0,6 % d'actinolite. Les niveaux 59,5–60,0 cm (~ 1843 ± 29 EC) et 54,5–55,0 cm (~ 1890 ± 27 EC) présentent des concentrations en amiante de 4,7–4,8 % (chrysotile : 3,9–4,0 %; actinolite : 0,8 %). Les teneurs atteignent des valeurs maximales dans les niveaux 49,5–50,0 cm (~ 1934 ± 19 EC), 31,5–32,0 cm (~ 1967 ± 5 EC) et 25,5–26,0 cm (~ 1976 ± 6 EC) qui contiennent 5,8 à 6,9 % d'amiante, dont 0,0 à 2,1 % d'actinolite. Les sédiments déposés durant les travaux de

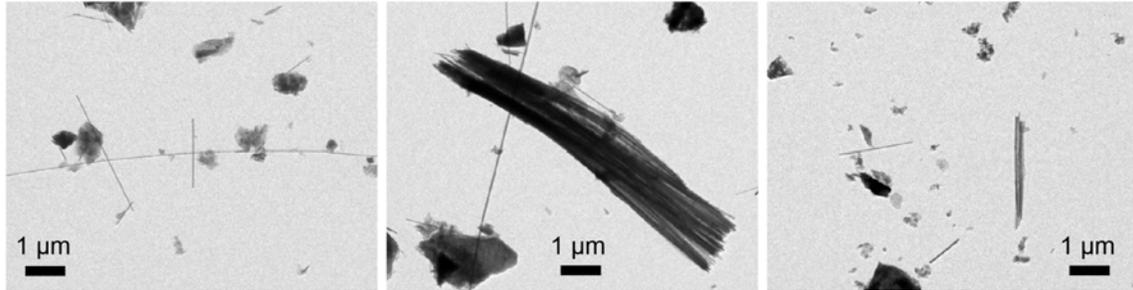


Figure 8.9. Photographies de fibres d’amiante chrysotile présentes aux niveaux 6,5–7,0 cm (gauche), 21,5–22,0 cm (centre) et 94,5–95,0 cm (droite) de la carotte de sédiments du lac à la Truite (grossissement 1100x).

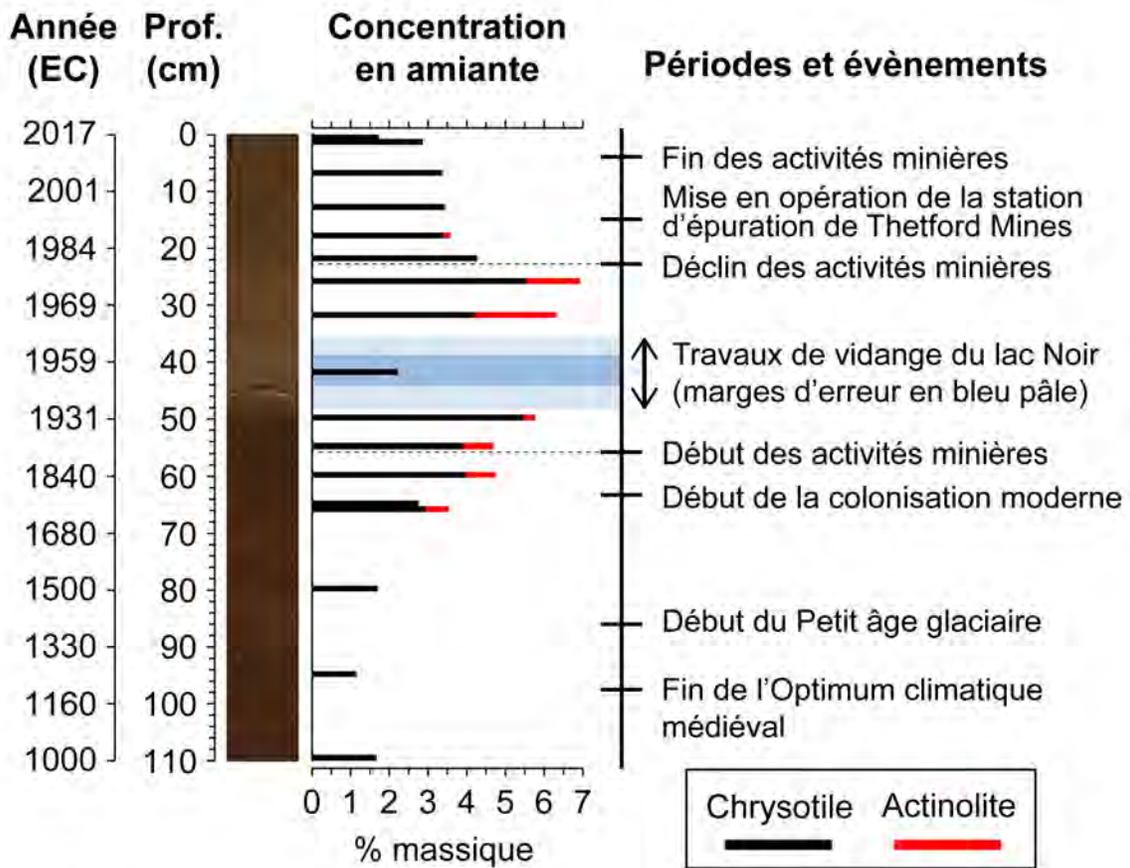


Figure 8.8. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac à la Truite. Note : les traits pointillés marquent le début des activités minières d’amiante dans la Haute-Bécancour (~ 1880 EC) et le début du déclin de l’industrie minière régionale (1980 EC).

vidange du lac Noir et suivant le déclin des activités minières présentent de plus faibles concentrations, soit 1,7 à 4,3 % (incluant 0,2 % d'actinolite dans un échantillon).

Les taux d'accumulation d'amiante étaient de moins de 2,5 mg/cm²/an avant 1900 EC (Figure 8.10). Ils ont atteint 3,3 mg/cm²/an en 1934 ± 19 EC, avant de rapidement grimper jusqu'à 32,6 mg/cm²/an en 1967 ± 5 EC. Leurs valeurs ont abrupement diminué suivant le déclin de l'industrie minière. Elles ont passé de 16,5 mg/cm²/an en 1982 ± 7 EC à 7,1 mg/cm²/an en 2016 ± 3 EC.

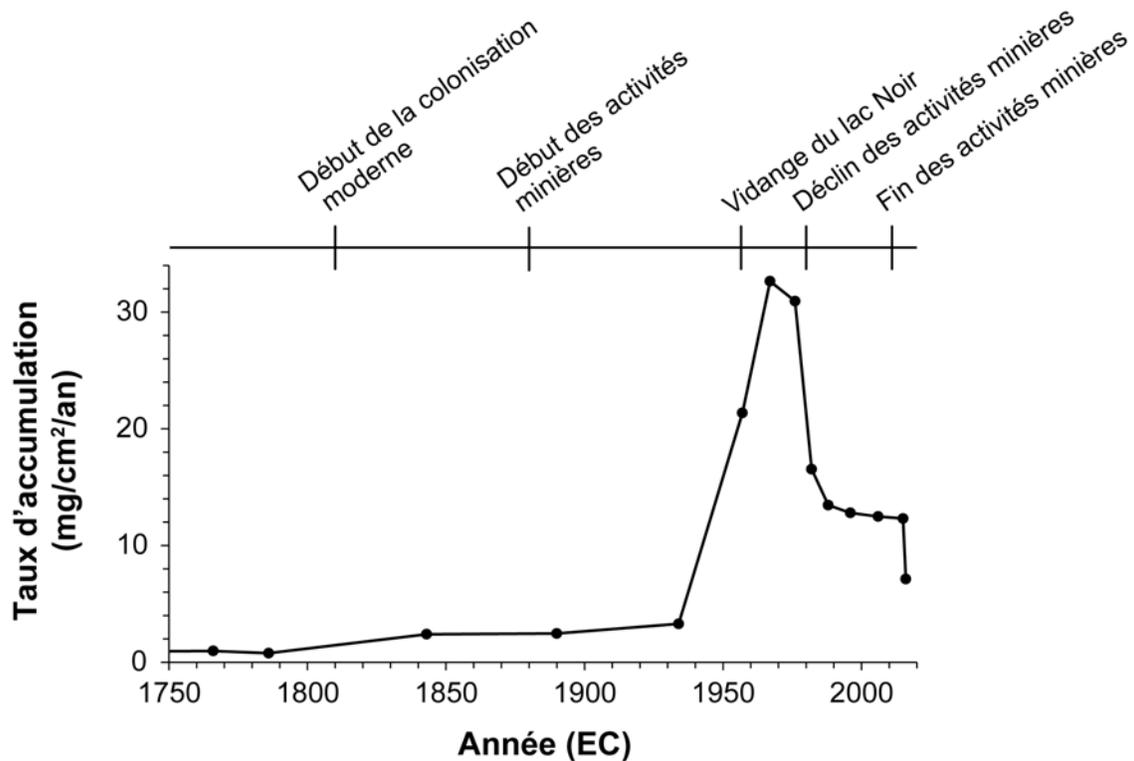


Figure 8.10. Évolution du taux d'accumulation de fibres d'amiante dans les sédiments récents du lac à la Truite (1750–2017 EC).

8.1.8 Assemblages de diatomées

La composition des assemblages d'algues varie grandement dans la carotte de sédiments (Figure 8.11). Trois zones stratigraphiques présentant des différences significatives ont été délimitées. La zone I (110–41 cm; 1000 ± 100 à 1958 ± 4 EC) regroupe grossièrement les communautés de diatomées qui vivaient dans le lac à la Truite avant la vidange du lac Noir. Elle est dominée par les taxons *Achnanthis minutissimum* (*sensu lato*),

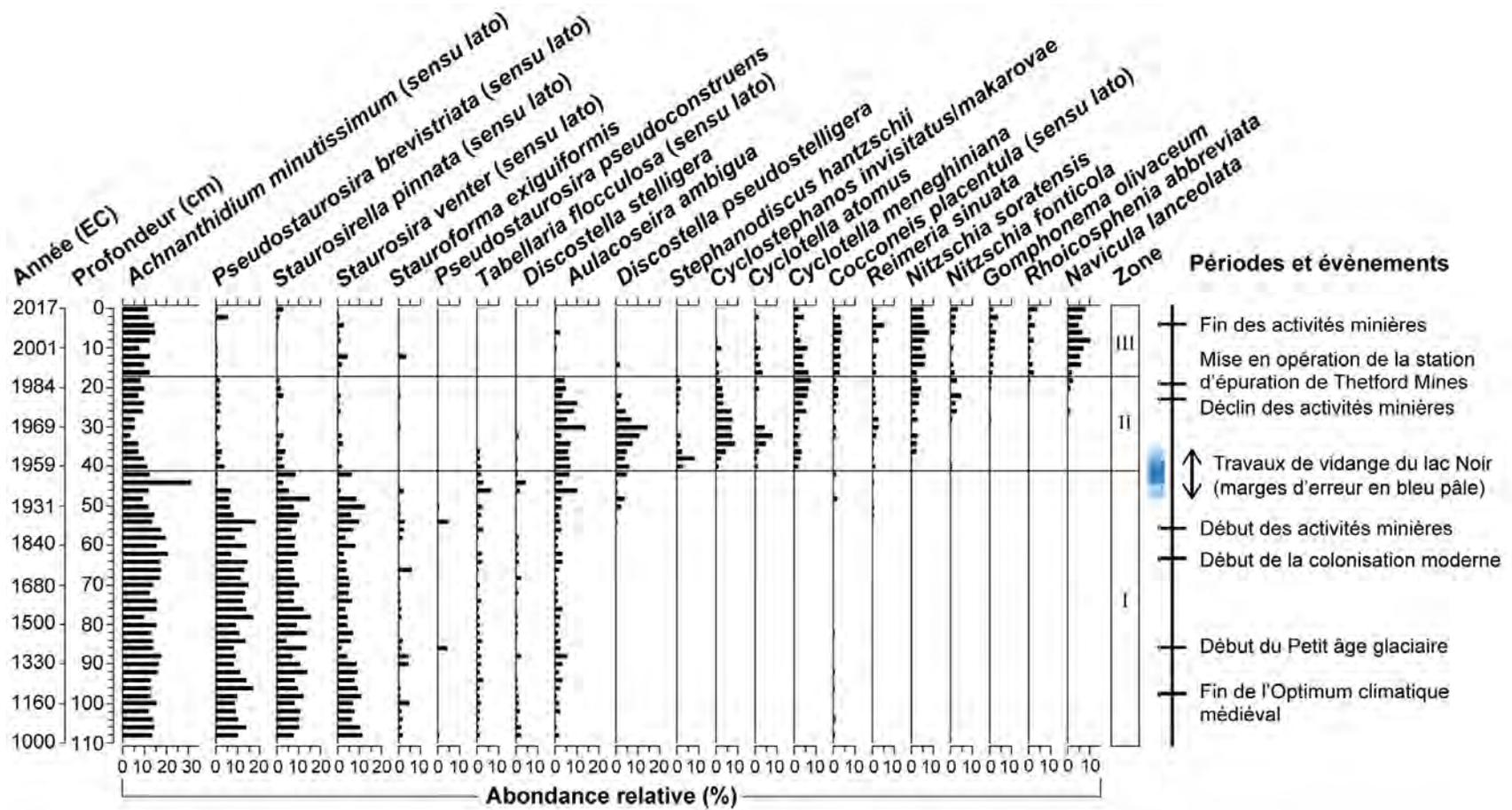


Figure 8.11. Diagramme stratigraphique de l'abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 4\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac à la Truite.

Pseudostaurosira brevistriata (*sensu lato*), *Staurosirella pinnata* (*sensu lato*) et *Staurosira venter* (*sensu lato*) qui forment collectivement en moyenne 42,6 % des assemblages de diatomées. D'autres espèces communes dans la zone I incluent *Stauroforma exiguiformis*, *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 ± 28 EC à 1958 ± 4 EC) est marqué par une augmentation de la concentration de *Discostella pseudostelligera* et, éventuellement, par une diminution de *P. brevistriata* et *S. venter*.

La zone II (41–17 cm; 1958 ± 4 EC à 1989 ± 7 EC) est caractérisée par une forte réduction de l'abondance relative de tous les taxons de petites diatomées fragilarioïdes (*P. brevistriata*, *S. pinnata*, *S. venter* et *S. exiguiformis*), de *T. flocculosa*, de *D. stelligera* et, dans une moindre mesure, de *A. minutissimum*. Inversement, *A. ambigua* et *D. pseudostelligera* sont plus abondantes, atteignant respectivement des maximums de 14,4 et 14,7 %. La zone II se démarque également par l'essor important des espèces planctoniques *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclostephanos invisitatus/makarovae*, *Cyclotella atomus* et *Cyclotella meneghiniana*. Celles-ci atteignent individuellement jusqu'à 9,1 % d'abondance relative. Les espèces benthiques *Cocconeis placentula* (*sensu lato*), *Reimeria sinuata*, *Nitzschia soratensis* et *Nitzschia fonticola* deviennent également plus fréquentes et abondantes dans cette zone (jusqu'à 5,1 %).

La zone III (17–0 cm; 1989 ± 7 à 2017 ± 2 EC) est caractérisée par la quasi-disparition des espèces planctoniques *A. ambigua*, *D. pseudostelligera*, *S. hantzschii* et *C. invisitatus/makarovae* des assemblages diatomifères. Elles sont en partie remplacées par les taxons benthiques *Gomphonema olivaceum* (~ 2,4 %), *Rhoicosphenia abbreviata* (~ 2,2 %) et *Navicula lanceolata* (~ 6,8 %) qui étaient auparavant peu présents dans les sédiments. *Achnantheidium 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 ± 100 à 1896 ± 27 EC), le rapport de taxons planctoniques sur benthiques (P/B) est assez stable, selon une moyenne de 0,11 (Figure 8.12). Il augmente cependant grandement de 54 à 30 cm (1896 ± 27 à 1969 ± 6 EC), atteignant alors un

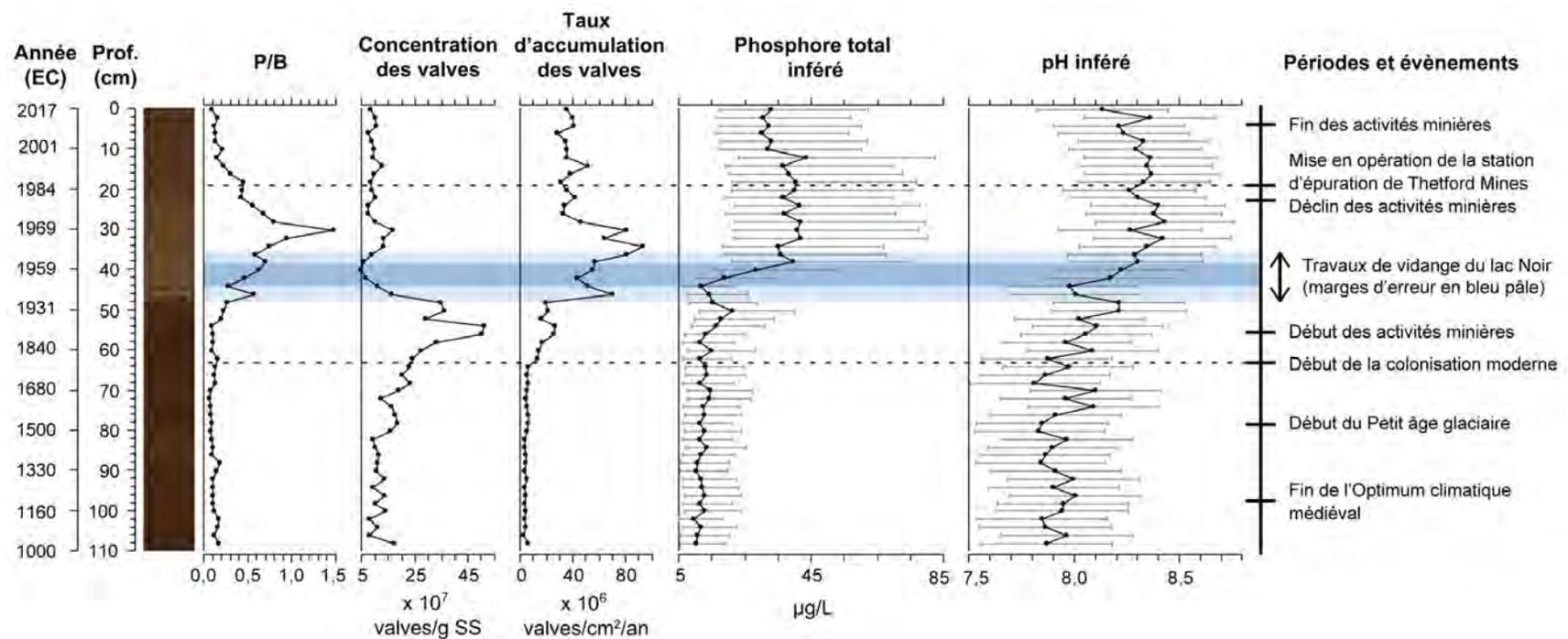


Figure 8.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d'accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac à la Truite. Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées. Note : Les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC). SS, sédiments secs.

sommet de 1,5. Le taux redescend ensuite de 30 à 12 cm (1969 ± 6 à 1998 ± 7 EC), puis se stabilise à ~ 0,14 jusqu'en surface.

La concentration totale et absolue des diatomées dans la section de 110 à 81 cm (1000 ± 100 à 1490 ± 80 EC) de profondeur est en moyenne de $11,3 \times 10^7$ valves par gramme de sédiments secs (g SS; Figure 8.12). Elle présente une tendance à la hausse dans les couches sus-jacentes, laquelle est accentuée dans les niveaux associés aux premières décennies de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour. Un maximum de $51,0 \times 10^7$ valves g/SS est atteint à 54,25 cm de profondeur (1894 ± 27 EC), puis la concentration diminue fortement pour atteindre un minimum de $5,2 \times 10^7$ valves g/SS à 40,25 cm (1959 ± 4 EC). Elle demeure ensuite faible dans les couches de sédiments sus-jacentes, déposées depuis la vidange du lac Noir ($5,2$ – $16,9 \times 10^7$ valves g/SS).

Le taux moyen d'accumulation des valves de diatomées dans les sédiments était de $4,7 \times 10^6$ valves cm²/an avant 1810 ± 30 EC (Figure 8.12). Il a augmenté au début de la colonisation moderne et atteint des valeurs très élevées de 1951 ± 7 à 1969 ± 5 EC ($43,1$ – $93,0 \times 10^6$ valves/cm²/an). Il a par la suite diminué et est demeuré plus ou moins stable après 1975 ± 6 EC (~ $36,7 \times 10^6$ valves cm²/an).

8.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l'eau

Les reconstitutions indiquent que les concentrations de phosphore total au lac à la Truite étaient faibles et relativement stables de 1030 ± 90 à 1859 ± 29 EC, oscillant entre 9,7 et 14,7 µg/L (intervalle d'erreur : 5,2–27,9 µg/L; Figure 8.12). Ils ont ensuite augmenté pour atteindre 35,2–43,6 µg/L de 1960 ± 3 à 1997 ± 6 EC (intervalle d'erreur : 18,5–82,6 µg/L). Les valeurs sont depuis un peu moins élevées (30,0–33,1 µg/L; intervalle d'erreur : 16,0–62,3 µg/L).

Les données inférées indiquent que le pH du lac à la Truite variait entre 7,8 et 8,1 ± 0,3 avant 1810 EC ± 30 EC (Figure 8.12). Il a augmenté de manière progressive durant la période coloniale et le début des activités minières, puis plus abruptement de 1954 ± 6 à 1972 ± 6 EC alors qu'une valeur maximale de 8,4 ± 0,3 a été atteinte. Le pH présentait ensuite une légère tendance à la baisse jusqu'à ce qu'il atteigne 8,1 ± 0,3 en 2017 ± 2 EC.

8.2 Discussion

8.2.1 État naturel

Les résultats indiquent que le lac à la Truite présentait des taux de sédimentation très faibles à l'état naturel (0,05–0,07 cm/an; 0,03–0,04 g/cm²/an), ainsi que des eaux de bonne qualité. Effectivement, la dominance des petits taxons fragilarioïdes de diatomées dans les sédiments de cette époque est indicatrice d'eaux pauvres en nutriments (Bouchard et al., 2004; Schmidt et al., 2004). Bien que les valeurs reconstituées de phosphore total soient généralement un peu au-dessus de 10 µg/L¹², les assemblages sont somme toute typiques d'un lac oligotrophe. Par ailleurs, la reconstitution du pH suggère que les eaux du lac à la Truite étaient naturellement alcalines (7,8–8,1) avant la colonisation moderne de la Haute-Bécancour. Il est toutefois probable que les valeurs de fond inférées soient un peu plus élevées que les valeurs historiques réelles puisque des données recueillies en 1980 EC indiquaient un pH de 7,6–7,7 pour ce plan d'eau (Tableau A3). À cette époque, le pH des lacs pouvait parfois être influencé par le phénomène des précipitations acides, mais la région d'étude a vraisemblablement été peu touchée par cette problématique (Bobée et al., 1982). En considérant les valeurs instrumentales de 1980 EC comme étant exactes et en utilisant les tendances dans les valeurs inférées de pH (indiquant qu'il a augmenté d'environ 0,4 depuis la colonisation moderne), on peut estimer que le lac à la Truite avait un pH circumneutre (~ 7,2–7,3) à l'état naturel.

L'état du lac à la Truite est demeuré assez stable dans les huit siècles qui ont précédé la période coloniale. Les quelques changements mineurs détectés dans les sédiments déposés après 1490 ± 80 EC sont sans doute reliés à des modifications climatiques et environnementales survenues durant le Petit âge glaciaire (~ 1400–1900 EC). Les plus faibles valeurs de densité et de susceptibilité magnétique des sédiments de cette époque, ainsi que leur plus faible contenu en matière minérale et plus bas taux d'accumulation massique, témoignent d'une moins grande érosion 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 (= forces hydriques moins importantes) survenue à compter de 1560 EC dans le sud du

¹² Seuil communément utilisé pour séparer un lac oligotrophe d'un lac mésotrophe.

Québec (Paquette et Gajewski, 2013). Par ailleurs, les changements au niveau des sédiments pourraient aussi être associés à une modification de la végétation dominante du bassin versant. Les valeurs généralement plus élevées du ratio fer/manganèse des sédiments durant la période de 1490 à 1810 EC (versus la période de 1000 à 1490 EC) suggèrent une plus grande abondance de conifères (Engstrom et Wright, 1984). Ce genre de transition écologique liée au Petit âge glaciaire est notamment survenu dans le sud-ouest du Québec (Paquette et Gajewski, 2013).

8.2.2 Évolution postcoloniale

8.2.2.1 Période coloniale (~ 1810–1880 EC)

La colonisation du canton d'Ireland et des pourtours du lac à la Truite à compter de ~ 1810 EC a rapidement influencé la condition du plan d'eau. L'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ et la diminution du rapport C/N dans les sédiments indiquent que les apports internes de matière organique et la consommation d'azote dans l'eau ont augmenté en raison d'une plus forte productivité primaire (Meyers, 2009). Cette interprétation 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. L'augmentation presque généralisée du contenu en métaux des sédiments témoigne d'ailleurs d'une plus forte érosion. À cette époque tout comme aujourd'hui, les sols érodés et les activités agricoles menées en bordure du lac ont pu représenter des sources relativement importantes de nutriments. Par ailleurs, l'augmentation marquée de la concentration en soufre dans les sédiments coloniaux pourrait être liée à une contamination agricole (McNeil et al. 2005). L'enrichissement en soufre et en arsenic pourrait aussi provenir d'apports de matière organique dissoute et d'ions libérés à la suite des coupes d'arbres et brûlis pratiqués pour le défrichement des terres et la production de potasse (Carignan et al., 2000; Lamontagne et al., 2000; Bauer et Blodau, 2006; O'Driscoll et al., 2006; Johnston et al., 2019).

Il importe de noter que lac à la Truite est somme toute demeuré au même état trophique durant toute la durée de la période coloniale. Ceci est démontré par la stabilité dans la composition des assemblages de diatomées de cette époque. De plus, bien que les taux d'accumulation de sédiments ont augmenté significativement (~ 1,5 x; basé sur les

valeurs massiques moyennes), ils sont demeurés faibles (0,10–0,11 cm/an; 0,05 g/cm²/an). Le lac à la Truite était donc encore dans un très bon état.

8.2.2.2 Début des activités minières (~ 1880–1945)

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; voir aussi [section 3.7](#)). On peut donc penser que les changements observés dans l'horizon de 1880 à 1945 EC des sédiments sont attribuables au début des activités minières dans la région de Thetford Mines. Durant cette période, la hausse à nouveau presque généralisée de la concentration en métaux, ainsi que la diminution de la teneur en matière organique et de la taille moyenne des grains de sédiments indiquent que la transformation du territoire en tête de bassin versant a induit une augmentation des apports de matière minérale fine au lac à la Truite. La présence de 5,8 % d'amiante dans les sédiments déposés en 1934 ± 19 EC, soit une teneur significativement plus élevée que dans les couches de sédiments déposés avant 1880 EC, représente une première évidence de contamination minière. Considérant l'enrichissement en amiante noté à un moment similaire dans les sédiments de l'étang Stater (alors qu'il n'était pas encore connecté à la rivière Bécancour; voir [section 7.2.2.1](#)), il est probable que cette contamination soit principalement attribuable à des apports atmosphériques (pollution de l'air). Nos données indiquent qu'il y avait peu ou pas (quantités négligeables) de résidus des haldes minières dans les sédiments du lac à la Truite datant d'avant 1945 EC.

Par ailleurs, l'augmentation des valeurs inférées de phosphore total et de $\delta^{15}\text{N}$ et la diminution du rapport C/N des sédiments sont révélatrices d'une hausse de la concentration de nutriments dans les eaux du lac à la Truite et d'une croissance d'algues de plus en plus grande (Meyers, 2009). Ces changements peuvent être attribués aux apports de nutriments provenant de l'amont avec notamment l'aménagement du premier réseau d'égouts de Thetford Mines en 1909 EC (Cinq-Mars et Faucher, 1994). À l'image de la période précédente, les perturbations associées au début des activités minières sont cependant somme toute légères. Les taux d'accumulation de sédiments n'ont que faiblement augmenté (~ 1,1 x; 0,11–0,12 cm/an; 0,05–0,06 g/cm²/an) et le lac à la Truite est demeuré à un stade oligotrophe.

8.2.2.3 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC)

Les changements drastiques survenus après 1945 EC (intervalle d'erreur : 1934–1953 EC) au niveau des taux d'accumulation et de la nature des sédiments déposés au lac à la Truite peuvent être associés aux travaux de vidange du lac Noir. Comme pour la carotte de l'étang Stater, plusieurs des couches de sédiments présentes de 38,75 à 48,5 cm correspondent sans doute à du matériel qui a été extrait du lac Noir et qui s'est retrouvé dans la rivière Bécancour (Figure 8.13). La couche épaisse de sédiments brunâtres de ~ 44 à 45 cm est d'ailleurs semblable à celle retrouvée de 81,5 à 83 cm dans la carotte de l'étang Stater et pourrait correspondre à l'évènement de bris de digue survenu en 1957 ou 1958 EC (voir section 7.2.2.2).

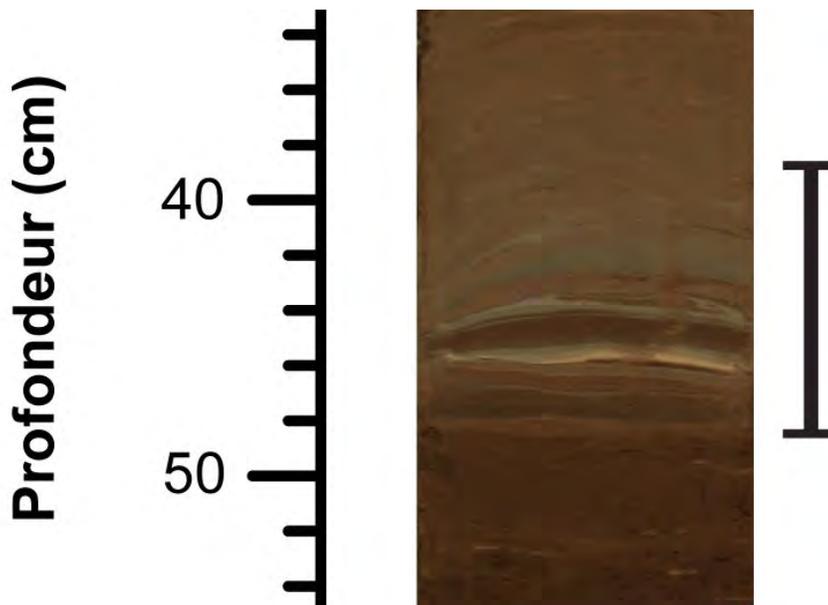


Figure 8.13. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposées dans le lac à la Truite durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Note : les couches sont délimitées par le marqueur noir (38,75 à 48,5 cm de profondeur). Elles ont été déterminées à partir du modèle chronologique (en considérant les marges d'erreur associées aux dates) et de l'observation de la stratigraphie.

Une des principales affirmations qui devait être vérifiée dans le cadre de ce projet d'études paléolimnologiques est celle que le lac à la Truite aurait subi un remplissage d'environ 5 à 7 m de sédiments de 1954 à 1963 EC. Elle 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 considérant le modèle chronologique et certaines autres évidences stratigraphiques, on peut établir que ce sont ~ 10 cm de sédiments (compactés) qui ont été déposés de 1954 à 1959 EC et, en tout, ~ 15 cm de 1954 à 1963 EC. Ces données sont valables pour le point de carottage situé dans le secteur de la fosse du lac (région centrale la plus profonde). D'autres secteurs du plan d'eau ont probablement reçu davantage de sédiments, mais il apparaît hautement improbable que ce soit de l'ordre de plusieurs mètres. L'étang Stater situé en amont a lui-même reçu pas plus de quelques décimètres à sa fosse de 1954 à 1959 EC (voir [section 7.2.2.2](#)).

La perte importante de profondeur racontée par les riverains pourrait être alternativement expliquée par une diminution importante du niveau de l'eau (épaisseur de la colonne d'eau) qui serait survenue à la suite de la vidange du lac Noir. Le lac à la Truite présente toutefois une forme/superficie similaire sur les photographies aériennes datant d'avant et d'après cet évènement ([Figure A1](#)), ce qui suggère qu'un tel changement ne s'est pas produit. Aucun témoignage oral n'a également été rapporté en ce sens. La profondeur du lac à la Truite en 1954 EC était donc vraisemblablement similaire à celle de 1963 EC (à quelques décimètres près). La croyance voulant que le lac à la Truite avait historiquement une profondeur de ~ 7 à 9 m pourrait provenir 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 exagérés à travers le temps.

Bien que moins importante que les prétentions initiales, la quantité de sédiments qui a été déposée dans le lac à la Truite pendant les travaux de vidange du lac Noir est tout de même énorme. Par ailleurs, cet évènement a mené à une détérioration très grave et très rapide de la qualité de ses eaux. C'est ce qu'indique la multiplication soudaine des espèces *S. hantzschii*, *C. invisitatus/makaravoe*, *C. atomus* et *C. meneghiniana* dans les assemblages de diatomées de cette époque. Celles-ci sont reconnues comme étant typiques des milieux fortement enrichis en nutriments (Laperrière et al., 2009; Houk et al., 2010, 2014, 2017; Spaulding et al., 2019). Combinées avec la hausse des taux d'accumulation de valves de diatomées et des valeurs inférées de phosphore total, elles sont révélatrices de

l'eutrophisation soudaine du lac à la Truite. Ces changements biologiques sont cohérents avec la diminution du rapport C/N des sédiments et avec l'augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ qui témoignent également d'une plus forte croissance d'algues (Meyers, 2009). L'augmentation importante de la proportion d'espèces planctoniques durant la vidange du lac Noir est en particulier signe d'une diminution considérable de la transparence de l'eau (Schelske et al., 1999). Elle peut être attribuée à la fois à la grande quantité de sédiments générée par les travaux et à la prolifération importante des algues dans la colonne d'eau. L'eutrophisation marquée du lac à la Truite peut être expliquée par 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. L'évolution des valeurs inférées de pH démontre également que le lac à la Truite a subi une alcalinisation importante durant la vidange.

8.2.2.4 Période post-vidange (1960–1980 EC)

Dans les années qui ont suivi la vidange du lac Noir, les sédiments du lac à la Truite ont maintenu des taux d'accumulation élevés et de faibles teneurs en matière organique en dépit du niveau avancé d'eutrophisation du milieu. Ce résultat démontre que le plan d'eau a continué à recevoir de très importantes quantités de matière minérale malgré la fin des travaux de vidange. La teneur élevée en magnésium, chrome et nickel des sédiments déposés entre 1960 et 1980 EC indique que ces apports sédimentaires proviennent en grande partie de l'érosion des haldes de résidus miniers. Nous croyons qu'ils ont également été initialement générés par l'érosion du matériel excavé du lac Noir et les nombreux travaux de rivière qui ont été menés à cette époque (voir [section 3.11](#)). Au fil du temps, l'importance de ces deux sources s'est amenuisée tel que démontré par la diminution graduelle du taux d'accumulation des sédiments et l'augmentation progressive de la taille moyenne des grains et des facteurs d'enrichissement en magnésium, chrome et nickel. Le développement riverain résidentiel survenu entre 1959 et 1979 EC et le drainage agricole sont aussi susceptibles d'avoir augmenté les apports sédimentaires au lac à la Truite (voir [section 3.8.2](#)). Les concentrations élevées de résidus miniers dans les sédiments déposés entre 1960 et 1980 EC se reflètent non seulement par leur contenu important en magnésium, chrome et nickel, mais aussi par la grande quantité d'amiante qu'ils

renferment. Les apports élevés de fibres peuvent également être attribués à la pollution atmosphérique associée au boum minier de cette époque.

Il est surprenant de constater que le cuivre est l'élément qui présente les plus importants facteurs d'enrichissement dans les sédiments du lac à la Truite déposés depuis 1960 EC. L'origine de cette contamination est incertaine. Considérant que la concentration de ce métal varie de manière similaire à celle du magnésium, du chrome et du nickel, on peut penser qu'il provient principalement des haldes minières. Bien que les résidus miniers amiantés ne sont normalement pas réputés pour contenir des concentrations importantes de cuivre (Thibault, 2001; Dupéré et al., 2007; Villeneuve, 2013), nous avons recensé des teneurs assez élevées de ce métal à la mine Normandie (21–28 mg/kg; [Figure 5.1](#)). Ce secteur minier est le plus rapproché du lac à la Truite et c'est à cet endroit que les écoulements de résidus miniers vers la rivière Bécancour semblent le plus abondants. Les concentrations en cuivre qui y ont été mesurées sont toutefois inférieures au contenu moyen de ce métal dans les sédiments du lac à la Truite déposés depuis 1960 EC (54 mg/kg), lequel est par ailleurs également supérieur à celui des sédiments de l'étang Stater datant de la même époque (49 mg/kg). Ces indications suggèrent qu'une autre source importante de contamination en cuivre existe localement à proximité du lac à la Truite. Celle-ci pourrait bien être les fumiers et lisiers agricoles utilisés dans le bassin versant de la rivière Bagot et sur les terrains adjacents au lac à la Truite. Il est connu que ce genre d'engrais peut contenir d'importantes teneurs en cuivre (INSPQ, 2016).

Les assemblages de diatomées préservées dans les sédiments déposés entre 1960 et 1980 EC, lesquels sont associés à des valeurs élevées de phosphore total inféré, démontrent que la qualité de l'eau du lac à la Truite est demeurée très mauvaise suivant la vidange du lac Noir. Nos résultats démontrent bien que ce dernier exerçait un rôle tampon important pour le lac à la Truite. Autrement dit, il agissait comme une barrière de protection. Préalablement à la vidange, le lac Noir représentait vraisemblablement 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 miniers au plan d'eau 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 évènement (voir [section 3.5.4](#)). Quoiqu'il en soit, on peut conclure que l'étang Stater et son barrage n'ont jamais permis de freiner efficacement (suffisamment) le transport de sédiments vers l'aval. D'énormes quantités de matériel se sont malgré tout déposées dans le lac à la Truite.

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

Nos analyses 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 leurs caractéristiques physico-chimiques sont demeurées similaires. Cette constatation indique que le lac a continué de recevoir des apports importants de résidus miniers 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'exhaure¹³ à la suite de l'arrêt progressif des exploitations d'amiante. La faible tendance à la baisse suivie par les facteurs d'enrichissement en magnésium dans les sédiments déposés entre 1980 et 2017 EC ([Figure 8.7](#)) révèle toutefois qu'ils ont très légèrement diminué. Elle indique également que l'augmentation des taux massiques d'accumulation de sédiments survenue entre 2008 et 2017 EC n'est pas attribuable à une hausse des apports de résidus miniers. Le plus grand effet bénéfique du déclin de l'industrie minière pour le lac à la Truite est sans aucun doute la diminution des concentrations et taux d'accumulation d'amiante dans ses sédiments, suivant la baisse des émissions de poussières d'amiante dans l'air.

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 phosphore total indique 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 manganèse et la diminution du rapport fer/manganèse indiquent également une meilleure

¹³ Eaux qui s'accumulaient naturellement au fond des puits miniers et qui étaient pompées afin de les maintenir à sec.

oxygénation au niveau de son hypolimnion (Engstrom et Wright, 1984). Cette amélioration de la condition du lac à la Truite peut être facilement expliquée par l'aménagement de la station d'épuration de Thetford Mines en 1986 EC qui a permis le traitement des eaux usées municipales 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 des taxons de diatomées *C. atomus*, *C. meneghiniana*, *C. placentula*, *N. soratensis*, *N. fonticola*, *G. olivaceum*, *R. abbreviata*, *N. lanceolata* et *Navicula gregaria* ($\sim 2,0$ %) 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 et al, 2010; Hofmann et al., 2011; Kelly et al., 2015; Spaulding et al., 2019). Bien que les valeurs élevées 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, il est connu que les eaux coulant à travers ce type de déchets miniers sont alcalines et chargées en éléments (sels) métalliques (Meck et al., 2006; Wu, 2011). Lors de mesures prises en 2020 par O. Jacques, les eaux s'écoulant des haldes de la mine Normandie présentaient un pH d'environ 9,5 et une conductivité spécifique supérieure à $600 \mu\text{S}/\text{cm}$. L'influence des sites miniers de la région sur le pH et la conductivité élevés de la rivière Bécancour et d'autres cours d'eau a été démontrée dans plusieurs études (Masi et Bourget, 2007; GROBEC, 2015b; Donati-Daoust et Dubois, 2020) et a également été constatée par O. Jacques lors de la campagne d'échantillonnage de 2017 (données non publiées/présentées).

8.2.3 Niveaux modernes d'accumulation et de contamination des sédiments

Bien que plus faibles qu'à l'étang Stater, les taux d'accumulation de sédiments au lac à la Truite sont somme toute très élevés. Le taux massique actuel ($\sim 0,4 \text{ g}/\text{cm}^2/\text{an}$ en 2017) est encore une fois largement supérieur à ce qui est normalement observé dans les lacs de l'est du Canada affectés par des activités humaines ($< 0,25 \text{ g}/\text{cm}^2/\text{an}$; Baud et al., 2022). Il est probable que l'accumulation de sédiments dans le lac à la Truite est désormais un peu plus

faible depuis la restauration du barrage de l'étang Stater réalisée vers la fin de l'année 2017 EC. Cependant, on peut penser qu'elle est toujours très élevée puisque nos résultats ont démontré que l'étang Stater et son barrage n'ont jamais permis de freiner efficacement (suffisamment) le transport de sédiments vers l'aval.

Comme pour le lac Bécancour et l'étang Stater, les concentrations en chrome et en nickel dans les sédiments modernes du lac à la Truite (1960–2017 EC) dépassent largement les plus hauts échelons des critères de qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec pour ces deux métaux (respectivement les seuils d'effets fréquents et occasionnels; [Tableau 8.1](#)). Encore une fois, il faut toutefois considérer que les teneurs naturelles des sédiments précoloniaux excédaient déjà ces paramètres. Les concentrations modernes en arsenic dépassent le seuil d'effet probable (CEP) sur les organismes aquatiques, tandis que celles en cuivre et zinc atteignent le seuil d'effets occasionnels (CEO). Finalement, le contenu en plomb des sédiments récents excède la concentration pouvant avoir un effet néfaste (CSE).

Les sédiments du lac à la Truite déposés depuis 1960 EC renferment les plus importantes concentrations de fibres d'amiante (jusqu'à 6,9 %) parmi tous les échantillons analysés dans l'ensemble des lacs à l'étude. Cependant, les couches superficielles (0,0–1,5 cm) présentent des concentrations de « seulement » 1,7 à 2,9 % d'amiante (chrysotile), ce qui équivaut aux teneurs naturelles des sédiments précoloniaux. Cette apparente diminution récente serait une bonne nouvelle pour la protection des organismes aquatiques du lac. Il est toutefois trop tôt pour conclure qu'une tendance vers une réduction marquée des taux d'accumulation d'amiante est réellement en train de s'établir. En fait, les plus faibles concentrations notées en surface de la carotte pourraient être liées à un brassage des sédiments, survenu lors des travaux de carottage ou antérieurement, qui aurait eu pour effet d'éjecter une partie des fibres d'amiante dans les couches d'eau sus-jacentes. Les fibres d'amiante sont fines et légères. Par conséquent, elles peuvent être facilement remises en suspension dans l'eau et y rester longtemps (Schreier, 1989).

Tableau 8.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac à la Truite vis-à-vis les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007). Note : les chiffres surlignés en bleu représentent les critères excédés ou atteints par les sédiments modernes du lac pour chaque substance chimique.

	CER	CSE	CEO	CEP	CEF	Sédiments précoloniaux (63,25–110 cm) ^a	Sédiments modernes (0–38,5 cm) ^b
Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23	9–12	12–17
Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12	0,55–0,78	0,43–0,49
Chrome	25	37	57	90	120	105–124	196–222
Cuivre	22	36	63	200	700	15–19	43–63
Nickel	ND	ND	47	ND	ND	129–172	204–238
Plomb	25	35	52	91	150	14–16	25–44
Zinc	80	120	170	310	770	144–164	157–173

CER : concentration d'effets rares

CSE : concentration seuil produisant un effet

CEO : concentration d'effets occasionnels

CEP : concentration produisant un effet probable

CEF : concentration d'effets fréquents

^a Période couverte : 1000 ± 100 à 1810 ± 30 EC

^b Période couverte : 1960 ± 3 à 2017 ± 2 EC

8.3 Conclusions et recommandations

Les évidences paléolimnologiques ont révélé que la vidange du lac Noir n'a pas mené à la déposition de plusieurs mètres de sédiments dans le lac à la Truite comme l'affirmait la croyance populaire. Cet évènement est toutefois l'élément déclencheur de sa dégradation très importante. La disparition du lac Noir a ouvert la voie au transport de résidus miniers et d'eaux usées plus loin vers l'aval. En conséquence, les taux de sédimentation ont explosé au lac à la Truite et il a subi une eutrophisation très rapide. L'aménagement du barrage de l'étang Stater et son agrandissement subséquent n'ont à aucun moment permis de le protéger adéquatement.

Nos résultats démontrent que l'érosion des haldes minières et les rejets d'eaux usées municipales de Thetford Mines sont largement responsables de l'ensablement et de la mauvaise qualité d'eau du lac à la Truite. Ils devront absolument être freinés afin d'assurer la pérennité du plan d'eau. Un premier pas en ce sens a récemment été fait à l'automne 2021 avec l'aménagement du bassin de sédimentation « Vézina » au pied des haldes de la

mine Normandie. L'importance des sources de pollution plus locales ne doit également pas être négligée. Nous avons démontré que le développement riverain et agricole en bordure du lac à la Truite l'a rapidement fragilisé et y contribue probablement encore aujourd'hui. À l'image du lac Bécancour, le lac à la Truite présente une faible superficie et une faible profondeur, ce qui le rend particulièrement vulnérable aux contaminants. Par ailleurs, bien que l'étang Stater permet de bloquer une partie des sédiments transportés vers l'aval, il est possible qu'il représente somme toute une source importante de pollution pour le lac à la Truite. Tel que discuté à la [section 7](#), l'étang Stater renferme de grandes concentrations de métaux, de fibres d'amiante et de phosphore qui ont le potentiel d'être facilement remis en suspension dans l'eau et de descendre vers l'aval.

Ce n'est qu'une fois les principales sources de pollution contrôlées que d'éventuels plans de restauration du lac à la Truite pourront être mis en place; autrement, ils n'auront des bienfaits que temporaires et seront voués à l'échec. Comme future action, il pourrait par exemple être décidé de draguer les sédiments du lac. Cela permettrait à la fois de redonner plus de profondeur au plan d'eau (qui a été rempli d'environ 50 cm de sédiments depuis 1954–1955 EC), mais aussi d'enlever en partie ou en totalité les contaminants qui s'y sont accumulés. Sans actions drastiques (solutions d'ingénierie), et même en stoppant la pollution venant de l'amont, le lac à la Truite risque de stagner à un état de dégradation avancé pendant plusieurs années (décennies). À titre d'exemple, l'étude de Laperrière et al. (2009) a démontré que le lac Dauriat à Schefferville présentait toujours un état avancé de dégradation plus de 20 ans après l'arrêt des activités minières et l'exode massif de la population locale. Voir le rapport de Potvin et al. (2021) pour une discussion plus approfondie sur les solutions potentielles pour restaurer le lac à la Truite.

À la lumière de nos analyses et conclusions, nous émettons ces recommandations :

- ❖ Renforcer les bandes végétales riveraines en bordure du lac à la Truite, en particulier vis-à-vis les terrains agricoles. L'un de ces terrains présente notamment une section sans bande riveraine ([Figure 8.14](#)); cela doit être corrigé. Améliorer également leur état dans les bassins versants des rivières Bécancour, au Pin et Bagot et des ruisseaux Venlo et McLean;

- ❖ S'assurer du bon état des installations septiques des résidences entourant le lac à la Truite. Au besoin, pratiquer des travaux de réfection afin de corriger toutes déficiences;
- ❖ Poursuivre les démarches afin qu'une station de traitement des eaux usées soit aménagée à Saint-Adrien-d'Irlande (bassin versant de la rivière Bagot). Elles ont été entreprises en 2018 par la municipalité (Baril et al., 2019);
- ❖ Poursuivre la mise en place de solutions afin de freiner l'érosion et le transport de résidus miniers amiantés vers la rivière Bécancour. À cet effet, voir les analyses et propositions formulées par Potvin et al. (2021), ainsi que le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022);
- ❖ Freiner les rejets d'eaux usées non traitées dans la rivière Bécancour en provenance de Thetford Mines. Voir analyses et propositions de Potvin et al. (2021);
- ❖ Aménager un bassin de rétention des nutriments et des sédiments sur le parcours de la rivière Bécancour, entre le secteur de Thetford Mines et l'étang Stater. Par exemple, la rivière Bécancour pourrait être détournée vers le puits minier de la mine Lac d'Amiante. Voir analyses et propositions de Chum (2020) et le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022).

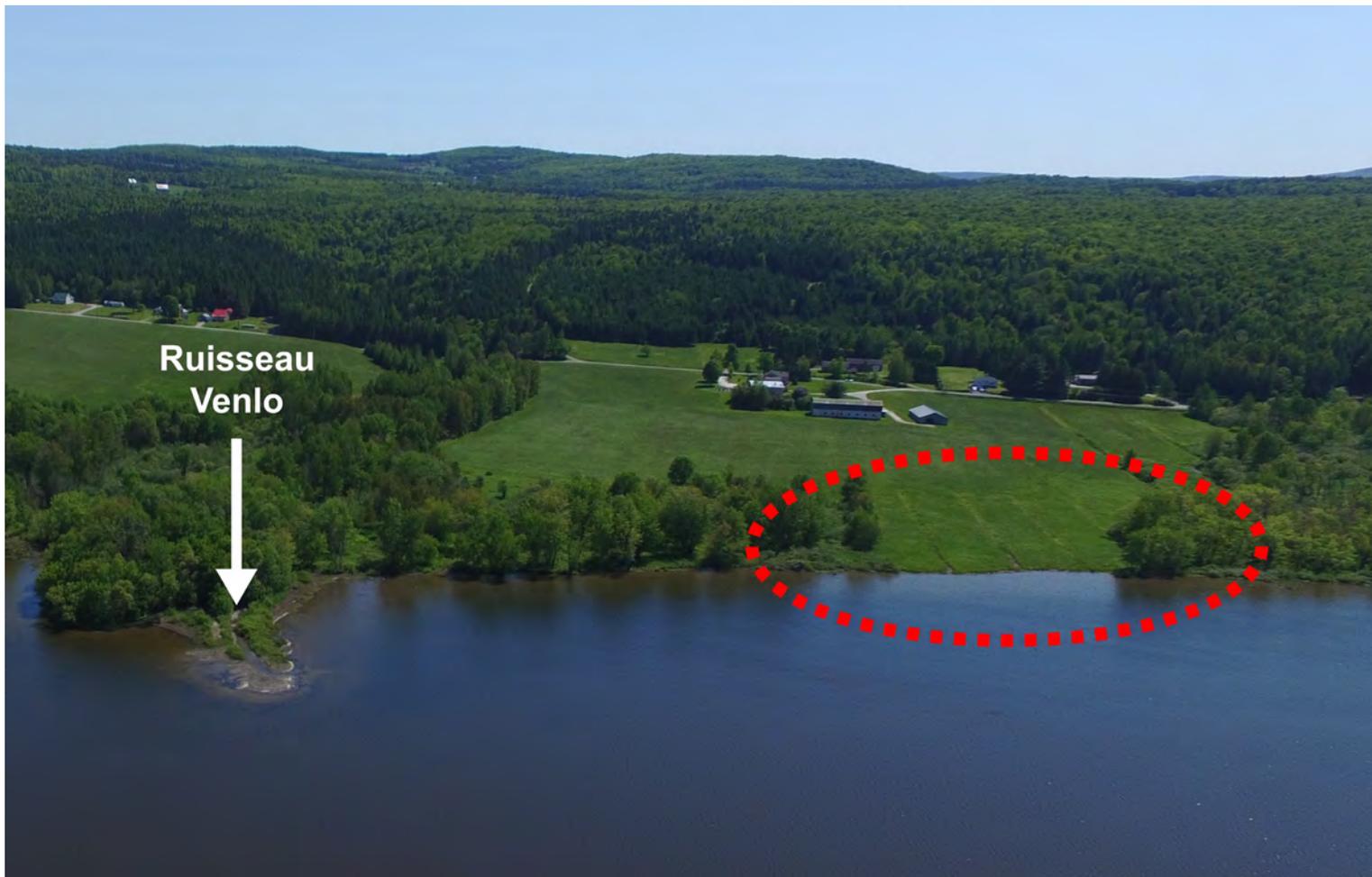


Figure 8.14. Photographie présentant une section d'un terrain agricole sans bande riveraine en bordure du lac à la Truite (cercle pointillé rouge).
[Crédit photo originale : Martin Turcotte, APLTI]

9. Lac William

9.1 Résultats

9.1.1 Description générale de la carotte

La carotte de sédiments du lac William a une longueur de 126,5 cm (Figure 9.1). Elle présente une stratigraphie fort dynamique. De 0 à 13 cm, les sédiments ont une couleur brun-orangé et présentent un aspect relativement homogène. Cependant, plusieurs couches distinctes de sédiments se succèdent de 13 à 58,5 cm. On distingue notamment un important dépôt grisâtre de 31,75 à 39,5 cm. Les sédiments sont à nouveau un peu plus uniformes dans le reste de la stratigraphie. Ils présentent une couleur brun pâle de 58,5 à ~ 72 cm, puis brun foncé de 72 à 126,5 cm.

9.1.2 Chronologie

Le modèle chronologique établi indique que la carotte de sédiments du lac William couvre les 1510 dernières années de l'histoire de ce plan d'eau (Figure 9.1). Un total de 72,75 cm de sédiments se sont accumulés au site de carottage (fosse du lac) depuis le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour vers 1810 EC (~ 210 ans d'accumulation). En comparaison, ce sont 53,75 cm qui avaient été déposés lors des ~ 1300 années antérieures. Le début des activités minières d'amiante dans la région de Thetford Mines (~ 1880 EC) et le déclin de cette industrie régionale (1980 EC) peuvent être respectivement associés aux profondeurs de 58,5 et 18,75 cm.

9.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments

De 510 ± 160 à 1818 ± 27 EC, les taux d'accumulation de sédiments au site de carottage étaient d'environ 0,04 cm/an et 0,01 g/cm²/an (Figure 9.2). Ils ont augmenté rapidement suivant l'intensification de la colonisation sur les berges du lac William. Ils s'élevaient à 0,25–0,26 cm/an (0,10–0,13 g/cm²/an) de 1833 ± 23 à 1911 ± 19 EC, puis à 0,26–0,34 cm/an (0,11–0,16 g/cm²/an) de 1911 ± 19 à 1943 ± 11 EC. Les taux d'accumulation ont augmenté davantage après ces dates pour atteindre 0,60–0,62 cm/an (0,33–0,41 g/cm²/an) de 1946 ± 11 à 1959 ± 5 EC, ce qui concorde avec la période entourant les travaux de

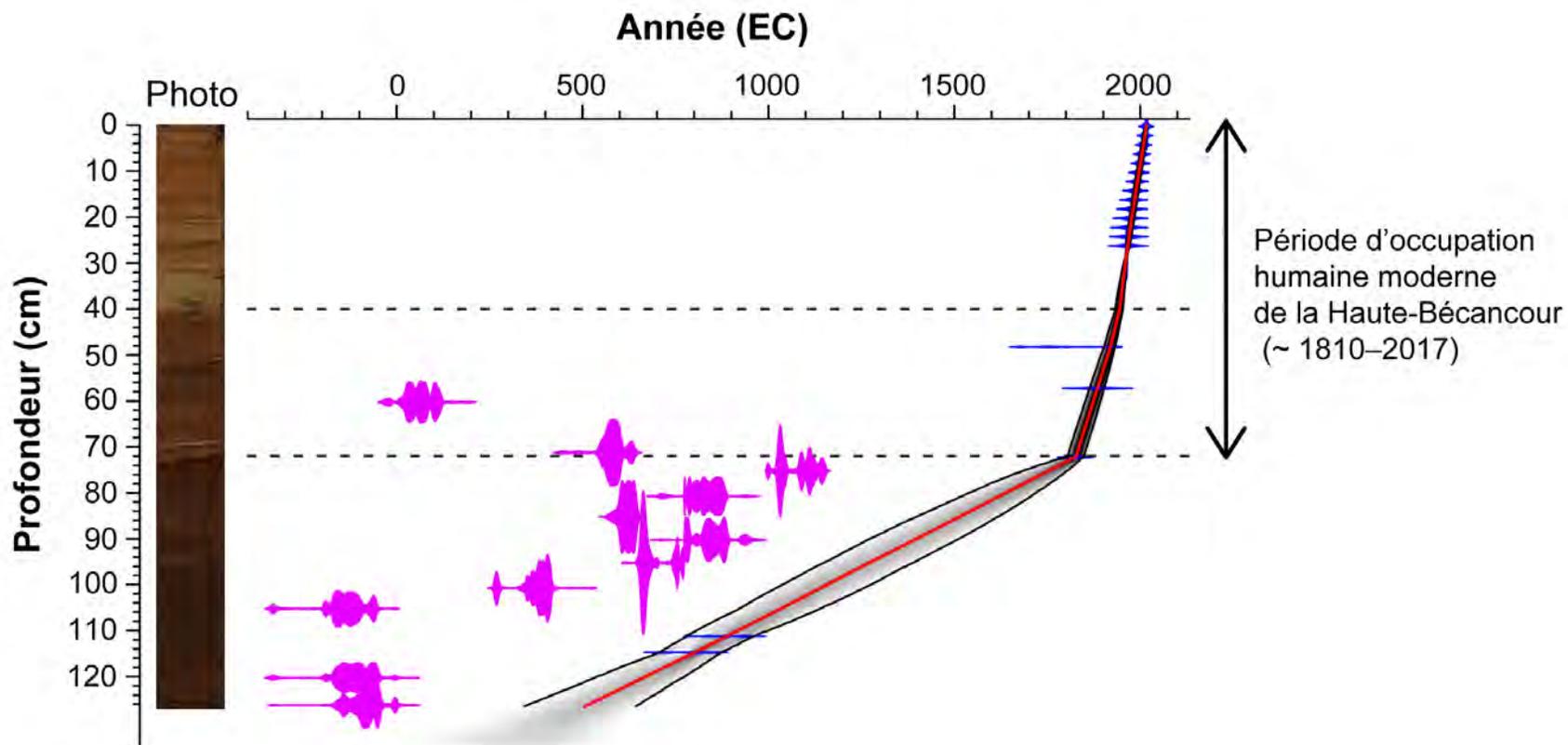


Figure 9.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac William et de son modèle chronologique. Note : la photo illustre l'intérieur de la carotte (plan longitudinal). La ligne rouge représente la courbe d'âge associée aux différents niveaux de profondeurs. Les lignes noires délimitent les intervalles d'erreur (niveau de confiance de 95 %). Les marqueurs bleus désignent les dates qui ont été retenues afin d'établir le modèle, tandis que les marqueurs mauves représentent des dates qui ont été exclues. Les lignes pointillées horizontales délimitent des coupures stratigraphiques importantes qui ont été considérées dans l'élaboration du modèle chronologique.

510-2017 EC

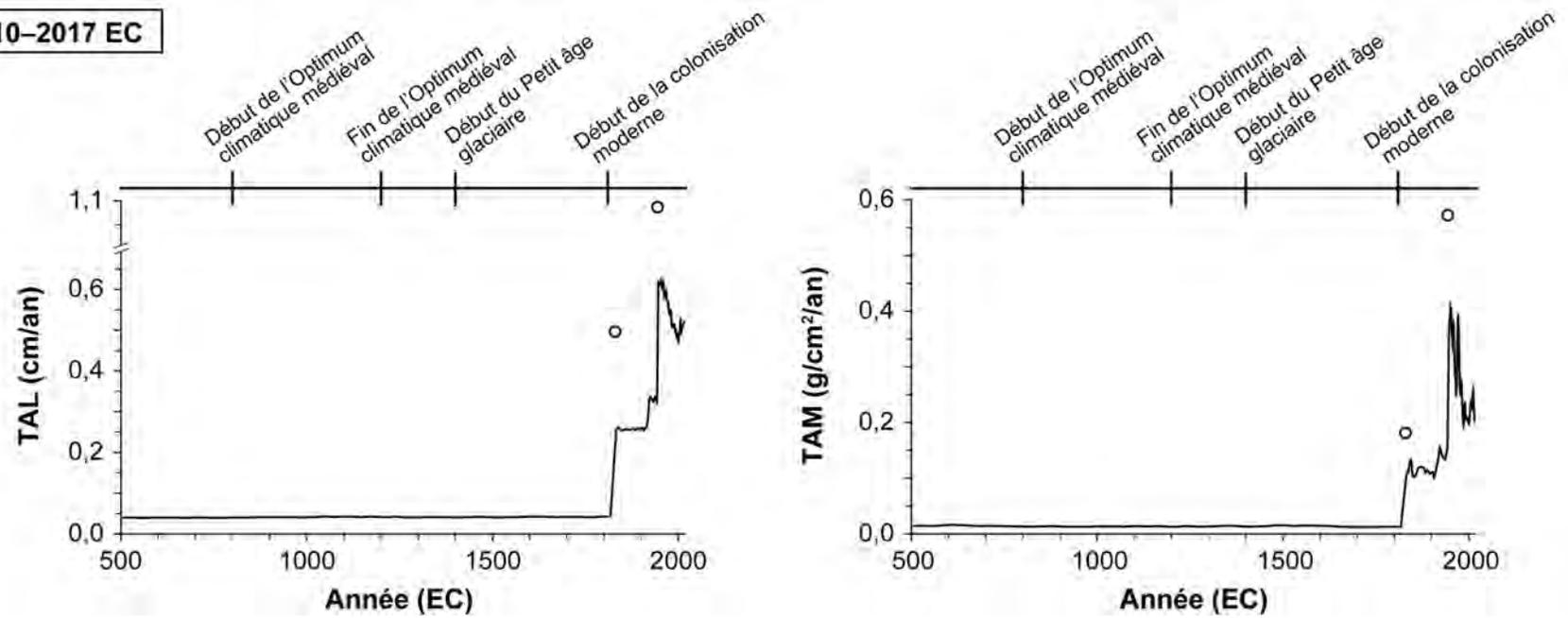


Figure 9.2. Évolution des taux d'accumulation linéaire (TAL; cm/an) et des taux d'accumulation massique (TAM; g/cm²/an) de sédiments au lac William. Note : les cercles vides désignent des valeurs aberrantes qui ont été exclues.

1750–2017 EC

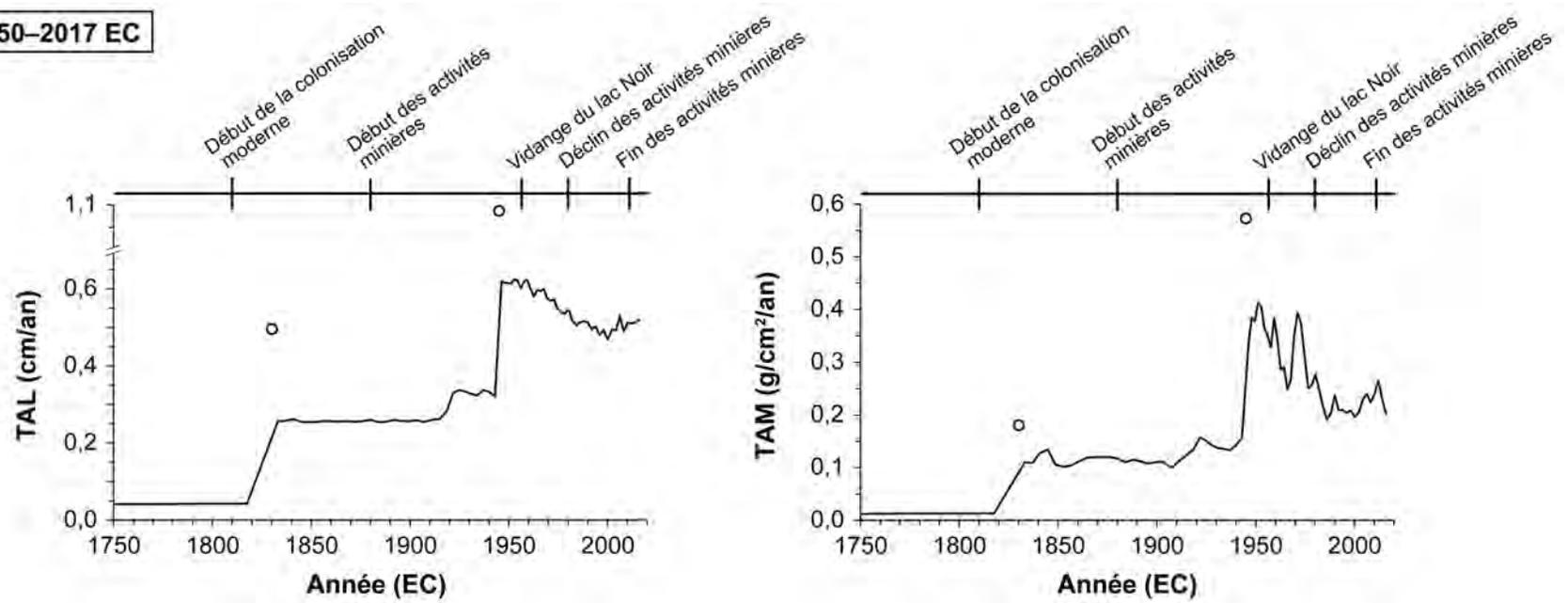


Figure 9.2. Suite.

vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Les valeurs présentaient ensuite une tendance globale à la baisse jusqu'en 2000 ± 6 EC où $0,47$ cm/an ($0,20$ g/cm²/an) a été atteint. Elles étaient à nouveau légèrement à la hausse entre 2000 ± 6 EC et 2017 ± 2 EC ($0,49$ – $0,53$ cm; $0,20$ – $0,27$ g/cm²/an).

9.1.4 Propriétés physiques

La densité et la susceptibilité magnétique dans la carotte de sédiments augmentent abruptement au-delà de 72 cm de profondeur (1829 ± 23 ; [Figure 9.3](#)), ce qui concorde avec l'intensification de la colonisation moderne sur les berges du lac William. Elles ont tendance à être encore plus élevées dans les couches situées au-dessus de 39 cm (1946 ± 11 EC).

La taille moyenne des grains de la carotte de sédiments varie entre 7,4 et 20,4 μ m (limons fins à grossiers; [Figure 9.3](#)). Les couches de sédiments présentes de 72,75 à 45,25 cm (1810 ± 30 à 1929 ± 16 EC) ont une granulométrie généralement un peu plus fine que les sédiments datant de l'ère précoloniale (510–1810 EC). Les valeurs de taille moyenne forment un pic de 44,25 à 42,25 cm (1932 ± 15 à 1938 ± 13 EC). Elles descendent ensuite rapidement pour atteindre des valeurs minimales de 39,25 à 32,25 cm (1945 ± 11 à 1957 ± 7 EC). Cet horizon des sédiments contient jusqu'à 14,6 % d'argile, soit une proportion beaucoup plus grande que dans le reste de la stratigraphie (0–0,3 %). La taille moyenne des grains est grandement variable de 32,25 à 0 cm (1957 ± 7 à 2017 ± 2 E), mais présente globalement une tendance à la hausse de 32,25 cm à 11,25 cm (1957 ± 7 à 1994 ± 7 EC), puis à la baisse dans les couches sus-jacentes.

9.1.5 Matière organique, carbone et azote

Dans l'horizon précolonial des sédiments (126,5–72,75 cm), le contenu en matière organique varie de 15,0 à 20,9 % ([Figure 9.4](#)). Il est considérablement plus faible de 71,25 à 41,25 cm (1831 ± 23 à 1941 ± 12 EC) alors qu'il oscille entre 9,2 et 14,8 %. Il chute à nouveau entre 41,25 et 16,25 cm (1941 ± 12 à 1985 ± 7 EC) où des valeurs minimales sont atteintes (jusqu'à 5,7 %). De 16,25 à 0 cm (1985 ± 7 à 2017 ± 2 EC), il varie de 8,5 à 13,4 %.

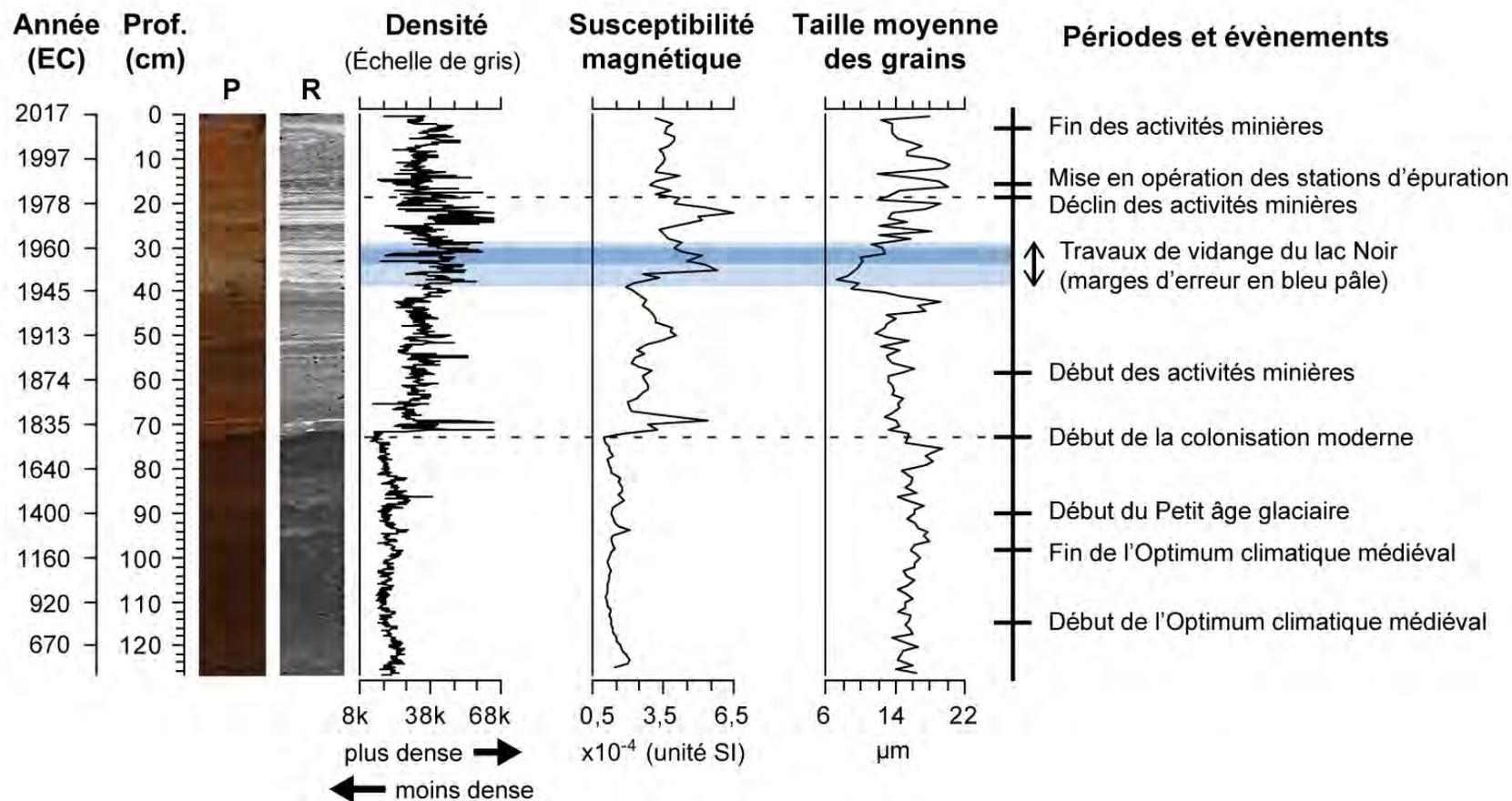


Figure 9.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac William. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC). P, photographie; R, radiographie.

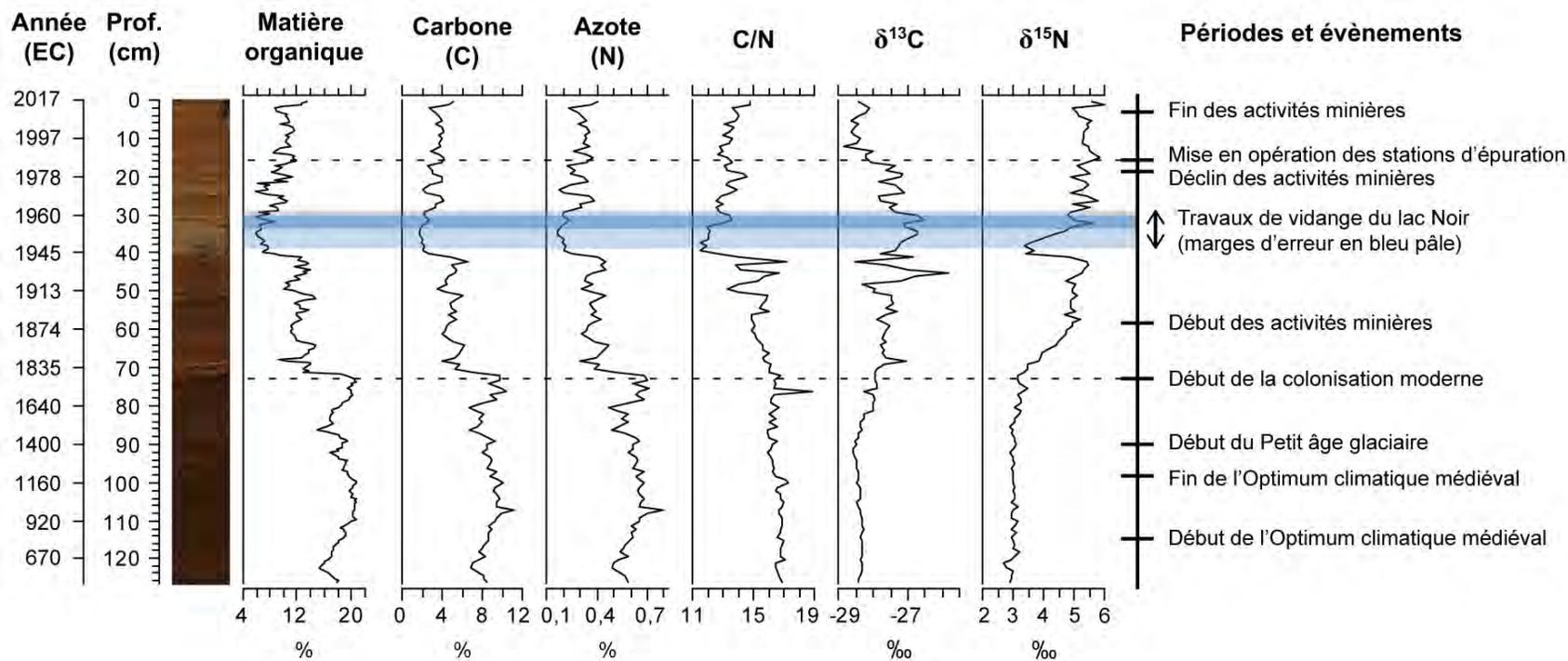


Figure 9.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac William. Les rapports du carbone sur l'azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote 15 sur l'azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC) et la mise en opération des stations d'épuration de Saint-Ferdinand et Thetford Mines (1985–1986 EC).

Tout au long de la stratigraphie, le contenu en carbone (1,7–11,3 %) et en azote (0,2–0,8 %) des sédiments fluctue de la même manière que le pourcentage de matière organique (Figure 9.4). Le rapport carbone sur azote (C/N) des sédiments varie également de façon similaire. Dans l'horizon précolonial, il présente une moyenne de 16,6 (Figure 9.4). Il diminue progressivement de 72,25 à 56,25 cm (1823 ± 23 à 1889 ± 21 EC) où une valeur de 14,9 est atteinte. Le rapport C/N est très variable de 56,25 à 42,25 cm (1889 ± 21 à 1938 ± 13 EC) alors qu'il oscille entre 13,3 et 17,2. Il plonge dans les couches de sédiments sus-jacentes pour atteindre un minimum de 11,5 à la profondeur de 39,25 cm (1945 ± 11 EC). Il présente ensuite une tendance générale à la hausse jusqu'en surface (2017 ± 2 EC) où 14,8 est atteint.

Le $\delta^{13}\text{C}$ varie de -28,6 à -27,9 ‰ dans les sédiments précoloniaux (Figure 9.4). Il est un peu plus élevé (-27,9 à -27,0 ‰) de 72,25 à 51,25 cm (1823 ± 23 à 1908 ± 19 EC). Il tend vers des valeurs encore plus grandes entre 47,25 et 17,25 cm (1923 ± 16 à 1983 ± 7 EC) alors qu'un maximum de -25,8 ‰ est atteint. Le $\delta^{13}\text{C}$ est à nouveau plus faible dans les couches de sédiments sus-jacentes (-28,8 à -28,0 ‰).

Le $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments précoloniaux est assez stable, variant autour d'une moyenne de 3,0 ‰ (Figure 9.4). De 72,25 à 57,25 cm (1823 ± 23 à 1885 ± 21 EC), il augmente progressivement jusqu'à 5,2 ‰. Il demeure élevé (3,2–5,5 ‰) de 57,25 à 42,25 cm (1885 ± 21 à 1938 ± 13 EC), puis chute entre 42,25 et 32,25 cm (1938 ± 13 à 1957 ± 7 EC) alors qu'une valeur minimale de 3,4 ‰ est atteinte. Le $\delta^{15}\text{N}$ oscille par la suite entre 4,8 et 6,0 ‰ jusqu'en surface (2017 ± 2 EC).

9.1.6 Métaux et autres éléments chimiques

La concentration de la plupart des métaux analysés augmente dans les couches de sédiments déposés depuis la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (Figure 9.5), ce qui est cohérent avec la diminution concomitante du contenu en matière organique. Seuls le calcium et le cadmium présentent généralement de plus faibles concentrations dans cet horizon de la carotte.

Les concentrations relatives du magnésium, du chrome, du nickel et du cuivre, telles qu'exprimées en termes de ratio vis-à-vis l'élément de référence titane, varient de manière similaire tout au long de la stratigraphie (Figure 9.6). Elles bondissent au-delà de 44 cm de

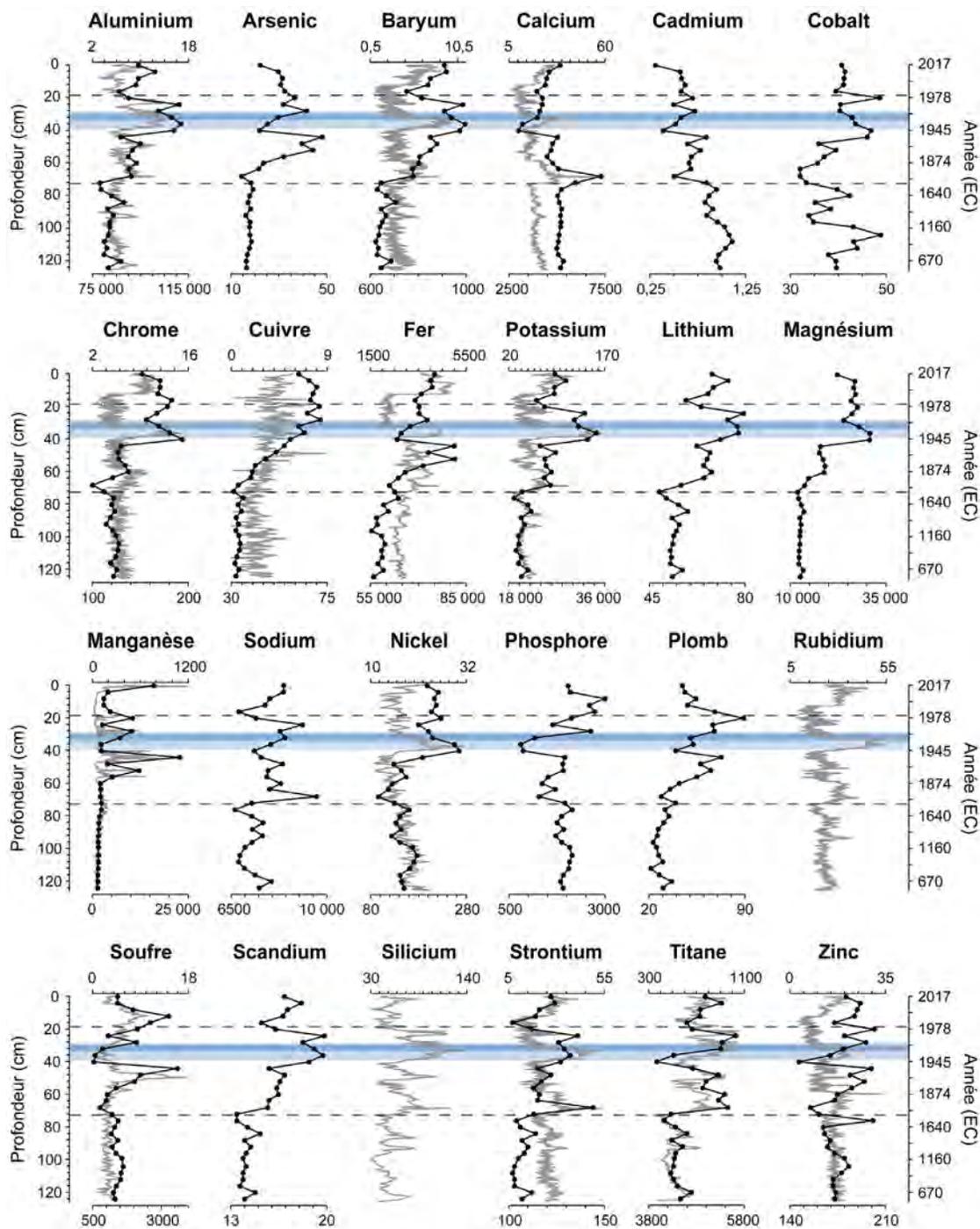


Figure 9.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac William. Note : les courbes et points noirs (axes horizontaux inférieurs) représentent les données de concentrations (en mg/kg) établies par spectrométrie, tandis que les courbes grises (axes horizontaux supérieurs) correspondent aux données de concentrations relatives obtenues par microfluorescence X. Les zones colorées délimitent la période de travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC; marges d’erreur en bleu pâle), tandis que les traits pointillés inférieur et supérieur marquent respectivement le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d’amiante (1980 EC).

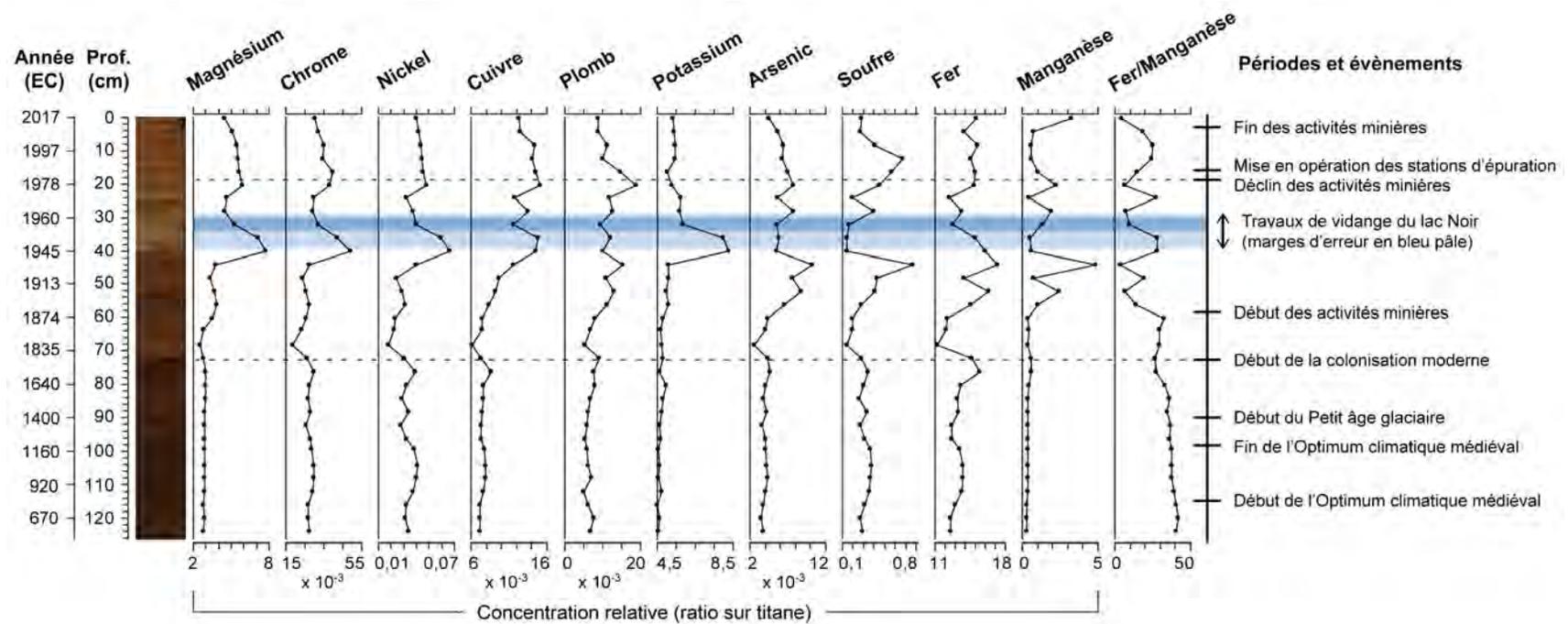


Figure 9.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac William. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

profondeur (1932 ± 15 EC) et culminent de 40,25 à 36,25 cm (1944 ± 11 à 1950 ± 10 EC). Elles sont momentanément plus faibles dans les couches de sédiments sus-jacentes jusqu'à ce qu'elles augmentent à nouveau de 24,25 à 20,25 cm (1970 ± 6 à 1977 ± 7 EC), puis redescendent progressivement jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). La concentration relative du potassium atteint également un pic de 40,25 à 36,25 cm (1944 ± 11 à 1950 ± 10 EC), mais diminue de manière plus importante dans les couches sus-jacentes et demeure faible jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). Contrairement à celles du magnésium, du chrome, du nickel et du cuivre, les teneurs relatives en arsenic, soufre, fer et manganèse culminent plutôt de 52,25 à 44,25 cm (1904 ± 20 à 1932 ± 15 EC) et sont ensuite généralement plus faibles jusqu'en surface. Le ratio de plomb sur titane plafonne de 52,25 à 16,25 cm (1904 ± 20 à 1985 ± 7 EC), puis redescend dans les couches superficielles de sédiments. Le ratio fer/manganèse des sédiments chute entre 60,25 et 40,25 cm (1873 ± 22 à 1944 ± 11 EC), puis à nouveau entre 36,25 et 12,25 cm (1950 ± 10 à 1992 ± 7 EC). Il présente une nouvelle tendance à la baisse de 8,25 à 0 cm (2001 ± 6 à 2017 ± 2 EC).

Dans les sédiments déposés depuis 1960 EC, les facteurs d'enrichissement du manganèse (1,2–8,7), du plomb (1,3–2,9) et du soufre (0,6–2,1) atteignent des valeurs maximales importantes, mais sont toutefois très variables (Figure 9.7). En les excluant, ce sont ceux du magnésium (1,6–2,0), du cuivre (1,5–2,0), de l'arsenic (1,1–2,0), du chrome (1,1–1,4), du nickel (0,9–1,4), du phosphore (0,7–1,4), du baryum (1,1–1,2) et du potassium (1,1–1,2) qui sont les plus élevés.

9.1.7 Amiante

Les échantillons de sédiments précoloniaux analysés contiennent de 0,0 à 0,3 % de fibres d'amiante (chrysotile seulement; Figures 9.8–9.9). Le niveau 65,5–66,0 cm (1852 ± 23 EC), associé aux premières décennies de la colonisation moderne, présente également une teneur similaire (0,4 %). Les concentrations en amiante sont beaucoup plus élevées dans les couches de sédiments déposées depuis le début des activités minières à Thetford Mines et Black Lake (~ 1880 EC). Les niveaux 54,5–55,0 cm (1895 ± 21 EC), 45,5–46,0 cm (1927 ± 16 EC) et 36,5–37,0 cm (1949 ± 10 EC) contiennent de 2,4 à 2,7 % de chrysotile et de 0,0 à 0,5 % d'actinolite. Les teneurs en fibres d'amiante s'accroissent encore

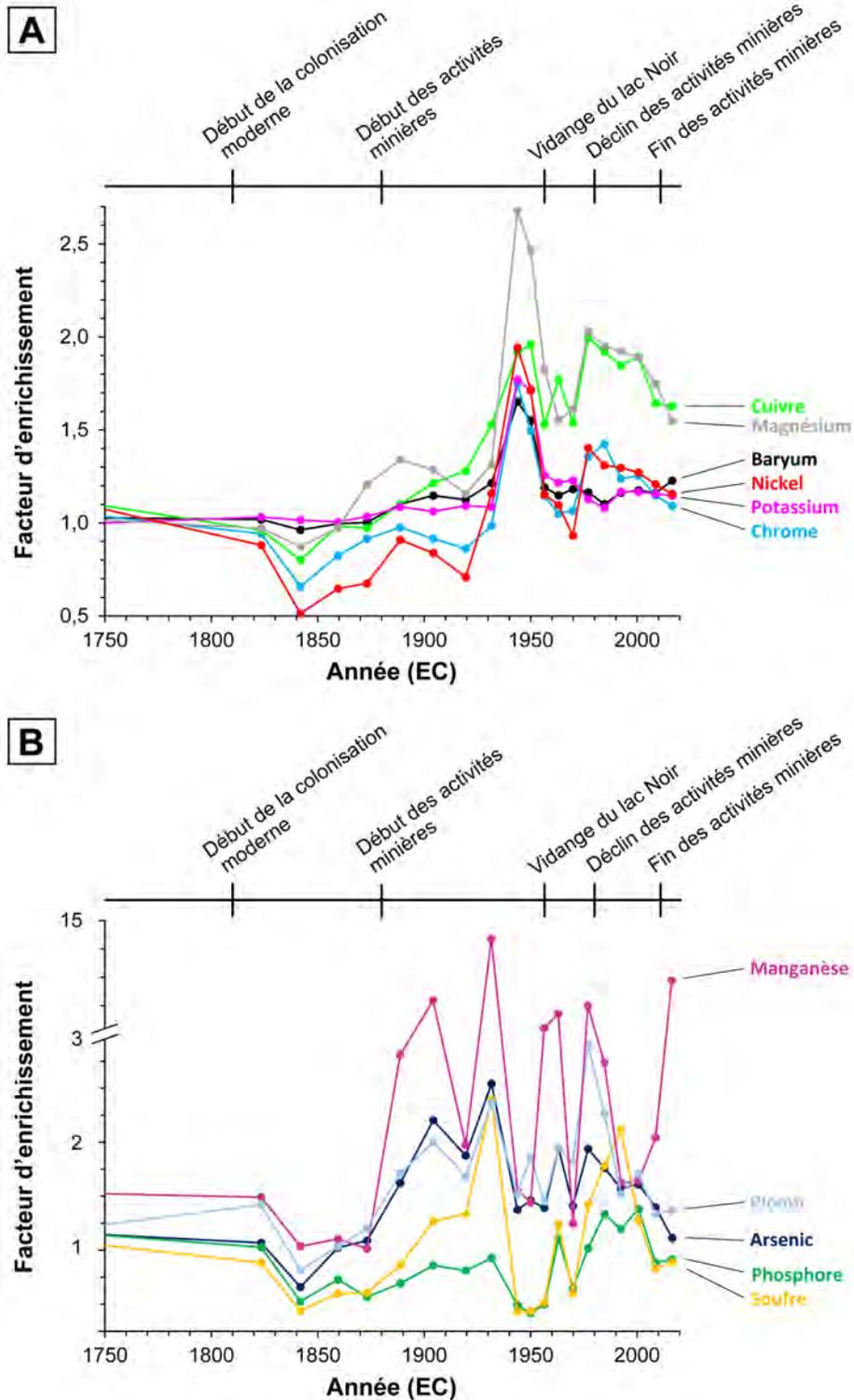


Figure 9.7. Évolution du facteur d'enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac William (1750–2017 EC). Note : les métaux présentés sont ceux ayant les facteurs les plus élevés depuis la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC). Ils sont groupés selon leur patron de variation : A) cuivre, magnésium, baryum, nickel, potassium et chrome; B) manganèse, plomb, arsenic, phosphore et soufre.

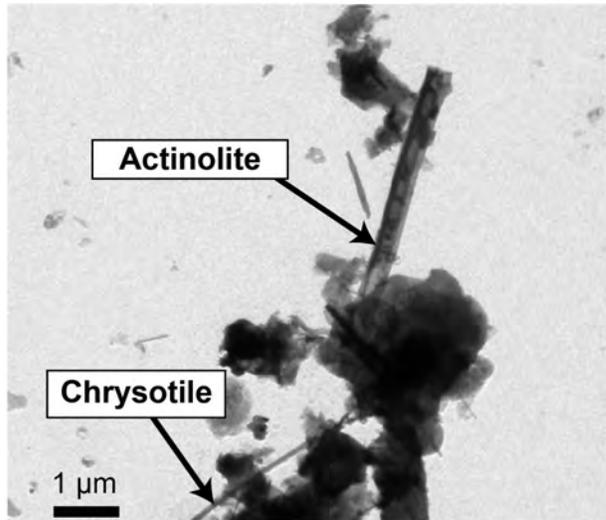


Figure 9.8. Photographie de fibres d’actinolite et de chrysotile présentes au niveau 0,0–1,0 cm de la carotte de sédiments du lac William (grossissement 1100x).

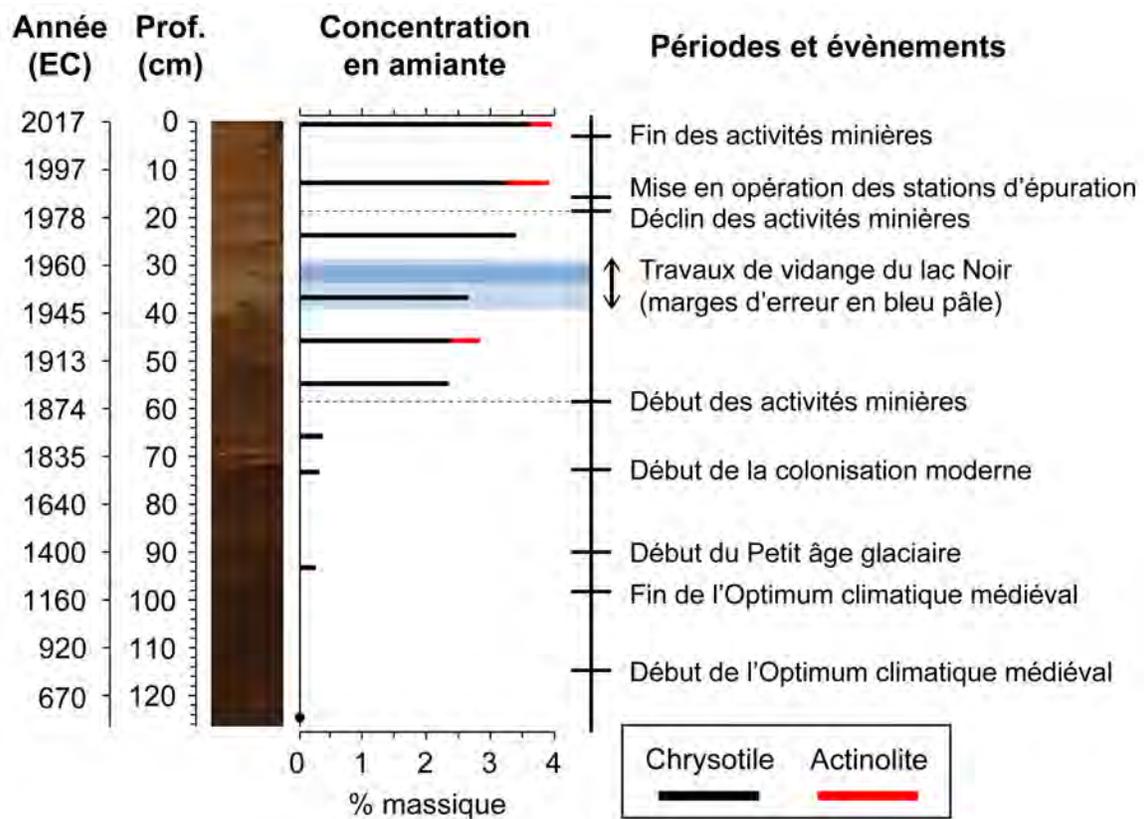


Figure 9.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac William. Note : les traits pointillés marquent le début des activités minières d’amiante dans la Haute-Bécancour (~ 1880 EC) et le début du déclin de l’industrie minière régionale (1980 EC).

d'avantage dans les couches sus-jacentes. Un maximum de 4,0 % (chrysotile : 3,6 %; actinolite : 0,4 %) a été mesuré dans la couche superficielle de sédiments (0,0–1,0 cm; 2016 ± 3 EC).

Basé sur nos reconstitutions, les taux d'accumulation de fibres d'amiante dans le lac William étaient de 0,0 à 0,4 mg/cm²/an avant le début des activités minières à Thetford Mines et Black Lake (Figure 9.10). Ils ont augmenté progressivement jusqu'à atteindre 13,4 mg/cm²/an en 1971 ± 6 EC. Les taux ont par la suite diminué suivant le déclin de l'industrie minière (≥ 1980 EC). Ils s'élevaient à 8,0 mg/cm²/an vers 2016 ± 3 EC.

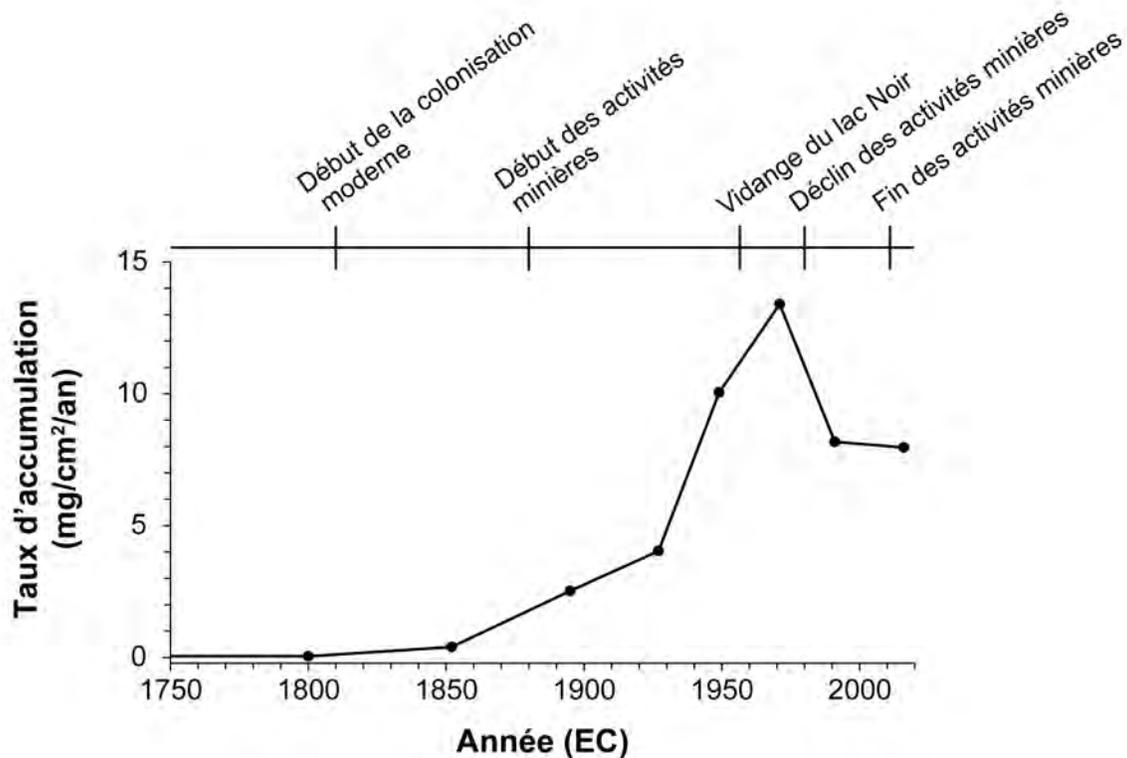


Figure 9.10. Évolution du taux d'accumulation de fibres d'amiante dans les sédiments récents du lac William (1750–2017 EC).

9.1.8 Assemblages de diatomées

Trois grandes zones stratigraphiques ont été définies dans la carotte du lac William à partir d'une analyse de regroupement pratiquée sur les données d'abondance relative des assemblages de diatomées préservés dans les sédiments (Figure 9.11). La zone I (126,5–57,25 cm; 510 ± 160 EC à 1885 ± 21 EC) est dominée par les espèces *Achnanthydium minutissimum* (*sensu lato*; ~ 15,0 %), *Discostella stelligera* (~ 5,3 %), *Aulacoseira tenella*

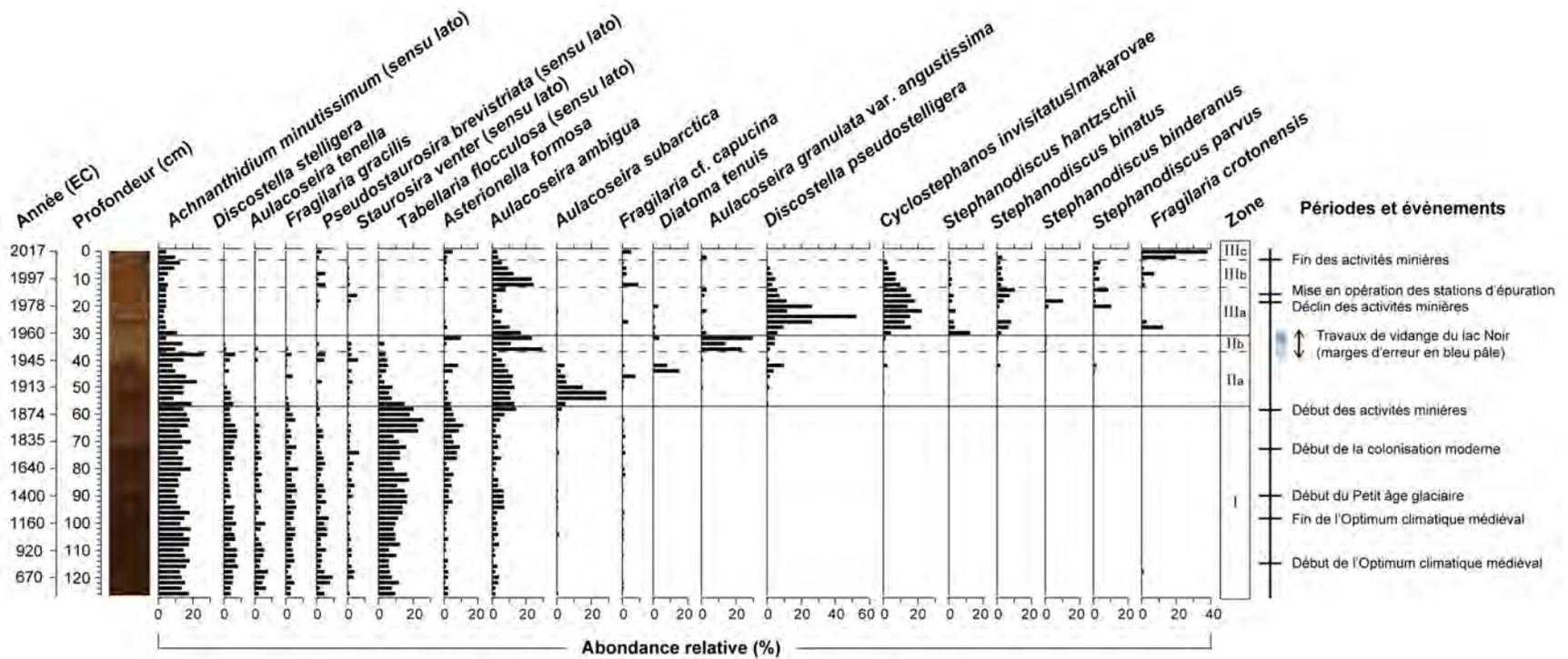


Figure 9.11. Diagramme stratigraphique de l'abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 7\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac William.

(~ 3,3 %), *Fragilaria gracilis* (~ 4,2 %), *Pseudostaurosira brevistriata* (*sensu lato*; ~ 3,9 %), *Tabellaria flocculosa* (6,1–26,4 %), *Asterionella formosa* (0,2–11,8 %) et *Aulacoseira ambigua* (~ 3,9 %). Dans cet horizon de la carotte, les couches de sédiments déposés avant et pendant l'Optimum climatique médiéval¹⁴ présentent généralement une plus faible abondance de *T. flocculosa* et *A. formosa* que les couches sus-jacentes.

La zone II (57,25–31,25 cm; 1885 ± 21 à 1958 ± 6 EC) est caractérisée par le déclin des espèces *D. stelligera*, *A. tenella*, *F. gracilis*, *P. brevistriata* et *T. flocculosa*. Dans la sous-zone IIa (57,25–37,25 cm; 1885 ± 21 à 1948 ± 11 EC), les espèces *A. subarctica* et, éventuellement, *Diatoma tenuis* et *Discostella pseudostelligera* connaissent des essors momentanément importants alors qu'ils atteignent individuellement des maximums de 9,8 à 29,2 % d'abondance relative. Dans la sous-zone IIb (37,25–31,25 cm; 1948 ± 11 EC à 1958 ± 6 EC), la proportion de l'espèce *A. ambigua* dans les assemblages de diatomées augmente considérablement (jusqu'à 29,8 %). Il en est de même pour *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* qui devient soudainement un taxon dominant (~ 22,4 %).

La zone III (31,25–0 cm; 1958 ± 6 à 2017 ± 2 EC) est principalement marquée par la réduction de l'abondance relative de *A. minutissimum* et la prolifération importante des espèces *D. pseudostelligera*, *Cyclostephanos invisitatus/makarovae*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Stephanodiscus binatus*, *Stephanodiscus parvus* et *Fragilaria crotonensis*. C'est dans la sous-zone IIIa (31,25–13,25 cm; 1958 ± 6 à 1990 ± 7 EC) que *D. pseudostelligera* et les espèces des genres *Cyclostephanos* et *Stephanodiscus* sont les plus nombreuses, alors qu'elles atteignent individuellement des maximums de 10,3 à 52,3 %. Leur abondance diminue dans la sous-zone IIIb (13,25 à 3,25 cm; 1990 ± 7 EC à 2011 ± 5 EC) qui est en contrepartie marquée par une nouvelle montée de *A. ambigua*, représentant alors jusqu'à 24,6 % des assemblages de diatomées. La sous-zone IIIc (3,25 à 0 cm; 2011 ± 5 EC à 2017 ± 2 EC) se démarque principalement par la dominance soudaine de *F. crotonensis* dont l'abondance relative atteint un maximum de 38,3 % dans la couche superficielle des sédiments.

Le rapport d'espèces planctoniques sur benthiques est en moyenne de 0,5 dans les sédiments précoloniaux du lac William (Figure 9.12). Il augmente dans les couches associées aux premières décennies de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour, puis

¹⁴ Période climatique chaude allant approximativement de 800 à 1200 EC.

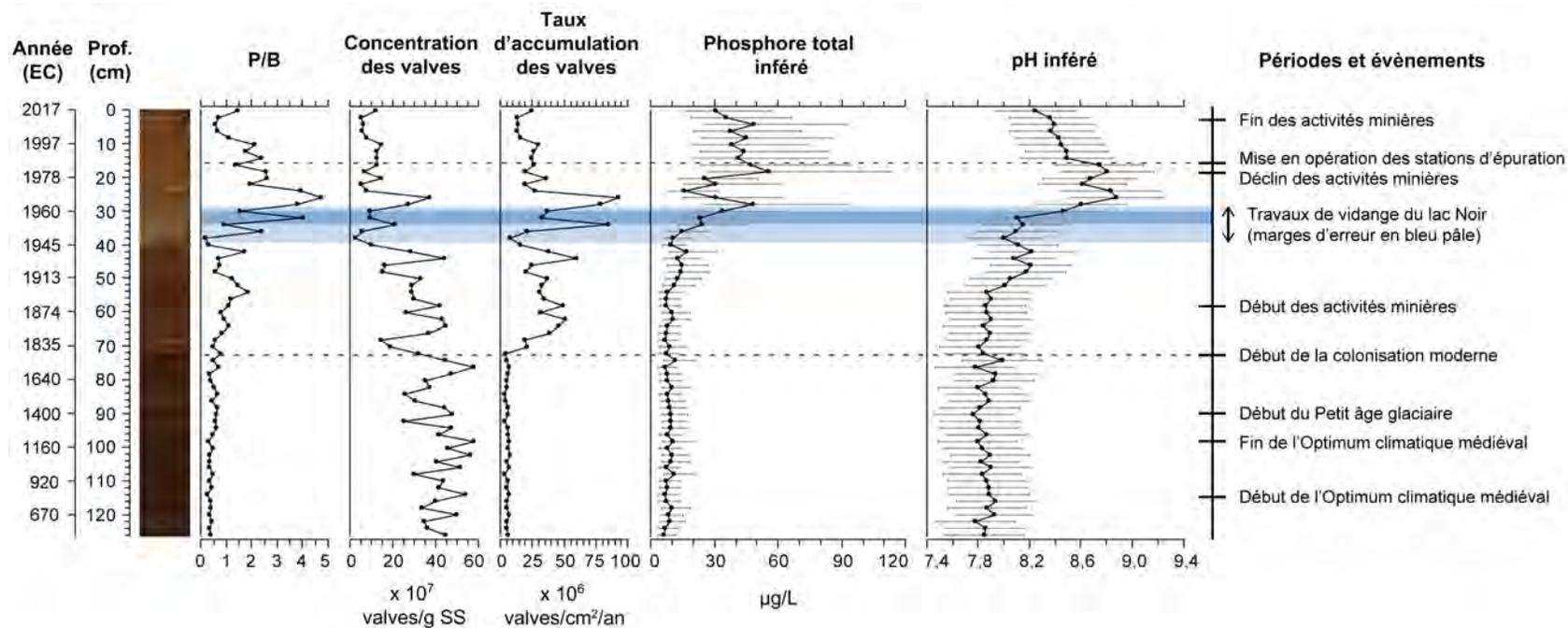


Figure 9.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d'accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac William. Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées. Note : SS, sédiments secs. Les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC) et la mise en opération des stations d'épuration de Saint-Ferdinand et Thetford Mines (1985–1986 EC).

atteint un pic important de 4,7 à la profondeur de 26,25 cm (1967 ± 5 EC). Le rapport descend ensuite progressivement dans les couches de sédiments sus-jacentes. Il atteint 1,4 en surface (2017 ± 2 EC).

La concentration des valves de diatomées présente de grandes variations tout au long de la stratigraphie (Figure 9.12). Cependant, elle est généralement plus élevée dans les sédiments précoloniaux (~ 42,4 x 10⁷ valves par gramme de sédiments secs; SS). Elle est en moyenne de 25,3 x 10⁷ valves g/SS aux profondeurs de 72,25 à 26,25 cm (1823 ± 23 à 1967 ± 5 EC) et de 9,5 x 10⁷ valves g/SS dans les couches de sédiments sus-jacentes (> 1967 ± 5 EC).

Les reconstitutions indiquent que le taux d'accumulation des valves de diatomées dans les sédiments était en moyenne de 5,8 x 10⁶ valves/cm²/an avant la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (Figure 9.12). Il a augmenté rapidement après 1823 ± 23 EC et un important pic de 92,8 x 10⁶ valves/cm²/an a été atteint en 1967 ± 5 EC. Le rythme d'accumulation a ensuite diminué rapidement et s'est depuis maintenu aux alentours de 22,5 x 10⁶ valves/cm²/an.

9.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l'eau

D'après les reconstitutions basées sur les assemblages fossiles de diatomées, la concentration de phosphore total dans l'eau du lac William est demeurée assez stable de 510 ± 160 à 1897 ± 21 EC, selon une moyenne de 8,6 µg/L (Figure 9.12). Elle a ensuite augmenté pour atteindre 16,8 µg/L en 1938 ± 13 EC (intervalle d'erreur : 9,0–31,3 µg/L) et 48,2 µg/L en 1963 ± 2 EC suivant la vidange du lac Noir (intervalle d'erreur : 24,9–93,3 µg/L). La teneur en phosphore total a finalement atteint une valeur maximale de 55,9 µg/L en 1981 ± 7 EC (intervalle d'erreur : 27,4–113,8 µg/L), puis est progressivement redescendue jusqu'à 30,9 µg/L en 2017 ± 2 EC (intervalle d'erreur : 16,7–57,1 µg/L).

Le pH du lac a oscillé entre 7,8 et 8,0 ± 0,3 de 510 ± 160 à 1897 ± 21 EC (Figure 9.12). Il a ensuite augmenté jusqu'à atteindre 8,2 ± 0,3 en 1938 ± 13 EC. Il a plus tard subi une nouvelle hausse de 1957 ± 7 à 1967 ± 5 EC alors qu'il a atteint 8,9 ± 0,4. Le pH a depuis progressivement diminué jusqu'à 8,2 ± 0,3 en 2017 ± 2 EC.

9.2 Discussion

9.2.1 État naturel

Les résultats des analyses paléolimnologiques indiquent que le lac William avait de très faibles taux de sédimentation à l'état naturel (510–1810 EC) et présentait une très bonne condition écologique. Effectivement, la composition des assemblages de diatomées et les valeurs inférées de phosphore total (généralement sous 10 µg/L) indiquent qu'il était au stade oligotrophe. Autrement dit, ses eaux étaient pauvres en nutriments, ce qui limitait la croissance d'algues et de plantes aquatiques. Par ailleurs, les valeurs reconstituées de pH pour l'époque précoloniale (7,8–8,0) indiquent que les eaux du lac William étaient historiquement un peu moins alcalines qu'aujourd'hui (8,2–8,3; voir tableaux [A4-1](#) et [A4-2](#)). Le lac a maintenu un état assez stable durant les 13 siècles qui ont précédé la colonisation moderne de la Haute-Bécancour. Les variations climatiques et environnementales naturelles de cette époque l'ont peu influencé.

9.2.2 Évolution postcoloniale

9.2.2.1 Années 1810 à 1895 EC

Les changements importants et abrupts survenus dans les sédiments du lac William déposés après 1823 ± 23 EC correspondent avec l'intensification de la colonisation dans ce secteur de la Haute-Bécancour suivant notamment la construction du village de Bernierville/Saint-Ferdinand à compter de 1830–1834 EC (Marcoux-Dubois et Fréchette-Laframboise, 1984). Les résultats indiquent que le déboisement et la transformation des terres ceinturant le lac ont généré une importante érosion. Effectivement, ils ont entraîné une hausse permanente des apports de matière minérale fine au lac William, tel que démontré par la diminution de la teneur en matière organique et de la taille moyenne des grains dans la carotte. Par conséquent, les taux d'accumulation de sédiments ont augmenté grandement ($\sim 8,2x$; basé sur les valeurs massiques moyennes).

Les perturbations du bassin versant associées à la colonisation moderne ont stimulé la croissance d'algues dans l'eau du lac William. Ce résultat est démontré par la hausse des taux d'accumulation de valves de diatomées, ainsi que par la diminution du rapport C/N et l'augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments (Meyers, 2009). Pendant la

période de 1810 à 1885 EC, l'absence de changements importants dans la composition des assemblages biologiques indique que le lac est toutefois demeuré à un stade oligotrophe.

9.2.2.2 Années 1885 à 1945 EC

Les changements dans les diatomées survenus à compter de ~ 1885 EC, ainsi que les valeurs reconstituées de phosphore total, indiquent que le lac William a évolué vers un état mésotrophe à cette époque. L'espèce *Aulacoseira subarctica*, qui a connu un essor important à ce moment, est en particulier un bon indicateur d'eaux modérément enrichies en nutriments (Gibson et al., 2003). Cette eutrophisation précoce du lac William ne peut pas être attribuée à un seul facteur en particulier. Il est possible qu'elle concorde avec la construction du premier réseau d'égouts de Bernierville et aux débuts de rejets d'eaux usées plus massifs dans le lac William en provenance des résidences et de l'Hôpital Saint-Julien (fondé en 1872 EC). Tel que souligné à la [section 3.9](#), la date d'aménagement des systèmes d'eaux municipales dans ce secteur est inconnue, mais pourrait être similaire à celle de Thetford Mines (1909 EC). La date de 1885 EC concorde aussi parfaitement avec le début de la drave sur le lac William (1885–1925 EC) qui a été pratiquée pour le commerce du bois (voir [section 3.3](#)). Cette activité est susceptible d'avoir été une source d'éléments nutritifs pour le lac. Dans la carotte, la période de 1885 à 1925 EC (57,25–46,5 cm) correspond d'ailleurs avec certaines hausses du contenu en matière organique et du rapport C/N des sédiments ([Figure 9.4](#)), ce qui témoigne d'apports plus importants de matière végétale terrestre (Meyers, 2009).

L'augmentation importante de la concentration d'amiante dans les sédiments déposés entre 1885 et 1945 EC prouve que les activités minières menées à Thetford Mines et Black Lake durant cette époque ont également contaminé le lac William. Ce résultat est cohérent avec le fait que le magnésium présente un facteur d'enrichissement relativement élevé (supérieur à celui d'autres éléments détritiques, tels que le potassium; [Figure 9.7](#)) dans ces sédiments, ce qui pourrait témoigner d'apports de résidus miniers qui seraient survenus avant la vidange du lac Noir. Le manganèse, l'arsenic et le soufre y présentent aussi des concentrations relativement élevées. Les teneurs en manganèse sont particulièrement variables, ce qui laisse croire que ce métal a migré dans la carotte et s'est accumulé préférentiellement dans certaines couches de sédiments présumément plus riches

en oxygène. C'est peut-être également le cas de l'arsenic qui est lui aussi sensible aux conditions d'oxygénation dans l'eau et les sédiments (Engstrom et Wright, 1984; Boyle, 2001). Dans ce contexte, il est difficile de conclure qu'une source importante de manganèse et d'arsenic a réellement alimenté le lac William entre 1885 et 1945 EC. Comme pour le lac à la Truite, il est possible que les coupes d'arbres et brûlis survenus autour du lac William, en particulier dans le cadre du commerce du bois et de la potasse, l'aient significativement alimenté en matière organique dissoute et ions transportant de l'arsenic, du soufre et du manganèse (Carignan et al., 2000; Lamontagne et al., 2000; Bauer et Blodau, 2006; O'Driscoll et al., 2006; Johnston et al., 2019). De plus, l'enrichissement en soufre pourrait provenir de contaminations organiques liées aux activités agricoles et rejets d'eaux usées, ou encore d'une érosion préférentielle de minéraux sulfurés présents dans le bassin versant du lac William (St-Julien 1987). Considérant le moment de l'enrichissement en arsenic et en soufre, il est aussi probable qu'elle ait été stimulée par la pollution atmosphérique associée à l'ère industrielle (p. ex., Mitchell et al., 1988; Couture et al., 2008). Les combustibles fossiles sont une source importante de ces éléments pour les eaux de surface (Wetzel, 2001; Smedley et Kinniburgh, 2002).

9.2.2.3 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC)

Plusieurs changements importants sont survenus dans les sédiments du lac William à partir de ~ 1945 EC (intervalle d'erreur : 1934–1954 EC). Ils peuvent être attribués aux travaux de vidange du lac Noir qui se sont déroulés de 1954 à 1959 EC. Tout comme pour l'étang Stater et le lac à la Truite, les résultats démontrent que cet événement a causé une accumulation importante de sédiments dans le lac William (~ 7,75 cm d'épaisseur). La couche de sédiments grisâtres présente entre 31,75 et 39,5 cm (Figure 9.13) contient une grande quantité d'argiles qui provient sans doute des profondeurs du lac Noir. C'est d'ailleurs au lac William que les dépositions d'argiles ont été les plus élevées durant les travaux de vidange; son large bassin étant plus favorable au ralentissement des eaux et à la déposition de fines particules sédimentaires.

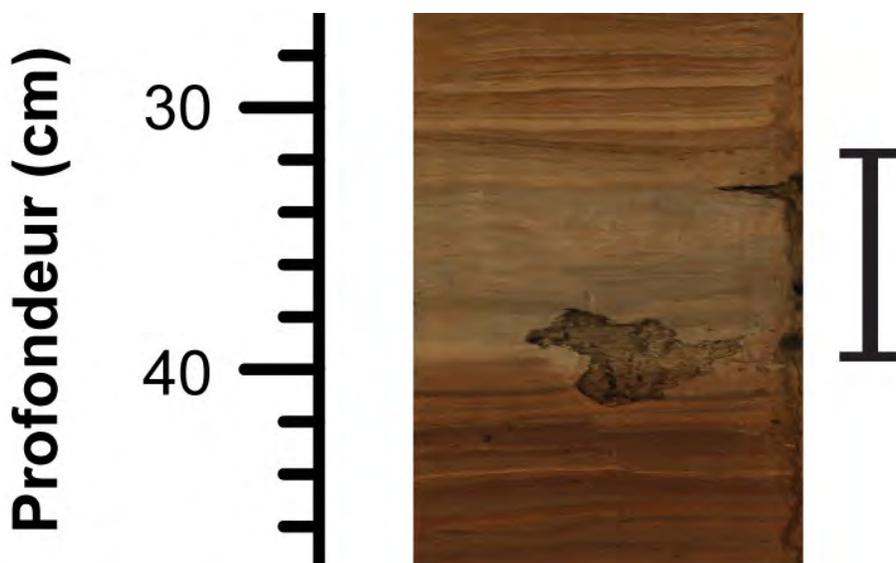


Figure 9.13. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposées dans le lac William durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Note : les couches sont délimitées par le marqueur noir (31,75 à 39,5 cm de profondeur). Elles ont été déterminées à partir du modèle chronologique (en considérant les marges d’erreur associées aux dates) et de l’observation de la stratigraphie.

L’espèce *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* est favorisée par des eaux de faible transparence qui sont riches en silicium et en phosphore (Loudiki et al., 1994; Raupp et al., 2009). Sa dominance aux profondeurs de 32,25 à 36,25 cm reflète la charge importante de poussière minérale et de nutriments qui prévalait dans l’eau du lac William durant la vidange du lac Noir. La transition abrupte vers 31,25 (1958 ± 6 cm) de profondeur vers une flore de diatomées dominée par les espèces *Discostella pseudostelligera*, *Cyclostephanos invisitatus/makarovae*, *Stephanodiscus hantzschii* et *Stephanodiscus binatus* marquent ensuite l’établissement définitif de conditions eutrophes dans le lac. Celles des genres *Cyclostephanos* et *Stephanodiscus*, en particulier, sont typiques des eaux fortement enrichies en nutriments (Laperrière et al., 2009; Houk et al., 2014; Schultz et al., 2021). L’eutrophisation du lac William durant la vidange du lac Noir est également perceptible dans les variations des rapports C/N et $\delta^{13}\text{C}$ des sédiments de cette époque (Meyers, 2009). Tout comme pour le lac à la Truite, ce changement écologique important peut être attribué à l’arrivée plus importante d’eaux usées municipales en provenance de Thetford Mines et Black Lake à la suite de la disparition du lac Noir. Les résultats indiquent que la vidange a également mené à une alcalinisation importante des eaux du lac William.

9.2.2.4 Période post-vidange (1960–1980 EC)

Les résultats indiquent que le lac William a continué de recevoir des quantités très importantes de matière minérale dans les deux décennies qui ont suivi la vidange du lac Noir. Ce résultat est démontré par la faible teneur en matière organique et les valeurs élevées de densité, de susceptibilité magnétique et de taux d'accumulation des sédiments de cette époque. Tout comme pour l'étang Stater et le lac à la Truite, les apports sédimentaires élevés peuvent être attribués à l'érosion continue du matériel fraîchement excavé du lac Noir, ainsi qu'aux différents travaux réalisés au sein et en bordure de la rivière Bécancour durant cette période (voir [section 3.11](#)). Éventuellement, les contributions en provenance de ces sources se sont progressivement estompées, ce qui explique la diminution progressive des taux d'accumulation de sédiments. Par ailleurs, les valeurs élevées des facteurs d'enrichissement du magnésium, chrome et nickel dans les sédiments déposés entre 1960 et 1980 EC indiquent qu'une bonne partie des sédiments de cette époque provient également de l'érosion des haldes de résidus miniers. Cette source est devenue de plus en plus importante au fil du temps. Le développement riverain résidentiel survenu entre 1959 et 1979 EC (voir [section 3.8.3](#)) a aussi certainement généré d'importants apports sédimentaires. Par ailleurs, les résultats démontrent que l'intensification des activités minières régionales suivant la vidange du lac Noir a entraîné une hausse de la contamination en fibres d'amiante dans les sédiments du lac William.

Comme pour le lac à la Truite, une contamination importante en cuivre a été notée dans les sédiments du lac William déposés après 1960 EC. Considérant que le facteur d'enrichissement de ce métal varie de manière très similaire à celui du magnésium dans la carotte, on peut penser qu'il provient principalement de la pollution minière. Cependant, tel que discuté à la [section 8.2.2.4](#), les haldes minières de la région ne contiennent *a priori* toutefois pas des concentrations assez importantes en cuivre pour justifier à elles seules cet enrichissement. La pollution agricole ainsi que l'érosion préférentielle de certains affleurements de roches/minéraux à teneur élevée en cuivre présents dans le bassin versant du lac William (St-Julien, 1987) sont d'autres sources potentiellement importantes de ce métal.

Pendant la période de 1960 à 1980 EC, la prévalence des diatomées indicatrices de conditions eutrophes qui ont émergé durant la vidange du lac Noir et les valeurs toujours

élevées des concentrations de phosphore total inféré indiquent que le lac William a maintenu des eaux de très mauvaise qualité. Bien que les données géochimiques ne permettent pas de le prouver, la présence et la succession de plusieurs laminations fines dans la stratigraphie de cette période (Figure 9.14) suggèrent que l'hypolimnion du lac William était à ce moment anoxique (c.-à-d., le bas de la colonne d'eau était dépourvu d'oxygène). Dans de telles conditions, il y a peu d'activité biologique au fond de l'eau, ce qui permet une meilleure préservation (moins grande perturbation) de la structure des sédiments.

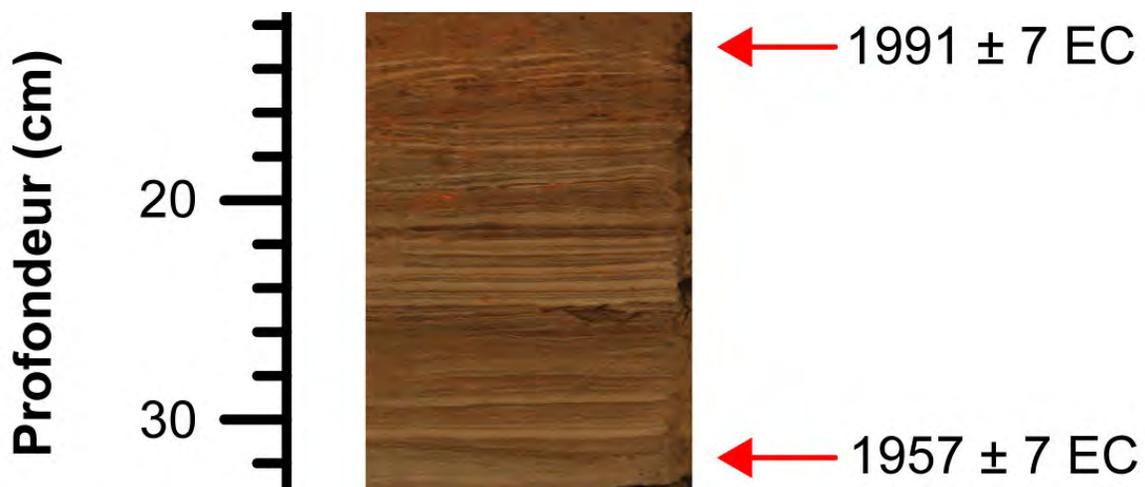


Figure 9.14. Aperçu agrandi des laminations fines (minces couches de sédiments) préservées dans la stratigraphie des années 1957 ± 7 à 1991 ± 7 EC (31,75 à 13 cm) du lac William.

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

Les résultats ont révélé que les taux d'accumulation de sédiments au lac William sont en moyenne plus faibles depuis 1980 EC. D'après la tendance à la baisse dans les valeurs des facteurs d'enrichissement du magnésium, du chrome et du nickel, cela peut être en partie attribué à une réduction des apports de résidus miniers au lac William, lesquels demeurent toutefois toujours très importants. La nouvelle hausse (légère) des taux d'accumulation de sédiments après 2000 ± 6 EC est curieuse considérant qu'elle est survenue malgré la construction de bassins de sédimentation en amont de notre point de carottage en 1995 et 2002 EC (voir section 3.11). Elle est analogue à celle apparue durant la même période au lac à la Truite (voir section 8.1.3) et a donc possiblement la même origine. Il est difficile d'identifier précisément un facteur responsable de ces augmentations récentes des taux

d'accumulation de sédiments. Elles pourraient provenir d'une hausse de la quantité de matériel transportée par certains tributaires des lacs à la Truite et William. À la lumière de nos résultats, on peut toutefois affirmer qu'elles ne sont pas attribuables à des apports miniers.

Les résultats ont démontré que le taux d'accumulation de fibres d'amiante a été réduit au lac William depuis le déclin et la fin des activités minières régionales. Curieusement, la concentration (%) de fibres dans les sédiments de cette époque n'a toutefois pas diminué. Au contraire, elle a légèrement augmenté. Cela peut simplement s'expliquer par la réduction des taux d'accumulation de sédiments dans le lac. Les fibres d'amiante sont désormais moins « diluées » dans la matrice sédimentaire.

La mise en opération des stations d'épuration de Saint-Ferdinand et de Thetford Mines en 1985–1986 EC a permis d'améliorer progressivement la qualité de l'eau du lac William. Effectivement, la diminution des valeurs de phosphore total inféré et de $\delta^{13}\text{C}$ des sédiments déposés depuis cette date indique que la croissance d'algues a été réduite (Meyers, 2009). Ces changements sont cohérents avec la diminution du rapport de diatomées planctoniques sur benthiques qui témoignent d'une amélioration de la transparence de l'eau (Schelske et al., 1999). La quasi-disparition des taxons des genres *Cyclostephanos* et *Stephanodiscus* des assemblages de diatomées après 2011 ± 5 EC marque le retour récent du lac William à un état mésotrophe. Ils ont été remplacés par l'espèce *F. crotonensis* qui préfère ce type de milieu aquatique (Van Dam et al., 1994; Morales et al., 2013). En plus des stations d'épuration, il est possible que l'amélioration récente de la qualité de l'eau du lac William ait été favorisée par la baisse de la population de Saint-Ferdinand/Bernierville survenue au cours des dernières décennies (Figure 3.4A) et la fermeture des établissements piscicoles qui étaient situés à proximité (Morin et Boulanger, 2005; Faucher, 2007).

9.2.3 Niveaux modernes d'accumulation et de contamination des sédiments

Tout comme pour l'étang Stater et le lac à la Truite, le taux moyen d'accumulation linéaire de sédiments au lac William depuis 2000 EC (0,50 cm/an) est très élevé. Le taux moyen d'accumulation massique (0,23 g/cm²/an) est comparable aux valeurs les plus élevées

retrouvées chez les lacs de l'est du Canada affectés par des activités humaines (Baud et al., 2022). Contrairement à l'étang Stater et au lac à la Truite, le rythme élevé d'accumulation de sédiments dans le lac William ne menace pas sa pérennité puisque ce plan d'eau est très profond (jusqu'à 31 m). Il demeure cependant nuisible puisqu'il engendre tout de même des problématiques d'ensablement dans certains secteurs localisés (moins creux).

Comme pour l'étang Stater et les lacs Bécancour et à la Truite, la concentration en chrome et en nickel dans les sédiments modernes du lac William dépasse largement les plus hauts échelons des critères de qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec pour ces deux métaux (respectivement les seuils d'effets fréquents et occasionnels; [Tableau 9.1](#)). Les teneurs naturelles en chrome et en nickel excédaient cependant déjà ces seuils, ce qui est un reflet de la géologie particulière de la région. La concentration d'arsenic dans les sédiments précoloniaux du lac William est également naturellement élevée. Cependant,

Tableau 9.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac William vis-à-vis les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007). Note : les chiffres surlignés en bleu représentent les critères excédés ou atteints par les sédiments modernes du lac pour chaque substance chimique.

	CER	CSE	CEO	CEP	CEF	Sédiments précoloniaux (72,75–126,5 cm) ^a	Sédiments modernes (0–30 cm) ^b
Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23	16–19	22–42
Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12	0,8–1,1	0,3–0,7
Chrome	25	37	57	90	120	114–128	152–183
Cuivre	22	36	63	200	700	32–35	62–72
Nickel	ND	ND	47	ND	ND	124–177	180–227
Plomb	25	35	52	91	150	21–36	44–89
Zinc	80	120	170	310	770	164–201	173–202

CER : concentration d'effets rares

CSE : concentration seuil produisant un effet

CEO : concentration d'effets occasionnels

CEP : concentration produisant un effet probable

CEF : concentration d'effets fréquents

^a Période couverte : 510 ± 160 à 1810 ± 30 EC

^b Période couverte : 1960 ± 5 à 2017 ± 2 EC

elle est davantage accentuée dans les sédiments modernes et dépasse désormais le seuil où des effets négatifs sont fréquemment observés (CEF) sur les organismes aquatiques. Les teneurs modernes en cuivre et en plomb excèdent les seuils d'effets occasionnels (CEO). Celles en cadmium et en zinc dépassent aussi certains critères, mais sont demeurées similaires aux seuils naturels. Nos observations sont similaires à celles de Laliberté (1990) qui avait déjà précédemment noté que les sédiments de surface du lac William dans les années 1980 EC présentaient des concentrations particulièrement élevées en arsenic, chrome, cuivre et zinc. Après le lac Bécancour, le lac William est aussi le site d'étude qui présente la plus importante concentration d'amiante à la surface de ses sédiments (4,0 %). Les teneurs élevées en métaux et en fibres d'amiante représentent une menace à la santé des organismes vivants de ce milieu aquatique.

9.3 Conclusions et recommandations

Les évidences paléolimnologiques ont révélé que le lac William a commencé à se dégrader sérieusement plusieurs décennies avant le lac à la Truite. Dès le début des années 1900 EC, il présentait déjà un état mésotrophe en raison de pressions associées au développement riverain, au commerce du bois et aux rejets d'eaux usées à même le lac. Les travaux de vidange du lac Noir survenus de 1954 à 1959 EC ont accentué davantage le niveau de détérioration du lac William. La disparition du lac Noir a facilité l'arrivée supplémentaire de nutriments et d'autres contaminants dans le plan d'eau. Par conséquent, il a évolué à un état eutrophe et ses taux de sédimentation ont augmenté considérablement. Tout comme pour le lac à la Truite et l'étang Stater, les sédiments modernes du lac William contiennent une grande quantité de résidus miniers en raison de l'érosion des haldes de la région de Thetford Mines. Par conséquent, ils sont enrichis en fibres d'amiante, en magnésium, en chrome et en nickel.

Les résultats des analyses paléolimnologiques mettent en évidence le fait qu'autant les sources de pollution et d'érosion locales autour du lac que les apports de nutriments (eaux usées) et de résidus miniers en provenance du secteur de Thetford Mines doivent être mieux contrôlés afin d'assurer la préservation et le rétablissement du lac William. Le fait que la qualité de ses eaux s'est améliorée au cours des dernières années est encourageant et laisse entrevoir des possibilités de progrès supplémentaires dans le futur. Il ne faut

malheureusement toutefois pas s'attendre à ce que le lac William retourne éventuellement à un semblant d'état naturel considérant le développement urbain et résidentiel très important sur ses pourtours et dans son bassin versant. Cela fait maintenant plus de 100 ans que ce plan d'eau reçoit et accumule des quantités importantes de nutriments et de contaminants. Pour ce lac, comme pour les autres, il faut aussi considérer que les changements climatiques ajoutent de nos jours des pressions supplémentaires sur les écosystèmes aquatiques. Le réchauffement des températures favorise notamment la prolifération des algues bleues (Jöhnk et al., 2008; Paerl et Otten, 2013).

À la lumière de nos analyses et conclusions, nous émettons ces recommandations qui sont similaires à celles précédemment formulées pour le lac à la Truite:

- ❖ Renforcer les bandes végétales riveraines en bordure du lac William. Améliorer également leur état dans les bassins versants de ses principaux tributaires (rivières Bécancour, Chainey et Fortier et ruisseaux Gardner, Larose et Pinette);
- ❖ S'assurer du bon état des installations septiques des résidences entourant le lac William. Au besoin, pratiquer des travaux de réfection afin de corriger toutes déficiences;
- ❖ Poursuivre la mise en place de solutions afin de freiner l'érosion et le transport de résidus miniers amiantés vers la rivière Bécancour. À cet effet, voir les analyses et propositions formulées par Potvin et al. (2021), ainsi que le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022);
- ❖ Freiner les rejets d'eaux usées non traitées dans la rivière Bécancour en provenance de Thetford Mines. Voir analyses et propositions de Potvin et al. (2021);
- ❖ Aménager un bassin de rétention des nutriments et des sédiments sur le parcours de la rivière Bécancour, entre le secteur de Thetford Mines et l'étang Stater. Par exemple, la rivière Bécancour pourrait être détournée vers le puits minier de la mine Lac d'Amiante. Voir analyses et propositions de Chum (2020) et le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022).

10. Lac Joseph

10.1 Résultats

10.1.1 Description générale de la carotte

La carotte de sédiments du lac Joseph a une longueur de 105 cm (Figure 10.1). De 0 à 10 cm de profondeur, elle est composée de sédiments bruns qui sont entrecoupés par des couches de coloration plus pâle de 5 à 6 cm et de 7 à 8,25 cm. De 10 à 105 cm, les sédiments sont brun foncé et présentent un aspect assez homogène.

10.1.2 Chronologie

D'après le modèle chronologique établi, la carotte représente les ~ 2300 dernières années d'accumulation de sédiments dans le lac Joseph (Figure 10.1). L'intervalle de 0 à 21,25 cm de profondeur correspond aux sédiments qui ont été déposés depuis le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour vers 1810 EC. Le début des activités minières d'amiante dans la région de Thetford Mines (~ 1880 EC) et leur déclin (1980 EC) sont respectivement associés aux niveaux de 15,25 et 3,5 cm.

10.1.3 Reconstitution des taux d'accumulation de sédiments

Basé sur le modèle chronologique, les taux d'accumulation de sédiments dans le lac Joseph étaient de 0,39–0,63 mm/an (11,8–19,0 mg/cm²/an) de -320 ± 200 à 790 ± 90 EC (Figure 10.2). Ils ont diminué vers le début de l'Optimum climatique médiéval (~ 800 EC), puis ont varié entre 0,26 et 0,36 mm/an (6,7–10,0 mg/cm²/an) de 820 ± 90 à 1790 ± 40 EC. Les taux ont augmenté à nouveau à l'aube de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour pour atteindre 0,84–0,89 mm/an (28,3–40,3 mg/cm²/an) de 1819 ± 31 à 1934 ± 21 EC. Ils ont ensuite bondi jusqu'à 1,76–1,80 mm/an (113,0–145,8 mg/cm²/an) de 1946 ± 18 à 1952 ± 15 EC, avant de redescendre rapidement à 0,96 mm/an (55,2 mg/cm²/an) en 1981 ± 11 EC. Les taux d'accumulation présentaient une tendance très légère à la hausse après 1992 ± 13 EC. Ils étaient en moyenne de 1,03 mm/an (52,4 mg/cm²/an) entre 2007 ± 15 et 2017 ± 2 EC.

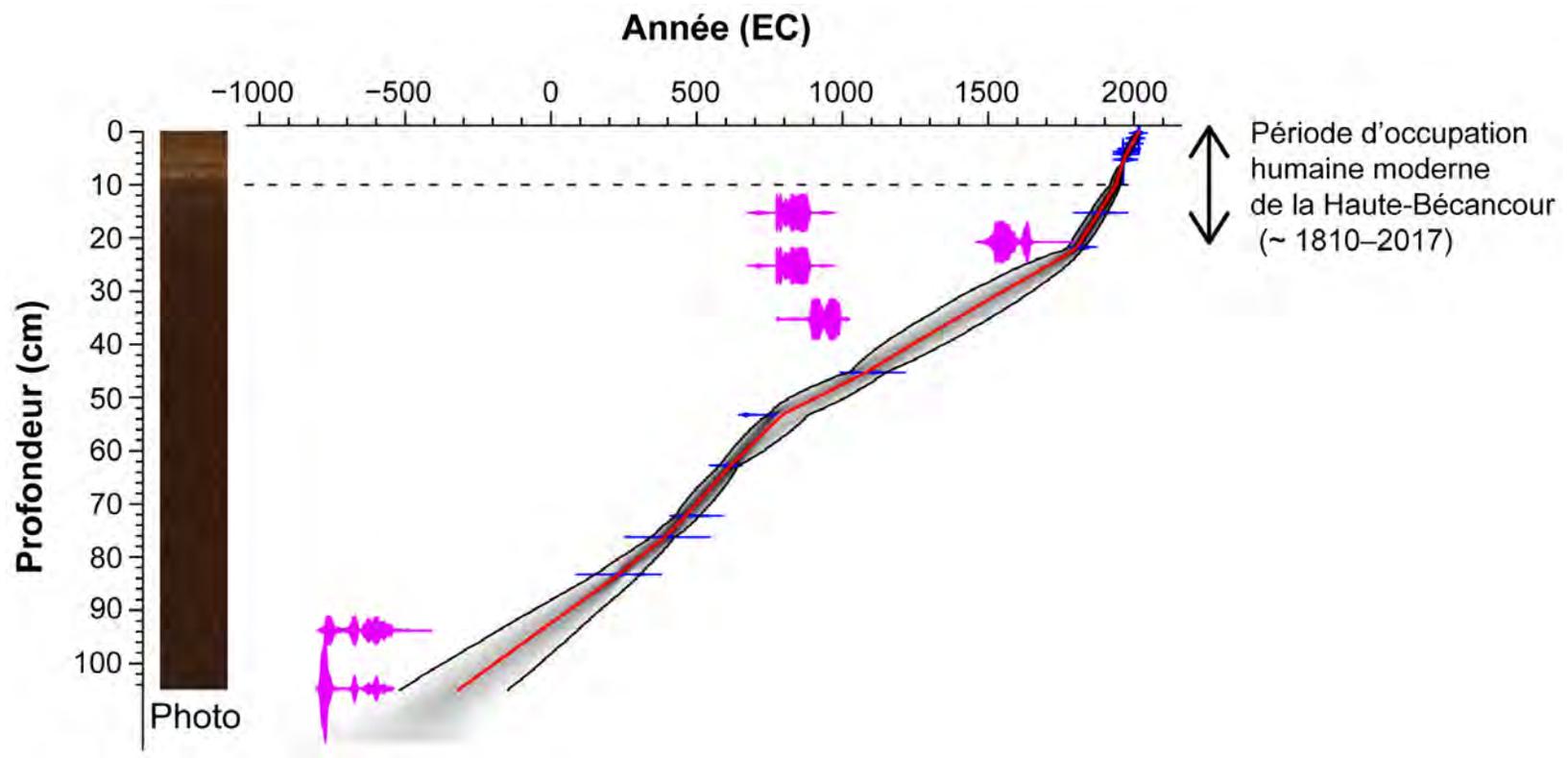


Figure 10.1. Présentation de la carotte de sédiments du lac Joseph et de son modèle chronologique. Note : la photo illustre l'intérieur de la carotte (plan longitudinal). La ligne rouge représente la courbe d'âge associée aux différents niveaux de profondeurs. Les lignes noires délimitent les intervalles d'erreur (niveau de confiance de 95 %). Les marqueurs bleus désignent les dates qui ont été retenues afin d'établir le modèle, tandis que les marqueurs mauves représentent les dates qui ont été exclues. La ligne pointillée horizontale délimite une coupure stratigraphique importante qui a été considérée dans l'élaboration du modèle chronologique.

-320 à 2017 EC

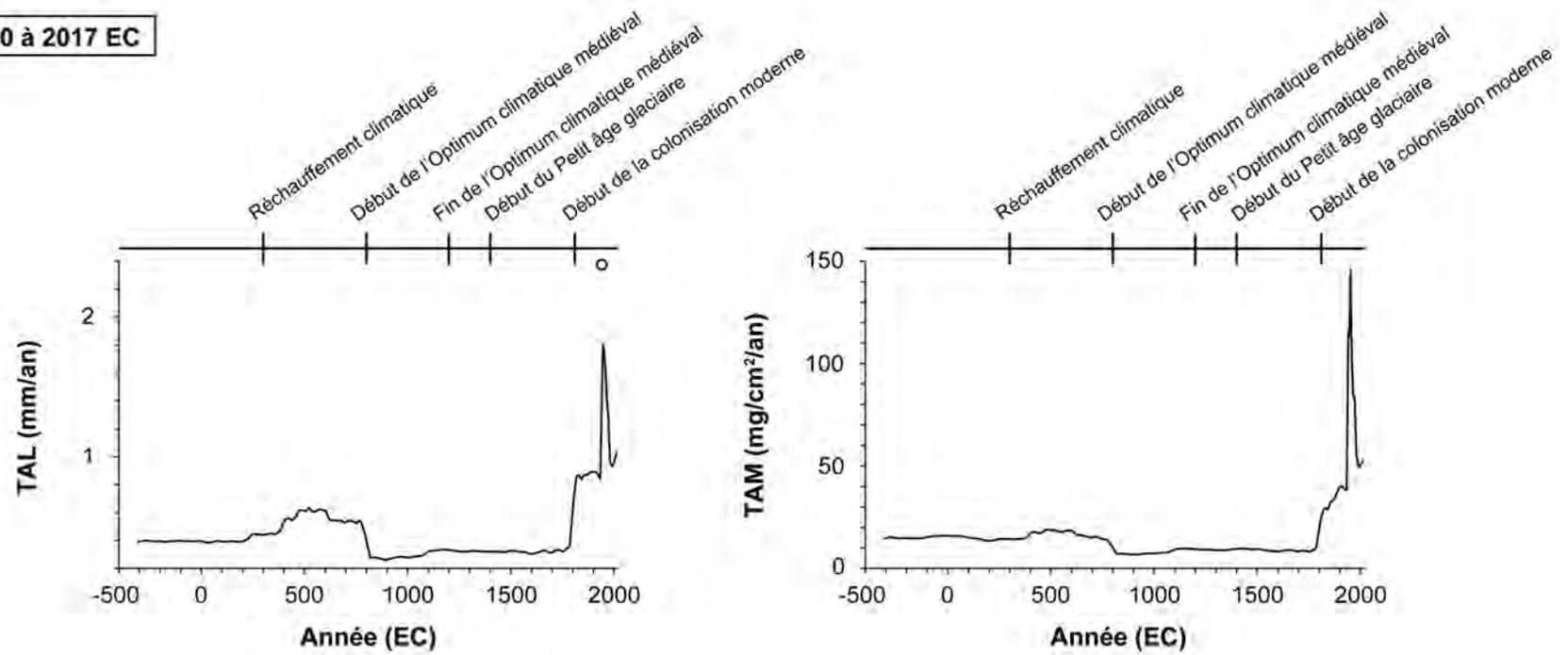


Figure 10.2. Évolution des taux d'accumulation linéaire (TAL; mm/an) et des taux d'accumulation massique (TAM; mg/cm²/an) de sédiments au lac Joseph.
Note : les cercles vides désignent des valeurs aberrantes qui ont été exclues.

1750 à 2017 EC

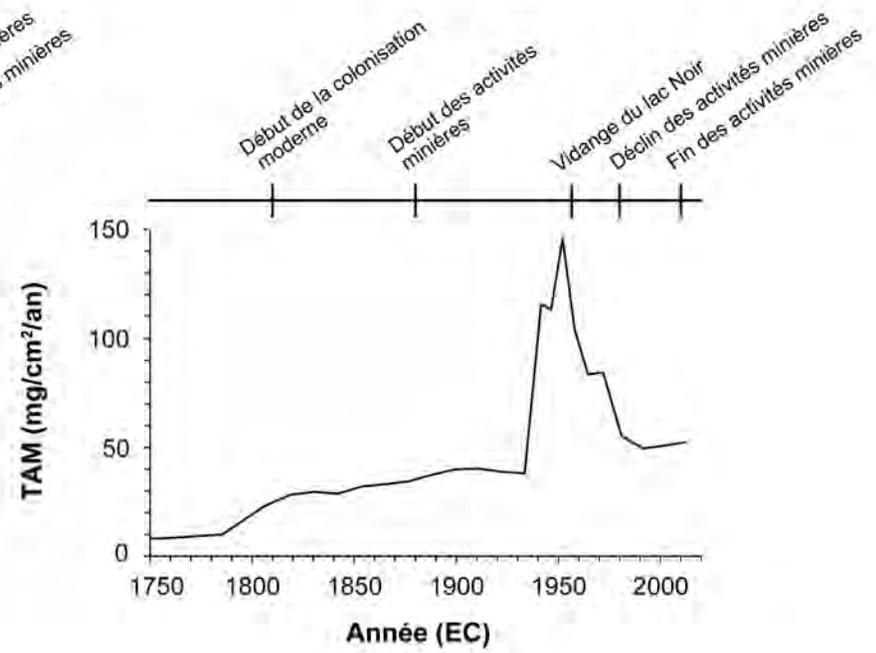
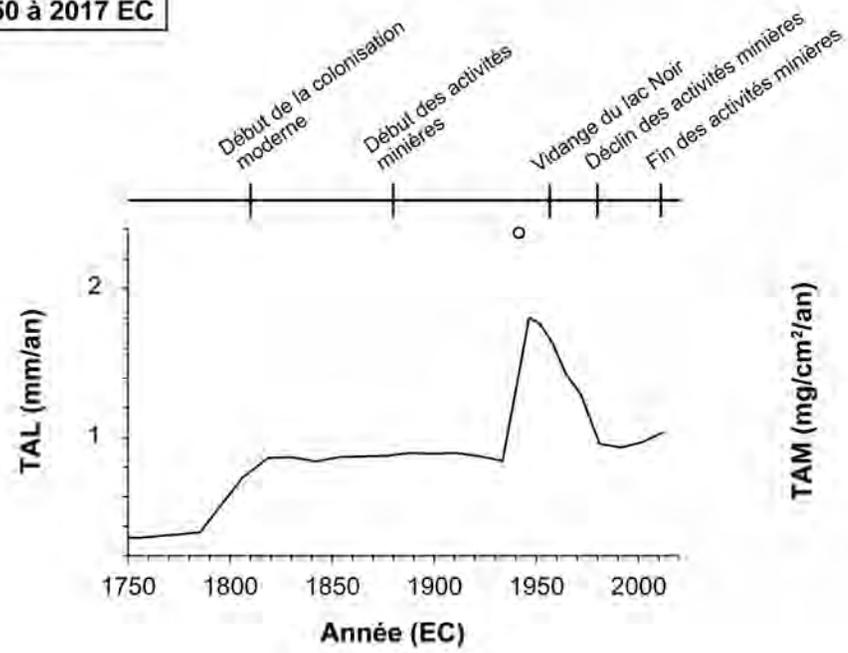


Figure 10.2. Suite.

10.1.4 Propriétés physiques

Dans les sédiments précoloniaux, la densité et la susceptibilité magnétique sont en moyenne un peu plus élevées de 105 à 63 cm (-320 ± 200 à 610 ± 40 EC), puis plus faibles de 63 à 21,25 cm (610 ± 40 EC à 1810 ± 30 EC; [Figure 10.3](#)). Elles augmentent progressivement dans les couches de sédiments sus-jacentes associées aux premières décennies de la colonisation moderne, puis culminent vers 9 cm de profondeur (1944 ± 20 EC). Leurs valeurs demeurent ensuite élevées jusqu'en surface (2017 ± 2 EC).

La taille moyenne des grains de la carotte de sédiments varie entre 13,2 et 20,8 μm (limons moyens à grossiers; [Figure 10.3](#)). Elle présente une tendance générale à la baisse de 105 à 86,25 cm (-320 ± 200 à 160 ± 100 EC), puis est relativement stable de 86,25 à 16,25 cm (160 ± 100 à 1868 ± 31 EC). Les valeurs diminuent de 16,25 à 13,25 cm (1868 ± 31 à 1902 ± 30 EC) et chutent au-delà de 10,25 cm (1937 ± 21 EC). La taille moyenne des grains est à nouveau plus élevée de 2,25 à 0 cm (1994 ± 14 EC à 2017 ± 2 EC).

10.1.5 Matière organique, carbone et azote

Le contenu en matière organique de la carotte de sédiments varie entre 11,7 et 13,8 % de 105 à 90,25 cm (-320 ± 200 à 50 ± 120 EC; [Figure 10.4](#)). Il augmente ensuite progressivement jusqu'à atteindre 17,8 % à 49,75 cm de profondeur (920 ± 100 EC). Il varie entre 15,0 et 17,8 % de 49,75 à 21,25 cm (920 ± 100 à 1810 ± 30 EC). Le contenu en matière organique diminue progressivement dans les couches de sédiments associées aux premières décennies de la colonisation moderne. Il se stabilise à $\sim 10,5$ % de 13,75 à 9,75 cm (1897 ± 31 à 1941 ± 21 EC), puis chute rapidement pour atteindre une valeur minimale de 4,9 % à 7,75 cm (1951 ± 16 EC). Les valeurs présentent une nouvelle tendance à la hausse dans les couches de sédiments sus-jacentes et atteignent 10,3 % en surface (2017 ± 2 EC).

Les teneurs en carbone (1,6–8,1 %) et en azote (0,1–0,6 %) dans la carotte du lac Joseph varient de manière très similaire à la teneur en matière organique ([Figure 10.4](#)). Le rapport carbone sur azote (C/N) est quant à lui généralement assez stable dans l'horizon précolonial des sédiments, variant autour d'une moyenne de 15,0 ([Figure 10.4](#)). Il diminue progressivement de 21,25 à 8,25 cm (1810 ± 30 à 1948 ± 18 EC), puis chute davantage dans les couches de sédiments sus-jacentes où il atteint des valeurs minimales de 12,2–12,4

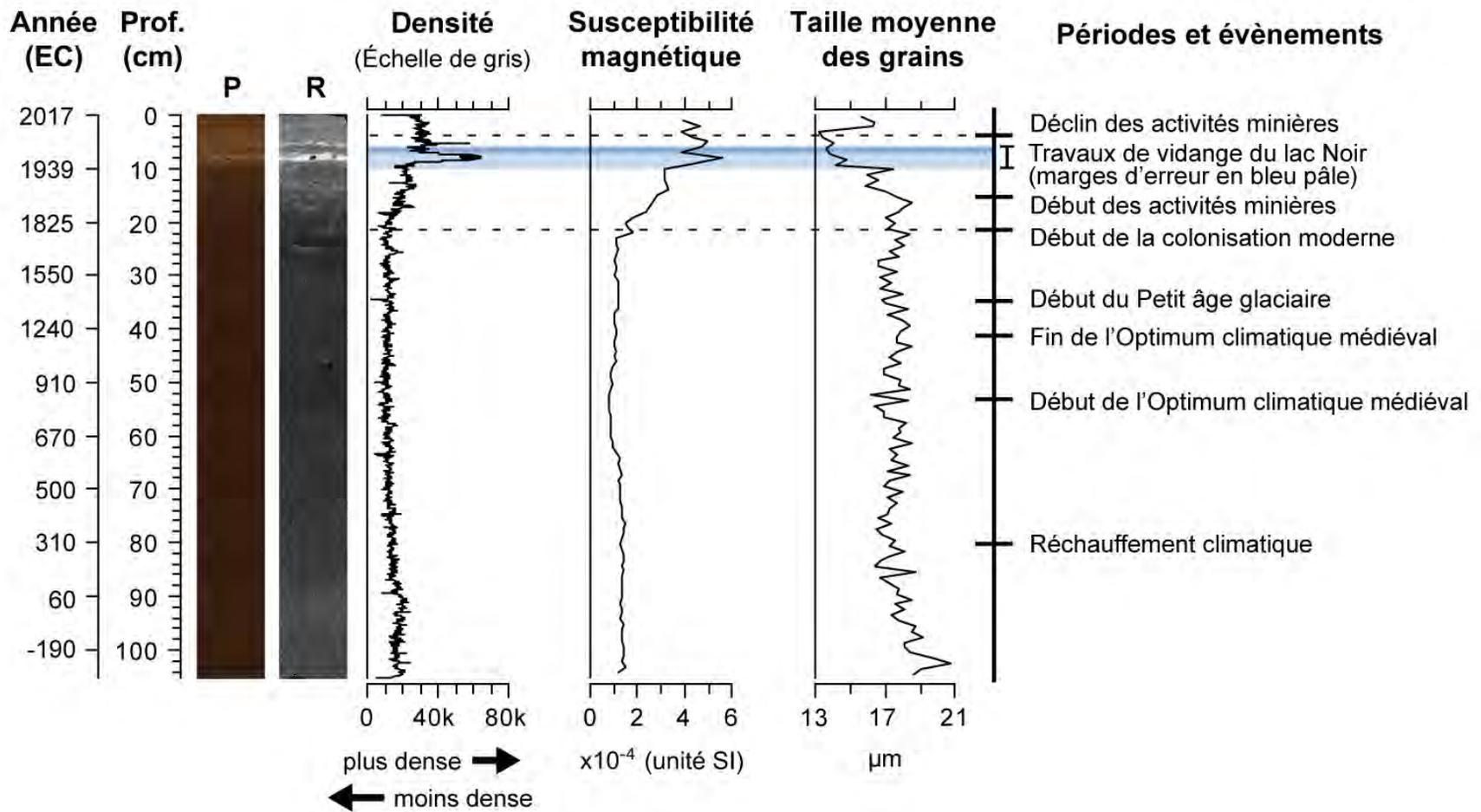


Figure 10.3. Profils de variation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la taille moyenne des grains dans la carotte de sédiments du lac Joseph. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC). P, photographie; R, radiographie.

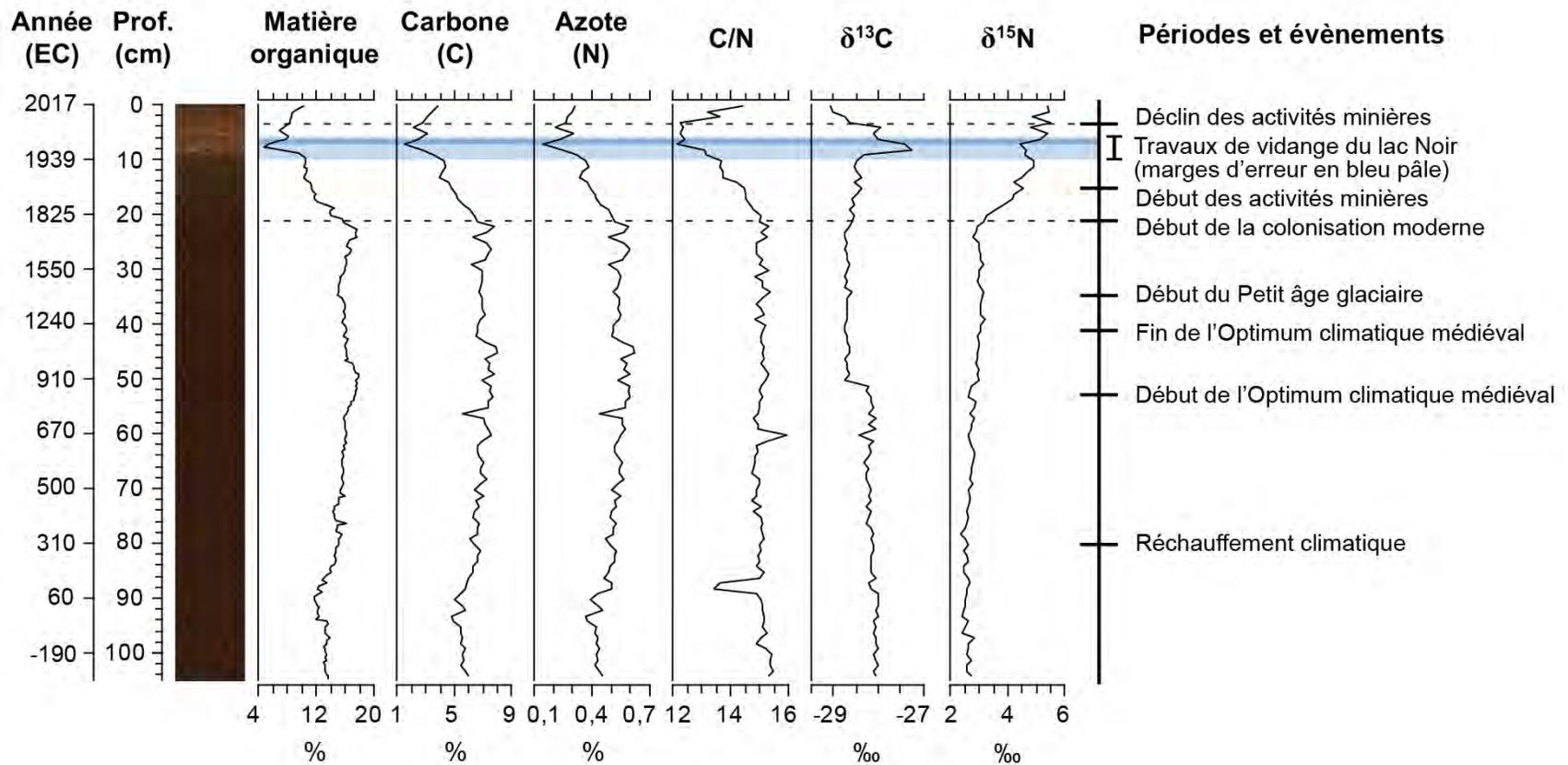


Figure 10.4. Profils de variation des concentrations en matière organique, carbone (C) et azote (N) dans la carotte de sédiments du lac Joseph. Les rapports du carbone sur l'azote (C/N) et des isotopes stables du carbone 13 sur le carbone 12 ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote 15 sur l'azote 14 ($\delta^{15}\text{N}$) sont également présentés. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

de 7,25 à 3,25 cm (1953 ± 14 à 1984 ± 13 EC). Le rapport C/N augmente ensuite à nouveau jusqu'en surface (2017 ± 2 EC) où il présente une valeur de 14,4.

Le $\delta^{13}\text{C}$ des sédiments est plus élevé de 105 à 51 cm (-320 ± 200 à 870 ± 100 EC), puis plus faible de 51 à 21,25 cm (870 ± 100 à 1810 ± 30 EC; [Figure 10.4](#)). Dans ces intervalles, il atteint respectivement en moyenne -28,2 et -28,7 ‰. Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ augmentent dans les couches de sédiments associées aux premières décennies de la colonisation moderne et forment un pic important (-27,2 à -27,4 ‰) de 8,25 à 7,25 (1948 ± 18 à 1953 ± 14 EC). Elles diminuent ensuite progressivement jusqu'en surface (2017 ± 2 EC) où un minimum de -29,1 ‰ est atteint.

À l'inverse du $\delta^{13}\text{C}$, le $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments est plus faible de 105 à 51 cm (-320 ± 200 à 870 ± 100 EC) et plus élevé de 51 à 21,25 cm (870 ± 100 à 1810 ± 30 EC; [Figure 10.4](#)). Il atteint respectivement en moyenne 2,7 et 3,0 ‰ dans ces intervalles. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ sont davantage accentuées dans l'horizon des sédiments associé à l'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour. Elles y présentent une tendance générale à la hausse jusqu'en surface (2017 ± 2 EC) où 5,4 ‰ est atteint.

10.1.6 Métaux et autres éléments chimiques

La concentration de la plupart des métaux augmente dans les couches de sédiments associées à la période d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour ([Figure 10.5](#)). Certains éléments, tels que le calcium, le cadmium, le nickel et le phosphore y sont toutefois en moyenne moins abondants.

Les concentrations relatives en plomb, en cuivre, en potassium et en magnésium, telles qu'exprimées en termes de ratio vis-à-vis l'élément de référence titane, sont relativement stables dans les sédiments précoloniaux ([Figure 10.6](#)). Les valeurs du plomb culminent de 12,25 à 4,25 cm (1913 ± 28 à 1974 ± 11 EC), tandis que celles du cuivre augmentent progressivement de 20,25 cm (1822 ± 31 EC) de profondeur jusqu'en surface (2017 ± 2 EC). Les concentrations relatives en potassium et en magnésium atteignent un pic à 8,25 cm (1948 ± 18 EC), puis redescendent dans les couches de sédiments sus-jacentes. Les ratios sur titane du chrome et du nickel augmentent progressivement de 92,25 à 68,25 cm (0 ± 140 à 530 ± 50 EC) et sont assez stables de 68,25 à 24,25 cm (530 ± 50 à 1730 ± 70 EC). Les valeurs diminuent ensuite de 24,25 à 12,25 cm (1730 ± 70 à 1913 ± 28

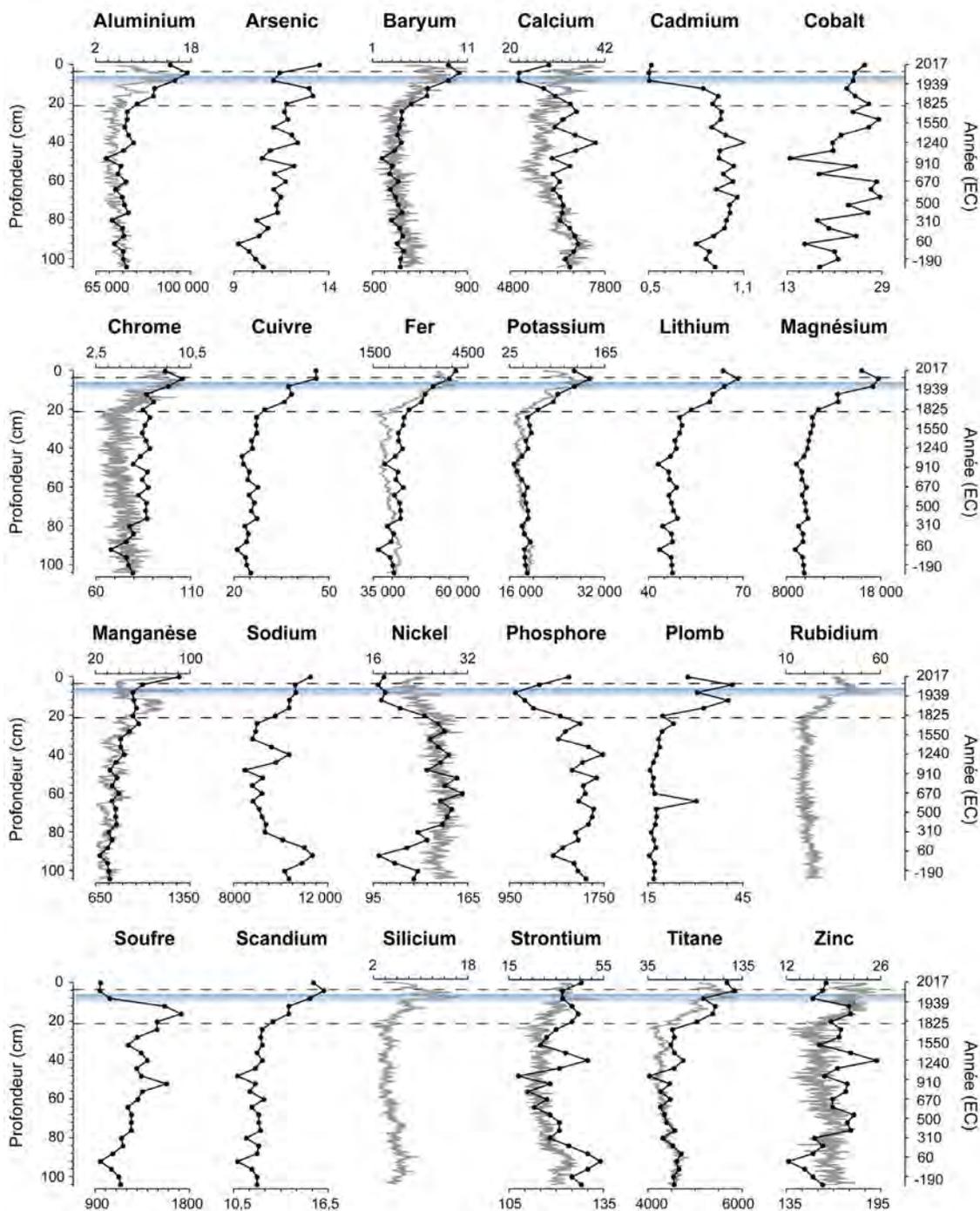


Figure 10.5. Profils de variation de la concentration absolue en métaux et autres éléments chimiques dans la carotte de sédiments du lac Joseph. Note : les courbes et points noirs (axes horizontaux inférieurs) représentent les données de concentrations (en mg/kg) établies par spectrométrie, tandis que les courbes grises (axes horizontaux supérieurs) correspondent aux données de concentrations relatives obtenues par microfluorescence X. Les zones colorées délimitent la période de travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC; marges d'erreur en bleu pâle), tandis que les traits pointillés inférieur et supérieur marquent respectivement le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

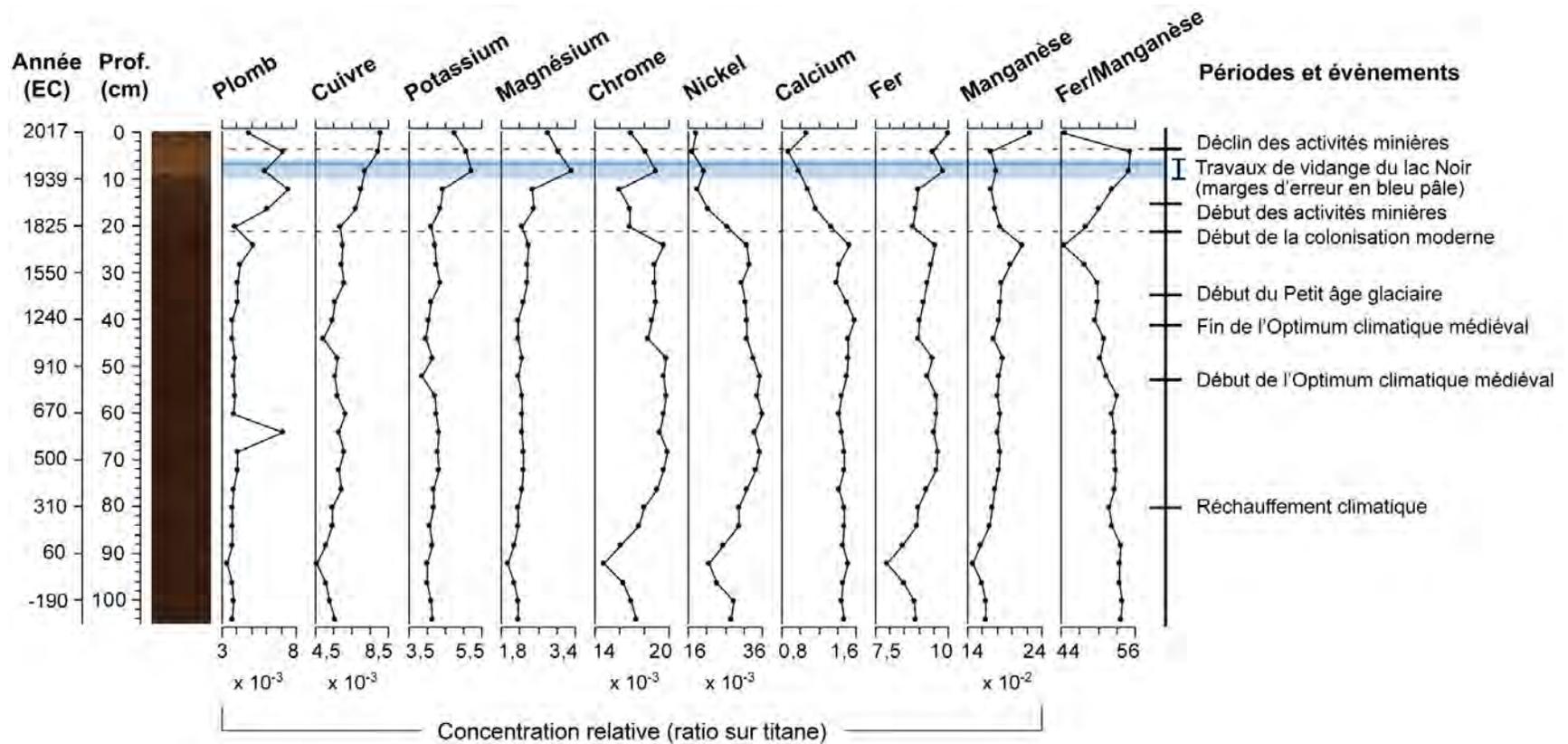


Figure 10.6. Profils de variation de la concentration relative (vis-à-vis le titane ou le manganèse) de certains métaux sélectionnés dans la carotte de sédiments du lac Joseph. Note : les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Béancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC).

EC) et, dans le cas du nickel, varient peu dans les couches de sédiments sus-jacentes. Celles du chrome augmentent abruptement de 12,25 à 8,25 cm (1913 ± 28 à 1948 ± 18 EC) et redescendent de 8,25 cm jusqu'en surface (1948 ± 18 à 2017 ± 2 EC). Le ratio sur titane du calcium varie de manière similaire à celui du nickel à ces intervalles de profondeur.

Comme pour le nickel et le chrome, les concentrations relatives en fer et en manganèse augmentent significativement de 92,25 à 68,25 cm (0 ± 140 à 530 ± 50 EC). Dans les couches de sédiments associées à la période d'occupation humaine moderne de la Haute-Bécancour, les valeurs du fer augmentent progressivement jusqu'en surface, tandis que celles du manganèse sont assez stables de 20,25 à 4,25 cm (1822 ± 31 à 1974 ± 11 EC) et augmentent ensuite de façon importante de 4,25 cm jusqu'en surface (1974 ± 11 à 2017 ± 2 EC). Par ailleurs, le ratio du fer sur le manganèse dans les sédiments varie peu de 104,25 à 56,25 cm de profondeur (-300 ± 200 à 740 ± 90 EC). Il diminue cependant progressivement de 56,25 à 24,25 cm (740 ± 90 à 1730 ± 70 EC), puis augmente de 24,25 à 4,25 cm (1730 ± 70 à 1974 ± 11 EC) avant de redescendre abruptement en surface (2017 ± 2 EC).

Dans les sédiments déposés depuis 1960 EC, c'est le plomb qui présente les plus importants facteurs d'enrichissement (1,2–1,8; [Figure 10.7](#)). Il est suivi du cuivre (1,4–1,5), du magnésium (1,3–1,4), du manganèse (1,0–1,3), du potassium (1,1–1,2), du lithium (1,1) et du baryum (1,1). Les sédiments modernes (> 1960 EC) ne sont pas enrichis en chrome (0,9–1,0) et sont significativement appauvris en nickel (0,5–0,6).

10.1.7 Amiante

Parmi quatre échantillons de sédiments précoloniaux du lac Joseph analysés, un seul contenait de l'amiante (23,5–24,0 cm; 1750 ± 70 EC), et ce, en très petite quantité ($< 0,1$ %; [Figures 10.8–10.9](#)). Les sédiments déposés depuis le début des activités minières d'amiante à Thetford Mines et Black Lake (1880 EC) en contiennent cependant presque tous. Les niveaux 10,5–11,0 cm ($\sim 1931 \pm 23$ EC), 4,5–5,0 cm ($\sim 1970 \pm 10$ EC), 2,5–3,0 cm ($\sim 1989 \pm 14$ EC) et 0,0–0,5 cm ($\sim 2015 \pm 4$ EC) contiennent de 1,2 à 2,0 % d'amiante, ce qui inclut 0,8–1,6 % de chrysotile, 0,0–0,3 % d'actinolite et 0,0–0,3 % de trémolite. C'est l'échantillon de surface qui présente les plus importantes teneurs.

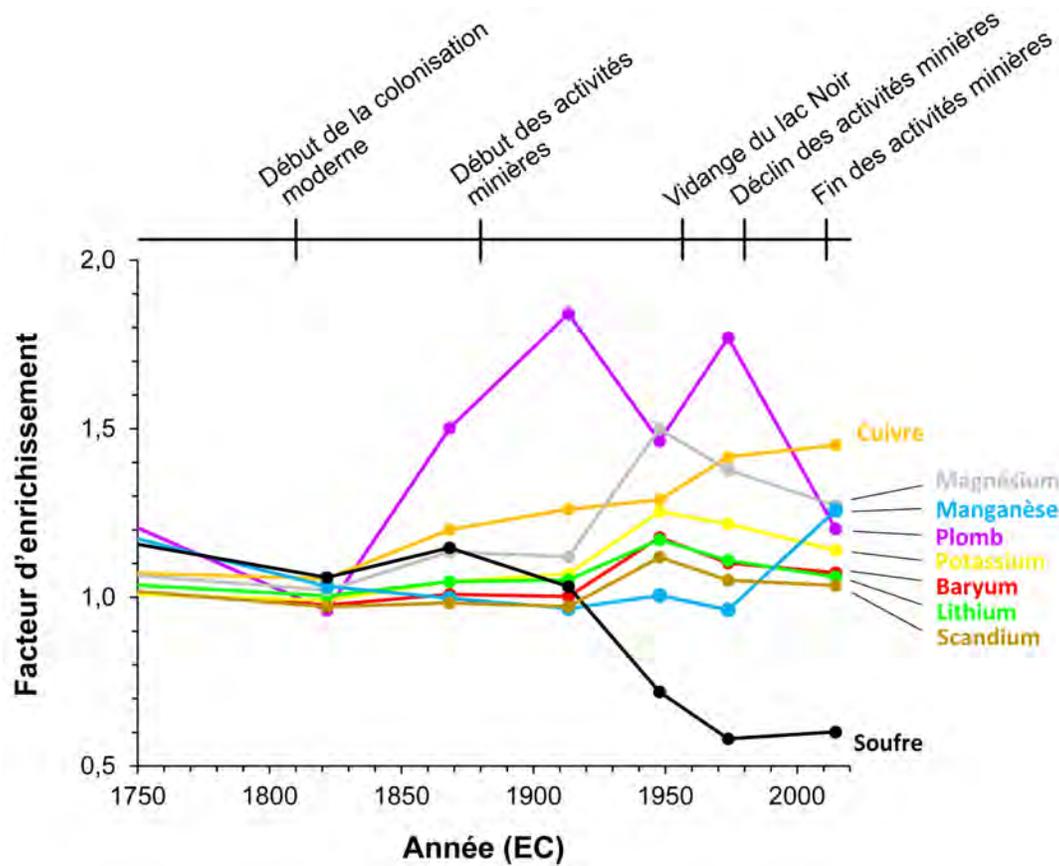


Figure 10.7. Évolution du facteur d'enrichissement de certains métaux sélectionnés dans les sédiments récents du lac Joseph (1750–2017 EC). Note : les métaux présentés sont ceux ayant les facteurs les plus élevés depuis la colonisation moderne de la Haute-Bécanour (~ 1810 EC).

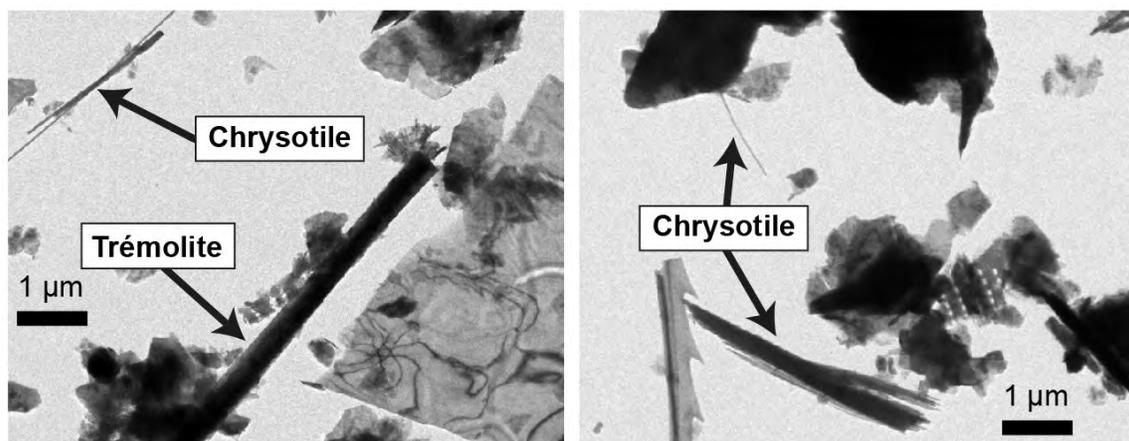


Figure 10.8. Photographies de fibres de trémolite et de chrysotile présentes au niveau 0,0–0,5 cm de la carotte de sédiments du lac Joseph (grossissement 1100x).

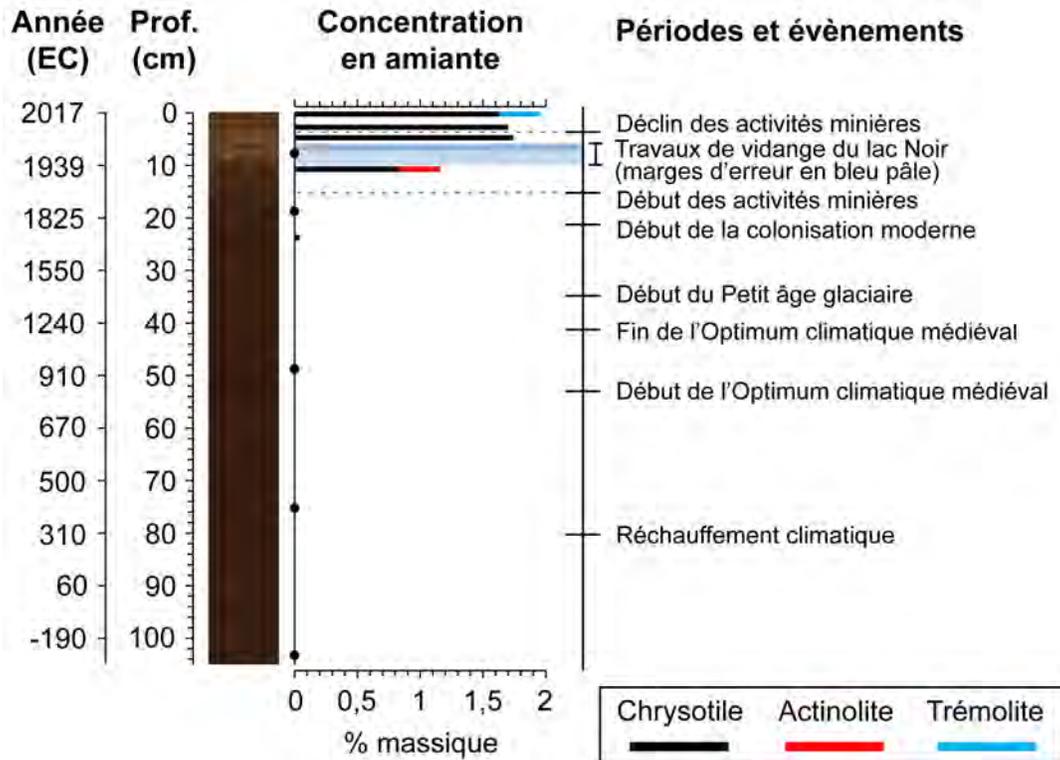


Figure 10.9. Concentration en fibres d’amiante à différents niveaux de profondeur de la carotte de sédiments du lac Joseph. Note : les traits pointillés marquent le début des activités minières d’amiante dans la Haute-Bécancour (~ 1880 EC) et le début du déclin de l’industrie minière régionale (1980 EC).

Les taux d’accumulation d’amiante au lac Joseph ont atteint 1,5 mg/cm²/an en 1970 ± 10 EC (Figure 10.10). Ils sont plus faibles depuis 1980 EC (0,8–1,0 mg/cm²/an), c’est-à-dire depuis le début du déclin des activités minières à Thetford Mines et Black Lake.

10.1.8 Assemblages de diatomées

Basé sur une analyse de regroupement pratiquée sur les assemblages de diatomées, la carotte de sédiments du lac Joseph peut être divisée en deux grandes zones stratigraphiques (Figure 10.11). Dans la zone I (105–9,25 cm; -320 ± 200 à 1943 ± 20 EC), les espèces *Achnanthis minutissimum* (sensu lato; ~ 17,8 %) et *Tabellaria flocculosa* (sensu lato; ~ 4,7 %) et les petites diatomées fragilarioïdes *Pseudostaurosira brevistriata* (sensu lato; ~ 9,8 %), *Staurosira venter* (~ 5,7 %) et *Staurosirella pinnata* (sensu lato; ~ 4,7 %) présentent les plus importantes abondances relatives. D’autres espèces importantes sont *Aulacoseira tenella* (~ 2,0 %), *Discostella stelligera* (~ 3,1 %), *Nupela*

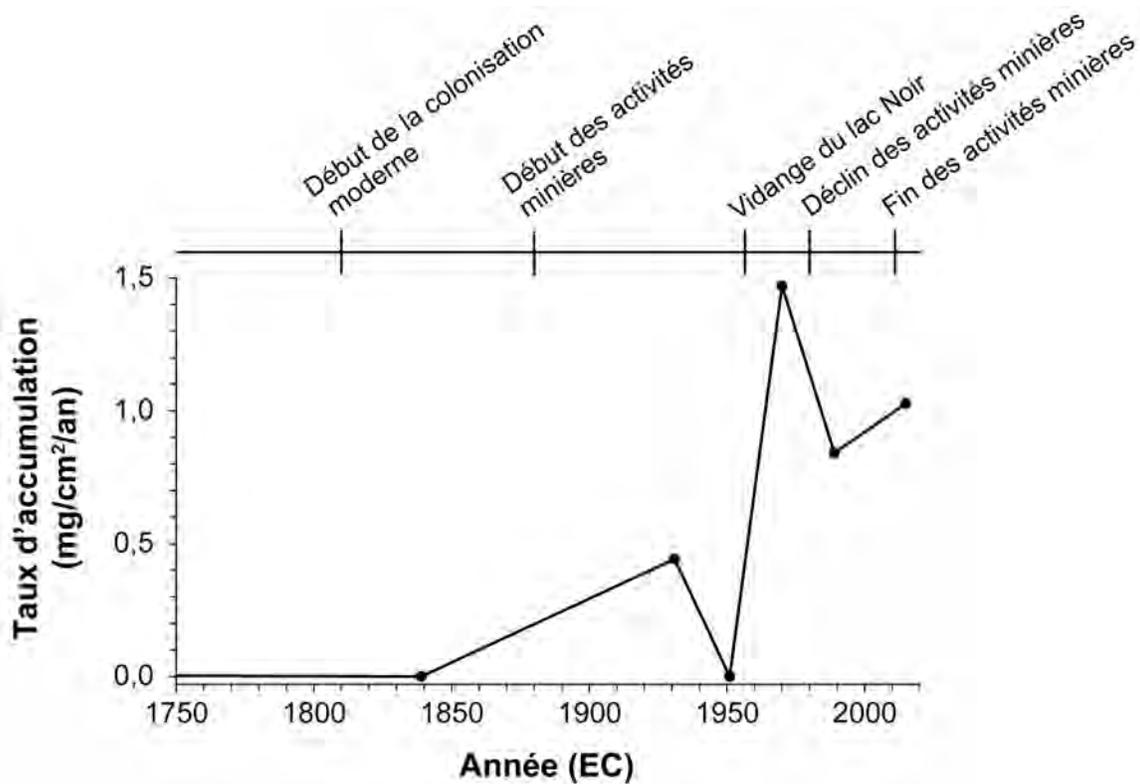


Figure 10.10. Évolution du taux d'accumulation de fibres d'amiante dans les sédiments récents du lac Joseph (1750–2017 EC).

vitiosa (~ 1,9 %), *Sellaphora seminuloides* (~ 2,5 %), *Sellaphora atomoides* (~ 1,8 %) et *Fragilaria gracilis* (~ 2,6 %). La zone I peut être divisée en deux sous-zones séparées par la profondeur de 19,25 cm (1833 ± 32 EC). Dans la sous-zone Ib (105–19,25 cm; -320 ± 200 à 1833 ± 32 EC), les espèces *Aulacoseira tenella* et *Discostella stelligera* sont un peu moins présentes, alors que *Fragilaria vaucheriae*, *Aulacoseira ambigua* et *Fragilaria cf. capucina* ont une abondance relative en moyenne plus élevée que dans la sous-zone Ia (19,25–9,25 cm; 1833 ± 32 à 1943 ± 20 EC).

La zone II (9,25–0 cm; 1943 ± 20 à 2017 ± 2 EC) est principalement marquée par l'essor des taxons *Discostella pseudostelligera* (0,5–7,9 %), *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (0,5–10,4 %), *Cyclostephanos invisitatus/makarovae* (0,7–6,9 %), *Diatoma tenuis* (1,0–4,5 %), *Cocconeis placentula* (*sensu lato*; 0,0–4,6 %), *Fragilaria crotonensis* (0,0–8,0 %; surtout abondante en surface) et *Meridion circulare* (*sensu lato*; 0,2–4,6 %) dans les assemblages de diatomées. L'espèce *A. ambigua* (4,6–15,1 %) est également plus abondante que dans la zone I, tandis que *A. tenella* (0,0–0,2 %), *D. stelligera* (0,0–0,2 %),

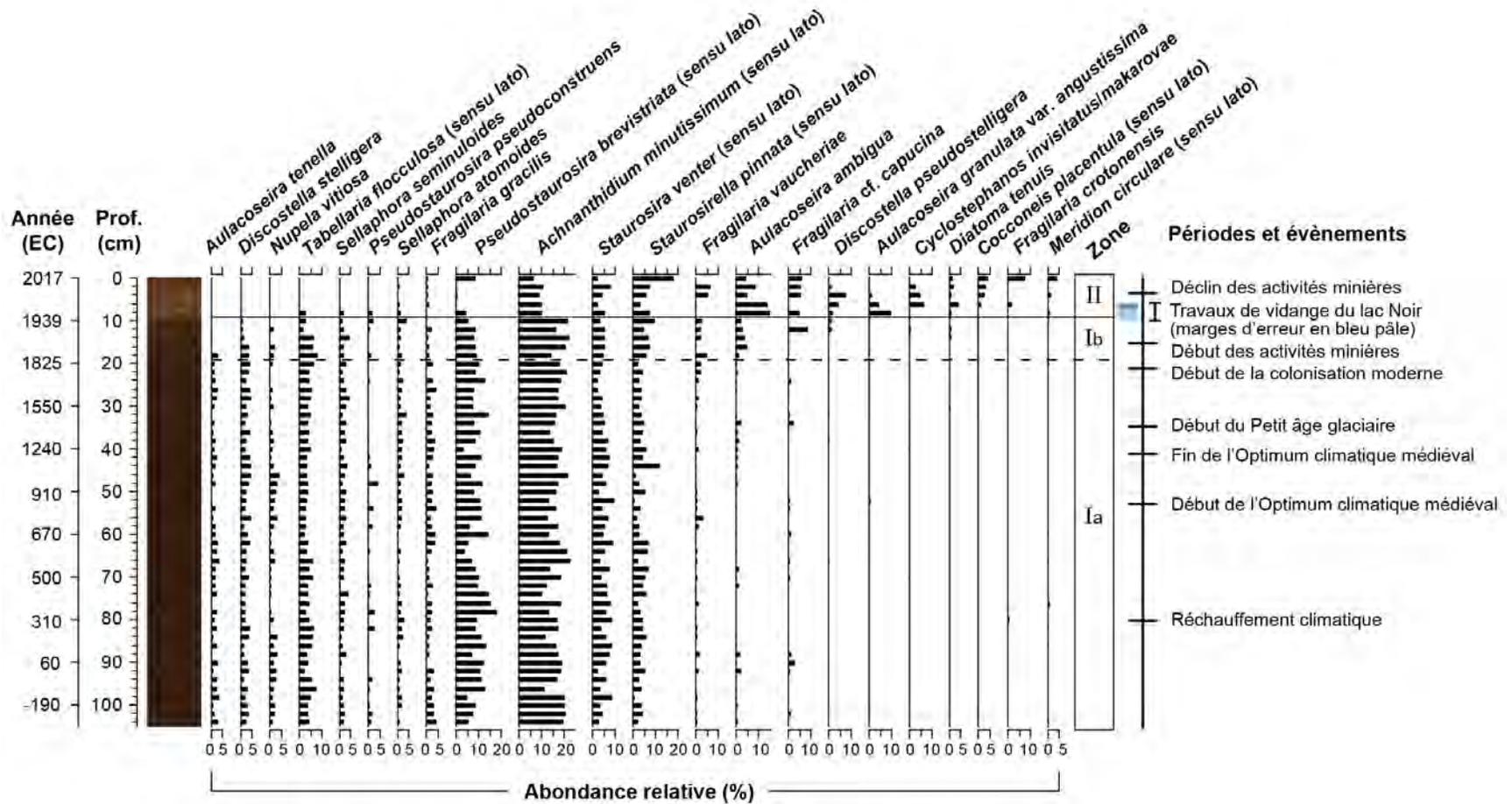


Figure 10.11. Diagramme stratigraphique de l'abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 4\%$ dans au moins 1 échantillon) dans la carotte de sédiments du lac Joseph.

N. vitiosa (0,0–0,5 %), *T. flocculosa* (0,0–3,0 %), *S. seminuloides* (0,0–2,2 %), *P. pseudoconstruens* (0,0–2,2 %), *S. atomoides* (0,0–1,7 %), *F. gracilis* (0,7–1,5 %), *P. brevistriata* (0,5–9,0 %) et *A. minutissimum* (6,8–11,3 %) le sont généralement moins.

Le ratio d'espèces de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) dans les sédiments précoloniaux varie entre 0,10 et 0,25 (Figure 10.12). Il est en moyenne un peu plus élevé dans les couches déposées durant les premières décennies de la colonisation moderne, puis il bondit drastiquement au-delà de 10,25 cm de profondeur (1937 ± 21 EC) pour atteindre un maximum de 1,08 au niveau de 6,25 cm (1959 ± 5 EC). Il redescend ensuite jusqu'à 0,27 près de la surface (2015 ± 4 EC).

Dans les sédiments précoloniaux, la concentration des valves de diatomées est généralement plus faible de 105 à 87 cm (-320 ± 200 à 140 ± 100 EC) et plus élevée de 87 à 21,25 cm (140 ± 100 à 1810 ± 30 EC), selon des moyennes respectives de $3,40 \times 10^8$ valves par gramme de sédiments secs (SS) et $5,46 \times 10^8$ valves/g SS (Figure 10.12). Elle présente une légère tendance à la baisse de 18,25 à 10,25 cm (1845 ± 32 EC), puis chute jusqu'à une valeur minimale de $1,09 \times 10^8$ valves/g SS à 8,25 cm de profondeur (1948 ± 18 EC). La concentration augmente ensuite progressivement jusqu'à $2,56 \times 10^8$ valves/g SS près de la surface (2015 ± 4 EC).

Durant l'époque précoloniale, c'est entre 250 ± 80 et 770 ± 90 EC que les taux d'accumulation de valves de diatomées étaient le plus élevés ($6,9$ – $13,8 \times 10^6$ valves/cm²/an; Figure 10.12). Ils ont à nouveau augmenté dès les premiers instants de la colonisation humaine moderne de la Haute-Bécancour et ont oscillé entre 10,8 et $25,7 \times 10^6$ valves/cm²/an jusqu'en 2015 ± 4 EC.

10.1.9 Reconstitution du phosphore total et du pH de l'eau

Les reconstitutions basées sur les diatomées indiquent que la concentration de phosphore total dans l'eau du lac Joseph oscillait entre 6,5 et 11,1 µg/L (intervalle d'erreur : 3,5–21,1 µg/L) de -300 ± 200 à 1868 ± 31 EC (Figure 10.12). Elle a ensuite progressivement augmenté jusqu'à ce qu'une valeur maximale de 31,4 µg/L (intervalle d'erreur : 16,8–58,7 µg/L) soit atteinte en 2015 ± 4 EC.

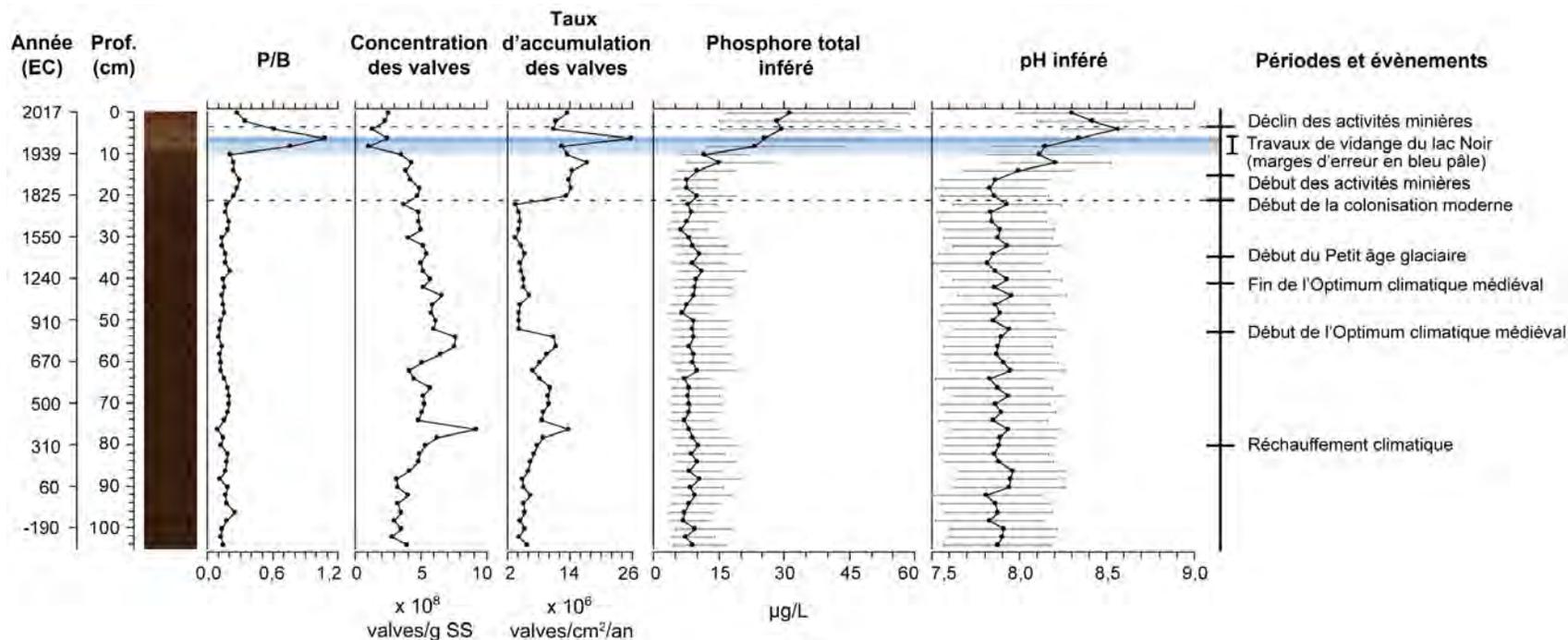


Figure 10.12. Profils de variation du ratio de diatomées planctoniques sur benthiques (P/B) et de la concentration et du taux d'accumulation des valves de diatomées dans la carotte de sédiments du lac Joseph. Les valeurs inférées de phosphore total et de pH basées sur la composition des assemblages sont également présentées. Note : Les traits pointillés marquent le début de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour (~ 1810 EC) et le début du déclin des activités minières d'amiante (1980 EC). SS, sédiments secs.

Le pH de l'eau variait entre $7,8 \pm 0,3$ et $8,0 \pm 0,3$ de -300 ± 200 à 1868 ± 31 EC (Figure 10.12). Il a par la suite augmenté et culminé à $8,6 \pm 0,3$ en 1974 ± 11 EC. Dans les années suivantes, le pH a baissé jusqu'à atteindre $8,3 \pm 0,3$ en 2015 ± 4 EC.

10.2 Discussion

10.2.1 État naturel

À l'image des autres plans d'eau à l'étude, les résultats indiquent que le lac Joseph avait de très faibles taux de sédimentation et présentait un état oligotrophe au moment de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour. Les faibles valeurs inférées de phosphore total (généralement sous $10 \mu\text{g/L}$) et la composition des assemblages de diatomées, dominés par des taxons typiques de milieux oligotrophes, indiquent effectivement que ce milieu était pauvre en nutriments et peu productif sur le plan biologique. Par ailleurs, ses eaux étaient un peu moins alcalines qu'aujourd'hui. La condition du lac Joseph est demeurée assez stable durant les 2000 années qui ont précédé le XIX^e siècle.

10.2.2 Évolution postcoloniale

10.2.2.1 Période coloniale (~ 1810–1880 EC)

Le défrichement des terres et les autres activités associées aux débuts de la colonisation moderne ont eu un impact immédiat sur le lac Joseph. La diminution du pourcentage de matière organique et l'augmentation de la densité, de la susceptibilité magnétique et de la concentration en éléments détritiques (p. ex., titane, potassium) dans les sédiments de cette époque indiquent que ces événements ont accentué l'érosion dans le bassin versant et, donc, les apports de matière minérale au lac Joseph (Engstrom et Wright, 1984; Meyers et Teranes, 2001; Sandgren et Snowball, 2001). Par conséquent, les taux d'accumulation de sédiments ont augmenté considérablement (tout en demeurant somme toute très faibles). Ils étaient ~ 3,6x plus élevés de 1818 à 1880 EC que de 820 à 1790 EC (basé sur les valeurs massiques moyennes).

La diminution du rapport C/N et l'augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et, surtout, $\delta^{15}\text{N}$ dans les sédiments associés à la colonisation moderne indiquent que les perturbations du bassin versant ont aussi stimulé la croissance d'algues dans le lac Joseph (Meyers,

2009). Cette interprétation est supportée par la hausse qui est parallèlement survenue dans le taux d'accumulation des valves de diatomées. Les valeurs un peu plus élevées du ratio d'espèces de diatomées planctoniques sur benthiques révèlent par ailleurs que la transparence de l'eau a diminué durant la période coloniale (Schelske et al., 1999). La composition des assemblages de diatomées indique cependant que le plan d'eau est parallèlement demeuré à un stade oligotrophe.

10.2.2.2 Années 1880 à 1945 EC

Les perturbations du territoire associées au début des activités minières dans la région de Thetford Mines, au commerce du bois à Bernierville/Saint-Ferdinand et au développement urbain ont accentué les apports de matière minérale fine au lac Joseph. Par conséquent, les taux d'accumulation massiques de sédiments ont à nouveau légèrement augmenté (~ 1,3 x). Les résultats ont également révélé que les premières décennies d'exploitation du chrysotile ont contaminé significativement les sédiments du lac Joseph en fibres d'amiante, en dépit du fait que ce plan d'eau était situé à « grande » distance du dernier site minier (25 km en aval) et que deux autres lacs (à la Truite et William) l'en séparaient.

Durant la période de 1880 à 1945 EC, l'augmentation des valeurs reconstituées de phosphore total et de pH de l'eau du lac Joseph indique que la qualité de l'eau a commencé à se dégrader de manière plus significative. La nouvelle diminution du rapport C/N et l'augmentation des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des sédiments déposés durant ces années témoignent d'ailleurs d'une croissance d'algues accentuée (Meyers, 2009). Par ailleurs, la baisse concomitante de la concentration relative du manganèse (ratio sur titane) et la hausse du rapport fer/manganèse (suivant des tendances amorcées dès le début de la colonisation moderne) indiquent que le niveau d'oxygène au bas de la colonne d'eau a diminué. Toutefois, malgré ces changements, le lac Joseph a encore une fois somme toute maintenu un assez bon état de santé.

10.2.2.3 Période entourant la vidange du lac Noir (1945–1960 EC)

Les taux relativement élevés d'accumulation de sédiments de 1946 à 1952 EC (intervalle d'erreur : 1929–1960 EC), ainsi que les changements importants survenus au niveau de la nature du matériel sédimentaire déposé dans le lac Joseph aux alentours de cette période (p. ex., diminution du taux de matière organique et de la taille moyenne des grains) peuvent être attribués aux travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Basé sur la chronologie (en considérant les marges d'erreur) et l'observation de la chronologie, on peut estimer que ce sont environ 2,75 cm de sédiments qui ont été déposés de 1954 à 1959 EC (Figure 10.13). Bien que cette quantité soit beaucoup moins élevée que les accumulations qui sont parallèlement survenues dans l'étang Stater et dans les lacs à la Truite et William durant ces années ($\geq 7,75$ cm), elle est tout de même considérable. Elle démontre que le matériel extrait du lac Noir qui s'est retrouvé dans la rivière Bécancour a voyagé sur une très longue distance (> 25 km).

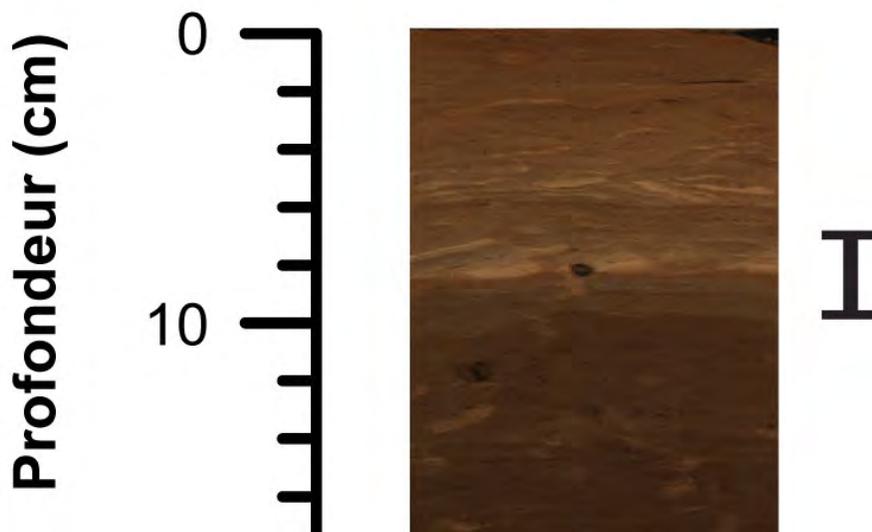


Figure 10.13. Aperçu agrandi des couches de sédiments déposées dans le lac Joseph durant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Note : les couches sont délimitées par le marqueur noir (7 à 9,75 cm de profondeur). Elles ont été déterminées à partir du modèle chronologique (en considérant les marges d'erreur associées aux dates) et de l'observation de la stratigraphie.

Comme pour les autres plans d'eau situés en aval de Thetford Mines, la qualité de l'eau du lac Joseph s'est aussi abruptement dégradée durant les travaux de vidange du lac Noir. C'est ce qu'indiquent les changements importants dans la composition des assemblages de diatomées de cette époque. L'essor important d'espèces planctoniques, en

particulier *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* et *Cyclostephanos invisitatus/makarovae*, témoigne d'une diminution importante de la transparence de l'eau et d'une hausse marquée de la concentration en nutriments (Loudiki et al., 1994; Raupp et al., 2009; Houk et al., 2014, 2017; Schultz et al., 2021). Les valeurs reconstituées de phosphore total et de pH suggèrent que le lac Joseph a alors atteint un stade méso-eutrophe, en plus de devenir encore plus alcalin. La diminution du rapport C/N et l'augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ dans les sédiments déposés durant la vidange du lac Noir sont aussi indicatrices d'une plus forte croissance d'algues (Meyers, 2009). Nos résultats sont cohérents avec certains témoignages qui indiquaient que cet événement est à l'origine de l'eutrophisation importante du lac Joseph, menant alors à une modification importante de la nature des sédiments tapissant le fond du lac et des organismes aquatiques habitant le milieu (Rolland, 2006).

10.2.2.4 Période post-vidange (1960–1980 EC)

Les évidences paléolimnologiques indiquent que les taux d'accumulation de sédiments ont progressivement diminué au lac Joseph après la vidange du lac Noir, tout en demeurant somme toute élevés jusqu'en 1972 ± 10 EC. D'après des témoignages, une quantité très importante de particules en suspension était d'ailleurs présente dans le plan d'eau au début des années 1960 EC, ce qui nuisait aux pompes à eau des embarcations à moteur (Mailhot et al., 2004). Comme pour les autres plans d'eau situés en aval de Thetford Mines, les importants taux d'accumulation de sédiments durant cette période peuvent être attribués à l'érosion du matériel fraîchement extrait du lac Noir et aux travaux importants survenus au sein et en bordure de la rivière Bécancour au cours des années 1960 et 1970 EC (voir [section 3.11](#)). Par ailleurs, le facteur d'enrichissement élevé du magnésium, supérieur à celui d'autres éléments détritiques tels que le potassium, indique que le lac Joseph a lui aussi à ce moment commencé à recevoir des résidus miniers provenant des haldes situées en amont. On peut penser que le développement riverain survenu entre 1959 et 1979 EC (voir [section 3.8.4](#)) a également accessoirement contribué aux apports sédimentaires importants dans le lac Joseph.

Les résultats démontrent que le transport hydrique de résidus miniers jusqu'au lac Joseph et la pollution atmosphérique associée au maximum des activités minières ont

renforcé la contamination en fibres d'amiante dans les sédiments de ce plan d'eau. Par ailleurs, de 1960 à 1980 EC, la qualité de l'eau du lac est demeurée mauvaise. Les résultats indiquent que la transparence s'est progressivement améliorée, mais la concentration en phosphore total et le pH ont augmenté encore davantage.

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

De 1980 à 2017 EC, les taux d'accumulation de sédiments dans le lac Joseph étaient toujours un peu plus élevés qu'avant la vidange du lac Noir. Ce résultat n'est pas surprenant considérant que le bassin versant de ce plan d'eau a considérablement changé au cours des dernières décennies. L'occupation riveraine est aujourd'hui beaucoup plus importante. De plus, le fait que le magnésium présente le deuxième plus important facteur d'enrichissement dans les sédiments récents indique le lac Joseph reçoit toujours des quantités notables de résidus miniers malgré le déclin et la fin des exploitations. Bien que le taux d'accumulation d'amiante dans le lac ait diminué au cours des dernières décennies, les analyses ont révélé que les sédiments sont tout de même toujours considérablement enrichis en fibres. Tel que précédemment observé dans la carotte du lac William, il est surprenant de constater que c'est à la surface de la carotte de sédiments du lac Joseph que les plus importantes teneurs en amiante ont été mesurées. Encore une fois, ce résultat peut s'expliquer par le fait que les taux d'accumulation de sédiments sont aujourd'hui moins élevés dans le lac Joseph que durant le maximum des activités minières. Les fibres d'amiante sont donc moins « diluées » dans la matrice sédimentaire.

Bien que les valeurs inférées de concentration en phosphore total suggèrent que le niveau d'enrichissement en nutriments dans le lac Joseph a été accentué dans les dernières années, d'autres indicateurs démontrent plutôt que la qualité de ses eaux s'est améliorée depuis le début des années 1980 EC. Effectivement, l'augmentation du rapport C/N et la diminution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ dans les sédiments récents indiquent que la croissance d'algues a été réduite (Meyers, 2009). La très faible présence de taxons de diatomées typiques des milieux eutrophes (e.g., *Cyclotella choctawhatcheeana*/*invisitata*) dans la couche superficielle de sédiments (2015 ± 4 EC) suggère que le lac est récemment redescendu à un état mésotrophe. Ces taxons ont été en partie remplacés par l'espèce *Fragilaria crotonensis*. Tel que précédemment évoqué à la [section 9.2.2.5](#), cette dernière

est plutôt typique de milieux modérément enrichis en nutriments (Van Dam et al., 1994; Morales et al., 2013). Par ailleurs, la plus faible proportion de diatomées planctoniques préservées dans les niveaux 0,0–0,5 cm ($\sim 2015 \pm 4$ EC) et 2,0–2,5 cm ($\sim 1994 \pm 14$ EC) de la carotte de sédiments est cohérente avec le fait que le niveau d'eau du lac Joseph était plus bas de ~ 1990 à 2013 EC en raison de l'érosion du seuil de retenue des eaux situé à son exutoire (voir [section 3.11](#)). Elle pourrait aussi être attribuable à une amélioration de la transparence de l'eau et/ou à la multiplication importante de plantes aquatiques qui est survenue dans le lac à compter de 1999 EC (Roy et Gingras, 2011), laquelle a pu favoriser les communautés benthiques de diatomées. Cette prolifération des plantes aquatiques rapportée par les témoignages oraux est en accord avec l'augmentation récente de l'abondance relative des espèces *Cocconeis placentula* et *Meridion circulare*, lesquelles sont fréquemment retrouvées sur ce genre de substrat (Zimmermann et al., 2010; Hofmann et al., 2011). L'amélioration globale de la qualité de l'eau depuis les années 1980 EC peut être principalement attribuée à l'aménagement successif des stations d'épuration de Saint-Ferdinand, Thetford Mines et Saint-Pierre-Baptiste en 1985 , 1986 et 2000 EC.

10.2.3 Niveaux modernes d'accumulation et de contamination des sédiments

Le rythme d'accumulation des sédiments dans le lac Joseph est faible comparativement à celui dans les lacs à la Truite et William. Les taux massiques modernes ($50 \text{ mg/cm}^2/\text{an}$ ou $0,05 \text{ g/cm}^2/\text{an}$) sont comparables à ceux de plusieurs autres lacs de l'est du Canada affectés par des activités humaines (Baud et al., 2022) et peuvent donc être qualifiés de « normaux ». Le taux actuel d'accumulation linéaire des sédiments ($\sim 1 \text{ mm/an}$ ou $0,1 \text{ cm/an}$) n'est pas une menace à la pérennité du lac Joseph. Comme pour les autres plans d'eau à l'étude, il convient de préciser que les taux d'accumulation de sédiments mesurés pour le lac Joseph s'appliquent uniquement au site de carottage (bassin central; [Figure A12](#)). Les autres zones du lac situées au large des berges devraient toutefois avoir des taux de sédimentation similaires. C'est d'ailleurs le cas du deuxième petit bassin sud situé près de l'entrée du lac (vis-à-vis le Camping des Bois-Francis, en amont de notre site de carottage). D'après les résultats de l'étude paléolimnologique sommaire précédemment

menée par Rolland (2006)¹⁵, laquelle présente des interprétations/conclusions que nous pouvons confirmer comme étant généralement adéquates, le rythme moyen d'accumulation des sédiments dans ce secteur était de ~ 1,3 mm/an pour la période de 1960 à 2006 EC.

Les sédiments du lac Joseph contiennent des teneurs en métaux lourds et en fibres d'amiante qui sont également moins importantes que dans l'étang Stater et les lacs à la Bécancour, à la Truite et William. Les concentrations modernes en arsenic et en nickel dans les sédiments modernes du lac Joseph dépassent les seuils d'effets occasionnels sur les organismes aquatiques (CEO) fixés pour ces métaux, tandis que celles en zinc excèdent le seuil d'effets possibles (CSE; [Tableau 10.1](#)). Elles sont toutefois similaires aux teneurs

Tableau 10.1. Teneur en arsenic et en métaux (mg/kg) des sédiments du lac Joseph vis-à-vis les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce utilisés au Québec (EC et MDDEP, 2007). Note : les chiffres surlignés en bleu représentent les critères excédés ou atteints par les sédiments modernes du lac pour chaque substance chimique.

	CER	CSE	CEO	CEP	CEF	Sédiments précoloniaux (21,25–105 cm) ^a	Sédiments modernes (0–6,25 cm) ^b
Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23	9–12	11–14
Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12	0,80–1,11	0,50–0,52
Chrome	25	37	57	90	120	68–88	96–105
Cuivre	22	36	63	200	700	21–28	46
Nickel	ND	ND	47	ND	ND	99–161	99–103
Plomb	25	35	52	91	150	15–23 ^c	28–42
Zinc	80	120	170	310	770	136–192	158–160

CER : concentration d'effets rares

CSE : concentration seuil produisant un effet

CEO : concentration d'effets occasionnels

CEP : concentration produisant un effet probable

CEF : concentration d'effets fréquents

^a Période couverte : -320 ± 200 à 1810 ± 30 EC

^b Période couverte : 1960 ± 3 à 2017 ± 2 EC

^c Valeur aberrante de 30 µg/L non considérée (niveau 64,0–64,5 cm)

¹⁵ Cette étude présente le profil de variation de la concentration relative d'éléments chimiques dans une carotte de sédiments prélevée en 2006 dans le lac Joseph. Cette dernière n'a pas été datée et n'a été analysée que par microfluorescence X.

des sédiments précoloniaux. Les concentrations modernes en chrome sont un peu plus préoccupantes. Elles dépassent désormais le seuil d'effets probables sur les organismes aquatiques. Celles en cuivre et en plomb excèdent les seuils d'effets possibles.

10.3 Conclusions et recommandations

Les évidences paléolimnologiques ont révélé que le lac Joseph a commencé à se transformer dès les premières décennies de la colonisation moderne dans la Haute-Bécancour. Il a toutefois maintenu un bon état de santé jusqu'à ce que les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC) se mettent en branle. Malgré son éloignement, le lac Joseph n'a pas été épargné par cet événement qui a mené à son eutrophisation rapide. Comme pour les lacs à la Truite et William, nous attribuons ce résultat à l'arrivée plus importante d'eaux usées en provenance du secteur de Thetford Mines suivant la disparition du lac Noir. L'amélioration de la condition du lac Joseph passera prioritairement par un meilleur contrôle de cette source de pollution. Nos résultats ont démontré que le lac Joseph reçoit également des résidus miniers depuis la vidange du lac Noir, mais en quantité bien moindre que l'étang Stater et les lacs à la Truite et William. Les taux d'accumulation de sédiments au centre du lac Joseph sont faibles et ne constituent pas une source de préoccupation importante. Le plan d'eau bénéficierait tout de même d'une réduction d'apports de résidus miniers puisqu'elle contribuerait à freiner la pollution en amiante et en métaux qui le touchent.

Nos résultats indiquent que le lac Joseph présente un état modéré de dégradation, ce qui laisse entrevoir de bonnes perspectives de rétablissement. Le taux de renouvellement très rapide de ses eaux (~ 72 h; Chauvette, 2011) joue en sa faveur puisqu'il permet *a priori* une élimination rapide des contaminants en suspension. Nos recommandations pour assurer la préservation et le rétablissement du lac Joseph sont similaires à celles précédemment formulées pour les autres plans d'eau situés en aval de Thetford Mines :

- ❖ Renforcer les bandes végétales riveraines en bordure du lac Joseph, en particulier le long des terrains agricoles. Améliorer également leur état dans les bassins versants des tributaires du lac, soit notamment la rivière Bécancour et les ruisseaux Hamilton et Golden;

- ❖ S'assurer du bon état des installations septiques des résidences entourant le lac Joseph. Au besoin, pratiquer des travaux de réfection afin de corriger toutes déficiences;
- ❖ Poursuivre la mise en place de solutions afin de freiner l'érosion et le transport de résidus miniers vers la rivière Bécancour. À cet effet, voir les analyses et propositions formulées par Potvin et al. (2021), ainsi que le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022);
- ❖ Freiner les rejets d'eaux usées non traitées dans la rivière Bécancour en provenance de Thetford Mines. Voir analyses et propositions de Potvin et al. (2021);
- ❖ Aménager un bassin de rétention des nutriments et des sédiments sur le parcours de la rivière Bécancour, entre le secteur de Thetford Mines et l'étang Stater. Par exemple, la rivière Bécancour pourrait être détournée vers le puits minier de la mine Lac d'Amiante. Voir analyses et propositions de Chum (2020) et le « Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027 » (GROBEC, 2022).

11. Analyses comparatives

11.1. Taux d'accumulation des sédiments

Le [Tableau 11.1](#) et la [Figure 11.1](#) permettent de comparer l'évolution des taux d'accumulation linéaire et massique des sédiments dans les lacs du bassin de la rivière Bécancour. On remarque que les taux pour les sites d'étude situés en aval de Thetford Mines ont varié de façon similaire au fil du temps. Ils ont tout d'abord augmenté en réponse à la colonisation moderne du territoire (~ 1810 EC), puis de manière beaucoup plus

Tableau 11.1. Taux d'accumulation linéaire (TAL) et taux d'accumulation massique (TAM) moyens aux sites de carottages des lacs du bassin de la rivière Bécancour durant certaines périodes importantes de l'histoire régionale.

		Lac Bécancour	Étang Stater	Lac à la Truite	Lac William	Lac Joseph
Période récente (2000–2017 EC)	TAL (cm/an)	0,14	1,35	0,62	0,50	0,10
	TAM (g/cm ² /an)	0,027	0,671	0,389	0,226	0,052
Déclin et fin des activités minières (1980–2017 EC)	TAL (cm/an)	0,12	1,34	0,62	0,51	0,10
	TAM (g/cm ² /an)	0,024	0,683	0,388	0,223	0,052
Maximum des activités minières (~ 1945–1980)*	TAL (cm/an)	0,07	1,37	0,89	0,61	0,17
	TAM (g/cm ² /an)	0,012	0,805	0,628	0,347	0,108
Début des activités minières (~ 1880–1945)	TAL (cm/an)	0,05	0,04	0,11	0,29	0,09
	TAM (g/cm ² /an)	0,080	0,006	0,056	0,127	0,039
Période coloniale (~ 1810–1880)	TAL (cm/an)	–	0,03	0,10	0,26	0,09
	TAM (g/cm ² /an)	–	0,004	0,052	0,113	0,031
Période précoloniale (< 1810)	TAL (cm/an)	0,01	0,02	0,06	0,04	0,04
	TAM (g/cm ² /an)	0,002	0,003	0,035	0,014	0,013

*Tel que précédemment discuté, le début de cet intervalle d'âge dans les modèles chronologiques des carottes de sédiments correspond en réalité approximativement au début des travaux de vidange du lac Noir (1954 EC).

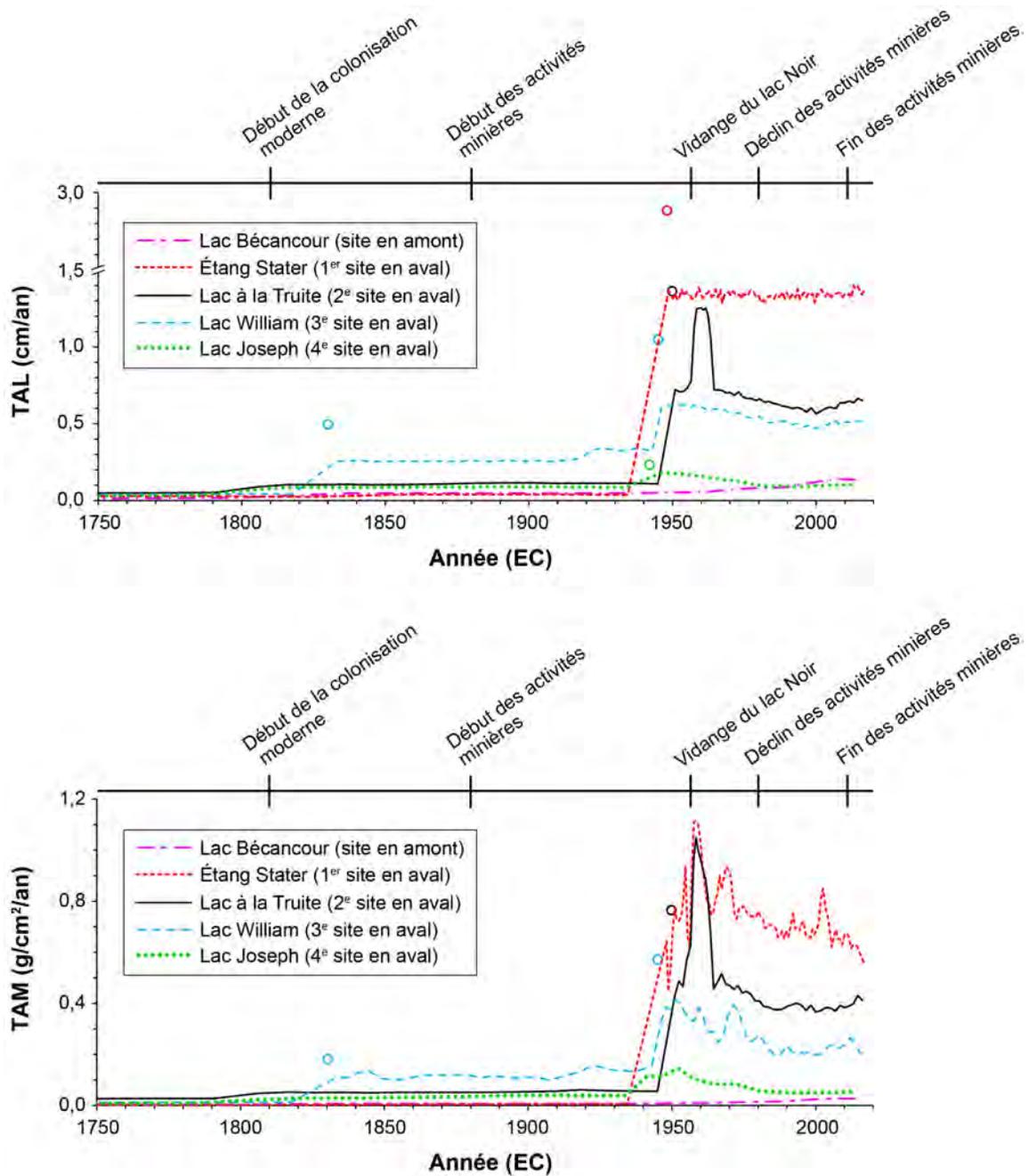


Figure 11.1. Comparaison de l'évolution (1750–2017 EC) des taux d'accumulation linéaire (TAL; graphique supérieur) et des taux d'accumulation massique (TAM; graphique inférieur) de sédiments aux sites de carottage des lacs du bassin de la rivière Bécancour. Note : les cercles vides représentent des valeurs aberrantes qui ont été exclus.

importante suivant les travaux de vidange du lac Noir (1954–1959 EC). Ils ont ensuite légèrement redescendu durant les années 1960 et 1970 EC et se sont plus ou moins stabilisés à partir de ~ 1980–90 EC.

Le [Tableau 11.1](#) et la [Figure 11.1](#) permettent également de constater la gradation majeure dans les taux d'accumulation de sédiments mesurés dans les lacs en aval de Thetford Mines depuis la vidange du lac Noir. Ceux-ci sont nettement plus élevés dans l'étang Stater et diminuent ensuite progressivement dans les lacs à la Truite, William et Joseph au fur et à mesure que la distance vis-à-vis les anciens sites miniers de la région augmente. Préalablement, durant la période coloniale, c'était au lac William que l'accumulation de sédiments était la plus forte. Par ailleurs, les taux d'accumulation de sédiments aux lacs Bécancour et Joseph sont aujourd'hui similaires.

11.2. Évolution géochimique des sédiments

Le facteur d'enrichissement en magnésium dans les sédiments récents des lacs du bassin de la rivière Bécancour constitue probablement le meilleur indicateur de leur contenu (ou niveau de contamination) en résidus miniers provenant de l'exploitation de l'amiante. La [Figure 11.2](#) permet de comparer l'évolution de ce facteur dans les sédiments des différents sites d'étude. On peut facilement visualiser que la concentration de résidus dans les sédiments déposés depuis 1970 EC est distinctivement plus élevée à l'étang Stater qu'au lac à la Truite, puis plus grande au lac à la Truite qu'au lac William. Les résultats suggèrent que la proportion de contaminants miniers dans les sédiments déposés depuis 2005 EC est similaire aux lacs Bécancour et William. Tel que démontré à la [Figure 11.1](#), les taux d'accumulation de sédiments, et donc de résidus miniers, sont toutefois nettement supérieurs au lac William. C'est au lac Joseph que l'on retrouve actuellement les plus faibles traces de contamination minière.

La [Figure 11.3](#) permet de comparer la composition globale en métaux des différentes couches de sédiments des lacs à l'étude et des échantillons de sources de matériel sédimentaire présentes dans la Haute-Bécancour. Sur ce graphique, les marqueurs représentant les sédiments de l'étang Stater et des lacs à la Truite et William déposés depuis le début des travaux de vidange du lac Noir sont regroupés à proximité les uns des autres,

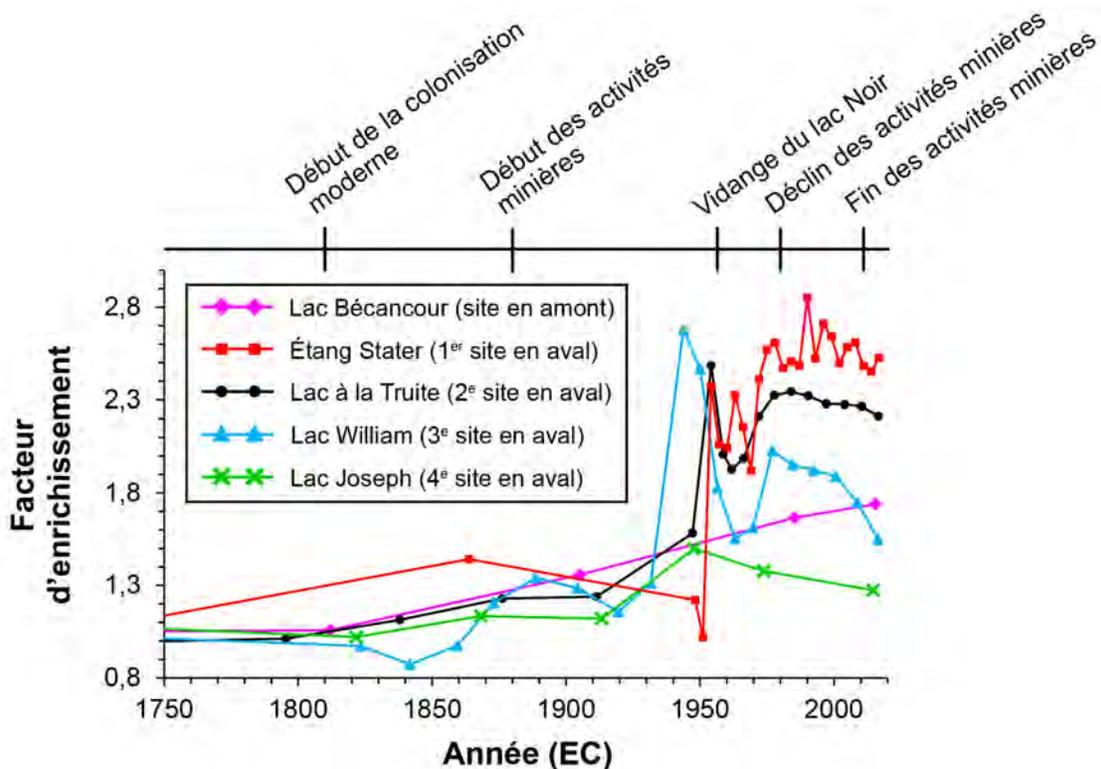


Figure 11.2. Comparaison de l'évolution (1750–2017 EC) du facteur d'enrichissement en magnésium dans les sédiments des lacs du bassin de la rivière Bécancour.

ce qui indique qu'ils ont une composition géochimique très similaire. D'après la position des marqueurs, on remarque que les sédiments (anciens et modernes) de tous les lacs à l'étude sont également assez semblables à ceux de la rivière Bécancour prélevés en amont et en aval des haldes. On peut déduire de ce résultat que ce cours d'eau est responsable d'une grande proportion des apports sédimentaires à l'étang Stater et aux lacs à la Truite, William et Joseph. En comparaison, les marqueurs associés à l'échantillon de sol prélevé en bordure du lac à la Truite et aux sédiments du ruisseau Venlo et des rivières au Pin et Bagot sont groupés seuls au bas du graphique, ce qui veut dire qu'ils ont une composition plus distincte. Par ailleurs, les résultats démontrent que les sédiments des lacs à l'étude déposés depuis 1954 EC ont une composition en métaux plus similaire aux échantillons tirés des haldes minières que ceux déposés avant cette date. Ils indiquent aussi que les sédiments modernes des lacs sont tout de même toujours très différents des résidus miniers amiantés. Il faut toutefois considérer que nos analyses ne tiennent pas compte des processus physiques et chimiques qui peuvent altérer la composition de ces résidus avant et pendant

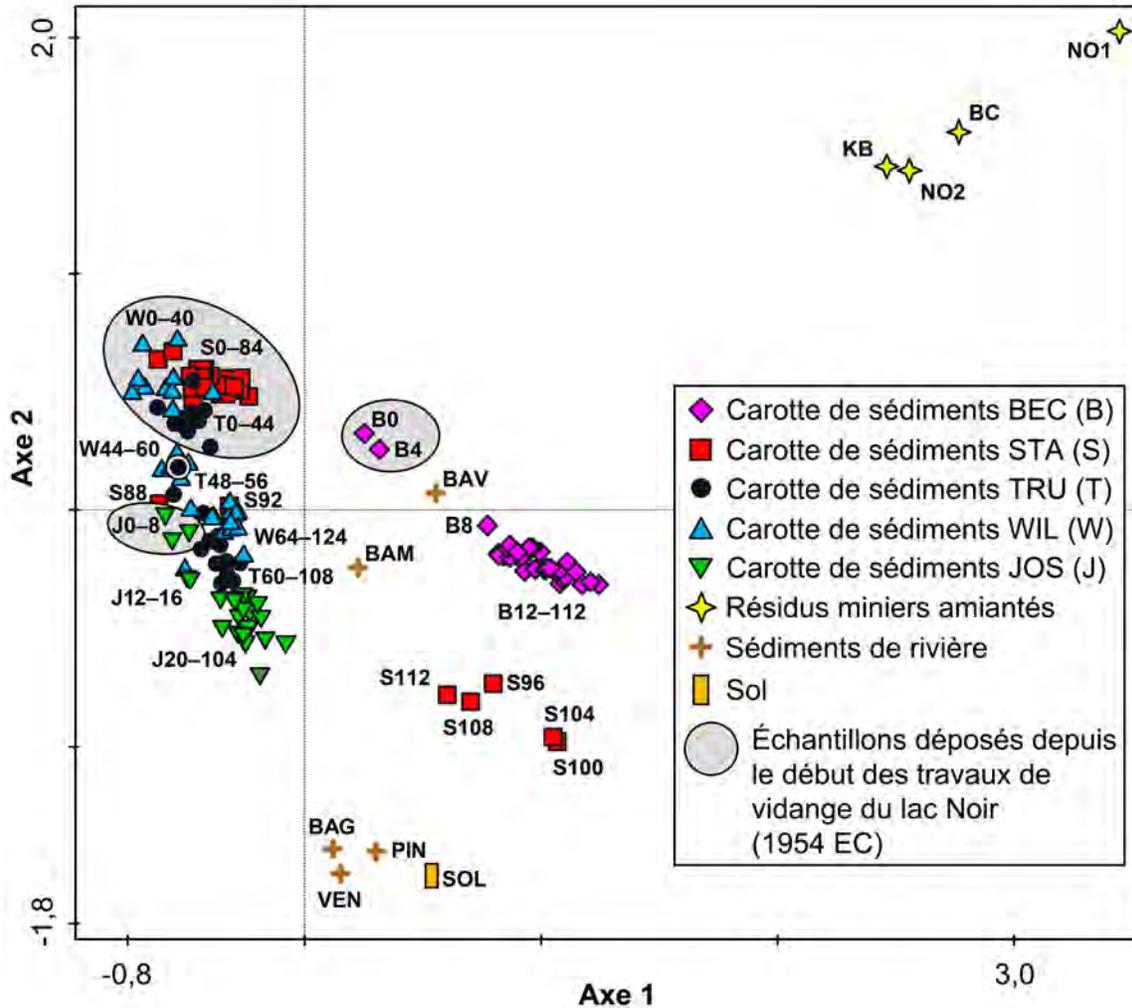


Figure 11.3. Analyse en composantes principales permettant de comparer la composition géochimique des différentes couches des carottes de sédiments et des échantillons de sources de matériel sédimentaire présentes dans la Haute-Bécancour. Note : la position des marqueurs est déterminée en fonction de leur composition en métaux (aluminium, baryum, calcium, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, potassium, lithium, magnésium, nickel, scandium, sodium, strontium, titane et zinc). Certains éléments chimiques n'ont pas été considérés puisque leur abondance dans les sédiments est particulièrement dépendante d'apports atmosphériques et de conditions d'oxygénation (arsenic, fer, manganèse, plomb, phosphore et soufre). Sur le graphique, les chiffres associés aux échantillons des carottes de sédiments représentent leur profondeur arrondie en centimètres (p. ex., B12-112 = profondeurs allant de 12 à 112 cm dans la carotte de sédiments du lac Bécancour). BAG, rivière Bagot; BAM, rivière Bécancour – en amont des haldes minières; BAV, rivière Bécancour – en aval des haldes minières; KB, mine King-Beaver; BC, mine British Canadian 1; NO1, mine Normandie – échantillon #1 (prélevé au bas des haldes); NO2, mine Normandie – échantillon #2 (prélevé sur le bord de la rivière Bécancour); PIN, rivière au Pin; SOL, sol adjacent au lac à la Truite; VEN, ruisseau Venlo.

leur transport dans l'eau jusqu'aux lacs d'étude. La composition des sédiments des lacs peut également être modifiée après leur déposition, par exemple via des apports d'eaux souterraines.

11.3. Taux d'accumulation d'amiante

La Figure 11.4 permet de comparer l'évolution des taux d'accumulation d'amiante aux sites de carottage. On peut constater que ces taux ont atteint des valeurs maximales dans tous les lacs à l'étude, à l'exception du lac Bécancour, durant le maximum des activités minières régionales (1945–1980 EC). Ils sont depuis plus faibles. Au cours des dernières décennies, c'est l'étang Stater qui a eu les taux d'accumulation d'amiante les plus élevés, suivi du lac à la Truite et du lac William. Ce résultat est cohérent avec leur proximité respective vis-à-vis les sites miniers de la région. Les apports de fibres sont comparativement beaucoup plus faibles aux lacs Bécancour et Joseph.

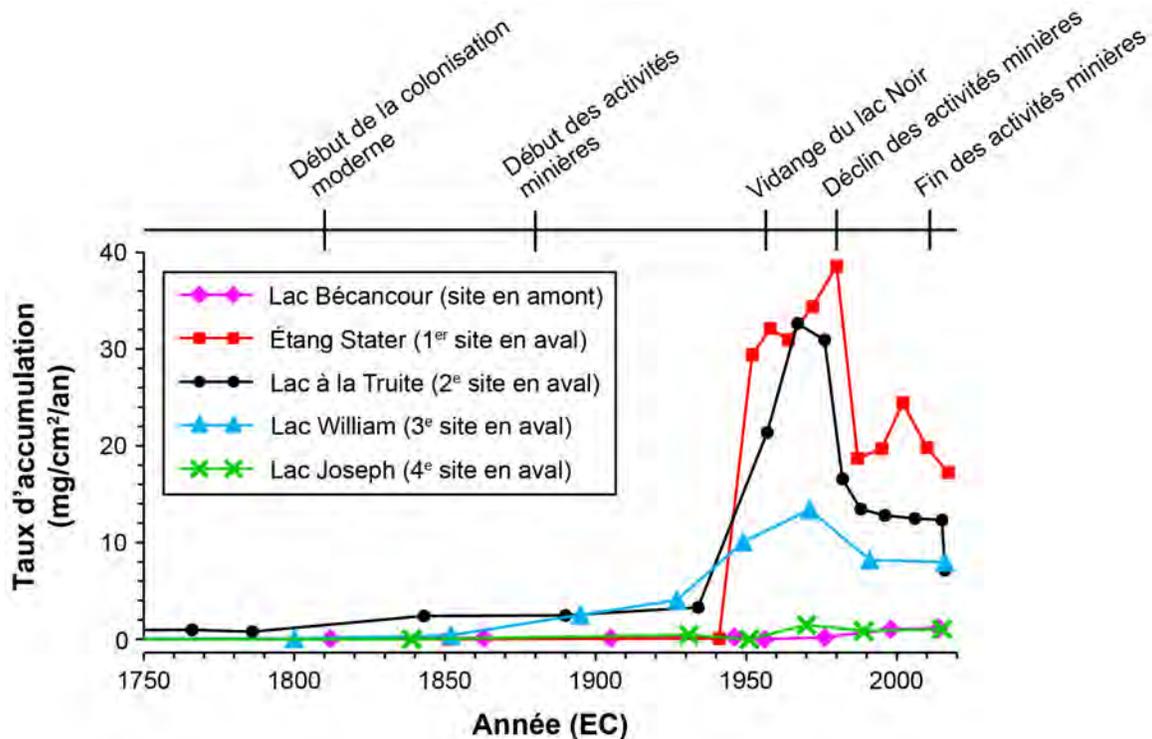


Figure 11.4. Comparaison de l'évolution (1750–2017 EC) des taux d'accumulation d'amiante aux sites de carottage des lacs du bassin de la rivière Bécancour.

12. Analyses d'amiante : résultats et discussions supplémentaires

12.1. Carotte de sédiments prélevée à l'embouchure de la rivière Bécancour

L'analyse par microscopie électronique à transmission de la couche superficielle (0–1 cm) de sédiments de la carotte prélevée dans la rivière Bécancour, près de son embouchure au fleuve Saint-Laurent, a révélé que cet échantillon ne contenait aucune trace d'amiante (0,0 %). Ce résultat ne signifie toutefois pas que des fibres ne voyagent pas jusqu'à cet endroit (situé à ~ 165 km en aval du dernier site minier). Il est possible que celui-ci ne soit simplement pas favorable à leur déposition et préservation dans les sédiments. Il faut aussi considérer que les fibres d'amiante ont tendance à se dégrader naturellement lors de leur transport dans l'eau. Au fil de la distance parcourue, elles se cassent ou se défont progressivement en petites fibrilles et deviennent ainsi de plus en plus courtes (Schreier, 1989; Koumantakis et al., 2009). Les fibres peuvent aussi se dissoudre ou être transformées chimiquement dans l'eau. Ce processus survient cependant principalement en conditions acides (Schreier et al., 1987; Schreier, 1989; Holmes et Lavkulich, 2014). L'altération chimique des fibres est faible dans des eaux présentant un pH supérieur à 7 comme celles de la rivière Bécancour et de ses lacs (voir [section 2.1](#)).

12.2. Longueur des fibres d'amiante

Les fibres d'amiante des sédiments des lacs du bassin de la rivière Bécancour sont majoritairement courtes ([Tableau 12.1](#)). De 65 à 95 % de celles préservées dans les échantillons analysés de sédiments récents (> 2000 EC) avaient une longueur inférieure à 5 µm. Cette proportion était similaire à celle des fibres « naturelles » provenant des sédiments précoloniaux du lac à la Truite (94,5–95 cm; 1250 ± 80 EC) et de l'échantillon de résidus miniers amiantés prélevé au bas des haldes de la mine Normandie (80–90 % inférieures à 5 µm). Les fibres étaient en moyenne un peu plus longues (50 % supérieures à 5 µm) au niveau 21,5–22,0 cm (1982 ± 7 EC) de la carotte du lac à la Truite. Considérant l'année de déposition de cet échantillon, ce résultat suggère que les fibres émises dans

l'environnement durant ou près du maximum des activités minières étaient en moyenne un peu plus longues. Davantage d'analyses seraient cependant nécessaires afin de confirmer cette hypothèse.

Tableau 12.1. Longueur des fibres d'amiante préservées dans certains échantillons de sédiments et de résidus miniers amiantés analysés.

Échantillon	Profondeur (cm)	Année de déposition moyenne (EC)	Longueur	
			Inférieure à 5 µm (%)	Supérieure ou égale à 5 µm (%)
Carotte de sédiments				
Étang Stater	0,0–1,0	2017 ± 2	75	25
Lac William	0,0–1,0	2016 ± 3	90	10
Lac Joseph	0,0–0,5	2015 ± 4	65	35
Lac Bécancour	4,0–5,0	1976 ± 13	85	15
Lac à la Truite	6,5–7,0	2006 ± 5	95	5
Lac à la Truite	21,5–22,0	1982 ± 7	50	50
Lac à la Truite	94,5–95,0	1250 ± 80	80	20
Résidus miniers amiantés				
Mine Normandie*	—	—	90	10

*Correspond à l'échantillon prélevé au bas des haldes.

12.3. Présence naturelle d'amiante

Nous avons retrouvé de l'amiante dans les sédiments précoloniaux de 4 de nos 5 lacs d'étude, et ce, à des concentrations dépassant majoritairement le critère de 0,1 % utilisé au Québec pour définir des matériaux contenant de l'amiante (BAPE, 2020). Ce résultat démontre que l'amiante est naturellement abondant et répandu dans la région de Thetford Mines et que sa présence n'est pas nécessairement attribuable à une contamination d'origine minière ou humaine. Ces faits devraient être pris en compte dans les évaluations et exigences environnementales de la région.

C'est l'érosion naturelle des gisements du Complexe ophiolitique de Thetford Mines qui peut expliquer la présence d'amiante dans les sédiments précoloniaux des lacs du bassin de la rivière Bécancour. Les teneurs plus importantes dans les sédiments des lacs Bécancour et à la Truite de cette époque sont cohérentes avec la plus grande proximité qu'ils ont avec cette formation géologique. Les fibres auront été transportées jusqu'aux sites d'étude par l'action de l'eau et du vent. Le cas du bassin versant de la rivière Sumas qui traverse la frontière de la Colombie-Britannique et de l'état de Washington dans l'ouest du continent fournit un bon exemple d'enrichissement naturel en amiante dans les écosystèmes aquatiques. Dans cette région, un important glissement de terrain a exposé des roches riches en chrysotile qui contaminent les sédiments de rivière (Schreier et Taylor, 1981; E & E, 2007).

12.4. Amiante amphibole

La présence d'amiante amphibole (actinolite et trémolite) dans les sédiments des lacs du bassin de la rivière Bécancour est *a priori* surprenante puisque les études et relevés géologiques régionaux font très peu mention de ce type d'amiante (e.g., Cooke, 1937; Riordon, 1973; Seguin, 1976; Pagé et al., 2008). De plus, les échantillons prélevés au bas des haldes minières dans le cadre de notre projet de recherche n'en contenaient pas. Dans une étude plus exhaustive de la composition minéralogique des résidus miniers amiantés de la région de Thetford Mines, Thibault (2011) a cependant confirmé la présence en très faibles quantités (< 1 % en volume) d'actinolite dans les haldes des mines Normandie et King-Beaver, d'actinolite-trémolite (composition intermédiaire) dans les haldes de la mine King-Beaver et de trémolite dans les haldes de la mine British Canadian 1. La proportion d'amiante amphibole est clairement plus importante dans nos échantillons de sédiments de lacs que dans les résidus miniers amiantés, ce qui suggère que ce type d'amiante s'accumule plus facilement au fond des lacs que le chrysotile.

En accord avec nos résultats, le Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour (GROBEC) a également récemment identifié la présence d'actinolite dans les eaux de la rivière Bécancour (jusqu'à 15 % de la proportion totale d'amiante) lors d'une campagne d'échantillonnage menée en 2021 (publication des résultats à venir). Dans le passé, des fibres d'actinolite et de trémolite ont également été trouvées dans des

échantillons d'air intérieur et extérieur de Thetford Mines (Sébastien et al., 1986 cité dans Lajoie et al., 2003; Marier et al., 2007) et dans les poumons de mineurs et travailleurs décédés de la région (McDonald et al., 1997; Nayebzadeh et al., 2001; Germine et Puffer, 2015).

12.5. Considérations pour la santé humaine

Considérant que les sédiments recueillis au centre des plans d'eau à l'étude contiennent des concentrations importantes en amiante, on peut assumer que les sédiments sur leurs berges et sur celles de la rivière Bécancour sont également contaminés. Les fibres peuvent être directement déposées dans ces zones suivant leur transport par la rivière Bécancour ou suivant la remise en suspension de particules qui étaient auparavant déposées au fond de l'eau et qui auront été perturbées par l'action des vagues, par exemple. Basé sur la littérature (Schreier, 1989; Weis, 2001; WDOH, 2006), il ne fait aucun doute que les sédiments présents sur les berges relâchent des fibres d'amiante dans l'air, en particulier s'ils sont brassés, et qu'ils constituent donc une menace potentielle à la santé humaine. Tout comme pour une exposition professionnelle (survenant dans le cadre d'un métier), une exposition environnementale prolongée et répétée à de l'amiante peut également mener au développement de mésothéliomes¹⁶ (Goldberg et Luce, 2009; Lacourt et al., 2014). Bien que les risques à la santé sont probablement faibles puisque les fibres sont émises dans l'air extérieur, il faut aussi considérer que les sédiments peuvent être transportés dans les maisons riveraines par le biais du vent ou de souliers/vêtements souillés et ainsi contaminer l'air intérieur (Marier et al., 2007). Des risques plus importants pourraient aussi survenir dans l'éventualité où des travaux d'excavation de sédiments seraient réalisés au sein de la rivière Bécancour ou de ses lacs. Le matériel excavé, une fois sec, pourrait relarguer d'importantes quantités de fibres d'amiante dans l'air (p. ex., WDOH, 2006; E & E, 2007). Il devrait donc être préalablement décontaminé ou entreposé dans un endroit sécuritaire. En plus de l'amiante émis par les sédiments secs, l'eau de la rivière Bécancour et de ses lacs contribue probablement elle-même à une contamination ambiante puisque les fibres d'amiante peuvent migrer directement de l'eau à l'air (Avataneo et al., 2022). Dans le cadre

¹⁶ Cancer du mésothélium (membrane qui recouvre la plupart des organes internes).

de sa campagne d'échantillonnage menée en 2021, ce sont jusqu'à $15\,000 \times 10^6$ fibres d'amiante par litre d'eau que le GROBEC a recensé dans les eaux de la rivière Bécancour. Des quantités importantes de fibres ont également été trouvées dans les eaux de l'étang Stater et du lac à la Truite.

La présence d'amiante amphibole (actinolite et trémolite) dans les sédiments des lacs du bassin de la rivière Bécancour accentue les préoccupations pour la santé humaine. Les fibres de ce type d'amiante sont plus résistantes que le chrysotile dans les tissus biologiques et y résident plus longtemps. Par conséquent, ils jouent un rôle beaucoup plus important dans la formation de fibroses et de cancers (McDonald et al., 1997; Bernstein et al., 2013). En contrepartie, cependant, le fait que les fibres d'amiante préservées dans nos échantillons étaient majoritairement de taille inférieure à $5\ \mu\text{m}$ (voir [section 12.2](#)) diminue les risques. Ce sont les fibres supérieures à cette taille qui sont les plus dangereuses (Berman et al., 1995; Berman et Crump, 2008; Bernstein et al., 2013). Une évaluation plus complète des risques associés à la présence d'amiante dans les sédiments du réseau de la rivière Bécancour devrait être réalisée par les experts en santé publique du Québec. Bien que des tests menés depuis 1995 EC ont démontré que la qualité de l'air extérieure à Thetford Mines était assez bonne (MENVQ, 2001; Lebel, 1997 cité dans Lajoie, 2003; Couture et Bisson, 2006; MDDEP 2007), nous recommandons fortement que la concentration de fibres d'amiante dans l'air ambiant soit mesurée le long de la rivière Bécancour et de ses lacs. Il est possible que l'air dans ces secteurs riverains soit davantage chargé en amiante. Nous ne prétendons pas que la présence de fibres d'amiante dans les sédiments du réseau de la rivière Bécancour représente nécessairement un danger important pour la santé humaine (et écosystémique). Cependant, nos résultats devraient être connus et portés à l'attention générale en attendant de plus en amples analyses.

13. Conclusion générale

La plus grande contribution de ce projet d'études paléolimnologiques aura probablement été de démontrer pour la première fois à l'aide d'évidences scientifiques solides que les haldes minières de la région de Thetford Mines s'érodent de façon massive vers la rivière Bécancour. Nous avons établi que l'étang Stater et les lacs à la Truite et William avaient conséquemment des taux d'accumulation en sédiments anormalement élevés, voire extrêmes. De plus, leurs sédiments sont contaminés de manière importante en métaux lourds (chrome, nickel et cuivre) et en fibres d'amiante. Les analyses paléolimnologiques ont aussi permis de fournir un cadre temporel de référence. Notamment, nous savons désormais que les lacs Bécancour, à la Truite, William et Joseph présentaient un état oligotrophe, c'est-à-dire une bonne condition écologique, au moment de la colonisation moderne de la Haute-Bécancour. Les résultats ont démontré que l'eutrophisation de ces écosystèmes aquatiques est le résultat complexe du développement humain et minier survenu au cours des deux derniers siècles dans le bassin versant. Les rejets d'eaux usées de la municipalité de Thetford Mines, en particulier, jouent un rôle prédominant dans les problématiques de qualité de l'eau. Les résultats ont aussi révélé que le pH de tous les lacs à l'étude a considérablement augmenté au cours des dernières décennies. Les haldes minières, parmi d'autres facteurs, influencent sans aucun doute à la hausse ce paramètre.

Les résultats des analyses paléolimnologiques ont également permis d'apporter de nouvelles perspectives. Ils ont révélé que le lac à la Truite, bien qu'aux prises avec de graves problèmes d'ensablement, n'a tout de même pas subi un remplissage de plusieurs mètres de sédiments comme l'avançait la croyance populaire. Ils ont aussi démontré que l'étang Stater et les lacs à la Truite, William et Joseph présentaient un état de détérioration plus important avant 1980–90 EC. Les taux de sédimentation sont désormais un peu plus faibles et la qualité de l'eau est meilleure, ce qui prouve que la condition des lacs n'est pas fixe et qu'elle peut s'améliorer. La mise en opération de la station d'épuration de Thetford Mines en 1986 EC, notamment, a eu un impact bénéfique sur l'état du réseau de la rivière Bécancour. Une éventuelle diminution de la charge du réseau d'égouts domestiques de cette ville et/ou une amélioration de sa capacité de stockage des eaux usées auraient certainement d'autres retombées bénéfiques.

Par ailleurs, il est encourageant de constater que le niveau de conscientisation vis-à-vis les problématiques de pollution des lacs du bassin de la rivière Bécancour et, en particulier, l'érosion des haldes minières a grandement augmenté depuis le début du projet d'études paléolimnologiques en 2017. Grâce aux efforts de plusieurs intervenants, d'énormes progrès ont déjà été faits à différents points de vue. L'inauguration du bassin de sédimentation « Vézina » au mois de novembre 2021 dans le secteur de la mine Normandie permettra sans aucun doute de freiner de façon importante les apports de sédiments aux lacs situés en aval de Thetford Mines. D'après des observations et estimations récentes, le bassin était déjà rempli à presque pleine capacité en date d'avril 2022 (~ 440 sur 475 m³; GROBEC, comm. pers.)¹⁷, ce qui démontre le rythme d'érosion très important des haldes minières de ce secteur. Avec cet aménagement important, et la restauration du barrage de l'étang Stater vers la fin de l'année 2017, les valeurs des taux d'accumulation « actuels » calculés pour les lacs situés en aval de Thetford Mines sont déjà en quelque sorte désuètes. Dans quelques années (5–10 ans), il pourrait être intéressant de prélever de nouvelles carottes dans les lacs d'étude et de calculer les nouveaux taux d'accumulation des sédiments.

Nous encourageons fortement les intervenants locaux, régionaux et gouvernementaux à maintenir les efforts pour la préservation et le rétablissement des lacs du bassin de la rivière Bécancour. Les problématiques environnementales qui affectent les écosystèmes aquatiques de la région de Thetford Mines ont trop longtemps été négligées et sous-étudiées. Toute amélioration à leur état ne sera que bénéfique pour l'ensemble de la région.

¹⁷ Le bassin sera vidé et entretenu périodiquement.

Références

- Appleby, P. G. 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. Pp. 171–203 dans W. M. Last et J. P. Smol (éds), *Tracking environmental change using lake sediments. Volume I: basin analysis, coring, and chronological techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Arbour, S. 1994. État de l'environnement de la région Chaudière-Appalaches. Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches (CRECA), Lévis.
- Avataneo, C., J. R. Petriglieri, S. Capella, M. Tomatis, M. Luiso, G. Marangoni, E. Lazzari, S. Tinazzi, M. Lasagna, D. A. De Luca, et al., 2022. Chrysotile asbestos migration in air from contaminated water: An experimental simulation. *Journal of Hazardous Materials* 424: 127528. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127528.
- [BAPE] Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, 2020. L'état des lieux et la gestion de l'amiante et des résidus miniers amiantés : rapport d'enquête et d'audience publique (n° 351). Gouvernement du Québec, Québec.
- Baril, S., G. Cliche et A. Saladzius. 2019. Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux - Bassin versant de la zone Bécancour, années 2014 à 2017. Fondation Rivières, Montréal.
- Barry, G. R. 1999. *A history of Megantic County: Downhomers of Quebec's eastern townships*. Evans Books, Lower Sackville.
- Barry, G. 2003. La « piste Bécancour » : des campements abénaquis dans l'arrière-pays. *Recherches amérindiennes au Québec* 13: 93–100.
- Baud, A., C. Aulard, H. Ghanbari, M. Fradette, D. Antoniadès, P. del Giorgio, Y. Huot, P. Francus, J. Smol et I. Gregory-Eaves. 2022. A framework for ^{210}Pb model selection and its application to 37 cores from Eastern Canada to identify the dynamics and drivers of lake sedimentation rates. doi : 10.1002/essoar.10510735.1 [Article scientifique en révision].
- Bauer, M. et C. Blodau. 2006. Mobilization of arsenic by dissolved organic matter from iron oxides, soils and sediments. *Science of the Total Environment* 354: 179–190. doi : 10.1016/j.scitotenv.2005.01.027.

- Beaudoin, G., R. Hébert, M. Constantin, J. Duchesne, E. Cecchi, F. Huot, S. Vigneau et R. Fiola. 2008. Spontaneous carbonation of serpentinite in milling and mining waste, southern Québec and Italy. *Proceedings of 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.
- Belanger, S.E., K. Schurr, D. J. Allen, A. F. Gohara. 1986a. Effects of chrysotile asbestos on Coho Salmon and Green Sunfish: evidence of behavioral and pathological stress. *Environmental Research* 39: 74–85. doi: 10.1016/s0013-9351(86)80009-3.
- Belanger, S.E., D. S. Cherry, J. Jr. Cairns. 1986b. Uptake of chrysotile asbestos fibers alters growth and reproduction of Asiatic clams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 43: 43–52. doi: 10.1139/f86-006.
- Belpaire, P.-A. 2018. Manoir du lac William : Le quart de siècle des « faiseurs de bonheur ». HRImag. <https://www.hrimag.com/Manoir-du-Lac-William-Le-quart-de-siecle-des-faiseurs-de-bonheur> (dernier accès le 2022-04-30).
- Berman, D. W. et K. S. Crump. 2008. A meta-analysis of asbestos-related cancer risk that addresses fiber size and mineral type. *Critical Reviews in Toxicology* 38: 49–73. doi: 10.1080/10408440802273156.
- Berman, D.W., K. S. Crump, E. J. Chatfield, J. M. Davis et A. D. Jones. 1995. The sizes, shapes, and mineralogy of asbestos structures that induce lung tumors or mesothelioma in AF/HAN rats following inhalation. *Risk Analysis* 15: 181–195. doi: 10.1111/j.1539-6924.1995.tb00312.x.
- Bernstein, D., J. Dunnigan, T. Hesterberg, R. Brown, J. A. L. Velasco, R. Barrera, J. Hoskins, A. Gibbs. 2013. Health risk of chrysotile revisited. *Critical Reviews in Toxicology* 43: 154–183. doi: 10.3109/10408444.2012.756454.
- Bérubé, P. 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Bécancour : 1979-1989*. Québec: Ministère de l'Environnement du Québec.

- Bhiry, N. et L. Fillion. 1996. Holocene plant succession in a dune-swale environment of southern Québec: a macrofossil analysis. *Écoscience* 3: 330–342. doi: 10.1080/11956860.1996.11682351.
- Björck, S. et B. Wohlfarth. 2001. Chronostratigraphic Techniques in Paleolimnology. Pp. 205–245 *dans* W. M. Last et J. P. Smol (éds), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume I: basin analysis, coring, and chronological techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Blaauw, M. et J. A. Christen. 2011. Flexible paleoclimate age-depth models using an autoregressive gamma process. *Bayesian Analysis* 6: 457–474. doi: 10.1214/11-BA618.
- 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. <https://CRAN.R-project.org/package=rbacon> (dernier accès le 2021-08-04).
- Blais, J. M., J. Kalff, R. J. Cornett et R. D. Evans. 1995. Evaluation of ^{210}Pb dating in lake sediments using stable Pb, *Ambrosia* pollen, and ^{137}Cs . *Journal of Paleolimnology* 13: 169–178. doi:10.1007/BF00678105.
- Board of Registration and Statistics. 1853. *Census of the Canadas, 1851-2. Volume I : Personal census*. J. Lovell, Quebec.
- Bobée, B., Y. Grimard, M. Lachance et A. Tessier. 1982. *Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec*. INRS-Eau, Sainte-Foy.
- Boisvert, D. et H. Gascon. 2005. *Un projet extraordinaire à dimension humaine : la transformation des services de l'Hôpital Saint-Julien*. Presses Inter Universitaires, Cap-Rouge.
- Bonneau, M. 1984. *L'industrie de l'amiante au Québec en 1983: état de la situation*. Ministère de l'énergie et des ressources, Direction de la politique et de l'évaluation, Service de l'économie minérale, Québec.
- Bouchard, G., K. Gajewski et P. B. Hamilton. 2004. Freshwater Diatom Biogeography in the Canadian Arctic Archipelago. *Journal of Biogeography* 31: 1955–1973. doi:10.1111/j.1365-2699.2004.01143.x.

- Bourassa, F. et J. Alain. 1980. Rapport de la diagnose écologique du lac William 80-10. Ministère des Ressources Naturelles, Direction générale des eaux, Service de la qualité des eaux, Québec.
- Boyle, J. F. 2001. Inorganic geochemical methods in palaeolimnology. Pp. 83–141 *dans* W. M. Last et J. P. Smol (éds), Tracking environmental change using lake sediments. Volume II : physical and geochemical methods. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bureau of Agriculture and Statistics. 1863. Census of the Canadas, 1860-61. Volume I : Personal census. Census department, Quebec.
- Bureau fédéral de la statistique. 1924. Sixième recensement du Canada, 1921. Volume I : Population - Nombre, sexe et répartition - Origines raciales - Religions. Ministre du Commerce, Ottawa.
- Bureau fédéral de la statistique. 1933. Septième recensement du Canada, 1931. Volume II : Population. Ministre du Commerce, Ottawa.
- Bureau fédéral de la statistique. 1944. Huitième recensement du Canada, 1941. Volume II : Population par subdivisions locales. Ministre du Commerce, Ottawa.
- Bureau fédéral de la statistique. 1953. Neuvième recensement du Canada. Volume I : Population - Caractéristiques générales. Ministre du Commerce, Ottawa.
- Bureau fédéral de la statistique. 1957. Recensement du Canada, 1956. Tome I : Population - Comtés et subdivisions (Québec). Bulletin I-3. Ministre du Commerce, Ottawa.
- Bureau fédéral de la statistique. 1962. Recensement du Canada, 1961. Volume I, partie I : Population - Comtés et subdivisions (Québec). Catalogue 92-532. Ministre du Commerce, Ottawa.
- Bureau fédéral de la statistique. 1967. Recensement du Canada, 1966. Volume I : Population - Comtés et subdivisions (Québec). Catalogue 92-604. Ministre du Commerce, Ottawa.
- Bureau du recensement. 1902. Quatrième recensement du Canada, 1901. Volume I : Population. Ministre de l'Agriculture, Ottawa.
- Bureau des recensements et statistiques. 1912. Cinquième recensement du Canada, 1911. Volume I : Superficies et population par provinces - Districts et sous-districts. Ministre du Commerce, Ottawa.

- Carignan, R., P. D'Arcy, S. Lamontagne. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 105–117. doi : 10.1139/f00-125.
- Chassiot L., P. Francus, A. De Coninck, P. Lajeunesse, D. Cloutier, T. Labarre, T. 2019. Dataset for the assessment of metallic pollution in the Saint-Charles River sediments (Québec City, QC, Canada). *Data in brief* 26: 104256. doi: 10.1016/j.dib.2019.104256.
- Chauvette, L. 2011 [révisé en 2014]. Diagnostic du bassin versant de la rivière Bécancour. Groupe de concertation du bassin de la rivière Bécancour (GROBEC), Plessisville.
- Chauvin, L., 1979. Dépôts meubles de la région de Thetford-Mines – Victoriaville : rapport préliminaire. Ministère des Richesses Naturelles, Québec.
- Chum, M. 2017. Restauration du barrage Étang Stater, Plans « Tel que construit » – Cartes et plans. Miroslav Chum, inc., Lac-Mégantic.
- Chum, M. 2020. Analyse de la faisabilité de la remise en eau de l'ancien lit de la rivière Bécancour. Miroslav Chum, inc., Lac-Mégantic.
- Cinq-Mars, F. et Y. Faucher. 1994. Population et espace urbain. Pp. 11-80 *dans* Thetford Mines à ciel ouvert : histoire d'une ville minière. Ville de Thetford Mines, Thetford Mines.
- Cinq-Mars, F., L. Cliche et Y. Faucher. 1994. Origine et développement de l'industrie de l'amiante. Pp. 81-128 *dans* Thetford Mines à ciel ouvert : histoire d'une ville minière. Ville de Thetford Mines, Thetford Mines.
- Cinq-Mars, F. 2005. Villes minées : les grandes mouvances des villes minières. Musée minéralogique et minier de Thetford Mines, Thetford Mines.
- Cinq-Mars, F., S. Gaudard et R. Dubé. 1999. De la pierre à coton à la fibre de chrysotile : plus de 120 ans d'évolution dans les mines d'amiante. Musée minéralogique et minier de Thetford Mines, Thetford Mines.
- Cloutier, F. 1965. Memorandum : pollution de la rivière Bécancour. Ministère des Richesses Naturelles, Québec.
- Collectif. 1986. Saint-Pierre-Baptiste (1886-1986) : « Se souvenir 100 vieillir ». Éditions Passé présent, Chambly.

- Couture, Y. et M. Bisson. 2006. Rapport sur l'échantillonnage des fibres d'amiante à Thetford Mines (octobre 2005). Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- Couture, R. M., C. Gobeil et A. Tessier. 2008. Chronology of atmospheric deposition of arsenic inferred from reconstructed sedimentary records. *Environmental science & technology* 42: 6508–6513. doi : 10.1021/es800818j.
- Demers, A. 2014. Projet de caractérisation des bandes végétales riveraines et des zones d'érosion de la Rivière Bécancour (secteur amont de l'Étang Stater et chemin Vimy). Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour (GROBEC), Plessisville.
- Denys, L., K. Muylaert, K. Krammer, T. Joosten, M. Reid et P. Rioual. 2003. *Aulacoseira subborealis* stat. nov. (Bacillariophyceae): a common but neglected plankton diatom. *Nova Hedwigia* 77: 407–428. doi : 10.1127/ 0029-5035/ 2003/0077-0407.
- Département de l'Agriculture. 1873. Recensement du Canada, 1870-71. Volume I. Ministre de l'Agriculture, Ottawa.
- Département de l'Agriculture. 1882. Rapport du recensement de 1881. Volume I. Ministre de l'Agriculture, Ottawa.
- Département de l'Agriculture. 1893. Recensement du Canada, 1890-91. Volume I. Ministre de l'Agriculture et de la Statistique, Ottawa.
- Desautels, M. et J. Lapalme. 2004. Diagnostic environnemental global du bassin versant du lac de l'Est. RAPPEL, Sherbrooke.
- Desroches, J.-F. 2000a. Inventaire biologique de 31 milieux humides de la région de Chaudière-Appalaches. Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches (CRECA), Lévis.
- Desroches, J.-F. 2000b. Liste des espèces végétales et animales recensées aux sites inventoriés en 2000 dans la région de Chaudière-Appalaches. Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches (CRECA), Lévis.
- Dib, J. J. et J.-P. Sicard. 2011. Lieu d'enfouissement sanitaire de la Régie intermunicipale de la Région de Thetford (RIRT) : déclaration de la réduction de GES pour l'année 2010. BPR-Infrastructure inc., Boucherville.

- Donati-Daoust, F., et É. Dubois. 2020. Mémoire sur l'environnement minier à Thetford Mines. Mémoire déposé au Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, Thetford Mines.
- Dupéré, M., C. Duplessis et G. Rousseau. 2007. Resources estimation of the nickel content in asbestos mines tailings: Thetford Mines, Quebec, Canada. Systèmes Géostat International, Blainville.
- Dupont, C. et F. Richard. 1977. Étude des lacs William et Joseph, bassin de la rivière Bécancour. Service de protection de l'environnement, Recherches et planification, Québec.
- Duval, J.-F. 2018. Rapport de suivi de la qualité de l'eau, lac à la Truite d'Irlande : 2018. RAPPEL, Sherbrooke.
- Duval, J.-F. 2019. Suivi de la qualité de l'eau du lac à la Truite d'Irlande, 2019. RAPPEL-COOP, Sherbrooke.
- [EC et MDDEP] Environnement Canada et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. EC et MDDEP, Ottawa.
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2019a. Normales climatiques canadiennes. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html (dernier accès le 2020-04-01).
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2019b. Données historiques. https://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html (dernier accès le 2020-04-01).
- [E & E] Ecology and Environment, Inc. 2007. Summary report of EPA activities: Swift Creek asbestos site (Whatcom County, Washington). United States Environmental Protection Agency, Region 10, Seattle.
- Engstrom, D. R. et B. C. S. Hansen. 1985. Postglacial vegetational change and soil development in southeastern Labrador as inferred from pollen and chemical stratigraphy. *Canadian Journal of Botany* 63: 543–561. doi: 10.1139/b85-070.

- Engstrom, D. R. et H. E. Wright. 1984. Chemical stratigraphy of lake sediments as a record of environmental change. Pp. 11–68 *dans* E. Y. Haworth et J. W. G. Lund (éds), *Lake sediments and environmental history*. Leicester University Press, Leicester.
- Faucher, B. 2007. Portrait du bassin-versant du lac William. Envirosult, Theford Mines.
- Filion, L. 1984. A relationship between dunes, fire and climate recorded in the Holocene deposits of Quebec. *Nature* 309: 543–546. doi : 10.1038/309543a0.
- Filion, L. 1987. Holocene development of parabolic dunes in the central St. Lawrence Lowland, Québec. *Quaternary Research* 28: 196–209. doi : 10.1016/0033-5894(87)90059-7.
- Fortier, C. 1983. Black Lake: lac d'amiante 1882-1982. Tome I: amiante et chrome des Appalaches - Cent ans d'histoire. Ateliers Graphiti Barbeau, Tremblay, Saint-Georges-de-Beauce.
- Gagnon, R. 1995. Évaluation de la cote trophique, lac William, août 1995. Rapport présenté à l'Association des riverains du lac William et aux municipalités de Bernierville et de Saint-Ferdinand.
- Gagnon, R., P. Rouleau et N. Lemieux. 1994. Étude de la qualité de l'eau du lac William – été 1994. Corporation de gestion CHARMES.
- Gaudard, S. 1993. Voyage au coeur des Appalaches : guide des curiosités minérales de la M.R.C. de l'Amiante. Musée minéralogique et minier de la région de l'Amiante, Theford Mines.
- Gaudreau, S., 2002. Projet de réfection du barrage du lac Bécancour : analyse des impacts lors d'un évènement de crue centenaire. SG Expert-Conseil, St-Ferréol-les-Neiges.
- Germine, M. et J. H. Puffer. 2015. Analytical transmission electron microscopy of amphibole fibers from the lungs of Quebec miners. *Archives of Environmental & Occupational Health* 70: 323–331. doi: 10.1080/19338244.2014.918928.
- Gibson, C. E., N. J. Anderson et E. Y. Haworth. 2003. *Aulacoseira subarctica*: taxonomy, ecology and palaeology. *European Journal of Phycology* 38: 83–101. doi : 10.1080/0967026031000094102.
- 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. Université du Québec à Montréal, Montréal.

- Goldberg, M. et D. Luce. 2009. The health impact of nonoccupational exposure to asbestos: what do we know? *European Journal of Cancer Prevention* 18: 489. doi: 10.1097/CEJ.0b013e32832f9bee.
- Gregory-Eaves, I., C. Nozais, C. Solomon, K. Turgeon, A. Latzka, L. Elchyshyn, G. Trottier et R. Thomas. 2016. Rapport final : biodiversité de l'écosystème aquatique du Grand Lac Saint-François. Université McGill, Montréal.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2008. Caractérisation des bandes végétales riveraines le long de certains cours d'eau de la MRC de l'Érable. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2010a. Utilisation du sol dans la zone Bécancour [document cartographique]. 1:450 000. www.grobec.org/repertoire.php (dernier accès le 2021-10-12).
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2010b. Agriculture (superficies en culture en 2006) dans la zone Bécancour [document cartographique]. 1:450 000. www.grobec.org/repertoire.php (dernier accès le 2021-10-12).
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2010c. Agriculture (densité animale en 2006) dans la zone Bécancour [document cartographique]. 1:450 000. www.grobec.org/repertoire.php (dernier accès le 2021-10-12).
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2013. Projet de caractérisation du ruisseau Hamilton et de son tributaire le ruisseau Marcoux : rapport technique final. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2014a. Projet de caractérisation du ruisseau Chainey. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2014b. Projet de caractérisation du ruisseau Golden et de ses tributaires : rapport technique final. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2015a. Caractérisation de l'état des bandes végétales riveraines et de l'érosion du secteur urbain et minier, Ville de Thetford Mines. GROBEC, Plessisville.

- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versant de la zone Bécancour. 2015c. Caractérisation des herbiers aquatiques du lac Joseph – Saint-Pierre-Baptiste, Inverness et St-Ferdinand. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2016a. Caractérisation des bandes végétales riveraines et sites d'érosions du ruisseau Chabot, lac de l'Est. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2016b. Caractérisation des bandes végétales riveraines et sites d'érosion du Ruisseau Pinette, Saint-Ferdinand. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versant de la zone Bécancour. 2016c. Revue de littérature sur les milieux humides et l'habitat du poisson ainsi que la caractérisation de deux milieux humides du lac Joseph – Inverness, Saint-Pierre-Baptiste et Saint-Ferdinand. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2018. Étude et caractérisation du bassin versant de la rivière au Pin. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2021a. Rapport final : Suivi de la qualité de l'eau du lac à la Truite d'Irlande. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2021b. Portrait des bandes végétales riveraines et des sites d'érosion des bassins versants du lac à la Truite et de l'étang Stater, dans le bassin versant de la rivière Bécancour. GROBEC, Plessisville.
- [GROBEC] Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. 2022. Plan de contrôle des sédiments amiantés du secteur minier de la Haute-Bécancour (Thetford Mines) 2022-2027. GROBEC, Plessisville.
- Håkanson, L. et M. Jansson. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin.
- Hall, R. I. et J. P. Smol. 2010. Diatoms as indicators of lake eutrophication. Pp. 122–151 *dans* J. P. Smol et E. F. Stoermer (éds), The diatoms: applications for the

- environmental and earth sciences. 2nd edition. Cambridge University Press, New York.
- 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. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Rugell.
- Holmes, E.P. et L. M. Lavkulich. 2014. The effects of naturally occurring acids on the surface properties of chrysotile asbestos. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 49: 1445-1452. doi: 10.1080/10934529.2014.928558.
- Houk, V., R. Klee et H. Tanaka. 2010. Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions. Part III. *Stephanodiscaceae* A. *Cyclotella*, *Tertiarius*, *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*, *Pliocaenicus*, *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. Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Québec.
- Jöhnk K. D., J. Huisman, J. Sharples, B. Sommeijer, P. Visser et J. M. Stroom. 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14: 495–512. doi : 10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x.
- Kedney, G. et F. Bolduc. 2005. Plan de mise en valeur des habitats aquatiques de la rivière Bécancour (secteur amont). Pro Faune, Sainte-Foy.
- 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: 27–33. doi : 10.1080/0269249X.2014.951398.
- Koumantakis, E., K. Anastasiadou, D. Kalderis et E. Gidaracos. 2009. Asbestos pollution in an inactive mine: determination of asbestos fibers in the deposit tailings and

- water. *Journal of Hazardous Materials* 167: 1080–1088. doi : 10.1016/j.jhazmat.2009.01.102.
- Krammer, K. et H. Lange-Bertalot. 1991. *Bacillariophyceae* 3. Teil: Centrales, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. Dans H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig et D. Mollenhauer (éds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Köster, D., J. M. Racca et R. Pienitz. 2004. Diatom-based inference models and reconstructions revisited: methods and transformations. *Journal of Paleolimnology* 32: 233–246. doi : 10.1023/B:JOPL.0000042907.90500.5a.
- Jacques, O. 2018. Reconstitution paléolimnologique de l'évolution de l'état trophique de deux lacs de la région minière de Fermont, Québec subarctique (Canada). Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec.
- 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: 314–334. doi : 10.1080/10402381.2019.1711470.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, J. P. Jensen, K. E. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, M. F. Coveney, R. Deneke, M. T. Dokulil, B. Foy, et al. 2005. Lake response to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771. doi: 10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x.
- Johnston, S. G., N. Karimian et E. D. Burton. 2019. Fire promotes arsenic mobilization and rapid arsenic (III) formation in soil via thermal alteration of arsenic-bearing iron oxides. *Frontiers in Earth Science* 7: 139. doi : 10.3389/feart.2019.00139.
- Labrecque, V., G. Nürnberg, R. Tremblay et R. Pienitz. 2012. Caractérisation de la charge interne de phosphore du lac Nairne, Charlevoix (Québec). *Revue des Sciences de l'Eau* 25: 77–92. doi : 10.7202/1008537ar.
- Lacourt, A., C. Gramond, P. Rolland, S. Ducamp, S. Audignon, P. Astoul, S. Chamming's, A. Gilg Soit Ilg, M. Rinaldo, C. Raheison, et al. 2014. Occupational and non-occupational attributable risk of asbestos exposure for malignant pleural mesothelioma. *Thorax* 69, 532–539. doi : 10.1136/thoraxjnl-2013-203744.

- Lajoie, P., 2003. L'environnement extérieur. Pp. 57–75 *dans* Fibres d'amiante dans l'air intérieur et extérieur – État de situation au Québec. Institut national de santé publique du Québec, Montréal.
- Laliberté, D. 1990. Teneurs en métaux, BPC, pesticides, organochlorés, HAP et composés phénoliques des sédiments et des poissons des rivières du Québec en 1987. Ministère de l'Environnement, Direction de la qualité du milieu aquatique, Québec.
- Lamontagne, S., R. Carignan, P. D'Arcy, Y. T. Prairie, D. Paré. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 118–128. doi : 10.1139/f00-108.
- Lange-Bertalot, H. 2001. *Navicula* sensu stricto – 10 Genera separated from *Navicula* sensu lato – *Frustulia*. *Dans* H. Lange-Bertalot (éd.), *Diatoms of Europe: diatoms of the European inland water and comparable habitats*. Volume 2. A.R.G. Gantner, Ruggell.
- Laperrière L., M.-A. Fallu, S. Hausmann, R. Pienitz, D. Muir. 2008. Paleolimnological evidence of mining and demographic impacts on Lac Dauriat, Schefferville (subarctic Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 40: 309–324. doi : 10.1007/s10933-007-9162-6.
- 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: 83–95.
- Laprise, S. 2008. Classification des rives du lac Bécancour. Ville de Thetford Mines, Thetford Mines.
- Lauth, J. et K. Schurr. 1983. Some effects of chrysotile asbestos on a planktonic algae (*Cryptomonas erosa*). *Micron* 14: 93–94. doi : 10.1016/0047-7206(83)90044-4.
- 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. Presses de l'Université du Québec, Québec.
- Lebel, A. 1994. Population et espace urbain. Pp. 185–235 *dans* Thetford Mines à ciel ouvert : histoire d'une ville minière. Ville de Thetford Mines, Thetford Mines.

- Lebel, J., 1997. Concentration en fibre d'amiante dans les villes minières du Québec. Association des mines d'amiante du Québec, Asbestos.
- Le regroupement des 4 lacs. 2015. Le Lac à la Truite d'Irlande en voie de disparition. Le regroupement des 4 lacs, Irlande.
- Légaré, S. 1999. Étude de la qualité de l'eau du lac William (rapport préliminaire). Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec.
- Loudiki, M., A. Cazaubon et M. Hasnaoui. 1994. Dynamique pluriannuelle d'une population d'*Aulacoseira granulata* Sim. var. *angustissima* (Müller) (Bacillariophyceae centrale) dans le lac-réservoir Hassan I (Maroc). *Ecologia Mediterranea* 20: 109–120. doi : 10.3406/ecmed.1994.1735.
- Lowe, R. L. 1974. Environmental requirements and pollution tolerances of freshwater diatoms. United States Environmental Protection Agency (USEPA), Cincinnati.
- Mailhot, A., M. Nepton, A. Simard et J.-P. Villeneuve. 2004. Étude de la problématique du niveau du lac Joseph. Institut national de la recherche scientifique, Québec.
- Marcoux-Dubois, J. D. et V. Fréchette-Laframboise. 1984. 150 ans de souvenirs 1834-1984 : Saint-Ferdinand d'Halifax. Imprimerie Roy et Laliberté Inc., Thetford Mines.
- Marier, M., E. Charney, R. Rousseau, R. Lanthier et J. Van Raalte. 2007. Exploratory sampling of asbestos in residences near Thetford Mines: the public health threat in Quebec. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 13: 386–397. doi : 10.1179/oe.2007.13.4.386.
- Masi, M.-E. et D. Bourget. 2007. Diagnostic sur les ressources et les usages de la Haute-Bécancour, rapport technique. Canards illimités Canada, Québec.
- Maurault, J. A. 1866. Histoire des Abénakis : depuis 1605 jusqu'à nos jours. Gazette de Sorel, Sorel.
- McAndrews, J. H. 1988. Human disturbance of North American forests and grasslands: the fossil pollen record. Pp. 673–697 dans B. Huntley et T. Webb (éds), *Handbook of vegetation science*. Dordrecht, Springer. doi : 10.1007/978-94-009-3081-0_18.

- [MCC] Ministère de la Culture et des Communications. 2013. Répertoire du patrimoine culturel du Québec. <https://www.patrimoine-culturel.gouv.qc.ca/> (dernier accès le 2021-10-15).
- McDonald, A. D., B. W. Case, A. Churg, A. Dufresne, G. W. Gibbs, P. Sebastien et J. C. McDonald. 1997. Mesothelioma in Quebec chrysotile miners and millers: epidemiology and aetiology. *Annals of Occupational Hygiene* 41: 707–719. doi : 10.1016/S0003-4878(97)00020-3.
- McKillop, D. M. 1902. *Annals of Megantic County, Quebec*. Lynn, Mass.
- McNeil, A. M., J. Eriksen, L. Bergström, K. A. Smith, H. Marstorp, H. Kirchmann et I. Nilsson. 2005. Nitrogen and sulphur management: challenges for organic sources in temperate agricultural systems. *Soil Use and Management* 21: 82–93. doi : 10.1111/j.1475-2743.2005.tb00412.x.
- [MDDEP] Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2007. Les fibres d'amiante dans l'air ambiant au Québec - Analyse des données disponibles. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- [MDDEFP] Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. 2012. Climat du Québec : classification de Köppen-Geiger (basée sur normales 1981-2010) [document cartographique]. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/cartes/Classification-Koppen.pdf> (dernier accès le 2021-10-13).
- 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: 797–803. doi : 10.1016/j.pce.2006.08.029.
- [MELCC] Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2021. Répertoire des barrages. <https://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/default.asp> (dernier accès le 2021-09-07).
- [MELCC] Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2022a. Le réseau de surveillance volontaire des lacs : lac Bécancour. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/relais/rsvl_details.asp?fiche=26 (dernier accès le 2022-03-14).

- [MELCC] Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2022b. Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL). <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/relais/index.asp> (dernier accès le 2022-04-05).
- [MELCC] Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2022c. Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA). Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- [MENV] Ministère de l'Environnement du Québec. 2001. Rapport des travaux du Comité directeur sur l'amiante – Dossier remblais d'amiante. Service des lieux contaminés, Québec.
- [MEQ] Ministère de l'Environnement du Québec. 1985. La Bécancour: une tâche urgente. Direction générale de l'assainissement de l'eau, Direction des études du milieu aquatique, Québec.
- [MER] Ministère de l'Énergie et des Ressources. 1986. Statistiques sur les mines d'amiante du Québec. Secteur Mines, Direction de la politique et de l'évaluation, Service de la statistique, Québec.
- Mercier, D., 2019. Photo-interprétation historique de l'Étang Stater-Irlande, QC : outil évolutif pour le suivi de l'érosion (transport et sédimentation). RAPPEL-COOP, Sherbrooke.
- [MERN] Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles. 2021. Système d'information géominière du Québec. <https://sigeom.mines.gouv.qc.ca/> (dernier accès le 2021-10-13).
- Meyers, P. A. 2009. Organic geochemical proxies. Pp. 659–662 *dans* édité V. Gornitz (éd.), Encyclopedia of paleoclimatology and ancient environments. Springer-Verlag, Dordrecht.
- Meyers, P. A. et J. L. Teranes. 2001. Sediment organic matter. Pp. 239–269 *dans* W. M. Last et J. P. Smol (éds), Tracking environmental change using lake sediments. Volume II : physical and geochemical methods. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Miquelon, G., 2018. Photo-interprétation historique du Lac à la Truite d'Irlande. RAPPEL-COOP, Sherbrooke.

- Mitchell, M. J., S. C. Schindler, J. C. Owen et S. A. Norton. 1988. Comparison of sulfur concentrations within lake sediment profiles. *Hydrobiologia* 157: 219–229. doi : 10.1007/BF00004199.
- 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: 123–155. doi : 10.1635/00973157(2007)156[123:EDBFCF]2.0.CO;2.
- Morales, E., B. Rosen, S. Spaulding. 2013. *Fragilaria crotonensis*. Diatoms of North America. https://diatoms.org/species/fragilaria_crotonensis (dernier accès le 2022-05-04).
- Morin, P. et F. Boulanger. 2005 [mis à jour et révisé en 2008 et 2014 par A. Paris et L. Chauvette]. *Portrait de l'environnement du bassin versant de la rivière Bécancour* Envir-Action, Plessisville.
- [MRNFP] Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 2003. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec [document cartographique]. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/zone-f.pdf> (dernier accès le 2021-10-13).
- Municipalité d'Adstock. 2021. *Sacré-Cœur-de-Marie-Partie-Sud (1875-2001)*. <https://www.adstock.ca/wp-content/uploads/2017/05/Sacré-Coeur-Marie-Histoire.pdf> (dernier accès le 2021-10-16).
- Nayebzadeh, A., A. Dufresne, B. Case, H. Vali, A. E. Williams-Jones, R. Martin, C. Normand et J. Clark. 2001. Lung mineral fibers of former miners and millers from Thetford-Mines and Asbestos regions: a comparative study of fiber concentration and dimension. *Archives of Environmental Health* 56, 65–76. doi : 10.1080/00039890109604056.
- Nürnberg, G. K. 2009. Assessing internal phosphorus load - Problems to be solved. *Lake and Reservoir Management* 25: 419–432. doi : 10.1080/00357520903458848.
- O'Driscoll, N. J., S. D. Siciliano, D. Peak, R. Carignan, D. R. S. Lean. 2006. The influence of forestry activity on the structure of dissolved organic matter in lakes:

- implications for mercury photoreactions. *Science of the Total Environment* 366: 880–893. doi : 10.1016/j.scitotenv.2005.09.067.
- Paerl H. W. et T. G. Otten. 2013. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology* 65: 995–1010. doi : 10.1007/s00248-012-0159-y.
- 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.
- Parent, M. 1987. Late Pleistocene stratigraphy and events in the Asbestos-Valcourt region, Southeastern Québec. Thèse de doctorat. University of Western Ontario, London.
- Parent, M. et S. Occhietti. 1999. Late Wisconsinan deglaciation and glacial lake development in the Appalachians of Southeastern Québec. *Géographie physique et Quaternaire* 53: 117–135. doi : 10.7202/004859ar.
- Paterson A. M., D. Köster, E. D. Reavie, T. J. Whitmore. 2020. Preface: paleolimnology and lake management. *Lake and Reservoir Management* 36: 205–209. doi : 10.1080/10402381.2020.1805998.
- Pelletier, E. et S. Dumoulin. 2004. Étude socio-environnementale du lac Joseph. Association des riveraines et riverains du lac Joseph et Corporation de gestion des rivières des Bois-Francs.
- Pienitz, R. et W. F. Vincent. 2003. Generic approaches towards water quality monitoring based on paleolimnology. Pp. 61–82 *dans* M. Kumagai et W. F. Vincent (éds), *Freshwater management: global versus local perspectives*. Springer-Verlag, Tokyo.
- Pienitz, R., Roberge, K., Vincent, W.F. 2006. Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Quebec City, Canada. *Canadian Journal of Botany* 84: 303–320. doi : 10.1139/b05-152.
- Piette, G. 1953. Drainage of Black Lake: project. United Asbestos Corporation, Québec.
- Potapova, M. 2009. *Aulacoseira alpigena*. *Diatoms of North America*. https://diatoms.org/species/aulacoseira_alpigena (dernier accès le 2022-03-14).
- Potvin, D., S. Raymond et R. Galvez. 2021. Étude multicritère des solutions optimales à adopter afin d’améliorer la condition des lacs du bassin amont de la rivière Bécancour. Université Laval, Québec.

- Reavie, E. D., J. P. Smol, I. D. Sharpe, L. A. Westenhofer, A. M. Roberts. 2000. Paleolimnological analyses of cultural eutrophication patterns in British Columbia lakes. *Canadian Journal of Botany* 78: 873–888. doi : 10.1139/b00-058.
- Raupp, S. V., L. C. Torgan, S. Melo. 2009. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiuaú Lake are driven by the flood pulse. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 227–234.
- Renberg, I., C. Bigler, R. Bindler, M. Norberg, J. Rydberg, U. Segerström. 2009. Environmental history: a piece in the puzzle for establishing plans for environmental management. *Journal of Environmental Management* 90: 2794–2800. doi : 10.1016/j.jenvman.2009.03.008.
- Roberge, K., R. Pienitz et S. Arsenault. 2002. Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec : étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau. *Le Naturaliste canadien* 126: 68–82.
- Rolland, N., P. Francus, A. Mailhot. 2006. Étude paléolimnologique du lac Joseph, région des Bois-Francs, Québec : Impact du développement industriel de la haute Bécancour sur les processus sédimentaires du lac. Institut national de la recherche scientifique : Eau Terre Environnement, Québec.
- Roy, S. et P. Gingras. 2011. Mémoire d'appui : projet de restauration du seuil naturel du Lac Joseph. Mémoire déposé au Bureau d'audiences publique sur l'environnement. Association des riveraines et riverains du lac Joseph.
- Sandgren, P. et I. Snowball. 2001. Application of mineral magnetic techniques to paleolimnology. Pp. 217–237 *dans* W. M. Last et J. P. Smol (éds), *Tracking environmental change using lake sediments. Volume II : physical and geochemical methods*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- 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. Pp. 367–382 *dans* S. Mayama, M. Idei et I. Koizumi (éds), *Proceedings of the fourteenth international diatom symposium*. Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- 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](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2004.171).
- Schreier, H. 1989. Asbestos in the natural environment. *Dans* Studies in environmental science 37. Elsevier, Amsterdam.
- Schreier, H. et J. Taylor. 1981. Variations and mechanisms of asbestos fibre distribution in stream water, IWD Technical Bulletin No. 118. Environment Canada, Vancouver.
- Schreier, H., J. A. Omuetti, L. M. Lavkulich. 1987. Weathering processes of asbestos-rich serpentinitic sediments. Soil Science Society of America Journal 51: 993–999. doi : [10.2136/sssaj1987.03615995005100040032x](https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100040032x).
- Schultz, K., T. Hübener, M. Dreßler, O. Jacques, M. Frank, A. Springer, A. T. Van. 2021. Disentangling the taxonomic history of the widespread and overlooked centric diatom *Stephanodiscus makarovae* and its transfer to *Cyclostephanos*. Taxonomy 1: 425–437. doi: [10.3390/taxonomy1040030](https://doi.org/10.3390/taxonomy1040030).
- Sébastien, P., M. Plourde, R. Robb, M. Ross, N. Nadon et T. Wypruk. 1986. Étude de l’amiante dans l’air ambiant des villes minières du Québec – Étude principale, SPES/AP/RQ2F. [éditeur et lieu de publication inconnus].
- Smedley, P. L. et D. G. Kinniburgh. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied geochemistry 17: 517–568. doi : [10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5).
- Shuman, B. N. et J. Marsicek. 2016. The structure of Holocene climate change in mid-latitude North America. Quaternary Science Reviews 141: 38–51. doi : [10.1016/j.quascirev.2016.03.009](https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.03.009).
- Smol, J. P. 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. 2nd edition. Blackwell Publishing, Malden.
- Smol, J. P. et E. F. Stoermer. 2010. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. 2nd edition. Cambridge University Press, New York.
- Spaulding, S. A., I. W. Bishop, M. B. Edlund, S. Lee, P. Furey, E. Jovanovska et M. Potapova. 2019. Diatoms of North America. <https://diatoms.org/> (dernier accès le 2022-05-01).

- Statistique Canada. 1972. Recensement du Canada, 1971. Volume I, partie I : Population - Divisions et subdivisions de recensement (Québec). Catalogue 92-705. Ministre de l'Industrie et du Commerce et Information Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 1977. Recensement du Canada de 1976. Volume I : Population - Répartition géographique - Divisions et subdivisions de recensement (Québec). Catalogue 92-803. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 1982. Recensement du Canada de 1981. Volume 2 : Population - Répartition géographique (Québec). Catalogue 93-905. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 1988. Recensement du Canada de 1986. Québec et Ontario - Population. Catalogue 92-122. Ministre des approvisionnementnements et Services Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 1992. Recensement du Canada de 1991. Divisions de recensement et subdivisions de recensement. Catalogue 93-304. Approvisionnementnements et Services Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 1999. Recensement du Canada de 1996. Profil des divisions et subdivisions de recensement. Catalogue 95-186-XPB. Industrie Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 2004. Recensement du Canada de 2001. Profil des divisions et subdivisions de recensement. Catalogue 95-219-XPB. Industrie Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 2009. Recensement du Canada de 2006. Profil des divisions et subdivisions de recensement du Québec. Volume 2. Catalogue 95-549-XPB. Industrie Canada, Ottawa.
- Statistique Canada. 2018. Programme du recensement de la population de 2011. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/index-fra.cfm> (dernier accès le 2018-08-03).
- Statistique Canada. 2019. Profil du recensement, Recensement de 2016. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F> (dernier accès le 2021-10-12).
- Stewart, S. et K. Schurr. 1980. Effects of asbestos on Artemia survival. Pp. 234–251 *dans* G. Persoone, P. Sorgeloos, O. Roles et E. Jaspers (éds), *The Brine Shrimps Artemia Ecology, Culturing, Use in Aquaculture*. Volume 3. Universa Press, Wetteren.

- 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). Laboratoire des mines et des sciences minérales de CANMET, Ottawa.
- Tremblay, R. 2015. Élaboration d'une méthode basée sur les diatomées pour évaluer l'intégrité écologique des lacs tempérés du Québec (MILQ). Thèse de doctorat. Université Laval, Québec.
- Tremblay, R., S. Légaré, R. Pienitz, W. Vincent, R. Hall. 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* 14: 489–510. doi : 10.7202/705429ar.
- 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: 887–914. doi : 10.1139/cjfas-2013-0469.
- Trivedi, A. K., I. Ahmad, M. S. Musthapa, F. A. Ansari. 2007. Environmental contamination of chrysotile asbestos and its toxic effects on antioxidative system of *Lemna gibba*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52: 355–362. doi : 10.1007/s00244-006-0056-9.
- Turcotte, R. et P. Vachon. 1994. Mise en place du territoire. Pp. 3-9 *dans* Thetford Mines à ciel ouvert : histoire d'une ville minière. Ville de Thetford Mines, Thetford Mines.
- Vallée, S. 1997. Rapport d'échantillonnage et d'analyses du lac William. Biolab Inc., Robertsonville.
- Vallée, S. 2003. Résultats d'analyses au lac William pour la période de 1998 à 2003. Biolab, Thetford Mines.
- Vallée, S. 2004. Étude sur la qualité de l'eau du lac William : rapport d'analyses compilé (août et octobre 2004). Biolab, Thetford Mines.
- Vallières, M. 2012. Des mines et des hommes : histoire de l'industrie minérale québécoise, des origines à aujourd'hui. Publications du Québec, Québec.
- van Dam, H., A. Mertens et J. Sinkeldam. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology* 28: 117–133. doi : 10.1007/BF02334251.

- Viau, A. E., K. Gajewski, P. Fines, D. E. Atkinson et M. C. Sawada. 2002. Widespread evidence of 1500 yr climate variability in North America during the past 14 000 yr. *Geology* 30: 455–458. doi : 10.1130/0091-7613(2002)030<0455:WEOYCV>2.0.CO;2.
- Viau, A. E., K. Gajewski, M. C. Sawada et P. Fines. 2006. Millennial-scale temperature variations in North America during the Holocene. *Journal of Geophysical Research* 111: D09102. doi :10.1029/2005JD006031.
- Villeneuve, M. 2013. Rapport de caractérisation des résidus miniers, région de Thetford Mines. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec.
- [WDOH] Washington State Department of Health. 2006. Health consultation: Swift creek sediment asbestos (Whatcom County, Washington). U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta.
- [WDOH] Washington State Department of Health. 2008. Health consultation: evaluation of health statistics and public health data gaps related to exposure to naturally occurring asbestos from Swift Creek – Swift Creek sediment asbestos site (Everson, Whatcom County, Washington). United States Department of Health and Human Services, Atlanta.
- Weis, C. P. 2001. Fibrous amphibole contamination in soil and dust at multiple locations in Libby poses an imminent and substantial endangerment to public health: an addendum to my memorandum of May 10, 2000. United States Environmental Protection Agency, region 8, Denver.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3rd edition. Academic Press, San Diego.
- Wu, Y. 2011. Evaluation of ecological risks and benefits of revegetation of the Thetford Mines - Phase 1. CANMET Mining and Mineral Sciences Laboratories, Ottawa.
- Zimmermann, C., M. Poulin et R. Pienitz. 2010. The Pliocene-Pleistocene freshwater flora of Bylot Island, Nunavut, Canadian High Arctic. *Iconographia Diatomologica* 21. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell.

Glossaire

Algue : organismes principalement aquatiques de nature végétale (réalisant de la photosynthèse) qui se distinguent des plantes notamment par le fait qu'ils n'ont pas de véritables racines, tiges et feuilles. La plupart des algues sont constituées d'une seule cellule et sont microscopiques; celles-ci sont parfois appelées « microalgues ». Les algues bleues (cyanobactéries) ne sont pas des algues véritables, mais sont quand même incluses/considérées sous l'appellation « algue(s) » lorsqu'elle est utilisée dans le texte.

Bassin versant : ensemble d'un territoire qui alimente un cours d'eau en eaux.

Benthique : qualifie les organismes aquatiques qui vivent au fond de l'eau ou à proximité du fond (p. ex., attachés à des substrats).

Carotte de sédiments : échantillon cylindrique de sédiments prélevé (généralement) au fond d'un milieu aquatique et couvrant différents niveaux de profondeurs.

Conductivité (électrique) : capacité d'une eau à conduire un courant électrique. Elle varie en fonction de sa température et de sa teneur en ions (sels métalliques). La conductivité est indicatrice du niveau de salinité d'un plan d'eau ou d'une rivière. La conductivité « spécifique » réfère à une mesure normalisée (corrigée) pour une température de l'eau de 25 °C.

Diatomées : type d'algues unicellulaires microscopiques (classe Bacillariophyceae) munies d'un exosquelette siliceux (formé de silice) qui sont très abondantes dans les milieux aquatiques. Elles constituent d'excellents indicateurs de la qualité de l'environnement.

Éléments détritiques : éléments provenant principalement de la dégradation de la roche mère (p. ex., aluminium, potassium, sodium, titane).

Érosion : processus de détachement et de transport des particules du sol ou de substrats minéraux/rocheux.

État (ou stade/classe) trophique : niveau d'eutrophisation (ou de productivité biologique) d'un écosystème aquatique (par ex., oligotrophe, mésotrophe, eutrophe).

Eutrophe : réfère à un stade avancé d'eutrophisation. Pour les lacs d'eau douce, on utilise souvent le critère de concentration en phosphore total située entre 30 et 100 $\mu\text{g/L}$ pour désigner ce genre d'état trophique. Les lacs eutrophes ont des concentrations en nutriments élevées et sont caractérisés par une productivité primaire très importante. Leur hypolimnion (couches d'eau basales) est souvent dépourvu d'oxygène et leurs eaux sont communément turbides.

Eutrophisation : processus naturel d'enrichissement en nutriments des écosystèmes aquatiques et, par conséquent, d'augmentation de la productivité primaire des eaux (croissance des algues et des plantes aquatiques). Dans le cas des lacs et des étangs, ce phénomène mène généralement au comblement de ces milieux et à leur transformation en tourbières. On désigne communément l'eutrophisation comme le processus de vieillissement des lacs. Celui-ci se déroule normalement sur des centaines ou des milliers d'années, mais peut être grandement accéléré par des apports excessifs de nutriments engendrés par des activités humaines (p. ex., rejets d'eaux usées). On parle alors souvent d'eutrophisation culturelle.

Fragilarioïde : réfère au genre de diatomées *Fragilaria* tel que considéré au sens large (ancienne taxonomie).

Granulométrie : mesure (détermination/classification) de la forme et de la taille de grains constituant, par exemple, des sédiments. Ce terme est également souvent utilisé comme synonyme de « taille » (p. ex., la granulométrie des sédiments = la taille des grains de sédiments).

Hypereutrophe : réfère à un stade très avancé d'eutrophisation. Pour les lacs d'eau douce, on utilise souvent le critère de concentration en phosphore total excédant 100 µg/L pour désigner un tel état trophique. Ce genre de lac présente des concentrations en nutriments et une productivité biologique primaire encore plus importantes que les lacs eutrophes.

Hypolimnion : couche d'eau basale résultant de la stratification thermique des lacs.

Isotope : désigne un variant d'un élément chimique (même nombre de protons, mais nombre différent de neutrons dans son noyau).

Mésotrophe : réfère à un stade modéré d'eutrophisation. Pour les lacs d'eau douce, on utilise souvent le critère de concentration en phosphore total située entre 10 et 30 µg/L pour désigner ce genre d'état trophique. Les lacs mésotrophes ont une condition écologique intermédiaire à celles des lacs oligotrophes et mésotrophes.

Oligotrophe : qualifie un écosystème aquatique qui présente de faibles concentrations en nutriments et une faible productivité (biologique) primaire. Les lacs oligotrophes présentent aussi généralement un hypolimnion (couches d'eau basales) bien oxygéné et des eaux claires et diluées. Pour les lacs d'eau douce, on utilise souvent le critère de concentration en phosphore total située entre 4 et 10 µg/L pour désigner ce genre d'état trophique. Les lacs avec une concentration inférieure à 4 µg/L sont habituellement qualifiés de « ultra-oligotrophe ».

Paléolimnologie : science qui étudie l'histoire évolutive des étendues d'eau continentales (lacs et étangs) à partir de leurs sédiments.

Phytoplancton : portion du plancton qui est de nature végétale.

Plancton : ensemble des organismes aquatiques vivant en suspension dans l'eau. Ils sont généralement microscopiques ou de petite taille.

Planctonique : relatif au plancton; qualifie un organisme vivant en suspension dans l'eau.

pH : mesure de l'acidité/basicité d'une solution. En réalité, elle est une mesure de la concentration d'ions H⁺ (protons).

Photosynthèse : processus de synthèse de composés organiques à partir principalement d'énergie solaire, de dioxyde de carbone et d'eau.

Productivité primaire : taux de production de matière organique végétale (issue de la photosynthèse).

Résidus miniers : dans ce rapport, ce terme réfère de façon large aux résidus miniers amiantés (= résidus résultant du broyage/concassage de minerais contenant de l'amiante) et aux résidus stériles (mort-terrain).

Sédiments : ensemble de particules minérales et organiques qui sont transportées et déposées à un endroit (p. ex., un lac) par le biais de forces physiques, telles que l'eau, l'air et la glace.

Sensu lato : du latin, signifie au sens large. Dans ce rapport, cette expression est utilisée pour désigner plusieurs taxons de diatomées regroupés sous un même nom.

Stratigraphie : dans ce rapport, ce terme est utilisé pour désigner l'ensemble des strates (couches) de sédiments qui constituent les carottes.

Susceptibilité magnétique : capacité d'un matériau à être aimanté (indicatrice de sa teneur en minéraux/métaux magnétiques).

Valves : composantes principales des cellules des diatomées. Celles-ci en contiennent deux qui s'imbriquent à la manière de plats de Pétri.

Annexes

Tableau A1. Données historiques de la qualité de l'eau au lac Bécancour.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
Été 2021 (moyenne, n=10)	—	—	0,8	—	—	MELCC, 2022b
2021-08-16	32	8,7	—	—	—	MELCC, 2022b
2021-07-25	34	7,1	—	—	—	MELCC, 2022b
2021-06-27	29	5,9	—	—	—	MELCC, 2022b
2021-02-18	—	—	—	8,0	—	GROBEC (données non publiées)
Été 2020 (moyenne, n=7)	—	—	0,9	—	—	MELCC, 2022b
Été 2019 (moyenne, n=10)	—	—	1,0	—	—	MELCC, 2022b
Été 2018 (moyenne, n=14)	—	—	1,0	—	—	MELCC, 2022b
Été 2017 (moyenne, n=13)	—	—	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2017-08-08	34	—	0,9	—	74	Présente étude
2017-08-02	—	—	0,9	7,9	73	Présente étude
Été 2016 (moyenne, n=13)	—	—	1,0	—	—	MELCC, 2022b
Été 2015 (moyenne, n=12)	—	—	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2015-08-16	24	32	—	—	—	MELCC, 2022b
2015-07-19	24	8,7	—	—	—	MELCC, 2022b
2015-06-14	21	6,8	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2014 (moyenne, n=11)	—	—	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2014-08-17	22	44	—	—	—	MELCC, 2022b
2014-07-22	19	11	—	—	—	MELCC, 2022b
2014-06-16	19	3,8	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2013 (moyenne, n=10)	—	—	0,8	—	—	MELCC, 2022b
2013-08-18	12	8,6	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-07-21	17	14	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-06-16	18	4,5	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2008 (moyenne, n=12)	—	—	1,0	—	—	MELCC, 2022b
2008-08-26	23	6,6	—	—	—	MELCC, 2022b
2008-07-22	21	8,0	—	—	—	MELCC, 2022b
2008-06-24	20	4,6	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2007 (moyenne, n=3)	—	—	1,1	—	—	MELCC, 2022b
Été 2006 (moyenne, n=10)	—	—	1,0	—	—	MELCC, 2022b
Été 2005 (moyenne, n=9)	—	—	1,1	—	—	MELCC, 2022b

Tableau A1. Suite.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
Été 2003 (moyenne, n=3)	—	—	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2003-08-17	19	4,8	—	—	—	MELCC, 2022c
2003-07-30	20	7,0	—	—	—	MELCC, 2022c
1980-08-20	—	2,0	0,9	7,1	77	MELCC, 2022c
1938-06-15 (moyenne, n=3)	—	—	—	7,3	—	Document d'archives de la Ville de Thetford Mines

Tableau A2. Données historiques de la qualité de l'eau à l'étang Stater.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
2020-09-21	1960	56,1	0,6	—	—	GROBEC, 2021a
2020-08-30	76	40,6	0,6	—	—	GROBEC, 2021a
2020-08-06	111	69,4	0,6	—	—	GROBEC, 2021a
2019-09-11	90	26,4	0,6	—	—	Duval, 2019
2019-07-31	138	66,8	0,5	—	—	Duval, 2019
2019-06-28	69	53,7	1,0	—	—	Duval, 2019
2017-08-08	122	—	0,3	8,9	298	Présente étude
2017-06-29	—	—	0,5	8,5	243	Présente étude

Tableau A3. Données historiques de la qualité de l'eau au lac à la Truite.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
2021-08-24	141	40	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2021-07-27	62	5,2	1,0	—	—	MELCC, 2022b
2021-06-28	99	7,7	—	—	—	MELCC, 2022b
2020-08-06	63	3,9	0,6	—	—	GROBEC, 2021a
2020-08-30	91	6,6	0,8	—	—	GROBEC, 2021a
2020-09-21	77	4,3	1,5	—	—	GROBEC, 2021a
2019-09-11	44	3,1	1,3	—	—	Duval, 2019
2019-07-31	104	9,6	0,7	—	—	Duval, 2019
2019-06-28	52	6,9	0,7	—	—	Duval, 2019
2018-08-24	73	9,2	1,2	—	—	Duval, 2018
2018-08-20	59	9,4	1,0	—	—	MELCC, 2022b
2018-07-16	72	17,8	1,1	—	—	Duval, 2018
2018-07-16	76	13	1,1	—	—	MELCC, 2022b
2018-06-19	57	14	0,7	—	—	MELCC, 2022b
2018-06-13	70	12,7	1,0	—	—	Duval, 2018
2017-10-25	79	3,7	0,3	—	—	Boucher, 2018
2017-10-16	106	2,7	0,4	—	—	Boucher, 2018
2017-08-22	92	18,4	0,9	—	—	Boucher, 2018
2017-08-08	72	—	0,8	8,4	337	Présente étude
2017-06-07	—	—	1,4	8,3	297	Présente étude
2012-08-21	44	46	0,6	—	—	MELCC, 2022b
2012-07-22	52	72	0,6	—	—	MELCC, 2022b
2012-06-17	45	31	0,8	—	—	MELCC, 2022b
2011-09-05	36	2,7	0,8	—	—	MELCC, 2022b
2011-07-30	77	22	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2011-06-26	39	5,4	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2010-08-22	69	28	0,9	—	—	MELCC, 2022b
2010-07-18	105	56	0,7	—	—	MELCC, 2022b
2010-06-15	94	19	1,0	—	—	MELCC, 2022b
2006-07-26	61	35	0,6	8,3	107	MELCC, 2022c
2006-05-25	34	—	1,5	—	344	MELCC, 2022c
1980-08-15	—	—	0,5	7,6	206	MELCC, 2022c
1980-04-29	57	—	0,4	7,7	149	MELCC, 2022c

Tableau A4-1. Données historiques de la qualité de l'eau au lac William – bassin sud.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
Été 2021 (moyenne, n=6)	—	—	2,1	—	—	MELCC, 2022b
Été 2020 (moyenne, n=12)	—	—	2,8	—	—	MELCC, 2022b
2019-08-20	20	12	2,1	—	—	MELCC, 2022b
2019-07-23	21	16	2,2	—	—	MELCC, 2022b
2019-06-18	19	6,7	2,1	—	—	MELCC, 2022b
Été 2018 (moyenne, n=7)	—	—	1,9	—	—	MELCC, 2022b
2018-08-16	18	—	—	—	—	MELCC, 2022b
2018-07-16	15	3,9	—	—	—	MELCC, 2022b
2018-06-26	20	6,7	—	—	—	MELCC, 2022b
2017-08-29	22	35	1,9	—	—	MELCC, 2022b
2017-08-08	16	—	2,4	8,2	209	Présente étude
2017-08-01	7,8	5,8	—	—	—	MELCC, 2022b
2017-07-31	—	—	1,8	—	—	MELCC, 2022b
2016-08-23	—	3	1,9	—	—	MELCC, 2022b
2016-07-19	13	10	1,8	—	—	MELCC, 2022b
2016-06-21	7,2	4,5	2,0	—	—	MELCC, 2022b
2015-08-18	19	24	1,9	—	—	MELCC, 2022b
2015-07-20	12	14	2,0	—	—	MELCC, 2022b
2015-06-15	33	14	1,4	—	—	MELCC, 2022b
2013-08-19	25	16	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-07-23	19	5,4	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-06-18	26	7,5	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-08-20	12	8,1	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-07-17	26	50	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-06-19	13	1,8	—	—	—	MELCC, 2022b
2011-08-24	15	17	2	—	—	MELCC, 2022b
2011-07-27	17	1,7	3	—	—	MELCC, 2022b
2011-06-28	24	12	2	—	—	MELCC, 2022b
2010-08-23	13	5,4	3,5	—	—	MELCC, 2022b
2010-07-21	15	7,7	2,5	—	—	MELCC, 2022b
2010-06-16	26	3	4	—	—	MELCC, 2022b
Été 1994 (moyenne, n=4)	—	2,8	2,2	—	—	Gagnon et al., 1994
Été 1994 (moyenne, n=8)	35*	—	—	7,8*	191*	Gagnon et al., 1994

*Moyenne de la colonne d'eau (mesures prises à plusieurs profondeurs).

Voir aussi les données physico-chimiques de Dupont et Richard (1977) qui sont uniquement présentées sous forme de graphiques dans leur rapport.

Tableau A4-2. Données historiques de la qualité de l'eau au lac William – partie centrale.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
Été 2021 (moyenne, n=6)	—	—	2,1	—	—	MELCC, 2022b
Été 2020 (moyenne, n=12)	—	—	3,3	—	—	MELCC, 2022b
2019-08-20	—	—	2,1	—	—	MELCC, 2022b
2019-08-19	20	17	—	—	—	MELCC, 2022b
2019-07-23	22	21	2,2	—	—	MELCC, 2022b
2019-06-18	17	4	2,6	—	—	MELCC, 2022b
Été 2018 (moyenne, n=7)	—	—	2,2	—	—	MELCC, 2022b
2018-08-16	17	7	—	—	—	MELCC, 2022b
2018-07-16	16	6,1	—	—	—	MELCC, 2022b
2018-06-26	8,7	4	—	—	—	MELCC, 2022b
2017-08-29	14	21	1,9	—	—	MELCC, 2022b
2017-08-01	10	5,4	—	—	—	MELCC, 2022b
2017-07-31	—	—	1,8	—	—	MELCC, 2022b
2017-07-13	—	—	1,8	8,3	178	Présente étude
2016-08-23	—	4,9	1,9	—	—	MELCC, 2022b
2016-07-19	10	7,2	1,7	—	—	MELCC, 2022b
2016-06-21	7,7	5	2,0	—	—	MELCC, 2022b
Été 2015 (moyenne, n=4)	—	—	1,8	—	—	MELCC, 2022b
2015-08-24	13	32	—	—	—	MELCC, 2022b
2015-07-20	11	4,5	—	—	—	MELCC, 2022b
2015-06-16	26	18	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-08-19	13	17	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-07-23	14	7,6	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-06-18	22	3,5	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-08-20	9,8	6,7	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-07-17	17	46	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-06-19	9,4	3,2	—	—	—	MELCC, 2022b
2011-08-24	14	20	2,5	—	—	MELCC, 2022b
2011-07-27	16	4,3	3,5	—	—	MELCC, 2022b
2011-06-28	17	8,8	2	—	—	MELCC, 2022b
2010-08-23	13	3,8	3,5	—	—	MELCC, 2022b
2010-07-21	14	6,5	2	—	—	MELCC, 2022b
2010-06-16	11	3	4	—	—	MELCC, 2022b
2004-10-25	70	—	—	—	—	Vallée, 2004
2004-08	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2004
2003-10-09	190	—	—	—	—	Vallée, 2003
2003-08-29	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2002-10-24	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2002-08-02	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2001-11-05	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2001-08-29	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2000-10-27	50	—	—	—	—	Vallée, 2003
2000-08-14	100	—	—	—	—	Vallée, 2003

Tableau A4-2. Suite.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
1999-10-29	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
1999-08-12	20	—	—	—	—	Vallée, 2003
1998-10-26	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
1998-08-20	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
1984-08-13	—	5,0	2,0	8,0	184	MELCC, 2022c
1984-05-03	50	—	1,8	7,4	95	MELCC, 2022c
1984-02-21	—	—	—	7,4	162	MELCC, 2022c
1983-10-25	—	—	2,9	7,7	209	MELCC, 2022c
1983-08-09	—	9,7	2,5	8,2	200	MELCC, 2022c
1983-05-11	23	—	1,0	7,4	104	MELCC, 2022c
1983-02-24	67	—	—	7,2	174	MELCC, 2022c
1982-10-26	40	—	2,5	7,3	171	MELCC, 2022c
1982-08-05	23	7,0	2,5	8,2	195	MELCC, 2022c
1982-05-06	27	—	1,0	7,4	91	MELCC, 2022c
1982-03-03	80	—	—	7,5	205	MELCC, 2022c
1981-10-29	24	—	2,0	7,1	171	MELCC, 2022c
1981-08-24	—	4,2	1,0	7,3	150	MELCC, 2022c
1981-04-22	30	—	1,5	7,5	134	MELCC, 2022c
1980-10-28	—	—	2,2	—	—	MELCC, 2022c
1980-08-15	—	—	2,0	7,4	174	MELCC, 2022c
1980-04-29	—	—	0,5	—	—	MELCC, 2022c

Tableau A4-3. Données historiques de la qualité de l'eau au lac William – bassin nord.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
2004-10-25 (moyenne des stations MS4 et 12)	15	—	—	—	—	Vallée, 2004
2004-08 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2004
2003-10-09 (moyenne des stations MS4 et 12)	410	—	—	—	—	Vallée, 2003
2003-08-29 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2002-10-24 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2002-08-02 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2001-11-05 (moyenne des stations MS4 et 12)	20	—	—	—	—	Vallée, 2003
2001-08-29 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
2000-10-27 (moyenne des stations MS4 et 12)	~ 25	—	—	—	—	Vallée, 2003
2000-08-14 (moyenne des stations MS4 et 12)	320	—	—	—	—	Vallée, 2003
1999-10-29 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
1999-08-12 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
1998-10-26 (moyenne des stations MS4 et 12)	91	—	—	—	—	Vallée, 2003
1998-08-20 (moyenne des stations MS4 et 12)	< 10	—	—	—	—	Vallée, 2003
1997-10-08	300	—	—	—	—	Vallée, 1997
1997-08-26	< 300	—	—	—	—	Vallée, 1997
Été 1994 (moyenne, n=4)	—	6,4	2,1	—	—	Gagnon et al., 1994
Été 1994 (moyenne, n=8)	35*	—	—	7,3*	189*	Gagnon et al., 1994

*Moyenne de la colonne d'eau (mesures prises à plusieurs profondeurs).

Tableau A4-4. Données historiques de la qualité de l'eau au lac William – sites d'échantillonnage et nombre de mesures inconnus.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
2004	—	—	—	8,2	—	Faucher, 2007 (données originales de l'Université de Montréal)
1995	—	—	1,5–1,8	—	—	Gagnon, 1995 cité dans Légaré, 1999
1979	12–30	9,2	1,6–1,9	6,4–8,2	99–185	Bourassa et Alain, 1980 cité dans Légaré, 1999

Tableau A5-1. Données historiques de la qualité de l'eau au lac Joseph – partie sud.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
2015-07-15 au 2015-07-22 (moyenne; n=16-17)	—	—	1,3	7,8	154	GROBEC, 2015c (stations 35 à 43)

Tableau A5-2. Données historiques de la qualité de l'eau au lac Joseph – bassin central.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
2017-08-08	11	—	1,8	8,3	172	Présente étude
2017-07-26	—	—	1,4	8,3	169	Présente étude
2016-07-04/05 (moyenne; n=3)	—	—	1,3	—	—	GROBEC, 2016c
2015-07-15 au 2015-07-22 (moyenne; n=45)	—	—	1,2	7,7	144	GROBEC, 2015c (stations 17 à 34)

Tableau A5-3. Données historiques de la qualité de l'eau au lac Joseph – bassin nord.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
Été 2021 (moyenne; n=10)	—	—	1,5	—	—	MELCC, 2022b
2021-08-24	19	5,5	—	—	—	MELCC, 2022b
2021-07-26	27	19	—	—	—	MELCC, 2022b
2021-06-28	19	4,6	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2020 (moyenne; n=10)	—	—	1,6	—	—	MELCC, 2022b
2020-09-20	17	5,4	—	—	—	MELCC, 2022b
2020-08-16	26	27	—	—	—	MELCC, 2022b
2020-07-19	22	5	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2019 (moyenne; n=10)	—	—	1,7	—	—	MELCC, 2022b
2019-08-25	16	5,3	—	—	—	MELCC, 2022b
2019-08-18	15	—	—	—	—	MELCC, 2022b
2019-07-21	16	2,6	—	—	—	MELCC, 2022b
2019-06-16	20	7,6	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2018 (moyenne; n=10)	—	—	1,5	—	—	MELCC, 2022b
Été 2017 (moyenne; n=12)	—	—	1,3	—	—	MELCC, 2022b
2017-08-27	7,5	4,1	—	—	—	MELCC, 2022b
2017-07-30	12	5,8	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2016 (moyenne; n=10)	—	—	1,1	—	—	MELCC, 2022b
2016-08-21	22	5,1	—	—	—	MELCC, 2022b
2016-07-18	23	10	—	—	—	MELCC, 2022b
2016-06-12	13	5,9	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2015 (moyenne; n=14)	—	—	1,2	—	—	MELCC, 2022b
2015-07-15 au 2015-07-22 (moyenne; n=37)	—	—	1,1	7,8	140	GROBEC, 2015c (stations 4 à 16)
Été 2014 (moyenne; n=10)	—	—	1,5	—	—	MELCC, 2022b
Été 2013 (moyenne; n=12)	—	—	1,6	—	—	MELCC, 2022b
2013-08-18	11	7,2	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-07-21	18	7,4	—	—	—	MELCC, 2022b
2013-06-16	20	1,3	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2012 (moyenne; n=15)	—	—	1,6	—	—	MELCC, 2022b
2012-08-19	15	8,6	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-07-29	22	28	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-07-22	19	ND	—	—	—	MELCC, 2022b
2012-06-17	14	5	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2011 (moyenne; n=20)	—	—	1,6	—	—	MELCC, 2022b

Tableau A5-3. Suite.

Date	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (Secchi; m)	pH	Conductivité (µS/cm)	Source
Été 2010 (moyenne; n=20)	—	—	1,7	—	—	MELCC, 2022b
2010-08-20	19	5,5	—	—	—	MELCC, 2022b
2010-07-18	17	9,9	—	—	—	MELCC, 2022b
2010-06-27	13	5,9	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2009 (moyenne; n=20)	—	—	1,7	—	—	MELCC, 2022b
Été 2008 (moyenne; n=17)	—	—	1,6	—	—	MELCC, 2022b
2008-08-25	17	5,2	—	—	—	MELCC, 2022b
2008-07-20	23	5,8	—	—	—	MELCC, 2022b
2008-07-06	22	—	—	—	—	MELCC, 2022b
Été 2007 (moyenne; n=9)	—	—	1,6	—	—	MELCC, 2022b
Été 2006 (moyenne; n=10)	—	—	1,7	—	—	MELCC, 2022b
Été 2004 (moyenne; n=6)	—	—	1,1	—	—	MELCC, 2022b
Été 2003 (moyenne; n=7)	—	—	1,3	—	—	MELCC, 2022c
2003-08-18	31,1	12,0	—	—	—	MELCC, 2022c
2003-07-14	17,6	6,8	—	—	—	MELCC, 2022c

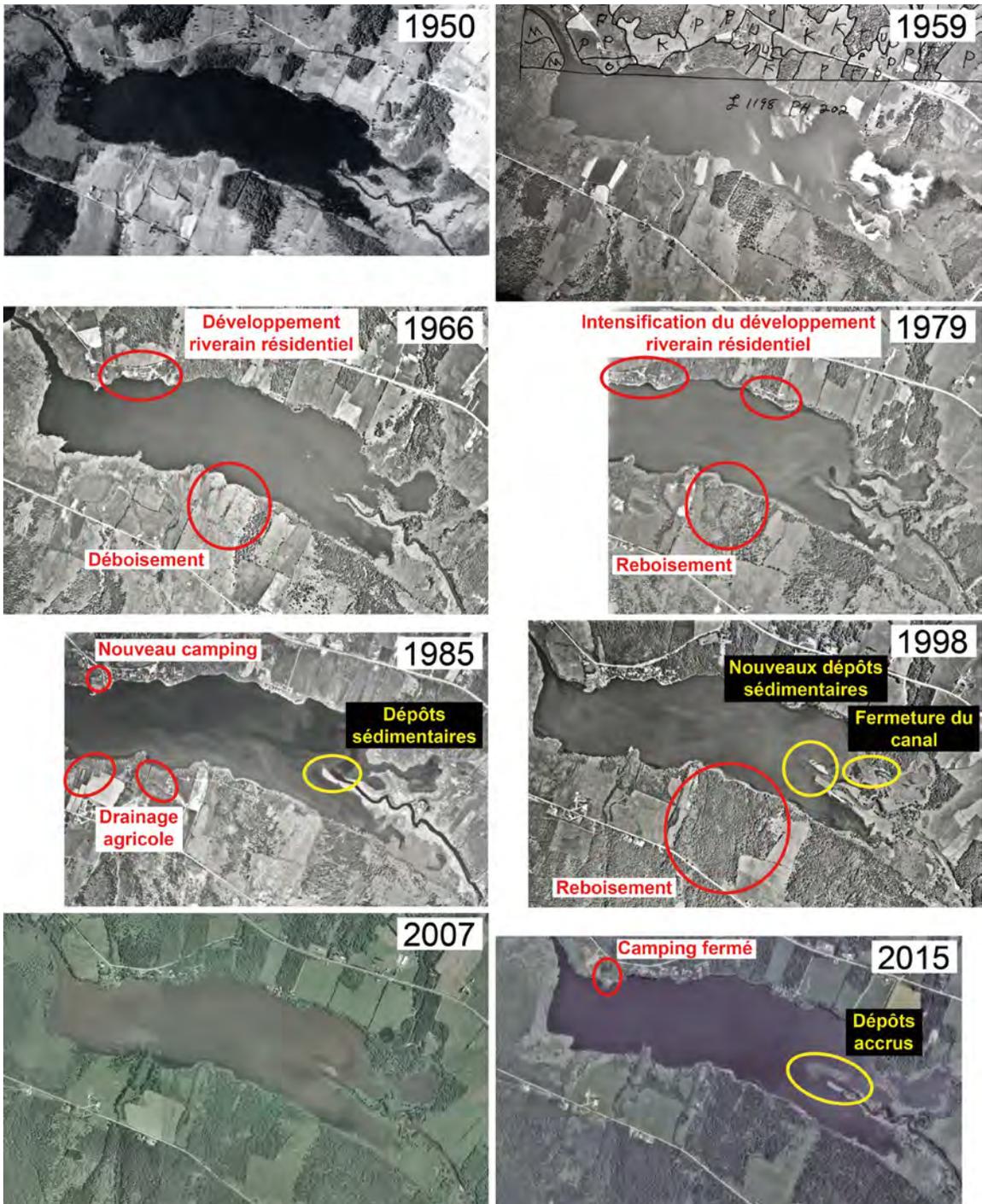


Figure A1. Évolution du développement riverain et de l'ensablement au lac à la Truite au fil des dernières décennies. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

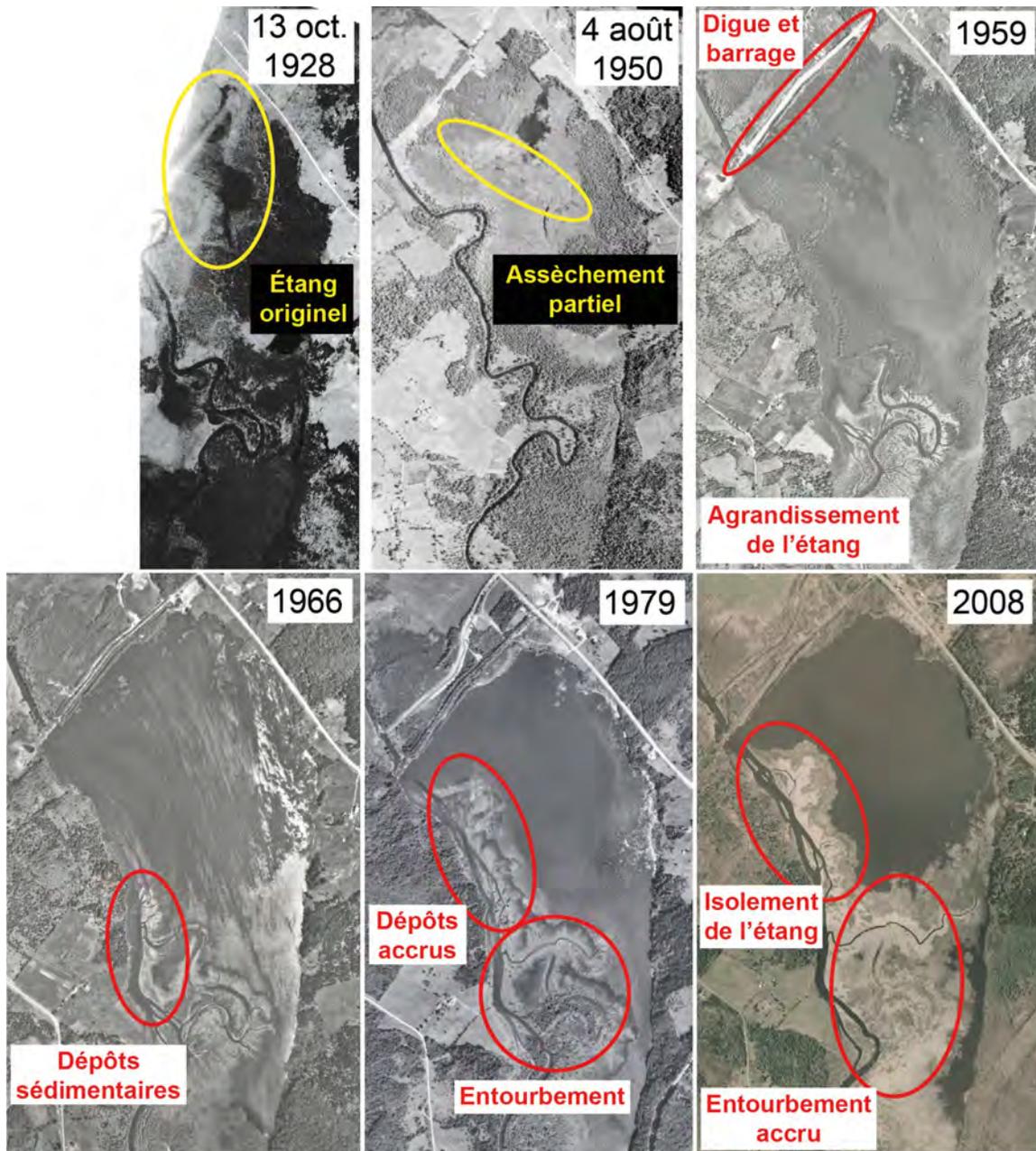


Figure A2. Évolution de l'étendue de l'étang Stater et du segment connexe de la rivière Bécancour au fil des dernières décennies. Note : la digue et le barrage ayant mené à l'agrandissement de l'étang ont été construits en 1954 dans le cadre des travaux de vidange du lac Noir réalisés en amont. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]



Figure A3. Évolution du niveau d'eau et du développement riverain au lac Bécancour au fil des dernières décennies. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

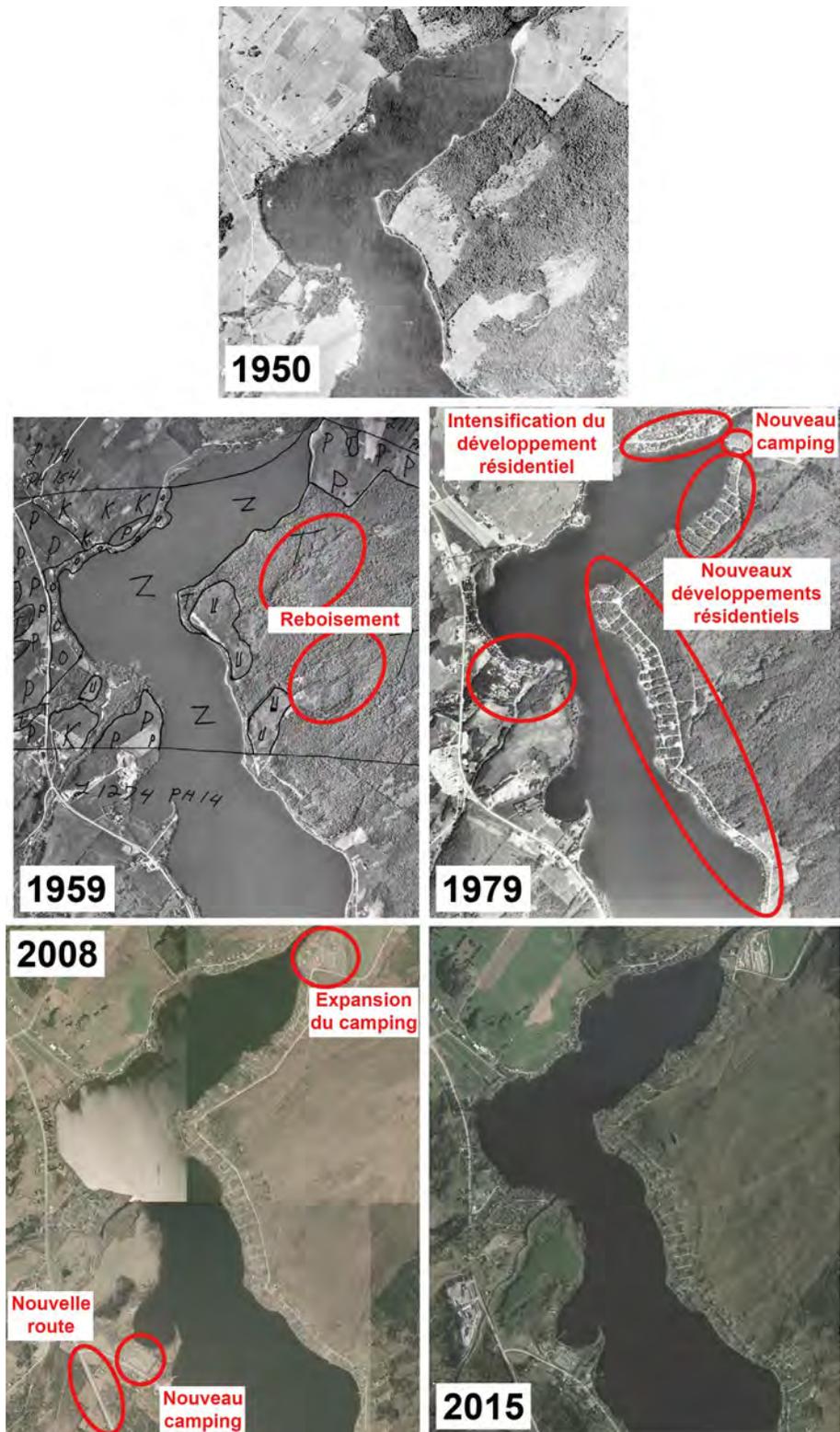


Figure A4. Évolution du développement riverain au lac William – partie nord – au fil des dernières décennies.
 [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

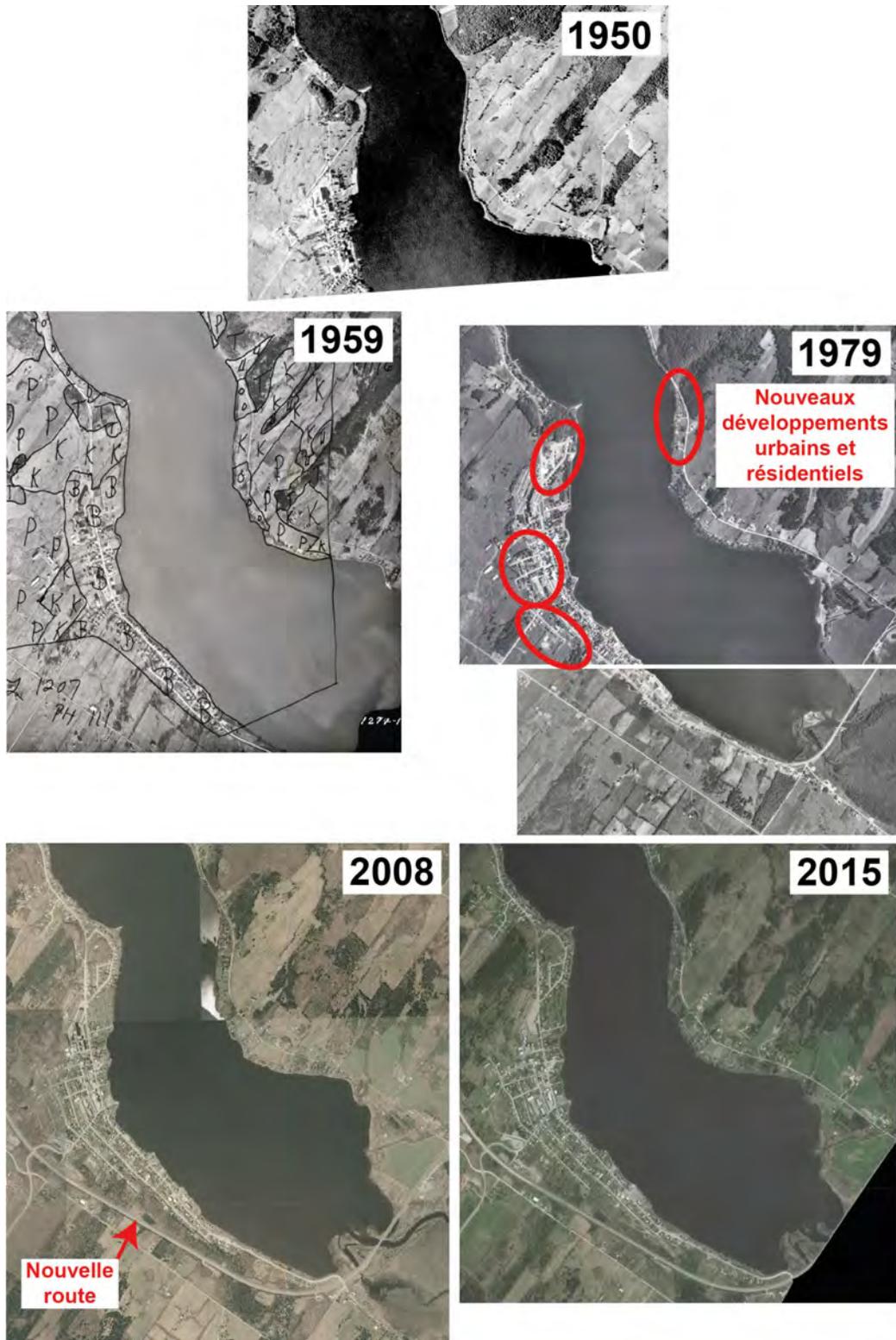


Figure A5. Évolution du développement riverain au lac William – partie sud – au fil des dernières décennies.
 [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

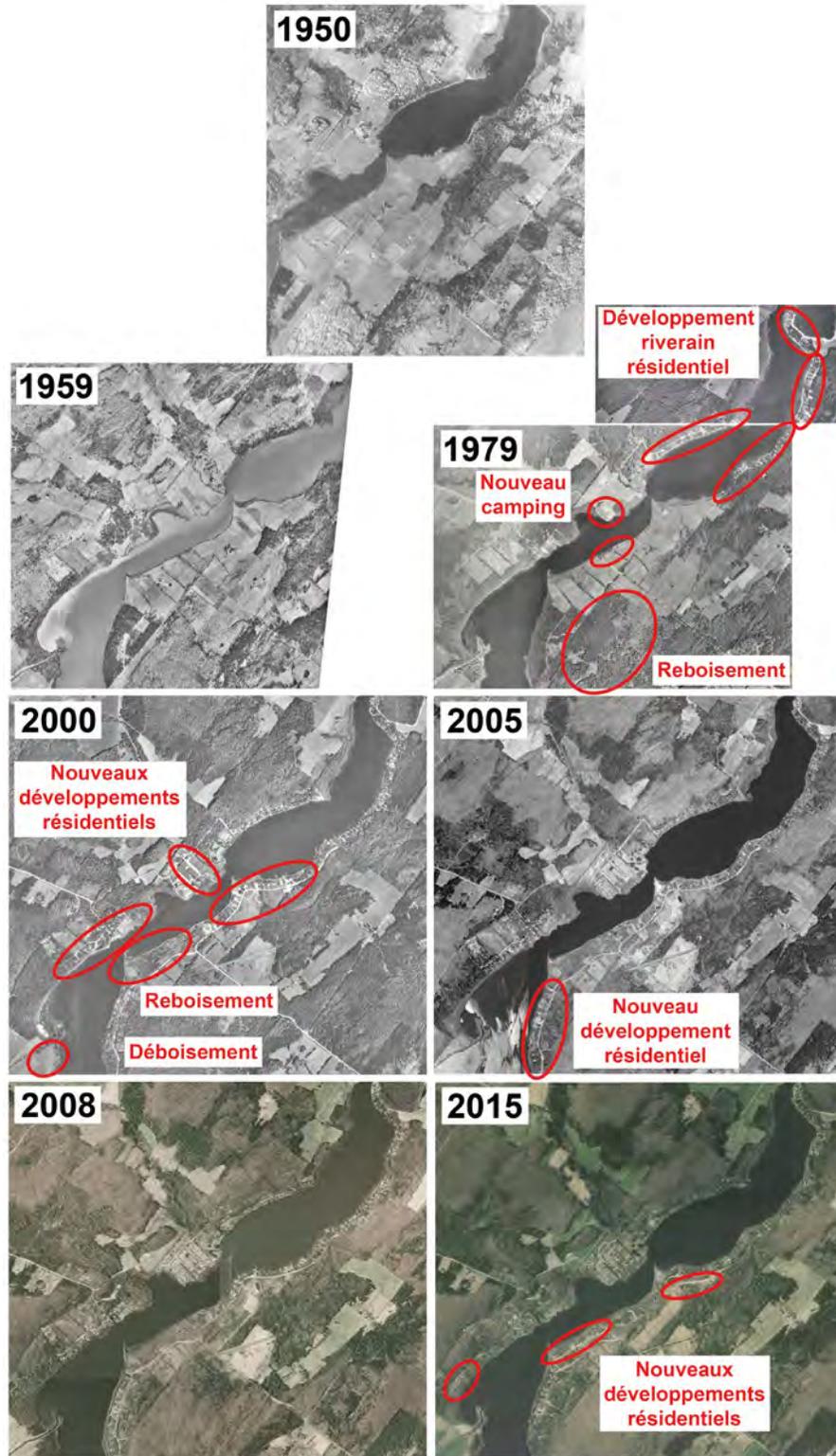


Figure A6. Évolution du développement riverain au lac Joseph – partie nord – au fil des dernières décennies.
 [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

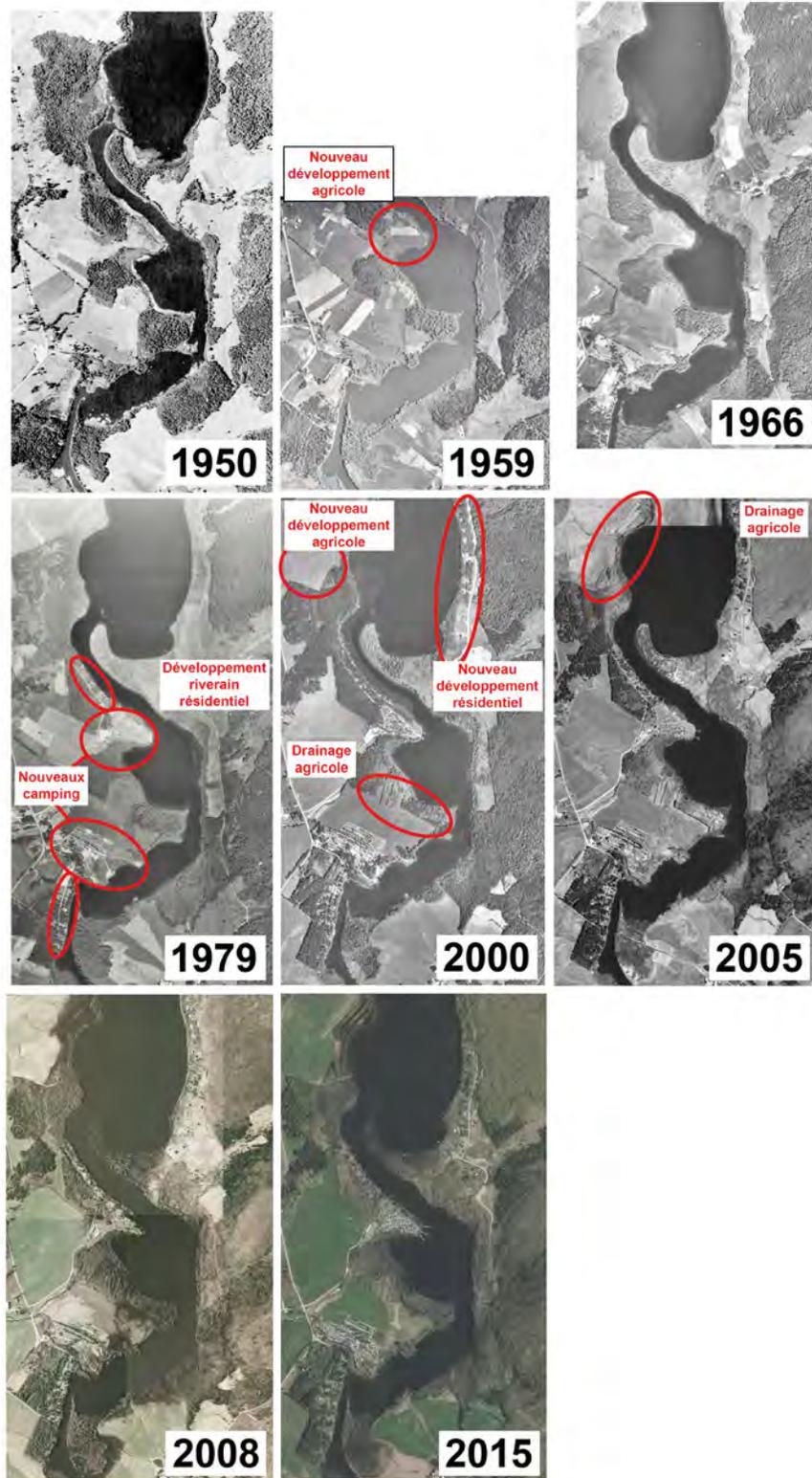


Figure A7. Évolution du développement riverain au lac Joseph – partie sud – au fil des dernières décennies. [Source originale des photos : banques gouvernementales du Québec et du Canada]

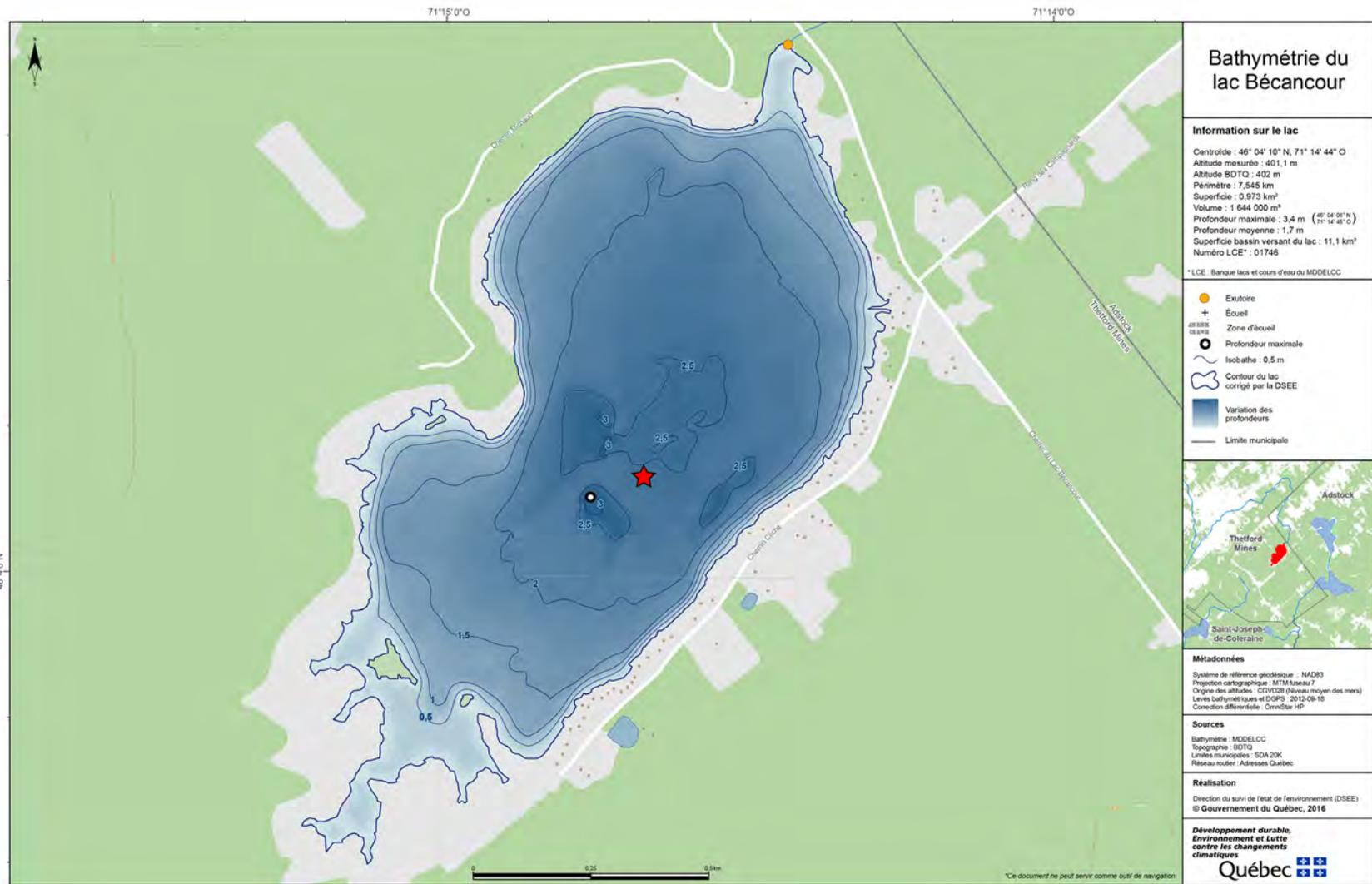


Figure A8. Carte bathymétrique du lac Bécancour avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).

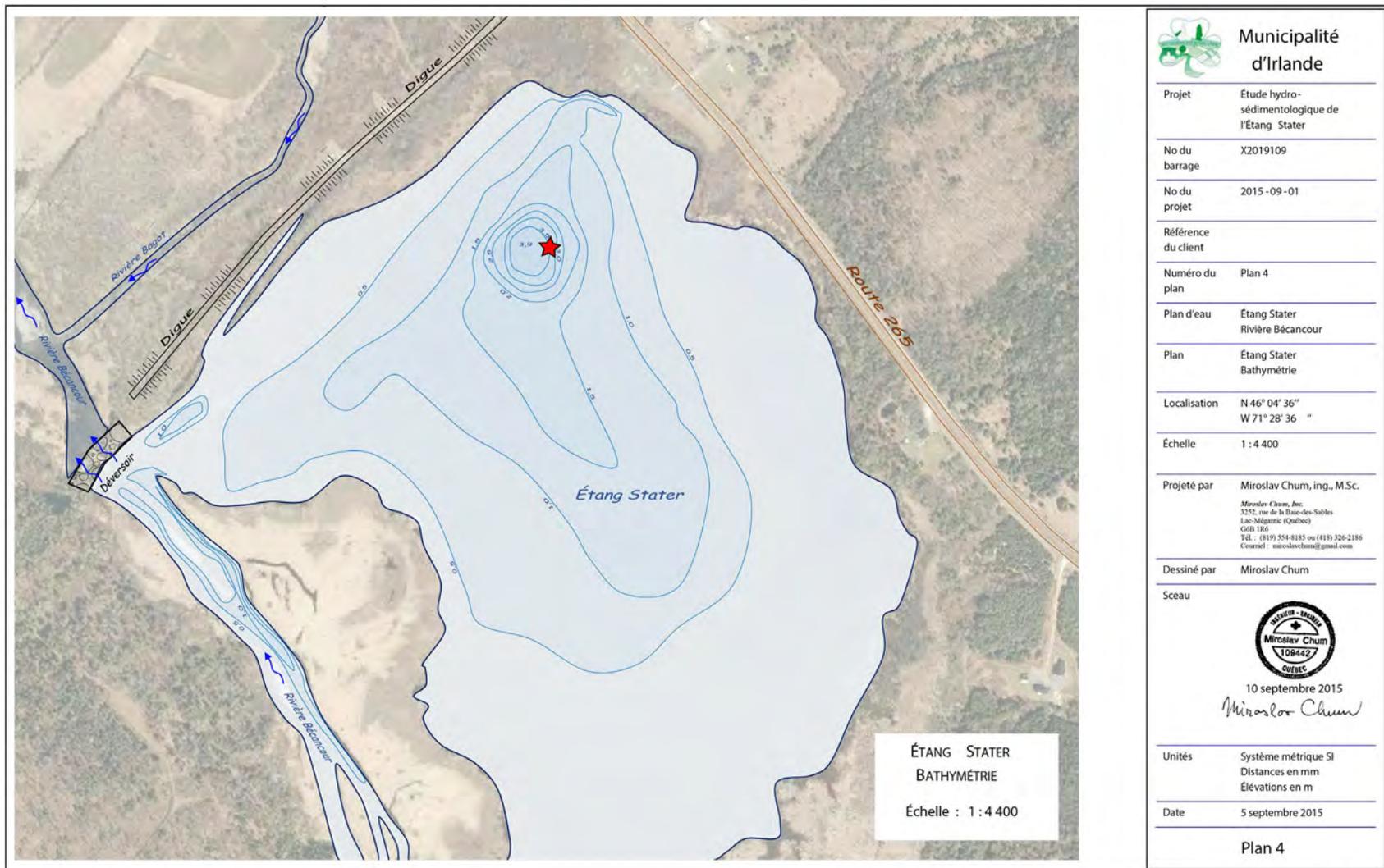


Figure A9. Carte bathymétrique de l'étang Stater avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).

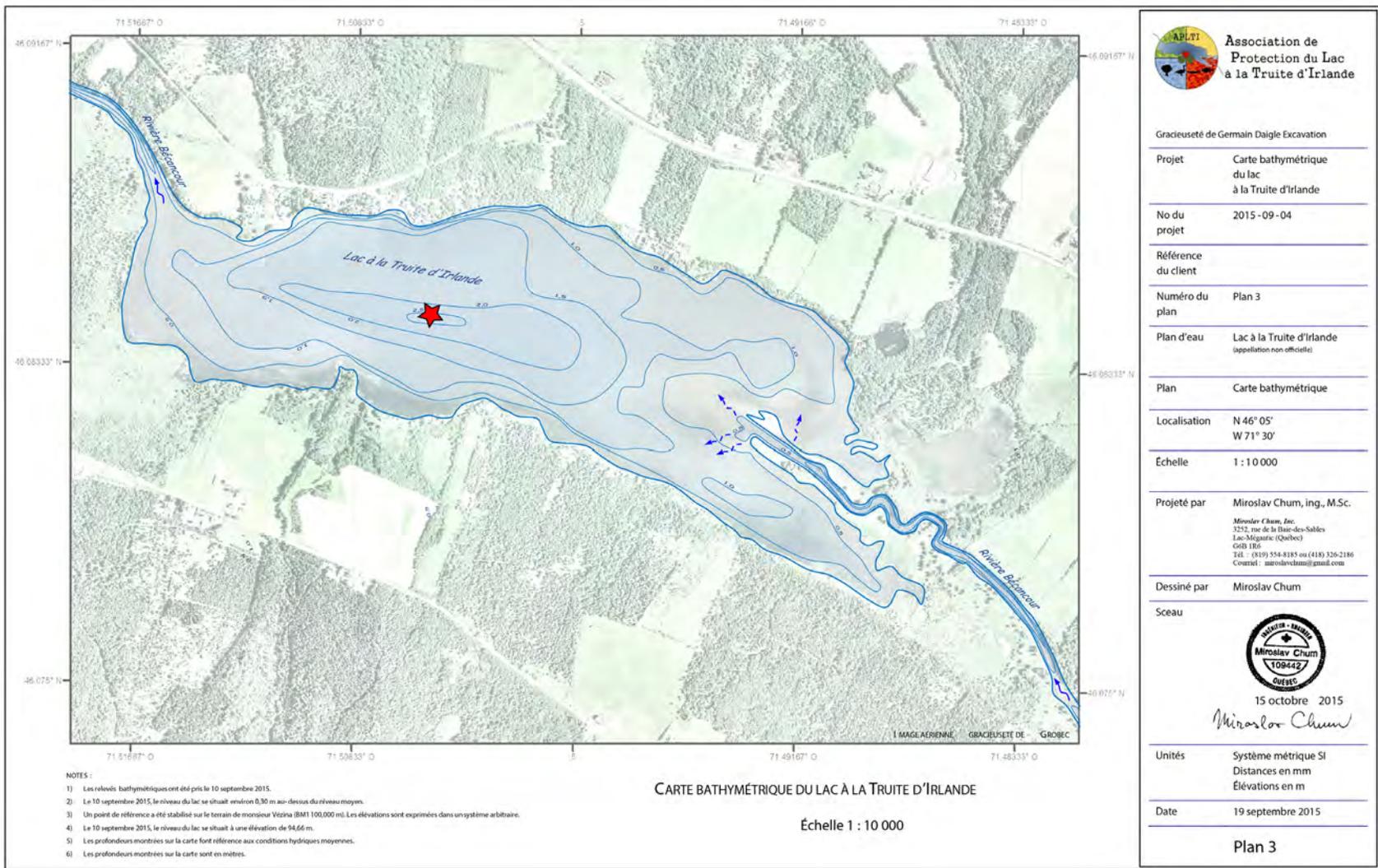


Figure A10. Carte bathymétrique du lac à la Truite avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).

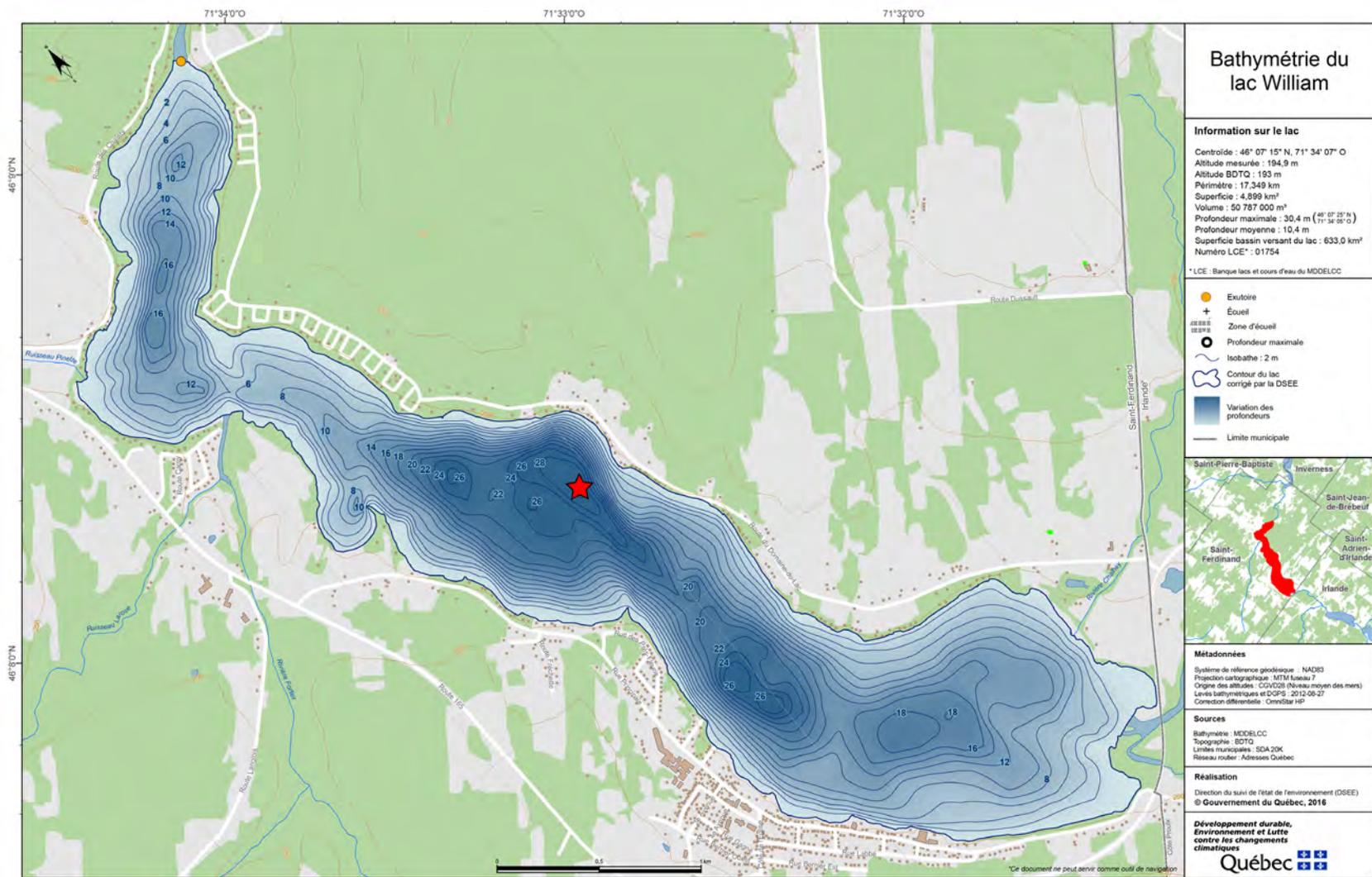


Figure A11. Carte bathymétrique du lac William avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).

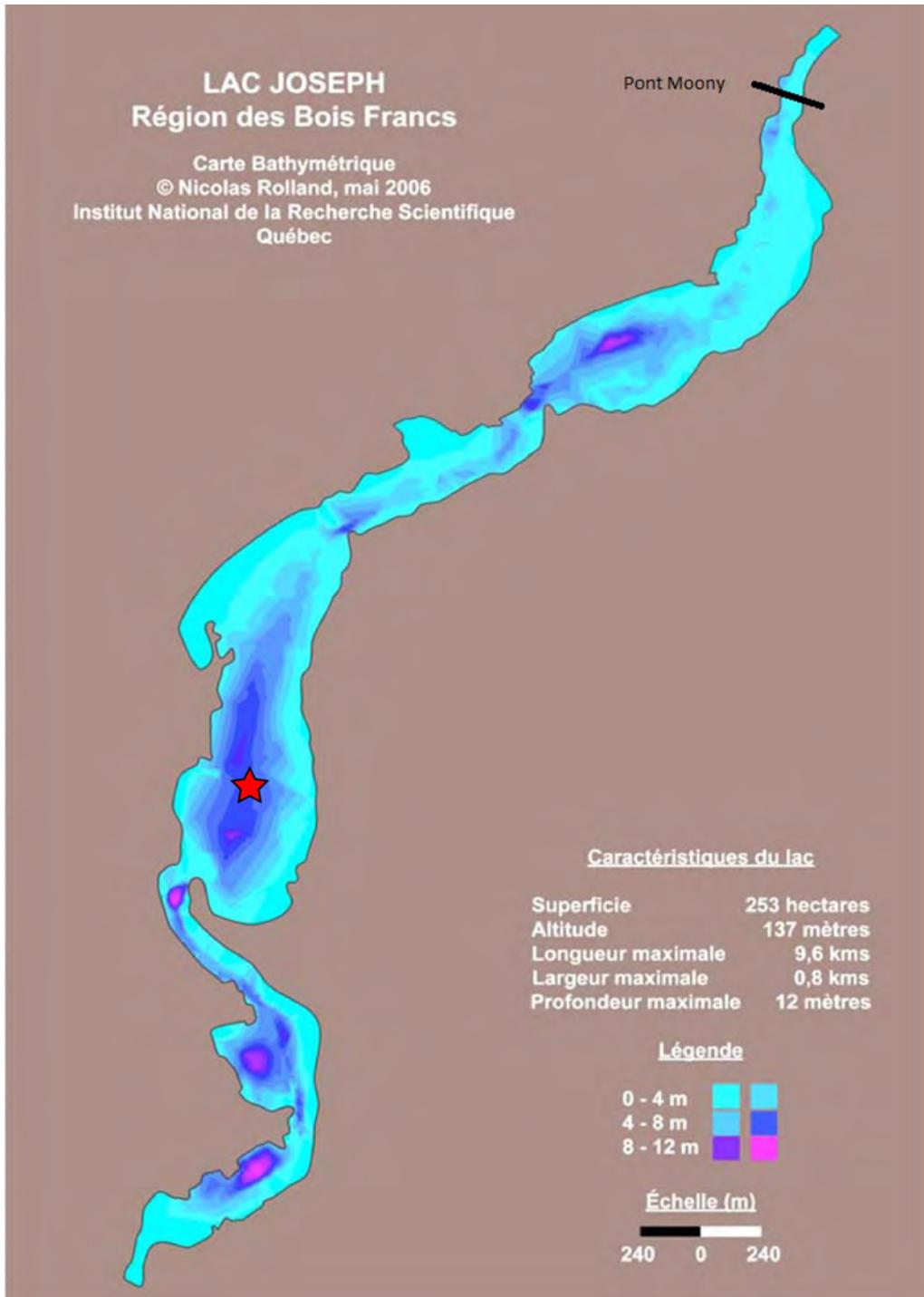


Figure A12. Carte bathymétrique du lac Joseph avec localisation du principal site de carottage (étoile rouge).