ÉQUIPE DE TRAVAIL

Conseil de bassin du lac Saint-Augustin

M. René Gélinas, biologiste	: Directeur du suivi de la qualité du milieu, secteur environnement, Ville de Québec
M. Jean-Claude Desroches	: Président du Conseil de bassin du lac Saint-Augustin

EXXEP ENVIRONNEMENT

M. Sylvain Arsenault, biologiste	: Directeur du projet
M. Nicolas Juneau, biologiste, M. Env.	: Aviseur technique
Mme Guylaine Arseneault, B.E.E.	: Révision linguistique

Collaborateurs : Université Laval, laboratoire de Paléoécologie et Paléolimnologie

Prof. Reinhard Pienitz Ph.D.	: Chargé du projet
Karine Roberge, B.Sc. géographe	: Étudiante graduée à la Maîtrise

***Note** : Cette étude a fait l'objet d'une publication officielle dans la revue « le naturaliste canadien » (vol. :126, n°2, été 2002) par les auteurs cités ci-dessous.*

Référence à citer :

Roberge, K., R. Pienitz, N. Juneau et S. Arsenault. 2002. Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin : étude paléolimnologique. Travail présenté au Comité de restauration du lac Saint-Augustin, *La grande corvée*. Réaliser par EXXEP environnement. 20 pages + 4 Annexes.

TABLE DES MATIÈRES

ÉQUIPE DE TRAVAIL ii
TABLE DES MATIÈRES iii
LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX iv
LISTE DES ANNEXES v
1 INTRODUCTION 1
2 SITE D'ÉTUDE 3
3 DÉVELOPPEMENT DU MILIEU 4
3.1 La municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures 4
3.2 Le lac Saint-Autgustin 6
3.3 Les sources probables de nuisance 7
4 MÉTHODOLOGIE 8
5 RÉSULTATS 9
5.1 Caractéristiques des sédiments de la carotte 9
5.2 Datation au plomb (^{210}Pb) 9
5.3 Assemblages des diatomées 10
6 DISCUSSION 14
7 CONCLUSION 17
8 RÉFÉRENCES 18

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation et carte bathymétrique du lac Saint-Augustin, Ville de Québec. ..3
Figure 2. Affectation du territoire autour du lac Saint-Augustin en 1937. 4
Figure 3. Affectation du territoire autour du lac Saint-Augustin en 1953. 5
Figure 4. Affectation du territoire autour du lac Saint-Augustin en 1987. 5
Figure 5. Préparation pour le sous-échantillonnage de la carotte de sédiments, lac Saint-Augustin (été 2001). 8
Figure 6. Taux de d'accumulation de sédiments exprimé en ($g/cm^3/an$) en fonction des années et de la profondeur des échantillons. 10
Figure 7. Assemblage de diatomées dans la carotte du lac Saint-Augustin. 11

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Datation au ^{210}Pb de la carotte du Lac Saint-Augustin, selon le modèle CRS (Constant Rate of Supply).

Annexe 2. Diatomées dominantes dans les sédiments du lac Saint-Augustin.

Annexe 3. Liste des espèces de diatomées du lac Saint-Augustin.

Annexe 4. Définitions de Paléolimnologie et de Diatomées.

1 INTRODUCTION

Cette étude présente l'évolution de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin au fil des décennies. Depuis quelques années, le lac connaît une détérioration rapide de la qualité de ses eaux, à un point tel que la baignade y est interdite entre les mois de juillet et de septembre en raison de la prolifération massive de cyanobactéries pendant cette période. Le lac progresse vers un état d'eutrophisation extrême, causé par un enrichissement important en nutriments (azote, phosphore) des eaux du lac. Cela entraîne une importante augmentation d'algues microscopiques (telles que les cyanobactéries) à des concentrations variant de 57 à 63 µg Chl*a* L^{-1} (Arsenault, 1999). De plus, les rejets d'eaux usées et pluviales entraînent, à certains endroits, la contamination du lac par les bactéries coliformes, surtout après de fortes pluies.

Devant cette menace de dégradation des eaux d'un lac ayant une grande importance comme lieu de villégiature et de loisirs, la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures a mis sur pied, avec plusieurs partenaires, le projet « La Grande Corvée ». Celui-ci vise la protection, la restauration et la mise en valeur du lac Saint-Augustin et de son bassin versant. Toutefois, dans un projet de cette envergure où l'objectif est le retour des eaux à des conditions plus saines et une augmentation de la biodiversité, il est important de connaître l'évolution et la variabilité naturelle de cet écosystème aquatique. Un moyen efficace de faire une reconstitution de la qualité de l'eau d'un lac à travers le temps est l'étude paléolimnologique par l'analyse des diatomées fossiles (algues unicellulaires siliceuses de la classe des Bacillariophycées). Des travaux utilisant les diatomées comme indicateurs d'état trophique ont été réalisés sur de nombreux lacs de l'Amérique du Nord et de l'Europe (Anderson *et al.*, 1990 ; Bennion *et al.*, 1995 ; Karst & Smol, 1998 ; Lotter, 1998 ; Hall & Smol, 1999 ; Wessels *et al.*, 1999 ; Tremblay *et al.*, 2001). D'autres études ont porté sur l'histoire de l'enrichissement en nutriments des eaux des Grands Lacs nord-américains, notamment le lac Ontario (Schelske, 1990).

Le but principal de cette recherche est de déterminer les causes de la détérioration de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, notamment en analysant les changements dans la composition des assemblages de diatomées fossiles préservées dans les sédiments du

fond du lac. La méthode pour y parvenir consiste également à connaître l'état naturel du lac avant l'occupation humaine du territoire (le lac était-il oligotrophe [faible productivité], mésotrophe [état intermédiaire] ou eutrophe [forte productivité] ?), et à identifier, par datation avec l'isotope plomb 210 (^{210}Pb), les périodes qui montrent un changement important dans la qualité des eaux. Ces données paléolimnologiques, en association avec les données sur la chronologie des événements historiques survenus dans le bassin versant, serviront à documenter l'histoire trophique du lac en vue d'une gestion efficace de cet écosystème.

2 SITE D'ÉTUDE

Le lac Saint-Augustin (lat. 46° 42' N, long. 71° 22' O) est situé dans l'arrondissement 8, en banlieue ouest de la Ville de Québec, sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent (figure 1). Le lac a une longueur maximale de 2,1 kilomètres et une largeur maximale de 300 mètres (MRN, 1979). Le bassin versant du lac couvre une superficie d'environ 7,6 km^2, dont 8,2 % est occupé par le lac, soit 0,62 km^2 (Aubin, 1979). La profondeur moyenne du plan d'eau est de 3,5 mètres avec une profondeur maximale de 6,1 mètres (figure 1). Le lac est alimenté principalement par des sources souterraines et un réseau de drainage à écoulement intermittent. La décharge du lac Saint-Augustin est un affluent du fleuve Saint-Laurent.

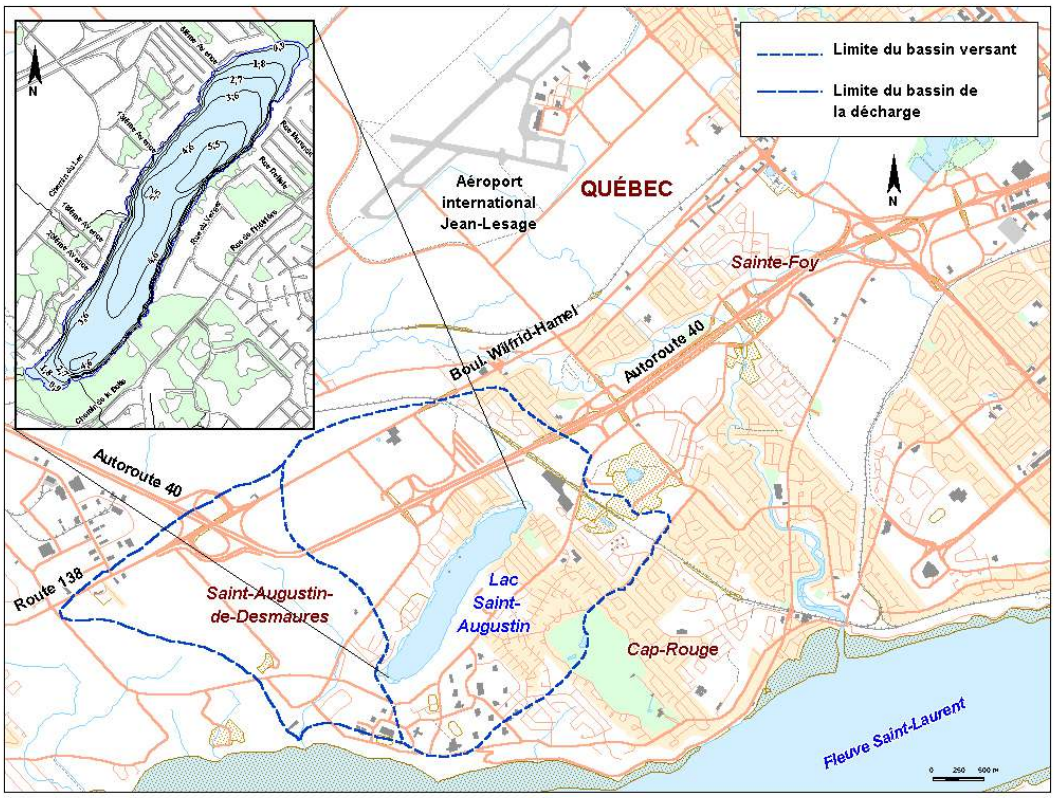


Figure 1. Localisation et carte bathymétrique du lac Saint-Augustin, Ville de Québec.

3 DÉVELOPPEMENT DU MILIEU

3.1 La municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures

Depuis la fin du 18e siècle, l'élevage et l'agriculture sont des activités d'une très grande importance autour du lac Saint-Augustin. Les photos aériennes de 1937 et 1953 montrent les grandes surfaces occupées par les terres agricoles à cette époque (figures 2 et 3). Bien que toujours présentes, les activités agricoles sont aujourd'hui moins importantes. En 1987, la photo aérienne révèle une légère diminution de la superficie occupée par les terres agricoles, une diminution des zones boisées et une nette augmentation de l'urbanisation dans le bassin versant (figure 4).

Figure 2. Affectation du territoire autour du lac Saint-Augustin en 1937.

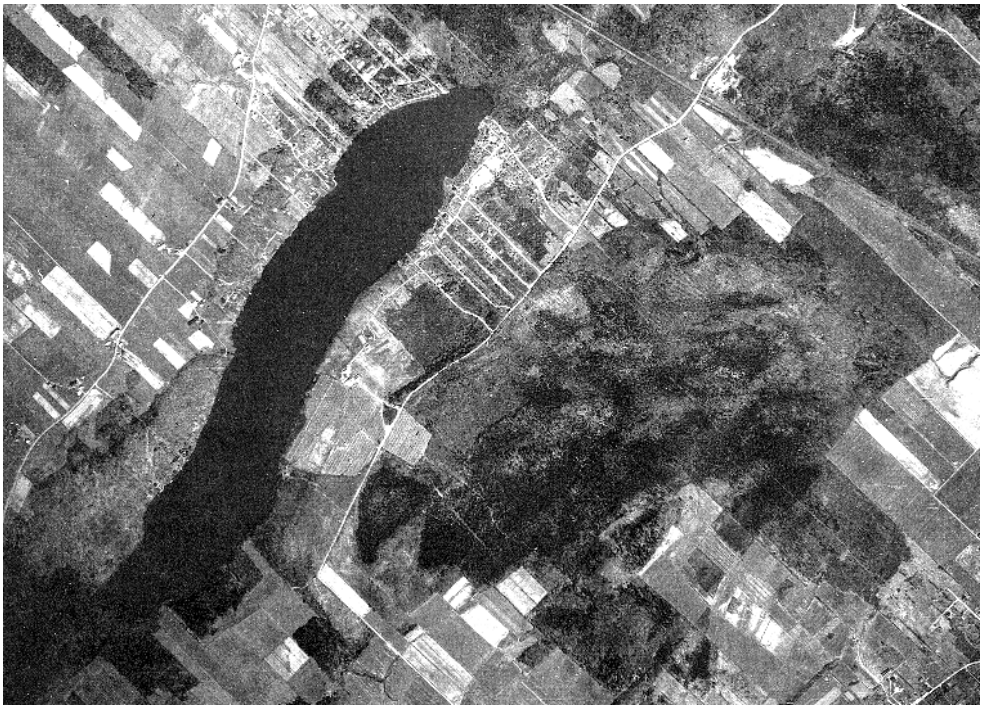


Figure 3. Affectation du territoire autour du lac Saint-Augustin en 1953.

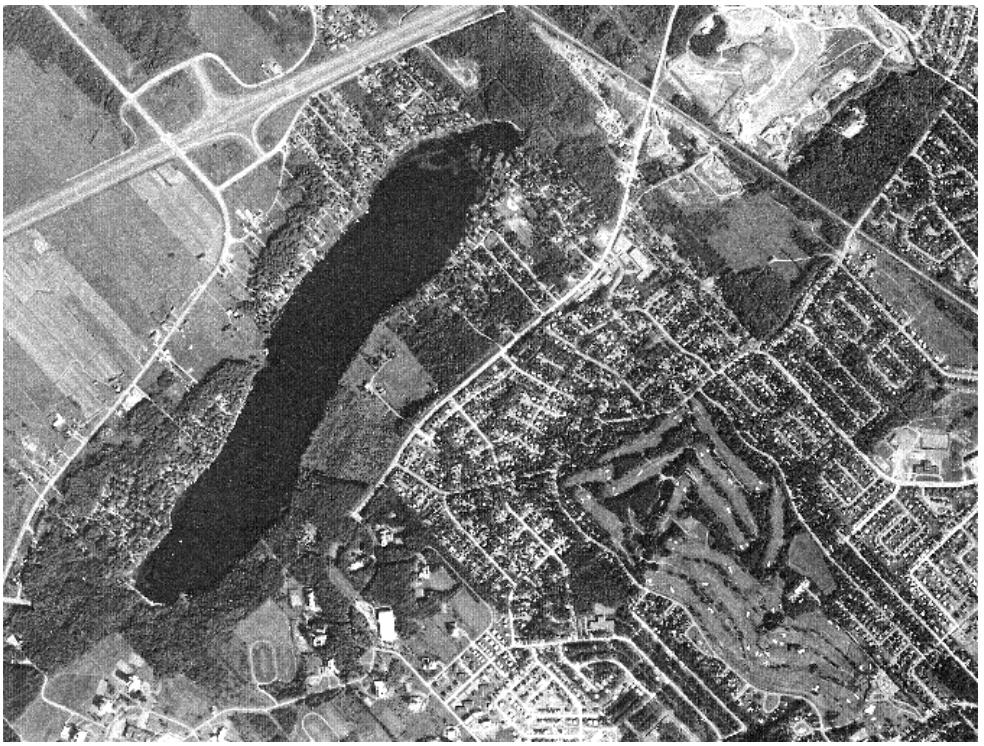


Figure 4. Affectation du territoire autour du lac Saint-Augustin en 1987.

La population de l'ancienne municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures, depuis le début de la colonisation jusqu'aux années 1950, s'est accrue à un rythme relativement lent, avec seulement 2 000 habitants en 1956. Elle augmente de façon plus marquée, au cours des trente années suivantes, en particulier durant les années 1960-70 qui marquent un point tournant dans le développement de la municipalité. L'analyse de l'évolution de l'urbanisation autour du lac Saint-Augustin, documentée à partir des photos aériennes des années 1937, 1953 et 1987, montre que les nombreuses résidences sises sur les berges du lac n'étaient que des résidences d'été, des chalets, et des lieux de villégiature jusqu'aux années 1970. Mais celles-ci sont, depuis ce temps, devenues des résidences permanentes, occupées toute l'année. La construction de l'autoroute Félix-Leclerc, en 1977, a facilité les déplacements entre la banlieue et la ville de Québec. L'explosion démographique qu'a connu la municipalité à la fin des années 1970 coïncide avec la venue de cet axe routier.

3.2 Le lac Saint-Autgustin

Les premières études sur la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, en 1968, montrent que la concentration en phosphore total (PT) dépassait déjà le seuil de 10 $\mu g\, l^{-1}$. En 1978, les échantillons d'eau démontraient une contamination comparable à celle de 1968. Depuis ce temps, les concentrations ne cessent d'augmenter. Par exemple, à l'été 2000, la concentration en PT était de 73 $\mu g\, l^{-1}$. Au printemps 2001, cette concentration était de 40 $\mu g\, l^{-1}$ et à l'été 2001, 70 $\mu g\, l^{-1}$ (Projet La Grande Corvée, données non publiées). Au cours de cette même période, la concentration en chlorophylle a augmentait de 6,7 à 62,4 µg Chl *a* par litre d'eau.

De plus, à certains endroits, des quantités importantes de coliformes fécaux sont présentes dans les eaux du lac. Malgré le fait que le lac n'abrite pas de plages publiques, il est tout de même utilisé pour la baignade et autres activités sportives par les résidents. Après de fortes pluies, les concentrations peuvent dépasser 1000 unités formatrices de colonies (UFC) par 100 ml d'eau alors qu'en période d'étiage, elles se situent entre 0 et 50 UFC par 100 ml d'eau (Projet La Grande Corvée, données non publiées). Ainsi, il arrive que les activités aquatiques soient perturbées par une

concentration excédant la norme du Ministère de l'Environnement du Québec fixée à 200 UFC par 100 ml d'eau.

3.3 Les sources probables de nuisance

Jusqu'en 1989, la plupart des secteurs habités autour du lac ne bénéficiaient d'aucun service municipal d'égout et d'aqueduc. Ces services ont été implantés seulement dans la partie est du lac par la suite. Les égouts domestiques constituent encore un problème majeur pour la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin.

De plus, les eaux provenant de la fonte de la neige sur l'autoroute Félix-Leclerc entraînent au fil des années le ruissellement d'huiles, de graisses, de sels, de matières en suspension et de métaux lourds dans le lac et favorisent sa contamination.

Bien qu'il n'existe aucune donnée précise pour la région concernée, il a été établi qu'en l'an 2000, les ventes de pesticides au Canada s'élevaient à environ 1 milliard de dollars dont 5% pour le Québec, soit 50 millions de dollars (Juneau et Arsenault, 2002). On peut donc penser que les engrais et pesticides utilisés dans le cadre d'activités résidentielles et agricoles sont également une source potentiellement importante de pollution pour le lac Saint-Augustin.

4 MÉTHODOLOGIE

Les sédiments de fond ont été prélevés dans la zone la plus profonde du lac, soit à environ 6,1 mètres (figure 1). L'échantillonnage a été effectué le 6 juin 2001 à l'aide d'un carottier de gravité (HTH Teknik, Luleå, Suède). La carotte, d'une longueur de 31 cm, a été sous-échantillonnée sur la rive du lac à des intervalles de 0,5 cm (figure 5). Au laboratoire, le traitement des échantillons s'est fait avec un mélange de deux acides, nitrique et sulfurique, dans le but de détruire toute la matière organique et de conserver seulement les diatomées siliceuses. Pour la datation au ^{210} Pb, environ 1 g de sédiments des mêmes sous-échantillons a été séché à 60° C pendant 24 heures dans un four. Pour chacun des échantillons, quatre lamelles ont été préparées avec les diatomées, à des degrés de dilution différents. L'identification et le comptage des diatomées ont été effectués sur 18 échantillons, soit à tous les deux cm de la carotte. Au moins 500 valves de diatomées ont été comptées à chaque niveau pour obtenir une bonne représentativité des espèces. Les comptages ont été effectués à l'aide d'un microscope LEICA DMRB au laboratoire de Paléoécologie-Paléolimnologie de l'Université Laval, à un grossissement de 1000X, sous l'huile à immersion. Les datations au ^{210} Pb des échantillons ont été effectuées au laboratoire du GEOTOP de l'Université du Québec à Montréal à l'aide de la méthode alpha. Le modèle CRS (Constant Rate of Supply) a été utilisé pour transformer les données en âge (Binford, 1990).

Figure 5. Préparation pour le sous-échantillonnage de la carotte de sédiments, lac Saint-Augustin (été 2001).

5 RÉSULTATS

5.1 Caractéristiques des sédiments de la carotte

La carotte de sédiments peut être divisée en deux parties, selon sa composition sédimentologique. D'abord, les 15 premiers cm (0 cm-15 cm) sont constitués d'une boue organique flocculante (gyttja) olive-brune avec des couches noires. Plusieurs espaces sont remplis d'air ou de gaz. Les 16 autres cm (16 cm-31 cm) sont composés de boue organique plus argileuse, plus fine et moins foncée que la partie supérieure. On a dénoté la présence de vers rouges, non seulement à la surface de la carotte, mais aussi jusqu'à environ 5 cm. Ces vers sont probablement du genre *Tubifex* et caractéristiques d'une très forte pollution. De plus, de minces couches d'huile se trouvaient dans la carotte récupérée et une forte odeur se dégageait des sédiments.

5.2 Datation au plomb (^{210}Pb)

Selon la datation au ^{210}Pb, la carotte de 31 cm prélevée au Lac Saint-Augustin a près de 240 ans. Le tableau à l'annexe 1 indique la date correspondante pour chacun des échantillons analysés ainsi que le taux d'accumulation des sédiments par année. On constate aussi que le taux de sédimentation (accumulation) dans le lac ne cesse de croître depuis 1860 jusqu'à aujourd'hui, indiquant une hausse de la productivité de l'écosystème (figure 6). La figure 6 suggérerait également la présence d'un cycle triennal entre des périodes plus productives et moins productives ; toutefois, le taux de sédimentation est toujours en croissance au fil des années.

Pour la présente étude, les échantillons ont été analysés à tous les deux centimètres. Cet intervalle correspond à une précision d'environ une dizaine d'années pour les profondeurs de 0 cm à 14 cm, à une quinzaine d'années entre 14 cm et 16 cm et à une vingtaine/trentaine d'années pour les échantillons aux profondeurs allant de 16 cm à 31 cm (voir l'annexe 1).

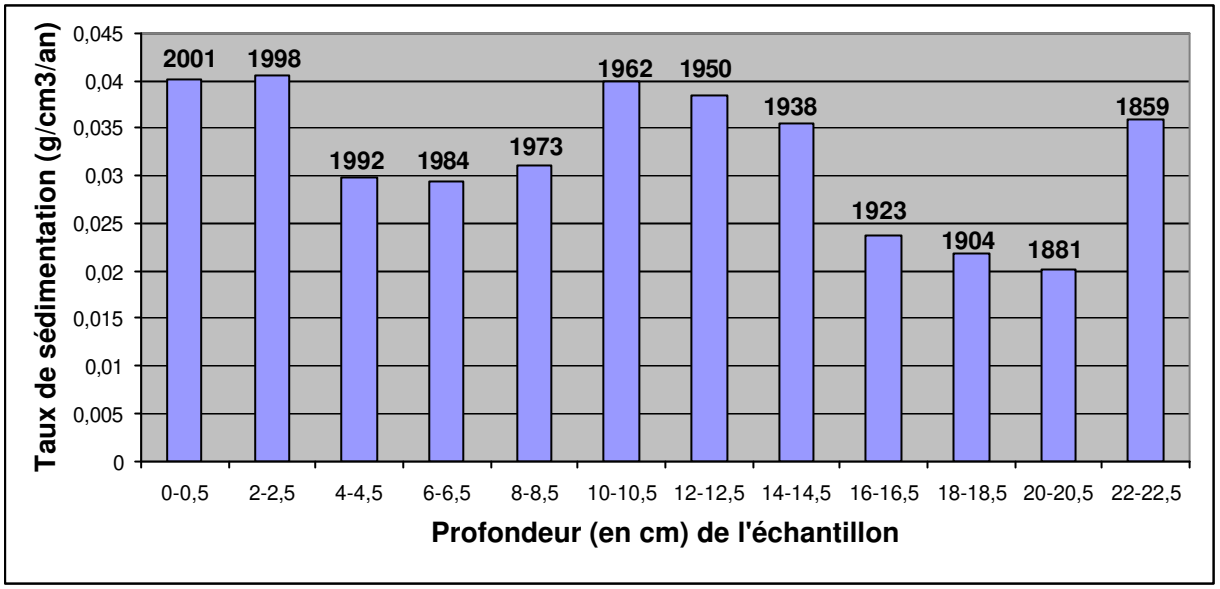


Figure 6. Taux d'accumulation de sédiments exprimé en (g/cm^3/an) en fonction des années et de la profondeur des échantillons.

5.3 Assemblages des diatomées

Un total de 132 espèces de diatomées ont été retrouvées dans les sédiments du lac Saint-Augustin (voir quelques espèces à l'annexe 2). De ce nombre, 48 espèces dominent, représentant au moins 1 % de l'assemblage pour au moins un niveau. Le diagramme démontrant l'abondance relative des diatomées pour chacun des niveaux présente des zones de changements importants dans la composition des espèces (figure 7).

De telles zones de changement ont été obtenues en effectuant une analyse statistique des regroupements d'espèces de diatomées, c'est-à-dire là ou l'on retrouve des ressemblances ou encore des différences importantes entre les espèces.

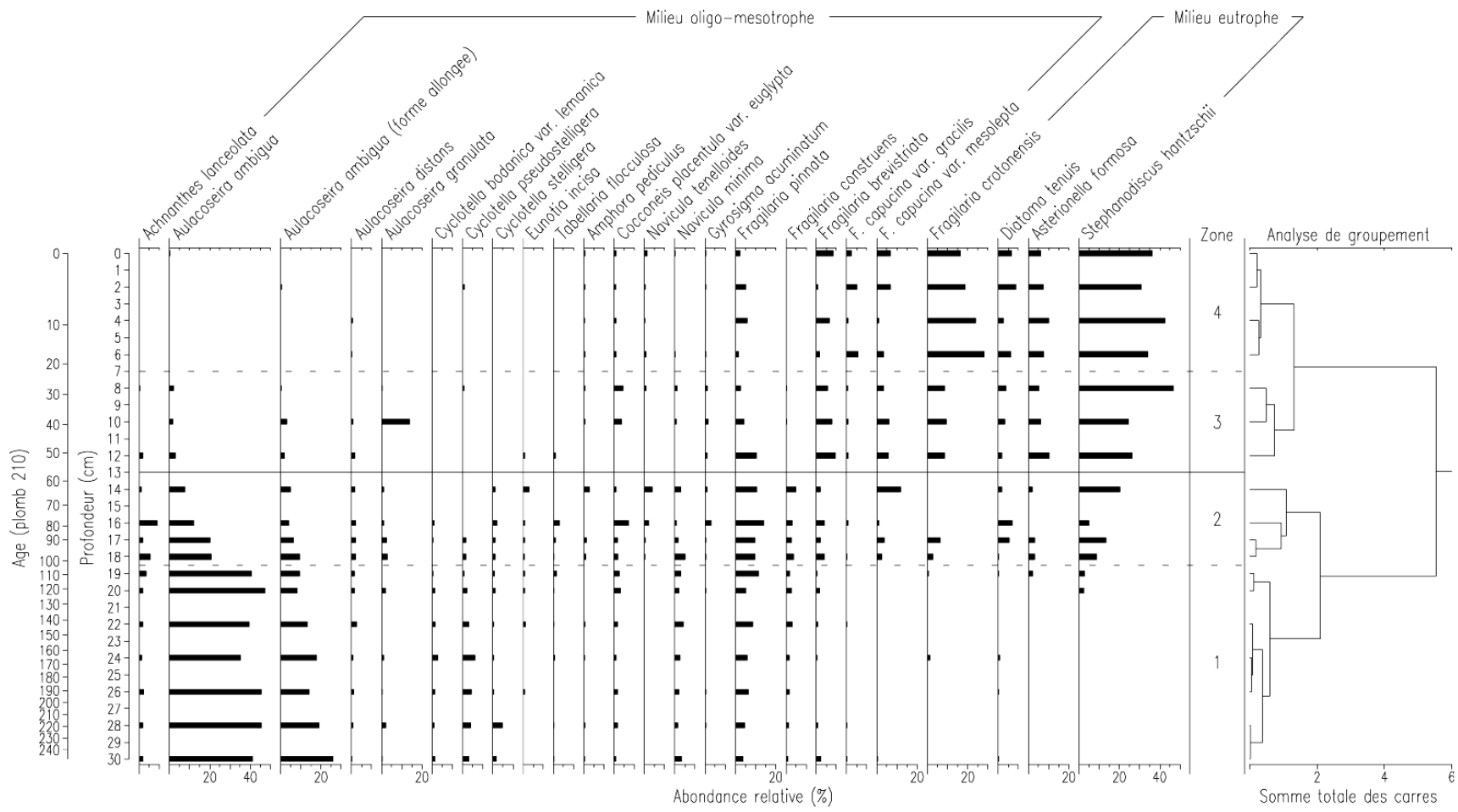


Figure 7. Assemblage de diatomées dans la carotte du lac Saint-Augustin.

La zone 1 est caractérisée par la présence de *Achnanthes lanceolata, Aulacoseira ambigua, A. ambigua* (f. allongée), *A. distans*, *Cyclotella pseudostelligera, C. bodanica* var. *lemanica, Fragilaria pinnata, F. construens*, *Navicula minima* et *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. Les espèces qui dominent cette zone sont *Aulacoseira ambigua* avec une abondance supérieure à 40 % aux niveaux 28 cm, 26 cm et 20 cm et *A. ambigua* (f. allongée) avec une proportion allant jusqu'à 25 %. Ces espèces sont toutes caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes (Krammer & Lange-Bertalot, 1986-1991).

On retrouve ces mêmes espèces dans la zone 2, en plus de plusieurs autres. On observe entre autres l'arrivée d'espèces planctoniques de milieux eutrophes, telles que *Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa.* De plus, d'autres espèces de milieux productifs apparaissent, telles que *Fragilaria capucina* var. *gracilis, F. capucina* var. *mesolepta, Stephanodiscus hantzschii,* et *Diatoma tenuis*. Deux espèces benthiques sont également importantes dans cette zone; il s'agit de *Fragilaria pinnata* et *F. brevistriata*. Les deux espèces de *Aulacoseira,* que l'on retrouvait dans la zone 1, voient leur abondance relative diminuer significativement (25 % pour *A. ambigua* et 10 % pour *A. ambigua* f. allongée). Déjà dans les années 1920-1940, *Stephanodiscus hantzschii,* espèce indicatrice de forte pollution, occupe près de 20 % dans certains niveaux.

Le passage entre les zones 2 et 3 indique une diminution considérable des espèces que l'on retrouvait dans la première zone. Les nouvelles espèces de la zone 2 prennent de plus en plus d'importance. La zone 3 est caractérisée par une augmentation importante de l'abondance relative de *Stephanodiscus hantzschii*, atteignant un maximum de 45 % en 1973. *Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa* sont également très importantes dans cette zone.

Entre les zones 3 et 4, les espèces qui étaient présentes dans la première zone disparaissent. Les espèces de milieux eutrophes dominent dorénavant dans la zone 4, correspondant aux années 1980 jusqu'à aujourd'hui. *Stephanodiscus hantzschii, Fragilaria crotonensis, Asterionella formosa* et *Diatoma tenuis* sont les espèces qui dominent cette zone, avec des abondances relatives respectives d'environ 40 %, 25 %, 10 % et 10 %.

Certaines espèces se retrouvent dans toute la colonne de sédiments, mais en plus faible abondance. Il s'agit, entre autres, de *Tabellaria flocculosa, Amphora pediculus, Navicula tenelloïdes, N. minima, Gyrosigma acuminatum* et *Fragilaria brevistriata. Fragilaria pinnata* est présente dans les 31 cm de la carotte avec une abondance relativement constante autour de 10 %.

La présence très importante de l'espèce *Stephanodiscus hantzschii* dans les niveaux supérieurs de la carotte en dit long sur l'état de l'écosystème. En effet, cette espèce est indicatrice de forte pollution (Krammer & Lange-Bertalot, 1986-1991). Le processus d'eutrophisation a pour conséquence de diminuer la diversité des espèces. L'indice de Shannon (diversité spécifique) révèle une augmentation de la diversité, de la base de la carotte jusqu' à 18-18,5 cm. Cette diversité relativement élevée à ce niveau (4,2) jusqu' à 16-16,5 cm coïncide avec la cohabitation des espèces de milieux oligo-mésotrophes et celles des milieux eutrophes. À partir de 14-14,5 cm, la diversité spécifique diminue; cette zone correspond à la presque disparition des espèces oligo-mésotrophes et à la dominance des espèces typiques des milieux eutrophes. L'échantillon (0-0,5 cm) enregistre une diversité spécifique de 3,3. La diversité spécifique tient compte notamment du nombre d'espèces totales et de la fréquence des espèces qui forment l'assemblage.

Les sédiments du lac Saint-Augustin présentent aussi un nombre assez important d'espèces de diatomées adaptées à un certain degré de salinité. Ces espèces sont, entre autres, *Cyclotella meneghiniana*, *Fragilaria pulchella, Cymbella caespitosa* et *Actinocyclus normanii*. De plus, on dénote la présence d'espèces euryhalines, c'est à dire des espèces d'eau salée, telles que *Cocconeis placentula* var. *euglypta* et *Navicula phyllepta* (Germain, 1981). La présence de ces espèces euryhalines peut être due entre autres choses aux oiseaux qui fréquentent les milieux marin et dulcicole comme les goélands et les canards ou encore, de fort vent en provenance des zones côtières qui peuvent transporter les diatomées sur plusieurs kilomètres. Les eaux du lac Saint-Augustin s'avèrent un milieu propice pour la croissance de ces espèces due à la présence suffisante de sels attribuable aux réseaux routiers. Rappelons que lors de la fonte des neiges au printemps, ces eaux s'écoulent en direction du lac via un réseau de drainage et acheminent des quantités appréciables de sels de déglaçage.

6 DISCUSSION

Dans la plupart des cas, les problèmes de qualité de l'eau des lacs sont causés par l'apport de nutriments provenant des activités anthropiques (Hall & Smol, 1999). Dans le cas du lac Saint-Augustin, les changements dans la composition des espèces de diatomées semblent correspondre également avec des événements reliés à l'action de l'homme autour du lac et dans le bassin versant. Les espèces de diatomées à la base de la carotte indiquent des conditions typiques de milieux oligo-mésotrophes. Cela signifie donc que le lac était, en 1860, dans un stade intermédiaire de productivité, soit beaucoup moins élevé qu'aujourd'hui. L'évolution du bassin versant à travers le temps, due à l'occupation du territoire, a contribué à modifier la qualité de l'eau du lac et à accélérer le processus d'eutrophisation.

Le diagramme représentant l'abondance relative des espèces de diatomées du lac Saint-Augustin ressemble énormément à celui du lac Collins, dans le sud-est de l'Ontario. Dans les deux cas, les carottes, subdivisées en trois zones, possèdent sensiblement les mêmes successions quant aux espèces de diatomées, avec une dominance de *Aulacoseira ambigua* dans la zone 1, une diminution importante de cette espèce avec l'apparition de *Fragilaria crotonensis, F. construens* et *F. pinnata* caractérisant la zone 2 et enfin la dominance de *Stephanosdiscus* spp. dans la zone 3 (Karst & Smol, 1998). La similarité entre les deux situations laisse croire que les conclusions tirées pour le lac Collins pourraient s'appliquer également pour le lac Saint-Augustin. On peut donc penser que l'augmentation de la productivité du lac Saint-Augustin est aussi due aux activités anthropiques dans le bassin versant.

La première zone dans la carotte du lac Saint-Augustin, située entre 1760 et 1900, correspond au début des activités humaines autour du lac. Des activités telles que l'agriculture et l'élevage avaient lieu dans le bassin versant et au pourtour du lac à cette époque. Une superficie importante de la forêt a donc été coupée pour céder la place à ces activités. Le paysage subit alors une première transformation dans sa structure et une modification importante dans l'affectation des sols. Un changement vers les années 1900-1905 est survenu avec une diminution des espèces diatomifères caractéristiques des

milieux oligo-mésotrophes. Il est difficile d'associer cette période à une activité particulière, mais elle pourrait correspondre à un déboisement visant l'extension de l'agriculture qui occupait à ce moment toute la partie nord du lac Saint-Augustin. Il s'agissait d'une activité très importante au début du siècle qui a contribué à augmenter la productivité du lac. D'après l'étude de Karst & Smol (1998), le lac Collins aurait aussi connu une situation semblable pendant cette même période, dû à la colonisation européenne.

Entre les années 1938-1950, un important changement est survenu dans la composition des espèces de diatomées. Les espèces typiques de milieux mésotrophes tendent à disparaître au profit des espèces de milieux eutrophes. L'espèce *Stephanodiscus hantzschii* fait son apparition pendant cette période. C'est une espèce que l'on retrouve dans des milieux particulièrement productifs, voire même eutrophes (Anderson *et al.*, 1990 ; Karst & Smol, 1998 ; Lotter, 1998 ; Wessels *et al.*, 1999). Dans une étude paléolimnologique dans la région du lac Michigan, Fritz (1993) affirme que l'arrivée du genre *Stephanodiscus* est reliée à une augmentation de la concentration en phosphore dans le lac. C'est à ce moment que débute la dégradation des eaux du lac. Cette période d'après-guerre correspond avec le début de l'utilisation massive des fertilisants artificiels pour l'agriculture. Dans la province de Québec, les dépenses reliées à l'achat d'engrais chimiques ne cessent de croître depuis la 2e Guerre Mondiale. En effet, en 1938, deux millions de dollars ont été dépensés pour l'achat de tels produits (Gouvernement du Québec, 1948). Cette somme a quadruplé en 1953, atteignant plus de huit millions de dollars (Gouvernement du Québec, 1954). Les agriculteurs de la région du lac Saint-Augustin ont probablement suivi cette tendance à faire une utilisation de plus en plus importante des engrais dans le but d'obtenir un meilleur rendement des cultures. En Europe, Anderson (1997) a également constaté une hausse importante du taux de phosphore dans un lac d'Irlande du Nord, due au début de l'utilisation des engrais dans la période d'après-guerre. L'utilisation grandissante des engrais pendant les années 1938-1950 a donc potentiellement eu un impact négatif important sur les eaux du lac Saint-Augustin. Dans plusieurs autres études paléolimnologiques similaires, il a été démontré que l'intensification de l'agriculture a eu des effets néfastes sur les écosystèmes lacustres (Karst & Smol, 1998 ; Hall & Smol, 1999).

Bien qu'il y ait encore peu de gens établis dans la municipalité à cette époque (environ 2000 habitants), l'urbanisation commence. Les gens s'installent dans des chalets autour du lac, qui deviendront graduellement des résidences permanentes vers la fin des années 1960, début 1970. En 1937, on peut constater la quasi-inexistence de chalets autour du lac (figure 2). Par contre, sur la photo aérienne de 1953, l'urbanisation s'accapare le nord-ouest et le nord-est du lac (figure 3). Une augmentation importante de la construction résidentielle se produit donc dans ces années. À cette époque, les maisons ne sont pas toutes munies de fosses septiques fonctionnelles ; les eaux usées sont donc directement versées dans le lac. La situation ne fait que se détériorer depuis, puisqu'il faudra attendre près de 30 ans avant que des inspections soient effectuées pour régler le problème des eaux sanitaires.

Un autre changement important se produit entre les années 1973 et 1984. Les diatomées retrouvées à cette période étant maintenant toutes caractéristiques de milieux eutrophes. L'espèce *Stephanodiscus hantzschii* domine largement cette zone. Cette période coïncide avec la construction de l'autoroute Félix-Leclerc, en 1977. Lors de la fonte des neiges, les eaux s'écoulent dans le lac, entraînant ainsi une grande quantité de sel de déglaçage utilisé pour l'entretien des routes pendant l'hiver. La construction de cet axe routier et les conséquences qu'elle entraîne pourrait avoir engendré la disparition totale d'espèces caractéristiques de milieux mésotrophes et une hausse très importante d'espèces typiques de milieux eutrophes et légèrement salés. La présence grandissante de nombreuses espèces halophiles, typiques des eaux riches en électrolytes, pourrait être directement reliée à l'apport en sel provenant de l'autoroute.

7 CONCLUSION

Les activités anthropiques à l'échelle du bassin versant du lac Saint-Augustin ont provoqué un changement majeur dans la qualité de l'eau. En effet, la déforestation, l'utilisation croissante d'engrais pour l'agriculture à partir des années 1940, l'urbanisation au pourtour du lac, ainsi que la construction d'un axe routier important à proximité ont entraîné une très forte productivité dans les eaux du lac et accéléré le processus d'eutrophisation. Les assemblages de diatomées fossiles, depuis plus de 240 ans, démontrent une très grande variation dans leur composition. Les espèces de milieux oligo- à mésotrophes dominaient jusque dans les années 1940, quand elles ont commencé à céder la place aux espèces typiques des milieux eutrophes. À partir des années 1950, les espèces caractéristiques de milieux eutrophes dominent les assemblages de diatomées. Les résultats démontrent donc que le lac, avant les modifications anthropiques, était moins productif qu'aujourd'hui.

En connaissant l'histoire et les causes de la dégradation de cet écosystème lacustre, il sera dorénavant possible de cibler des mesures concrètes pour faciliter la restauration de cette infrastructure écologique d'une grande valeur patrimoniale. Pour ce faire, le Conseil de bassin devra envisager une réduction des nutriments dans le lac, afin de diminuer sa productivité. Ce travail passe par une meilleure gestion des eaux sanitaires des résidences isolées et un meilleur contrôle des débordements du réseau sanitaire dans le réseau pluvial; en plus, des eaux de ruissellement de l'autoroute Félix-Leclerc. De plus, il devra travailler sur un programme de communication et d'éducation relative à l'environnement auprès de la population concernée, afin de réduire voir même interdire l'usage des engrais et des pesticides à l'échelle du bassin versant. La plantation d'arbres et d'arbustes seront aussi des éléments clés à considérer dans le but de contrôler la qualité des eaux du lac Saint-Augustin. La mise en place de bassins de sédimentation et de marais filtrants sur le réseau de drainage devront également faire partie du programme de restauration. Un tel projet nécessitera plusieurs autres interventions que le Comité de restauration verra à définir avec ses partenaires.

8 RÉFÉRENCES

ANDERSON, N. J., 1997. Historical changes in epilimnetic phosphorus concentrations in six rural lakes in Northern Ireland. Freshwater Biology, 38 : 427-440

ANDERSON, N.J. & R. W. Battarbee, 1994. Aquatic community persistence and variability : a palaeolimnological perspective. In: Giller, P.S., Hildrew, A.G. and Raffaelli, D., editors, Aquatic ecology : Scale Patterns and Processes, Oxford : Blackwell Scientific Publishers, p. 233-259

ANDERSON, N.J., B. Rippey & A.C. Stevenson, 1990. Change to a diatom assemblage in a eutrophic lake following point source nutrient re-direction : a palaeolimnological approach. Freshwater Biology, 23 : 205-217

ARSENAULT, S., 1999. Analyse de la biomasse phytoplanctonique au lac Saint-Augustin. EXXEP Environnement pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures. 2 p.

AUBIN, L., 1978. Étude du régime hydrique du Lac Saint-Augustin (été 1978). Services de protection de l'environnement – Direction générale de la nature – Programme des lacs, 25 p.

Bennion, H., Wunsam, S. and Schmidt, R., 1995. The validation of diatom-phosphorus transfer functions: An example from Mondsee, Austria. *Freshwater biology*, 34 (2): 271-283.

BINFORD, M. W., 1990. Calculation and uncertainty analysis of ^{210} Pb dates for PIRLA project lake sediment cores. Journal of Paleolimnology, 3 : 253-267

FRITZ, S.C., J.C. Kingston & D.R. Engstrom, 1993. Quantitative trophic reconstruction from sedimentary diatom assemblages: a cautionary tale. Freshwater Biology, 30 : 1-23

GERMAIN, H., 1981. Flore des diatomées, eaux douces et saumâtres. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris, 444 p.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1948. Annuaire Statistique du Québec. Publié par ordre de l'Hon. J.-Paul Beaulieu, Ministre de l'Industrie et du Commerce, Archives Nationales du Québec.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1954. Annuaire Statistique du Québec. Publié par ordre de l'Hon. J.-Paul Beaulieu, Ministre de l'Industrie et du Commerce, Archives Nationales du Québec.

HALL, R. I. & J. P. SMOL, 1999. Diatoms as indicators of lake eutrophication. The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press, Cambridge, p. 128-168

JUNEAU, N. & S. ARSENAULT, 2002. Synthèse de données sur l'industrie de l'automobile, de la bureautique, des pesticides domestiques et des produits nettoyants domestiques permettant de documenter diverses hypothèses de travail de RECYC-QUÉBEC. Préparé par EXXEP environnement pour Transfert Environnement, 20 p.

KARST, T. L. & J. P. SMOL, 1998. Tracking the cultural eutrophication history of Collins Lake (southeastern Ontario, Canada) using paleolimnological techniques. Lake and Reservoir Management, 14 (4) : 456-465

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT, 1986. Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. Edited by H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT, 1988. Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariophyceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Edited by H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT, 1991a. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Edited by H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT, 1991b. Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolata) und *Gomphonema*. Edited by H. Ettl, G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena.

LOTTER, A. F., 1998. The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. The Holocene, 8: 395-405

MRN (MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES), 1979. Rapport de la diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Direction Générale des Eaux, Québec, 108 pages.

MENV (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC), 2000. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. (Internet http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/)

REAVIE, E.D. & J. P. SMOL, 1998. Freshwater diatoms from the St. Lawrence River. Bibliotheca Diatomologica-Band 41, 137 p.

SCHEILSKE, C.L., 1990. Historical nutrient enrichment of Lake Ontario : paleolimnological evidence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 1529-1538

TREMBLAY, R., S. LÉGARÉ, R. PIENITZ, W.F. VINCENT & R.I. 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 14(4) (accepté).

TREMBLAY, R., 1998. Étude paléolimnolgique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la Communauté urbaine de Québec. Mémoire de maîtrise. Université Laval. 107 p.

WESSELS, M., K. MOHAUPT, R. KÜMMERLIN & A. LENHARD, 1999. Reconstructing past eutrophication trends from diatoms and biogenic silica in the sediments and the pelagic zone of Lake Constance, Germany. Journal of Paleolimnology, 21: 171-192

ANNEXE 1

Datation au ^{210}Pb de la carotte du Lac Saint-Augustin, selon le modèle CRS

(Constant Rate of Supply)

Datation au ^{210} Pb de la carotte du Lac Saint-Augustin, selon le modèle CRS (Constant Rate of Supply).

Profondeur (cm)	Date moyenne de l'intervalle	Taux d'accumulation ($g/cm^3/an$)
0-0,5	2001	0,0401
2-2,5	1998	0,0406
4-4,5	1992	0,0299
6-6,5	1984	0,0295
8-8,5	1973	0,0311
10-10,5	1962	0,0399
12-12,5	1950	0,0384
14-14,5	1938	0,0355
16-16,5	1923	0,0237
18-18,5	1904	0,0219
20-20,5	1881	0,0202
22-22,5	1859	0,0359
24-24,5	*1835	-----
26-26,5	*1810	-----
28-28,5	*1780	-----
30-30,5	*1760	-----

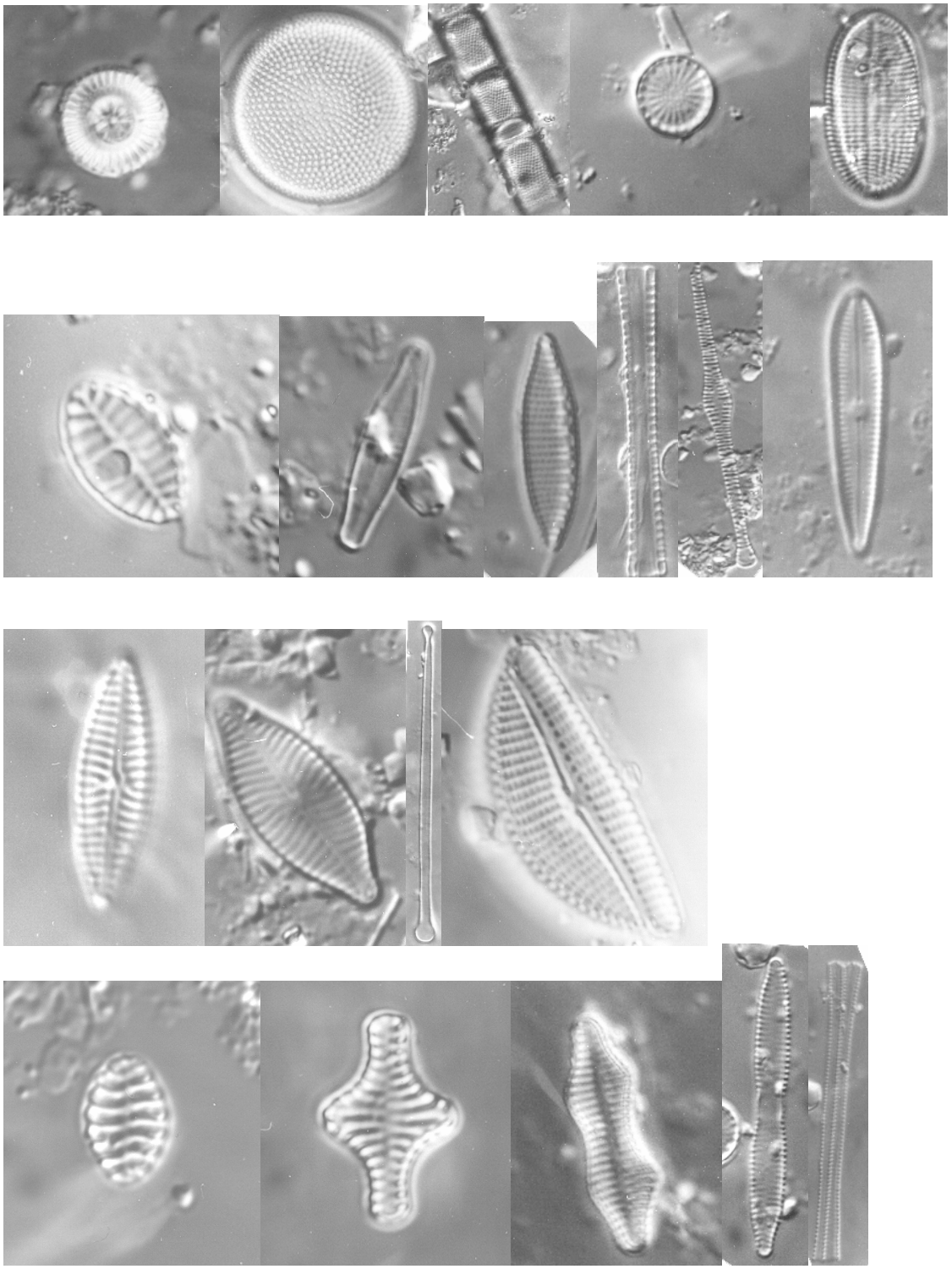
* Dates extrapolées représentant l'activité soutenue du ^{210} Pb

ANNEXE 2

Diatomées dominantes dans les sédiments du lac Saint-Augustin

Diatomées dominantes dans les sédiments du lac Saint-Augustin

1. Cyclotella stelligera 2. *Actinocyclus normanii* 3. *Aulacoseira ambigua* 4. *Stephanodiscus hantzschii* 5. *Cocconeis placentula* var. *euglypta* 6. *Achnanthes lanceolata* 7. *Achnanthes minutissima* 8. *Nitzschia amphibia* 9. *Diatoma tenuis* 10. *Tabellaria flocculosa* 11. *Gomphonema clevei* 12. *Navicula tenelloïdes* 13. *Navicula phyllepta* 14. *Asterionella formosa* 15. *Cymbella caespitosa* 16. *Fragilaria pinnata* 17. *Fragilaria construens* 18. *Fragilaria construens* var. *binodis* 19. *Fragilaria capucina* var. *mesolepta* 20. *Fragilaria crotonensis*



ANNEXE 3

Liste des espèces de diatomées du lac Saint-Augustin

Liste des espèces de diatomées du lac Saint-Augustin.

Espèces	0-0,5	2-2,5	4-4,5	6-6,5	8-8,5	10-10,5	12-12,5	14-14,5	16-16,5	17-17,5	18-18,5	19-19,5	20-20,5	22-22,5	24-24,5	26-26,5	28-28,5	30-30,5
Achnanthes bottnica	0	0	0	0	0	0	0	0.97	0	0.39	0.33	0.39	0.6	0	0	0.65	0	0.4
Achnanthes clevei var. *bottnica*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0
Achnanthes clevei var. *clevei*	0	0	0	0	0	0	0.94	0.97	1	0.78	0.67	0.77	0.2	0.4	0.34	0.65	0	0
Achnanthes conspicua	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	1.01
Achnanthes exigua var. *exigua*	0	0	0	0	0.15	0	0	0	0	0	0.33	0.39	0	0.2	0	0.49	0.34	0.4
Achnanthes joursacense	0	0	0	0	0	0.43	0	0	0	0	0.33	0	0.2	0.4	0	0	0	0.2
Achnanthes lanceolota	0.19	0.26	0	0	0.46	0	1.89	0.97	9	1.96	5.69	3.47	2	1.98	1.37	2.29	1.9	1.81
A. lanceolata var. *frequentissima*	0	0	0	0.39	0	0.86	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0
Achnanthes laterostrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.34	0	0	0
Achnanthes minutissima	0	0.26	0.16	0.39	0	0	0	0.97	0	0.78	0.67	0.39	1.4	0.59	1.54	0.82	0.52	0.81
Achnanthes peragalli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0
Achnanthes pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.39	0.33	1.93	0	0	0.17	0	0	0
Achnanthes saccula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Achnanthes suchlandtii	0	0	0	0	0.46	0	0	0	0	0	0.33	0	0.4	0	0	0	0	0.2
Achnanthes ventralis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6
Achnanthes sp. *2*	0	0	0	0	0	0.43	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0
Achnanthes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0	0
Actinocyclus normanii	1.52	1.05	0	0	0.15	0.43	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Amphora ovalis	0.19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphora pediculus	0.76	0.65	0.31	0.58	0.77	0.86	0	2.91	0	1.18	1	0	0	0.79	0.34	0.16	0.69	0.4
Asterionnella formosa	6.08	7.2	9.87	7.57	5.21	6.03	10.38	1.94	0	3.14	3.01	2.32	0.2	0	0	0	0	0
Aulacoseira ambigua	0.19	0	0	0	1.99	1.72	2.83	7.77	12	20	20.74	40.54	47.09	39.33	35.27	45.26	45.34	41.33
Aulacoseira ambigua f. *allongée*	0	0.52	0	0	0.31	3.02	1.89	4.85	4	6.27	9.36	9.27	8.22	13.44	17.98	14.22	18.97	25.81
Aulacoseira distans	0	0	0.47	0.39	0.15	0.86	1.89	1.94	2	1.96	2.01	1.54	1.6	2.57	0.86	1.31	1.03	0.4
Aulacoseira granulata	0	0	0	0	0.31	13.79	0	0.97	1	2.35	2.68	0	1.8	0	0.86	0.49	2.24	0.4
Aulacoseira subarctica	0.38	0	0	0	0.61	0.86	0.94	1.94	2	2.35	1.67	3.47	3.41	5.53	9.59	6.37	3.97	2.02
Cocconeis placentula var. *euglypta*	1.14	0.65	0.94	1.17	4.29	3.88	0	0.97	7	1.57	2.01	2.7	3.21	1.78	1.2	1.63	1.55	0.81
Cyclotella bodanica var. *lemanica*	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.39	0	0.39	1.4	1.58	2.91	1.31	1.03	1.41
Cyclotella meneghiniana	0.95	1.18	0.47	0	0.61	0.43	0	0	0	0.39	0.67	0.77	0.4	0.2	0.34	0.16	0	0
Cyclotella pseudostelligera	0.19	1.05	0	0	0.61	0	0	0	0	1.57	1.67	0.77	2.4	3.16	6.16	4.41	3.97	3.23

Cyclotella stelligera	0	0	0	0	0	0	0	0.97	2	1.18	1	0.77	1.2	0.59	0.51	0.49	4.66	1.61
Cymbella caespitosa	0.19	0.26	0	0	0	0	1.89	0.97	0	0	0	0	0	0	0.17	0.65	0	0
Espèces	0-0,5	2-2,5	4-4,5	6-6,5	8-8,5	10-10,5	12-12,5	14-14,5	16-16,5	17-17,5	18-18,5	19-19,5	20-20,5	22-22,5	24-24,5	26-26,5	28-28,5	30-30,5
Cymbella cistula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.39	0	0.39	0	0.2	0	0.16	0	0
Cymbella minuta	0	0	0	0	0	0	1.89	0	0	0.39	0	0	0	0	0	0	0.17	0.81
Cymbella naviculiformis	0	0	0	0	0.31	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.4	0.17	0	0	0.2
Cymbella silesiaca	0	0.52	0	0	0	0.43	0	0	0	0	0.33	0.39	0.6	0.2	0.51	0	0.52	0
Cymbella sinuata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.39	0	0.39	0.6	0.4	0	0	0	0
Diatoma tenuis	6.65	8.77	2.66	6.41	3.83	3.45	1.89	1.94	7	5.49	0.33	0.39	0	0	1.03	0.16	0	0.4
Diploneis sp. 1	0	0	0	0	0.15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0	0
Epithemia adnata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0
Epithemia argus	0	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epithemia argus var. *alpestris*	0	0	0.16	0.39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0
Epithemia turgida	0	0	0	0	0.31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0	0
Epithemia turgida var. *granulata*	0	0	0.31	0.39	0	0	0	0	0	0.39	0.33	0.77	0.4	0.2	0	0	0	0
Epithemia sorex	0	0	0.16	0.19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2
Eunotia bilunaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.39	0	0	0	0.2	0.17	0	0	0.2
Eunotia incisa	0	0	0	0	0	0	0.94	2.91	1	0.78	0.67	0.77	0.8	1.19	0	0.82	0	0
Eunotia minor	0	0	0	0	0	0	0.94	0	0	0.39	0	0.39	0.2	0	0.17	0.16	0	0.4
Eunotia pectinalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.39	0	0	0	0	0	0
Eunotia sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0.97	0	0	0	0	0	0.2	0.17	0	0.17	0
Fragilaria acus	0	0	0	1.17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria brevistriata	8.37	0.79	6.43	1.75	5.51	7.76	9.43	1.94	4	1.96	4.01	0.39	1.6	0.79	0.51	0	0.69	2.42
Fragilaria capucina var. *gracilis*	2.47	5.1	0.94	5.83	0.61	0.86	0.94	0	1	0	0.33	0	0	0.2	0	0	0.17	0.4
Fragilaria capucina var. *mesolepta*	6.65	6.68	0.94	3.5	3.37	6.03	5.66	11.65	1	3.53	2.34	0	0	0	0	0	0	0.4
Fragilaria capucina var. *vaucheriae*	0	0	0.16	0.39	0.31	0.43	0	0.97	0	0	0	0.39	0.2	0	0.51	0.65	0.17	0.2
Fragilaria constricta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0	0
Fragilaria construens	0	0	0.16	0	0.31	0.43	0	4.85	3	2.75	3.68	1.93	2.81	3.16	1.54	1.8	1.21	1.01
Fragilaria construens var. *binodis*	0	0.13	0	0.19	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0.17	0.33	0	0
Fragilaria construens var. *pumila*	0	2.49	0.47	0	0.31	0	0	0.97	0	0	0.33	0	0	0	0	0.33	0	0.2
Fragilaria construens var. *venter*	0	0.13	0.16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	16.4	18.72	24	28	8.42	9.48	8.49	0	0	6.27	2.68	0.77	0	0	1.2	0	0	0
Fragilaria exigua	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.67	1.16	0	0.2	0	0	0	0

Fragilaria famelica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Fragilaria f. ou *capucina* var. *gracilis*	0.19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0.39	0	0.2	0	0	0	0
Espèces	0-0,5	2-2,5	4-4,5	6-6,5	8-8,5	10-10,5	12-12,5	14-14,5	16-16,5	17-17,5	18-18,5	19-19,5	20-20,5	22-22,5	24-24,5	26-26,5	28-28,5	30-30,5
Fragilaria fasciculata	0.76	0.39	0	0.19	0.46	0	0	0	0	0	0	0	0	0.59	0.51	0	0	0
Fragilaria nanana	0.76	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0.39	0	0	0	0	0	0.16	0	0
Fragilaria neoproducta	0	0.13	0	0	0.15	0.43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria parasitica var. *parasitica*	0	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria pinnata	2.28	5.37	5.8	1.55	2.6	4.31	10.38	10.68	14	9.8	9.7	11.58	5.21	8.5	5.82	6.54	4.66	3.63
Fragilaria pinnata var. *intercedens*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Fragilaria pulchella	0	0.13	0.16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Frustulia rhomboïdes	0	0	0	0	0	0	0.94	0	0	1.18	0	0	0	0	0	0.33	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0.16	0	0
Gomphonema angustatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0
Gomphonema augur var. *augur*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0	0
Gomphonema clevei	0	0.13	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphonema grovei var. *lingulatum*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0	0.2
Gomphonema minutum	0	0	0.31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.2	0	0	0.17	0
Gomphonema parvulum	0.38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphonema subtile	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0
Gomphonema truncatum	0	0	0	0.39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphonema sp. *2*	0	0	0.16	0.19	0.31	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Gomphonema sp. *3*	0	0	0.16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyrosigma acuminatum	0.38	0.26	0.16	0.39	1.38	1.72	0.94	0.97	3	0.39	0.33	0	0.4	0	0.17	0.33	0.34	0
Navicula capitatoradiata	0.38	0.13	0	0.19	0.31	0.43	0	0	0	0.39	0	0.77	0	0	0	0	0	0
Navicula halophila	0	0	0	0.19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.34	0	0	0
Navicula hambergii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0
Navicula ignota var. *palustris*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0
Navicula latrostrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Navicula lesmonensis	0	0	0	0.39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula minima	0.19	0	0	0.39	1.07	0.86	0	2.91	1	1.96	5.02	3.09	2.2	4.15	2.74	2.12	1.55	3.23
Navicula phyllepta	0	0.92	0	0	0	0	1.89	0	0	0	0	0	0	0	0	0.49	0.34	0.4
Navicula placentula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0	0
Navicula porifera var. *opportuna*	0	0	0	0	0	0.86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Navicula pseudocutiformis	0	0	0	0	0	0.43	1.89	0	0	0	0.33	0	1	0.4	0.17	0	0	0
Navicula pupula	0.19	0	0	0.19	4.13	0.86	0	0	1	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Espèces	0-0,5	2-2,5	4-4,5	6-6,5	8-8,5	10-10,5	12-12,5	14-14,5	16-16,5	17-17,5	18-18,5	19-19,5	20-20,5	22-22,5	24-24,5	26-26,5	28-28,5	30-30,5
Navicula rhynchocephala	0.38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula seminulum	0	0	0.16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula schadei	0	0	0	0	0	0	0	0.97	0	0	1.34	0	0.4	0.2	1.37	0.49	0	0
Navicula slesvicensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4
Navicula submuralis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Navicula tenelloïdes	1.52	0.39	0.16	0.97	0.77	0	0	3.88	2	0.39	0.33	0	0	0	0	0	0	0
Navicula tenelloïdes f. 1	0.76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula tripuncta	0	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula ventralis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0
Navicula viridula var. *linearis*	0	0.39	0	0.19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6
Navicula sp. *1*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0.34	0
Navicula sp. *2*	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0.77	0.4	0.2	0.17	0	0	0
Navicula sp. *3*	0.19	0	0	0	0	0	0.94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula sp. *6*	0	0.26	0.16	0	0	0	0	1.94	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0
Navicula sp. *8*	0	0.26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0
Navicula sp. *9*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0
Nitzchia amphibia	1.14	1.18	0	1.17	0.46	0.43	0	0	2	0	0.67	0	0	0.99	0.34	0	0	0
Nitzchia amphibia f. *frauenfeldii*	0	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzchia capitallata	0	0	0.31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzchia dissipata	0	0	0.31	0	0.31	0.43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0
Nitzchia frustulum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2
Pinnularia brandelii	0	0.26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pinnularia gibba	0	0	0	0	0	0.43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pinnularia maior	0	0	0	0	0	0.43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pinnularia rupestris ou *viridis*	0	0	0	0	0	0.43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pinnularia viridis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
Pinnularia sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0
Stauroneis phoenicenteron	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2
Stephanodiscus hantzchii	36.1	30.89	42.6	34.2	46.71	24.57	26.42	20.39	5	13.33	8.7	2.7	2.61	0	0.17	0	0	0
Stephanodiscus niagarae	1.71	1.44	0.16	0.78	1.07	0	1.89	0	1	1.57	1.34	0.39	1	0.79	0.51	0.98	1.03	0.4

Tabellaria fenestrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0.17	0.16	0	0
Tabellaria flocculosa	0	0	0	0	0	0	0.94	0	3	0.78	0.33	1.54	0.4	0.4	0.68	0.16	0.34	0.2
Espèces	0-0,5	2-2,5	4-4,5	6-6,5	8-8,5	10-10,5	12-12,5	14-14,5	16-16,5	17-17,5	18-18,5	19-19,5	20-20,5	22-22,5	24-24,5	26-26,5	28-28,5	30-30,5
Tetracyclus glans	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0.2	0	0.16	0	0
Surirella angusta	0	0.26	0	0	0	0.86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.52	0.4
Surirella sp. *1*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2
Synedra ulna	0	0.13	0.63	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0.2	0	0.17	0.16	0.17	0.2

ANNEXE 4

Définitions de Paléolimnologie et de Diatomées

La **paléolimnologie** est une science multidisciplinaire qui étudie l'information biologique, chimique et physique préservée dans les sédiments qui s'accumulent au fond des lacs. Elle s'avère être une approche efficace pour les études de reconstitution de changements environnementaux, à la fois naturels et anthropiques, tels les changements climatiques, les changements de niveaux marins, l'eutrophisation et l'acidification des lacs, l'influence de la pollution sur les organismes, etc. De l'ensemble des composés biologiques préservés dans les sédiments lacustres, les algues siliceuses (diatomées, chrysophycées), les larves d'insectes aquatiques (chironomides) et les microcrustacés (cladocères et copépodes) représentent les bio-indicateurs les plus importants.

Les **diatomées** sont des algues unicellulaires dont les parois sont composées de silice, permettant ainsi leur conservation dans les sédiments pendant une très longue période de temps. Elles sont écologiquement diversifiées et peuvent coloniser plusieurs habitats naturels (océans, lacs, rivières). Les diatomées sont caractérisées par leurs préférences écologiques spécifiques et leur rapidité à répondre aux changements environnementaux. La composition des assemblages de diatomées est fortement corrélée à plusieurs variables environnementales telles que l'acidité, la température, la salinité, les éléments nutritifs, etc.