

**Record Number:** 1330  
**Author, Monographic:** Ouellet, M.  
**Author Role:**  
**Title, Monographic:** Quelques aspects paléolimnologiques des sédiments les plus récents du lac Laflamme (Parc des Laurentides, Québec) en fonction du transport atmosphérique de substances polluantes  
**Translated Title:**  
**Reprint Status:**  
**Edition:**  
**Author, Subsidiary:**  
**Author Role:**  
**Place of Publication:** Québec  
**Publisher Name:** INRS-Eau  
**Date of Publication:** 1980  
**Original Publication Date:** Octobre 1980  
**Volume Identification:**  
**Extent of Work:** x, 80  
**Packaging Method:** pages  
**Series Editor:**  
**Series Editor Role:**  
**Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche  
**Series Volume ID:** 132 fr  
**Location/URL:**  
**ISBN:** 2-89146-129-0  
**Notes:** Rapport annuel 1980-1981  
**Abstract:** Rapport rédigé et distribué par Environnement Canada dans la collection Scientific series no 123  
**Call Number:** R000132 fr  
**Keywords:** rapport/ ok/ dl

QUELQUES ASPECTS PALÉOLIMNOLOGIQUES DES  
SÉDIMENTS LES PLUS RÉCENTS DU LAC LAFLAMME  
(PARC DES LAURENTIDES, QUÉBEC) EN FONCTION  
DU TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE DE SUBSTANCES  
POLLUANTES

par  
Marcel Ouellet

Rapport scientifique No 132  
1980

Rapport rédigé pour  
Environnement Canada

INRS-Eau  
Université du Québec  
C.P. 7500, Sainte-Foy  
Québec G1V 4C7

Octobre 1980

QUELQUES ASPECTS PALÉOLIMNOLOGIQUES DES  
SÉDIMENTS LES PLUS RÉCENTS DU LAC LAFLAMME  
(PARC DES LAURENTIDES, QUÉBEC) EN FONCTION  
DU TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE DE SUBSTANCES  
POLLUANTES

par  
Marcel Ouellet

Rapport scientifique No 132  
1980

Rapport rédigé pour  
Environnement Canada

INRS-Eau  
Université du Québec  
C.P. 7500, Sainte-Foy  
Québec G1V 4C7

Octobre 1980



## REMERCIEMENTS

L'auteur désire remercier sincèrement le docteur Mike Dickman et mademoiselle Wendy Cox, de l'Université Brock, pour leur contribution apportée à ce rapport dans l'identification des diatomées fossiles.

Mon appréciation la plus cordiale va également au docteur David F. Brakke pour l'identification des crustacés fossiles ainsi que pour l'aide apportée lors de l'échantillonnage des sédiments du lac Laflamme.

Merci aussi au docteur Claude Barbeau, de l'Université Laval, pour l'analyse du césium-<sup>137</sup> et pour le support manifesté tout au long de cette étude.

On ne saurait passer sous silence la contribution apportée par mademoiselle Ginette Hudon ainsi que messieurs Marc Bisson, Magella Cantin, André Parent et le docteur Pierre G.C. Campbell, directeur de l'INRS-Eau.



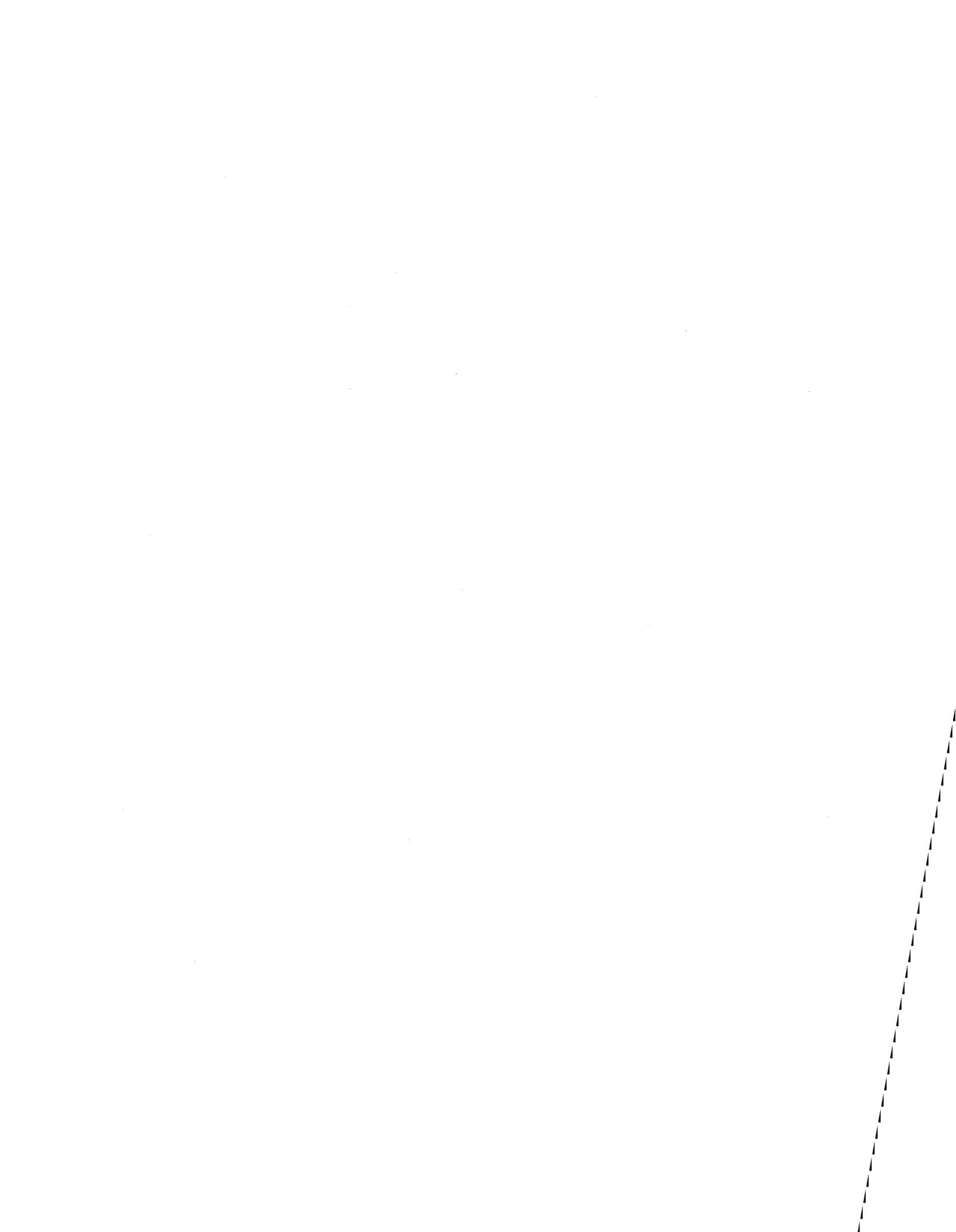
## RÉSUMÉ

La présente étude paléolimnologique, qui traite essentiellement des caractéristiques géochimiques et biologiques des sédiments les plus récents du lac Laflamme, fait partie d'un programme de recherche intégré qui a été lancé dernièrement par Environnement Canada. Ce programme de recherche vise à mieux comprendre les effets provoqués sur l'environnement par les retombées de substances polluantes transportées sur de longues distances par voies atmosphériques.

Les aspects géochronologiques, géochimiques, ainsi que la composition et l'abondance des assemblages fossiles d'algues et de crustacés en fonction du temps font l'objet du présent rapport.

L'augmentation stratigraphique du  $Cs^{-137}$ , du Na, du Cu, du S, du Ca, du Hg, du Ni, du Pb et du Zn et ce, principalement à partir des niveaux contemporains des années 1940, reflète les quantités émises de ceux-ci dans l'atmosphère par les diverses activités anthropiques. Par contre, pour le même intervalle de temps, on constate une légère diminution dans les sédiments du lac Laflamme de l'Al et du Ca qui serait attribuable à une plus grande mobilité de ces éléments provoquée par les effets de l'acidification des précipitations.

La grande capacité d'échange ionique des sédiments meubles du bassin du lac a jusqu'ici contrecarré l'acidification des eaux du lac dont le pH se maintient encore aux environs de 6.1. Ce pouvoir de neutralisation a donc permis aux paléo-communautés d'algues et de cladocères de se maintenir en équilibre depuis les quelques cent dernières années.



## TABLE DES MATIÈRES

	<u>PAGE</u>
REMERCIEMENTS .....	i
RÉSUMÉ .....	iii
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES TABLEAUX .....	vii
LISTE DES FIGURES .....	ix
CHAPITRE 1 - INTRODUCTION .....	1
1.1 Effets de l'acidification des eaux sur les communau- tés planctoniques .....	4
1.1.1 Phytoplancton .....	4
1.1.2 Zooplancton .....	6
1.2 Effets des polluants sur la qualité des sédiments lacustres .....	7
1.3 Description du site d'étude .....	8
CHAPITRE 2 - MÉTHODES .....	11
2.1 Echantillonnage .....	12
2.2 Césium- <sup>137</sup> .....	12
2.3 Géochimie .....	12
2.4 Biologie .....	13
2.4.1 Diatomées fossiles .....	13
2.4.2 Crustacés fossiles .....	14

	<u>PAGE</u>
CHAPITRE 3 - RÉSULTATS .....	15
3.1 Géochimie .....	16
3.2 Biologie .....	16
3.2.1 Diatomées fossiles .....	16
3.2.2 Crustacés fossiles .....	17
CHAPITRE 4 - DISCUSSION .....	19
4.1 Géochronologie .....	20
4.2 Géochimie .....	22
4.3 Biologie .....	27
4.3.1 Diatomées fossiles .....	27
4.3.2 Crustacés fossiles .....	29
CHAPITRE 5 - CONCLUSION .....	31
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	35
PLANCHES .....	72

## LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGE</u>
1	Distribution stratigraphique des paramètres géochimiques dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	45
2	Abondance relative des Diatomées fossiles des sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	46
3	Abondance relative des Cladocères des sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	54
4	Classification des éléments géochimiques en fonction de leurs fluctuations stratigraphiques dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	56



## LISTE DES FIGURES

		<u>PAGE</u>
1	Diagramme géochimique des sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	57
2	Distribution stratigraphique du Cs- <sup>137</sup> dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	58
3	Distribution stratigraphique de l'Al dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	59
4	Distribution stratigraphique du Ca dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	60
5	Distribution stratigraphique du Fe dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	61
6	Distribution stratigraphique du Na dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	62
7	Distribution stratigraphique du S dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	63
8	Distribution stratigraphique du Co dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	64
9	Distribution stratigraphique du Cu dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	65
10	Distribution stratigraphique du Hg dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	66
11	Distribution stratigraphique du Mn dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme .....	67

	<u>PAGE</u>
12	Distribution stratigraphique du Ni dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme ..... 68
13	Distribution stratigraphique du Pb dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme ..... 69
14	Distribution stratigraphique du Zn dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme ..... 70

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances ainsi que les précipitations acides qui en découlent sont des faits qui sont maintenant scientifiquement et politiquement reconnus. Dans les pays scandinaves, plusieurs études traitant de la chimie des précipitations (Barrett et Brodin, 1955; De Bary et Junge, 1963; Oden, 1968; Bolin et al., 1971; Oden, 1971; Ottar, 1972; Dovland et al., 1976; Semb, 1978) ainsi que de leurs effets sur les divers écosystèmes (Jensen et Snekvik, 1972; Almer et al., 1974; Grahn et al., 1974; Dickson, 1975; Gjessing et al., 1976; Hendrey et Wright, 1976; Hendrey et al., 1976; Knabe, 1976; Leivestad et al., 1976; Malmer, 1976; Schoefield, 1976; Wright et Gjessing, 1976; Grahn, 1977) ont démontré que la dégradation de la qualité des précipitations s'aggravait en intensité tout en se faisant sentir sur des espaces de plus en plus étendus.

Plus récemment, en Amérique du Nord, les études de Linzon (1958), Gorham et Gordon (1960), Thomas (1962), Waller (1963), Beamish et Harvey (1972), Beamish (1974), Likens et Bormann (1974), Beamish et al. (1975), Sprules (1975), Dillon et al. (1978a), Cronan et Schofield (1979), Baker et Schofield (1980), Dillon (1980), Harvey (1980), Hendrey et al. (1980), Jones et al. (1980), Schindler et al. (1980) et de Shaw (1980) ont aussi démontré que le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances ainsi que les effets des précipitations acides sur les écosystèmes terrestres et aquatiques sont parmi les phénomènes écologiques majeurs des années 80 à laquelle la communauté scientifique nord-américaine devra s'attaquer.

Les causes de cette acidification des eaux découlent des précipitations acides générées par les émissions de  $SO_x$  et  $NO_x$  dans les régions fortement industrialisées telles que le Royaume-Uni, l'Allemagne, la région de Sudbury, des Grands-Lacs américano-canadiens et la côte est des Etats-Unis.

Jusqu'ici, au Québec, peu d'études ont été entreprises spécifiquement dans ce domaine en fonction des émissions de  $SO_x$  et de  $NO_x$  des

centres industriels. L'émission de fluor émis dans l'atmosphère durant l'opération de l'électrolyse de l'alumine ( $Al_2O_3$ ) pour produire l'aluminium ne semble pas encore attirer l'attention de la communauté scientifique comme étant un agent potentiel d'acidification des pluies. Même si le Québec est depuis plusieurs années un important producteur d'aluminium, jusqu'ici seuls Leblanc et Comeau (1972) ont étudié les effets provoqués par le fluor émis par l'aluminerie d'Arvida sur la végétation. Ouellet et Michaud (non publié) ont mis en évidence des teneurs de fluor dans la neige aux abords des alumineries d'Arvida et d'Isle-Maligne qui atteignent 23 ppm, c'est-à-dire 1 000 fois plus élevées que celles des régions non influencées par cette industrie.

Par contre, les effets sur l'environnement des raffineries de cuivre de Murdochville ont attiré l'attention de Robitaille et al. (1977) ainsi que de Robitaille (1979). En ce qui concerne la raffinerie de Rouyn-Noranda, Journault-Dupont (1979) en a étudié les répercussions écologiques. D'autre part, quelques études (Ouellet, 1975; Ouellet et Poulin, 1975, 1977; Jones et al., 1976; Ouellet, 1978; Delisle, 1979) ont mis en évidence que le transport atmosphérique d'autres substances telles que le Hg et le Pb existe sur l'ensemble du territoire québécois. Plus récemment, Auclair et al. (1980) et Jones et al. (1980) ont étudié l'évolution de l'acidité de plusieurs lacs du Québec.

En 1978, vu l'urgence de mieux comprendre le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances et les précipitations acides qui lui sont reliées, les Etats-Unis et le Canada créaient un groupe consultatif dont les objectifs consistaient à accroître la coordination de la recherche et les échanges d'informations scientifiques relativement aux transports atmosphériques de longue portée. En Europe, l'OCDE avait lancé, en 1972, un programme similaire dont le rapport final fut déposé en 1977. Celui-ci confirmait que le transport de polluants sur de grandes distances existait bel et bien et que la qualité de l'air dans tous les pays d'Europe est détériorée de façon significative par les émissions provenant de leurs voisins. Présentement, et ce depuis 1977, la Communauté des Etats Européens (CEE) poursuit un programme similaire.

Récemment, le Groupe consultatif de recherche Etats-Unis - Canada sur le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances remettait un rapport préliminaire faisant état de la situation présente sur l'est de l'Amérique du Nord. Cette partie du continent a été identifiée comme étant celle où le problème est le plus sérieux, en raison du faible pouvoir de neutralisation du substrat géologique d'âge précambrien et du taux élevé des substances polluantes en provenance des régions industrielles de l'est des Etats-Unis et de la région des Grands-Lacs américano-canadiens. Le transport des substances en provenance de cette dernière région est favorisé par le régime des vents dominants en provenance de l'ouest et empruntant la vallée du Saint-Laurent. Dû à ces facteurs, il ressort que la quasi-totalité du territoire québécois situé au nord du Saint-Laurent est donc sensible à l'acidification et que des dommages écologiques irréversibles sont susceptibles de s'y produire.

Pour mieux comprendre les effets et les répercussions des pluies acides sur les écosystèmes terrestres et aquatiques du Québec, Environnement Canada a récemment lancé une étude intégrée de ces phénomènes sur le bassin du lac Laflamme situé au sud-est du Parc des Laurentides.

La présente étude paléolimnologique qui s'intègre à cette approche holistique traite essentiellement des caractéristiques des sédiments lacustres les plus récents (0-30 cm) du lac Laflamme. Les objectifs visés consistent à étudier stratigraphiquement les sédiments de ce lac déposés depuis une centaine d'années au moyen de diverses méthodes paléolimnologiques telles que la géochimie ainsi que la composition et l'abondance des communautés fossiles phyto- et zooplanctoniques. Ceci a pour but de déceler certains effets anthropiques reliés directement ou indirectement aux transports atmosphériques de polluants.

## 1.1 EFFETS DE L'ACIDIFICATION DES EAUX SUR LES COMMUNAUTÉS PLANCTONIQUES

### 1.1.1 Phytoplancton

Plusieurs études effectuées sur des lacs acidifiés et non

acidifiés de l'Ontario (Conroy, 1971; Conroy et al., 1976; Kwiatkowski et Roff, 1976; Yan et Stokes, 1978; Muller, 1980; Schindler et al., 1980; Stokes, 1980), de la Norvège (Gjessing et al., 1976; Hendrey et Wright, 1976; Wright et Gjessing, 1976) et de la Suède (Hornstrom et Ekstrom, 1973; Almer et al., 1974; Grahn et al., 1974; Dickson, 1975) ont mis en évidence les effets de l'acidification des lacs sur les communautés phytoplanctoniques. Quatre conclusions principales peuvent être déduites de ces études:

- la productivité primaire de ces lacs diminue par un facteur variant de 2 à 10 fois;
- la diversité et le nombre d'espèces des diverses communautés décroissent;
- les espèces tolérantes des milieux acides dominent les communautés tandis que les espèces intolérantes diminuent ou disparaissent;
- l'augmentation de la transparence des eaux et la réduction des nutriments favorisent le développement de la communauté végétale benthique.

Selon ces mêmes études, il est généralement admis que l'intervalle de pH se situant entre 5-6 est souvent critique pour plusieurs espèces. Le nombre d'espèces s'accroît lorsque le pH du milieu progresse au-dessus de 5.5 mais par contre, on assiste à une réduction de la diversité lorsque l'acidité diminue au-dessous de cet intervalle. Il semblerait que l'augmentation de la toxicité des métaux lourds des milieux aquatiques à faible pH joue un rôle important dans le contrôle de la diversité des espèces (Altshuller et McBean, 1979). Selon Leivestad et al. (1976), dans une étude de 55 lacs de la Norvège, le nombre moyen d'espèces d'algues passe respectivement de 75 à 21 pour des lacs ayant un pH moyen de 6.0 et 4.0.

Selon Almer et al. (1974), la flore phytoplanctonique des lacs suédois à pH neutre est généralement constituée de 35-45% de Chlorophytes, de 25-30% de Cyanophytes et de 10-15% de Diatomées et de Crysophytes. Par contre, selon ces mêmes auteurs, dans des lacs à pH se situant autour de 5, les algues bleu-vert (Cyanophytes) et les Diatomées deviennent moins abondantes tandis que les Dinoflagellées et les algues vertes (Chlorophytes) deviennent plus abondantes. Dans certains lacs acides ontariens, deux espèces de Dinoflagellées (Peridinium limbatum et P. inconspicuum) constituent jusqu'à 50% de la biomasse phytoplanctonique (Yan et Stokes, 1978; Stokes, 1980).

Les espèces typiques dominant la communauté phytoplanctonique des lacs acides sont: Peridinium inconspicuum, P. limbatum, Gymnodinium spp., Ankistrodesmus convolutus, Oocystis submariana, O. lacustris, Dinobryon sertularia, D. crenulatum, Eunotia spp., Tabellaria binolis et Amphicampa hemicyclus. Mougeotia spp., Eunotia lunaris et Tabellaria flocculosa sont les espèces dominantes de la communauté des algues périphytiques.

### 1.1.2 Zooplancton

En ce qui concerne la communauté zooplanctonique, le pH en affecte aussi l'aspect qualitatif et quantitatif. Dans son étude de 47 lacs des montagnes de la région de La Cloche du Nord, en Ontario, Sprules (1975) a démontré que la structure des communautés zooplanctoniques est déterminée en grande partie par le pH et à un degré moindre par la superficie et la profondeur des plans d'eaux. Mesocyclops edox, Cyclops bicuspidatus thomasi, Diaptomus minutus, Holopedium gibberum, Diaphanosoma leuchtenbergianum et Bosmina sp. sont les espèces communes qui se rencontrent à tous les pH (3.8-7.0). Tropocyclops prasinus mexicanus, Epischura lacustris, Diaptomus oregonensis, Leptodora kindtii, Daphnia galeata mendotae, D. retrocurva, D. ambigua et D. longiremis de même que quelques autres espèces rares, représentant 64% de toutes les espèces trouvées, se rencontrent rarement ou jamais à un pH inférieur à 5.0. Polyphemus pediculus, Daphnia catawba et D. pulicaria se trouvent surtout dans les lacs à bas pH.

Selon la même étude, les communautés zooplanctoniques deviennent plus complexes à mesure qu'augmente le pH. A un pH supérieur à 5.0, les communautés contiennent de 9 à 16 espèces; dans les lacs à pH de 5.0 ou moins, les communautés comprennent de une à sept espèces, dont une ou deux seulement sont dominantes. Des phénomènes similaires ont été mis en évidence dans les pays scandinaves par Almer et al. (1974) et Hanson (1974).

## 1.2 EFFETS DES POLLUANTS SUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS LACUSTRES

L'addition de substances polluantes dans un bassin versant, par voie terrestre ou atmosphérique, pourra affecter non seulement les communautés aquatiques, mais aussi la qualité des sédiments des bassins lacustres. Dans certains cas où le niveau de contamination sera assez élevé pour affecter ou mettre en péril l'existence de certaines espèces et que ces dernières puissent laisser leurs traces fossiles (diatomées, zooplanctons, mollusques, pollen, etc...), il sera donc possible au moyen de méthodes paléolimnologiques d'étudier divers aspects de l'évolution du milieu aquatique sur de longues périodes de temps. Les changements provoqués par les pluies acides sur les communautés phyto- et zooplanctoniques devraient donc être détectables par l'étude qualitative et quantitative stratigraphique des restes de ces organismes préservés dans les sédiments. Selon Davis et Berge (1980), qui ont étudié l'évolution des Diatomées fossiles de certains lacs de la Norvège pour un intervalle stratigraphique de 300 ans, les espèces acidobiontiques (pH optimum < 5.5) telles Semiorbis hemicyclus, Tabellaria binalis, Anomoeoneis serians, Eunotia bactriana et E. microcephala sont significativement plus abondantes dans les sédiments les plus récents de la carotte. Davis et al. (1980) ont aussi mis en évidence des changements paléolimnologiques similaires dans leur étude de plusieurs carottes courtes de sédiments provenant de lacs de la Nouvelle-Angleterre. Dans une étude similaire traitant de l'évolution récente des communautés zooplanctoniques fossiles, Brakke (1980) constate une diminution du nombre moyen d'espèces particulièrement marquée dans les intervalles stratigraphiques les plus récents de certains lacs acidifiés norvégiens. Il appert que l'acidification a

permis aux espèces telles Alonella nana, A. rustica, A. excisa et Rhynchotalona falcota de mieux s'implanter dans la communauté zooplanctonique au détriment d'Alona quadrangularis, A. costata, Chydorus sphaericus et C. piger.

Par contre, dans certains cas où le niveau de contamination du bassin est faible, la structure des communautés pourra demeurer stable sur de longues périodes de temps. Il sera tout de même possible de détecter l'apport nouveau de substances étrangères par voie atmosphérique, directement par l'analyse géochimique des sédiments. Ouellet et Poulin (1975, 1976, 1977), Herron et al. (1976), Davis et Norton (1978), Norton et al. (1978) et Delmas et Legrand (1980) ont mis en évidence que le transport atmosphérique de métaux traces était devenu un phénomène intercontinental et que les teneurs de plusieurs éléments augmentaient de plus en plus rapidement depuis plus d'un siècle.

### 1.3 DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

Le lac Laflamme est situé (47°19'; 71°07') dans la partie sud du Parc des Laurentides à l'intérieur des limites de la forêt Montmorency à quelques 90 km au nord de la ville de Québec. La géologie de cette région est complexe et encore peu connue. La majeure partie du substratum est constituée de roches précambriennes granitiques et ignées. Les dépôts meubles, d'origine glaciaire et fluvio-glaciaire, recouvre le socle cristallin. L'épaisseur des dépôts est plus importante en basse altitude tandis qu'elle est souvent absente vers la partie supérieure des reliefs. Les précipitations annuelles de cette région atteignent quelques 1 520 mm tandis que la température annuelle moyenne est de 0 °C.

La forêt Montmorency fait partie de la section forestière Laurentide - Onatchiway, de Rowe (1959). Celle-ci est caractérisée par des forêts résineuses où le sapin baumier et l'épinette noire dominent en association avec le bouleau blanc et l'épinette blanche.

Le lac Laflamme occupe, à une altitude d'environ 800 m, la partie centre-est du bassin de la rivière Montmorency. La superficie du bassin versant du lac est d'environ 0.69 km<sup>2</sup> tandis que celle du lac est de 0.06 km<sup>2</sup>. Sa forme est légèrement ovale et sa profondeur maximale n'est que de 4 m. Ses rives sont en majorité organiques et la pessière tourbeuse à *Ledum* ainsi que l'aulnaie sont les associations végétales dominantes. La pessière à sphaigne domine l'ensemble du bassin du lac et la dernière exploitation de cette forêt remonte à l'hiver 1943-44 (communication personnelle de monsieur Paul Boulianne).

En été, les hydro-macrophytes telles Nuphar, Nymphaea, Potamogeton, Chara, Myriophyllum occupent près de 20% de la superficie du lac. Selon Jones et Bisson (1980), qui donnent une description détaillée de la chimie des eaux et de la neige de ce lac, le pH se situe autour de 6.1 tandis que la conductivité moyenne est d'environ 35 µmhos/cm.



CHAPITRE 2

MÉTHODES

## 2.1 ÉCHANTILLONNAGE

L'échantillonnage stratigraphique des 27 premiers cm de sédiments organiques du lac Laflamme a été fait au moyen d'une benne Ekman (30×30×30 cm), le 28 janvier 1980, en pratiquant une ouverture de 1 m<sup>2</sup> dans la couche de glace. Cet endroit représentait le centre géométrique du lac où la profondeur d'eau atteint un maximum de 4 m. Sur place, la colonne stratigraphique de sédiments prélevés a été sectionnée en intervalles de 0.5 cm. Au laboratoire, les sédiments ont été entreposés autant que possible à 4°C.

## 2.2 CÉSIUM-<sup>137</sup>

La mesure du Cs-<sup>137</sup> a été faite sur approximativement 15 g d'échantillon placés dans un contenant de plastique, à l'aide d'un compteur-puits de 7.5 cm de diamètre relié à un analyseur de 512 canaux. L'efficacité du cristal NaI (Tl), pour la détection du photopic de l'émission  $\gamma$  à 662 keV, a été établie à 26% à partir de sédiments standards. Le temps de comptage a varié de 45 minutes à 8 heures selon la teneur en Cs-<sup>137</sup> et le pourcentage d'erreur de la méthode se chiffre à 2.3%.

## 2.3 GÉOCHIMIE

Le pH des sédiments a été évalué au laboratoire au moyen d'un pHmètre en utilisant 10 g d'échantillon frais auxquels 20 ml de CaCl<sub>2</sub> 0.015 M avaient été ajoutés. Après une agitation de 30 minutes, on a laissé le mélange reposer pendant 30 minutes. Au moment de la détermination du pH, l'électrode a été introduite dans la solution surnageante.

L'humidité (H<sub>2</sub>O) et le carbone organique ont été évalués au moyen de la méthode de la perte de poids de l'échantillon lorsque celui-ci est chauffé successivement à 110 °C et 550 °C.

Les méthodes de dosage géochimique suivent les procédures de Guimont et Pichette (1979). Pour les sédiments métalliques tels Al, Ca, Fe, Mg, Na,

Ag, Co, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn, environ 1 g de chaque échantillon est séché et calciné à 550 °C pendant une heure. La partie soluble des éléments est minéralisée au moyen de l'acide nitrique concentré pendant 20 minutes. Ces éléments métalliques ont été dosés au moyen d'un spectrophotomètre d'absorption atomique Perkin-Elmer, model 403.

Le S total a été analysé en transformant celui-ci en SO<sub>2</sub> par combustion et en quantifiant ce dernier par infrarouge.

Le Hg a été quantifié en minéralisant 1 g de chaque échantillon à l'aide des acides sulfurique et nitrique. Par la suite, la matière organique a été détruite au moyen des solutions de persulfate de potassium et de permanganate de potassium. Le dosage a été effectué par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme au moyen de la technique dite "Cold vapor" sur spectrophotomètre d'absorption atomique sans flamme de type MAS-50.

## 2.4 BIOLOGIE

### 2.4.1 Diatomées fossiles

L'abondance relative des diatomées fossiles fut estimée en plaçant sur une lame microscopique environ 0.1 ml d'un sous-échantillon de sédiments de chacun des 18 niveaux stratigraphiques étudiés. La présence de chaque espèce (taxa) apparaissant sur la lame fut quantifiée en fonction des cinq classes différentes. Si les individus de la même espèce apparaissaient 70 fois ou plus dans 100 différents champs oculaires, cette espèce était classifiée comme abondante (A). Les autres classes d'abondance relative ont été établies comme suit: 70-50%: commune (c); 50-10%: modérée (m), < 10%: rare (r) et si le groupe taxonomique apparaissait dans les 100 champs microscopiques seulement une fois, celui-ci fut rapporté comme "trace" (t).

Les diatomées fossiles ont été identifiées selon les critères de Hustedt (1942), Van Heurck (1963), Patrick et Reimer (1966, 1975) et

Contant et Duthie (1978). Les autres algues ont été identifiées selon les critères de Prescott (1962), Takahaski (1978) et Smol (1980).

#### 2.4.2 Crustacés fossiles

La technique de laboratoire utilisée pour quantifier les individus des différentes espèces de zooplanctons fossiles est celle de Frey (1980). La préparation des lames microscopiques est effectuée en digérant, selon la densité des organismes, 1 ou 2 ml de sédiments frais au moyen d'une solution de KOH à 10% portée à chaud dans un bain-marie. Par la suite, dans le but d'éliminer les grosses particules indésirables, la solution est versée sur un tamis de 20  $\mu\text{m}$  d'ouvertures. Au moyen d'une micro-pipette, une quantité de la solution est déposée sur une lame microscopique. Au moyen d'un microscope, chaque structure animale présente le long des transverses est identifiée et dénombrée séparément. L'identification et le comptage microscopique se sont poursuivis jusqu'à ce que la structure la plus abondante pour chacune des espèces présente totalise l'équivalent de 200 individus de l'ensemble des espèces. Les crustacés fossiles ont été identifiés selon les critères de Frey (1962, 1965, 1976 et 1980), Megard (1967) et Smirnov (1971).

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

### 3.1 GÉOCHIMIE

Les résultats géochimiques ainsi que la limite de détection et l'écart type du Cs-<sup>137</sup>, du pH, de l'humidité (H<sub>2</sub>O), du C, de l'Al, du Ca, du Fe, du Mg, du Na, du S-total, de l'Ag, du Co, du Cu, du Hg, du Mn, du Ni, du Pb et du Zn apparaissent, en fonction de 18 intervalles stratigraphiques, au tableau 1.

L'illustration comparative de la distribution stratigraphique de ces paramètres géochimiques apparaît à la figure 1. Pour les paramètres dont l'abondance stratigraphique varie d'une façon relativement importante, l'illustration graphique de ceux-ci (Cs-<sup>137</sup>, Al, Ca, Fe, Na, S, Co, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) apparaît, en détail, aux figures 2 à 14.

Les variables tels le Cs-<sup>137</sup>, le Ni, le Pb, le Zn, le Hg, et de façon moindre, l'Al, le Ca, le Fe, le Na, le S, le Co et le Ca sont celles qui enregistrent les fluctuations stratigraphiques les plus marquées et ce, principalement à partir du niveau de 12 cm. Par contre, les autres variables tels le Mn, le pH, l'H<sub>2</sub>O, le C, le Mg et l'Ag varient très peu ou pas pour l'ensemble des intervalles étudiés.

### 3.2 BIOLOGIE

#### 3.2.1 Diatomées fossiles

L'abondance relative de chaque taxa identifié pour les 18 intervalles stratigraphiques de 0-27 cm apparaît au tableau 2. Les commentaires concernant les conditions de l'environnement suggérées par la présence de plusieurs espèces indicatrices sont tirés de Patrick et Reimer (1966, 1975) ainsi que de Hustedt (1942) et Prescott (1962).

La majorité des taxa identifiés, soit 91, appartiennent au grand groupe des Diatomées. Presque la totalité de ceux-ci sont caractéristiques d'un milieu légèrement acide et pauvre en substances

minérales. Amphora normannii et Navicula americana sont des espèces alcaliphiles qui ont été identifiées à certains niveaux. En plus de la présence d'un grand nombre d'espèces indifférentes aux conditions de pH, plusieurs (environ 38%) sont tychoplanctoniques, c'est-à-dire provenant de la zone littorale et donc largement épiphytiques.

En plus des Diatomées, les Cyanophytes et les Chlorophytes sont représentées chacune par trois taxa, les Chrysophytes par sept et les Pyrophytes par seulement un taxa.

La présence de Cyanophytes (Chroococcus sp., Oscillatoria bornetii, O. negra) dans la partie supérieure de la carotte est attribuable à la préservation différentielle de celles-ci en fonction du temps. C'est pour cette raison qu'elles n'ont pas été retrouvées dans les couches sous-jacentes de la carotte.

En général, il n'existe pas de fluctuation marquée de l'abondance et de la composition des espèces dans les divers niveaux stratigraphiques étudiés. Les assemblages fossiles sont principalement dominés par: Gomphonema truncatum var. capitatum, Melosira cf. excurrens, M. distans, M. islandica, Navicula elginensis et Pinnularia acrosphaeria. Les autres espèces d'importance secondaire sont: Dinobryon sp., Synura petersenii, Navicula cuspidata, Tabellaria fenestra et T. floculosa.

### 3.2.2 Crustacés fossiles

L'abondance relative de 20 espèces de crustacés de l'ordre des Cladocères préservées dans les sédiments de sept différents niveaux stratigraphiques apparaît au tableau 3.

Sauf pour Daphnia catawba, qui caractérise la zone limnitique (Bernard et Lagueux, 1972), toutes les espèces sont de la famille des Chydoridées et originent de la zone du rivage. Alona affinis, A.

quadrangularis, A. exisa, A. nana, Chydorus sphaericus et Daphnia catawba sont les espèces dominant la "communauté" fossile et constituent près de 90% de l'ensemble. Les espèces dont l'abondance varie entre 2-10% sont Acroperus harpae, Alona costata, A. intermedia, A. circumfimbriata, A. guttata, Chydorus piger et Disparalona acutirostris. Les autres taxons qui n'excèdent jamais 2% en abondance sont Alona rustica, A. exigua, Camptocercus sp., Eurycercus sp., Pleuroxus denticulatus, Pleuroxus trigonellus et Graptoleeris testudinaria.

Pour la grande majorité des espèces, il n'existe pas de changement marqué entre les niveaux stratigraphiques. Seule l'abondance relative d'Alonella excisa ( $X = 12.66 \%$ ) et de Daphnia catawba ( $X = 20.00 \%$ ) diminue d'environ 50% de bas en haut de l'intervalle stratigraphique étudié.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

#### 4.1 GÉOCHRONOLOGIE

La quantification des radioéléments artificiels et naturels dans l'environnement tels le Cs-<sup>137</sup>, le H-<sup>3</sup> (Tritium), le C-<sup>14</sup>, le Pb-<sup>210</sup> et les isotopes est une méthode couramment utilisée dans le domaine de la géochronologie des sédiments récents (Krishnaswami et al., 1971; Plato, 1972; Ouellet et Poulin, 1976; Robbins, 1978; Robbins et al., 1978; Smith et Walton, 1980; etc...).

L'abondance du Cs-<sup>137</sup> dans les sédiments du lac Laflamme (figures 1 et 2) est semblable à celle rapportée par Plato (1972) et Robbins et al. (1978). Par contre, cette courbe est particulière parce qu'elle devrait décroître dans les quelques cm (0-3) superficiels. Ceci est fonction de l'abondance maximale de cet élément dans l'atmosphère qui a culminé avec les nombreux essais d'explosions de bombes nucléaires qui ont eu lieu en 1961-62.

Le type de sédiments très organiques (40%) du lac Laflamme pourrait bien être la cause de cette anomalie dans les sédiments. Il ne semble pas exister dans la littérature de détermination du Cs-<sup>137</sup> sur des sédiments très organiques comme ceux de la présente étude. Smith et Walton (1980) ont mis en évidence que les teneurs en Pb-<sup>210</sup> en excès dans la partie organique (4%) des laminations de sédiments du Saguenay sont plus élevées par un facteur de deux fois. Les auteurs attribuent ce fait au plus grand pouvoir d'absorption de cet élément ainsi que des métaux lourds par la matière organique laquelle serait largement d'origine autochtone relativement à la matière inorganique provenant largement du milieu terrigène. Ouellet (1979) a aussi mis en évidence le plus grand pouvoir de complexation des métaux lourds par la matière organique et inorganique fine dans l'étude des sédiments superficiels de la rivière Saguenay et du lac Saint-Jean.

En ce qui concerne cette forme exponentielle de la distribution stratigraphique du  $\text{Cs}^{-137}$  ainsi que de l'absence d'un maximum au niveau contemporain de la période 1961-62, trois explications seraient plausibles. La remise en suspension des sédiments superficiels par des agents physiques ou biologiques et leur redéposition préférentielle au point d'échantillonnage pourraient bien en être la cause. Si l'on considère la profondeur relativement faible de 4 m du lac, ceci semblerait fort plausible. D'autre part, le fait que l'activité radiologique du  $\text{Cs}^{-137}$  dans les sédiments les plus récents (0-3 cm) soit plus grande que prévue en fonction des retombées contemporaines de ces strates pourrait résulter du transport de celui-ci à partir du bassin versant. En troisième lieu, le rôle des nombreuses hydro-macrophytes du lac demeure inconnu comme agent de recyclage du  $\text{Cs}^{-137}$  et pourrait bien en influencer la distribution stratigraphique.

Même si la courbe du  $\text{Cs}^{-137}$  comporte certaines irrégularités, elle demeure tout de même utile pour évaluer la vitesse de sédimentation du lac. Si l'on considère que l'origine du  $\text{Cs}^{-137}$  dans l'environnement résulte des essais de bombes nucléaires qui ont débuté en 1952 (Health and Safety Laboratory, 1972), la figure 2 nous permet de déduire que cette date correspond au niveau stratigraphique de 8 cm. Dû au pourcentage d'erreur de l'analyse du  $\text{Cs}^{-137}$ , il est inutile ici d'allouer une période de délai de un ou deux ans pour le parcours de cette trajectoire. En considérant le niveau stratigraphique de 8 cm comme étant contemporain de l'année 1952, la vitesse de sédimentation annuelle est donc de 2.85 mm.

Ce taux élevé de sédimentation semble plausible si l'on considère, en plus de la production pélagique et l'apport allochtone annuelle, la matière organique générée par les hydro-macrophytes qui abondent dans l'ensemble de la partie peu profonde du lac. La faible compaction des sédiments les plus récents contribue aussi à la surévaluation de la vitesse de sédimentation moyenne de l'ensemble du dépôt post-glaciaire. Ouellet et Poulin (1975, 1976) ont estimé à 1 mm/an la vitesse moyenne de sédimentation post-glaciaire des lacs Waterloo et Matamek.

## 4.2 GÉOCHIMIE

Pour faciliter la discussion des éléments géochimiques de la figure 1, ceux-ci sont classés en trois groupes sur la base de leur fluctuation stratigraphique (tableau 4).

Le premier regroupement inclut le Cs-<sup>137</sup> (figure 2), le Cu (figure 9), le Hg (figure 10), le Ni (figure 12), le Pb (figure 13) et le Zn (figure 14) qui sont des éléments dont les teneurs sont caractérisées par d'importantes fluctuations quantitatives en fonction du temps. La concentration de ces éléments dans la carotte augmente sensiblement, principalement à partir du niveau de 12 cm (1940). Leur facteur moyen d'enrichissement anthropique est respectivement de 6 000 (Cs-<sup>137</sup>), 1.5 (Cu), 1.4 (Hg), 1.8 (Ni), 30.0 (Pb) et 2.0 (Zn). En ce qui concerne le deuxième groupement, la forme de chaque courbe varie quelque peu, à partir aussi du niveau de 12 cm, soit de façon négative pour l'Al (figure 3) et le Ca (figure 4) ou positive pour le Fe (figure 5), le Na (figure 6) et le Co (figure 8). Le S (figure 7) et le Mn (figure 11) augmentent dans un premier temps et par la suite diminuent à l'intérieur du même intervalle stratigraphique.

Le troisième et dernier groupe, qui comprend le pH, l'H<sub>2</sub>O, le C, le Mg et l'Ag, ne connaît aucune fluctuation stratigraphique pour l'ensemble des différents niveaux de la carotte courte étudiée et leur distribution stratigraphique détaillée n'est donc pas représentée dans le présent rapport.

En ce qui concerne l'augmentation substantielle du Pb, Ni, Zn, Cu et Hg, en supposant qu'il n'y ait jamais eu de perturbation importante à l'intérieur du bassin versant, les causes de ces augmentations, telles que discutées précédemment pour le Cs-<sup>137</sup>, ne peuvent qu'être reliées directement ou indirectement au transport atmosphérique. L'augmentation de ces éléments dans l'atmosphère se répercutent sur la qualité des sédiments du lac Laflamme via les retombées humides et sèches.

L'utilisation des combustibles fossiles comme source énergétique ainsi que les produits émis par les raffineries de minerais sulfureux seraient les

principales sources de l'augmentation récente de ces éléments dans l'atmosphère (Bertine et Goldberg, 1971; Journault-Dupont, 1979). Ouellet (non publiés) a mis en évidence que l'augmentation récente de ces éléments dans les sédiments lacustres était généralisée sur l'ensemble du territoire québécois.

Ouellet et Poulin (1976) et Ouellet (1980) ont estimé, en fonction de l'apparition du pollen d'Ambosia, que l'augmentation du Pb dans les sédiments du lac Saint-Jean et du lac Waterloo correspondait à la période de déforestation du bassin à des fins agricoles, ce qui correspond respectivement aux années 1850 et 1830 et donc beaucoup plus antérieur qu'à la date de 1940 du lac Laflamme. Il se pourrait donc que l'augmentation dans les sédiments lacustres du Pb en provenance essentiellement de sources atmosphériques, tel le lac Laflamme, soit un phénomène plus récent que le Pb transporté par voies fluviales et découlant en grande partie directement des activités anthropiques présentes à l'intérieur du bassin versant du lac.

L'augmentation anthropique du Cu n'est certes pas aussi dramatique que celle du Pb, mais en traçant la courbe idéale des points de la distribution stratigraphique de cet élément, on remarque (figure 9) que la pente de la courbe est toujours positive et qu'elle est caractérisée par une rupture de pente approximativement vers le niveau stratigraphique de 12 cm. On peut en déduire que l'influx du Cu dans l'atmosphère est un phénomène qui débuta lentement il y a plus d'un demi-siècle mais qui s'amplifia vers les années 1940.

La stagnation de l'augmentation du Zn à partir du niveau stratigraphique de 6 cm, c'est-à-dire environ depuis 1960, pourrait bien s'expliquer par une réduction de la consommation des combustibles polluants, tels les charbons, qui s'est traduite principalement au Québec par une augmentation de la consommation de pétrole et d'électricité qui sont des sources d'énergie moins polluantes. Par contre, une plus grande acidification des eaux du lac aurait facilité la mobilisation du Zn et son transport vers l'extérieur de la cuvette, ce qui est très peu probable dans la présente situation si l'on considère que le pH du lac Laflamme est encore de 6.1.

Les mêmes raisons pourraient aussi expliquer la diminution du Hg pour l'intervalle stratigraphique de 0-6 cm. Cette courbe ressemble à celle décrite par Thomas (1972) dans son étude concernant l'évolution du Hg dans les sédiments du lac Ontario. Il en explique la diminution par l'utilisation plus restrictive de cet élément imposée par divers organismes depuis quelques années.

Les raisons pouvant expliquer l'évolution des courbes du deuxième groupe d'éléments géochimiques (Al, Ca, Fe, Na, S, Co, Mn) en fonction des quelques 100 dernières années demeurent beaucoup plus spéculatives que celles discutées ci-haut pour le premier regroupement. Ces variations stratigraphiques sont relativement faibles parce que certains de ces éléments sont peu transportés par voie atmosphérique ou parce que certains phénomènes sous-jacents tels le pH et l'Eh peuvent en influencer indirectement l'aspect quantitatif, soit dans les diverses phases du métabolisme du lac ou encore sur l'ensemble de son bassin versant.

Les raisons pouvant expliquer les pertes de l'Al et du Ca des sédiments de la partie supérieure de la carotte sont probablement d'ordre chimique. Il est bien connu que l'Al (Burrows, 1977) et que le Ca (Watt et al., 1978; Henriksen, 1979; Jones et al., 1980) auront respectivement tendance à accroître leur mobilité et à diminuer en fonction de l'acidification des eaux de surface. Même si le pH moyen des eaux du lac Laflamme demeure supérieur à 6.0, Jones et Bisson (1980) y ont mesuré dans la neige et dans les eaux de fonte printanière des pH minimaux de 3.9.

Il est donc logique de croire que même si les apports de ces deux éléments dans le lac ont probablement augmentés depuis les quelques quarante dernières années (niveau de 12 cm), les pertes nettes ont aussi augmentées simultanément dû à une plus grande solubilisation de ces éléments et ce, principalement en saison printanière. Par contre, le maximum d'abondance de 0.59% de Ca au niveau stratigraphique de 11 cm pourrait bien être associé aux effets découlant de la dernière exploitation forestière qui eu lieu en 1943-44.

Il serait certes intéressant de comparer les pertes de ces éléments dans les sédiments du lac Laflamme avec celles d'un lac acidifié tel Tantaré situé à quelques 60 km au sud-ouest. Nous pouvons en déduire que le substrat géologique et principalement les dépôts meubles du bassin du lac Laflamme possèdent un pouvoir tampon relativement élevé qui réussit encore, grâce à sa grande capacité d'échange ionique, à minimiser les effets de l'acidité (pH 4.1; Jones et Bisson, 1980) des précipitations solides et liquides.

L'accroissement soutenu du Na, et de façon plus modérée, du Fe dans les sédiments du lac Laflamme depuis une trentaine d'années, pourrait être associé directement à l'augmentation de ces éléments dans l'atmosphère et donc dans les précipitations sèches et humides. L'utilisation récente de plus en plus intensive du NaCl comme sel de déglacage des routes semblerait une des principales sources qui contribuerait à cette augmentation. Tout comme beaucoup d'autres éléments, il se pourrait que l'acidification des précipitations provoquée par les émissions de  $SO_x$  et  $NO_x$  dans l'atmosphère ait légèrement favorisé le lessivage du Na et Fe du bassin versant et donc leur utilisation par les organismes aquatiques, et par la suite, leur déposition via les divers processus de sédimentation lacustre. Particulièrement pour le Fe, le remplissage de la cuvette lacustre par l'accumulation des sédiments favorisera encore davantage, malgré la faible profondeur du lac, le taux d'oxygénation hypolimnique et donc la précipitation de celui-ci sous forme de  $Fe(OH)_3$ ,  $FeO(OH)$  ou encore sa co-précipitation avec d'autres éléments.

Le comportement du S (figure 6) et du Mn (figure 9) demeure difficilement explicable en raison de leurs légères fluctuations stratigraphiques. La très légère augmentation du S jusqu'au niveau de 6 cm et qui s'amplifie par la suite pour culminer au niveau de 3.5 cm peut certes être d'origine atmosphérique. Sa diminution à partir de la fin des années cinquante correspond aussi à la réduction du Hg (figure 8) et du Zn (figure 12). Il est donc possible que la courbe du S reflète aussi la moins grande utilisation des charbons fossiles comme source d'énergie ainsi que les effets des mesures antipolluantes mises de l'avant depuis les dernières décades.

Même si la courbe du Co exécute une légère augmentation vers le niveau de 12 cm, celle-ci est si faible qu'elle ne peut faire l'objet d'une interprétation valable. Il en est de même, à peu de chose près, pour le Mn. Les raisons qui pourraient expliquer les variations stratigraphiques du Mn demeurent obscures. Dans plusieurs études paléolimnologiques, Ouellet et Poulin (1974, 1975, 1976) et Ouellet (1978, 1979) ont mis en évidence que cet élément peut varier de manière positive ou négative sur l'ensemble des dépôts postglaciaires lacustres et ceci indépendamment de la matière organique. L'acidification des précipitations aura tendance à favoriser la solubilisation du Mn du substrat géologique (Jones et al., 1980) et tel que le Fe, ceci devra se refléter par une augmentation dans les sédiments lacustres causée par la précipitation ou la co-précipitation de cet élément dans le milieu aqueux aérobie.

La fluctuation stratigraphique de cet élément au niveau de 3.5 cm demeure si faible qu'elle semble peu significative. Il est tout de même intéressant de constater que cette légère diminution correspond aussi à celle du S, Hg et Zn. Une réduction des apports par voie atmosphérique serait donc aussi plausible.

Enfin, pour le troisième et dernier regroupement des variables géochimiques (tableau 4) qui inclut le pH, l'H<sub>2</sub>O, le C, le Mg, et l'Ag qui sont tous caractérisés par l'absence ou de très légères fluctuations quantitatives en fonction du temps, deux raisons principales pourraient en être la cause. Le comportement du pH, de l'H<sub>2</sub>O, du C et du Mg refléterait l'absence de perturbations significatives qui auraient pu avoir lieu à l'intérieur du bassin versant (feux de forêt, coupes de bois) ou même à l'intérieur de la cuvette lacustre (eutrophisation accélérée). La présence relativement faible de l'Ag qui se rapproche de la limite de détection de la méthode de dosage utilisée ne permet pas d'en faire ressortir les tendances évolutives.

L'étude stratigraphique des sédiments de plusieurs lacs fortement acidifiés nous permettrait de mieux dégager les causes de ces fluctuations

géochimiques. Dans de tels types de lacs, la réduction de certains éléments sera plus évidemment associée aux effets physico-chimique du pH qu'à l'influx direct par voie atmosphérique de ces éléments à l'intérieur du bassin versant.

#### 4.3 BIOLOGIE

##### 4.3.1 Diatomées fossiles

La grande majorité des diatomées des assemblages fossiles est caractéristique des eaux froides, légèrement acides et dont le contenu en substances minérales est faible.

L'abondance et la diversité stratigraphique des 91 taxa identifiés dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme ne démontrent aucune fluctuation soutenue qui pourrait être interprétée comme découlant de changements paléoécologiques des conditions environnementales du milieu lacustre. Même aux environs des niveaux de 12 cm (1952) où certaines perturbations géochimiques ont été détectées et discutées précédemment dans la présente étude, il n'existe pas d'indice de modifications dans les assemblages fossiles qui pourraient être associées avec certitude aux effets des précipitations acides.

Quelques espèces acidophiles telles Tetracyclus lacustris et Amphicampa mirabilis, qui sont absentes dans la partie inférieure de la carotte, font une légère apparition vers les niveaux de 2.5 cm. Dans la situation actuelle, il est fort possible que cette présence dans le spectre des divers taxa soit le résultat de la diagénèse des sédiments qui résulteraient de la préservation différentielle de ceux-ci tout comme dans le cas des Cyanophytes. La présence en trace de ces deux espèces respectivement à un seul niveau inférieur chacune n'élimine pas complètement cette hypothèse.

Bien que l'augmentation des diverses espèces d'Eunotia spp. acidophiles qui s'accroissent en diversité et en abondance vers la

partie supérieure du dépôt lacustre puisse être interprétée comme une progression vers l'acidification du milieu, l'évolution d'autres espèces alcalinophiles serait indicatrice d'une tendance opposée. Ces espèces telles Amphora cf. normanii et Navicula americana prennent aussi de l'importance vers les niveaux superficiels et intermédiaires (11 - 11.5 cm) et contredisent donc cette tendance possible vers l'acidification. L'augmentation en diversité et en abondance de ces espèces alcalinophiles pourrait être le résultat des effets d'un feu de forêt qui aurait déferlé sur le bassin versant du lac Laflamme antérieurement aux années 1952, ce qui aurait favorisé le développement des espèces alcalinophiles via la production de sels basiques. En Scandinavie, on a provoqué de manière systématique l'incendie de la végétation des îles pour minimiser les effets de l'acidification des lacs (communication personnelle de Rosenquist). En ce qui concerne le bassin du lac Laflamme, cette hypothèse doit être écartée en raison de la présence actuelle d'une forêt de conifères qui est âgée d'une quarantaine d'années. De plus, les effets de ce feu hypothétique auraient certes provoqué des changements plus significatifs dans la composition géochimique des sédiments lacustres. Il est bon de remarquer ici que la légère augmentation de Ca dans les sédiments, qui semble avoir été provoquée par l'exploitation forestière du bassin en 1943-44, correspond aussi avec l'augmentation en diversité et en abondance de ces espèces alcalinophiles.

En somme, les 91 taxa d'algues fossiles identifiés des 18 niveaux stratigraphiques des sédiments les plus récents (0-100 années) du lac Laflamme n'indiquent pas de changements paléoenvironnementaux significatifs qui pourraient découler des effets des pluies acides. L'évolution de la diversité et de l'abondance de quelques espèces, qui sont très faiblement représentées, pourrait possiblement être indicatrice d'acidification tandis que simultanément, d'autre part, certaines auraient tendance à démontrer une alcalinisation. Cette situation est donc contradictoire et ambiguë.

#### 4.3.2 Crustacés fossiles

L'évolution des assemblages zooplanctoniques fossiles des sept niveaux stratigraphiques étudiés du lac Laflamme ne révèle aucune tendance susceptible d'être associée à l'acidification du milieu lacustre. Seule la distribution de Daphnia catawba, qui est, au contraire des autres espèces, caractéristique de la zone limnétique, varie en abondance de manière significative. Cette réduction vers les niveaux supérieurs peut être une conséquence de l'expansion de la zone riveraine plutôt que de l'acidification du milieu. Un pH inférieur à 5.2 devient intolérable pour cette espèce, ce qui n'est pas encore le cas du lac Laflamme.



CHAPITRE 5

CONCLUSION

Les principales conclusions de l'étude paléolimnologique des sédiments les plus récents du lac Laflamme sont les suivantes:

- 1° la quantification du  $Cs^{-137}$  nous a permis d'évaluer la vitesse de sédimentation moyenne à 2.85 mm/an;
- 2° le taux annuel élevé de sédimentation du lac peut être le résultat de la grande productivité des hydro-macrophytes qui abondent dans la zone peu profonde;
- 3° la courbe stratigraphique du  $Cs^{-137}$  ne correspond pas à l'activité atmosphérique estimée depuis 1952. Le maximum d'activité se situe à la surface plutôt qu'aux environs des niveaux correspondant aux années 1961-62. Un recyclage possible par les macrophytes ainsi qu'une sédimentation préférentielle au point d'échantillonnage pourraient expliquer le comportement du  $Cs^{-137}$ ;
- 4° l'augmentation du  $Cs^{-137}$ , du S, du Ca, du Hg, du Ni, du Pb et du Zn et ce, principalement à partir du niveau de 12 cm, est d'origine anthropique via le transport atmosphérique. Par contre, une stabilisation des influx du Hg, du Zn et de façon moins marquée du S à partir du niveau de 3 cm semblerait associée aux réductions des émissions dans l'atmosphère de ces éléments. Ceci résulterait de la diminution de l'utilisation des combustibles fossiles polluants et aux méthodes antipollution mises de l'avant depuis la dernière décade;
- 5° la faible réduction quantitative de l'Al et du Ca pour l'intervalle de 0-12 cm pourrait être interprétée comme découlant de l'acidification des précipitations en fonction de leur plus grande mobilité à des pH plus acides. Il en serait, à peu de chose près, de même pour le Fe; mais sa mobilité sur

Le bassin versant ne se maintient pas dans la cuvette lacustre. Le taux élevé d'oxygénation hypolimnique du lac favoriserait la précipitation de celui-ci;

- 6° l'augmentation stratigraphique prononcée du Na depuis une vingtaine d'années semblerait associée, via le transport atmosphérique, aux nombreux épandages qu'on en fait sur les routes comme sel de déglacage;
- 7° la grande stabilité stratigraphique de l'H<sub>2</sub>O, du C et du Mg des sédiments confirme l'absence de perturbations importantes du système lacustre depuis une centaine d'années. Ces perturbations auraient pu avoir été provoquées par des modifications anthropiques à l'intérieur du bassin versant et ceci en incluant l'exploitation forestière de l'hiver 1943-44;
- 8° l'étude stratigraphique des assemblages fossiles d'algues et de crustacés ne démontre aucune fluctuation qui pourrait découler de l'acidification des eaux du lac Laflamme;
- 9° la grande capacité d'échange ionique des dépôts meubles du bassin du lac a contribué, jusqu'ici, à neutraliser les effets des précipitations acides et a donc permis de maintenir le pH des eaux du lac à un niveau très acceptable;
- 10° des études similaires devraient être entreprises sur d'autres lacs déjà fortement acidifiés dans le but de mieux comprendre les effets du transport atmosphérique de substances polluantes et de l'acidification des précipitations sur les écosystèmes lacustres québécois. Une attention spéciale devrait être apportée aux aspects qualitatifs et quantitatifs ainsi qu'aux modes de mise en place des divers types de sédiments meubles des bassins versants de ces lacs.



RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALMER, B., DICKSON, W., EKSTROM, C., HONSTROM, E. and MILLER, U. (1974).  
Effects of acidification on Swedish Lakes. *Ambio*, 3: 30.
- ALTSHULLER, A.P. et MCBEAN, G.A. (1979).  
Le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances en Amérique du Nord, 46 p. Un examen préliminaire préparé par le Groupe consultatif de recherche Etats-Unis - Canada sur le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances.
- AUCLAIR, J.C., BRAKKE, D.F. and JONES, H.G. (1980).  
Chemical and biological characteristics of Lake Tantaric: an acidic ecosystem in the Laurentian Park area of Quebec. 63e Congrès canadien de chimie, Ottawa, 8-11 juin.
- BAKER, J.P. and SCHOFIELD, C.L. (1980).  
Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Abstract: International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- BARRETT, E. and BRODIN, G. (1955).  
The acidity of Scandinavian precipitation. *Tellus*, 7: 251-257.
- BEAMISH, R.J. (1974).  
Loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fallout of acid. *Water Research*, 8: 85-95.
- BEAMISH, R.J. and HARVEY, H.H. (1972).  
Acidification of the La Cloche Mountain Lakes, Ontario, and resulting fish mortalities. *J. Fish. Res. Bd Canada*, 29: 1131-1143.
- BEAMISH, R.J., MCFARLANE, G.A., VAN LOON, J.C. and LICHWA, J. (1975).  
An examination of the possible effects of Sudbury nickel mining and smelting operations on fishes and the water chemistry of lakes within the White-fish Lake Indian Reserve. *Fish. Mar. Serv. Tech. Rep.*, 579: 52.
- BERNARD, J.G. et LAGUEUX, R. (1972).  
Association planctonique (Cladocères et Copépodes) d'un lac dimictique du parc des Laurentides, Québec. *Naturaliste canadien*, 99: 381-409.
- BERTINE, K.K. and GOLDBERG, E.D. (1971).  
Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. *Science*, 173: 233-235.
- BOLIN, B., GRANOT, L., INGELSTAM, L., JOHANNESSON, M., MATTSON, E., ODEN, S., ROHDE, S. and TAMM, C.O. (1971).  
Air pollution across national boundaries. The impacts on the environment of sulfur in air and precipitation. Swedish Lake Study for the United Nations Conference on the Human Environment, 96 p.

- BRAKKE, D.F. (1980).  
Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in SNSF lake sediments. III. Cladoceran community structure and stratigraphy. International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- BURROWS, W.D. (1977).  
Aquatic aluminum chemistry toxicology and environmental prevalence. Critical Reviews in Environmental Control, 167-216 p.
- CONROY, N. (1971).  
Classification of Precambrian Shield Lakes based on factors controlling biological activity. Master of Science Thesis, McMaster University, 115 p.
- CONROY, N., HAWLEY, K., KELLER, W. and LAFRANCE, C. (1976).  
Influence of the atmosphere on lakes in the Sudbury area. J. Great Lakes Res., 2, Suppl. 1, p. 146-165.
- CONTANT, H. and DUTHIE, H.C. (1978).  
The phytoplankton of Lac St. Jean, Québec. Bibliotheca Phycologica, Band 40.
- CRONAN, C.S. and SCHOFIELD, C.H. (1979).  
Aluminium leaching response to acid precipitation: Effects on high-elevation watersheds in the northeast. Science, 204: 304-306.
- DAVIS, R.B. and BERGE, F. (1980).  
Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in SNSF lake sediments. II: Diatom stratigraphy and inferred pH. International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- DAVIS, R.B. and NORTON, S.A. (1978).  
Paleolimnology studies of human impact on lakes in the United States, with emphasis on research in New England. Proc. of the II International Symposium on Paleolimnology, Poland.
- DAVIS, R.B., NORTON, S.A., BRAKKE, D.F., BERGE, F. and HESS, C.T. (1980).  
Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in SNSF lake sediments. IV: Synthesis, and comparison with New England. International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- DELISLE, C.E. (1979).  
Impacts des précipitations acides contaminées par les métaux lourds sur les écosystèmes aquatiques. Comptes rendus de la Conférence sur les contaminants dans l'environnement, Québec, 14-15 mai, p. 5.0-5.26.
- DE BARY, E. and JUNGE, C. (1963).  
Distribution of sulfur and chlorine over Europe. Tellus, 15: 370-381.

- DELMAS, R. and LEGRAND, M. (1980).  
The acidity of polar precipitation: A natural reference level for acid rains. Abstract: International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- DICKSON, W. (1975).  
The acidification of Swedish lakes. Dep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 54: 8-20.
- DILLON, P.J. (1980).  
Chemistry of precipitation, water and sediments in lakes and watersheds, Ontario. Abstract: International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- DILLON, P.J., JEFFRIES, D.S. and SCHEIDER, W.A. (1978a).  
Acid precipitation in south-central Ontario: recent observations. J. Fish. Res. Board Can., 35: 809-815.
- DILLON, P.J., YAN, N.D., SCHEIDER, W.A. and CONROY, N. (1978b).  
Acid lakes in Ontario, characterization, extent, and responses to nutrient additions. *Ergebnisse der Limnologie*. Proceedings of a Conference on Lake Metabolism and Management, Uppsala, Sweden, August 1977.
- DOVLAND, H., JORANGER, E. and SEMB, A. (1976).  
Deposition of air pollutants in Norway, p. 14-35. In: BRAEKKE, F.H. (ed.). Impact of acid precipitations on forest and freshwater ecosystems in Norway, SNSF-project, Aas., Norway, Research, Dept., 6/76, 111 p.
- FREY, D.G. (1962).  
Supplement to: The taxonomic and phylogenetic significance of the head pores of the Chydoridae (Cladocera). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 47: 603-609.
- FREY, D.G. (1965).  
Differentiation of Alona costata Sars from two related species (Cladocera, Chydoridae). *Crustaceana*, 8: 159-173.
- FREY, D.G. (1976).  
MS. Chydorids known or anticipated to occur in the Lake Itasca region (Provisional key to female chydorids of the Itasca region).
- FREY, D.G. (1980).  
Cladocera. *Int. geol. correlation program.*, Project 158.
- GJESSING, E.T., HENRIKSEN, A., JOHANNESSEN, M. and WRIGHT, R.F. (1976).  
Effects of acid precipitation on freshwater chemistry. In: Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway, p. 64-85 (ed. by F.H. Braekke). Research Report No. 6, SNSF-project, Norway.

- GORHAM, E. and GORDON, A.G. (1960).  
The influence of smelter fumes upon the chemical composition of lake waters near Sudbury, Ontario, and upon the surrounding vegetation. *Can. J. Bot.*, 38: 477-487.
- GRAHN, O. (1977).  
Macrophyte succession in swedish lakes causes by deposition of airborne acid substances. *Water, Air and Soil Pollution*, 7: 295-305.
- GRAHN, O., HULTBERG, H. and LANDNER, L. (1974).  
Oligotrophication self accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio*, 3: 8.
- GUIMONT, J. et PICHETTE, M. (1979).  
Méthodes de dosage d'éléments en traces dans les sédiments, les roches et les eaux. Rapport AC-5, Direction de l'analyse et contrôle, Ministère des Richesses naturelles, Gouvernement du Québec.
- HANSON, M. (1974).  
Zooplankton Fulufjällsjör med lugt pH. Drottningholm, Freshwater Research Laboratory, Sweden, *Information*, 5: 17.
- HARVEY, H.H. (1980).  
Continuing changes in the fish fauna of the La Cloche Mountain Lakes. Abstract: International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- HEALTH and SAFETY LABORATORY FALLOUT (1972).  
Program U.S.A.E.C., HASL-258, A-40-41, A-93-94.
- HENDREY, G.R., BAALSRUD, K., TRAAEN, T.S., LAAKE, M. and RADDUM, G. (1976).  
Acid precipitation, some hydrobiological changes. *Ambio*, 5(5-6): 224.
- HENDREY, G.R., GALLOWAY, J.N., NORTHON, S.A. and SCHOFIELD, C.L. (1980).  
Sensitivity of the eastern United States to acid precipitation impacts on surface waters. Abstract: International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- HENDREY, G.R. and WRIGHT, R.F. (1976).  
Acid precipitation in Norway; effects on aquatic fauna. *J. Great Lakes Res. Suppl.* 1, Proc. Symp. Atmospheric Contribution to the Chemistry of Lake Waters, 2: 192-207.
- HENRIKSEN, A. (1979).  
A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature*, 278: 542-544.
- HERRON, M.M., LANGWAY, C.C. Jr., WEISS, H.V., HURLEY, J.P., KERR, R.J. and CRAGIN, J.H. (1976).  
Vanadium and other elements in Greenland ice Core. CRREL Report 76-24: 1-4, National Science Foundation.

- HORNSTROM, A. and EKSTROM, C. (1973).  
The effect of acidification on west-coast lakes. Statens Naturvardi-  
sverk (Sweden), 7: 97.
- HUSTEDT, F. (1942).  
In: Das Phytoplakton der Siisswassers. Die Binnengewasser, Bd., 16,  
Teil 2, 2 Halfte, Stuttgart.
- JENSEN, K.W. and SNEKVIK, E. (1972).  
Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southern most  
Norway. *Ambio*, 1: 223-225.
- JONES, H.G. et BISSON, M. (1980).  
Le lac Laflamme: qualité de l'eau et de la neige (hiver 1979-1980).  
INRS-Eau, rapport scientifique No 123. (Pour Environnement Canada).
- JONES, H.G., OUELLET, M. et BRAKKE, D.F. (1980).  
The evolution of acidity in surface waters of Laurentides Park (Québec,  
Canada) over a period of 40 years. International Conference on Ecolo-  
gical Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- JONES, H.G., OUELLET, M., POTVIN, L., SASSEVILLE, J.L. et VISSER, S.A.  
(1976).  
Quelques aspects environnementaux du mercure dans la région du lac  
Mistassini. INRS-Eau, rapport scientifique No 68, 102 p. (Rapport  
soumis aux Services de protection de l'environnement du Québec et à  
Environnement Canada).
- JOURNAULT-DUPONT, C. (1979).  
Etude écologique de la région de Rouyn-Noranda. Comptes rendus de la  
Conférence sur les contaminants dans l'environnement, Québec, 14-15 mai  
1979, p. 11.0-11.43.
- KNABE, W. (1976).  
Effects of sulfur dioxide on terrestrial vegetation. *Ambio*, 5(5-6):  
214.
- KRISHNASWAMI, S., LAL, D., MARTIN, J.M. and MEYBECK, M. (1971).  
Geochronology of lake sediments. *Earth Planet, Sci. Lett.*, 11: 407-  
414.
- KWIATKOWSKI, R.E. and ROFF, J.C. (1976).  
Effects of acidity on the phytoplankton and primary production of se-  
lected northern Ontario Lakes. *Can. J. Botany*, 56: 2546-2561.
- LEBLANC, F. and COMEAU, C. (1972).  
Indice of atmospheric purity and fluorides pollution patterns in Arvi-  
da, Quebec. *Can. J. Bot.*, 50: 979-998.

- LEIVESTAD, H., HENDREY, G., MUNIZ, I.P. and SNEKVIK, E. (1976).  
Effects of acids precipitation of freshwater organisms, p. 86-11. In:  
BRAEKKE, F.H. (ed.). Impacts of precipitation on forest and freshwater  
ecosystems in Norway, SNSF-project, Aas, Norway, Research, Dept. 6/76,  
111 p.
- LIKENS, G.E. and BORMANN, F.H. (1974).  
Acid rain: a serious regional environmental problem. *Science*, 184:  
1176-1179.
- LINZON, S.N. (1958).  
The influence of smelter fumes on the growth of white pine in the Sud-  
bury region, Ontario. Dept. Lands For., Ontario Dept. Mines, Toronto,  
Ont., 45 p.
- MALMER, N. (1976).  
Acid precipitation: chemical changes in the soil. *Ambio*, 5(5-6):  
231.
- MEGARD, R.O. (1967).  
Three new species of *Alona* (Cladocera, Chydoridae from the United Sta-  
tes). *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 52: 37-50.
- MULLER, P. (1980).  
Effects of artificial acidification on the growth of periphyton. *Can.*  
*J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 355-363.
- NORTHON, S.A., DUBIEL, R.F., SASSEVILLE, D.R. and DAVIS, R.B. (1978).  
Paleolimnological evidence for increased zinc loading in lakes of New  
England, U.S.A. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20: 538-545.
- ODEN, S. (1968).  
Nederbördens och fuktens försurningdess orsaker, förlopp och verkani  
olika miljöer. (The acidification of air and precipitation and its  
consequences on the natural environment). *Ecol. Comm. Bull.*, 1: 87.
- ODEN, S. (1971).  
Acidification of the precipitation - a general threat against the eco-  
systems. In: *Forurensning og biologisk miljøvern* (Edited by Myster-  
rund, 1: 63-98, Universitetsforlaget.
- OTTAR, B. (1972).  
Säure Niederschlage in Skandinavien. *Umschau*, 72: 290-291.
- QUELLET, M. (1975).  
Augmentation récente de métaux lourds dans les sédiments de plusieurs  
lacs de l'Ontario et du Québec. Conférence internationale sur les  
métaux lourds dans l'environnement, Toronto, 27-31 octobre.

- QUELLET, M. (1978).  
Some paleolimnological and surface bottom geochemical aspects of Matamek Lakes. 31st Annual Meeting of the Canadian Conference for Fisheries Reserach, Ottawa, 4-5 janvier.
- QUELLET, M. (1979).  
Géochimie et granulométrie des sédiments superficiels du lac Saint-Jean et de la rivière Saguenay. INRS-Eau, rapport scientifique No 104.
- QUELLET, M. (1980).  
Géochimie et paléolimnologie du lac Saint-Jean. In: Productivité biologique des eaux du lac Saint-Jean, INRS-Eau, rapport scientifique No 76.
- QUELLET, M. et POULIN, P. (1975).  
Quelques aspects paléoécologiques de la tourbière du lac Desaulniers et quelques spectres sporo-polliniques modernes du bassin de la Grande Rivière, baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 67, 48 p., 2 annexes. (Pour la Société d'énergie de la baie James).
- QUELLET, M. et POULIN, P. (1976).  
Etudes paléoécologiques des sédiments du lac Waterloo, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 64, 87 p. (Pour le Ministère des Richesses naturelles du Québec).
- QUELLET, M. et POULIN, P. (1977).  
Résultats préliminaires sédimentologiques et paléolimnologiques de la région de la rivière Matamek. Compte rendu des activités et avancement des travaux, INRS-Eau, rapport interne No 55, 74 p. (Pour Woods Hole Oceanographic Institution).
- PATRICK, R. and REIMER, C.W. (1966).  
The Diatoms of the United States. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 13: 688.
- PATRICK, R. and REIMER, C.W. (1975).  
The Diatoms of the United States. Vol. 2, Part 1, Monograph 7, The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 13: 213 p.
- PLATO, P.A. (1972).  
Distribution of Caesium-137 and naturally occurring radionuclides in sediments of Lake Michigan. Radiation Data and Reports, 13: 181-187.
- PRESCOTT, G.W. (1962).  
Algae of the Western Great Lakes Area. Wm. C. Brown Company, Publishers, Iowa, 977 p.
- ROBBINS, J.A. (1978).  
Geochemical and geophysical applications of radioactive lead isotopes. In: Biogeochemistry of lead (NRIAGU, J.P., ed.), Elsevier, 285-393 p.

- ROBBINS, J.A., EDGINGTON, D.N. and KEMP, A.L.W. (1978).  
Comparative Pb-<sup>210</sup>, Cs<sup>137</sup> and pollen geochronologies of sediments from  
Lakes Ontario and Érie. *Quat. Res.*, 10: 256-278.
- ROBITAILLE, G. (1979).  
La pollution et les cernes annuels d'*Abies balsamea*. *Comptes rendus de  
la Conférence sur les contaminants dans l'environnement*, Québec, 14-15  
mai, p. 14.0-14.18.
- ROBITAILLE, G., LEBLANC, F. and RAO, D.N. (1977).  
Acid rain: a factor contributing to the paucity of epiphytic Crypto-  
gams in the vicinity of a copper smelter. *Rev. Bryol. Lichénol.*,  
43(1): 53-66.
- ROWE, S. (1959).  
Forest regions of Canada. Canada Dept. of Northern Affairs and Natio-  
nal Resources, Forestry Branch, Bull. No. 123, 71 p.
- SCHINDLER, D.W., WAGERMANN, R., COOK, R.B., RUSZCZYNSKI, T. and PROKO-  
POWICH, J. (1980).  
Experimental acidification of Lake 223, Experimental Lakes Area. Back-  
ground data and the first three years of acidification. *Can. J. Fish.  
Aquat. Sci.*, 37: 342-354.
- SCHOEFIELD, C.L. (1976).  
Acid precipitation: effects on fish. *Ambio*, 5(5-6), 228 p.
- SEMB, A. (1978).  
Deposition of trace elements from the atmosphere in Norway. SNSF-  
project, Aas, Norway Research, Dept. 13/78, 28 p.
- SHAW, R.W. (1980).  
Origins of acidic materials transported and deposited by the atmosphere  
to Atlantic Canada. Abstract: International Conference on the Ecolo-  
gical Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- SMIRNOV, N.N. (1971).  
*Chydoridae fanny mira*. Fauna SSSR, *Rakoograznye (Crustacea)*, Vol. 1,  
No. 2. Akademija Nauk SSR, Zoologicheskii Institut, new series 101.
- SMITH, J.N. and WALTON, A. (1980).  
Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Sague-  
nay Fjord using the Pb-<sup>210</sup> dating method. *Geochimica and Cosmochimica  
Acta*, Vol. 44, 225-240 p.
- SMOL, J.P. (1980).  
Fossil Synuracean (chrysophyceae) scales in lake sediments: a new  
group of paleoindicators. *Can. J. of Bot.*, 58(4): 458-665.

- SPRULES, W.G. (1975).  
Midsummer crustacean zooplankton communities in acid-stressed Lakes.  
J. Fish Res. Board Can., 32: 389-395.
- STOKES, P.M. (1980).  
Phytoplankton of acidic lakes in Killarney Ontario: community structure related to water chemistry. Abstract: International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, March 11-14.
- TAKAHASKI, E. (1978).  
Electron microscopical studies of the Synuraceae (Chrysophyceae) in Japan: taxonomy and ecology. Tokyo University Press, Tokyo, 194 p.
- THOMAS, M.D. (1962).  
Sulphur dioxide, sulphuric acid aerosol and visibility in Los Angeles.  
Air Water Pollut. Int. J., 6: 443-454.
- THOMAS, R.L. (1972).  
The distribution of mercury in the sediments of Lake Ontario. Can. J. Earth Sci., 9: 636-651.
- VAN HEURCK (1963).  
Traité des diatomées. No 189.
- WALLER, R.E. (1963).  
Acid droplets in town air. Air Water Pollut. Int. J., 7: 773-778.
- WATT, W.D., SCOTT, D., and RAY, S. (1978).  
Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years. Fisheries and Marine Service, Box 550, Halifax, N.S.
- WEISS, H.V., KAIDE, M. and GOLDBERG, E.D. (1971).  
Mercury in a Greenland ice sheet: evidence of recent input by man.  
Science, 174: 692-694.
- WRIGHT, R.F. and GJESSING, E.T. (1976).  
Acid precipitation: changes in the chemical composition of lakes.  
Ambio, 5(5-6): 219.
- YAN, N.D. and STOKES, P. (1978).  
Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alteration of pH. Environmental Conservation, 5: 93-100.

TABLEAU 1 Distribution stratigraphique des paramètres géochimiques dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

PROFONDEUR (cm)	pCi/g	pH	%					PPM										
			H <sub>2</sub> O	C	Al	Ca	Fe	Mg	Na	S	Ag	Co	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
0 - 0.5	6.09	4.8	97.9	40.0	0.118	0.34	0.58	560.0	93.0	2500.0	0.01	5.0	13.0	0.175	56.0	11.0	62.0	112.0
0.5 - 1.0	4.25	4.8																
1.0 - 1.5	4.41	4.8	93.6	36.0	0.132	0.49	0.56	576.0	74.0	2600.0	0.01	4.0	11.0	0.200	56.0	11.0	49.0	109.0
1.5 - 2.0	4.27	4.8																
2.0 - 2.5	2.56	4.8	93.2	37.0	0.132	0.34	0.54	522.0	74.0	2800.0	0.01	4.0	13.0	0.205	54.0	10.0	41.0	113.0
2.5 - 3.0	3.82	4.8																
3.0 - 3.5	2.37	4.8	92.4	37.0	0.132	0.48	0.53	566.0	68.0	3000.0	0.01	5.0	11.0	0.200	58.0	10.0	32.0	117.0
3.5 - 4.0	2.71	4.8																
4.0 - 4.5	2.28	4.8																
4.5 - 5.0	1.81	4.8																
5.0 - 5.5	1.14	4.8																
5.5 - 6.0	1.65	4.8	91.6	38.0	0.127	0.34	0.53	428.0	49.0	2200.0	0.01	4.0	12.0	0.225	56.0	6.0	30.0	108.0
6.0 - 6.5	0.98	4.8																
6.5 - 7.0	1.30	4.8																
7.0 - 7.5	1.17	4.8	91.3	37.0	0.129	0.43	0.52	456.0	52.0	2400.0	0.01	4.0	11.0	0.215	56.0	8.0	30.0	98.0
7.5 - 8.0	0.58	4.8																
8.0 - 8.5	0.73	4.8																
8.5 - 9.0	0.12	4.8	90.4	38.0	0.128	0.33	0.49	414.0	42.0	2200.0	0.01	5.0	9.0	0.205	54.0	6.0	14.0	80.0
9.5 - 10.0	4.8	4.8	91.1	37.0	0.133	0.53	0.49	430.0	45.0	2000.0	0.01	5.0	10.0	0.185	54.0	7.0	8.0	72.0
10.0 - 10.5	0.26	4.8																
11.0 - 11.5	4.8	4.8	91.0	35.0	0.154	0.59	0.51	536.0	65.0	2400.0	0.01	3.0	11.0	0.170	54.0	5.0	8.0	67.0
12.0 - 12.5	0.12	4.8	91.3	36.0	0.155	0.48	0.52	514.0	56.0	2000.0	0.01	4.0	9.0	0.150	52.0	6.0	2.0	55.0
14.0 - 14.5	4.8	4.8	91.3	35.0	0.159	0.50	0.50	472.0	60.0	1900.0	0.01	3.0	8.0	0.170	54.0	7.0	2.0	52.0
16.0 - 16.5	4.8	4.8	91.0	36.0	0.142	0.50	0.50	416.0	49.0	2400.0	0.01	4.0	10.0	0.155	52.0	6.0	2.0	57.0
18.0 - 18.5	4.8	4.8	90.8	35.0	0.137	0.52	0.52	518.0	47.0	2400.0	0.01	3.0	9.0	0.145	54.0	7.0	2.0	68.0
20.0 - 20.5	4.8	4.8	90.7	35.0	0.138	0.52	0.52	476.0	48.0	2300.0	0.01	4.0	8.0	0.140	50.0	6.0	2.0	58.0
22.0 - 22.5	4.8	4.8	90.2	35.0	0.145	0.53	0.53	558.0	47.0	2100.0	0.01	4.0	9.0	0.125	52.0	7.0	2.0	63.0
24.0 - 24.5	4.8	4.8	89.7	36.0	0.149	0.50	0.50	512.0	60.0	2200.0	0.01	4.0	8.0	0.210	52.0	6.0	2.0	55.0
26.0 - 26.5	4.8	4.8	90.6	35.0	0.140	0.51	0.51	486.0	66.0	2300.0	0.01	2.0	8.0	0.140	50.0	7.0	3.0	48.0
26.5 - 27.0	4.8	4.8	90.8	37.0	0.145	0.50	0.50	504.0	88.0	2300.0	0.01	3.0	9.0	0.200	48.0	7.0	2.0	54.0
Limite de détection					0.02	0.02	0.01	1.0	1.0	20.0	0.2	2.0	1.0	0.005	12.0	1.0	2.0	2.0
Ecart type %	0.02	0.7	0.06	4.3			4.5					15.0	12.0	13.0	12.0	7.0	14.0	6.0

TABLEAU 2 Abondance relative des Diatomées fossiles des sédiments les plus récents du lac Laflamme;  
a = abondante, c = commune, m = modérée, r = rare, t = trace.

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																	COMMENTAIRES	
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5		27.0
<u>CYANOPHYTA</u>																		lacs et rivières peu agités  lacs peu profonds et étangs	
Chroococcus sp.	t																		
Oscillatoria bornetti	m																		
Oscillatoria negra	m	c	r																
<u>CHLOROPHYTA</u>																		euplanctonique	
Cosmarium sp.						t			r										
Franceia Droescheri					c	r	r	r	c-m										
Oocystis sp.			t																
<u>CHRYSOPHYTA</u>																			
Chrysophaerelia brevispina						t								t					
Chrysophyte (cysts)				m	m	t	r	t		m	c	m	c	r	c	r	r		m
Mallomonas cf. fastigata								t				r				t			
Dinobryon (cysts)	m	m	m-r	c	c	m	r	m	r	m	c	m	c	m	r	m	r		r
Mallomonas crassisquama										t									
Spiniferomonas cf. abei			r	r						t		t	r	r	r	m	m		
Synura petersenii				c	m	m	m-c	m-c	m	m	m	c	m	m	m	m	t	m	

TABLEAU 2 (suite)

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																	COMMENTAIRES		
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5		27.0	
<u>DIATOMACEAE</u>																				
<i>Amphicampa mirabilis</i>	m	r	r							t										alcaliphille
<i>Amphora cf. normanii</i>									r	r					m					epiphytique et eaux bien oxygénées
<i>Amphora ovalis</i> var. <i>pediculus</i>	m		m	m	r			r		m	m	m	r	r	r		m	m		eau douce à légèrement saumâtre
<i>Aloneis ventricosa</i> var. <i>alpina</i>										t										
<i>Cocconeis cf. fluviatilis</i>								r		t				t	t					
<i>Coscinodiscus</i> sp.		t								r										
<i>Cyclotella bodanica</i>		m			c	m	c		m-c	m	m	m	r	m		r	r	c		
<i>Cymbella heteropleura</i> var. <i>subrostra</i>																			r	
<i>Cymbella cuspidata</i>		m	t							t	m	m		r		m			r	eau légèrement acide à neutre
<i>Cymbella irregularis</i>																	t			
<i>Cymbella lunata</i>	m	m	r							r	t	m		m	c	t				
<i>Cymbella minuta</i>										m		r		r	r	m			m	
<i>Cymbella minuta</i> var. <i>minuta</i>			r	m	m	r	r	t												indifférente du pH, alcaliphille
<i>Cymbella inaequalis</i>																				oligohalobique, alcaliphille

TABLEAU 2 (suite)

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																	COMMENTAIRES		
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5		27.0	
<i>Cymbella tunida</i>									r	t										oligohalobique, alcaliphille
<i>Diploneis elliptica</i>																		t		
<i>Eunotia curvata</i>	r		r		r			t				m		r		r	r	t		acidophilique d'eaux froides
<i>Eunotia bidentula</i>							r			t	r	m								eaux légèrement acides et pauvres en sels minéraux
<i>Eunotia maiora</i>							r			t	r	m								eaux légèrement acides et pauvres en sels minéraux
<i>Eunotia maior var. maior</i>								r	t											
<i>Eunotia naegelii</i>																		t		eaux acides à neutres
<i>Eunotia pectinalis var. maior</i>	r			r							t									eaux acides à neutres
<i>Eunotia pectinalis var. ventricosa</i>				r																eaux pauvres en sels minéraux
<i>Eunotia praerupta</i>	m	r	t	t				r		t										eaux à pH ± neutre
<i>Eunotia soleirolii</i>																		t		eaux légèrement acides
<i>Eunotia serra</i>			t			t				t								m		oligotrophe-dystrophe
<i>Eunotia serra var. diadema</i>																			t	
<i>Fragilaria construens</i>	r	r	m			m	r	r	m		m	r			m					eaux légèrement alcalines

TABLEAU 2 (suite)

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																	COMMENTAIRES		
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5		27.0	
<i>Fragilaria pinnata</i>																				
<i>Frustulia rhomboïdes</i>					m		m									r	m	m	eaux légèrement acides eaux oligotrophiques	
<i>Frustulia rhomboïdes</i> var. <i>crassinervia</i>			m						m	r							m	c		
<i>Frustulia rhomboïdes</i> var. <i>saxonica</i>	r	r	t	t	m	t	r	t	m	r	m	t	t	t	t	t	t	t	pH ± neutre, pauvre en sels minéraux	
<i>Frustulia vulgaris</i>			t			r	t				r			t	t				pH ± neutre, oligotrophique	
<i>Gomphonema angustatum</i>				r							r			t					épiphytique et tychoplanctonique	
<i>Gomphonema truncatum</i> var. <i>turgidum</i>																				
<i>Gomphonema truncatum</i> var. <i>capitatum</i>	r	m	a	m	c	m	c	r	c	c	c	c	c	c	c	c	m	c	oligotrophique	
<i>Melosira</i> cf. <i>excurrens</i>	r	a	r	t	c	t	c	c	c	r	c	c	c	c	c	c	c	c-a	légèrement acides	
<i>Melosira distans</i>	r	t	t	t	c	t	c	c	c	r	c	c	c	c	c	r	c	m	oligohalobique, alcaliphille	
<i>Melosira granulata</i>																				
<i>Melosira islandica</i>	c	c	a	c	c	t	c	c	c	m	c	c	c	c	c	c	r	r	oligotrophique	
<i>Melosira</i> sp.				t	t	t	m	c	c										eaux douces	
<i>Meridion circulare</i>				t							r								eaux courantes	
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i>						r													eaux courantes	

TABLEAU 2 (suite)

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																		COMMENTAIRES
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5	27.0	
<i>Navicula americana</i>		r		m					c	m									alcaliphille et pH ± neutre
<i>Navicula atomus</i>												r	t	r		m			
<i>Navicula aurora</i>				r															pH ± neutre
<i>Navicula capitata</i>		m	r	r						m	m	m	r		r		m	m	grande tolérance
<i>Navicula cuspidata</i>	m	m	m	r	m-c			r-m	r	m	m	c	c	m	r		m	m	grande tolérance
<i>Navicula elginensis</i>	c	c	c	c	m	c	m	m	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	grande tolérance
<i>Navicula globulifera</i>											t	r							
<i>Navicula mutica</i> var. <i>cohrii</i>	m	r	a										r						eaux douces et saumâtres
<i>Navicula latissima</i>													t	r					
<i>Navicula radiosa</i>			c	m	m		r-m								m	r			commune et grande tolérance
<i>Navicula schroetieri</i> var. <i>escambia</i>											c								
<i>Navicula radiosa</i> var. <i>tenella</i>	r	m	m	m								r			r				pH ± neutre
<i>Navicula variostriae</i>																	r		
<i>Nedium affine</i> var. <i>undulatum</i>						r	r					r		t	m				lacustre
<i>Nedium dubium</i>						t													eau et rivières pH indifférent
<i>Nedium gracile</i> <i>aequale</i>									m	m	r	m	m	r	r	r	r	r	lacs et marais
<i>Nedium hitchcockii</i>	m	r	r	t				t	r		r	t	r						en rivière

TABLEAU 2 (suite)

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																	COMMENTAIRES		
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5		27.0	
<i>Nedium iridis</i>										m										
<i>Nedium iridis</i> var. <i>amphigomphus</i>	r	r	m	r		t	r				t	m								indifférent au pH et oligosaprobique
<i>Nitzschia acicularis</i>	m	r	m							m									r	pH indifférent
<i>Nitzschia filiformes</i>	m	r	m					m	r		t	r	r	t	t	t		r	r	pH indifférent
<i>Nitzschia palea</i>																				
<i>Nitzschia</i> sp.					r	r	t													pH indifférent
<i>Pinnularia abeaujensis</i>	c	m	c	r				c		m				t	t	r				eaux pauvres en sels minéraux et tychoplanctonique
<i>Pinnularia acrosphaeria</i>	c	a	a	c-a	c	c	m	c-a	c-a	c	a	c	m	c	m	m	m	m	m	pH ± neutre en lacs et étangs
<i>Pinnularia divergens</i>																		r	r	
<i>Pinnularia gentilis</i>					m	r		r				m		m		r	t			eaux pauvres en sels minéraux et tychoplanctoniques
<i>Pinnularia latevittata</i>														r	r					
<i>Pinnularia maior</i>		m		m	m	m				m		m	m		r	m	r	r		eaux pauvres en sels minéraux et tychoplanctoniques
<i>Pinnularia maior</i> var. <i>transversa</i>																				
<i>Pinnularia nobilis</i>	r	m	a			m	m			t	m			r		m	r	r		eaux pauvres en sels minéraux et légèrement acides

TABLEAU 2 (suite)

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																		COMMENTAIRES
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5	27.0	
<i>Pinnularia polyonca</i>			a			m					t	r	r		r				tychoplanctoniques
<i>Stauroneis acuta</i>				r					t	r		c	c	c	m	m	m	m	tychoplanctoniques et oligohalobique
<i>Stauroneis acuta</i> var. <i>acuta</i>									t					m					ruisseaux et lacs
<i>Stauroneis anceps</i>	m					m	m				c	c	m	m	m	c	c	mq	eurytrophiques et pH indifférent
<i>Stauroneis phoenicentron</i>	r	r	r	r	m	m	r			m-r	t	m			t		t	m	oligohalobique et pH indifférent
<i>Surirella elliptica</i>			m																tychoplanctonique
<i>Surinella linearis</i>	m	m	m	r		t	r							t	r	m	t		tychoplanctonique
<i>Surinella ovalis</i>								t	r										tychoplanctonique
<i>Surinella robusta</i> var. <i>splendida</i>	t																		tychoplanctonique
<i>Surirella</i> sp. (grosse)	t	r	m												t				tychoplanctonique
<i>Surirella</i> sp. (petite)	m															t	r		euplanctonique
<i>Synedra delicatissima</i>		r																	eaux légèrement saumâtres
<i>Synedra radians</i>																			
<i>Synedra</i> sp.							r												
<i>Tabellaria fenestra</i>	r	r	m	m	r	m-c	m	r	m	t	m	r	r	m	m	r	t	m-r	épiphytique et eaux pH + neutre
<i>Tabellaria flocculosa</i>	r	t	t	m	m	m	r	r	r	m	m	m	r	r	r	r	r	r	grande tolérance

TABLEAU 2 (suite)

ESPECES	PROFONDEUR (cm)																	COMMENTAIRES	
	0.5	1.5	2.5	3.5	6.0	7.5	9.0	10.0	11.5	12.5	14.5	16.5	18.5	20.5	22.5	24.5	26.5		27.0
Tetracyclus lacustris	r	r	t																
<u>PYRROPHYTA</u>																			
Peridinium sp. plates only											t	t		t					
<u>POLLEN</u>																			
Betula							r	r	r	m	t	r	r			t	m	c-m	
Pinus (gros)	r	c	r-m	r			r	r	m	r	m	t	r	r		t	m	c-m	
Pinus (petit)						r						t							
Picea																r	c		
Sphagnum (feuille)										t							t		
<u>HETEROTROPHS</u>																			
Arcella cf. vulgaris						t													étangs
Euglypha sp.								t											
Cladoceran (débris)	t	t				t	t	t											
Fungae	t		r		t	t	t	t											
Ostracod valves	t																		
Aiguilles d'éponges rugueuses	r	r	t	t	r	t													
Aiguilles d'éponges lisses	r	m	t	t	r	m	m	t	r	r	t	t	t	t	r	t	r	t	

TABLEAU 3 Abondance relative des Cladocères en fonction de l'intervalle stratigraphique des sédiments les plus récents du lac Laflamme, Québec. Le pourcentage de chaque espèce est calculé à partir d'un comptage total d'environ 200 individus par niveau.

PROFONDEUR (cm)	<i>Acroperus harpae</i>	<i>Alona affinis</i>	<i>Alona costata</i>	<i>Alona intermedia</i>	<i>Alona quadrangularis</i>	<i>Alona rustica</i>	<i>Alona circumfimbriata</i>	<i>Alona guttata</i>	<i>Alonella excisa</i>	<i>Alonella exigua</i>
0.5	3.65	13.54	2.08	0.00	20.83	1.04	13.54	0.00	5.73	1.56
1.5	4.50	17.12	2.70	0.90	13.51	0.00	7.21	0.00	8.11	0.90
3.5	6.25	21.09	3.13	1.56	7.81	0.00	3.91	0.00	9.38	0.00
6.0	4.85	20.39	2.91	0.00	9.71	0.00	5.83	0.97	9.71	0.00
7.5	5.71	25.71	1.43	0.00	12.86	0.00	8.57	1.43	15.00	0.00
11.5	1.39	16.67	0.00	1.39	16.67	0.00	4.86	2.78	15.28	1.39
26.5	3.80	17.72	1.27	2.53	17.72	0.00	5.06	1.27	12.66	1.27

TABLEAU 3 (suite)

PROFONDEUR (cm)	<i>Atnella nana</i>	<i>Camptocercus</i> sp.	<i>Chydorus sphaericus</i>	<i>Chydorus piger</i>	<i>Disparalona acutirostris</i>	<i>Eurycercus</i> sp.	<i>Pleuroxus denticulatus</i>	<i>Pleuroxus trigonellus</i>	<i>Graptoleferis testudinaria</i>	<i>Daphnia catawba</i>
0.5	14.58	0.00	15.63	3.13	2.08	0.00	1.04	1.04	0.52	9.86
1.5	18.02	0.00	17.12	4.50	3.60	0.00	0.90	0.00	0.90	15.27
3.5	17.19	0.00	16.02	3.91	8.98	0.00	0.00	0.00	0.78	16.34
6.0	15.53	0.00	14.56	3.88	1.43	1.43	0.00	1.43	1.43	19.69
7.5	13.57	0.00	5.71	4.29	1.43	1.43	0.00	1.43	1.43	22.22
11.5	20.14	1.39	13.89	1.39	1.39	0.00	0.00	0.00	1.39	26.15
26.5	16.46	1.27	11.39	2.53	2.53	1.27	0.00	0.00	1.27	20.00

TABLEAU 4 Classification des éléments géochimiques en fonction de leurs fluctuations stratigraphiques dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

NUMERO	ELEMENTS	FLUCTUATION
1	Cs- <sup>137</sup> , Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Importante
2	Al, Ca, Fe, Na, S, Co, Mn	Modérée
3	pH, H <sub>2</sub> O, C, Mg, Ag	Aucune

LAC LAFLAMME

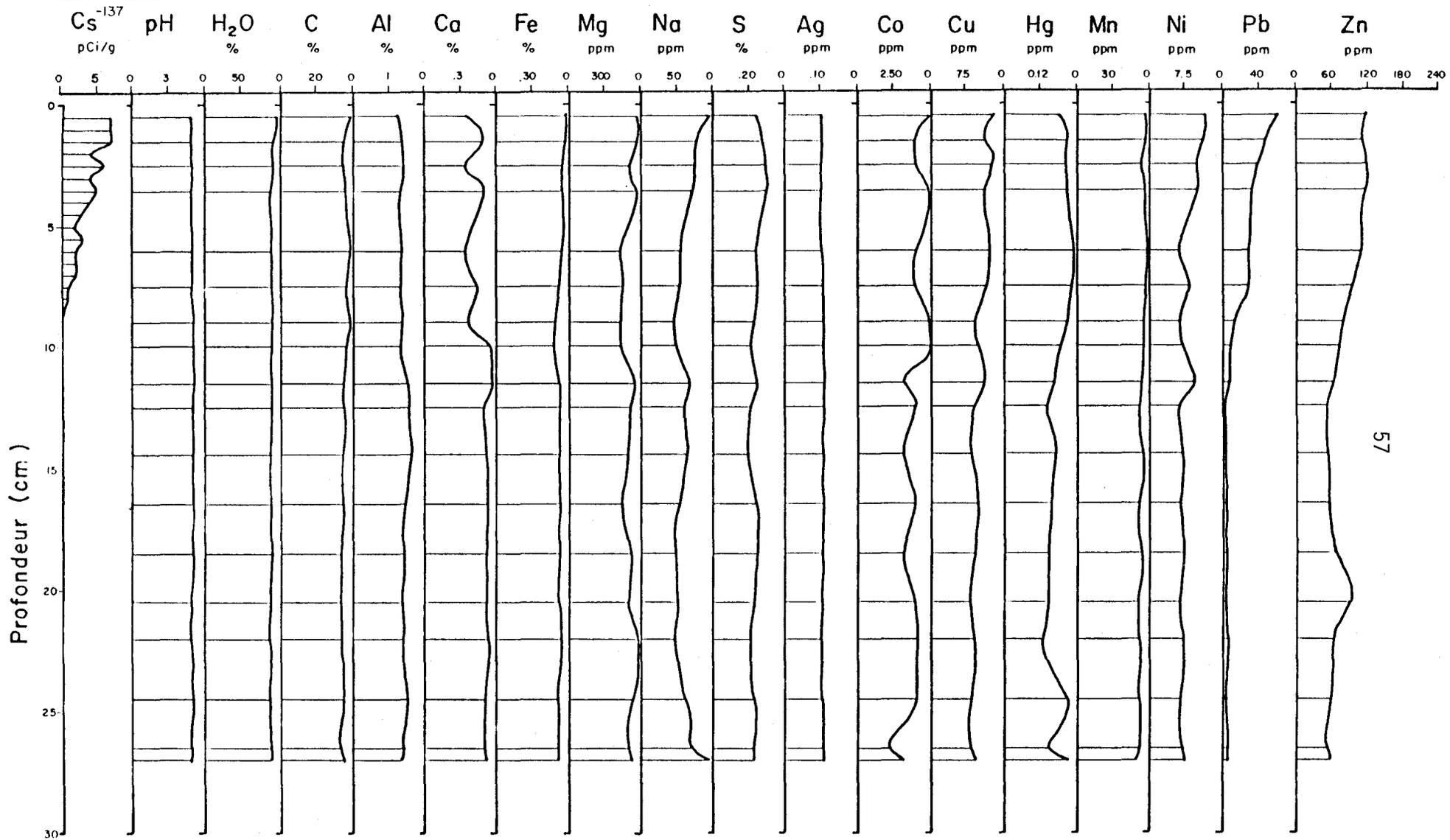


FIGURE 1 Diagramme géochimique des sédiments les plus récents du lac Laflamme.

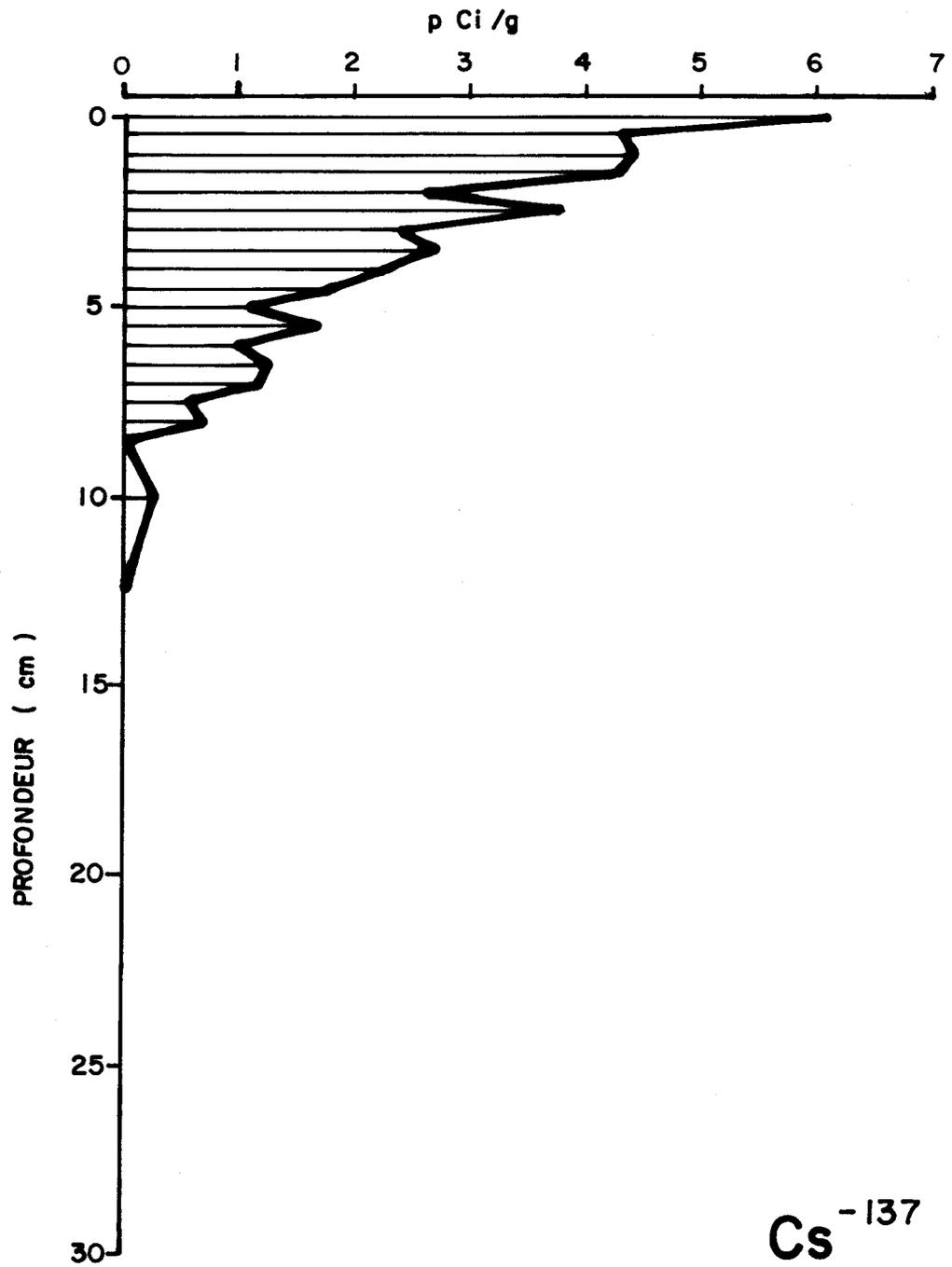


FIGURE 2 Distribution stratigraphique du  $\text{Cs}^{-137}$  dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

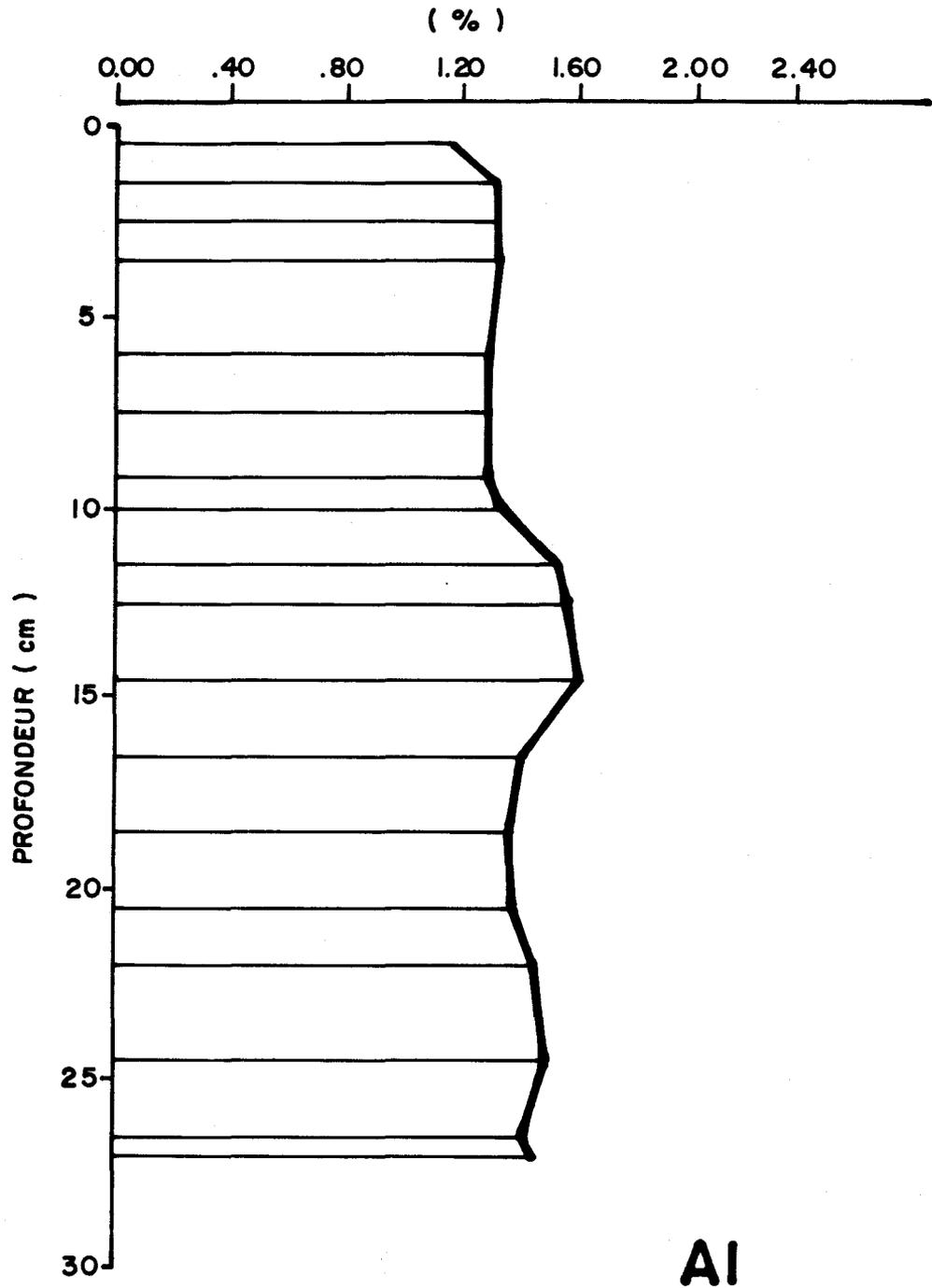


FIGURE 3 Distribution stratigraphique de l'Al dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

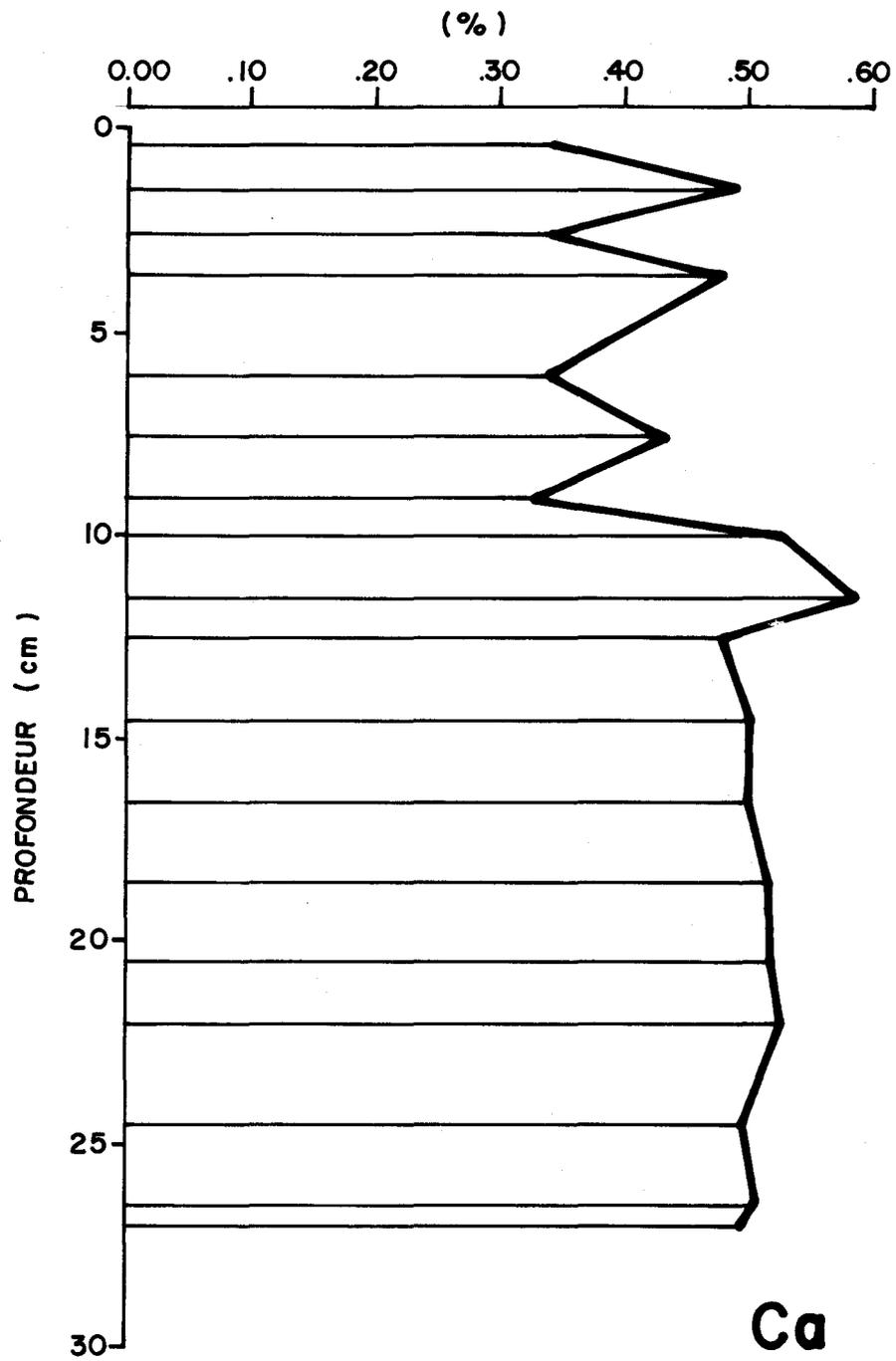


FIGURE 4 Distribution stratigraphique du Ca dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

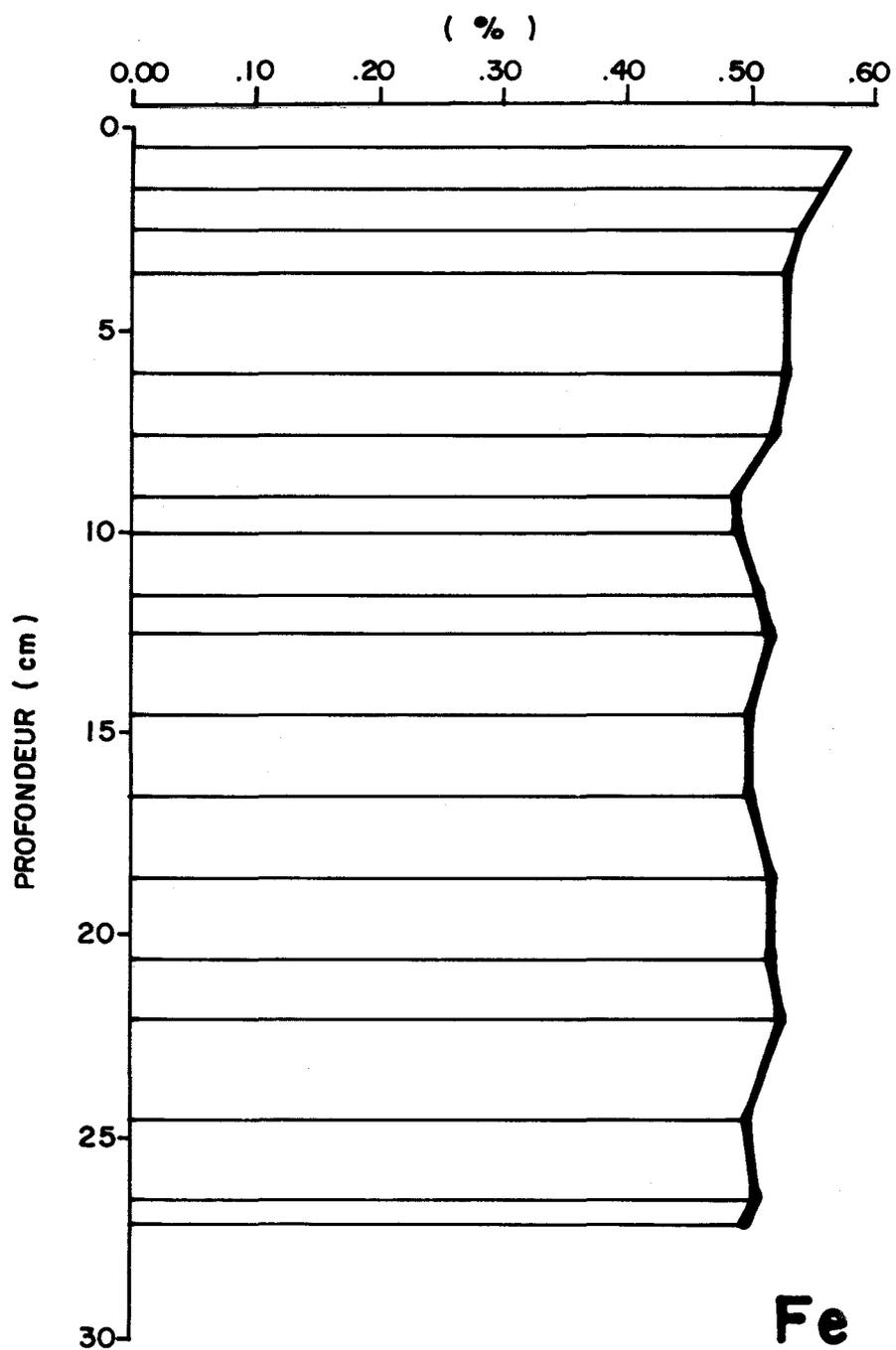


FIGURE 5 Distribution stratigraphique du Fe dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

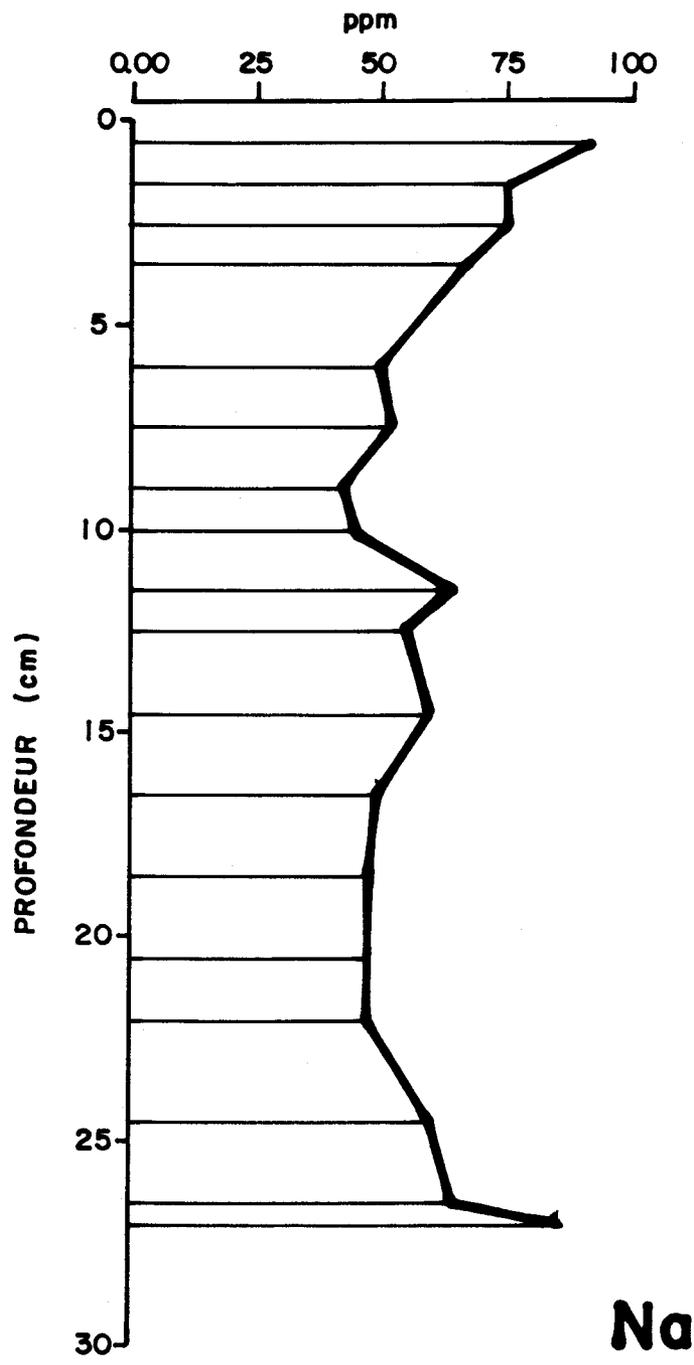


FIGURE 6 Distribution stratigraphique du Na dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

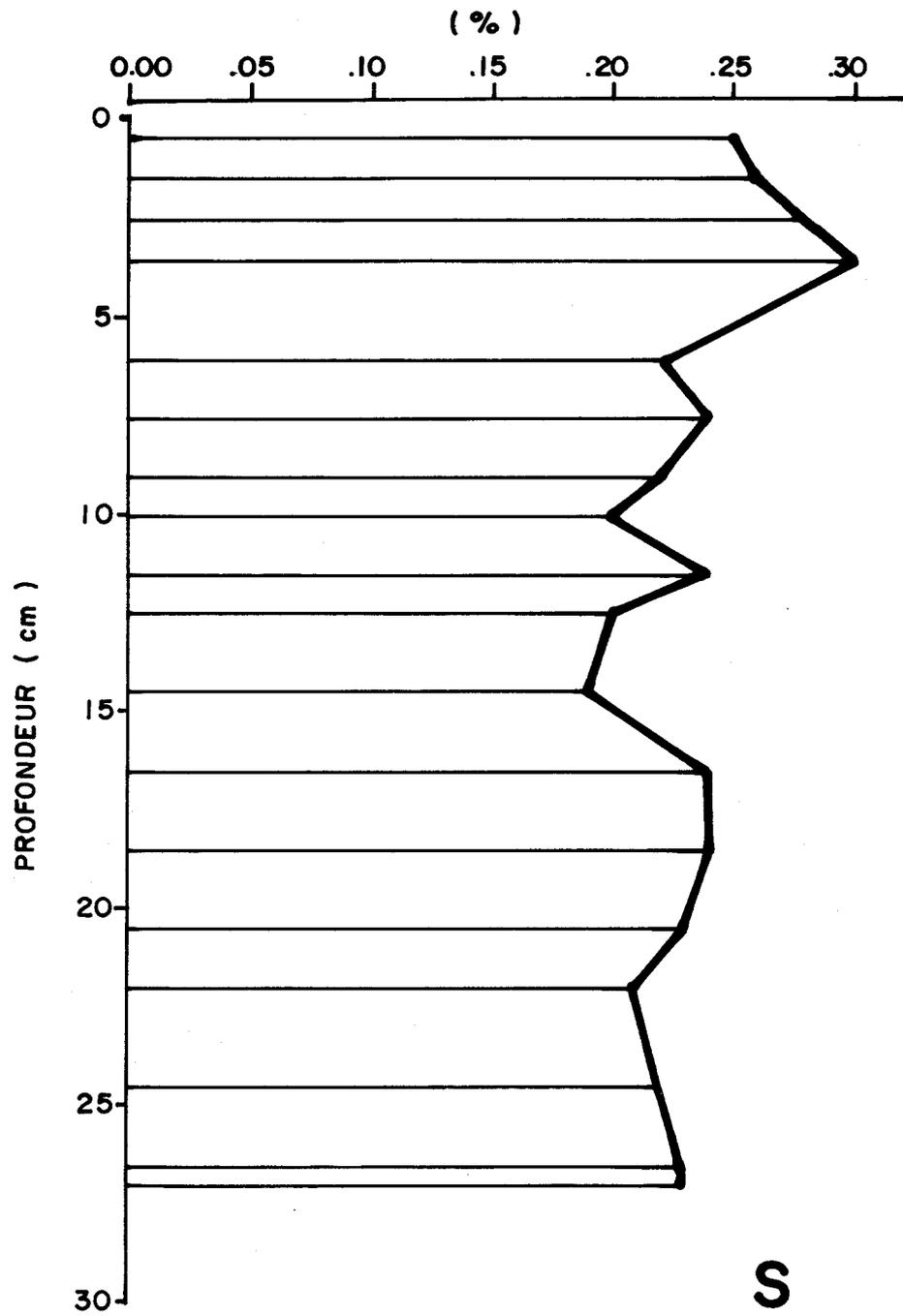


FIGURE 7 Distribution stratigraphique du S dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

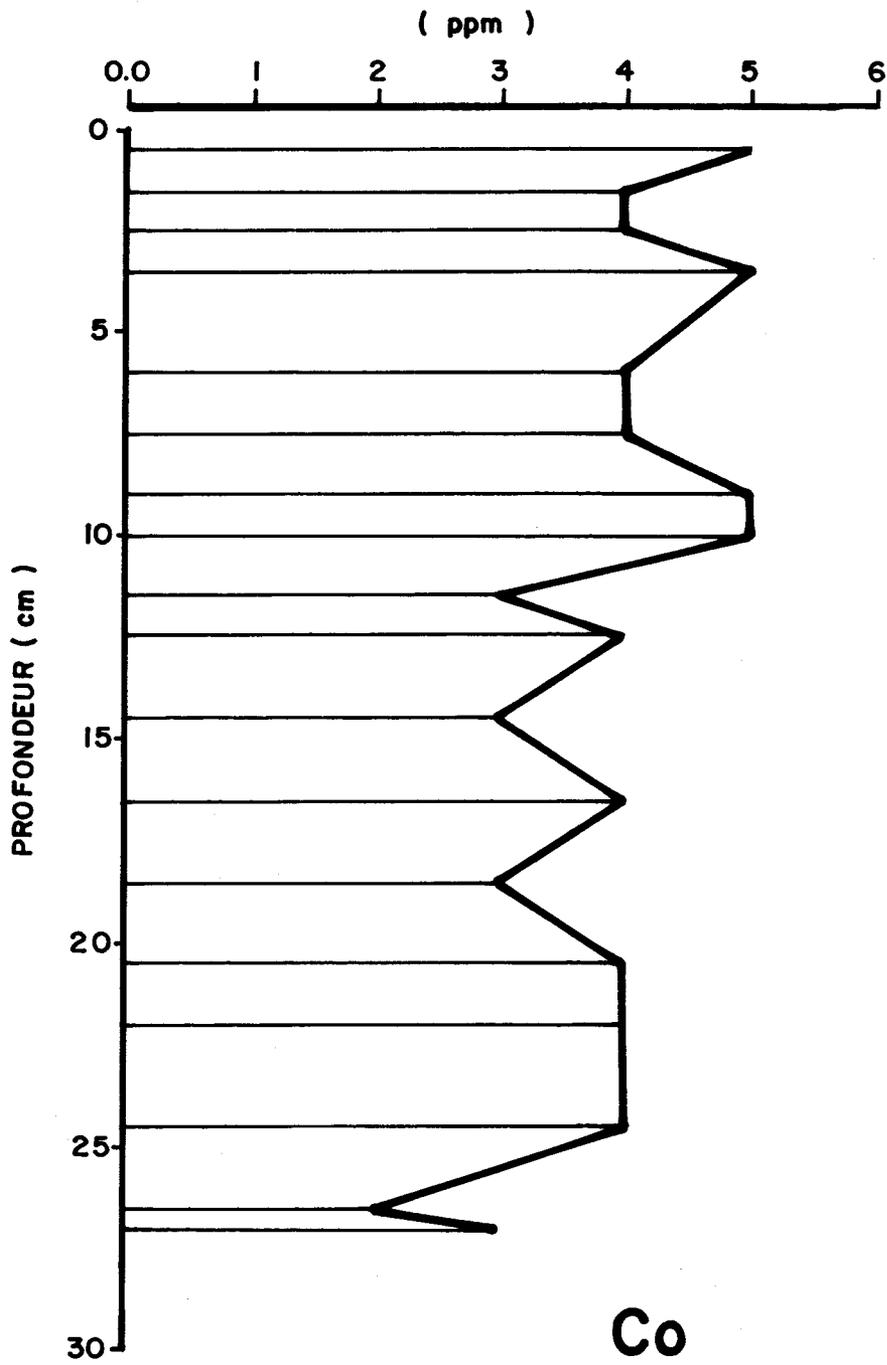


FIGURE 8 Distribution stratigraphique du Co dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

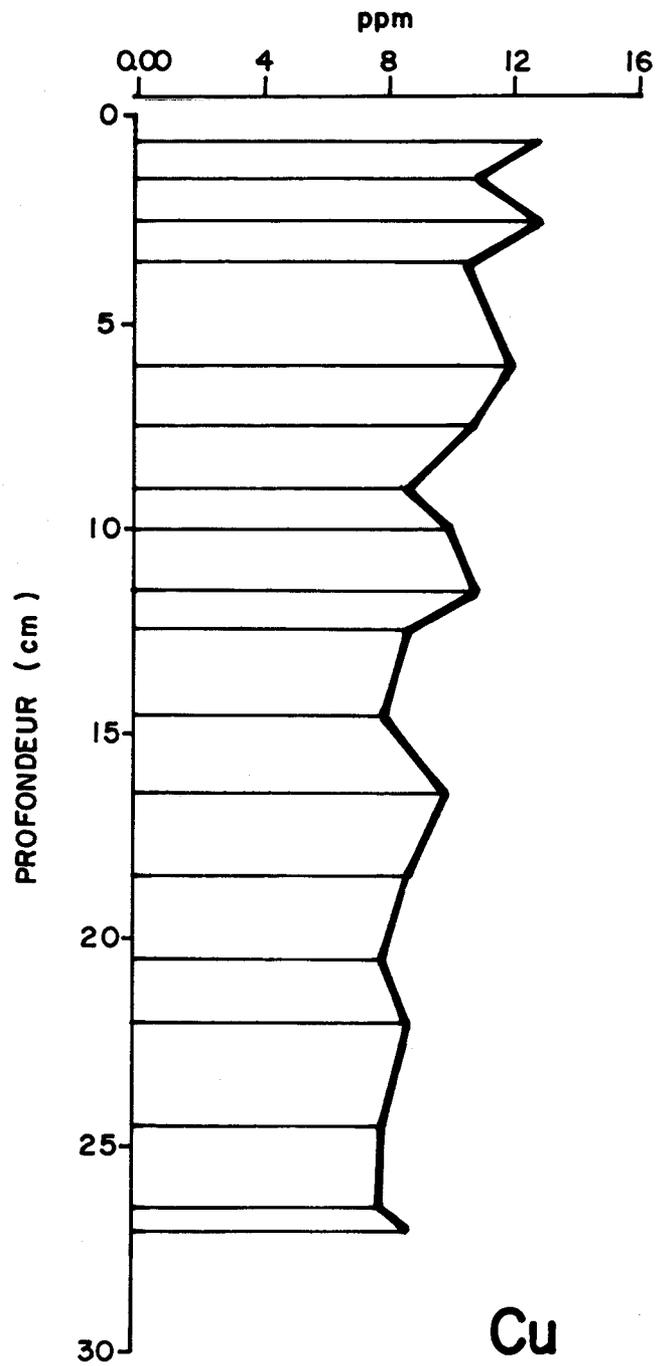


FIGURE 9 Distribution stratigraphique du Cu dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

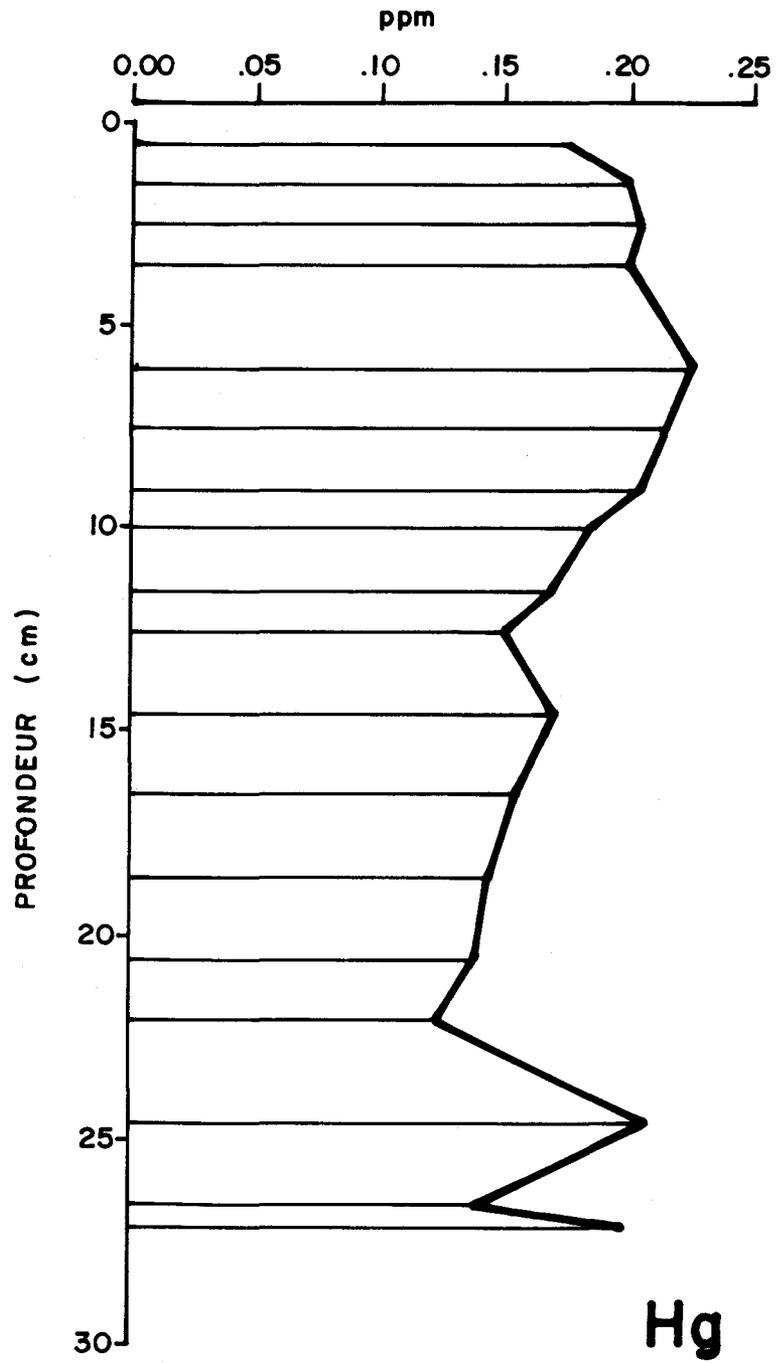


FIGURE 10 Distribution stratigraphique du Hg dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

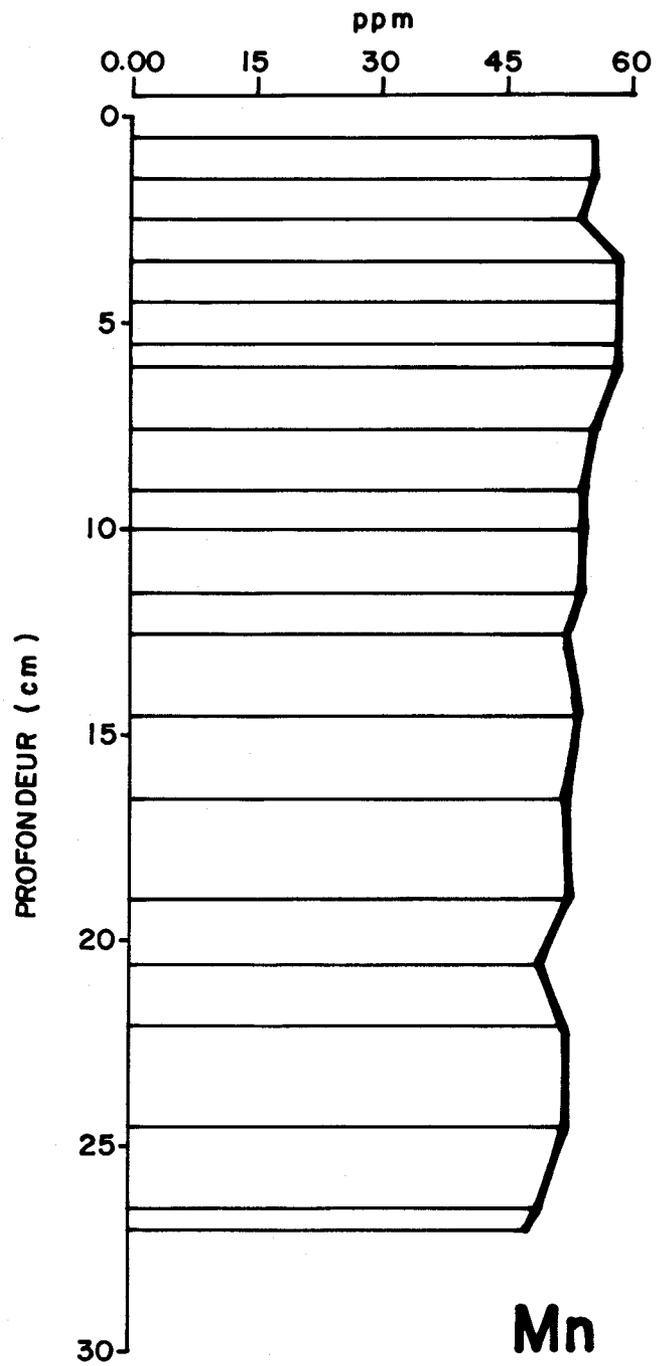


FIGURE 11 Distribution stratigraphique du Mn dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

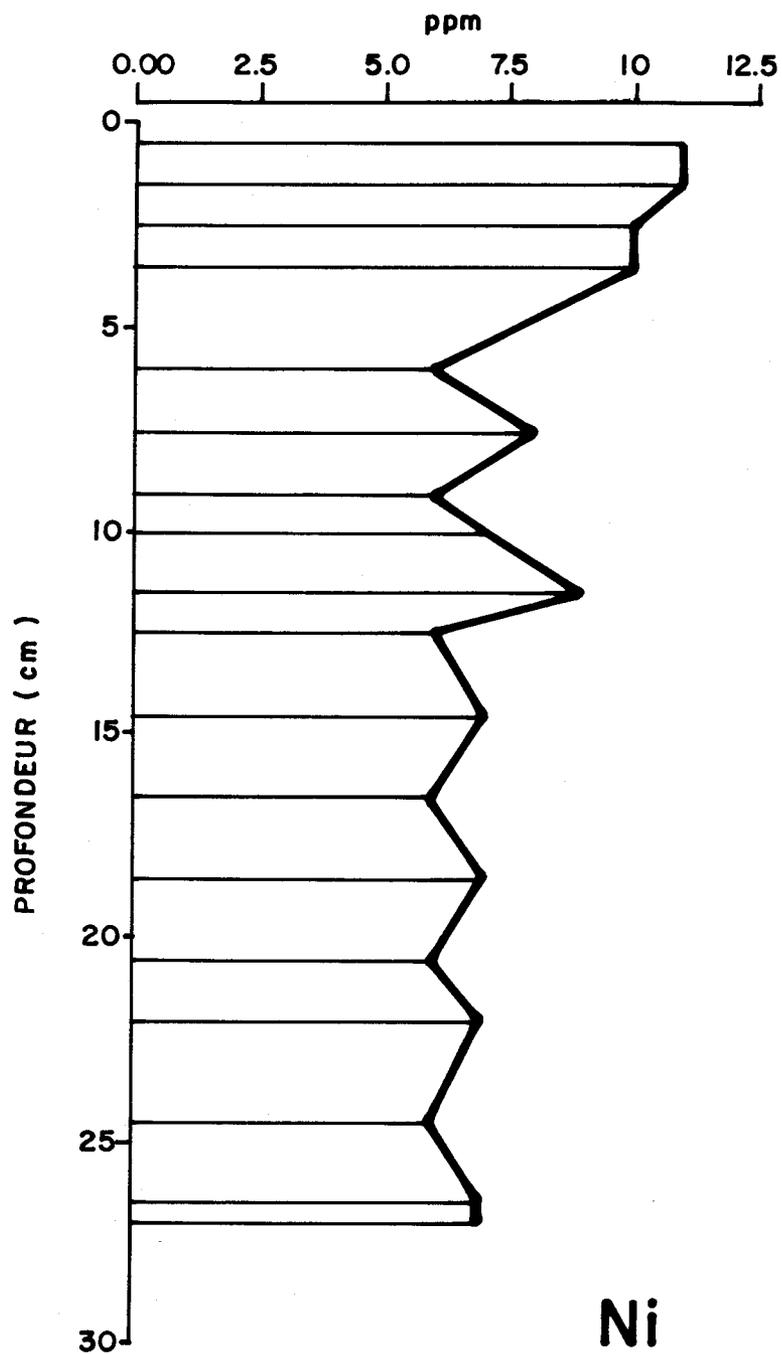


FIGURE 12 Distribution stratigraphique du Ni dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

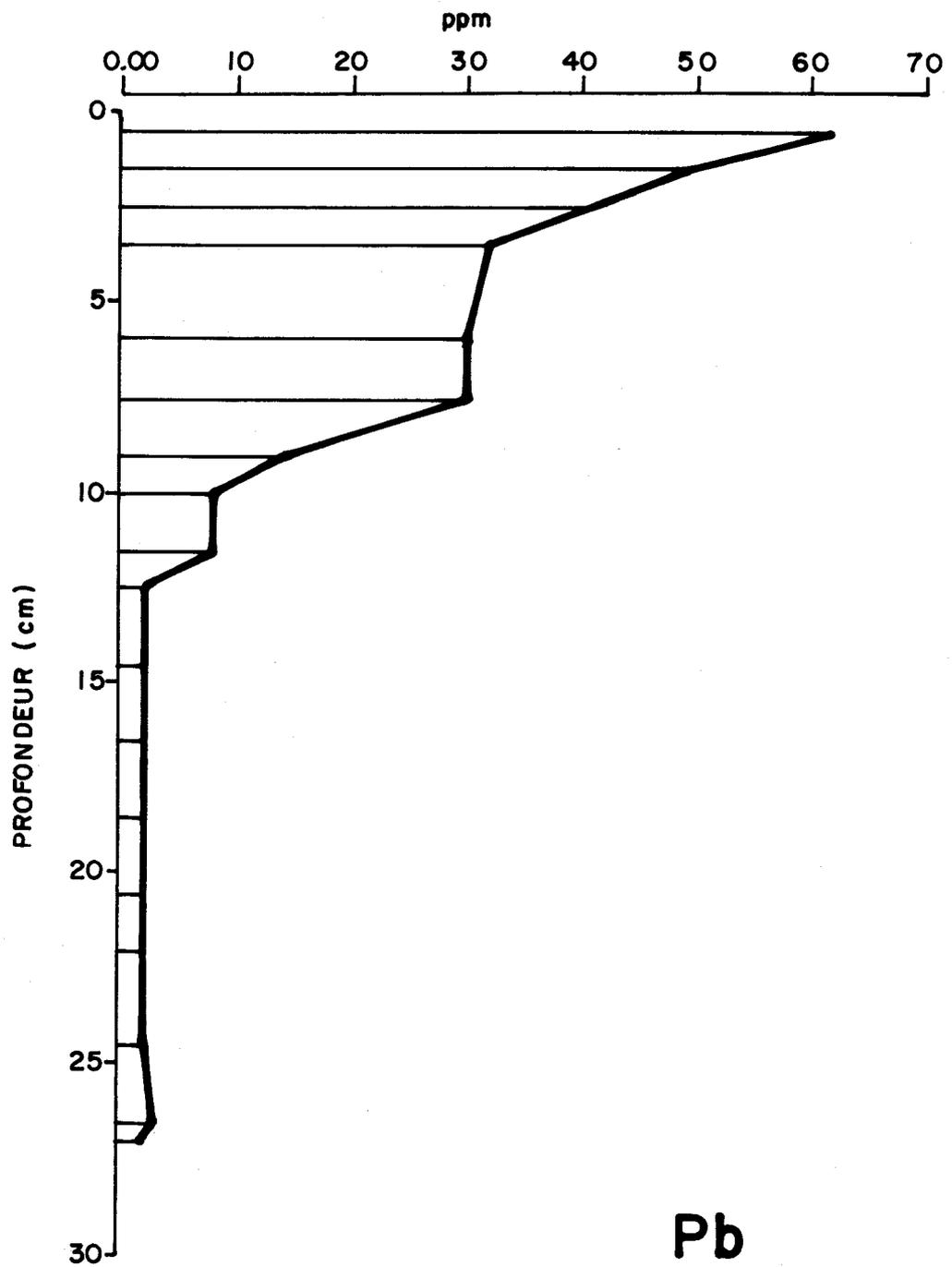


FIGURE 13 Distribution stratigraphique du Pb dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

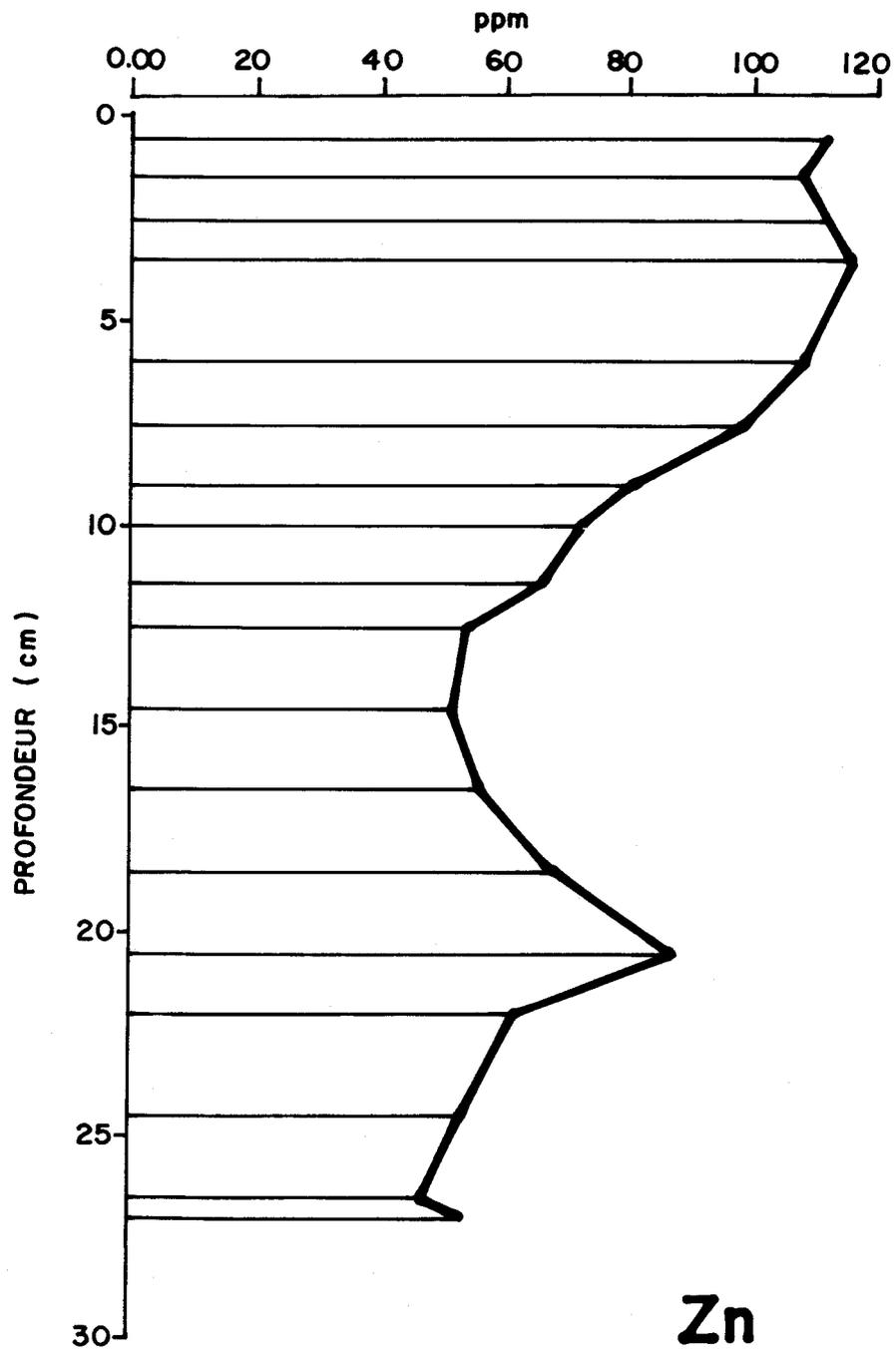


FIGURE 14 Distribution stratigraphique du Zn dans les sédiments les plus récents du lac Laflamme.

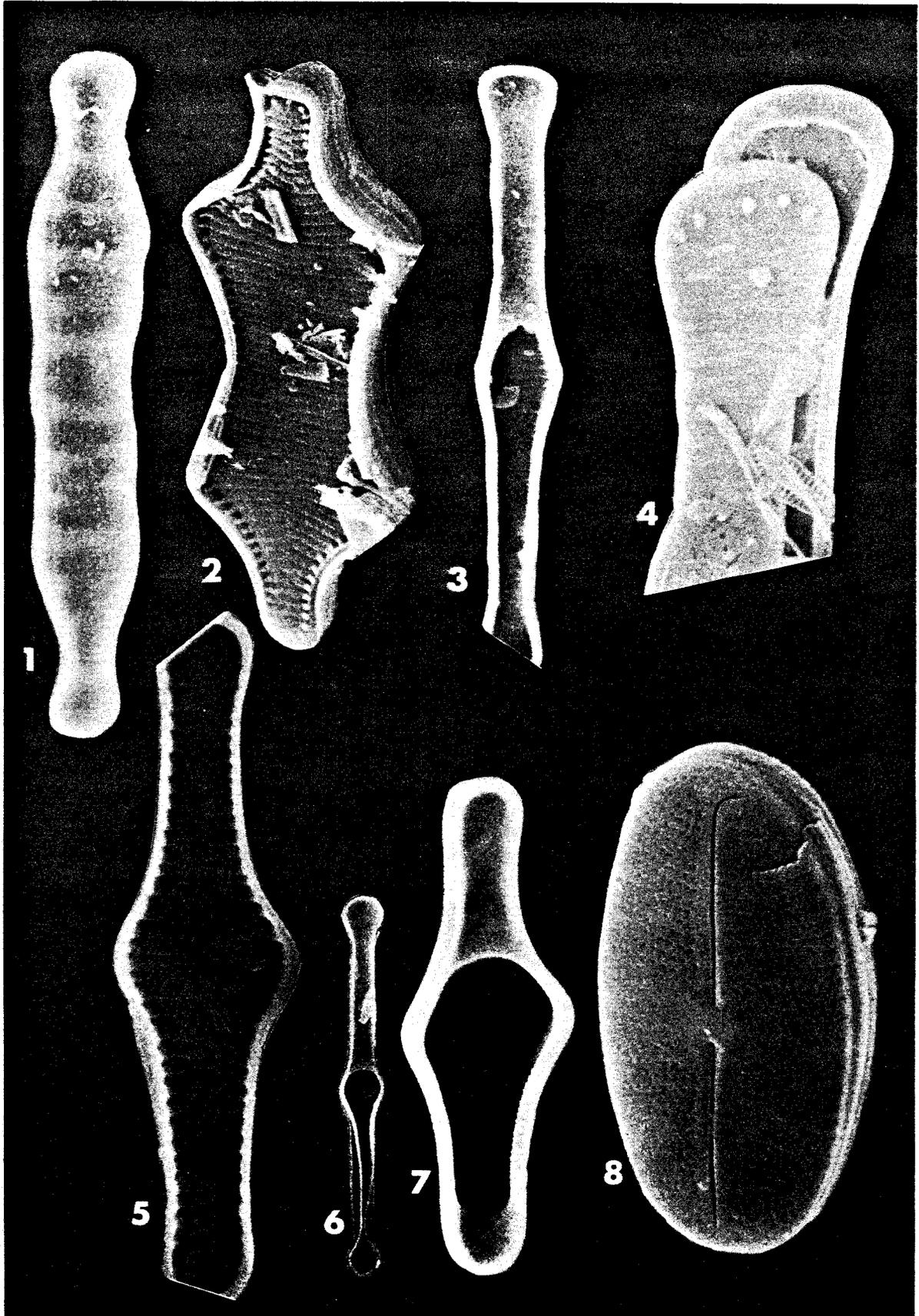


## PLANCHE I

Diatomées des sédiments les plus récents du lac Laflamme.

## FIGURE

- 1 Diatoma cf. anceps x 3 000 (40 x 5 $\mu$ )
- 2 Fragilaria constricta var. constricta x 3 000 (33 x 6 $\mu$ )
- 3 Tabellaria fenestrata x 2 000 (52 x 8 $\mu$ )
- 4 Tabellaria fenestrata x 5 000
- 5 Tabellaria flocculosa x 5 000
- 6 Tabellaria flocculosa x 1 000 (66 x 0.49 $\mu$ )
- 7 Tabellaria flocculosa x 5 000 (17 x 6 $\mu$ )
- 8 Achnanthes x 7 000 (12 x 6 $\mu$ )

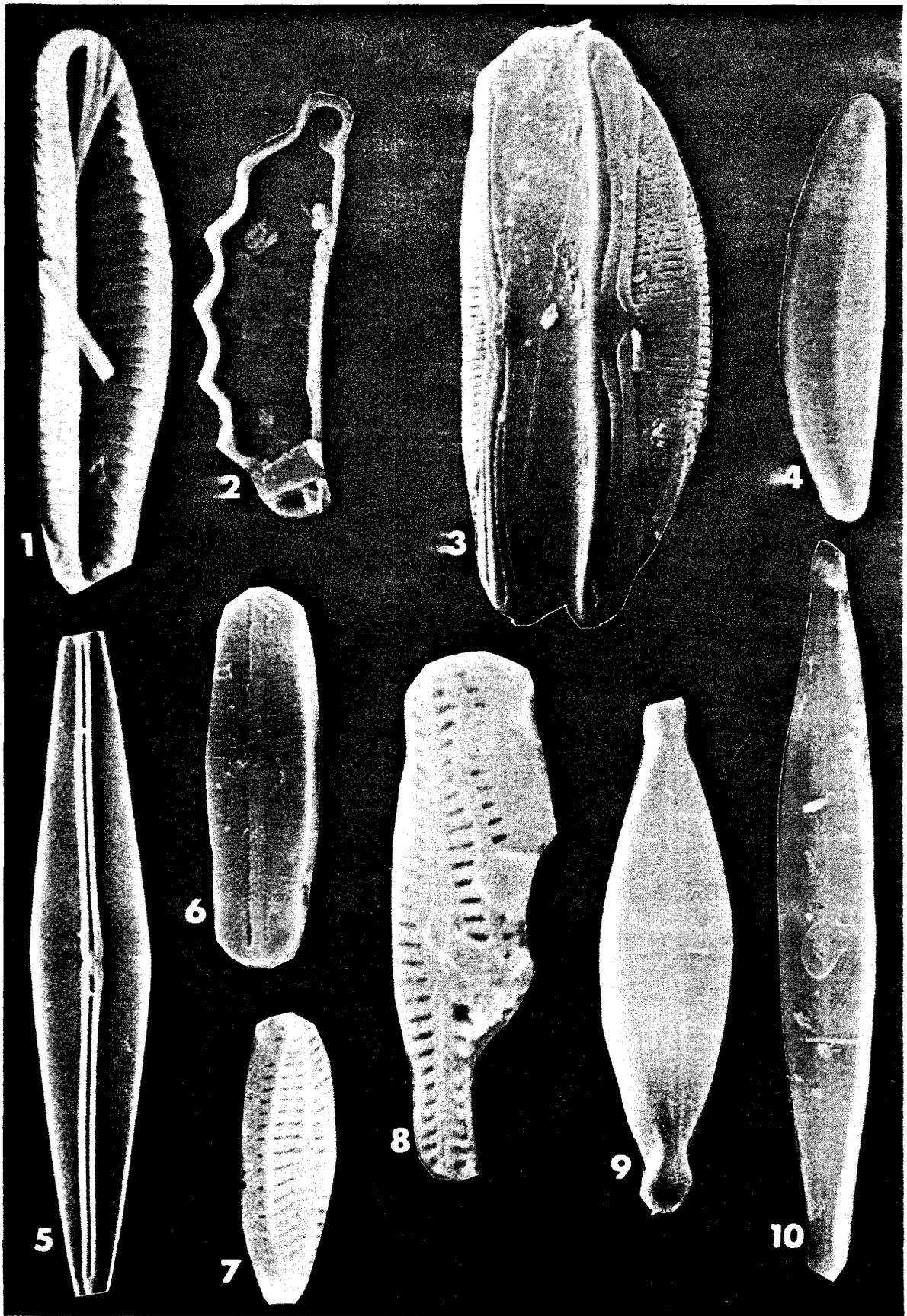


## PLANCHE II

Diatomées des sédiments les plus récents du lac Laflamme.

## FIGURE

- 1 Eunotia pectinalis var. minor x 5 000 (19 x 4.5 $\mu$ )
- 2 Eunotia serra var. diadema x 2 000 (35 x 9 $\mu$ )
- 3 Amphora ovalis x 2 000 (21 x 60 $\mu$ )
- 4 Cymbella lunata x 2 000 (36 x 7 $\mu$ )
- 5 Frustulia rhomboides x 1 000 (120 x 4.8 $\mu$ )
- 6 Navicula americana x 2 000 (33 x 9 $\mu$ )
- 7 Navicula cf. atomus x 10 000 (5 x 1 $\mu$ )
- 8 Navicula capitata x 1 000 (90 x 15 $\mu$ )
- 9 Navicula elginensis x 2 000 (45 x 10.5 $\mu$ )
- 10 Navicula globulifero x 2 000 (7.5 x 64 $\mu$ )

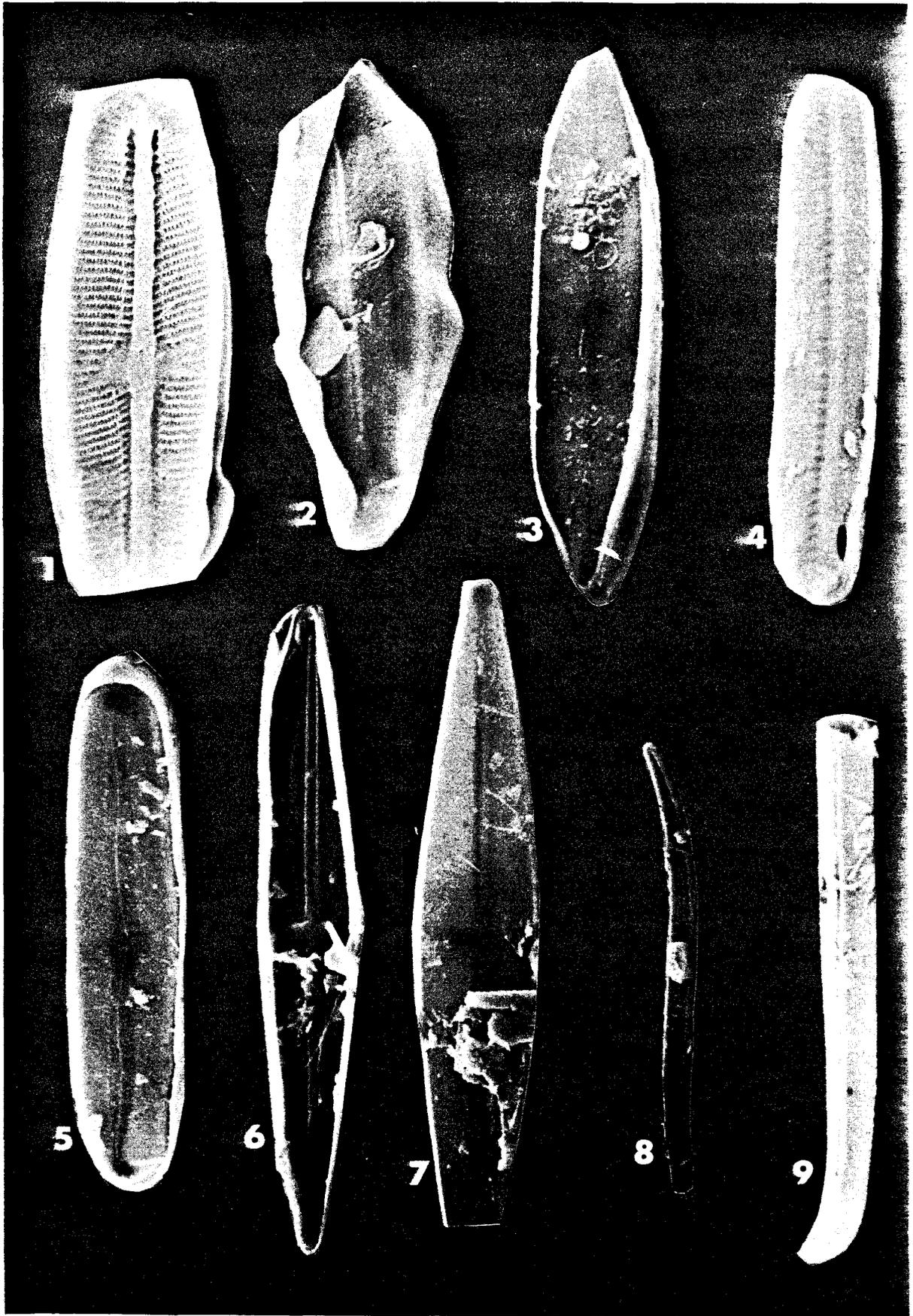


## PLANCHE III

Diatomées des sédiments les plus récents du lac Laflamme.

## FIGURE

- 1 Navicula cf. variostriata var. variostriata x 3 000 (37 x 10 $\mu$ )
- 2 Nedium gracile var. aequale x 2 000 (21 x 13 $\mu$ )
- 3 Nedium iridis var. amphigomphus x 700 (27 x 134 $\mu$ )
- 4 Pinnularia acrosphaeria var. acrosphaeria x 2 000 (47 x 10 $\mu$ )
- 5 Pinnularia maior x 700 (29 x 124 $\mu$ )
- 6 Stauroneis acuta x 700 (157 x 25.7 $\mu$ )
- 7 Stauroneis phoenicentron x 700 (29 x 168 $\mu$ )
- 8 Nitzschia filliformes x 1 000 (4 x 80 $\mu$ )
- 9 Nitzschia filliformes x 1 000 (4 x 39.2 $\mu$ )

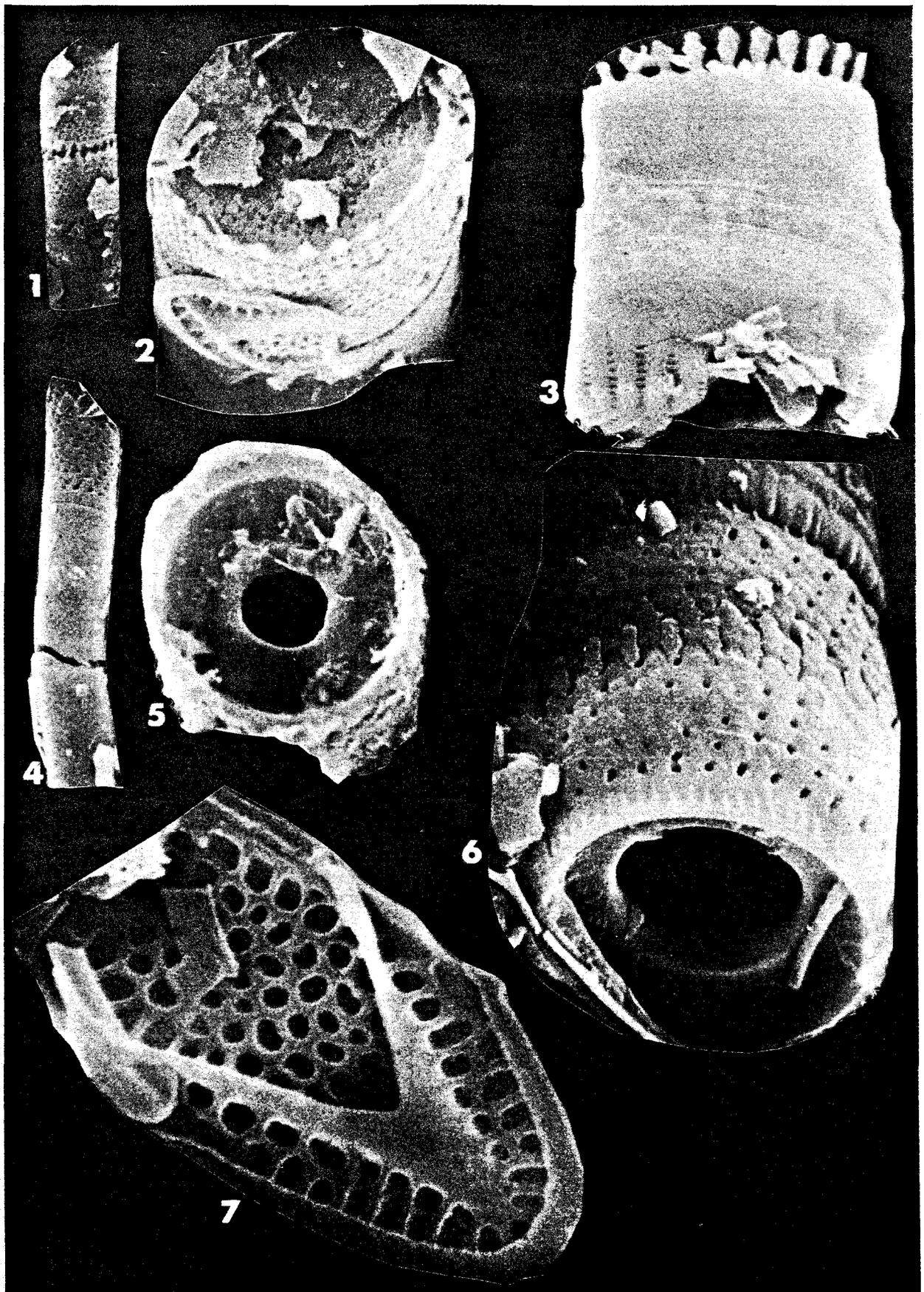


## PLANCHE IV

Diatomées des sédiments les plus récents du lac Laflamme.

## FIGURE

- 1     Melosira ambigua x 2 000
- 2     Melosira ambigua x 7 000
- 3     Melosira distans x 7 000
- 4     Melosira islandica x 3 000
- 5     Melosira islandica x 7 000
- 6     Melosira islandica x 10 000
- 7     Mallomonas crassisquama x 15 000



## PLANCHE V

Diatomées des sédiments les plus récents du lac Laflamme.

## FIGURE

- 1 Mallomonas cf. fastigata x 20 000
- 2 Synura cf. petersenii x 20 000 (4.3 x 3 $\mu$ )
- 3 Synura cf. petersenii x 20 000
- 4 Synura cf. petersenii x 10 000 (4 x 1.5 $\mu$ )
- 5 Synura mammilosa x 15 000 (5 x 4 $\mu$ )
- 6 Spiniferomonas cf. abei x 20 000

