

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN PRODUCTIVITÉ AQUATIQUE

PAR
PATSY-ANN THOMPSON
B.sc.hon. en Biologie

L'INFLUENCE DU CUIVRE SUR LE PHYTOPLANCTON
DE LA RIVIÈRE SAGUENAY

JUIN 1984



Mise en garde/Advice

Afin de rendre accessible au plus grand nombre le résultat des travaux de recherche menés par ses étudiants gradués et dans l'esprit des règles qui régissent le dépôt et la diffusion des mémoires et thèses produits dans cette Institution, **l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** est fière de rendre accessible une version complète et gratuite de cette œuvre.

Motivated by a desire to make the results of its graduate students' research accessible to all, and in accordance with the rules governing the acceptance and diffusion of dissertations and theses in this Institution, the **Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** is proud to make a complete version of this work available at no cost to the reader.

L'auteur conserve néanmoins la propriété du droit d'auteur qui protège ce mémoire ou cette thèse. Ni le mémoire ou la thèse ni des extraits substantiels de ceux-ci ne peuvent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

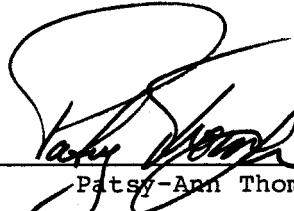
The author retains ownership of the copyright of this dissertation or thesis. Neither the dissertation or thesis, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

RÉSUMÉ

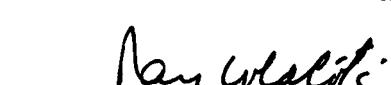
En 1981, une étude des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux superficielles de la rivière du Saguenay a montré que la communauté phytoplanctonique est dominée au cours de la saison par les diatomées *Asterionella formosa* Hass., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *Melosira ambigua* (Grun.) O. Müller et *M. islandica* O. Müller. De plus, le Saguenay se caractérise par une absence de poussée phytoplanctonique printanière et par une production primaire extrêmement faible jusqu'à la mi-juillet.

Des expériences parallèles ont été poursuivies au laboratoire avec des populations indigènes (chlorophycées ou diatomées) maintenues en chémostat pour étudier la toxicité du cuivre sous les formes ionique, complexée (à de l'acide humique) et adsorbée (à des fibres de cellulose provenant d'une papeterie régionale); les effets du cuivre sont précisés en considérant la composition spécifique, la biomasse et les taux d'assimilation de carbone des populations naturelles. Avec les chlorophycées, les taux de production primaire étaient plus fortement inhibés par le cuivre que les teneurs en chlorophylle *a*, tandis qu'avec les diatomées, la densité cellulaire, la biomasse et les taux de production primaire sont tous fortement inhibés par le cuivre. Par ailleurs, la présence d'acide humique et de fibres de cellulose réduit sans équivoque l'action toxique du cuivre. Une telle observation s'avère importante pour l'écophysiologie du phytoplancton de la rivière du Saguenay puisque les eaux de ce milieu côtier reçoivent à la fois

de grandes quantités d'eaux usées riches en matière organique et particulière provenant des papeteries régionales.



Patsy-Ann Thompson



Raynald Côté

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont de façon particulière au Docteur Raynald Côté qui, en m'appuyant au cours de cette recherche, a su me donner conseils et encouragements lorsqu'ils étaient nécessaires. Je tiens de plus à remercier Monsieur Sylvain Cloutier pour l'aide qu'il m'a apportée lors des sorties sur le terrain et Monsieur Bruno Gauthier pour son aide technique au laboratoire.

Je remercie également le Fonds F.C.A.C. pour la bourse d'études supérieures qui m'a été accordée pour l'année 1981-82. Ce travail de recherche fut réalisé grâce à l'appui financier du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention A7225 à R. Côté), du Programme d'aide institutionnelle à la recherche (PAIR) et de la Fondation de l'Université du Québec à Chicoutimi.

Finalement, je remercie Madame Diane St-Pierre pour la dactylographie de ce manuscrit.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
RÉSUMÉ.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
CHAPITRE I - INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE II - MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	7
CHAPITRE III - VARIATIONS SAISONNIÈRES DE VARIABLES ABIOTIQUES ET BIOTIQUES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES DE LA RIVIÈRE DU SAGUENAY.....	14
3.1 Résultats.....	15
3.1.1 Caractéristiques physiques et chimiques.....	15
3.1.2 Caractéristiques biologiques.....	23
3.2 Discussion et conclusion.....	29
CHAPITRE IV - INFLUENCE DE LA BIODISPONIBILITÉ DU CUIVRE SUR LES POPULATIONS PHYTOPLANCTONIQUES NATURELLES DE LA RIVIÈRE SAGUENAY.....	33
4.1 Résultats.....	34
4.1.1 Composition taxonomique.....	34
4.1.2 Indices de diversité et densité cellulaire.....	38
4.1.3 Teneurs en chlorophylle <i>a</i>	40
4.1.4 Taux de production primaire et rapport P/B.....	46
4.2 Discussion et conclusion.....	49
4.2.1 Chlorophycées.....	49
4.2.2 Diatomées.....	53

	Page
CHAPITRE V - CONCLUSION GÉNÉRALE.....	57
BIBLIOGRAPHIE.....	60
ANNEXE I.....	66

LISTE DES FIGURES

Page

CHAPITRE I

- FIGURE 1 Système hydrographique du Saguenay. Le cartouche représente l'ensemble de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. 2

CHAPITRE III

- FIGURE 1 Fluctuations saisonnières de l'épaisseur de la couche photique de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi) 16
- FIGURE 2 Variations saisonnières de la température des eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi). 17
- FIGURE 3 Fluctuations saisonnières des teneurs en nitrates, ammoniaque, silicates et phosphates dans les eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi). 19
- FIGURE 4 Distribution verticale des teneurs en nitrates, ammoniaque, silicates et phosphates dans les eaux de la rivière du Saguenay en 1981 (station de chicoutimi). 22
- FIGURE 5 Variations saisonnières de la chlorophylle *a* et de la production primaire dans les eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi). 24
- FIGURE 6 Fluctuations saisonnières des rapports P/B des eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi). 27

CHAPITRE IV

- FIGURE 1 Variabilité temporelle de la densité cellulaire dans les ballons de culture de l'expérience IV (station de Chicoutimi, novembre 1981). (A, B et C représentent respectivement les ballons témoins contenant soit du milieu de culture AAP modifié, soit 5 mg.L⁻¹ d'acide humique ou soit 1 g de fibres de cellulose. 39

FIGURE 2	Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle <i>A</i> , des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience I (station Shipshaw; juillet 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T ₄₈ (1).	41
FIGURE 3	Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle <i>A</i> , des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience II (station de Chicoutimi; juillet 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T ₄₈ (1).	42
FIGURE 4	Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle <i>A</i> , des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience III (station de Chicoutimi; septembre 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T ₃₆ (1). A, B et C représentent respectivement les ballons témoins contenant soit du milieu de culture AAP modifié, soit 5 mg.L ⁻¹ d'acide humique ou soit 1 g de fibres de cellulose.	43
FIGURE 5	Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle <i>A</i> des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience IV (station de Chicoutimi; novembre 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T ₄₅ (1). A, B et C représentent respectivement les ballons témoins contenant soit du milieu de culture AAP modifié, soit 5 mg.L ⁻¹ d'acide humique ou soit 1 g de fibres de cellulose.	45

LISTE DES TABLEAUX

	Page
<u>CHAPITRE III</u>	
TABLEAU 1	Variabilité saisonnière des rapports N/P dans les eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi). 20
TABLEAU 2	Variations saisonnières de la chlorophylle α totale, du pourcentage de la chlorophylle α en surface par rapport à la chlorophylle α totale, de la production primaire totale et du pourcentage de la production primaire en surface par rapport à la production primaire totale de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi). 25
TABLEAU 3	Variations saisonnières de la composition taxonomique de la population de phytoplancton de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi). 28
TABLEAU 4	Coefficients de corrélation partielle (coefficients de corrélation Pearson) entre les variables physiques, chimiques et biologiques des eaux de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi). Le nombre de degrés de liberté ($n-2$) est de 11. 31
<u>CHAPITRE IV</u>	
TABLEAU 1	Abondance relative des différentes espèces de phytoplancton dans les ballons de culture des expériences I (station de Shipshaw; juillet 1981), II (station de Chicoutimi; juillet 1981) et III (station de Chicoutimi; septembre 1981). 35
TABLEAU 2	Abondance relative (en pourcentage) de <i>Melosira isalnica</i> O. Müller, d' <i>Asterionella formosa</i> Hass. et de <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz. dans les ballons de culture de l'expérience IV (station de Chicoutimi; novembre 1981). 37
TABLEAU 3	Analyse de variance (ANOVA) menée sur les teneurs en chlorophylle α sur des taux de production primaire et sur les rapports P/B des populations de phytoplancton de la rivière du Saguenay traitées avec 10, 50 et 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ Cu ionique (A), cuivre complexé (B) et cuivre sous forme adsorbée (C). 47

	Page
TABLEAU 4	50

Coefficients de corrélation entre les rapports P/B, les teneurs en chlorophylle *a* et les taux de production primaire des 4 expériences. Le nombre de paires de données est 5 pour les expériences I et II, 11 pour l'expérience III et 7 pour l'expérience IV.

CHAPITRE I

INTRODUCTION

CHAPITRE I

INTRODUCTION

Depuis le début de l'ère de l'industrialisation, les complexes usiniers ont cherché à se localiser près de cours d'eau importants, l'eau étant un matériel essentiel à de nombreux procédés de fabrication. De plus, les cours d'eau servaient et servent encore de milieu récepteur de rejets industriels de toutes sortes. La région du Saguenay dont l'économie est basée sur l'eau comme facteur de production d'énergie, n'a pas échappé à cette situation; en effet, de nombreuses industries (v.g. alumineries, papeteries) sont venues s'y établir et par conséquent, ont contribué aux déversements d'importantes quantités d'eaux usées.

Le Saguenay draine les eaux de deux importants systèmes lenti-ques (figure 1): le lac Saint-Jean (longueur 44 km et largeur 24 km) et le lac Kénogami (longueur 27 km et largeur 4 km); de plus, il est considéré comme le plus important tributaire du Saint-Laurent (D'Anglejan, 1970). Il peut être divisé en deux grandes parties: la *rivière du Saguenay* qui s'étend du lac Saint-Jean jusqu'à Saint-Fulgence, sur une longueur de 65 km, et le *fjord du Saguenay* qui s'étend de Saint-Fulgence jusqu'à l'Estuaire du Saint-Laurent à Tadoussac, sur une longueur de 100 km. Les premiers 40 km de la rivière sont relativement peu profonds (maximum 10-12 m); cependant dans les 25 derniers km, particulièrement dans le canal de navigation, la profondeur maximale atteint environ 60 m. Cette dernière section de la

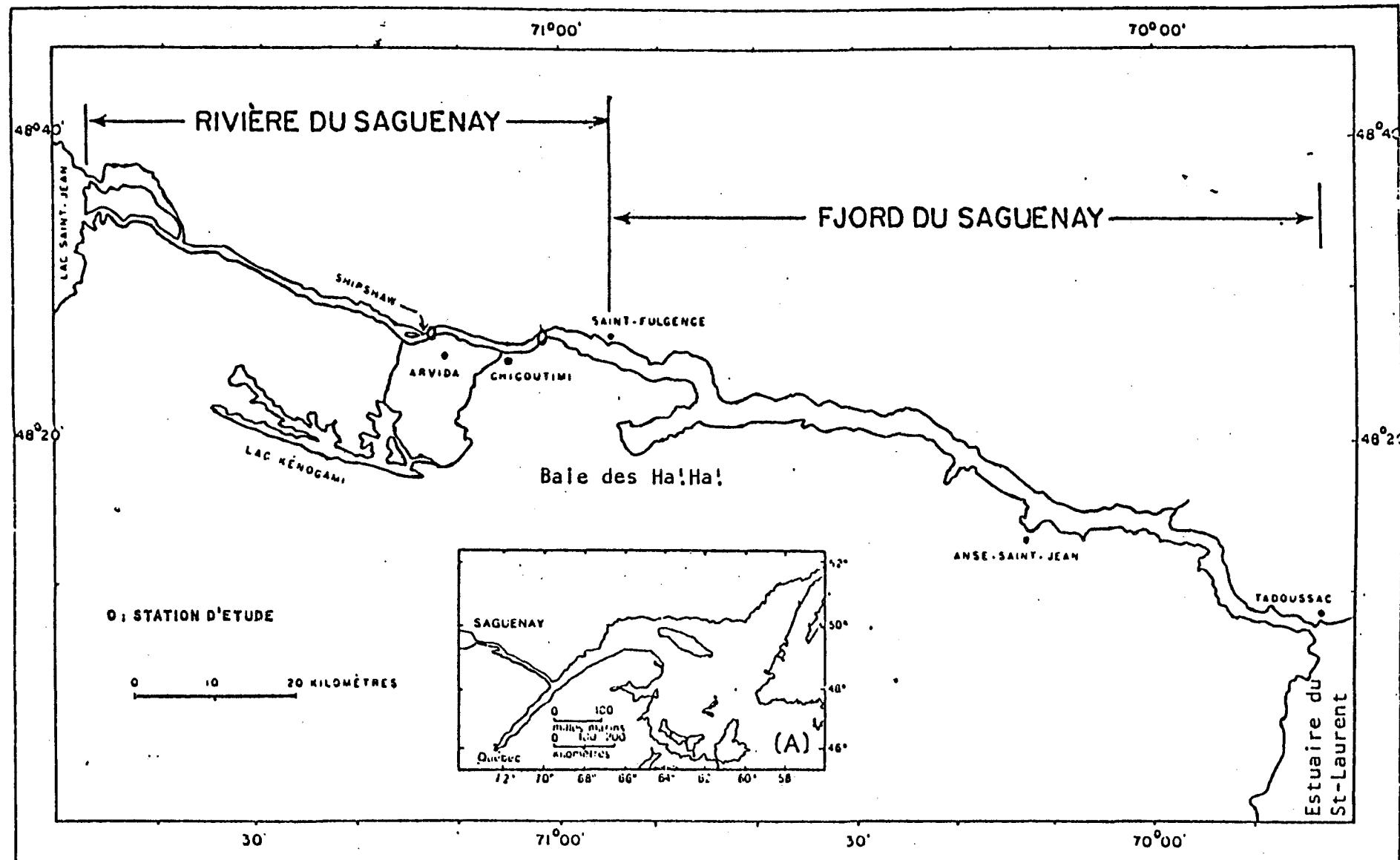


Figure 1 Système hydrographique du Saguenay. Le cartouche représente l'ensemble de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent

rivière se caractérise aussi par des marées semi-diurnes de 4 à 6 mètres d'amplitude. L'eau y est douce, sauf pour les quelques derniers km où l'eau du fjord commence à refluer (Drainville, 1968).

Les caractéristiques biologiques et physico-chimiques du fjord ont fait l'objet de plusieurs études, notamment celles de Drainville (1968), Therriault et Lacroix (1975), Côté (1977), et Côté et Lacroix (1978 a, b, 1979 a, b); par contre les études relatives à la rivière proprement dite sont relativement rares (Côté, 1981; 1983).

La rivière du Saguenay qui est située au cœur d'une région industrialisée, subit des perturbations tant par la régularisation artificielle des débits d'eau que par l'introduction de substances contaminantes provenant d'industries diverses (papeteries, alumineries). D'ailleurs, Loring (1975, 1976) a observé d'importantes concentrations de mercure, de zinc, de cuivre et de plomb dans les sédiments de la rivière et du fjord. Par ailleurs, Côté (1981) a, pour sa part, noté des teneurs relativement élevées en ions métalliques dans les eaux de surface de la rivière; en particulier, dans le cas du cuivre, les concentrations saisonnières variaient entre 2,4 et 4,0 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Les effets toxiques des métaux traces sur les organismes phytoplanctoniques sont bien connus comme le montre la revue bibliographique de Rai et *al* (1981) et en ce qui nous concerne plus particulièrement les études de Steemann Nielsen et Wium-Andersen (1970), Bartlett et *al* (1974), Canterford et Canterford (1980), et Hongve et *al* (1980).

Même si le cuivre est un élément essentiel à la croissance des algues (Round, 1973), il peut devenir toxique à des concentrations extrêmement faibles (Steemann Nielsen et al, 1969; Saward et al, 1975; Saifullah, 1978). Chez diverses cultures monospécifiques les manifestations de toxicité peuvent se traduire par une diminution des teneurs en chlorophylle α (v.g. Cedeno-Maldonado et Swader, 1974), par une inhibition partielle ou totale de l'assimilation de $^{14}\text{CO}_2$ (Steemann Nielsen et al, 1969; Steemann Nielsen et Wium-Andersen, 1971; Rueter et McCarthy, 1979) ou par une réduction du taux de croissance (Kanazawa et Kanazawa, 1969; Mandeli, 1969; Steemann Nielsen et Kamp-Nielsen, 1970; Bartlett et al, 1974; Jensen et al, 1976; Saifullah, 1978). En ce qui concerne les populations indigènes de phytoplancton des effets similaires furent observés (Goering et al, 1977; Harrison et al, 1977; Thomas et Seibert, 1977; Thomas et al, 1977; Davis et Sleep, 1980).

Par ailleurs, l'utilisation d'agents chélateurs synthétiques comme l'AEDT (EDTA), l'ANT (NTA) et TRIS (hydroxyméthyl aminométhane) a démontré que la réponse des cellules phytoplanctoniques au cuivre était fonction de l'activité de l'ion cuivrique libre (Sunda et Guillard, 1976; Anderson et Morel, 1978; Sunda et Lewis, 1978; Canterford et Canterford, 1980); d'ailleurs, plusieurs travaux, notamment ceux de Gardiner (1975), de Sylva (1976), de Reuter et Perdue (1977) et de Gächter et al (1978) ont mis en évidence que la toxicité du cuivre était directement fonction de sa spéciation (formes chimiques sous lesquelles le métal existe). En fonction de cette particularité, les milieux estuariens où le mélange des eaux douces et salées est très intense, constituent des écosystèmes intéressants pour l'étude de

la biodisponibilité du cuivre; en effet, les teneurs en cuivre dissous augmentent car la salinité provoque une désorption du cuivre à partir des argiles, des composés organiques et des oxydes métalliques hydratés (De Groot et Allersma, 1975; Thomas et Grill, 1977; Spear et Pierce, 1980).

Des perturbations écologiques pouvant être induites dans la rivière du Saguenay par les pratiques décrites précédemment sont d'autant plus importantes que la qualité des eaux de cet écosystème a des répercussions directes sur celles de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Dans un tel contexte écologique, il convient de s'interroger sur l'influence de la biodisponibilité des métaux dans des études de toxicité chez les populations de phytoplancton. Le présent travail vise donc, dans un premier temps, à étudier les variations saisonnières de la production primaire des populations phytoplanctoniques de la rivière du Saguenay (chapitre III), et dans un deuxième temps, à étudier les fluctuations temporelles de productivité du phytoplancton naturel du Saguenay soumis à différentes concentrations de cuivre sous forme ionique, complexée (avec de l'acide humique) et adsorbée (par des fibres de cellulose, rejetées par les papeteries) (chapitre IV). Ce travail constitue la première étude relative à la spéciation des métaux sur la production primaire du Saguenay.

CHAPITRE II
MATÉRIEL ET MÉTHODES

CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les données de ce travail proviennent de deux stations situées dans la partie amont du Saguenay (figure 1) et définie dans le présent travail comme étant la rivière du Saguenay. La station de Shipshaw (latitude $48^{\circ}27'33''$ N. et longitude $71^{\circ}17'05''$ O.) a été échantillonnée à tous les 15 jours du 17 juin au 29 juillet 1981; par ailleurs, à la station de Chiboutimi (latitude $48^{\circ}26'00''$ N et longitude $71^{\circ}04'25''$ O) l'échantillonnage s'est poursuivi du 23 avril au 26 novembre 1981. Ces stations avaient une profondeur maximale d'environ 12 m.

Des échantillons d'eau étaient prélevés au moyen de bouteilles Van Dorn de 3 L aux profondeurs de 0, 2, 4, 6 et 8 m; un premier sous-échantillon était immédiatement placé dans une bouteille de polypropylène de 100 mL (préalablement lavée à l'acide nitrique, rincée plusieurs fois avec de l'eau déionisée et contenant 1 mL d'acide nitrique concentré pur Aristar de BDH Chemicals); cette première fraction servait à la détermination des teneurs en cuivre total, faite au moyen d'un spectrophotomètre à absorption atomique muni d'une fournaise au graphite (spectrophotomètre à absorption atomique Perkin-Elmer, modèle 603, doté d'un contrôleur Perkin-Elmer, modèle HGA-2100).

Un deuxième sous-échantillon d'eau était transporté au laboratoire à l'intérieur d'une période d'une heure dans des bouteilles thermi-

ques et servait aux déterminations des concentrations en pigments photo-synthétiques et en sels nutritifs ainsi qu'aux mesures des taux d'assimilation de carbone.

Par ailleurs, des mesures étagées de température et de pH étaient effectuées "in situ" au moyen d'un télé-thermomètre YSI 400 et d'un pH-mètre IBC Trophy Meter, modèle 180-T (International Biophysics Corporation). La profondeur de disparition du disque de Secchi (D_s) était mesurée à chaque station et servait à déterminer le coefficient d'extinction (k) selon la formule suivante:

$$k = \frac{1,7}{D_s} \quad (1) \quad (\text{Parsons et al , 1977})$$

A partir de ce coefficient d'extinction nous avons évalué la profondeur en m de la couche photique (d) au moyen de la formule suivante:

$$I_d = I_o e^{-kd} \quad (2) \quad (\text{Parsons et al , 1977})$$

où I_o = quantité de lumière à la surface de l'eau

I_d = quantité de lumière à la profondeur d

d = profondeur, en mètres

En transformant cette dernière équation, l'épaisseur de la couche photique devient:

$$d = \ln \left(\frac{I_d}{I_o} \right) \frac{1}{-k} \quad (3)$$

où d = profondeur de la couche photique correspondant au niveau du 1% de la lumière incidente (m)

I_d = 1% de la lumière incidente

I_o = 100% de la lumière incidente

Par exemple, lorsque la profondeur de disparition du disque de Secchi (D_s) est égale à 1,5 m, le coefficient d'extinction ($k = 1,7/1,5$) est égal à 1,13 et l'épaisseur de la couche photique ($d = \ln \frac{1}{k} / -1,13$) est égale à 100 4,06 m.

De plus, à chaque station un échantillon de phytoplancton de surface était prélevé au moyen d'un filet standard ayant un vide de maille de 30 μm . Cet échantillon était entreposé dans une bouteille thermique et transporté au laboratoire où il était subdivisé en deux parties; la première partie était fixée au formol et au lugol et servait à l'analyse taxonomique, tandis que la deuxième partie servait aux études de toxicité avec le cuivre. Notons que le transport des échantillons s'effectuait habituellement à l'intérieur d'une heure suivant le prélèvement.

Dès l'arrivée au laboratoire, un volume d'un litre d'eau était filtré sur filtre GF/C de 0,80 μm pour la détermination des pigments photosynthétiques (par la méthode spectrophotométrique) et pour le dosage des sels nutritifs (au moyen d'un autoanalyseur Technicon) et selon les techniques décrites par Strickland et Parsons (1972). L'assimilation du $^{14}\text{CO}_2$ des échantillons d'eau était également effectuée selon les méthodes décrites par ces mêmes auteurs. Deux bouteilles claires et une bouteille noire étaient remplies d'eau et inoculées avec 1 mL d'une solution de 1,48 M Bq (4 μCi) de bicarbonate de sodium radioactif ($\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$); celles-ci étaient incubées *in vitro* pendant quatre heures à une température voisine de celle de l'eau de surface, dans un incubateur à lumière artificielle d'une intensité d'environ $1,25 \times 10^{17}$ quanta.sec $^{-1}.\text{cm}^{-2}$ ($10,75 \times 10^{-3}$ g cal.sec $^{-1}.\text{cm}^{-2}$) fournie par des lampes fluorescentes F20T12/Cool White (Parsons et al, 1977).

L'activité des échantillons passés sur filtre Millipore de 0,45 µm préalablement lavé, était déterminée au moyen d'un compteur à scintillation liquide étalonné avec des standards à activité connue et différemment amortis.

Pour étudier les effets de toxicité du cuivre sur les populations indigènes de phytoplancton (Chapitre IV) quatre expériences (I, II, III et IV) furent effectuées.

Lors de l'échantillonnage du 17 juillet aux stations de Shipshaw et de Chicoutimi (I et II) et du 11 septembre 1981 à la station de Chicoutimi (III) chaque échantillon de phytoplancton était réparti dans deux ballons d'un litre contenant du milieu de culture AAP (Apha et al, 1980) modifié par l'ajout d'ammoniaque et de silicates (pour favoriser la croissance des diatomées) et par la soustraction de l'EDTA (agent complexant le Cu) (Annexe 1). Le pH du milieu de culture variait entre 6,5 et 7,0. Ces échantillons étaient cultivés en lot (Stein, 1973) pendant 3-4 semaines dans une chambre froide (5°C) sous un éclairage artificiel moyen de $1,45 \times 10^{16}$ quanta.sec⁻¹.cm⁻² ($12,47 \times 10^{-4}$ g cal.sec⁻¹.cm⁻²) fourni par des lampes fluorescentes F20T12/Cool White selon une photopériodicité Lumière:Obscurité de 14:10. Après cette période de croissance, la population était suffisamment dense pour être répartie en plusieurs ballons de 10 litres (réacteurs) contenant du milieu de culture AAP modifié. L'échantillon du 26 novembre de la station de Chicoutimi (IV) fut réparti dans les réacteurs dès l'arrivée au laboratoire et les tests de toxicité n'ont débuté qu'après une période d'acclimatation de quatre jours. Pour les expériences de juillet, le nombre de réacteurs était de 10 tandis qu'en septem-

bre et en novembre, il était de 12. Ces quatre expériences ont été poursuivies en utilisant la méthode de culture continue en chémostat (Stein, 1973) en chambre froide où les conditions de température et de luminosité étaient contrôlées ($T = 10^{\circ}\text{C}$; Lumière:Obscurité de 14:10). Toute la vaisselle utilisée dans ces expériences de toxicité avait été préalablement lavée avec de l'acide nitrique (10%) et rincée plusieurs fois à l'eau déionisée.

Lors de chacune des quatre expériences, trois ballons recevaient du cuivre sous forme ionique aux concentrations de 10, 50 et 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ (à partir d'une solution standard de 1 000 mg.L⁻¹ de la compagnie BDH); trois autres ballons recevaient du cuivre sous forme complexée (concentrations finales de 10, 50 et 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ avec addition de 20 mg.L⁻¹ d'acide humique de Aldrich Chemical Company, Inc. lors des expériences I et II et 5 mg.L⁻¹ pour les expériences III et IV; et enfin, trois autres ballons recevaient du cuivre sous forme adsorbée (concentrations finales de 10, 50 et 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ avec addition de 1 g de fibres de cellulose finement broyées, provenant de papeteries régionales). Signalons qu'en juillet (I et II), un ballon témoin, ne contenant que du milieu de culture AAP modifié a été utilisé, tandis que pour les expériences de septembre et de novembre (III et IV), trois ballons témoins ont été employés dont le premier ne recevait que du milieu de culture; quant au deuxième et au troisième ils étaient enrichis avec respectivement 5 mg.L⁻¹ d'acide humique et 1 g de fibres de cellulose.

Le milieu de culture était emmagasiné dans un réservoir en polypropylène de 50 L et introduit au réacteur au moyen d'une pompe péristaltique Master-Flex de Cole-Palmer Instr. Co., selon un taux journalier de dilu-

tion variant de 0,3 et 0,5. Des sous-échantillons prélevés dans chacun de ces ballons (aux temps 0, 72, 96, 120, 144 et 168 h pour les expériences I et II, aux temps 0, 5, 9, 16, 25, 29, 48, 72, 96, 120 et 144 h pour l'expérience III; aux temps 0, 17, 41, 89, 161, 185 et 233 h pour l'expérience IV) au moyen d'une seringue munie de tubes en tygon (diamètre interne de 4,5 mm) servaient à l'analyse taxonomique et aux déterminations de la chlorophylle *a* (par la méthode spectrophotométrique), de l'assimilation du $^{14}\text{CO}_2$ et des sels nutritifs selon les méthodes décrites précédemment.

CHAPITRE III

VARIATIONS SAISONNIÈRES DE VARIABLES ABIOTIQUES ET BIOTIQUES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES DE LA RIVIÈRE DU SAGUENAY

CHAPITRE III

VARIATIONS SAISONNIÈRES DE VARIABLES ABIOTIQUES ET BIOTIQUES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES DE LA RIVIÈRE DU SAGUENAY

3.1 Résultats

3.1.1 Caractéristiques physiques et chimiques

L'examen de la figure 1 révèle que l'épaisseur de la couche photique à la station de Chicoutimi varie entre 2,5 et 5 m (moyenne saisonnière d'environ 4 m). Une légère augmentation de juin à août (de 3 à 5 m) et une diminution relativement accentuée entre la fin-août et le début d'octobre (de 5 à 2,5 m) sont observées. Par la suite, la couche photique devient un peu plus épaisse et elle demeure stable à 4 m jusqu'à la fin novembre.

L'évolution saisonnière de la température des eaux de surface (figure 2) montre une augmentation très rapide de la température de mai jusqu'à la mi-juillet; en effet, elle passe de 3°C à 21°C, soit un gradient thermique d'environ 0,3°C par jour. A partir de la mi-juillet, la température diminue légèrement jusqu'à la mi-septembre (~18°C), et par la suite de façon beaucoup plus marquée de septembre à novembre (2,5°C). Durant la période de juin à novembre, la moyenne de l'écart de température entre la surface et huit mètres est de 0,45°C avec un maximum de 1,2°C enregistré le 15 juillet.

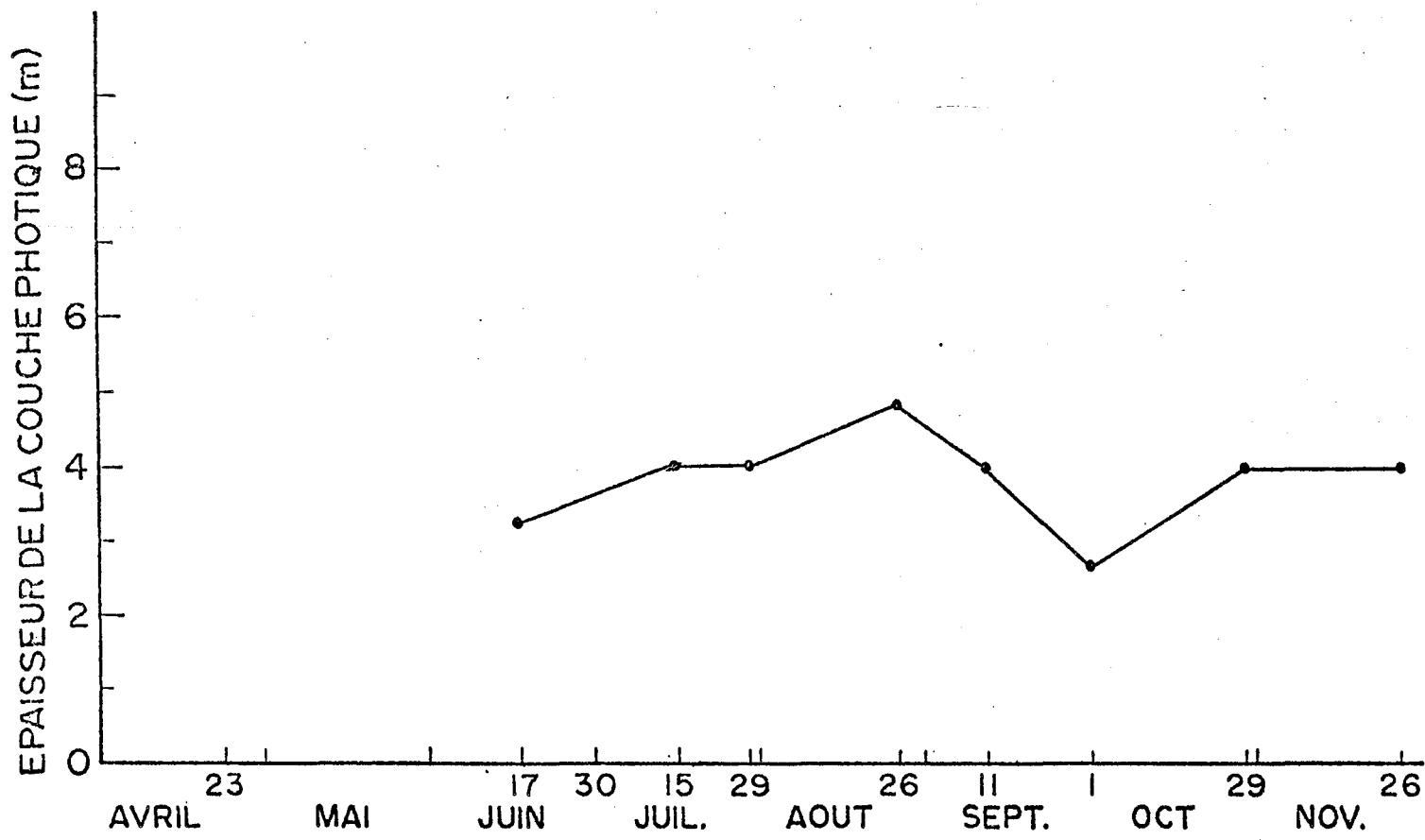


Figure 1 Fluctuations saisonnières de l'épaisseur de la couche photique de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi)

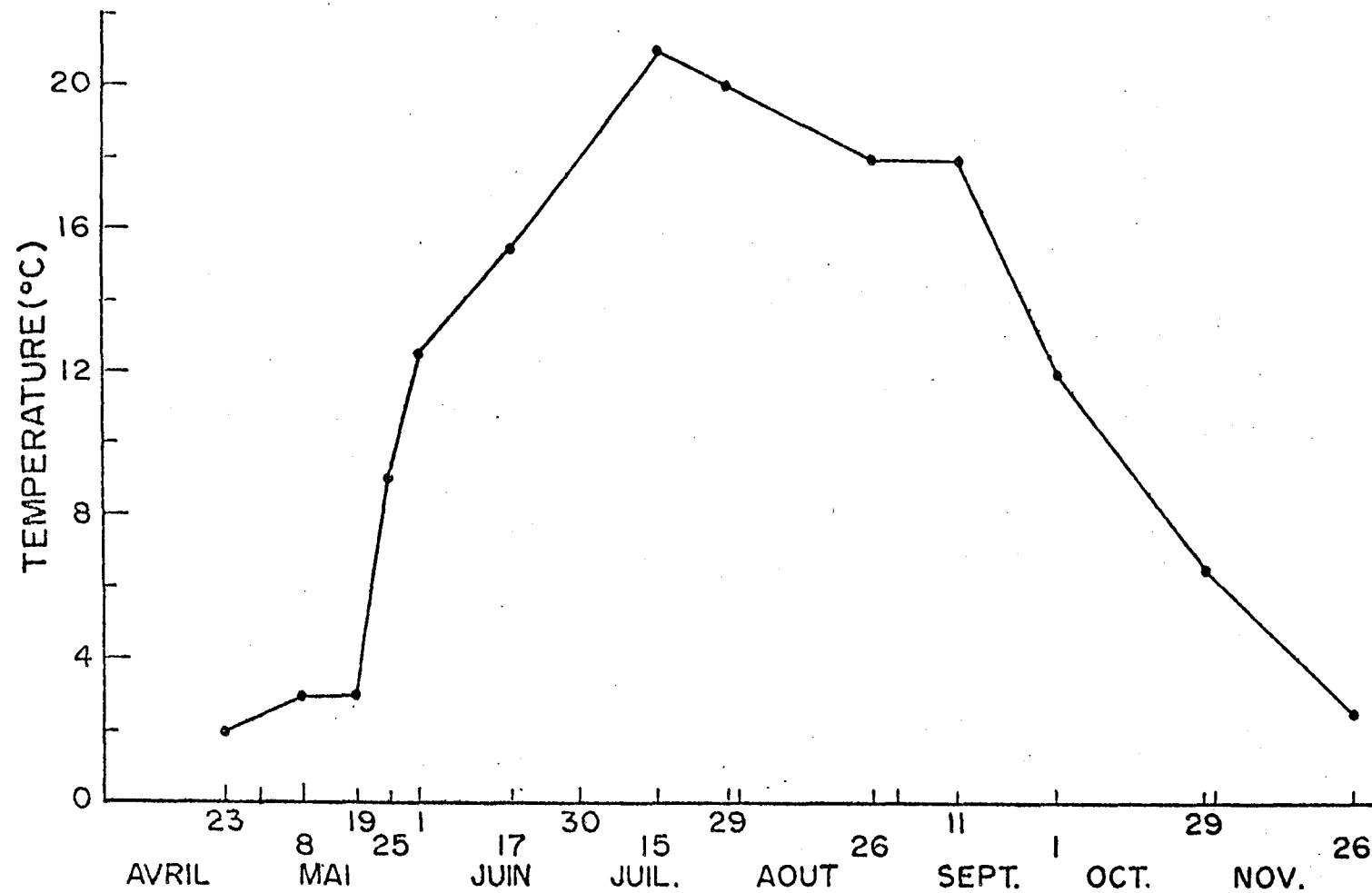


Figure 2 Variations saisonnières de la température des eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi).

Les concentrations en sels nutritifs dans les eaux de surface de la rivière du Saguenay (figure 3) présentent des fluctuations saisonnières très importantes. Les nitrates montrent des niveaux très élevés au début de mai ($28 \mu\text{at g.L}^{-1}$), mais un peu plus faibles en août ($14 \mu\text{at g.L}^{-1}$) et en octobre ($17 \mu\text{at g.L}^{-1}$); tandis que durant la période de juin-juillet, les nitrates sont relativement moins abondants et les concentrations excèdent rarement $3 \mu\text{at g.L}^{-1}$. Les teneurs en ammoniaque sont également plus élevées en mai ($4 \mu\text{at g.L}^{-1}$) tandis que durant les autres périodes, nous observons très peu de fluctuations saisonnières et les concentrations varient entre 0,5 et $1,8 \mu\text{at g.L}^{-1}$. Les silicates présentent de fortes concentrations au début de mai ($50 \mu\text{at g.L}^{-1}$) et par la suite les concentrations diminuent graduellement jusqu'au début octobre ($\sim 1 \mu\text{at g.L}^{-1}$). Durant la période octobre-novembre, les concentrations augmentent rapidement et elles atteignent plus de $50 \mu\text{at g.L}^{-1}$ à la fin novembre. Par ailleurs, les phosphates sont très rares dans les eaux de surface de la rivière ($< 2 \mu\text{at g.L}^{-1}$) sauf pour les périodes de mai-juin et début octobre où les concentrations atteignent des valeurs maximales variant entre 10 et $16 \mu\text{at g.L}^{-1}$.

Les hauts rapports N/P (tableau 1) enregistrés dans les eaux de surface à la fin de juillet et à la fin de novembre (valeurs respectives de 50 et 26) sont associés à des concentrations extrêmement faibles en phosphates ($\sim 0,3 \mu\text{at g.L}^{-1}$). Durant les autres périodes d'échantillonnage les rapports N/P varient entre 0,5 et 7,6.

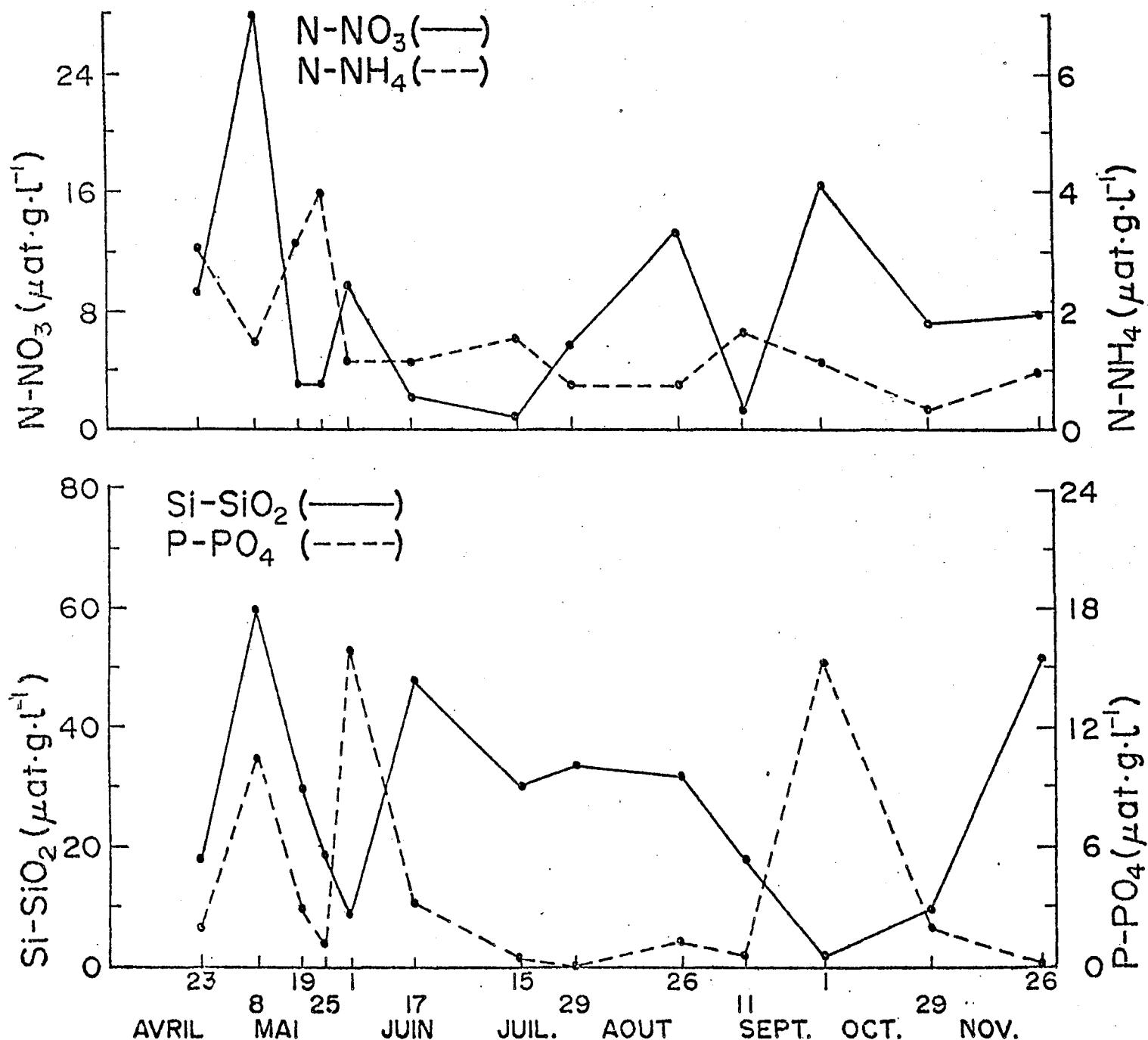


Figure 3. Fluctuations saisonnières des teneurs en nitrates, ammoniac, silicates et phosphates dans

Tableau 1: Variabilité saisonnière des rapports N/P dans les eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi)

DATE	RAPPORT N/P
23 avril	4,7
08 mai	2,7
19 mai	1,0
25 mai	2,5
01 juin	0,6
17 juin	0,7
15 juillet	1,7
29 juillet	50,0
26 août	7,6
11 septembre	0,5
01 octobre	1,1
29 octobre	3,5
26 novembre	25,8

L'analyse des profils verticaux des eaux superficielles met en évidence l'hétérogénéité relativement grande des teneurs en sels nutritifs dans les huit premiers mètres (figure 4). Cette hétérogénéité est particulièrement marquée pour les nitrates, les silicates et les phosphates.

Dans le cas des nitrates, les concentrations maximales sont souvent observées soit en surface ou à deux mètres (15 juillet, 26 août et 1^{er} octobre), avec des valeurs aussi élevées que $12-20 \mu\text{at g.L}^{-1}$; ces fortes concentrations diminuent par la suite très rapidement dans les eaux sous-jacentes. Dans le profil de la fin novembre, les nitrates augmentent graduellement de la surface ($8 \mu\text{at g.L}^{-1}$) à huit mètres ($19 \mu\text{at g.L}^{-1}$). La distribution verticale de l'ammoniaque est relativement plus homogène que celle des nitrates. L'amplitude entre les concentrations des eaux de surface et celles à huit mètres ne dépasse généralement pas $2,5 \mu\text{at g.L}^{-1}$.

Les silicates fluctuent de façon très marquée sur le plan vertical et l'écart enregistré dans les huit premiers mètres de la colonne d'eau est aussi élevé que $34 \mu\text{at g.L}^{-1}$. A la mi-juillet, les concentrations sont particulièrement élevées dans toute la colonne d'eau et les concentrations peuvent atteindre $47 \mu\text{at g.L}^{-1}$. Durant la période automnale (septembre et octobre), les silicates sont relativement peu abondants dans les 4 à 6 premiers mètres (concentrations variant entre 10 et $20 \mu\text{at g.L}^{-1}$) et augmentent parfois de façon très rapide dans les eaux sous-jacentes, avec des concentrations maximales pouvant atteindre $45 \mu\text{at g.L}^{-1}$. A la fin de novembre, ils sont plus abondants dans les eaux de surface ($52 \mu\text{at g.L}^{-1}$) que dans les eaux sous-jacentes ($7 \mu\text{at g.L}^{-1}$ à 4 m et $27 \mu\text{at g.L}^{-1}$ à 8 m). Par ailleurs, à l'exception de quelques pics très ponctuels comme ceux de la mi-

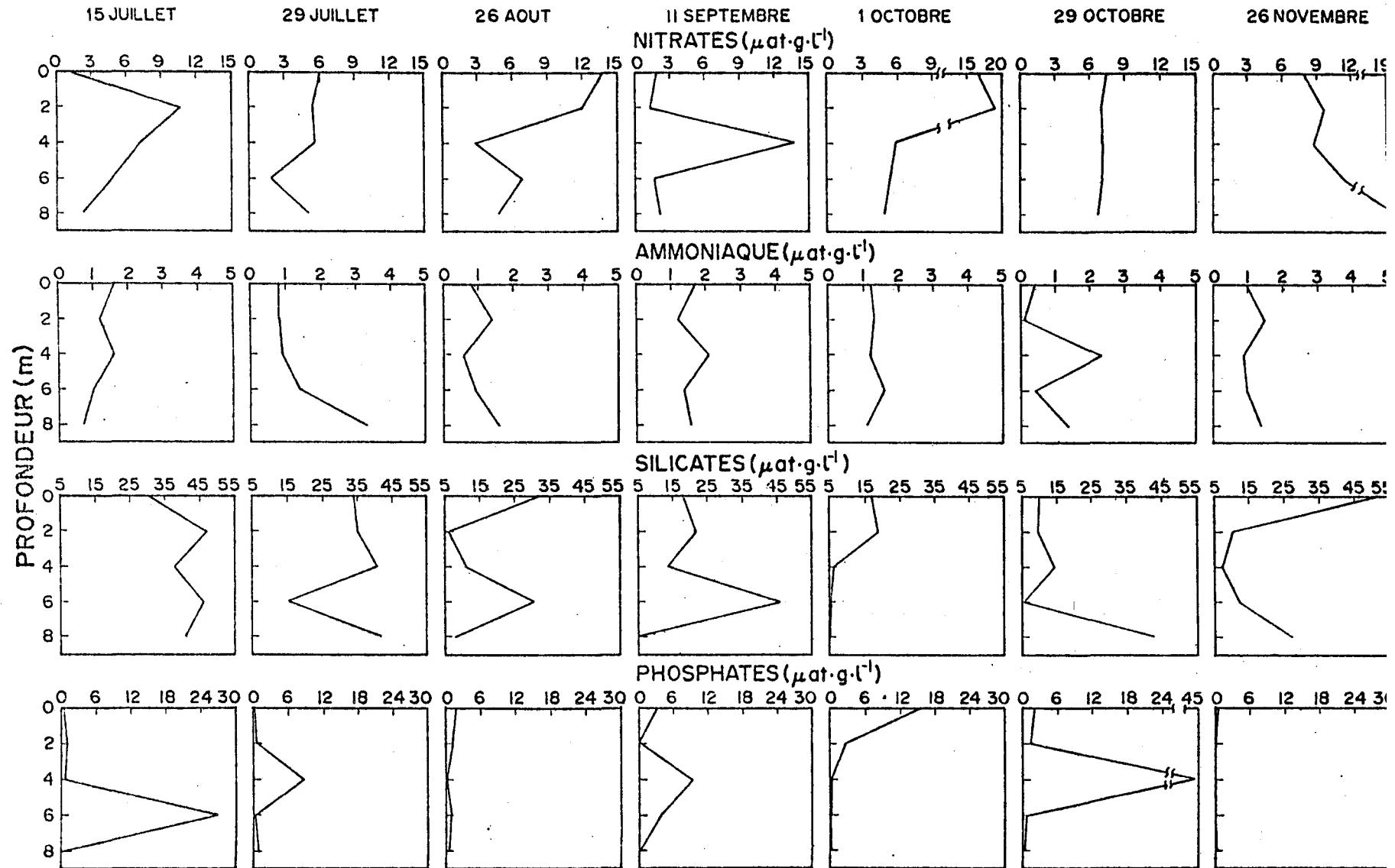


Figure 4 Distribution verticale des teneurs en nitrates, ammoniaque, silicates et phosphates dans les eaux de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi)

juillet et de la fin octobre, les phosphates sont extrêmement faibles durant la saison et les concentrations n'excèdent généralement pas 2-3 μat g.L^{-1} .

3.1.2 Caractéristiques biologiques

L'examen des variations saisonnières de la chlorophylle α de surface (figure 5) révèle que les biomasses diminuent de façon marquée d'avril à mai; en effet, les teneurs passent de 2,4 à 0,7 mg.m^{-3} . Cependant, après avoir présenté un maximum de 3,4 mg.m^{-3} au début de juin, les teneurs en chlorophylle α diminuent jusqu'à la mi-septembre (0,5 mg.m^{-3}). Une autre poussée phytoplanctonique se produit au début octobre avec des biomasses d'environ 2 mg.m^{-3} , tandis qu'à la fin d'octobre et en novembre, la chlorophylle α en surface est peu abondante et la concentration moyenne n'est que de 0,5 mg.m^{-3} .

Par ailleurs, les taux de production primaire dans les eaux de surface sont très faibles jusqu'à la mi-juillet et les valeurs n'excèdent pas 0,6 $\text{mg C.m}^{-3.h}^{-1}$. Il se produit par la suite une augmentation très marquée des taux de production et ils sont relativement élevés en septembre et en octobre (valeur maximale de 2,4 $\text{mg C.m}^{-3.h}^{-1}$). En novembre, les valeurs diminuent très rapidement et ne présentent plus que 0,3 $\text{mg C.m}^{-3.h}^{-1}$ à la fin du mois. Il n'existe pas de relation significative entre la variabilité saisonnière des biomasses et celle des taux de production primaire ($\alpha = -0,47$).

En considérant l'ensemble de la couche photique (tableau 2) les valeurs de biomasse totale varient entre 2 et 9 mg.m^{-2} avec un maximum à

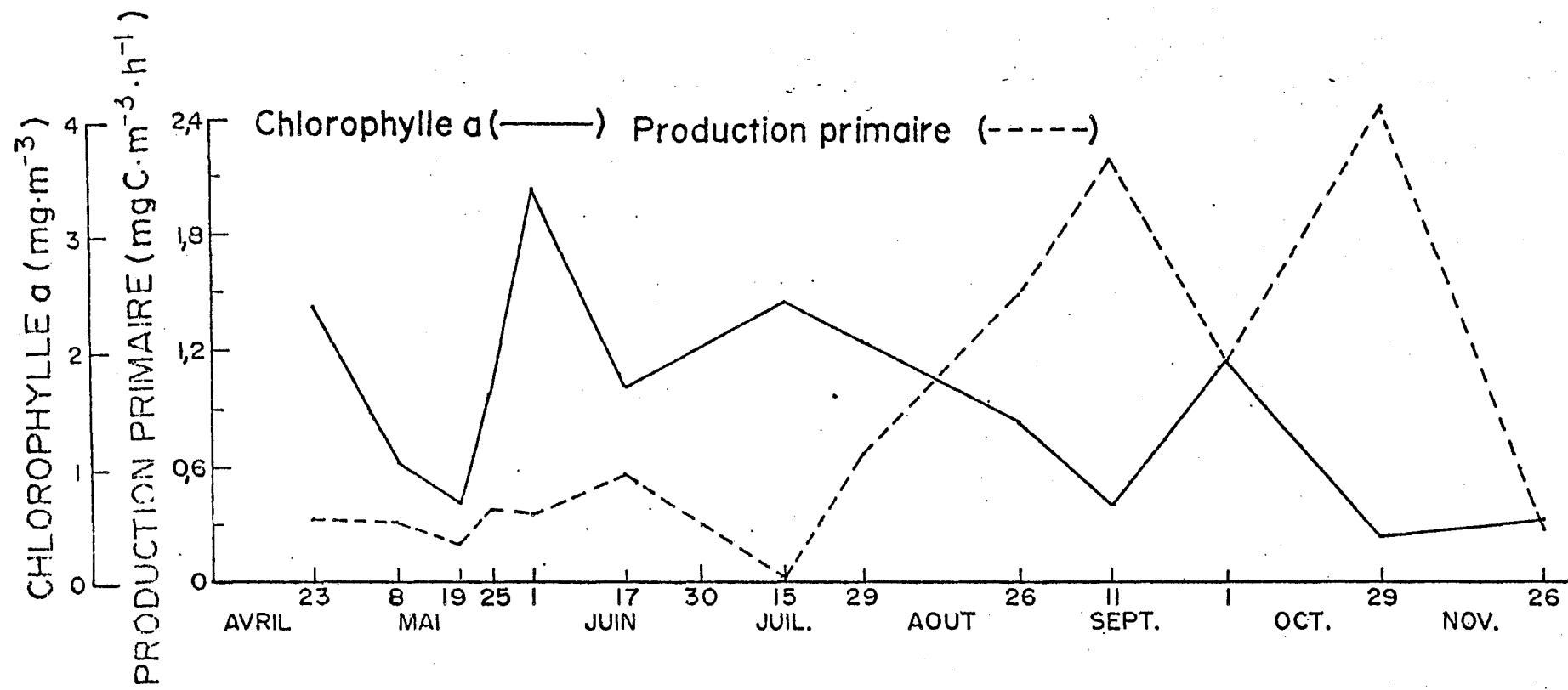


Figure 5 Variations saisonnières de la chlorophylle *a* et de la production primaire dans les eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi)

Tableau 2: Variations saisonnières de la chlorophylle α totale, du pourcentage de la chlorophylle α en surface par rapport à la chlorophylle α totale, de la production primaire totale et du pourcentage de la production primaire en surface par rapport à la production primaire totale de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi)

DATE	CHLOROPHYLLE α		PRODUCTION PRIMAIRE	
	Chl. α totale	% chl. α surface chl. α surface	production primaire totale	% prod. prim. sur. prod. prim. tot.
15 juillet	6,4	38	1,0	30
29 juillet	9,3	23	2,7	26
26 août	6,1	23	10,2	15
11 septembre	2,2	32	6,4	34
01 novembre	3,0	66	3,2	38
29 octobre	5,3	8	10,7	23
26 novembre	3,7	15	1,8	17

la fin juillet. Le pourcentage de la chlorophylle a en surface par rapport à la chlorophylle a totale oscille entre 8 et 66%. Les variations saisonnières de la chlorophylle a totale sont faiblement reliées à celles de la chlorophylle a de surface. Quant aux taux de production primaire totale, ils varient entre 1 et 11 mg C.m⁻².h⁻¹ avec un maximum en août et à la fin octobre. Le pourcentage de la production primaire de surface par rapport à la production primaire totale oscille entre 15 et 38% et il existe une grande concordance entre les taux de production primaire totale et les taux de production primaire de surface ($r = 0,86$, $p < 0,01$).

Les rapports P/B (production primaire en mg C.m⁻³.h⁻¹ / biomasse mg Chl a .m⁻³) des eaux de surface (figure 6) sont extrêmement faibles durant la période d'avril à août et ils varient entre 0,01 et 0,11. A la mi-septembre et à la fin octobre, nous observons des rapports P/B relativement plus élevés (respectivement 3 et 6 mg C.mg Chl a ⁻¹.h⁻¹). Les variations saisonnières des rapports P/B montrent une plus grande analogie avec celles des taux de production primaire ($r = 0,90$, $p < 0,01$) qu'avec celles des biomasses ($r = -0,56$, $p < 0,05$).

Parmi les 43 espèces phytoplanctoniques retrouvées dans les eaux de surface de la rivière du Saguenay, durant la période d'avril à novembre, les plus abondantes sont énumérées au tableau 3. Parmi celles-ci, les diatomées constituent nettement le groupe dominant. En avril, la communauté est surtout représentée par *Asterionella formosa* Hass., *Melosira ambigua* (Grun.) O. Müller et *M. islandica* O. Müller. Par ailleurs, durant la période de juin à septembre, l'espèce *A. formosa* Hass. domine largement

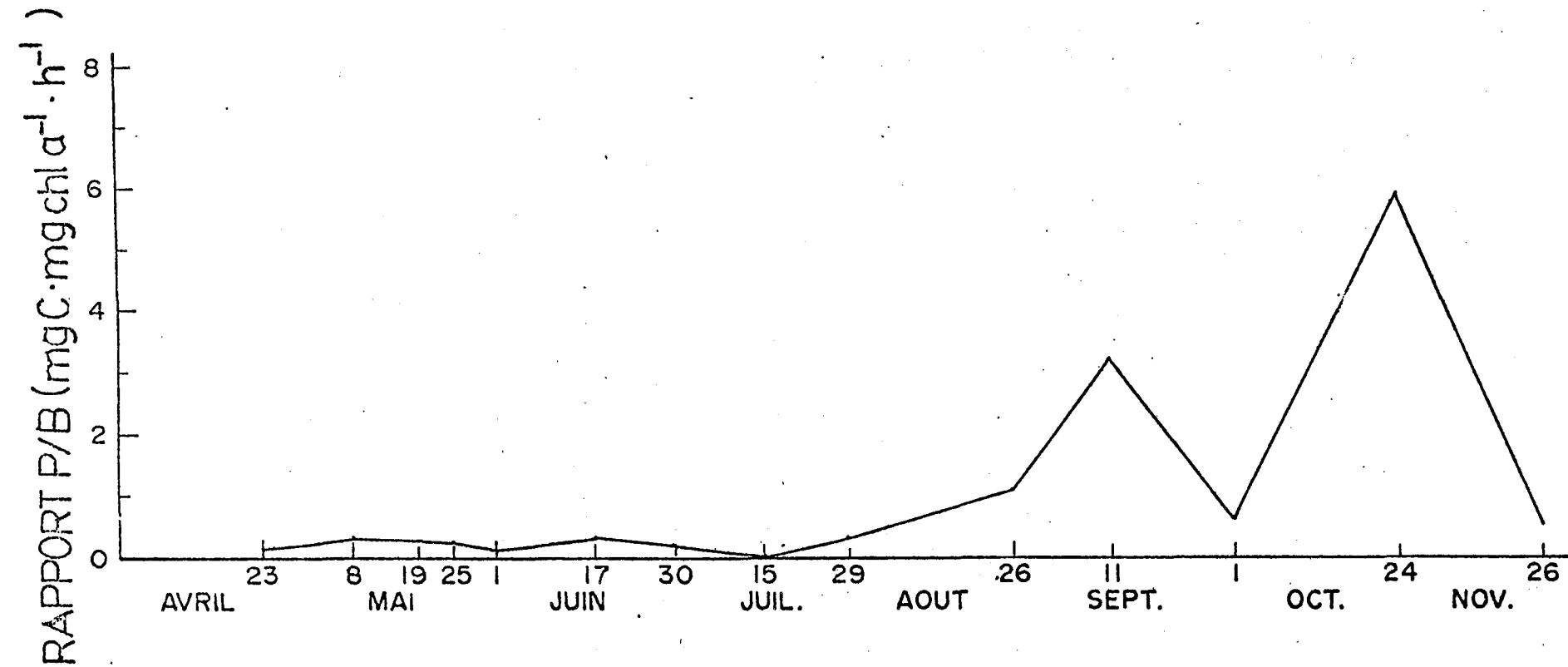


Figure 6 Fluctuations saisonnières des rapports P/B des eaux de surface (0m) de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi)

Tableau 3: Variations saisonnières de la composition taxonomique de la population de phytoplancton de la rivière du Saguenay en 1981 (station de Chicoutimi)

	23/04	17/06	30/06	15/07	29/07	26/08	11/09	01/10	29/10	26/11
ESPÈCES DOMINANTES (> 90%)										
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Melosira ambigua</i> (Grun.) O. Müller	X									
<i>M. islandica</i> O. Müller	X									
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.							X	X	X	
ESPÈCES COMMUNES (5 - 10%)										
<i>T. fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	X	X	X	X		X				X
<i>T. flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>M. ambigua</i> (Grun.) O. Müller			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>M. islandica</i> O. Müller									X	X
ESPÈCES RARES (< 5%)										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Bréb.					X				X	X
<i>Oscillatoria</i> sp.	X	X	X				X	X	X	
<i>Dinobryon divergens</i> Imhoy				X			X			
<i>D. sertularia</i> Ehr.	X			X	X		X			X
<i>Closterium leibleinii</i> Kütz.					X				X	
<i>C. setaceum</i> (Grönbl.)			X	X			X	X	X	X
<i>Desmidium</i> sp.						X	X	X		
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.		X	X	X			X	X	X	X
<i>Spondylosum planum</i> (Wolle) W. et W.					X		X	X		X
<i>Staurastrum laevispinum</i> (Biss.)					X		X	X		
<i>Ceratoneis arcus</i> (Ehr.) Kütz.										
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.			X	X	X	X	X			
<i>Diatoma</i> sp.	X		X				X		X	
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.		X		X	X		X	X	X	
<i>M. distans</i> (Ehr.) Kütz.		X	X							X
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	X		X				X	X		X

la communauté. En septembre et en octobre, la dominance est partagée par *A. formosa* Hass. et par *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz. Les espèces dites "communes" ont été observées de façon très sporadique et elles contribuent très peu à la densité de la population (~ 5 à 10%).

3.2 Discussion et conclusion

Des travaux antérieurs (Côté et Lacroix, 1979 a; Côté, 1981) ont respectivement montré que le régime saisonnier de la production primaire du fjord et de la rivière du Saguenay se caractérise par l'absence de fortes poussées phytoplanctoniques printanières et par une production primaire extrêmement faible jusqu'à la mi-juillet. Les présents résultats corroborent ce patron de production. En effet, les taux de production primaire en surface demeurent extrêmement faibles jusqu'à la mi-juillet ($0,6 \text{ mg C.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$) et par la suite, ils augmentent rapidement et présentent des taux d'environ $2 \text{ mg C.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ durant la période de septembre-octobre. Dans ses travaux, Côté (1981) a remarqué que la période de forte activité photosynthétique correspond au moment où l'écoulement des eaux est à son minimum et où la couche photique est à son épaisseur maximale. Dans la présente étude, une concordance aussi nette n'est pas observée. L'épaisseur de la couche photique varie entre 3 et 5 m au cours de la saison (figure 1). Signalons que les marées à cette station du Saguenay ont une amplitude de 4 à 6 m et que la couche de mélange est toujours plus épaisse que 8 m; le rapport couche photique/couche de mélange est donc très faible et les cellules végétales se retrouvent souvent à des niveaux de très faibles intensités lumineuses qui ne leur permettent vraisemblablement pas de maintenir une bonne activité photosynthétique. D'ailleurs, les rapports P/B

(figure 6) demeurent extrêmement faibles jusqu'à la fin août (valeurs n'excédant pas $0,1 \text{ mg C.mg Chl}^{-1}.\text{h}^{-1}$). De plus, l'absence de corrélation significative entre les taux de production primaire et certaines variables physiques, chimiques et biologiques (tableau 4) pourrait indiquer que l'activité photosynthétique des cellules est contrôlée simultanément par plusieurs de ces facteurs ou par d'autres facteurs non considérés ici.

La distribution saisonnière des sels nutritifs dans les eaux de surface de la rivière du Saguenay présente des maxima au printemps et à l'automne (figure 3). Ces teneurs élevées, observées en période de crue sont probablement des apports terrigènes attribuables au lessivage des terres environnantes pendant la fonte printanière de la couche nivale et aux pluies d'automne.

Les teneurs en nitrates et en phosphates observées au cours de cette saison sont en général supérieures à celles observées par Côté (1981) où il rapporte des concentrations variant entre $4,3$ et $8,5 \mu\text{at g.L}^{-1}$ pour les nitrates et des concentrations inférieures à $0,1 \mu\text{at g.L}^{-1}$ pour les phosphates. Dans la présente étude, les valeurs en nitrates et en phosphates sont relativement plus élevées et elles varient respectivement entre 1 et $28 \mu\text{at g.L}^{-1}$ et entre $0,1$ et $16 \mu\text{at g.L}^{-1}$. Ces teneurs en azote et en phosphates semblent indiquer, à première vue que la production primaire des eaux de surface de la rivière du Saguenay n'est pas limitée par ces éléments nutritifs. Il existe cependant un déséquilibre très marqué dans la balance azote-phosphore et les rapports N/P sont généralement très faibles (tableau 1) et par conséquent très différents des valeurs 15 ou 16 mentionnées dans la littérature (Bougis, 1974; Parsons et al, 1977). Ces faibles rapports

Tableau 4: Coefficients de corrélation partielle (coefficients de corrélation Pearson) entre les variables physiques, chimiques et biologiques des eaux de la rivière du Saguenay en 1981 (station Chicoutimi). Le nombre de degrés de liberté (n-2) est de 11

	Temp	Chl. a Surface	Chl. a Totale	Pro.pri. Surface	Pro.pri. Totale	P/B	NH ₄	NO ₃	PO ₄	SiO ₂
Chl. a (surface)	0,36									
Chl. a (totale)	0,43	0,51								
Prod. primaire (surface)	0,22	-0,47	-0,35							
Prod. primaire (totale)	-0,10	-0,54*	-0,07	0,86**						
P/B	-0,02	-0,56*	-0,26	0,90**	0,75**					
NH ₄	-0,38	0,07	-0,43	-0,44	-0,53	-0,38				
NO ₃	-0,37	-0,02	-0,14	-0,03	0,25	-0,11	-0,25			
PO ₄	-0,09	0,40	-0,51	-0,05	-0,07	-0,16	-0,17	-0,57*		
SiO ₂	-0,15	-0,37	0,33	-0,42	-0,37	-0,34	-0,11	0,22	-0,32	
Couche photique	0,17	-0,28	0,40	0,17	0,44	0,20	-0,25	-0,15	-0,78**	0,29
<u>Couche photique</u>	0,17	-0,28	0,40	0,18	0,45	0,20	-0,25	-0,13	-0,77**	0,28
Couche mélange										

** probabilité d'indépendance des deux variables < 0,01

* probabilité d'indépendance des deux variables < 0,05 mais > 0,01

N/P pourraient signifier que N est limitatif par rapport à P.

En examinant la composition taxonomique des populations des eaux de surface de la rivière du Saguenay dominées par les diatomées (tableau 3) on constate que lorsque la température des eaux de surface est supérieure à environ 12°C, *A. formosa* Hass. est la seule espèce qui domine. Par contre, au printemps, lorsque la température est inférieure à 12°C, la dominance est également assurée par les espèces *M. ambigua* (Grun.) O. Müller et *M. islandica* O. Müller. A l'automne, lorsque les eaux se refroidissent et atteignent des températures entre 12 et 6°C, *T. fenestrata* (Lyngb.) Kütz. devient dominante avec *A. formosa* Hass. Plusieurs travaux (Guillard et Ryther, 1962; Goldman et Ryther, 1976) démontrent que la température peut jouer un rôle important dans la succession saisonnière des diatomées. Puisque la période de plus forte activité photosynthétique (figure 5) coïncide avec la période automnale où *A. formosa* Hass. et *T. fenestrata* (Lyngb.) Kütz. sont dominantes (tableau 3), ceci pourrait indiquer un certain contrôle de la production primaire par la température comme le mentionnent les travaux de Ichimura et Aruga (1964) et de Parsons et al (1977).

En définitive, les populations phytoplanctoniques sont peu productives dans les eaux douces et mélangées de la rivière du Saguenay. Par ailleurs en plus d'avoir à s'adapter continuellement aux changements d'intensité lumineuse, les cellules végétales dans ce système sont également soumises à des rejets industriels chargés en ions métalliques et en matière particulière et dissoute de nature ligneuse (Côté, 1981), substances exerçant des effets d'inhibition très marqués sur l'activité photosynthétique.

CHAPITRE IV

INFLUENCE DE LA BIODISPONIBILITÉ DU CUIVRE SUR LES POPULATIONS

PHYTOPLANCTONIQUES NATURELLES DE LA RIVIÈRE SAGUENAY

CHAPITRE IV

INFLUENCE DE LA BIODISPONIBILITÉ DU CUIVRE SUR LES POPULATIONS

PHYTOPLANCTONIQUES NATURELLES DE LA RIVIÈRE SAGUENAY

4.1 Résultats

4.1.1 Composition taxonomique

Au tableau 1, les principales espèces phytoplanctoniques observées durant les expériences I, II et III sont présentées; elles sont essentiellement dominées par des chlorophycées. Avant l'ajout de cuivre (T_0), *Chlorella* sp. est sans équivoque l'espèce qui domine dans tous les ballons de culture avec une densité excédant généralement 500 cellules. mL^{-1} . Pendant toute la durée des expériences (168 h pour les expériences I et II et 144 h pour l'expérience III) cette espèce ne présente aucune variation importante de densité dans la majorité des ballons de culture; seuls les ballons traités avec le cuivre sous forme ionique (expérience I) ou complexée (expérience II) montrent une légère diminution de la densité de *Chlorella* sp. mais elle n'est généralement jamais inférieure à 100 cellules. mL^{-1} .

Certaines espèces comme *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith, *Scenedesmus bijuga* (Reinsch) Hansg, *Sphaerocystis schroeteri* Chod., et *Oscillatoria* sp. demeurent relativement importantes durant toute la durée de l'expérience. Dans plusieurs ballons des expériences I, II et III, ces espèces présentent des densités presqu'aussi élevées que celle de *Chlorella* sp. D'autres espè-

Tableau 1: Abondance relative des différentes espèces de phytoplancton dans les ballons de culture des expériences I (station de Shipshaw; juillet 1981), II (station de Chicoutimi; juillet 1981) et III (station de Chicoutimi; septembre 1981)

TRÉTMENT	ESPÈCE	EXPÉRIENCE I				EXPÉRIENCE II				EXPÉRIENCE III			
		T ₀	T ₇₂	T ₁₂₀	T ₁₆₈	T ₀	T ₇₂	T ₁₂₀	T ₁₆₈	T ₀	T ₇₂	T ₁₂₀	
TÉTRODE (LAMP)	A	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1
	B	5	4	2	2	5	4	3	3	5	4	4	4
	C	8	3	2	2	2	2	2	1	4	4	4	4
	D	5	3	2	3	5	4	3	3	3	3	3	3
	E	5	3	3	4	5	3	3	3	4	4	3	3
TÉTRODE (en MUNICHE)	A									1	1	1	1
	B									4	4	4	4
	C									3	4	4	4
	D									2	3	3	2
	E									1	1	1	1
TÉTRODE (CELLULOSE)	A									1	1	1	1
	B									5	5	5	4
	C									4	4	4	3
	D									3	3	3	3
	E									4	4	4	4
10 µg.CEL.L ⁻¹ (isotrophe)	A	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
	B	5	2	2	3	3	4	2	2	3	4	4	4
	C	5	3	2	2	4	5	3	3	3	4	4	4
	D	5	4	2	2	4	5	3	3	3	4	4	4
	E	8	2	3	4	4	5	2	2	4	4	4	4
10 µg.CEL.L ⁻¹ (hétérophile)	A	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1
	B	3	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2
	C	2	3	4	3	3	3	2	2	2	2	2	2
	D	2	2	2	2	2	2	3	3	4	4	4	4
	E	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4
10 µg.CEL.L ⁻¹ (anisotrophe)	A	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	B	5	3	2	2	5	3	2	2	4	3	3	3
	C	3	2	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2
	D	4	3	2	3	3	3	3	3	4	4	4	4
	E	5	3	3	4	4	3	3	3	4	4	4	4
50 µg.CEL.L ⁻¹ (isotrophe)	A	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	B	5	2	2	3	3	5	4	3	3	5	5	4
	C	4	2	4	3	3	2	2	2	4	4	4	4
	D	2	2	2	2	4	5	3	2	2	2	2	2
	E	5	3	3	4	4	3	3	3	4	4	4	4
50 µg.CEL.L ⁻¹ (hétérophile)	A	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1
	B	2	2	2	3	3	5	4	2	2	5	5	4
	C	3	3	4	3	4	3	2	2	3	3	3	3
	D	2	2	2	2	4	3	3	3	4	4	4	4
	E	3	3	4	4	4	3	3	3	4	4	4	4
50 µg.CEL.L ⁻¹ (anisotrophe)	A	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	B	5	3	2	2	5	3	2	2	2	2	2	2
	C	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2
	D	4	3	2	2	5	3	3	3	4	4	4	4
	E	5	3	2	3	5	3	3	2	3	4	4	4
100 µg.CEL.L ⁻¹ (isotrophe)	A	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
	B	5	2	2	3	1	4	3	3	5	4	3	3
	C	4	5	5	5	4	2	2	2	3	4	3	3
	D	4	5	2	2	4	3	3	3	4	4	3	3
	E	5	2	4	2	4	3	3	3	4	4	3	3
100 µg.CEL.L ⁻¹ (hétérophile)	A	2	1	1	2	1	2	1	1	2	1	1	1
	B	2	2	2	3	5	5	2	2	3	4	3	3
	C	3	3	3	3	5	5	2	2	3	4	3	3
	D	2	1	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3
	E	3	3	4	2	4	3	3	3	4	4	3	3
100 µg.CEL.L ⁻¹ (anisotrophe)	A	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
	B	5	3	2	2	2	5	4	2	1	5	4	4
	C	3	3	2	2	2	2	2	2	1	4	4	4
	D	5	3	2	2	2	5	4	2	1	5	4	4
	E	5	3	3	3	3	5	2	2	2	3	4	3

- | | |
|------------------------------------|---|
| A: <i>Chlorella sp.</i> | 1: Très abondante > 500 cellules.mL ⁻¹ |
| B: <i>Nitzschia palea</i> | 2: Abondante 100-500 cellules.mL ⁻¹ |
| C: <i>Oscillatoria sp.</i> | 3: Commune 50-100 cellules.mL ⁻¹ |
| D: <i>Scenedesmus bijuga</i> | 4: Rare 10-50 cellules.mL ⁻¹ |
| E: <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 5: Très rare <10 cellules.mL ⁻¹ |

ces comme *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs, *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh et *Closterium setaceum* Ehr. sont aussi observées mais leur densité excède rarement 10 cellules. mL^{-1} .

Contrairement aux expériences précédentes, la population phyto-planctonique de l'expérience IV (tableau 2) est surtout dominée par les diatomées et les trois espèces *Melosira islandica* O. Müller, *Asterionella formosa* Hass. et *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz. représentent globalement plus de 95% de tous les individus de la population. Au début (T_0) la dominance de la population est surtout assurée par *M. islandica* qui présente un pourcentage supérieur à 70% dans les ballons témoins et dans les trois ballons traités avec 10 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ tandis que dans les autres ballons de culture, le pourcentage de dominance de cette espèce varie entre 61 et 73%. Vers la fin de l'expérience (après 185 h), *M. islandica* ne représente plus que de 5 à 16% des individus de la population dans les ballons témoins et dans les ballons traités avec 10 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ tandis que dans les autres ballons (traités avec 50 et 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$) l'importance de l'espèce y est relativement plus forte et les pourcentages excèdent rarement 25%. L'espèce *A. formosa* qui ne représentait au début que de 16 à 20% des individus de la population dans les ballons témoins et de 13 à 29% des individus dans tous les ballons traités, accroît son importance de façon très nette à l'exception de la population du ballon traité avec 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ sous forme ionique. Elle domine nettement avec un pourcentage variant entre 71 et 82% dans les ballons témoins et entre 26 et 68% dans les ballons traités. L'espèce *T. fenestrata* qui est généralement peu représentée au début de l'expérience (pourcentage excédant rarement 8%) devient un peu plus importante à la fin de l'expérience.

Tableau 2: Abondance relative (en pourcentage) de *Melosira islandica* O. Müller, d'*Asterionella formosa* Hass. et de *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz. dans les ballons de culture de l'expérience IV (station de Chicoutimi; novembre 1981)

TRAITEMENT	ESPECE	% DU TOTAL				TRAITEMENT	ESPECE	% DU TOTAL			
		T ₀	T ₁₇	T ₈₉	T ₁₈₅			T ₀	T ₁₇	T ₈₉	T ₁₈₅
TÉMOIN (AAP)	A	71	57	49	6	50 µg Cu.L ⁻¹ (IONIQUE)	A	73	61	37	19
	B	19	29	38	74		B	13	15	30	29
	C	9	11	8	13		C	11	23	13	26
INDICE DE DIVERSITE		0,36	0,45	0,52	0,39		INDICE DE DIVERSITE	0,36	0,43	0,58	0,54
TÉMOIN (A. HUMIQUE)	A	70	66	42	12	50 µg Cu.L ⁻¹ (COMPLEXE)	A	69	56	36	18
	B	18	23	45	82		B	24	29	38	28
	C	8	10	7	0		C	6	14	17	22
INDICE DE DIVERSITE		0,38	0,38	0,48	0,56		INDICE DE DIVERSITE	0,35	0,43	0,52	0,61
TÉMOIN (CELLULOSE)	A	72	66	35	10	50 µg Cu.L ⁻¹ (ADSORBE)	A	61	68	49	23
	B	20	17	38	11		B	12	15	12	31
	C	6	11	9	13		C	16	15	12	31
INDICE DE DIVERSITE		0,36	0,46	0,59	0,41		INDICE DE DIVERSITE	0,40	0,40	0,54	0,57
10 µg Cu.L ⁻¹ (IONIQUE)	A	72	47	32	16	100 µg Cu.L ⁻¹ (IONIQUE)	A	71	50	39	49
	B	23	38	49	49		B	26	33	32	32
	C	3	13	15	18		C	5	12	22	11
INDICE DE DIVERSITE		0,34	0,48	0,49	0,57		INDICE DE DIVERSITE	0,36	0,47	0,56	0,52
10 µg Cu.L ⁻¹ (COMPLEXE)	A	73	77	31	5	100 µg Cu.L ⁻¹ (COMPLEXE)	A	68	70	43	25
	B	16	32	21	51		B	22	21	43	25
	C	3	5	6	16		C	3	9	9	25
INDICE DE DIVERSITE		0,36	0,31	0,55	0,52		INDICE DE DIVERSITE	0,35	0,35	0,48	0,57
10 µg Cu.L ⁻¹ (ADSORBE)	A	71	67	48	13	100 µg Cu.L ⁻¹ (ADSORBE)	A	62	67	39	19
	B	14	25	29	68		B	29	25	38	26
	C	8	7	15	15		C	5	7	11	6
INDICE DE DIVERSITE		0,40	0,37	0,53	0,43		INDICE DE DIVERSITE	0,41	0,37	0,54	0,52

A: *Melosira islandica* O. Müller
B: *Asterionella formosa* Hass.
C: *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz.

avec des valeurs maximales de 13% dans les ballons témoins et de 34% dans les ballons traités.

D'autres espèces comme *Tabellaria flocculosa* (Roth.) Kütz., *Fragilaria capucina* Desm et *Sphaerocystis schroeteri* Chod. sont souvent rencontrées mais elles présentent un pourcentage total qui excède rarement 10%.

4.1.2 Indices de diversité et densité cellulaire

En analysant l'évolution temporelle des différents indices de diversité H' (Shannon-Weaver) (Pielou, 1966) de l'expérience IV (tableau 2), nous remarquons que les populations de diatomées deviennent de plus en plus diversifiées avec le temps; en effet, au début de l'expérience, les indices excèdent rarement $0,40 \text{ bitt.cellule}^{-1}$ tandis que vers la fin de l'expérience (T_{89} et/ou T_{185}), ils atteignent parfois $0,61 \text{ bitt.cellule}^{-1}$. L'augmentation dans les indices de diversité est cependant plus marquée dans les ballons traités avec 50 et $100 \mu\text{g Cu.L}^{-1}$, vraisemblablement à cause de la faible résistance de certaines espèces à ces concentrations relativement élevées en cuivre.

L'examen de la variabilité temporelle du nombre total de cellules dans les divers ballons de culture de cette expérience IV (figure 1) nous permet d'y observer une diminution bien marquée durant les 89 premières heures; en effet, à T_0 , les densités oscillent généralement entre 2,5 et $6,5 \times 10^3 \text{ cellules.mL}^{-1}$ tandis qu'à T_{89} , elles sont toujours inférieures à $2,0 \times 10^3 \text{ cellules.mL}^{-1}$. Dans la dernière partie de l'expérience (de T_{89} à T_{185}), il est possible d'y observer une augmentation dans les taux de croissance des populations; cependant, ceux-ci sont évidemment de moins

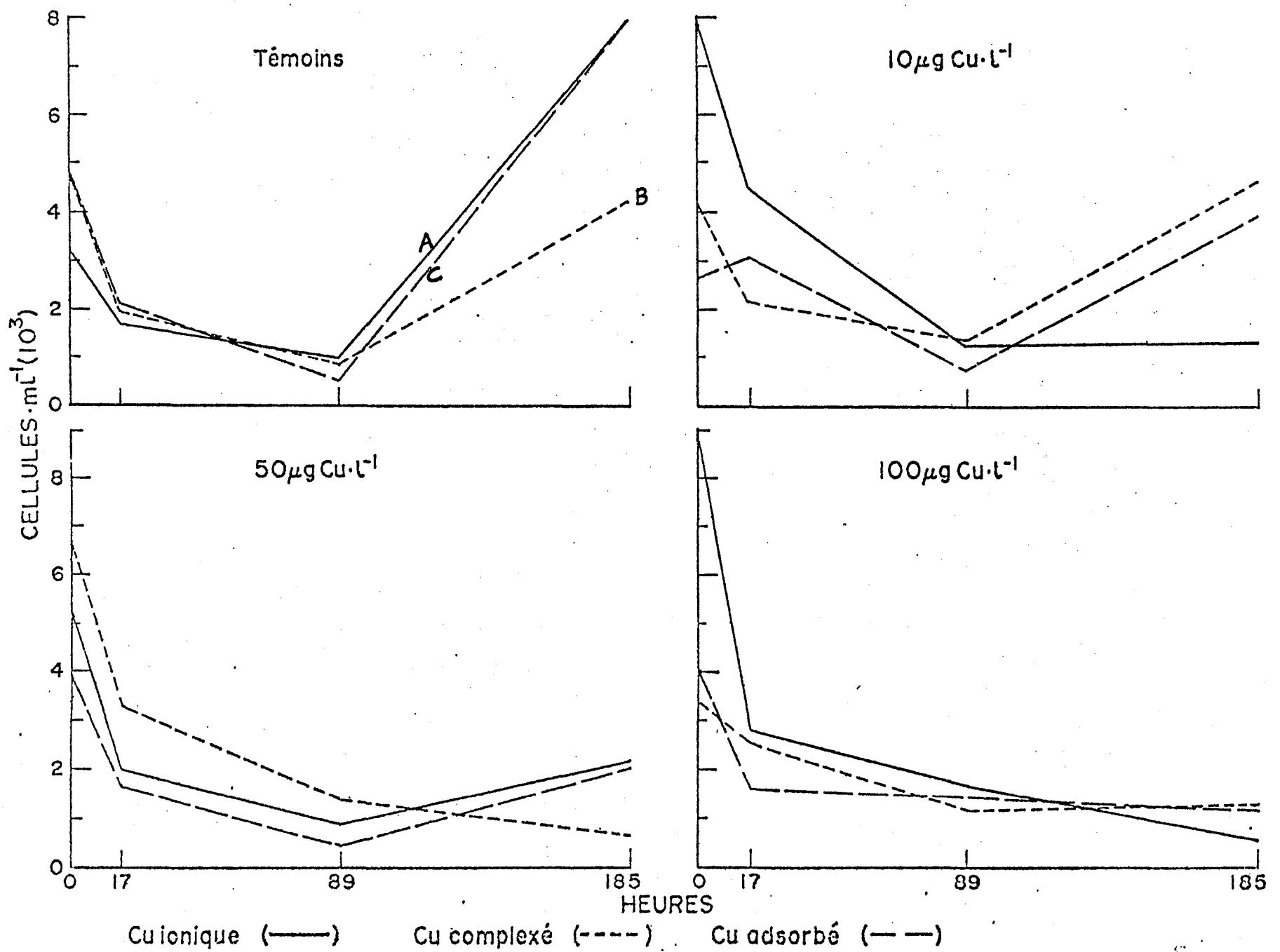


Figure 1 Variabilité temporelle de la densité cellulaire dans les ballons de culture de l'expérience IV

en moins accentués lorsque la concentration du cuivre augmente. A la fin de l'expérience (T_{185}), la densité cellulaire moyenne observée dans les ballons témoins est de $6\ 700 \text{ cellules.mL}^{-1}$ tandis que dans les ballons traités avec 10, 50 et $100 \mu\text{g Cu.L}^{-1}$, les densités moyennes sont respectivement 3 280, 1 630 et $1\ 016 \text{ cellules.mL}^{-1}$.

4.1.3 Teneurs en chlorophylle α

Les divers profils de la chlorophylle α des expériences I et II (figures 2 et 3) présentent dans leurs fluctuations temporelles une certaine similitude entre eux. Au début de l'expérience (T_0), les teneurs en chlorophylle α dans les divers ballons de culture oscillent généralement entre 70 et 340 mg.m^{-3} (exception faite pour le profil du ballon traité avec $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ Cu complexé dans l'expérience II). Durant les 72 premières heures de culture (de T_0 à T_{72}), la majorité des ballons montrent des diminutions bien marquées et dans certains d'entre eux (expérience I: ballons traités avec $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ Cu ionique, $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ Cu adsorbé et $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ Cu ionique; expérience II: ballon traité avec $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ Cu adsorbé) les pourcentages de diminution excèdent 80%. Par la suite, les valeurs de tous les ballons des deux séries d'expériences se caractérisent par une augmentation très rapide et dans la grande majorité des cas, ils présentent leurs valeurs maximales, à T_{96} et/ou T_{120} . Ces fortes valeurs de biomasse sont toutefois éphémères puisqu'à T_{144} les teneurs en chlorophylle α excèdent rarement 70 mg.m^{-3} dans les divers ballons de culture.

Dans l'expérience III (figure 4), tous les profils de la chlorophylle α se caractérisent par de fortes fluctuations temporelles durant les

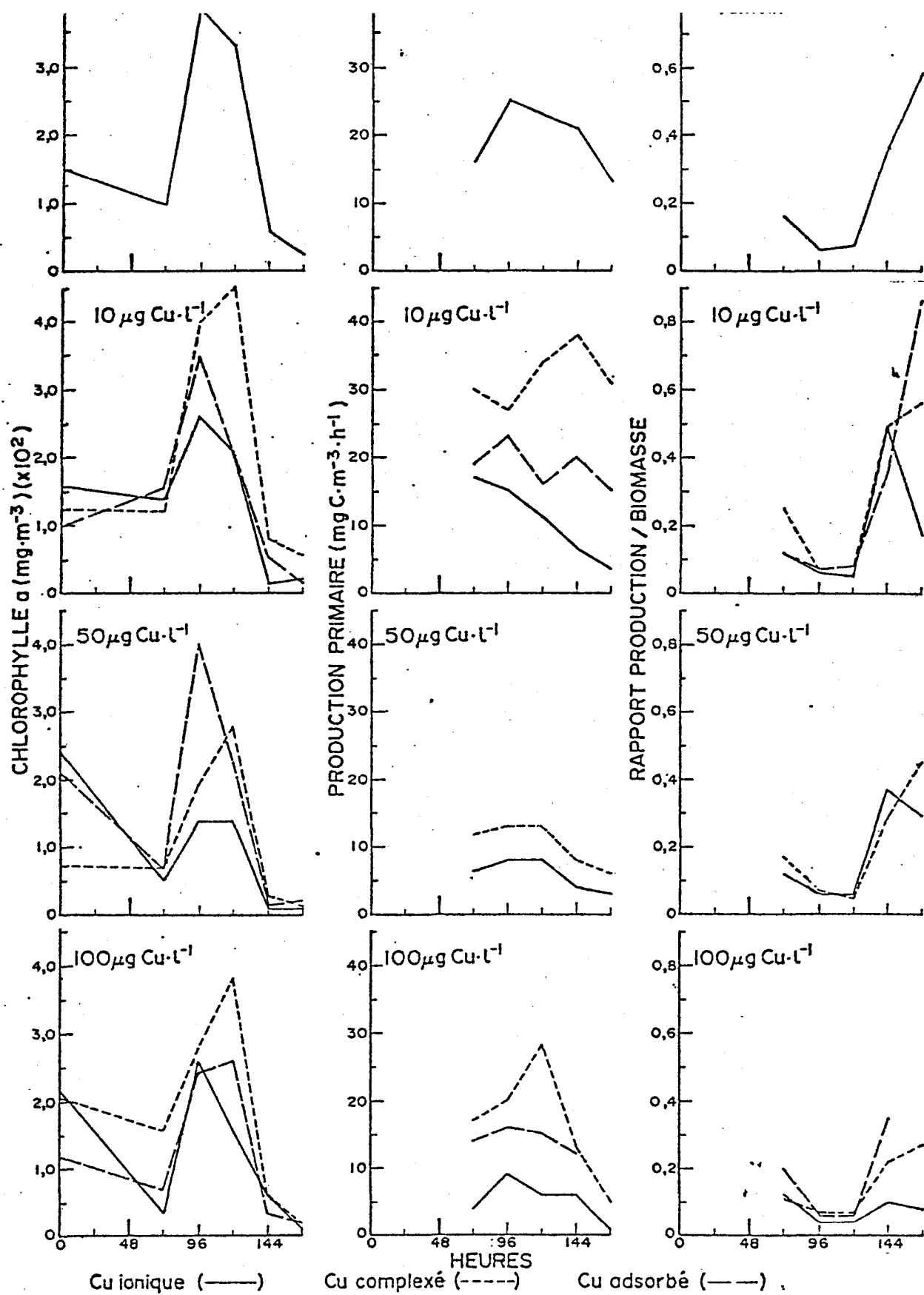


Figure 2 Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle α , des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience I (station Shipshaw; juillet 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T₄₈ (1).

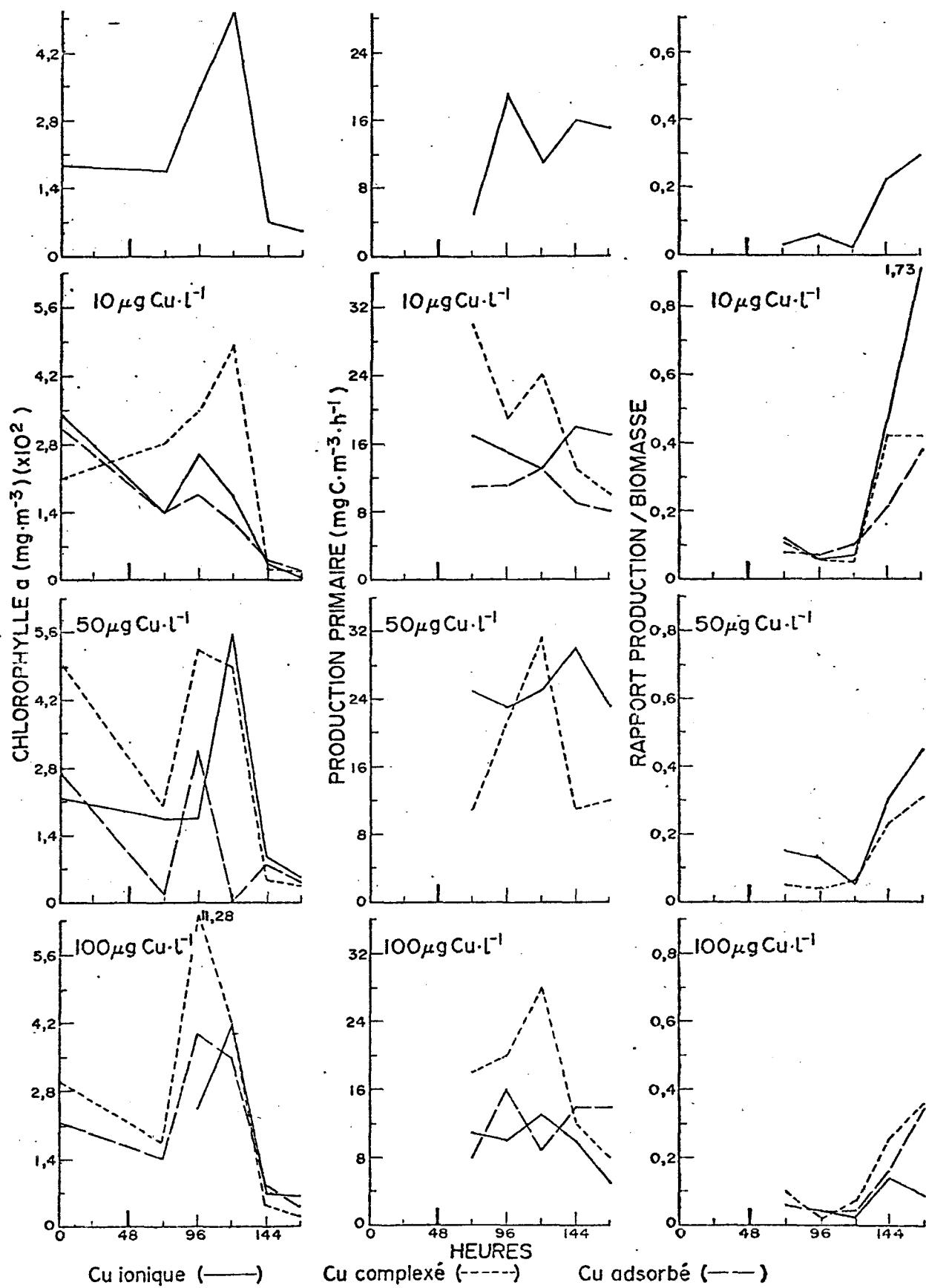


Figure 3 Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle *a*, des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience II (station de Chicoutimi; juillet 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T₄₈ (†).

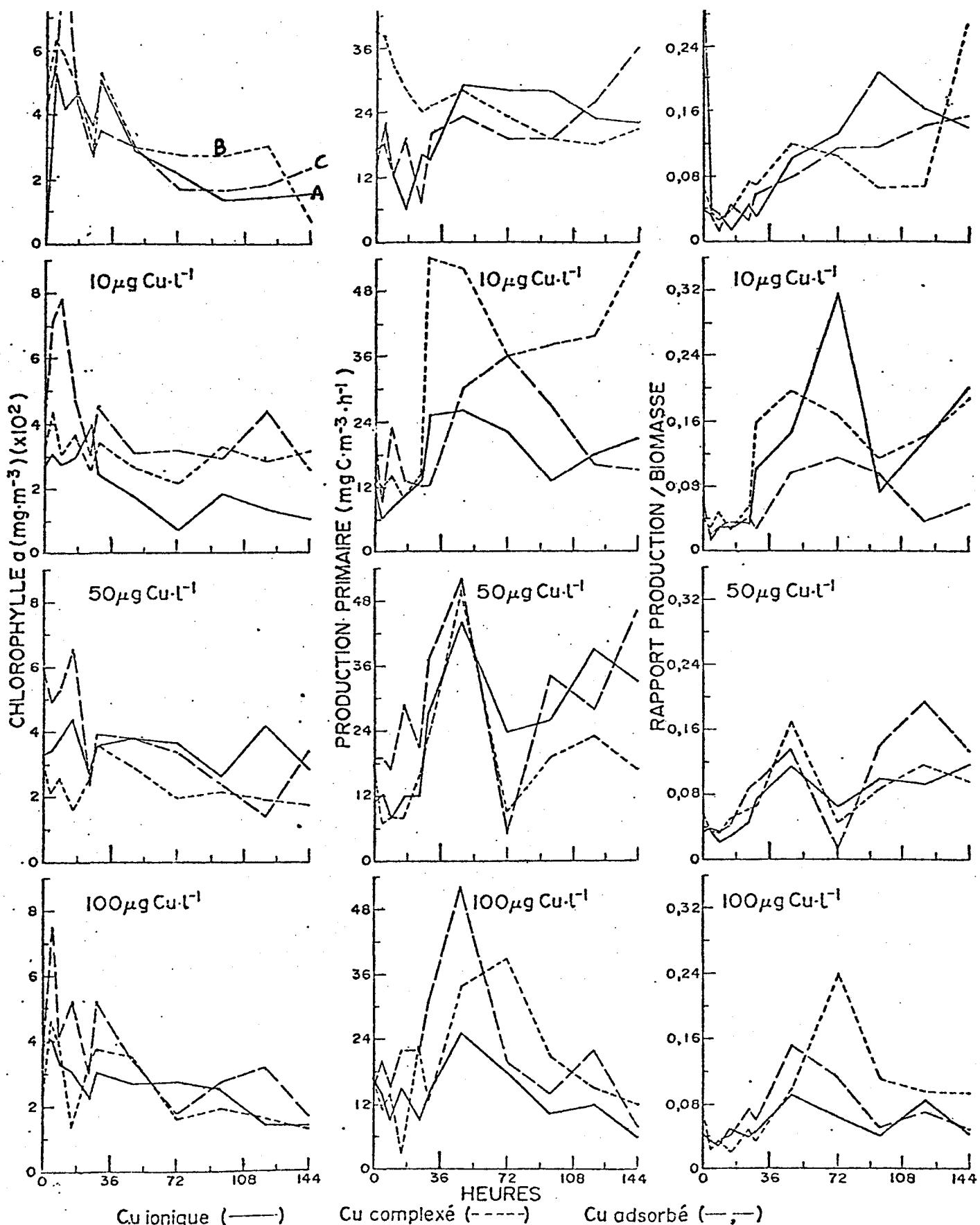


Figure 4 Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle *a*, des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience III (station de Chicoutimi; septembre 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T₃₆ (1). A, B et C représentent respectivement les ballons témoins contenant soit du milieu de culture AAP modifié, soit 5 mg L⁻¹ d'acide humique ou soit 1 g

36 premières heures; c'est également durant cette période que nous y observons les valeurs maximales, lesquelles varient entre 520 et 990 mg.m⁻³ dans les ballons témoins et entre 250 et 880 mg.m⁻³ dans les divers ballons traités. Durant la période de T₃₆ à T₁₄₄, les teneurs en chlorophylle α sont relativement plus faibles et elles excèdent rarement 400 mg.m⁻³.

Dans l'expérience IV (figure 5), les teneurs en chlorophylle α sont relativement plus faibles que dans les expériences précédentes; en effet, les valeurs maximales excèdent rarement 80 mg.m⁻³. Au début (T₀), les valeurs varient entre 32 et 72 mg.m⁻³ dans les divers ballons et, à l'exception de quelques-uns (50 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$ Cu complexé et adsorbé) les biomasses augmentent durant les 45 premières heures; notons cependant que les augmentations sont généralement plus accentuées dans les ballons contenant 10 μg Cu.L⁻¹. De plus, signalons que durant ces 45 premières heures, les concentrations en cuivre dans les divers ballons n'ont pas encore atteint le niveau maximal désiré. Par la suite, la chlorophylle α diminue de façon très marquée dans tous les ballons et ces diminutions se poursuivent jusqu'à T₉₀ dans les ballons traités avec 50 et 100 μg Cu.L⁻¹ où les biomasses excèdent rarement 10 mg.m⁻³. De telles diminutions sont vraisemblablement attribuables aux taux de dilution trop élevés puisqu'elles sont également observées dans les ballons témoins; toutefois, dans ces derniers ballons, les diminutions sont un peu moins accentuées. A partir de T₉₀ (pour les ballons témoins et les ballons traités avec 10 $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$ Cu complexé et adsorbé) et de T₁₆₅ (pour les ballons traités avec 50 et 100 μg Cu.L⁻¹), de très fortes augmentations de biomasses sont observées; par ailleurs, celles-ci sont d'autant plus marquées que la concentration de cuivre diminue. En effet,

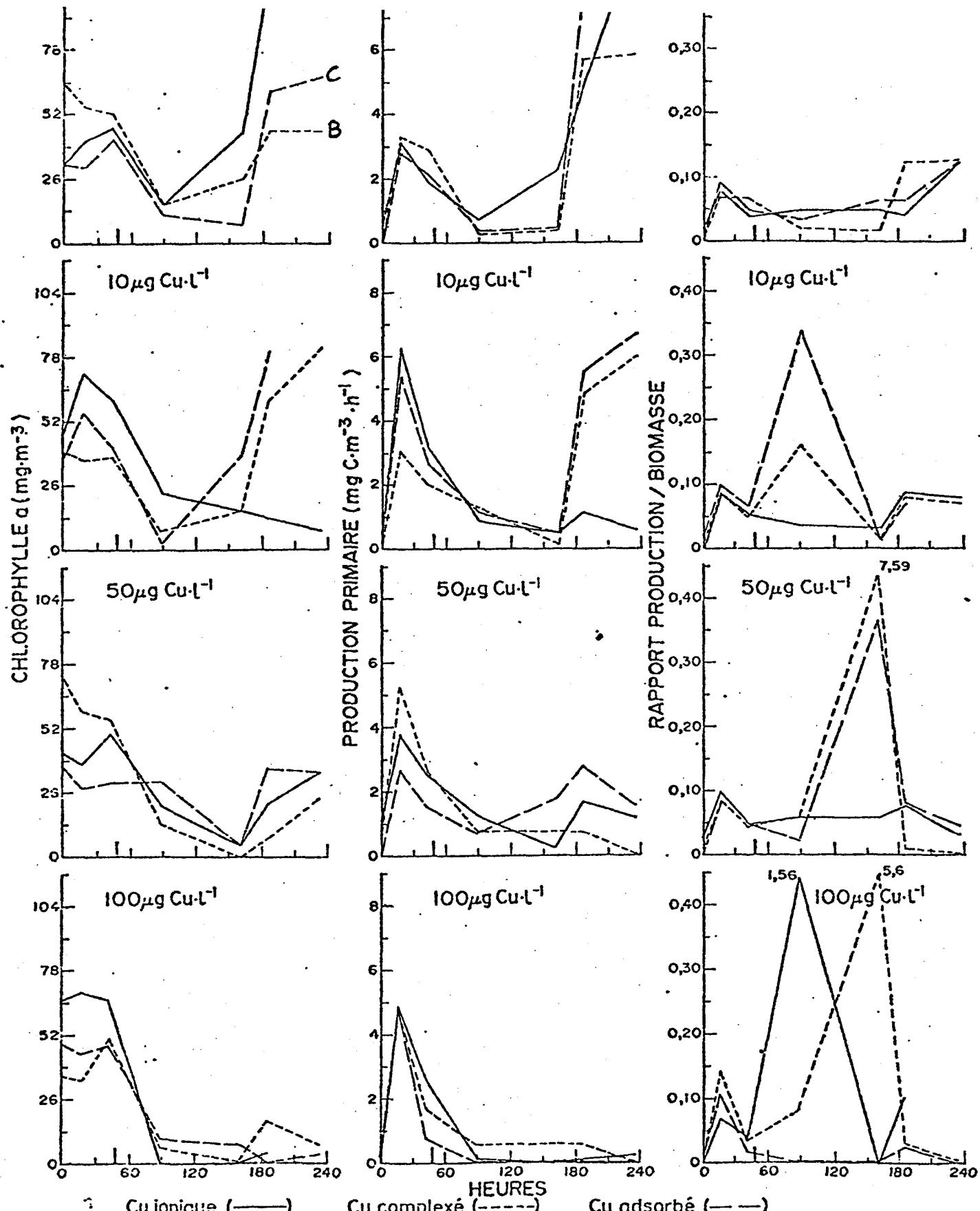


Figure 5 Effets du cuivre sur les fluctuations temporelles de la chlorophylle **a**, des taux de production primaire et des rapports P/B des populations naturelles de phytoplancton de la rivière du Saguenay incubées "in vitro" lors de l'expérience IV (station de Chicoutimi; novembre 1981). Les concentrations de cuivre indiquées sont atteintes à T₄₅ (†). A, B et C représentent respectivement les ballons témoins contenant soit du milieu de culture AAP modifié, soit $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ d'acide

dans les ballons ayant été traités avec 10, 50 et 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$, les biomasses maximales sont respectivement de 82, 34 et 17 mg.m^{-3} . Ces différences dans les biomasses ne sont cependant pas significatives (tableau 3) pour l'ensemble de la période d'expérimentation.

Dans chacune de ces expériences il peut être constaté que les biomasses déterminées dans les ballons traités avec le cuivre complexé et/ou adsorbé sont généralement supérieures à celles des ballons recevant du cuivre sous forme ionique. Dans plusieurs cas, les différences sont significatives (tableau 3).

4.1.4 Taux de production primaire et rapports P/B

Les taux de production primaire des expériences I, II et III présentent dans la grande majorité des cas, des fluctuations temporelles importantes. Pour chacune des concentrations en cuivre, les plus hauts taux de production sont généralement enregistrés dans les ballons traités avec le cuivre sous forme complexée et/ou adsorbée et les plus faibles, avec le cuivre sous forme ionique (figures 2, 3, 4). Dans certains cas, une concentration de 10 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ sous forme complexée stimule la production primaire (v.g. expérience I). De façon générale, il existe une relation inverse plus ou moins marquée entre les concentrations de cuivre et les diminutions des taux de production primaire (ballons traités avec le cuivre ionique et complexé). Par exemple, au cours de l'expérience I, nous enregistrons un taux maximal de production de 17 $\text{mg C.m}^{-3.h}^{-1}$ dans le ballon avec 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ comparativement à 9 $\text{mg C.m}^{-3.h}^{-1}$ dans le ballon avec 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$.

TABLEAU 3

Analyse de variance (ANOVA) menée sur les teneurs en chlorophylle α sur des taux de production primaire et sur les rapports P/B des populations de phytoplancton de la Rivière du Saguenay traitées avec 10, 50 et 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ Cu ionique (A), cuivre complexé (B) et cuivre sous forme adsorbée (C).

Expérience	Source de variance	Degré de liberté	CHLOROPHYLLE A			PRODUCTION PRIMAIRE			RAPPORT P/B		
			somme des carrés	variance	F	somme des carrés	variance	F	somme des carrés	variance	F
(A) FORME IONIQUE											
I	[Cu]	3	17190	5730	1,74	633,32	211,11	26,66**	0,073	0,024	1,98
	Heure	5	205550	41110	12,47**	192,84	48,21	6,09**	0,263	0,066	5,34*
	Erreur exp.	15	49464	3298		94,98	7,92		0,147	0,012	
	Total	23	272204	11835		521,14	40,05		0,483	0,021	
II	[Cu]	3	13544	4515	0,62	680,46	226,82	16,95**	0,52	0,173	1,73
	Heure	5	366213	73243	10,03**	38,47	9,62	0,72	0,995	0,249	2,48
	Erreur exp.	15	109511	7301		160,53	13,38		1,204	0,100	
	Total	23	489268	21273		879,46	38,24		2,719	0,118	
III	[Cu]	3	88275	29426	3,31*	516,18	172,1	4,65**	0,057	0,019	1,7
	Heure	10	239232	23923	2,69*	1662,89	166,3	4,49**	0,129	0,013	1,16
	Erreur exp.	30	266435	8881		1109,16	36,97		0,334	0,011	
	Total	43	593946	13813		3288,23	76,47		0,52	0,012	
IV	[Cu]	3	4110	1370	1,58	34,03	11,34	1,5	0,267	0,089	1,1
	Heure	6	6778	1130	1,3	66,91	11,15	1,47	0,575	0,096	1,18
	Erreur exp.	18	15646	869		136,11	7,56		1,456	0,081	
	Total	27	26534	983		237,05	8,78		2,298	0,085	
(B) FORME COMPLEXÉE											
I	[Cu]	3	30767	10256	5,21*	1260,04	420,01	18,88**	0,052	0,017	3,6*
	Heure	5	376958	75392	38,32**	241,92	60,48	2,72	0,487	0,122	25,4**
	Erreur exp.	15	29515	1968		267,03	22,25		0,057	0,005	
	Total	23	437240	19010		1768,99	76,91		0,596	0,026	
II	[Cu]	3	64514	21505	0,77	98,96	32,39	0,72	0,022	0,007	4,11*
	Heure	5	1000978	200196	7,1**	411,79	102,95	2,26	0,322	0,081	44,78**
	Erreur exp.	15	420566	28038		547,03	45,59		0,021	0,002	
	Total	23	1486058	64611		1057,78	45,39		0,365	0,016	
III	[Cu]	3	33033	11011	1,27	1280	426,67	4,46*	0,0327	0,0109	1,03
	Heure	10	254581	25458	2,94*	3813	381,3	3,39**	0,1443	0,0144	1,36
	Erreur exp.	30	255600	8653		2867	95,57		0,3184	0,0106	
	Total	43	547214	12726		7960	185,12		0,4954	0,0115	
IV	[Cu]	3	5303	1768	2,47	13,75	4,58	0,54	6,26	2,09	0,97
	Heure	6	7837	1306	1,83	112,96	18,83	2,20	36,38	6,06	2,81*
	Erreur exp.	18	12861	715		153,75	8,54		38,87	2,16	
	Total	27	26001	963		280,46	10,39		81,51	3,02	
(C) FORME ADSORBÉE											
I	[Cu]	3	7629	2543	1,27	179,23	59,74	10,69**	0,019	0,006	0,35
	Heure	5	318085	63617	31,67**	146,84	36,71	6,57**	0,857	0,214	12,59**
	Erreur exp.	15	30142	2009		67,07	5,59		0,204	0,017	
	Total	23	355856	15472		393,14	102,04		1,08	0,237	
II	[Cu]	3	38977	12992	1,03	171,86	57,29	4,76*	0,183	0,061	1,86
	Heure	5	224322	44864	3,55*	94,62	23,66	1,97	0,239	0,06	1,82
	Erreur exp.	15	189623	12641		144,41	12,03		0,393	0,033	
	Total	23	452924	19692		410,89	17,86		0,815	0,035	
III	[Cu]	3	110358	36786	3,02*	516,3	172,1	1,37	0,0534	0,0178	1,73
	Heure	10	791548	79155	6,5**	1851,9	185,2	2,12	0,1143	0,0114	1,11
	Erreur exp.	30	365147	12172		2619,7	87,3		0,3078	0,0103	
	Total	43	1267053	29466		4987,9	116		0,4755	0,0111	
IV	[Cu]	3	6074	2025	3,39*	26,14	8,71	1,17	478,75	159,58	1,01
	Heure	6	6590	1098	1,94	131,03	21,84	2,94*	948,93	158,16	1,0
	Erreur exp.	18	10743	597		133,59	7,42		2847,6	158,2	
	Total	27	23407	867		290,76	10,77		4275,28	158,34	

* Probabilité d'indépendance <0,05, mais > 0,01

** Probabilité d'indépendance <0,01

Le cuivre exerce des effets significatifs sur les fluctuations des taux de production primaire et ce, tant sous la forme ionique (expériences I, II et III) que sous la forme complexée (expériences I et III) et adsorbée (expériences I et II) (tableau 3).

Dans la quatrième expérience (figure 5), les taux de production primaire sont très faibles à T_0 ; les valeurs sont inférieures à $1 \text{ mg C.m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$. Cependant, ils augmentent très rapidement de telle sorte qu'après 40 heures d'incubation, ils peuvent atteindre $6 \text{ mg C.m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ dans les ballons traités. A partir de T_{40} , il se produit dans tous les ballons (témoins et traités) une diminution de production bien marquée qui peut se prolonger jusqu'à T_{90} (v.g. les ballons témoins) ou à T_{165} (v.g. les ballons de $10 \mu\text{g Cu.L}^{-1}$) et même dans certains cas (v.g. ballons de $100 \mu\text{g Cu.L}^{-1}$) jusqu'à la fin de l'expérience (T_{240}). Aussi durant ces périodes peu productives, les valeurs excèdent rarement $1 \text{ mg C.m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$. Les concentrations de $100 \mu\text{g Cu.L}^{-1}$ semblent être particulièrement toxiques pour les populations de diatomées puisque les taux de production excèdent rarement $0,2 \text{ mg C.m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ à partir de T_{90} .

Par ailleurs, l'examen des rapports P/B des deux premières expériences (figures 2 et 3) montre beaucoup de similitude. A T_{72} , les rapports P/B varient entre $0,12$ et $0,25 \text{ mg Chl } \mu\text{-}1 \cdot \text{h}^{-1}$ puis ils diminuent rapidement jusqu'à T_{96} car toutes les valeurs sont inférieures à $0,1 \text{ mg Chl } \mu\text{-}1 \cdot \text{h}^{-1}$. Par la suite (à partir de T_{144}), les valeurs augmentent brusquement et montrent généralement des valeurs maximales entre T_{144} et T_{168} . La relation entre les rapports P/B et les teneurs en chlorophylle et les taux de production primaire dans ces deux premières expériences

(tableau 4) est généralement négative et très forte; les coefficients de corrélation peuvent atteindre -0,96 et -0,98 ($p < 0,01$), respectivement avec la chlorophylle α et les taux de production primaire. Dans les troisième et quatrième expériences (figures 4 et 5), les rapports P/B sont extrêmement faibles au début (T_0) et les valeurs sont respectivement inférieures à 0,07 et 0,03 mg C.mg Chl $\mu\text{-}1\cdot\text{h}\text{-}1$. Par la suite, les rapports P/B augmentent de façon très marquée et présentent des valeurs maximales de l'ordre de 0,3 mg C.mg Chl $\mu\text{-}1\cdot\text{h}\text{-}1$ dans la troisième expérience. Dans l'expérience IV, les rapports P/B sont parfois très élevés et peuvent atteindre 7,5 et 5,6 mg C.mg Chl $\mu\text{-}1\cdot\text{h}\text{-}1$. La relation entre les rapports P/B et les teneurs en chlorophylle α de ces deux expériences (tableau 4) est négative tandis que celle avec les taux de production primaire est en général positive et très souvent significative.

4.2 Discussion et conclusion

L'analyse des présents résultats révèle que le cuivre exerce une certaine action inhibitrice sur la croissance, la biomasse et les taux de production primaire des espèces de chlorophycées et de diatomées de la rivière du Saguenay. Cependant, selon la classe d'algues, cette action inhibitrice agit à des degrés différents.

4.2.1 Chlorophycées

L'espèce *Chlorella* sp. qui domine les populations phytoplanctoniques utilisées lors des expériences I, II et III semble relativement résistante au cuivre; la densité de l'espèce est presque toujours supérieure à 100 cellules. mL^{-1} . Toutefois aux fortes concentrations de cuivre sous forme

Tableau 4: Coefficients de corrélation entre les rapports P/B, les teneurs en chlorophylle a et les taux de production primaire des 4 expériences. Le nombre de paires de données est 5 pour les expériences I et II, 11 pour l'expérience III et 7 pour l'expérience IV.

	Expériences I		Expériences II		Expériences III		Expériences IV	
	Rapports P/B versus Chl. a	Prod.prim.						
Témoin								
A A P	-0,84	-0,75	-0,79	-0,44	-0,76**	0,02	0,54	0,88**
A.humique					-0,77**	0,04	0,20	0,99**
Fibres cellulose					-0,71*	0,81	0,72	0,96**
10 $\mu\text{g Cu.l}^{-1}$								
ionique	-0,76	-0,54	-0,77	-0,53	-0,88**	0,72**	-0,07	0,53
complexé	-0,92*	0,46	-0,96**	-0,82	-0,52	0,96**	-0,16	0,31
adsorbé	-0,79	-0,56	-0,91*	-0,86	-0,67*	0,90**	-0,58	0,58
50 $\mu\text{g Cu.l}^{-1}$								
ionique	-,91*	-0,94*	-0,79	-0,06	-0,25	0,93**	-0,23	-0,64
complexé	-0,87*	-0,97**	-0,82	-0,53	0,09	0,91**	-0,51	-0,17
adsorbé	-0,81	-0,65	-0,54	-0,39	-0,73*	0,69**	-0,96**	0,33
100 $\mu\text{g Cu.l}^{-1}$								
ionique	-0,83	-0,47	-0,82	-0,36	-0,43	0,65*	-0,45	-0,23
complexé	-0,92*	-0,91*	-0,76	-0,88*	-0,48	0,81**	-0,51	-0,14
adsorbé	-0,93*	-0,98**	-0,77	0,40	-0,43	0,75**	0,42	0,97**

** niveau de confiance < 0,01

* niveau de confiance < 0,05 mais > 0,01

ionique ($50 \mu\text{g.L}^{-1}$ expérience II et $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ expérience I) l'espèce *N. palea* devient dominante par rapport à *Chlorella* sp. (tableau 1). Steemann Nielsen et Wium-Andersen (1970) ont également remarqué que *N. palea* a une plus grande résistance au cuivre ionique que l'espèce *Chlorella* sp. Ces deux chercheurs expliquent cette divergence par la capacité adaptative qu'a *N. palea* d'excréter des composés organiques pouvant complexer le cuivre, mécanisme qui ne s'observerait pas chez *Chlorella pyrenoidosa* (Steeman Nielsen et al, 1969). Une telle hypothèse ne peut cependant pas expliquer complètement nos résultats puisque d'une part, dans une culture en continue, les produits d'excrétion ne s'accumulent pas et d'autre part, l'apport de cuivre dans les ballons se fait de façon continue.

Par ailleurs, les taux de production primaire sont particulièrement plus affectés par le cuivre que ne le sont les biomasses. Ainsi, lors de l'expérience I (figure 2), les teneurs en chlorophylle *a* des divers ballons traités avec le cuivre sous forme ionique demeurent relativement uniformes dans les dernières heures de culture (de T₁₄₄ à T₁₆₈) tandis que les taux de production primaire diminuent de façon très marquée lorsque la concentration de cuivre augmente. Une telle divergence entre les effets du cuivre sur les biomasses et les taux de production primaire a déjà été observée par Thomas et al (1977) dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique et par Côté (1983) dans les eaux du Saguenay. L'inhibition de l'activité photosynthétique est d'ailleurs relativement accentuée au cours de l'expérience III (figure 4) lorsque les concentrations de cuivre augmentent et ce, indépendamment de la spéciation du métal.

Les présents résultats viennent corroborer ceux de Côté (1983) qui a également remarqué une inhibition importante de la photosynthèse du phytoplancton du Saguenay par des concentrations de cuivre du même ordre de grandeur que celles utilisées dans les présentes expériences. De plus, l'examen des taux de production primaire, des expériences I (figure 2), II (figure 3) et III (figure 4), montre de façon bien évidente que la présence d'acide humique et de fibres de cellulose réduit de façon marquée l'action toxique du cuivre. En effet, les taux de production primaire observés dans les vallons traités avec du cuivre sous forme complexée et/ou adsorbée sont généralement supérieurs à ceux des ballons traités avec du cuivre sous forme ionique. Les teneurs en chlorophylle α présentent de façon générale les mêmes tendances en présence de ces complexants. A l'instar de Sunda et Guillard (1976), on constate que le degré de toxicité du cuivre pour le phytoplancton du Saguenay est surtout lié à l'activité de l'ion cuivrique. La présence d'acide humique dans le milieu de culture réduit la toxicité du cuivre, vraisemblablement en diminuant la disponibilité des ions Cu^{2+} pour les cellules phytoplanctoniques. Une telle hypothèse pourrait s'expliquer par le fait qu'un complexe très stable cuivre-acide humique est formé lorsque les deux molécules sont en présence l'une de l'autre. La prépondérance et la stabilité de ce complexe dans les eaux naturelles sont d'ailleurs bien connues (Bondarenko, 1972; Sylva, 1976; Buffe et al 1977; Mantoura et al 1978). Plusieurs chercheurs (Gächter et al 1973; Hongve et al 1980, Toledo et al 1980, 1982) ont aussi remarqué que le cuivre en présence d'acide humique avait une action moins toxique sur la chlorophylle α et l'activité photosynthétique du phytoplancton. De plus, la mobilisation du cuivre par des fibres de cellulose (provenant de papeteries) a déjà été observée dans

la rivière des Outaouais (Merrit, 1975). Les présents résultats confirment aussi que le cuivre adsorbé à la surface des fibres est peu ou pas disponible pour les chlorophycées de la rivière du Saguenay.

De plus, les expériences I, II et III (figures 2, 3 et 4) démontrent que l'ajout d'une faible concentration de cuivre sous forme complexée ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$) semble stimuler l'activité photosynthétique des populations de chlorophycées au point que leurs taux de production primaire sont supérieurs à ceux des populations témoins. Un effet similaire avait d'ailleurs été observé par Côté (1983). Au cours des expériences I et II, les rapports P/B des ballons traités avec du cuivre complexé sont en général un peu plus élevés que ceux enregistrés dans les ballons traités avec du cuivre ionique (figures 2 et 3) et les valeurs de F sont significatives (tableau 3). Ceci est probablement attribuable aux plus faibles taux de production primaire observés dans les ballons traités avec le cuivre sous forme ionique. Dans le cas de l'expérience III (figure 4), les rapports P/B semblent être plutôt reliés aux fluctuations des taux de production primaire et d'ailleurs les coefficients de corrélation (tableau 4) sont positifs et significatifs.

4.2.2 Diatomées

Les résultats de l'expérience IV montrent que le cuivre exerce une action inhibitrice bien nette sur la division cellulaire (figure 1); en effet, la densité cellulaire diminue de façon marquée lorsque les concentrations de cuivre augmentent. A titre d'exemple, à T₁₈₅, la densité cellulaire moyenne observée dans les ballons témoins est de $6\ 700 \text{ cellules.mL}^{-1}$ tandis qu'elle est de $1\ 016 \text{ cellules.mL}^{-1}$ dans les ballons traités avec

100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$. Toutefois, les différentes espèces de diatomées ne présentent pas une sensibilité identique au cuivre. Par exemple, après 185 heures de culture, le ballon témoin AAP contient environ 8 000 cellules. mL^{-1} tandis que le ballon traité avec 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de cuivre ionique n'en contient que 600. A T_{185} la densité de l'espèce *A. formosa* en représente respectivement 74 (témoin AAP) et 32% (100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ ionique), soit 5 920 et 192 cellules. mL^{-1} (tableau 2) ce qui correspond à une diminution d'environ 97%. Les espèces *T. fenestrata* et *M. islandica* présentent des densités respectives de 1 030 et 480 cellules. mL^{-1} dans le ballon témoin et 60 et 270 cellules. mL^{-1} dans le ballon traité avec 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ cuivre ionique (figure 1, tableau 2), soit des diminutions respectives de 94 et 44%. Parmi les principales espèces de diatomées de la population étudiée, *M. islandica* O. Müller apparaît donc comme l'espèce la moins sensible au cuivre. De plus, si l'on en juge par les densités plus faibles que présente *A. formosa* Hass. dans les ballons traités comparativement aux densités observées dans les ballons témoins (figure 1, tableau 2), on peut affirmer que cette dernière espèce est très sensible au cuivre. Ces degrés relatifs de sensibilité des espèces ont évidemment des répercussions marquées sur la structure des populations; conséquemment, les indices de diversité sont plus faibles dans les ballons témoins que dans les ballons traités (tableau 2). Contrairement à nos observations, et pour des concentrations semblables, Thomas et Seibert (1977) ont montré que la diversité taxonomique de la population phytoplanctonique d'un milieu côtier de la Colombie-Britannique diminuait sous l'action du cuivre.

Aussi, la toxicité du cuivre se manifeste de façon très différente sur les teneurs en chlorophylle α et les taux de production primaire des

populations de diatomées. En effet, les données de la figure 5 montrent que malgré des valeurs en chlorophylle α relativement semblables dans les divers ballons au début de l'expérience (de T_0 à T_{48}), celles enregistrées dans la dernière partie de l'expérience (v.g. de T_{120} à T_{240}) sont d'autant plus faibles que la concentration de cuivre est élevée; les concentrations moyennes de chlorophylle α sont respectivement de 82, 34 et 17 mg.m^{-3} dans les ballons traités avec 10, 50 et 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$. En considérant la spéciation, les plus hautes valeurs de chlorophylle α apparaissent dans les ballons traités avec du cuivre complexé et/ou adsorbé. De même, les taux de production primaire diminuent avec l'augmentation des concentrations de cuivre et de façon plus évidente dans la dernière moitié de l'expérience; en effet dans les ballons témoins, les taux maximaux sont de 15 $\text{mg C.m}^{-3.h}^{-1}$ tandis que dans les divers ballons traités avec 10, 50 et 100 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$, ils sont respectivement environ de 7, 3 et 1 $\text{mg C.m}^{-3.h}^{-1}$. Dans une étude antérieure, Côté (1983) avait aussi observé des diminutions dans les biomasses et dans les taux de production primaire suite à l'ajout de concentrations de cuivre semblables à celles utilisées dans le présent travail. Cependant, la toxicité du cuivre exercée sur la population utilisée était sensiblement moins aiguë que celle observée dans le présent travail. Cette différence est vraisemblablement due aux méthodes de culture utilisées. Au cours de la culture en lot (batch), méthode utilisée par Côté (1983), il a pu y avoir une accumulation de déchets métaboliques pouvant complexer le cuivre et réduire ainsi la concentration d'ions cuivriques disponibles aux cellules comme l'ont d'ailleurs montré McNight et Morel (1980) et Hardstedt-Roméo et Gnassia-Barelli (1980). De plus, la capacité de complexation peut

varier en fonction des milieux de culture utilisés (Gächter et al, 1973), en fonction, par exemple, de la présence d'agent complexant comme l'EDTA.

En définitive, le cuivre semble exercer, d'une part une influence moins marquée sur la biomasse des chlorophycées que sur leur taux de production primaire, et d'autre part des effets inhibiteurs plus prononcés sur les teneurs en chlorophylle *a* et les taux de production primaire des diatomées par rapport à ceux des chlorophycées. Même si les diatomées et à un degré relativement moindre, les chlorophycées, apparaissent comme étant très sensibles au cuivre, nous avons observé que la présence d'acide humique et de fibres de cellulose réduit sans équivoque l'action toxique du cuivre. Une telle observation s'avère importante pour l'écophysiology du phytoplanton de la rivière du Saguenay puisque les eaux de ce milieu côtier reçoivent à la fois de grandes quantités d'eau usées riches en matière organique et particulière provenant des papeteries régionales.

CHAPITRE V

CONCLUSION GÉNÉRALE

CHAPITRE V

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'analyse des présents résultats (chapitre III) révèle que la production primaire demeure très faible jusqu'en juillet et ce, malgré des biomasses relativement élevées. D'ailleurs, la capacité photosynthétique du phytoplancton est extrêmement faible et les rapports P/B n'excèdent pas 0,5 mg C.mg Chl $\mu\text{g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ durant la période avril-juillet. En se rappelant que la couche de mélange est toujours plus épaisse que la couche photique, d'où des rapports couche photique/couche de mélange très peu élevés, les cellules végétales se retrouvent souvent à des niveaux de très faibles intensités lumineuses qui ne leur permettent vraisemblablement pas de maintenir une bonne activité photosynthétique.

Par ailleurs, il a été montré (chapitre IV) que le cuivre exerce, d'une part une influence moins marquée sur la biomasse des chlorophycées que sur leur taux de production primaire, et d'autre part des effets inhibiteurs plus prononcés sur les teneurs en chlorophylle a et les taux de production primaire des diatomées, par rapport à ceux des chlorophycées. La sensibilité au cuivre des diatomées qui dominent la communauté phytoplanctonique de la rivière du Saguenay pourrait expliquer les faibles taux de production primaire qui caractérisent cet estuaire. Il est cependant important de noter que la présence d'acide humique (qui complexe le cuivre) et de fibres de cellulose (qui adsorbent le cuivre) réduit significativement la toxicité du cuivre tant sur la biomasse que sur la production primaire du Saguenay.

nay. Les grandes quantités de matière organique dissoute et particulaire qui se retrouvent dans les eaux du Saguenay (Côté, 1981) sont probablement un facteur très important pour minimiser la toxicité des ions métalliques sur le phytoplancton de ce milieu côtier.

La fiabilité des présents résultats quant à la signification pour l'écosystème de la toxicité du cuivre pour les espèces phytoplanctoniques de la rivière du Saguenay est limitée par l'approche "in vitro" utilisée. Dans cette perspective, une approche plus directe "in situ", comme celle employée en Colombie-Britannique (Goering et al, 1977; Harrison et al, 1977; Thomas et Seibert, 1977; Thomas et al, 1977) où du cuivre est ajouté à des sacs emprisonnant une partie de la colonne d'eau (mésocosme), donnerait une mesure plus fiable des effets du cuivre sur la communauté phytoplanctonique du Saguenay.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- Anderson, D.M. et F.M. Morel, 1978. Copper sensitivity of *Gonyaulax tamarensis*. Limnol. Oceanogr., 23: 283-295.
- Apha, Awwa et WPCF, 1980. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, 1134 p.
- Bartlett, L., F.W. Rabe et W.H. Funk, 1974. Effects of copper, zinc, and cadmium on *Selenastrum capricornutum*. Water Res., 8: 179-185.
- Bondarenko, G.P., 1972. Stability of soluble coordination compounds of copper with humic and fulvic acids. Geochem. Int., 88: 702-711.
- Bougis, P., 1974. Écologie du plancton marin I. Le phytoplancton. Masson Ed. Paris, 196 p.
- Buffe, J., F.-L. Greter et W. Haerdi, 1977. Measurement of complexation properties of humic and fulvic acids in natural water with lead and copper ion-selective electrodes. Analyt. Chem., 49: 216-222.
- Canterford, G.S. et D.R. Canterford, 1980. Toxicity of heavy metals to the marine diatom *Ditylum brightwelli* (West) Grunow: correlation between toxicity and metal speciation. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 50: 227-242.
- Cedeno-Maldonado, A. et J.A. Swader, 1974. Studies on the mechanism of copper toxicity in Chlorella. Weed Sci., 22: 443-449.
- Côté, R., 1977. Aspects dynamiques de la production primaire dans le Saguenay, fjord subarctique du Québec. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 194 p.
- Côté, R., 1981. Variations saisonnières de la production primaire dans les eaux de surface de la rivière Saguenay. Hydrobiologia, 83: 3-10.
- Côté, R., 1983. Aspects toxiques du cuivre sur la biomasse et la productivité du phytoplancton de la rivière du Saguenay, Québec. Hydrobiologia, 98: 85-95.
- Côté, R. et G. Lacroix, 1978 a. Variabilité à court terme des propriétés physiques, chimiques et biologiques du Saguenay, fjord subarctique du Québec (Canada). Int. Rev. Gesamten. Hydrobiol., 63:25-39.

Côté, R. et G. Lacroix, 1978 b. Capacité photosynthétique du phytoplancton de la couche aphotique du Saguenay. Int. Rev. Gesamten. Hydrobiol., 63: 233-246.

Côté, R. et G. Lacroix, 1979 a. Influence de débits élevés et variables d'eau douce sur le régime saisonnier de production primaire d'un fjord subarctique. Oceanologica Acta, 2: 299-306.

Côté, R. et G. Lacroix, 1979 b. Variabilité journalière de la chlorophylle α et des taux de production primaire dans le fjord du Saguenay. Nat. Can., 106: 189-198.

D'Anglejan, B.F., 1970. Studies on particulate suspended matter in the Gulf of St.Lawrence. MS Rep. Mar. Sci. Centre McGill Univ., 17, 51 p.

Davis, A.G. et J.A. Sleep, 1980. Copper inhibition of carbon fixation in coastal phytoplankton assemblages. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 60: 841-850.

DeGroot, A.J. et E. Allersma, 1975. Field observations on the transport of heavy metals in sediments. In: Heavy metals in the aquatic environment. Edited by P.A. Krenkel. Pergamon Press, Toronto, pp. 85-96.

Drainville, G., 1968. Le fjord du Saguenay: I. Contribution à l'océanographie. Nat. Can., 95: 809-855.

Gächter, R., J.S. Davis et A. Marès, 1978. Regulation of copper availability to phytoplankton by macromolecules in lake water. Environ. Sci. Technol., 12: 1416-1421.

Gächter, R., K. Lum-Shue-Chan et Y.K. Chan, 1973. Complexing capacity of the nutrient medium and its relation to inhibition of algal photosynthesis by copper. Schweiz. Hydrol. 35: 252-261.

Gardiner, J., 1975. The complexation of trace metals in natural waters. Dans: Intern. Conf. on Heavy Metals in the Environm. Symposium Proceedings, vol. I. Toronto, Ont. Can.

Goering, J.J., D. Boisseau et A. Hattori, 1977. Effects of copper on silicic acid uptake by a marine phytoplankton population: controlled ecosystem pollution experiment. Bull. Mar. Sci., 27: 58-65.

Goldman, J.C. et J.H. Ryther, 1976. Temperature influenced species competition in mass cultures of marine phytoplankton. Biotechnol., Bioeng., 18: 1125-1144.

- Guillard, R.R.L., et J.H. Ryther, 1962. Studies of marine planktonic diatoms I. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. Can. J. Microbiol., 8: 229-239.
- Härdstedt-Romeo, M. et M. Gnassia-Barelli, 1980. Effect of complexation by natural phytoplankton exudates on the accumulation of cadmium and copper by the Haptophyceae *Cricosphaera elongata*. Mar. Biol., 59: 79-84.
- Harrison, W.G., R.W. Eppley et E.H. Renger, 1977. Phytoplankton nitrogen metabolism, nitrogen budgets and observations on copper toxicity: controlled ecosystem pollution experiment. Bull. Mar. Sci., 27: 44-57.
- Hongve, D., O.K. Skogheim, A. Hindar, et H. Abrahamsen, 1980. Effects of heavy metals in combination with NTA, humic acid, and suspended sediment on natural phytoplankton photosynthesis. Bull. Environm. Contam. Toxicol., 25: 594-600.
- Ichimura, S. et Y. Aruga, 1964. Phytosynthetic natures of natural algal communities in Japanese waters. Dans - Recent Researches in the Fields of Hydrosphere, Atmosphere and Nuclear Geochemistry, Eds, Y. Miyake et T. Koyoma, Maruzen, Tokyo, pp. 13-37.
- Jensen, A., B. Rystad et S. Melson, 1976. Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. II. Copper tolerance of three species in dialysis and batch cultures. J. exper. marine Biol. and Ecol., 22: 249-256.
- Kanazawa, T. et K. Kanazawa, 1969. Specific inhibitory effects of copper on cellular division in *Chlorella*. Pl. Cell Physiol., 10: 495-502.
- Loring, D.H., 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci., 12: 1219-1237.
- Loring, D.H., 1976. The distribution and partition of zinc, copper, and lead in the sediments of the Saguenay fjord. Can. J. Earth Sci., 13: 960-971.
- Mandeli, E.F., 1969. The inhibitory effects of copper on marine phytoplankton. Mar. Sci., 14: 47-57.
- Mantoura, R.F.C., A. Dickson et J.P. Riley, 1978. The complexation of metals with humic materials in natural waters. Estuarine Coastal Mar. Sci., 6: 387-408.

- McKnight, D.M. et F.M.M. Morel, 1980. Copper complexation by siderophores from filamentous blue-green algae. Limnol. Oceanogr., 25: 62-71.
- Merritt, W.F., 1975. Variation in trace element concentration along the length of the Ottawa River. Can. J. Earth Sci., 12: 850-857.
- Parsons, T.R., M. Takahashi et B. Hargrave, 1977. Biological Oceanographic Processes, 2^eme édition. Pergamon Press, New-York, 322 p.
- Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theoret. Biol., 13: 131-144.
- Rai, L.C., J.P. Gaur et H.D. Kumar, 1981. Phycology and heavy-metal pollution. Biol. Rev., 56: 99-151.
- Reuter, J.H. et E.M. Perdue, 1977. Importance of heavy metal-organic matter interactions in natural waters. Geochim. et Cosmochim. Acta, 41: 325-334.
- Rueter, J.G. et J.J. McCarthy, 1979. The toxic effect of copper on *Oscillatoria (Trichodesmium) Theibautii*. Limnol. Oceanogr., 24: 558-562.
- Round, F.E., 1973. The biology of the algae. 2^eme édition, Edward Arnold: London, 278 p.
- Saifullah, S.M., 1978. Inhibitory effects of copper on marine dinoflagellates. Mar. Biol., 44: 299-308.
- Saward, D., A. Stirling et G. Topping, 1975. Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. Mar. Biol., 29: 351-361.
- Spear, P.A. et R.C. Pierce, 1980. Le cuivre dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. Conseil national de recherches du Canada, Publication CNRC no. 15 455, 249 p.
- Steeman-Nielsen, E., L. Kamp-Nielsen et S. Wium-Andersen, 1969. The effect of deleterious concentrations of copper on the photosynthesis of *Chlorella pyrenoidosa*. Physiologia Pl., 22: 1121-1133.
- Steeman-Nielsen, E. et L. Kamp-Nielsen, 1970. Influence of deleterious concentrations of copper on the growth of *Chlorella pyrenoidosa*. Physiologia Pl., 23: 828-840.
- Steeman-Nielsen, E. et S. Wium-Andersen, 1970. Copper ions as poison in the sea and in freshwater. Mar. Biol., 6: 93-97.

- Steeman-Nielsen, E. et S. Wium-Andersen, 1971. The influence of Cu on photosynthesis and growth in diatoms. *Physiologia Pl.*, 24: 480-484.
- Stein, J.R., 1973. Handbook of phycological methods - Culture methods and growth measurements. Cambridge University Press, Cambridge, 448 p.
- Strickland, J.D.H. et T.R. Parsons, 1972. A practical handbook of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 167, 310 p.
- Sunda, W. et R.R.L. Guillard, 1976. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *J. Mar. Res.*, 34: 511-529.
- Sunda, W.G. et J.A.M. Lewis, 1978. Effect of complexation by natural organic ligands on the toxicity of copper to a unicellular alga, *Monochrysis lutheri*. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 870-876.
- Sylva, R.N., 1976. The environmental chemistry of copper (II) in aquatic systems. *Water Res.*, 10: 789-792.
- Therriault, J.C. et G. Lacroix, 1975. Penetration of the deep layer of the Saguenay fjord by surface waters of the St. Lawrence estuary, *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 2373-2377.
- Thomas, D.J. et E.V. Grill, 1977. The effect of exchange reactions between Fraser River sediments and seawater on dissolved copper and zinc concentrations in the strait of Georgia. *Estuarine Coastal Mar. Sci.*, 5: 421-427.
- Thomas, W.H., O. Holm-Hansen, D.L.R. Seibert, F. Azam, R. Hodson et M. Takahashi, 1977. Effects of copper on phytoplankton standing crop and productivity: controlled ecosystem pollution experiments. *Bull. Mar. Sci.*, 27: 37-43.
- Thomas, W.H. et D.L.R. Seibert, 1977. Effects of copper on the dominance and the diversity of algae: controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.*, 27: 23-33.
- Toledo, A.P.P., J.G. Tundisi & V.A. D'Aquino, 1980. Humic acid influence on the growth and copper tolerance of *Chlorella* sp. *Hydrobiologia*, 71: 261-263.
- Toledo, A.P.P., V.A. D'Aquino et J.G. Tundisi, 1982. Influence of humic acid on growth and tolerance to cupric ions in *Melosira italica* (subsp. *subartica*). *Hydrobiologia* 87: 247-254.

ANNEXE

COMPOSITION DU MILIEU DE CULTURE AAP MODIFIÉ PAR L'AJOUT D'AMMONIAQUE
ET DE SILICATES ET PAR LA SOUSTRACTION DE L'AEDT (EDTA)

COMPOSE	ELEMENT	CONC. SOLUTION STOCK g·l ⁻¹	CONC. FINALE mg·l ⁻¹
<u>MACRO-NUTRIMENTS</u>			
NH ₄ Cl	N	0,6625	0,168
NaNO ₃	N	25,5	4,20
NaHCO ₃	Na	15,0	11,001
	C		2,143
K ₂ HPO ₄	K	1,044	
	P		0,186
MgSO ₄ · 7H ₂ O	S	14,7	1,911
MgCl ₂ · 6H ₂ O	Cl	12,5	
	Mg		2,904
CaCl ₂ · 2H ₂ O	Ca	4,41	1,202
Na ₂ SiO ₃ · 9H ₂ O	Si	10,14	1,0
COMPOSE	ELEMENT	CONC. SOLUTION STOCK mg·l ⁻¹	CONC. FINALE µg·l ⁻¹
<u>MICRO-NUTRIMENTS</u>			
H ₃ BO ₃	B	185,52	32,46
MnCl ₂ · 4H ₂ O	Mn	415,61	115,374
ZnCl ₂	Zn	32,709	15,691
CoCl ₂ · 6H ₂ O	Co	1,4294	0,354
CuCl ₂	Cu	0,009	0,004
Na ₂ MoO ₄ · 2H ₂ O	Mo	7,26	2,878
FeCl ₃	Fe	96,0	33,051