

Record Number:

Author, Monographic: Morin, G.//Couillard, D.//Cluis, D.//Jones, H. G.//Gauthier, J. M.

Author Role:

Title, Monographic: Modélisation des solides dissous à l'aide du modèle quantité-qualité
CEQUEAU

Translated Title:

Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec

Publisher Name: INRS-Eau

Date of Publication: 1984

Original Publication Date: Avril 1984

Volume Identification:

Extent of Work: vii, 127

Packaging Method: pages

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 160

Location/URL:

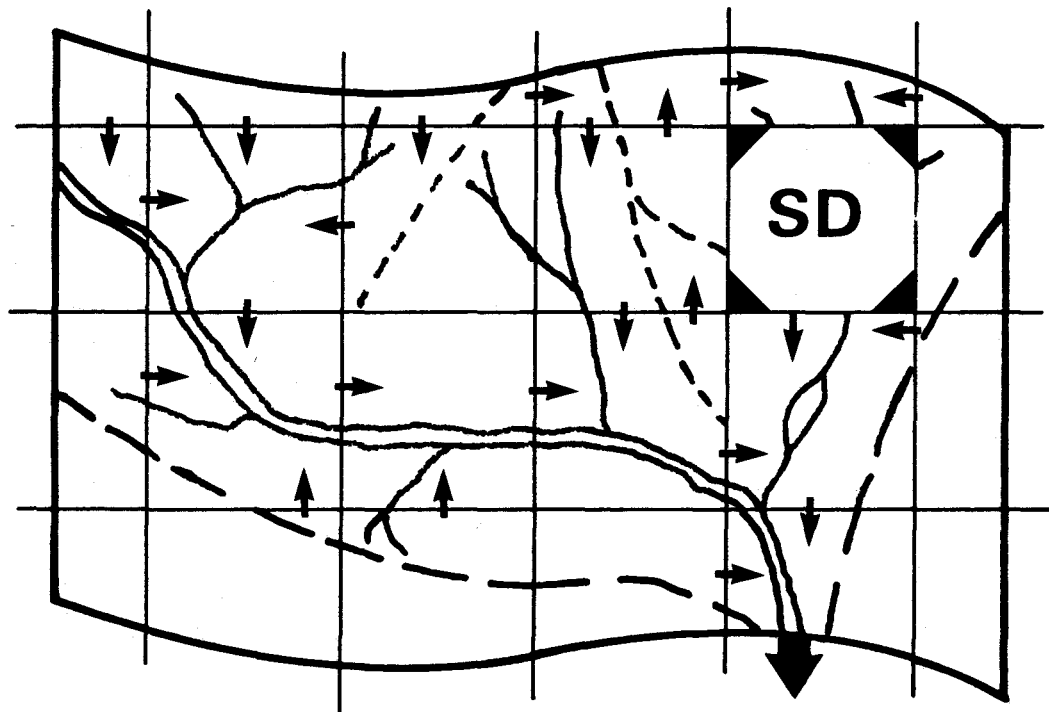
ISBN: 2-89146-158-4

Notes: Rapport annuel 1983-1984

Abstract: 20.00\$

Call Number: R000160

Keywords: rapport/ ok/ dl



**MODÉLISATION DES SOLIDES DISSOUS
À L'AIDE DU MODÈLE
QUANTITÉ-QUALITÉ CEQUEAU.**

INRS-Eau
C.P. 7500
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4C7

Rapport scientifique no 160

par

G. Morin
D. Couillard
D. Cluis
H.G. Jones
J.M. Gauthier

MODÉLISATION DES SOLIDES DISSOUS
À L'AIDE DU MODÈLE QUANTITÉ-QUALITÉ CEQUEAU

Avril 1984



TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
TABLE DES MATIÈRES	i
LISTE DES FIGURES	iii
LISTE DES TABLEAUX	vii
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 - REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES DE SOLIDES DISSOUS EN RIVIÈRES	5
1.1 Nature des solides dissous	7
1.2 Relation conductivité-concentration	10
1.3 Modélisation des solides dissous et des ions majeurs en rivières	18
CHAPITRE 2 - REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES DE SOLIDES DISSOUS EN RÉSERVOIRS	47
2.1 Observations sur la conductivité et les solides dissous dans les lacs et les réservoirs	49
2.3 Modélisation de la qualité inorganique de l'eau dans les lacs et réservoirs	59
2.3.1 Considérations générales	59
2.3.2 Revue de quelques modèles	61
CHAPITRE 3 - INTÉGRATION AU MODÈLE HYDROLOGIQUE CEQUEAU	67
3.1 Modélisation des solides dissous en rivière	69
3.1.1 Choix du modèle	69
3.1.2 Production des solides dissous	70
3.1.3 Transport des solides dissous	72
3.2 Modélisation des solides dissous en réservoirs	74

	<u>Page</u>
CHAPITRE 4 - AJUSTEMENT DU MODÈLE ET RÉSULTATS	75
4.1 Ajustement du modèle	77
4.2 Relations expérimentales entre la concentration des solides dissous et la conductivité	78
4.2.1 Rivière Sainte-Anne à La Pérade	78
4.2.2 Rivières Eastmain et Opinaca	79
4.3 Paramètres du modèle	82
4.4 Calibration et résultats	85
4.4.1 Rivière Sainte-Anne	85
4.4.2 Rivières Eastmain et Opinaca	106
4.5 Conclusion	118
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	119

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
1.1 Relation entre la conductivité et la concentration en solides dissous pour la rivière Gila en Arizona du 1 ^e octobre 1943 au 30 septembre 1944	12
1.2 Relations entre la conductivité et les concentrations en chlorures, dureté et sulfates pour la rivière Gila en Arizona du 1 ^{er} octobre 1943 au 30 septembre 1944	13
1.3 Relation entre la conductivité et le débit lors d'un cycle de crue	23
1.4 Dureté totale en fonction du débit pour la rivière Snake de octobre 1961 à septembre 1962	23
1.5 Relations concentration - débit pour les ions sodium, chlorure et potassium au bassin de Pescadero Creek, Californie	25
1.6 Relations concentration - débit pour les ions bicarbonate, calcium, sulfate et magnésium au bassin de Pescadero Creek, Californie	26
1.7 Exemple de variation de la conductivité d'un mélange de deux solutions en fonction du temps de contact avec le sol	36
1.8 Schématisation du sous-modèle hydrologique simple à deux réservoirs utilisé par Christophersen <u>et al.</u> (1982)	39
2.1 Profil de conductivité orthograde au lac Kipawa	50
2.2 Profil de conductivité clinograde au lac Saguay	51
2.3 Profil de conductivité clinograde inverse au lac Stuart	52
2.4 Profil de conductivité dichotomique au lac Donald	53
2.5 Histogramme du nombre de lacs en fonction des valeurs de conductivité en surface en période de stratification thermique	54
2.6 Histogramme du nombre de lacs en fonction du rapport de la conductivité au fond à la conductivité en surface en période de stratification thermique	55
2.7 Isolignes de conductivité pour les stations lac Noyé, lac Ronde-Poêle et lac Sakami dans le secteur Eastmain-Opinaca, Québec de 1978 à 1980 comme mesurées par la SEBJ	56

	<u>Page</u>
2.8 Taux maximum journaliers d'augmentation de la conductivité en fonction de la température et des conditions d'oxygénation suite à la mise en eau de différents échantillons de sol	60
4.1 Concentration en solides dissous (ions majeurs) en fonction de la conductivité pour la rivière Sainte-Anne à La Pérade entre le 6/9/79 et le 26/6/83	81
4.2 Concentration en solides dissous (ions majeurs) en fonction de la conductivité pour les rivières Eastmain et Opinaca entre août 78 et juillet 79	84
4.3 Conductivité des eaux souterraines sur le bassin versant de la rivière Sainte-Anne	89
4.4 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1968 .	92
4.5 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1969 .	93
4.6 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1970 .	94
4.7 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1971 .	95
4.8 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1972	96
4.9 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1973	97
4.10 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1973	98
4.11 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1974	99

	<u>Page</u>
4.12 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1975	100
4.13 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1976	101
4.14 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1977	102
4.15 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1978	103
4.16 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1979	104
4.17 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1980	105
4.18 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA300 sur la rivière Eastmain pour l'année 1978	107
4.19 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA301 sur la rivière Eastmain pour l'année 1978	108
4.20 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM403 sur la rivière Eastmain pour l'année 1978	109
4.21 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM400 sur la rivière Opinaca pour l'année 1978	110
4.22 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA300 sur la rivière Eastmain pour l'année 1979	111

	<u>Page</u>
4.23 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA301 sur la rivière Eastmain pour l'année 1979	112
4.24 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM403 sur la rivière Eastmain pour l'année 1979	113
4.25 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM400 sur la rivière Opinaca pour l'année 1979	114
4.26 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA300 sur la rivière Eastmain pour l'année 1980	115
4.27 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA301 sur la rivière Eastmain pour l'année 1980	116
4.28 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM403 sur la rivière Eastmain pour l'année 1980	117

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
1.1 Ions majeurs dans les eaux naturelles	8
1.2 Espèces inorganiques mineures dans les eaux naturelles	8
1.3 Propriétés des espèces ioniques et de quelques espèces non dissociées communes dans les eaux naturelles	17
1.4 Logarithme des constantes de formation à 25°C pour plusieurs espèces chimiques en solution	18
1.5 Comportement des principales espèces en solution aux bassins de la forêt expérimentale de Hubbard Brook, New Hampshire, entre 1963 et 1967	28
1.6 Regroupement d'informations sur les principales espèces ioniques considérées pour le modèle de qualité de Christophersen <u>et al.</u> (1982) à Birkenes, Norvège	40
1.7 Processus considérés dans le modèle de qualité inorganique de l'eau de Christophersen <u>et al.</u> (1982)	41
2.1 Variations spatio-temporelles de la conductivité dans la région d'Opinaca aux conditions antérieures à la mise en eau	58
2.2 Variations spatio-temporelles de la conductivité dans la région d'Opinaca durant la mise en eau	58
4.1 Analyses chimiques de la rivière Sainte-Anne à La Pérade (station 05040H) du 6/9/79 au 26/6/83	80
4.2 Analyses chimiques de la rivière Eastmain (stations EA300, EA301, EM403) et de la rivière Opinaca (station EM400) entre août 78 et juillet 79	83
4.3 Estimations des productions journalières moyennes en solides dissous de la population humaine sur le bassin de la rivière Sainte-Anne réparties par carreau entier ou par carreau partiel	86
4.4 Estimations des productions journalières moyennes en solides dissous des industries sur le bassin de la rivière Sainte-Anne réparties par carreau partiel	87
4.5 Moyennes mensuelles et annuelles de concentration en solides dissous reconstituées à l'aide de la conductivité et calculées par le modèle à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour les années 1968-1971	91

INTRODUCTION

Les solides dissous dans les eaux naturelles sont presque entièrement constitués de composés inorganiques. En outre, ils se retrouvent principalement sous forme ionique en solution. Les ions majeurs, qui forment pratiquement toute la concentration ionique des eaux, sont considérés stables, c'est-à-dire qu'ils ne subissent à peu près aucune dégradation. Dans ce rapport, nous parlerons habituellement des "solides dissous" en faisant référence aux "ions majeurs".

Le débit est reconnu comme étant la variable hydrologique la plus déterminante en ce qui concerne la concentration des solides dissous en rivière. Les modèles de solides dissous proposés sont généralement de l'un ou l'autre des types suivants: régressions concentration-débit; modèles basés sur le principe de la conservation de la masse. La deuxième approche, celle que nous adopterons, est de plus en plus choisie puisqu'elle permet une meilleure représentation des différents processus physiques et chimiques se produisant sur un bassin versant.

À l'intérieur des lacs et réservoirs, il est admis que la distribution des solides dissous dépend d'abord des cheminements physiques de l'eau. Les modèles proposés pour les réservoirs considèrent les solides dissous comme des substances stables et, en conséquence, se fondent sur des bilans de masse.



CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES DE SOLIDES DISSOUS EN RIVIÈRES



1.1 NATURE DES SOLIDES DISSOUS

Les solides dissous en eaux naturelles sont en presque totalité constitués de composés inorganiques. En outre, ces derniers se retrouvent de façon prédominante sous forme ionique en solution. Les termes "solides dissous", "salinité" et "concentration ionique" sont donc souvent considérés synonymes même si leur distinction peut parfois être importante.

Le tableau 1.1 fait la liste des sept ions appelés "ions majeurs", qui forment pratiquement toute la concentration ionique des eaux naturelles. Le tableau 1.2 identifie les "espèces inorganiques mineures" qui contribuent dans une moindre mesure à la concentration ionique des eaux. Les solides dissous incluent aussi, en plus des formes ioniques, une proportion d'espèces non chargées, non dissociées ou complexées qui ont parfois des concentrations significatives (SiO_2 , CaSO_4 , MgSO_4 , CaCO_3 , etc.) (Tanji et Biggar, 1972; Lane, 1975). Une description sommaire des ions majeurs dans les eaux naturelles est donnée dans les pages suivantes (Environnement Canada, 1979).

Calcium

Les concentrations typiques de calcium dans les eaux de surface sont en général de moins de 15 mg/l. Toutefois, les eaux en contact avec des formations rocheuses carbonatées pourront présenter des concentrations variant de 30 à 100 mg/l et même beaucoup plus dans le cas de schistes gypsifères. Les pyroxènes, les calcites, les dolomites, le gypse et l'apatite sont des minéraux susceptibles de relâcher de bonnes quantités de calcium en solution. Parmi certaines sources non naturelles, mentionnons les secteurs industriels de la bière et de la colle ainsi que le salage des routes. Il est à noter que les composés de calcium normalement stables en solution peuvent précipiter lorsque des élévations de température ou des réductions de pression atmosphérique entraînent une diminution de la quantité de gaz carbonique.

Tableau 1.1 Ions majeurs dans les eaux naturelles (Lane, 1975).

CATIONS		ANIONS	
Calcium	Ca ⁺⁺	Bicarbonate	HCO ₃ ⁻
Magnésium	Mg ⁺⁺	Sulfate	SO ₄ ⁻⁻
Sodium	Na ⁺	Chlorure	Cl ⁻
Potassium	K ⁺		

Tableau 1.2 Espèces inorganiques mineures dans les eaux naturelles (Powell, 1964).

CATIONS		ANIONS	
Aluminium	Fer	Bore	
Antimoine	Lithium	Bromure	
Arsenic	Manganèse	Carbonate	
Baryum	Nickel	Cyanure	
Béryllium	Plomb	Fluorure	
Cadmium	Sélénium	Iodure	
Chrome	Strontium	Nitrate	
Cobalt	Titanium	Nitrite	
Cuivre	Zinc	Phosphate	
Étain			

Magnésium

Les concentrations en magnésium des eaux de surface sont très variables et se situent habituellement entre 1 et 100 mg/l. Les minéraux ferro-magnésiens des roches ignées et les formations sédimentaires dolomiques sont les principales sources naturelles de cet élément. Des sources non naturelles incluent les industries du cuir synthétique, du ciment, des textiles et des explosifs. Le magnésium tend à rester en solution même après la précipitation du calcium.

Sodium

Toutes les eaux naturelles contiennent du sodium, avec des concentrations allant de 1 jusqu'à 100 000 mg/l pour les eaux les plus saumâtres. Les minéraux feldspathiques, la halite et la mirabilite sont des sources potentielles de sodium tout comme de nombreux secteurs de l'activité humaine: industries, effluents municipaux, salage des routes, etc. Mentionnons aussi les précipitations et les aérosols marins. Le sodium, très soluble, ne précipite pas.

Potassium

Quoique relativement abondant dans la croûte terrestre, le potassium n'est habituellement retrouvé qu'en concentrations de quelques mg/l dans l'eau. Les minéraux feldspathiques et argileux ainsi que les micas contiennent souvent des proportions importantes de cet élément. Toutefois, contrairement au sodium avec lequel il est souvent associé, le potassium, une fois en solution, tend à se fixer à des minéraux plus stables et est plus directement impliqué dans les cycles biologiques.

Bicarbonate

Dans la gamme de pH habituelle, les bicarbonates et le gaz carbonique en solution prédominent sur les carbonates. Les concentrations en ion

bicarbonate sont généralement de moins de 25 mg/l et excèdent rarement 500 mg/l. Mis à part le gaz carbonique provenant de l'atmosphère et des processus de respiration, les formations rocheuses carbonatées, calcaires et les dolomites peuvent contribuer à la présence des bicarbonates. De nombreux secteurs industriels en sont également des sources.

Sulfate

Les sulfates peuvent être produits par oxydation bactérienne et réduction de composés sulfureux. Leur concentration varie de quelques mg/l à plusieurs milliers dans les régions plus arides. La plupart des roches sédimentaires sont des sources de sulfates, en particulier les gypses et les anhydrites. Les sulfates proviennent aussi des industries du tannage, des pâtes et papiers, des textiles, d'acide sulfurique et de produits métalliques. Il faut également citer les apports de soufre par les précipitations sèches et humides.

Chlorure

Dans les régions humides, les concentrations en chlorures sont généralement inférieures à 10 mg/l mais peuvent atteindre plusieurs centaines de mg/l dans des régions plus arides. Les roches sulfatées et calcaires sont une source importante de chlorures de même que les apports d'origine humaine reliés à la désinfection de l'eau. Les chlorures sont très solubles.

1.2 RELATION CONDUCTIVITÉ-CONCENTRATION

La conductivité est une mesure de la capacité d'une solution à transporter un courant électrique. Elle dépend directement de la concentration ionique. En fait, pour une gamme assez étendue de concentrations, la relation entre la conductivité et la concentration en solides dissous est généralement quasi linéaire (Hem, 1970; Meybeck, 1972):

$$S = aK \quad (1.1)$$

où S : concentration en solides dissous (habituellement en mg/l)

a : constante de proportionnalité empirique

K : conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)

La figure 1.1 donne l'exemple rapporté par le U.S. Geological Survey (1947) de la rivière Gila en Arizona où la relation entre la concentration en solides dissous et la conductivité est linéaire. Dans ses analyses, Hem (1970) a trouvé, pour la constante "a" de l'équation (1.1), des valeurs variant de 0.54 à 0.96 mais plus fréquemment entre 0.55 et 0.75; les valeurs supérieures sont associées à des eaux très sulfatées. La partie de droite de l'équation (1.1) est souvent additionnée d'un terme supplémentaire pour une meilleure corrélation entre les variables S et K tel que dans les équations (1.2) (Durum, 1953; Kramer, 1964; Steele, 1969; Meybeck, 1972; Knapton et Jacobson, 1980; Geary, 1981) et (1.3) (Ledbetter et Gloyna, 1964). Les équations (1.1) et (1.3) permettent de conserver l'ordonnée à l'origine nulle comme il se devrait en théorie.

$$S = aK + b \quad (1.2)$$

$$S = aK + cK^2 \quad (1.3)$$

où S : concentration en solides dissous (habituellement en mg/l)

a, b, c : constantes empiriques

K : conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)

Comme pour les solides dissous totaux, il existe souvent des relations bien définies entre la concentration des principaux ions majeurs et la conductivité. Dans le cas de la rivière Gila en Arizona (figure 1.2), Hem (1970) trouve que les chlorures (Cl^-), la dureté (Ca^{++} et Mg^{++}) et les sulfates (SO_4^{--}) sont bien reliés à la conductivité; les bicarbonates (HCO_3^-) le sont moins. Ledbetter et Gloyna (1964) observent aussi de bonnes relations dans le cas des chlorures et de la dureté pour la rivière Canadian en

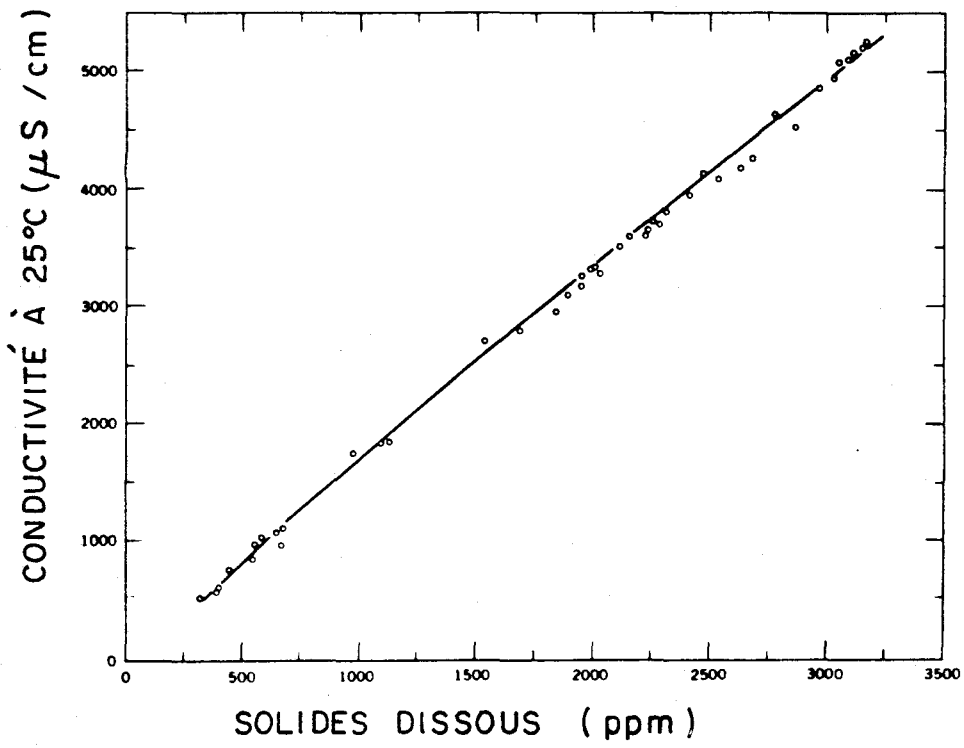


FIGURE 1.1 Relation entre la conductivité et la concentration en solides dissous pour la rivière Gila en Arizona du 1er octobre 1943 au 30 septembre 1944 (U.S. Geological Survey, 1947).

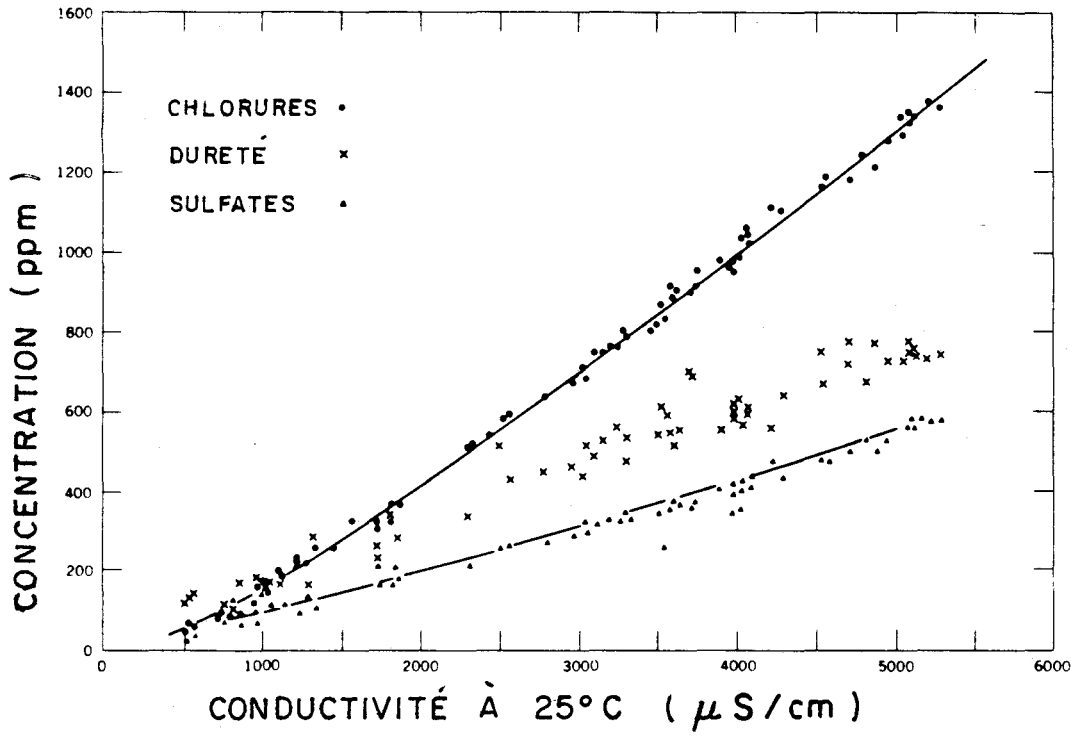


FIGURE 1.2 Relations entre la conductivité et les concentrations en chlorures, dureté et sulfates pour la rivière Gila en Arizona du 1er octobre 1943 au 30 septembre 1944 (U.S. Geological Survey, 1947).

Oklahoma; mais rien de significatif dans le cas des sulfates. Hem (1970) et Meybeck (1972) concluent que les relations conductivité-concentration doivent être définies sur chaque rivière séparément. Plus récemment, Knapton et Jacobson (1980) fournissent de nombreux exemples de régressions significatives entre les principales espèces ioniques (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , HCO_3^- et CO_3^{--} , SO_4^{--} , Cl^-) et la conductivité des eaux de la rivière Missouri au Montana.

Tanji et Biggar (1972) ainsi que Lane (1975) définissent la conductivité d'une solution en fonction des conductivités équivalentes et des concentrations de chaque ion:

$$K = \sum_i k_i = \sum_i \lambda_i s_i = \sum_i \lambda_i c_i z_i \quad (1.4)$$

où K : conductivité de la solution ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)

k_i : conductivité spécifique de l'ion i ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)

λ_i : conductivité équivalente de l'ion i ($\mu\text{S}/\text{cm}$ par méq/l à 25°C)

s_i : concentration (méq/l)

c_i : concentration (10^{-3} mole/l)

z_i : valeur absolue de la charge de l'ion considéré (éq/mole)

L'équation (1.4) semble indiquer l'existence de relations linéaires entre la conductivité et les concentrations individuelles de chaque ion. Toutefois, Lane (1975) précise que les conductivités équivalentes ne sont pas vraiment des constantes mais varient en fonction de la température, de la concentration ionique et de la composition de la solution. Les effets de ces différents facteurs sont cependant graduels et prévisibles.

En ce qui concerne la température, Campbell et al. (1948) ont montré que la conductivité d'une solution augmente d'environ 2% pour chaque degré Celsius supplémentaire. En se basant sur cette affirmation, Tanji et Biggar (1972) ont défini une équation simple (1.5) permettant de transformer les valeurs de conductivité à une température T en leurs valeurs équivalentes à 25°C , la température de référence habituelle.

$$K_{25} = K_T [1 - 0.02 (T-25)] \quad (1.5)$$

où K_{25} : conductivité de référence à 25°C

K_T : conductivité mesurée à la température T

T : température (°C)

Lane (1975) a présenté une méthode permettant d'estimer les conductivités équivalentes (λ_i) de chaque ion. Il y voit deux applications importantes: elle permet premièrement de vérifier les analyses chimiques à partir des mesures de conductivité; elle peut également servir à calculer les concentrations spécifiques de chaque ion à l'aide des données de conductivité, à condition cependant que les proportions ioniques soient connues ou adéquatément estimées (par des régressions avec le débit par exemple).

Il propose deux séries d'équations dont la première, plus complexe et plus précise, est valable pour des concentrations en solides dissous allant jusqu'à 10 000 ppm et même plus. Nous présentons ici la deuxième série qui est une version simplifiée de la première mais qui donne d'aussi bons résultats pour des concentrations d'environ 1 000 ppm ou moins.

$$\lambda_i = \left(\lambda_i^\circ - \frac{30.325 z_i \sqrt{I}}{1 + 0.3291 a_i \sqrt{I}} \right) \left(1 - \frac{0.230 z_i^2 \sqrt{I}}{1 + 0.3291 a_i \sqrt{I}} \right) \quad (1.6)$$

$$I = \sum_i \frac{m_i z_i^2}{2} \quad (1.7)$$

où λ_i : conductivité équivalente de l'ion i ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)

λ_i° : conductivité équivalente à dilution infinie ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)

z_i : valeur absolue de la charge de l'ion considéré (ég/mole)

I : force ionique de la solution

a_i : paramètre empirique relié à la grosseur ionique

m_i : concentration (mole/l)

Les conductivités équivalentes à dilution infinie (λ_i°), la charge (z), le paramètre de grosseur ionique (a_i) ainsi que le poids moléculaire des principales espèces ioniques sont fournis au tableau 1.3.

Avant d'appliquer les équations de conductivité équivalente (1.6 et 1.7), les concentrations ioniques doivent au préalable avoir été corrigées si des espèces non dissociées sont en concentrations significatives. Les associations les plus fréquentes sont celles avec l'ion sulfate. La concentration d'une espèce non dissociée peut être estimée à l'aide des équations (1.8) (Lane, 1975) et (1.9) (Stumm et Morgan, 1970) qui doivent être solutionnées de façon itérative. Le tableau 1.4 fournit les valeurs requises du logarithme en base 10 des constantes de formation à 25°C pour plusieurs espèces dissoutes. Le lecteur intéressé à la méthode complète pourra se référer au texte de Lane (1975).

$$F = \frac{\gamma_{MN} [MN]}{\gamma_M \gamma_L [M] [N]} \quad (1.8)$$

$$\log \gamma_i = \frac{-0.51 z_i^2 \sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} \quad (1.9)$$

- où F : constante de formation des ions M et N ($MN \rightleftharpoons M + N$)
 γ : coefficient d'activité de l'espèce chimique indiquée
 $[A]$: concentration de l'espèce chimique A
 z_i : valeur absolue de la charge de l'espèce chimique indiquée
 I : force ionique de la solution telle que définie à l'équation 1.7

Tableau 1.3 Propriétés des espèces ioniques et de quelques espèces non dissociées communes dans les eaux naturelles (Lane, 1975).

Espèce chimique	Poids moléculaire (g/mole)	Cond. équiv. à dilution infinie λ° ($\text{cm}^2 \cdot \text{S} \cdot \text{eq}^{-1}$)	Charge "z"	Paramètre "a" de grosseur ionique
H ⁺	1.0080	349.81	+1	9
Na ⁺	22.9898	50.10	+1	4 - 4.5
K ⁺	39.1020	73.50	+1	3
Fe ⁺⁺ (complexe)	55.8470	100.0*	+2	4*
Mn ⁺⁺	54.9340	42.0*	+2	6
Ca ⁺⁺	40.0800	59.50	+2	6
CaHCO ₃ ⁺	101.0973	70.0*	+1	3*
CaOH ⁺	57.0874	70.0*	+1	3*
Mg ⁺⁺	24.3120	53.05	+2	8
MgHCO ₃ ⁺	85.3293	70.0*	+1	3*
MgOH ⁺	41.3194	70.0*	+1	3*
OH ⁻	17.0074	199.18	-1	3.5
Cl ⁻	35.4530	76.35	-1	3
F ⁻	18.9984	55.40	-1	3.5
NO ₃ ⁻	62.0049	71.46	-1	3
HCO ₃ ⁻	61.0173	44.50	-1	4 - 4.5
NaSO ₄ ⁻	119.0518	70.0*	-1	3*
KSO ₄ ⁻	135.1640	70.0*	-1	3*
HSO ₄ ⁻	97.0700	70.0*	-1	4*
SO ₄ ⁻⁻	96.0620	80.02	-2	4 - 4.5
CO ₃ ⁻⁻	60.0094	69.30	-2	4.5
NaCO ₃ ⁻	89.9992	70.0*	-1	3*
B (complexe)	10.8110			
CaSO ₄	136.1420			
MgSO ₄	120.3740			
NaHCO ₃	84.0071			
CaCO ₃	100.0894			
MgCO ₃	84.3214			
H ₂ CO ₃	62.0253			
NaOH	39.9972			
SiO ₂	60.0850			

* valeurs proposées à défaut de données

Tableau 1.4 Logarithme (base 10) des constantes de formation à 25°C pour plusieurs espèces chimiques en solution (Lane, 1975).

CATIONS \ ANIONS	ANIONS				
	OH ⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻⁻	SO ₄ ⁻⁻	Cl ⁻
H ⁺	14.00	6.40	10.33	2.00	*
K ⁺	*	*	*	0.96	*
Na ⁺	-0.70	-0.25	1.27	0.72	*
Ca ⁺⁺	1.30	1.26	3.20	2.31	*
Mg ⁺⁺	2.58	1.16	3.40	2.36	*

* association non mesurable (Garrels et Christ, 1965)

1.3 MODÉLISATION DES SOLIDES DISSOUS ET DES IONS MAJEURS EN RIVIÈRES

Le débit est généralement reconnu comme la variable hydrologique la plus déterminante en ce qui concerne la concentration des solides dissous et de certains ions majeurs en rivières. Les modèles proposés pour les solides dissous sont habituellement de l'un ou l'autre des types suivants: 1- régressions concentration - débit; 2- modèles basés sur le principe de conservation de la masse. Ces dernières années, plusieurs chercheurs semblent favoriser le deuxième type de modèle puisqu'il permet de meilleures représentations des différents processus physiques et chimiques se produisant dans un bassin versant. Les premières contributions au développement de modèles pour les solides dissous en rivières remontent au milieu du siècle.

Lenz et Sawyer (1944), devant les difficultés rencontrées à mesurer les débits des ruisseaux tributaires de lacs marécageux, trouvent que leur estimation à l'aide de courbes d'alcalinité (ppm) versus débit (pi³/sec par mille carré) sur échelle logarithmique s'avère satisfaisante. Des corrections saisonnières pour les débits inférieurs à 0.8 pi³/sec par mille carré

sont cependant nécessaires et reflètent, au dire des auteurs, des contributions variables par les eaux souterraines.

En étudiant la rivière Saline au Kansas pendant quelques années, Durum (1953) trouve que la charge en ions chlorures, exprimée comme le produit du débit par la concentration, est à peu près constante pour toute la gamme des débits. Cela se traduit par une droite si on exprime la concentration en ions chlorures vs le débit sur papier logarithmique.

Ward (1958), en utilisant des données mensuelles des rivières Arkansas et Red, trouve adéquates les relations suivantes:

$$\log S = a + b \log Q \quad (1.10)$$

$$\log S = a + b \log Q + c(\log Q)^2 \quad (1.11)$$

où S : concentration en solides dissous, chlorures ou sulfates
Q : débit
a, b, c : coefficients de régression

Ledbetter et Gloyna (1964), se basant sur 10 années d'observations sur la rivière Canadian en Oklahoma, proposent de faire varier en fonction du débit l'exposant du modèle de Durum (1953) et Ward (1958). Ces relations permettent, selon leurs auteurs, la meilleure estimation de la qualité inorganique de l'eau:

$$S = aQ^b \quad (1.12)$$

avec $b = f + g \log A_q + hQ^n \quad (1.13)$

et $A_q = \sum_{i=1}^{30} Q_i/i \quad (1.14)$

où S : concentration des solides dissous ou des ions majeurs
 Q : débit
 A_q : indice des débits antérieurs
 i : numéro d'un jour antérieur au jour courant
 a, b, f, g, h, n : constantes empiriques

Dans une discussion du travail de Ledbetter et Gloyna (1964), Hart et al. (1964) suggèrent de donner un sens plus physique aux relations concentration - débit en distinguant les composantes du débit, d'où:

$$S = a_1 Q_R^{b_1} + a_2 Q_H^{b_2} + a_3 Q_N^{b_3} \quad (1.15)$$

où S : concentration des solides dissous ou des ions majeurs
 Q_R : débit associé au ruissellement superficiel
 Q_H : débit associé à l'écoulement hypodermique
 Q_N : débit associé à l'écoulement souterrain
 a_i, b_i : constantes empiriques; une bonne relation a été obtenue pour la rivière Russian en Californie avec les b_i valant 1.0

Korveh et Wilcox (1964) étudient un cours d'eau de montagne et obtiennent des interrelations linéaires entre le pH, le logarithme du débit et le logarithme de la conductivité.

Langbein et Dawdy (1964) appliquent la loi de Nerst à l'écoulement superficiel (équation 1.16) et supposent que le taux de transport du soluté égale le taux de dissolution (équation 1.17). Ils trouvent une expression pour la concentration des sels inorganiques (équation 1.18). En négligeant la concentration en sels de la pluie, ils en tirent un modèle général qu'ils ont appliqué aux données annuelles de 168 cours d'eau (équation 1.19):

$$L = AD \left(\frac{S_{sat} - S}{S_{sat}} \right) \quad (1.16)$$

$$Q(S_{\text{sat}} - S_0) = AD \left(\frac{S_{\text{sat}} - S}{S_{\text{sat}}} \right) \quad (1.17)$$

$$S = S_{\text{sat}} \left(\frac{1 + QS_0/AD}{1 + QS_{\text{sat}}/AD} \right) \quad (1.18)$$

$$S = \frac{a}{1 + bR} \quad (1.19)$$

- où L : taux de dissolution pour une température donnée
A : surface de contact
D : taux maximum de dissolution
 S_{sat} : concentration à saturation
S : concentration en sels de l'eau
Q : débit
 S_0 : concentration en sels de l'eau alimentant la rivière
(Langbein et Dawdy (1964) ont considéré la pluie)
a, b : constantes empiriques

Hendrickson et Krieger (1964) observent, dans le cas de la rivière Salt au Kentucky, des effets d'hystérésis lors de cycles de crues isolés, la concentration étant plus grande à la crue qu'à la décrue (figure 1.3). Ils expliquent le phénomène de la façon suivante: au début de la crue, la concentration change peu car les eaux de ruissellement délavent les sels disponibles au sol et sur le lit de la rivière; de plus, les eaux anciennes ne sont pas encore renouvelées; il arrive un point où la concentration diminue rapidement alors que les eaux nouvelles moins chargées constituent une proportion plus importante du débit; enfin, à la décrue, les eaux souterraines plus concentrées reprennent graduellement leur proportion initiale et la courbe tend à retrouver son point de départ.

Toler (1965) remarque lui aussi, en étudiant la rivière Spring Creek en Géorgie, des effets d'hystérésis mais cette fois dans le sens

inverse. Il suppose qu'à cet endroit, la réponse des eaux souterraines est assez rapide pour qu'à la décrue, elles constituent déjà une proportion importante du débit, rendant les concentrations supérieures à celles observées lors de la crue.

En estimant la salinité à l'aide du débit pour plusieurs petits bassins de la Nouvelle-Zélande et de la Suisse, Keller (1967) obtient des coefficients de détermination (R^2) variant entre 0.64 et 0.95 en utilisant des relations logarithmiques linéaires.

Au bassin de la rivière Columbia, Gunnerson (1967) remarque la linéarité de la relation entre le débit et la concentration à l'échelle logarithmique et note de plus que les écarts sont souvent fonction de la saison (figure 1.4). Ceci s'explique par des cycles annuels d'accumulation des sels sur le bassin en automne et en hiver, puis de lessivage au printemps et en été.

Au bassin Érié-Niagara, Archer et al. (1968) se servent d'une équation de conservation de masse pour trouver la concentration inorganique en rivière à partir des estimations du débit et de la concentration des eaux de ruissellement et des eaux souterraines:

$$S = \frac{Q_R S_R + Q_N S_N}{Q} \quad (1.20)$$

où S : concentration inorganique en rivière

Q : débit de la rivière

Q_R, Q_N : débits associés respectivement au ruissellement (R) et à l'écoulement souterrain (N)

S_R, S_N : concentrations inorganiques associées au ruissellement (R) et à l'écoulement souterrain (N)

En étudiant le bassin de Pescadero Creek en Californie, Steele (1968, 1969) endosse la linéarité de la relation entre le logarithme du

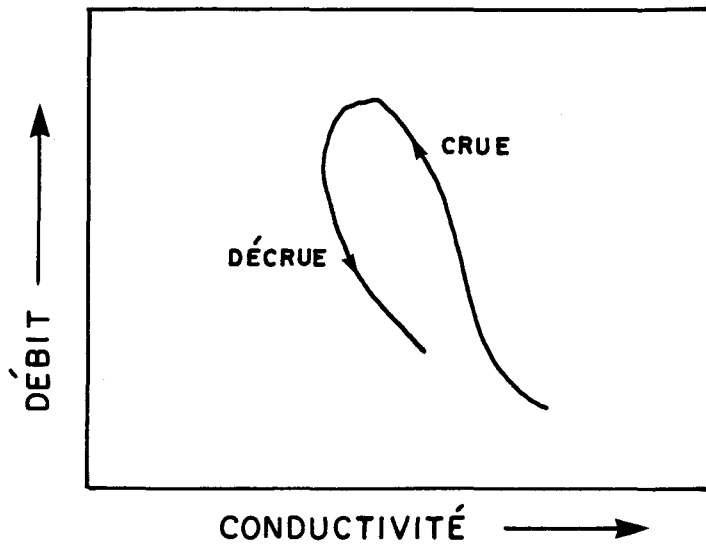


FIGURE 1.3 Relation entre la conductivité et le débit lors d'un cycle de crue (Hendrickson et Krieger, 1964).

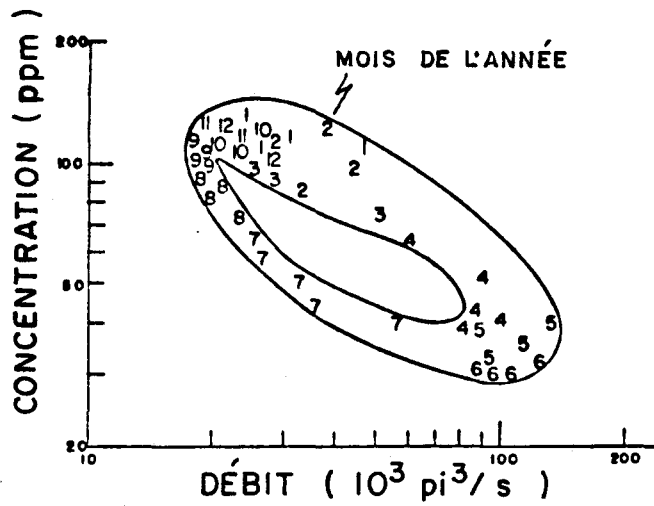


FIGURE 1.4 Dureté totale en fonction du débit pour la rivière Snake de octobre 1961 à septembre 1962 (Gunnerson, 1967).

débit et le logarithme de la concentration des ions majeurs (équation 1.10). Il précise cependant que pour certains ions (Na^+ , K^+ , Cl^-) la relation est valable pour toute la gamme des débits (figure 1.5) alors que pour d'autres (Ca^{++} , Mg^{++} , HCO_3^- , SO_4^{--}) elle se sépare en deux segments de droite (figure 1.6). De plus, Steele (1969) divise le débit en ses composantes d'écoulement superficiel et d'écoulement souterrain à l'aide des méthodes hydrologiques traditionnelles. Il montre que l'équation de conservation de masse (équation 1.20) permet de reconstituer la concentration des ions majeurs en rivière. Des corrections saisonnières sont cependant nécessaires. Deux régressions distinctes donnent la concentration de l'écoulement superficiel et la concentration de l'écoulement souterrain en fonction du débit (équation 1.10). Pour l'écoulement souterrain, les données en période de faible débit sont utilisées. Pour l'écoulement superficiel, les données en période de crue après soustraction du débit souterrain sont considérées.

Pinder et Jones (1969) se servent de l'équation de conservation de masse (équation 1.20) pour trouver la composante de débit souterrain de quelques bassins en Nouvelle-Écosse. La concentration inorganique de l'écoulement souterrain est supposée être celle de la rivière lors des étiages et est posée constante dans la période étudiée. La concentration inorganique de l'écoulement par ruissellement est supposée être celle de la rivière en période de crue à des endroits sélectionnés sur le bassin.

À la forêt expérimentale de Hubbard Brook, New Hampshire, Johnson et al. (1969) définissent un modèle de dilution semblable dans sa forme à celui de Langbein et Dawdy (1964). Ils considèrent que la chimie des cours d'eau est déterminée par un processus de mélange entre l'eau superficielle au sol et la pluie. Ce processus de dilution ou de concentration est décrit, en termes de conservation de masse, par l'équation (1.21). En supposant que le volume d'eau additionné au système est proportionnel au débit, ils en tirent les équations (1.22) et (1.23).

$$S_0V_0 + S_xV_x = S(V_0 + V_x) \quad (1.21)$$

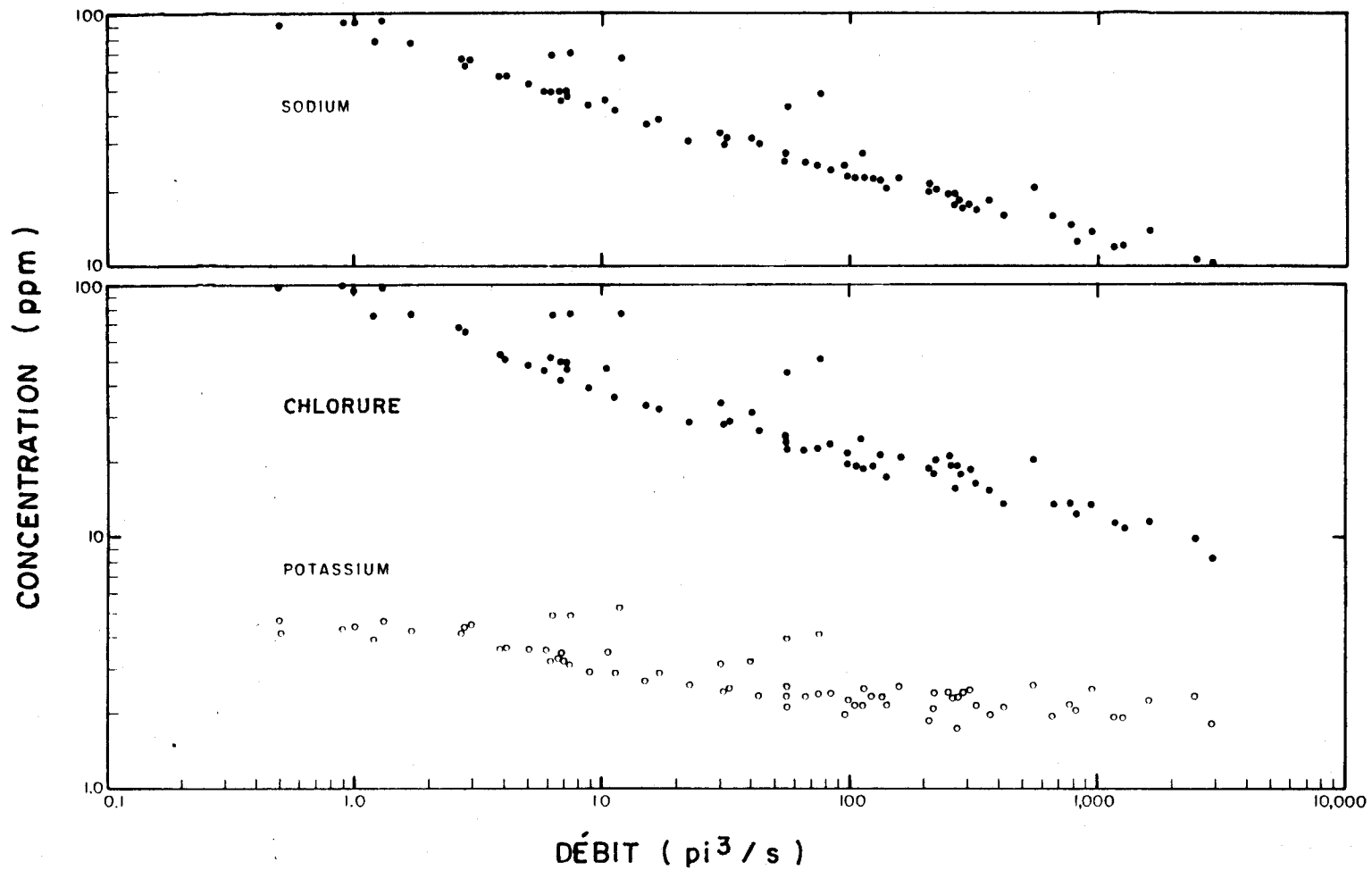


FIGURE 1.5 Relations concentration - débit pour les ions sodium, chlorure et potassium au bassin de Pescadero Creek, Californie (Steele, 1969).

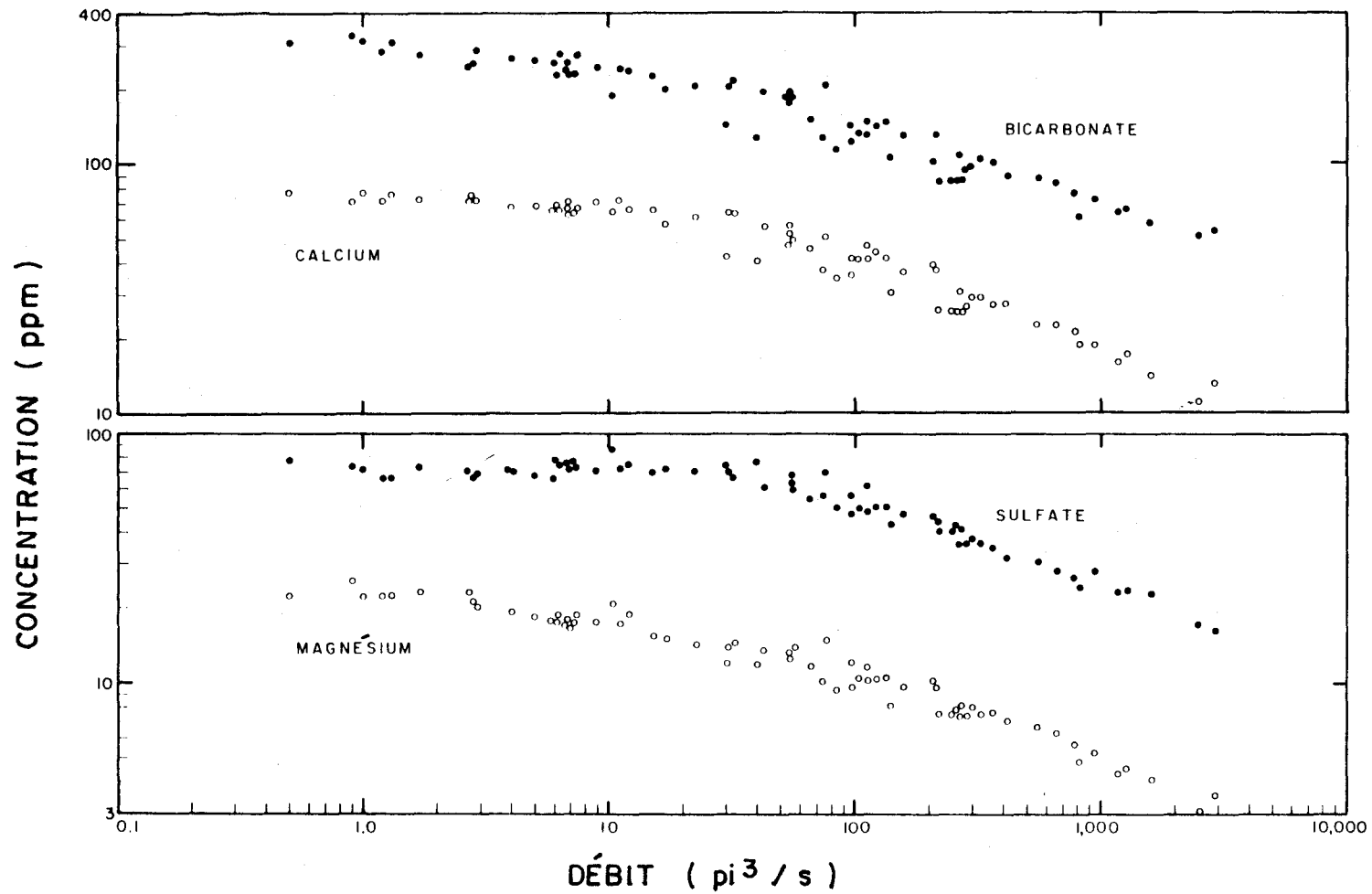


FIGURE 1.6 Relations concentration - débit pour les ions bicarbonate, calcium, sulfate et magnésium au bassin de Pescadero Creek, Californie (Steele, 1969).

$$S = \frac{S_0 + S_x (\beta Q)}{1 + \beta Q} \quad (1.22)$$

$$S = \frac{S_\delta}{1 + \beta Q} + S_x \quad (1.23)$$

- où S : concentration de l'eau après mélange
S₀ : concentration initiale de l'eau dans le système considéré
S_x : concentration du volume d'eau additionné au système
V₀ : volume d'eau initial (sur et dans le sol)
V_x : volume d'eau additionné au système
Q : débit
avec $\beta = T_r/V_0$, T_r étant le temps de résidence de l'eau dans le système
S_δ = S₀ - S_x

Le modèle proposé par Johnson et al. (1969) (équation 1.23) pour les bassins de la région du Hubbard Brook, s'applique au sodium, à la silice, au magnésium, à l'aluminium, à l'ion hydrogène et dans une moindre mesure au calcium. Les résultats sont peu consistants pour les sulfates, les chlorures, les nitrates et le potassium. Dans le cas des nitrates et du potassium, Johnson et al. (1969) expliquent qu'en saison estivale, ces éléments nutritifs sont fixés biologiquement. Ils modifient leur modèle pour tenir compte de cet effet (équation 1.24). Le tableau 1.5 résume certaines de leurs observations.

$$S = \frac{S_\delta - S_\rho (1 - e^{-\alpha})}{1 + \beta Q} + S_x \quad (1.24)$$

- où S : concentration de l'eau après mélange
S_x : concentration du volume d'eau additionné au système
S_δ : différence de concentration entre les volumes d'eau mélangés
S_ρ : taux maximum de fixation biologique en termes de concentration
α : facteur fonction de la température, de la saison, de la productivité biologique...

β : rapport du temps de résidence de l'eau dans le système au volume d'eau contenu à la surface du sol

Q : débit

Tableau 1.5 Comportement des principales espèces en solution aux bassins de la forêt expérimentale de Hubbard Brook, New Hampshire, entre 1963 et 1967 (Johnson et al., 1969).

ESPÈCE	POUR UN DÉBIT CROISSANT		INFLUENCE DE L'ACTIVITÉ BIOLOGIQUE	VARIABILITÉ	
	DILUTION	CONCENTRATION		INTER-ANNUELLE	INTER-BASSINS
Na	++	-	-	+	+
SiO ₂	++	-	-	-	+
Mg	+	-	-	-	-
SO ₄	+	-	-	-	-
Cl	-	-	-	-	-
Ca	+	+	-	+	+
Al	-	++	-	-	+
H	-	+	-	++	+
NO ₃	-	++	++	+	-
K	-	+	++	-	+

- pas observé

+ observé de façon irrégulière

++ observé de façon régulière

Pour deux cours d'eau saisonniers en Oklahoma et en se servant de données mensuelles, Pionke et Nicks (1970) trouvent que la salinité est statistiquement mieux reliée à la précipitation journalière maximale, à la précipitation totale et à la salinité antécédente qu'au débit.

Dixon et al. (1970) divisent en segments la rivière Little Beaver au Utah et établissent un modèle de qualité à l'échelle mensuelle. En ce

qui concerne les solides dissous, ils trouvent qu'une équation semi-logarithmique reliant la conductivité au débit donne des résultats satisfaisants (équation 1.25). La conductivité d'un tronçon est définie par le mélange supposé complet de toutes les sources sur ce tronçon: débits provenant de l'amont et des tributaires, écoulement diffus superficiel, écoulement provenant des eaux d'irrigation, écoulement souterrain et rejets anthropiques. Sauf pour ces trois dernières sources dont les conductivités sont fixées en fonction des données, les conductivités des apports sur le tronçon sont établies par des régressions avec le débit (équation 1.25).

$$K = a + b \log Q \quad (1.25)$$

où K : conductivité (ou solides dissous)
Q : débit
a, b : constantes empiriques

Hall (1970, 1971) définit une série de modèles (équations 1.26 à 1.34) reliant la concentration en solides dissous au débit, à partir de différentes formulations de l'équation de conservation de masse. Les équations avancées supposent implicitement: qu'il y a un mélange complet; que les solides dissous se déplacent de la même façon que l'eau; que des facteurs comme la fixation biologique et l'évaporation sont négligeables. De plus, l'origine des solides dissous est ignorée. Hall (1970) précise que les hypothèses plus ou moins réalistes faites pour arriver à des solutions simples font que les constantes des différentes équations perdent leur sens physique. Hall (1971) ne réussit pas à distinguer le meilleur modèle et conclut que le choix revient à l'utilisateur d'après sa connaissance du cours d'eau.

$$S = aQ^{-b} \quad (1.26)$$

$$S = aQ^{-b} + c \quad (1.27)$$

$$S = f - g \log Q \quad (1.28)$$

$$S = h e^{-jQ^k} \quad (1.29)$$

$$S = h e^{-jQ^k} + 1 \quad (1.30)$$

$$S = m - nQ^p \quad (1.31)$$

$$S = \frac{q}{1 + rQ^s} \quad (1.32)$$

$$S = \frac{q - t}{1 + rQ^s} + t \quad (1.33)$$

$$\frac{Q}{Q_1} = 1 + \left[\frac{S_1 - S}{S - S_2} \right]^u \quad (1.34)$$

où S : concentration en solides dissous

Q : débit

les voyelles sont des constantes empiriques

les indices 1 et 2 distinguent deux masses d'eau différentes qui se mélangent

Les auteurs d'un rapport du Texas Water Development Board (1971) appliquent avec succès des solutions par différences finies à l'équation de conservation de masse pour les sulfates, les chlorures et les solides dissous au bassin de la rivière San Antonio, Texas. Ceci tend à montrer qu'un bilan de masse suffit à caractériser ces paramètres et qu'en général, ils ne sont pas affectés significativement par des facteurs comme la température, les réactions chimiques ou biologiques.

Dans l'étude des données annuelles à 31 stations de qualité de l'eau au Texas, Steele et Jennings (1972) relient significativement la concentration des ions majeurs (équation 1.35) ou leur logarithme (équation 1.36) au logarithme d'une variable hydrologique. La meilleure variable

hydrologique est le débit pour le modèle de l'équation (1.35) et la précipitation pour l'autre modèle, à l'exception toutefois de l'ion bicarbonate qui est mieux relié à l'évapotranspiration dans les deux cas. Les coefficients de corrélation sont supérieurs avec l'équation (1.36) (log - log). Les autres variables hydrologiques considérées sont le nombre de jours d'orage et la superficie drainée. Celles-ci s'avèrent généralement non significatives.

$$S_i = a + b \log H \quad (1.35)$$

$$\log S_i = a + b \log H \quad (1.36)$$

où S_i : concentration de l'ion majeur i

H : variable hydrologique (débit annuel, précipitation moyenne annuelle, facteur d'évapotranspiration annuelle, superficie drainée, nombre annuel d'orages)

a, b : coefficients de régression

Pionke et al. (1972) estiment approximativement les débits associés à l'écoulement superficiel et à l'écoulement souterrain pour cinq cours d'eau au Kansas, en Oklahoma et au Nouveau-Mexique. En reliant individuellement ces deux composantes ainsi que leur somme et leur rapport à la salinité, ils constatent que les meilleures corrélations sont obtenues avec le débit total pour les plus gros bassins et avec le rapport du débit superficiel au débit souterrain pour les plus petits bassins. Se basant sur ces résultats, ils définissent un modèle qu'ils estiment être aussi bon que celui de Ledbetter et Gloya (1964) pour les bassins importants, mais supérieur pour les plus petits bassins où les cours d'eau sont saisonniers. Leur modèle (équation 1.37) explique de 77 à 95% de la variance de la salinité, celui de Ledbetter et Gloya (1964) (équations 1.12., 1.13, 1.14) de 39 à 96%.

$$\log S = a - b \log Q_N - c Q_R / Q_n \quad (1.37)$$

où S : concentration en solides dissous

Q_N : débit associé à l'écoulement souterrain

Q_R : débit associé à l'écoulement superficiel

a, b, c : constantes empiriques

Ward (1973) tente de relier les constantes empiriques a et b du modèle $S = aQ^b$ (équation 1.12) à 65 caractéristiques des bassins considérés. Il conclut que l'activité minière et la densité routière sont les facteurs les plus importants.

Drake et Ford (1974) estiment qu'un modèle de mélange à deux composantes (écoulement de surface et écoulement souterrain; équation 1.20) explique plus de 80% de la variance des concentrations en ions majeurs des rivières Athabasca et North Saskatchewan en Alberta.

Après une revue très complète des modèles disponibles dans la littérature, Lane (1975) définit le modèle "idéal" comme incluant: le concept de séparation du débit en ses trois composantes d'écoulement superficiel, hypodermique et souterrain; le modèle de dissolution de Langbein et Dawdy (1964) et de dilution de Johnson et al. (1969) pour les écoulements hypodermique et souterrain; les effets d'hystérésis et saisonniers. Toutefois, à cause de la complexité de son modèle "idéal", il utilise plutôt l'approche des régressions entre la conductivité et le débit. Après avoir testé 14 relations possibles et conclu que plusieurs d'entre elles sont équivalentes, il choisit la relation $\log K = a \log Q + b$ (équation 1.10) où la conductivité K remplace la concentration en solides dissous S. Testée sur cinq rivières des États-Unis avec des données journalières, cette relation explique de 54 à 84% de la variance du terme "log K" lorsque les coefficients empiriques et "b" sont supposés constants et de 76 à 86% de la variance du terme "log K" lorsque la périodicité du coefficient "b" est définie. Lane (1975) estime également de façon satisfaisante les proportions des principales espèces inorganiques en solution. À cette fin, il utilise des relations

logarithmique ou semi-logarithmique avec le débit ou simplement des constantes. En évaluant les conductivités équivalentes des ions selon la méthodologie présentée à la section 1.2 (Lane, 1975), il est donc possible d'estimer les concentrations des principaux constituants des solides dissous à partir des données de débit.

O'Connor (1976) fait une bonne analyse théorique du comportement de la concentration en solides dissous en rivière, à partir de l'équation de conservation de masse dans laquelle le débit est divisé en ses composantes d'écoulement de surface et d'écoulement souterrain (équation 1.38). Il considère que l'inclusion d'un terme d'écoulement intermédiaire ou hypodermique peut être très appropriée pour les substances plus concentrées dans les couches supérieures du sol. Son analyse utilisée pour expliquer théoriquement le cas de différentes rivières des États-Unis tient compte successivement de conditions uniformes dans le temps et l'espace ("steady state"), des discontinuités longitudinales (embranchement de rivière, variation dans la concentration des eaux souterraines...), des sources ponctuelles, des variations de débit et des variations dans le temps des charges.

$$\frac{\partial}{\partial t} (AS) = - \frac{\partial}{\partial x} (QS) + S_N \frac{\partial Q_N}{\partial x} + S_R \frac{\partial Q_R}{\partial x} \quad (1.38)$$

où A : section de la rivière

S : concentration en solides dissous

Q : débit

t : temps

x : distance en aval

les indices R et N réfèrent respectivement à l'écoulement superficiel et à l'écoulement souterrain, l'absence d'indice réfère au débit combiné.

Meybeck (1976) trouve que la concentration en solides dissous (S) des principales rivières du monde est significativement corrélée au débit

(Q) selon la relation connue $S = aQ^b$ (équation 1.12). Comparant le transport des matières solides au transport des matières dissoutes, il constate que le premier est principalement influencé par le relief et le second par le climat.

Johnson et Reynolds (1977) échantillonnent des cours d'eau du Vermont et du New Hampshire en automne lors de périodes de faibles débits et observent que les solides dissous sont qualitativement et quantitativement reliés à la géologie sous-jacente. Les cours d'eau associés aux formations plutoniennes sont peu minéralisés, plus acides et sulfatés. Ceux associés aux formations sédimentaires ou métamorphiques ont un pH plus neutre, une concentration en solides dissous supérieure et ils présentent souvent une prédominance en anions bicarbonates.

Huff (1977) teste le modèle initialement présenté par Betson et McMaster (1974) sur des bassins de la région de Tennessee Valley. Dans ce modèle, les coefficients a_i et b_i sont reliés par des régressions à des caractéristiques des bassins étudiés: fraction sous couvert forestier, fraction sur formation carbonatée, gréseuse, ignéenne ou non consolidée respectivement. Les succès très mitigés (erreur moyenne standard de $\pm 50\%$) ne semblent pas montrer d'avantage à cette méthode:

$$S_i = a_i (Q/D)^{b_i} \quad (1.39)$$

où S_i : concentration du constituant i

Q : débit

D : superficie drainée

a_i, b_i : paramètres du constituant i reliés par régressions à des caractéristiques du bassin

Sur un très petit bassin des Rocheuses en Alberta, Singh et Kalra (1977) obtiennent d'excellentes corrélations linéaires ($R^2 > 99\%$) entre la charge en solides dissous et le débit.

Feller et Kimmins (1979) étudient deux petits cours d'eau en terrain montagneux près de Vancouver. Ils relient significativement au débit: la conductivité, le magnésium, le calcium et l'ion bicarbonate selon une équation semi-logarithmique (équation 1.25); le sodium et la silice selon une fonction de la forme $a + bQ + c/Q$, où Q est le débit et a , b , c sont des coefficients empiriques. Les relations entre le débit et le potassium, les chlorures, les sulfates et les nitrates sont peu ou pas significatives. Les auteurs observent des effets d'hystérésis lors de crues et aussi des variations saisonnières pour la plupart des ions majeurs. De plus, le potassium est apparemment influencé par les cycles biologiques.

Pilgrim et al. (1979) affirment que l'utilisation de l'équation de conservation de masse (équation 1.20) pour la détermination des composantes d'écoulement superficiel et d'écoulement souterrain est trompeuse lorsqu'on suppose constantes les concentrations des deux types d'écoulement. Une meilleure distinction des deux composantes requiert de considérer leur temps de contact avec le sol puisque la concentration de la solution eau-sol en dépend (figure 1.7). À cette fin, des tests de percolation en laboratoire pour les conditions de terrain et le type de sol particulier pourraient générer l'information utile.

Dans le cas de la rivière Beaver en Alberta et en Saskatchewan, Egar (1979) étudie statistiquement les variations saisonnières de la conductivité ainsi que des concentrations des ions majeurs (sauf l'ion bicarbonate) et de la silice pour la période 1974-77. Il trouve des variations saisonnières marquées pour tous les paramètres et des valeurs généralement supérieures de novembre à mars. En outre, la plupart des paramètres varient avec l'inverse du débit mais certains semblent varier directement en fonction du débit en période de crue printanière. Les modèles utilisés font usage de variables muettes, par exemple:

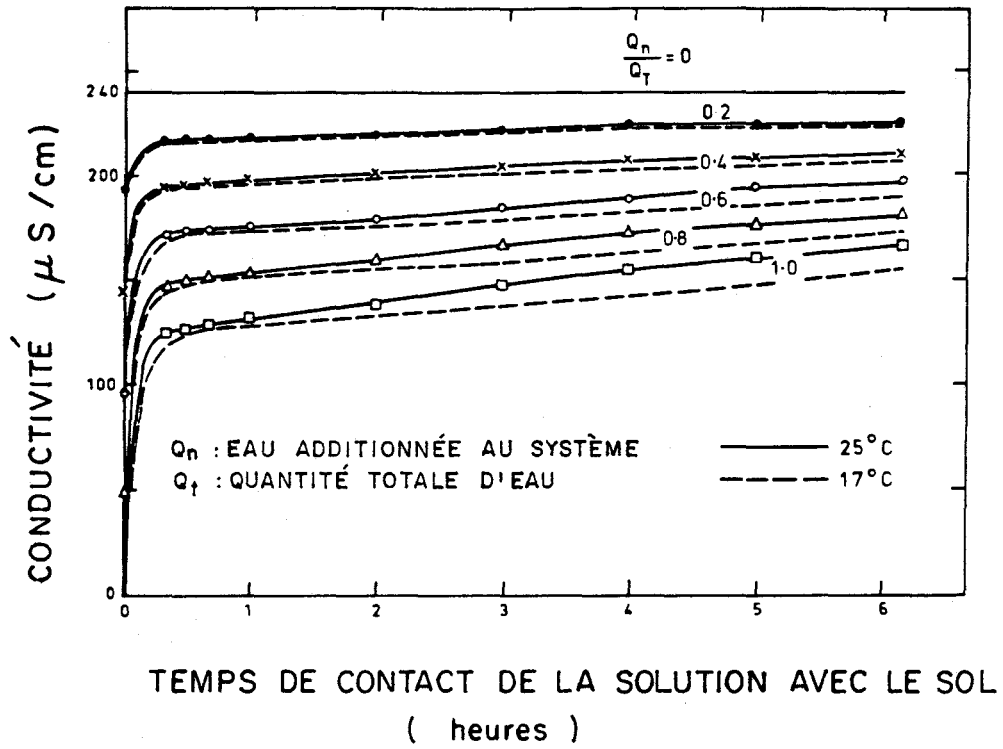


FIGURE 1.7 Exemple de variation de la conductivité d'un mélange de deux solutions en fonction du temps de contact avec le sol (Pilgrim et al., 1979).

$$K = 261.657 + 34.094 (1/Q) + 8.810 (CRUE \times Q) + 57.455 (NOV-MARS) \quad (1.40)$$

- où K : conductivité au jour considéré ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Q : débit (m^3/sec)
CRUE : variable muette valant 1 lors de la crue printanière et 0 en d'autres temps
NOV-MARS : variable muette valant 1 de novembre à mars et 0 en d'autres temps

Oborne (1981) considère qu'un modèle distinguant les composantes du débit est un meilleur outil de prédiction de la qualité de l'eau qu'un modèle de régression concentration-débit. Le premier type de modèle appliqué à la rivière Wye en Grande-Bretagne pour les chlorures, les orthophosphates, la dureté et l'alcalinité explique de 42 à 88% de la variance. Un modèle de la forme $C = aQ^b$ (équation 1.12) explique de 7 à 36% de la variance. Dans le modèle de qualité de Oborne (1981), la charge en rivière associée à l'écoulement souterrain est le produit de la concentration par le débit correspondant, alors que la charge en rivière associée au ruissellement est une fonction de puissance du débit superficiel. L'auteur note que dans le cas de la rivière étudiée, l'inclusion d'un terme d'écoulement intermédiaire aurait probablement amélioré l'estimation de la concentration des eaux souterraines qui a été sous-évaluée.

En utilisant le concept de séparation du débit en trois composantes: écoulement superficiel, intermédiaire et souterrain; Johnson et East (1982) expliquent théoriquement l'effet d'hystérésis sur les courbes conductivité-débit lors d'une crue à l'aide des concentrations relatives des trois types d'écoulement. Les cycles "idéaux" qu'ils définissent sont valables pour les conditions suivantes: avant la crue, l'écoulement souterrain domine suite à une sécheresse et les concentrations des trois composantes du débit sont maximales; la pluie provoquant la crue est uniforme et est telle que les sels accumulés sont lessivés et les concentrations atteignent l'équilibre; les trois types d'écoulement sont produits et leurs

débites respectifs sont constants au maximum de la crue; lorsque la pluie cesse, les conditions initiales sont de nouveau atteintes. Sur un cours d'eau expérimental, les auteurs ne réussissent pas à observer de cycle idéal.

Christophersen et al. (1982) ont développé un modèle déterministe pour la qualité inorganique de l'eau des rivières qui a été appliqué, en période non hivernale, à un petit bassin situé à Birkenes en Norvège, de 1973 à 1978. Le bassin considéré est caractérisé par un couvert forestier de conifères et un sous-sol granitique et est situé dans une zone soumise à des précipitations particulièrement acides (pH \approx 4.2). Le modèle de qualité proposé est basé sur le modèle hydrologique simple à deux réservoirs défini par Lundquist (1976, 1977) (figure 1.8). Dans ce dernier modèle, le débordement du réservoir supérieur peut représenter physiquement le ruissellement direct en contact avec l'humus et les couches minérales superficielles alors que le débordement du réservoir inférieur peut être relié à l'écoulement souterrain en contact avec les couches plus profondes du sol.

La particularité du modèle de Christophersen et al. (1982) est que les concentrations ioniques à l'intérieur de chacun des deux réservoirs sont déterminées à partir de représentations simples des processus physiques et chimiques y ayant lieu. À cette fin, les auteurs proposent un regroupement intéressant d'informations sur les principales espèces ioniques qui permet de guider le choix des sous-modèles (tableau 1.6). Par exemple, l'étude des bilans massiques aide à définir des contraintes sur les sorties des deux réservoirs du modèle hydrologique.

Les principales hypothèses et caractéristiques du modèle de qualité inorganique de Christophersen et al. (1982), tel qu'appliqué au bassin de Birkenes, sont résumées dans les paragraphes suivants et au tableau 1.7.

- Les ions sodium (Na^+) et chlorure (Cl^-) sont supposés s'accompagner à concentrations égales sans influencer significativement les autres ions. Ils proviennent principalement des précipitations et ils suivent l'eau à

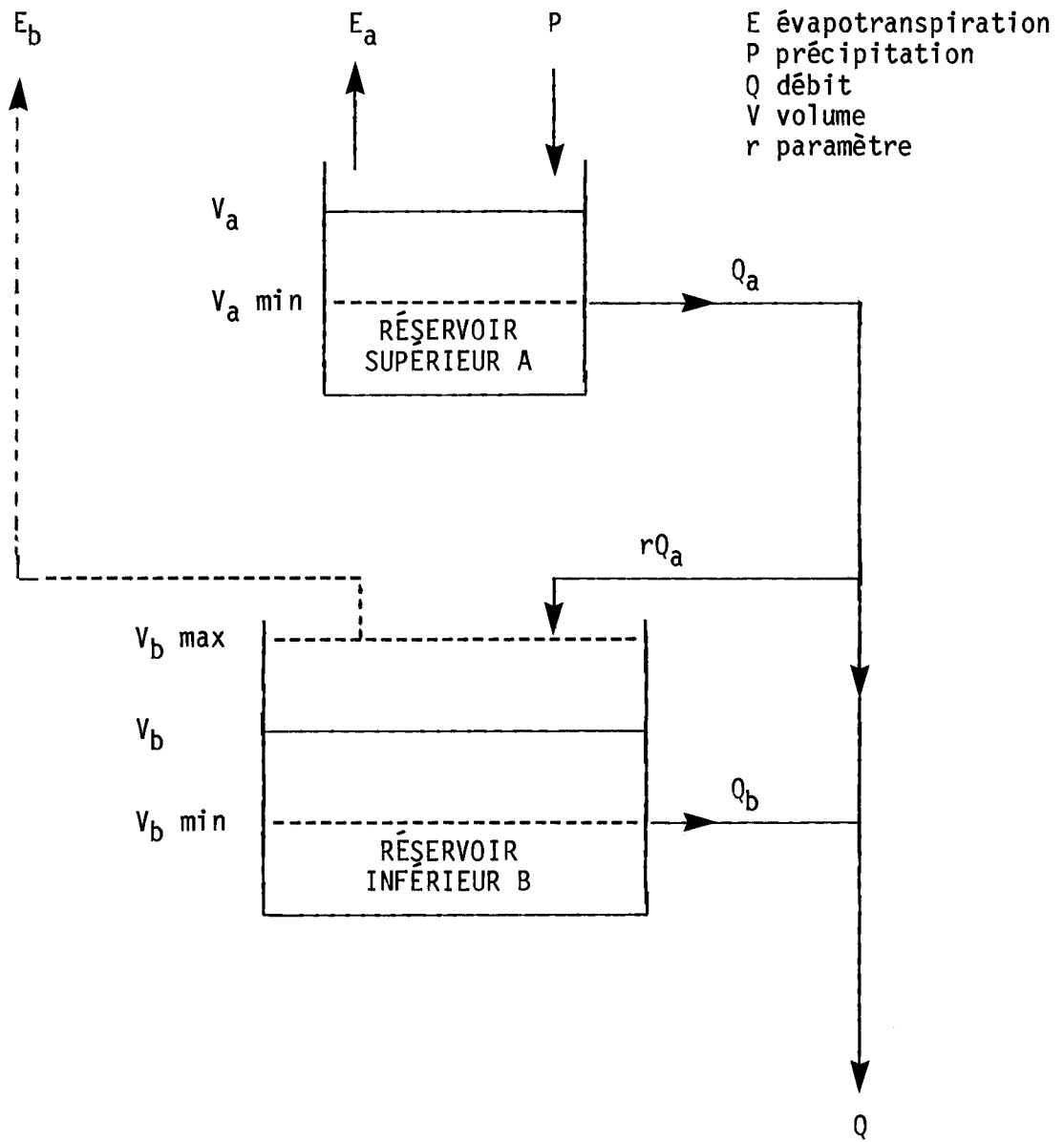


FIGURE 1.8 Schématisation du sous-modèle hydrologique simple à deux réservoirs utilisé par Christophersen et al. (1982).

TABLEAU 1.6 Regroupement d'informations sur les principales espèces ioniques considérées pour le modèle de qualité de Christophersen et al. (1982) à Birkenes, Norvège.

CONCENTRATIONS RELATIVES		
Précipitation		Rivière
H ⁺ , SO ₄ ⁻⁻ , Na ⁺ , Cl ⁻	Dominant	SO ₄ ⁻⁻ , Na ⁺ , Cl ⁻
NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , Mg ⁺⁺	Intermédiaire	H ⁺ , Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺ , Al ⁺⁺⁺
K ⁺ , Ca ⁺ , Al ⁺⁺⁺ , HCO ₃ ⁻	Mineur	NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , K ⁺ , HCO ₃ ⁻
BILAN MASSIQUE AU NIVEAU DU BASSIN		
Relation		Espèces ioniques
Apports externes ≈ exportations		SO ₄ ⁻⁻ , Na ⁺ , Cl ⁻ , K ⁺
Apports externes >> exportations		H ⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻
Apports externes << exportations		Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺ , Al ⁺⁺⁺
ORIGINE		
Source		Espèces ioniques
Atmosphère: sels marins		Na ⁺ , Cl ⁻ , Mg ⁺⁺ , SO ₄ ⁻⁻
Atmosphère: autres sources		H ⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ⁻⁻
Bassin: altération des roches, échanges ioniques		Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺ , Al ⁺⁺⁺
COMPORTEMENT EN RIVIÈRE		
Variations		Espèces ioniques
Saisonnnières		Cl ⁻ , Na ⁺
Corréliées positivement au débit		H ⁺ , Al ⁺⁺ , SO ₄ ⁻⁻
Corréliées négativement au débit		Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺

TABLEAU 1.7 Processus considérés dans le modèle de qualité inorganique de l'eau de Christophersen et al. (1982).

	RÉSERVOIR SUPÉRIEUR	RÉSERVOIR INFÉRIEUR
H ₂ O	Précipitation, évapotranspiration, infiltration vers le réservoir inférieur, écoulement vers la rivière	Infiltration, évapotranspiration, écoulement vers la rivière
SO ₄ ⁻⁻	Apports atmosphériques, adsorption-désorption avec la phase solide, minéralisation	Adsorption-désorption
Ca ⁺⁺ + Mg ⁺⁺	Échange ionique	Adsorption-désorption, dégradation des roches
H ⁺	Échange ionique, équilibre avec la gibbsite	Consommation par dégradation des roches, adsorption-désorption, équilibre avec la gibbsite
Al ⁺⁺⁺	Équilibre avec la gibbsite	Adsorption-désorption, équilibre avec la gibbsite

travers le bassin sans être affectés par d'autres sources ou puits. Ils ne sont pas modélisés.

- Les ions potassium (K^+), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et bicarbonate (HCO_3^-) constituent un faible pourcentage de la concentration ionique et sont ignorés tout comme les anions organiques.
- La concentration de l'ion sulfate (SO_4^{--}) détermine par équilibre ionique la concentration globale des cations d'hydrogène (H^+), aluminium (Al^{+++}) ainsi que calcium (Ca^{++}) et magnésium (Mg^{++}); ces deux derniers étant regroupés sous un même paramètre (M^{++}) à cause de leurs similitudes. Le sous-modèle de cations requiert donc à priori de déterminer la concentration en ions sulfates.

$$[H^+] + 2 [M^{++}] + 3 [Al^{+++}] = 2 [SO_4^{--}] \quad (1.41)$$

où les crochets signifient la concentration de l'ion

- Le sous-modèle de sulfate est, à quelques modifications près, celui présenté par Christophersen et Wright (1981). Le soufre qui entre dans le bassin sous forme de sulfates dans les précipitations, de dioxyde de soufre (SO_2) ou de sulfates en aérosol (aSO_4) dans l'air est supposé se retrouver en rivière sous forme de sulfates. Les apports en soufre par les précipitations peuvent être mesurés directement. Les autres apports en soufre atmosphérique (SO_2 , aSO_4) sont estimés à partir des concentrations de ces espèces mesurées dans l'air et de vitesses de déposition suggérées. En outre, une autre contribution de sulfates en aérosol est d'origine marine et est reliée aux apports en ions chlorures selon le même rapport $SO_4:Cl$ qu'on retrouve dans l'eau de mer. Les apports de chlorures en aérosols sont pour leur part estimés par la différence entre les exportations de Cl^- en rivière et les importations de Cl^- par les précipitations.

- Dans le réservoir supérieur (A) (figure 1.8), qui reçoit les apports externes en soufre, la concentration en sulfates est supposée être proportionnelle à la quantité de sulfates contenue dans la phase solide du bassin (i.e. pas en solution dans le réservoir supérieur) (équation 1.43). Dans le réservoir inférieur (B), la concentration en sulfates est supposée tendre vers une valeur d'équilibre (équation 1.45). Ces hypothèses combinées à un bilan de masse permettent d'obtenir les équations 1.42 à 1.45.

$$\frac{\partial F'_a}{\partial t} = PC_i + D - Q_a C_a \quad (1.42)$$

$$C_a = K_a F_a = K_a (F'_a - V_a C_a) \quad (1.43)$$

$$\frac{\partial S_b}{\partial t} = C_a (rQ_a - Q_{deb}) - Q_b C_b - \frac{\partial F_b}{\partial t} \quad (1.44)$$

$$\frac{\partial F_b}{\partial t} = k_b V_b (C_b - C_{eq}) + E_b C_b \quad (1.45)$$

- où F'_a : quantité totale de sulfates dans la phase solide associée au réservoir A et en solution dans le réservoir A (mg/m²)
 F_a : quantité de sulfates dans la phase solide associée au réservoir supérieur A (mg/m²)
 F_b : quantité de sulfates dans la phase solide associée au réservoir inférieur B (mg/m²)
 S_b : quantité de sulfates en solution dans le réservoir B (mg/m²)
 Q_a : débit sortant du réservoir A (mm/jour)
 Q_b : débit sortant du réservoir B (mm/jour)
 Q_{deb} : débit de débordement du réservoir B s'il y a lieu (mm/jour)
 C_a : concentration en sulfates du réservoir A (mg/l)
 C_b : concentration en sulfates du réservoir B (mg/l)
 C_{eq} : concentration d'équilibre en sulfates du réservoir B (mg/l)
 C_i : concentration en sulfates dans les précipitations (mg/l)
 V_a : volume du réservoir A (l/m²)
 V_b : volume du réservoir B (l/m²)

- P : précipitation journalière (mm/jour)
- D : dépôt atmosphérique sec quotidien (SO_2 , aSO_4) ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{jour}$)
- E_b : évapotranspiration du réservoir B (mm/jour)
- K_a : constante de proportionnalité (m^2/l)
- k_b : constante d'adsorption des sulfates du réservoir B (jour^{-1})
- r : paramètre du modèle hydrologique
- t : temps

- Christophersen et al. (1982) modifient le modèle de Christophersen et Wright (1981) pour tenir compte de la minéralisation dans le réservoir supérieur A (production de sulfates à partir d'autres composés du soufre). À chaque jour où le réservoir A est vide à cause de l'évapotranspiration, le terme F_a (équation 1.43) est augmenté d'une quantité fixe déterminée par essai et erreur.
- Le sous-modèle de cations est basé sur plusieurs hypothèses simplificatrices. Chaque réservoir est supposé être parfaitement mélangé et les concentrations y sont uniformes. De plus, les réactions chimiques considérées doivent être plus rapides que l'intervalle de 1 jour utilisé pour le modèle de qualité.
- La concentration en aluminium est contrôlée par la solubilité de la gibbsite synthétique (choix arbitraire) (équation 1.46). Une fraction constante de l'aluminium en solution est cependant attribuable à des complexes fluorés et organiques et doit être déduite de la concentration totale.



où les crochets signifient la concentration de l'ion

K_{SO} : constante associée à la solubilité de la gibbsite synthétique

- Au réservoir supérieur A (figure 1.8), la concentration totale en ions calcium et magnésium (M^{++}) est reliée à la concentration en ion hydrogène (H^+) par échange ionique (équation 1.47). En outre, pour tenir compte d'un phénomène semblable à la minéralisation des ions sulfates, la quantité d'ions M^{++} est augmentée d'une valeur constante à chaque jour de sécheresse.

$$\frac{[H^+]}{[M^{++}]^{\frac{1}{2}}} = K_G \quad (1.47)$$

où les crochets signifient la concentration de l'ion

K_G : constante

- Au réservoir inférieur B (figure 1.8), les concentrations des cations varient en fonction de leur concentration relative et du taux de variation des sulfates. Ainsi, si la concentration en sulfates augmente à un taux R_S , celle de l'ion hydrogène augmentera au taux $R_S [H^+]/[SO_4^{--}]$. On tient compte de la dégradation des roches en supposant que pour chaque ion H^+ consommé, une quantité équivalente d'ions M^{++} est produite. Comme la concentration en ions hydrogène tend vers une valeur d'équilibre en étiage, la réaction de dégradation correspond à une relation exponentielle:

$$\frac{\partial [M^{++}]}{\partial t} = \frac{1}{2} K_d ([H^+] - [H^+]_0) \quad (1.48)$$

où les crochets signifient la concentration de l'ion

K_d : constante de dégradation

$[H^+]_0$: concentration en ion hydrogène à l'équilibre

t : temps

Les équations différentielles développées à partir des hypothèses du modèle ionique et de conditions initiales appropriées sont solutionnées numériquement par la méthode de Runge-Kutta pour des intervalles de temps de 0.1 jour. Les auteurs obtiennent une assez bonne concordance entre les valeurs calculées et les valeurs observées mais admettent que leur modèle ne

pourrait être transféré à d'autres bassins sans modifications. Les concentrations automnales élevées en sulfates après un étiage prolongé sont bien simulées. Le modèle reproduit aussi les corrélations positives entre les ions H^+ et Al^{+++} et le débit ainsi que les corrélations négatives entre les ions Ca^{++} et Mg^{++} et le débit.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES DE SOLIDES DISSOUS EN RÉSERVOIRS

2.1 OBSERVATIONS SUR LA CONDUCTIVITÉ ET LES SOLIDES DISSOUS DANS LES LACS ET LES RÉSERVOIRS

Lors de l'étude d'environ 250 lacs naturels du Québec en période de stratification thermique, Legendre et al. (1980) observent que près de 70% de ceux-ci ont un profil de conductivité à peu près homogène (orthograde) sur toute leur profondeur (figure 2.1). Le pourcentage restant comprend:

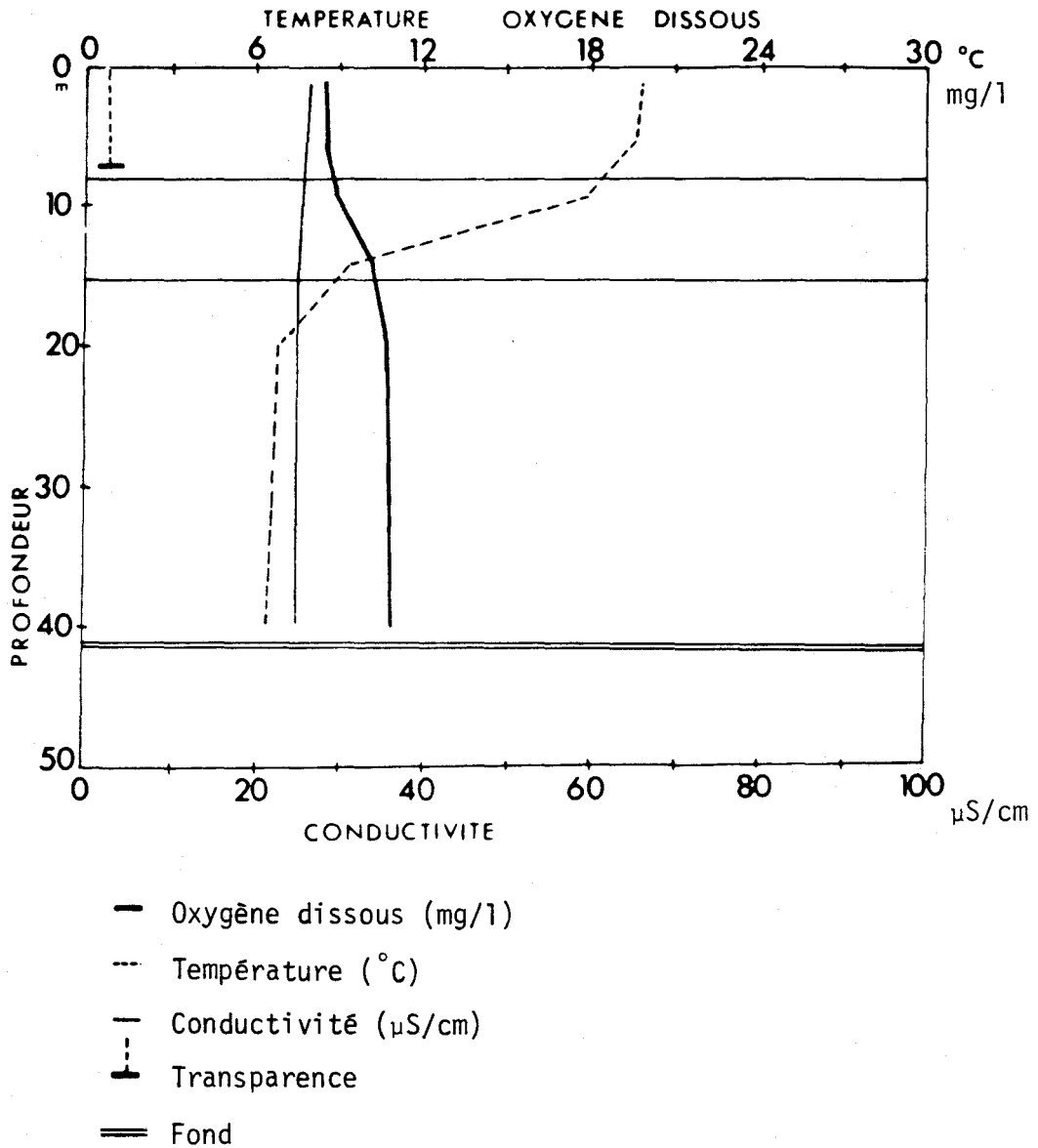
- a) les distributions clinogrades i.e. conductivité décroissante avec la profondeur, généralement associées à des eaux bien oxygénées (figure 2.2);
- b) les distributions clinogrades inverses (figure 2.3);
- c) les distributions dichotomiques i.e. clinogrades pour la partie supérieure du lac avec cependant une conductivité croissante près du fond (figure 2.4).

Les deux derniers types de distribution s'observent plus fréquemment dans des lacs présentant un fort déficit en oxygène dissous près des sédiments, ce qui favorise la minéralisation à ce niveau. Les figures 2.5 et 2.6 montrent respectivement les histogrammes des valeurs des conductivités en surface et du rapport de la conductivité au fond du lac à la conductivité en surface obtenus lors de la même étude.

Des profils de conductivité stratifiés se produisent aussi en période hivernale, sous couvert de glace, alors que la turbulence et les débits sont faibles (Schetagne, 1981a, 1981b) (figure 2.7). En période libre de glace et en l'absence de stratification thermique, la conductivité est généralement homogène sur toute la profondeur des lacs et réservoirs (Legendre et al., 1980; Schetagne, 1981a).

Outre les variations spatiales occasionnelles des concentrations en solides dissous et de la conductivité, les variations saisonnières sont cou-

LAC KIPAWA



DATE 24-08-76

FIGURE 2.1 Profil de conductivité orthograde au lac Kipawa (46°57'N, 79°02'O) (Legendre et al., 1980).

LAC SAGUAY

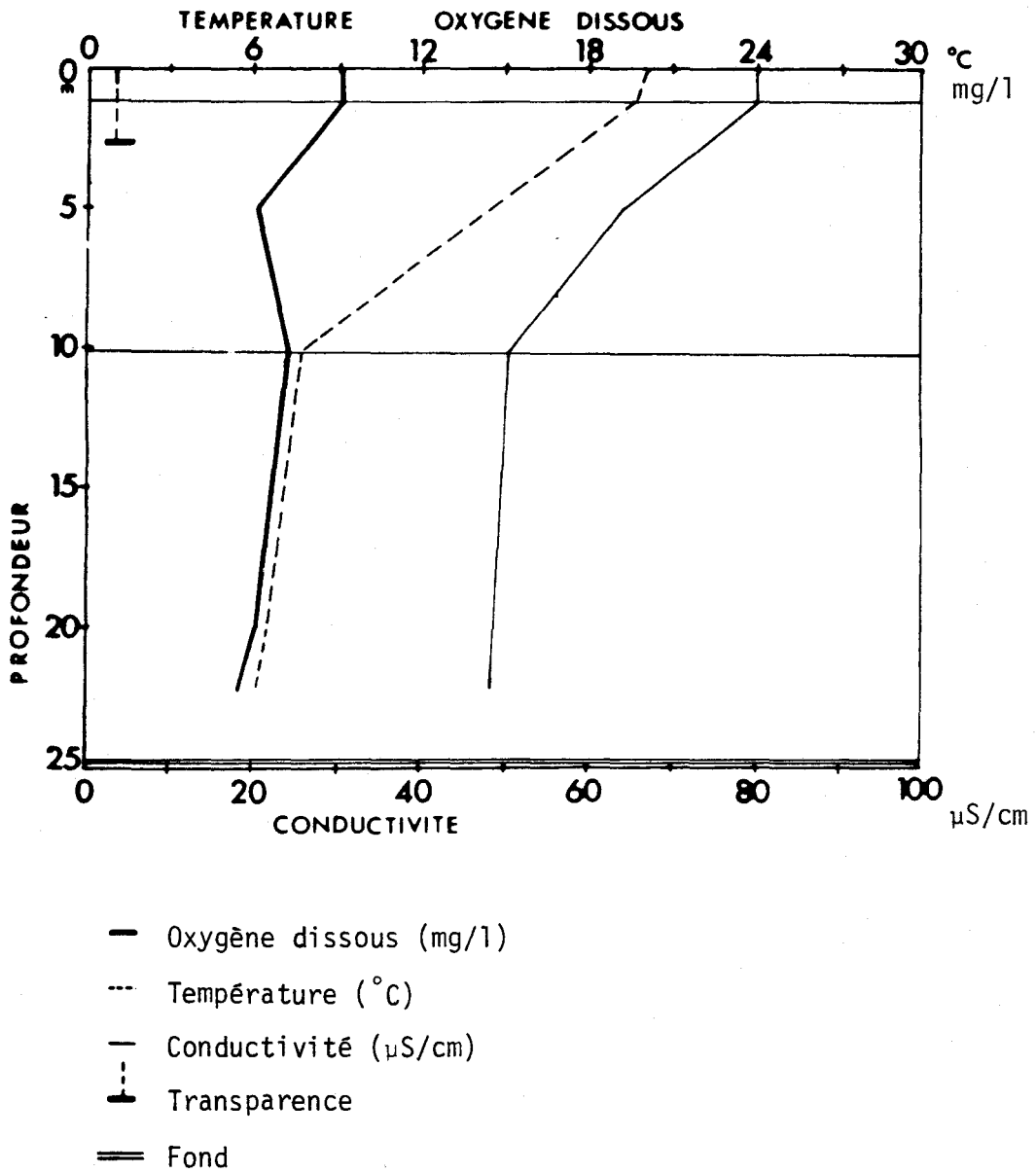


FIGURE 2.2 Profil de conductivité clinograde au lac Saguy (46°30'N, 75°08'O) (Legendre et al., 1980).

LAC STUART

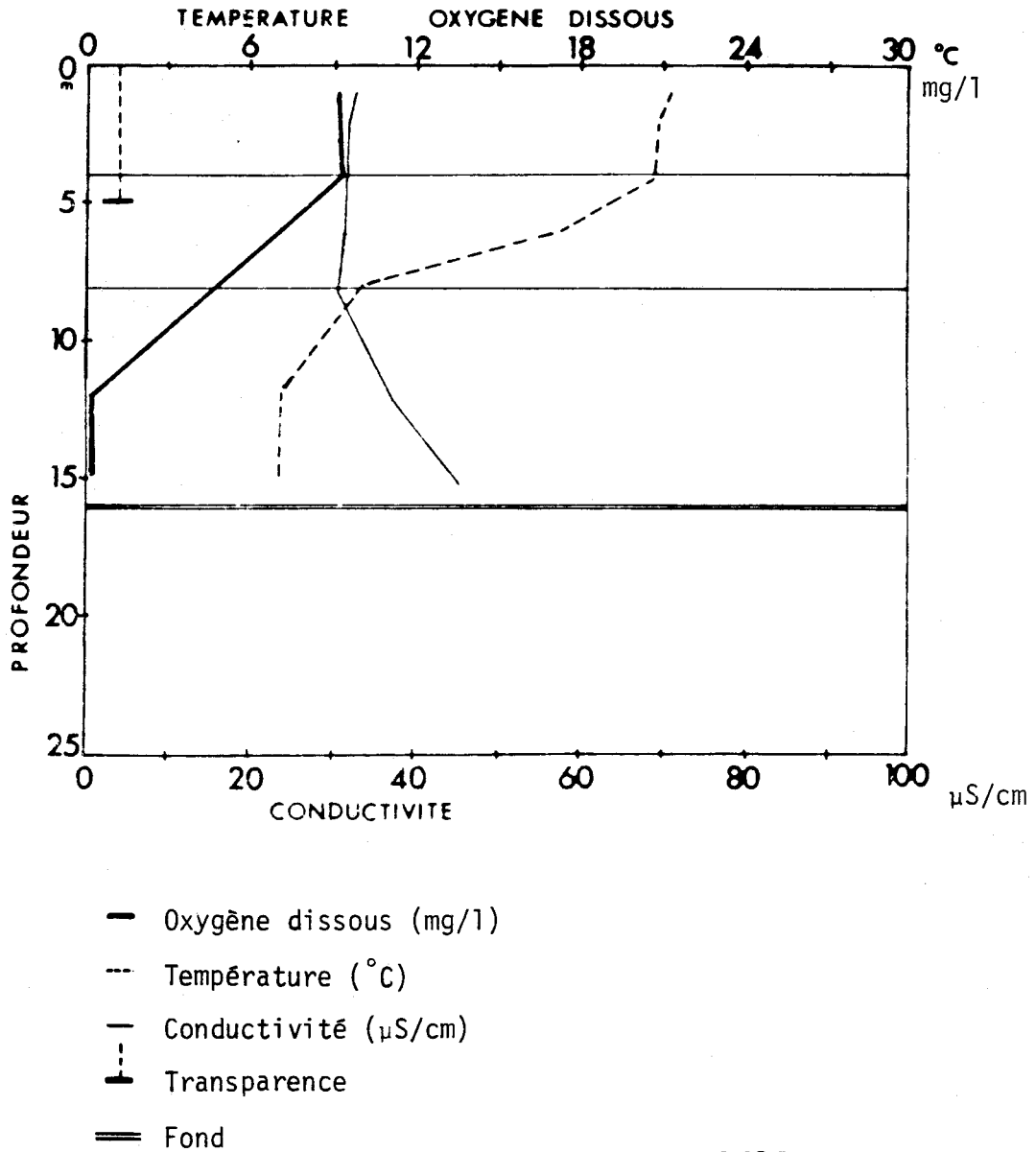
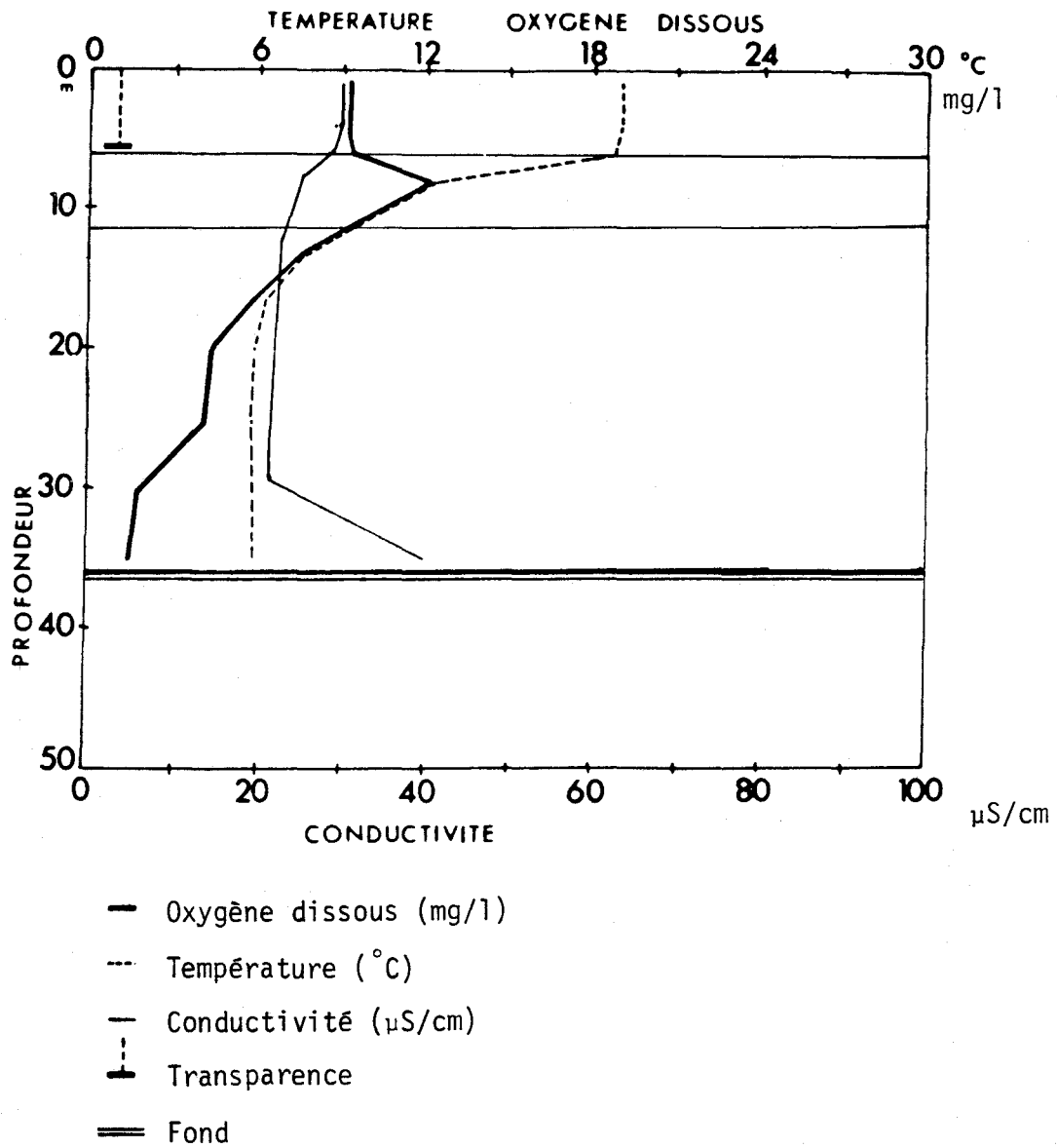


FIGURE 2.3 Profil de conductivité clinograde inverse au lac Stuart (46° 50'N, 76° 33'O) (Legendre et al., 1980).

LAC DONALD



DATE 17-08-76

FIGURE 2.4 Profil de conductivité dichotomique au lac Donald (46°40'N, 76°21'O) (Legendre et al., 1980).

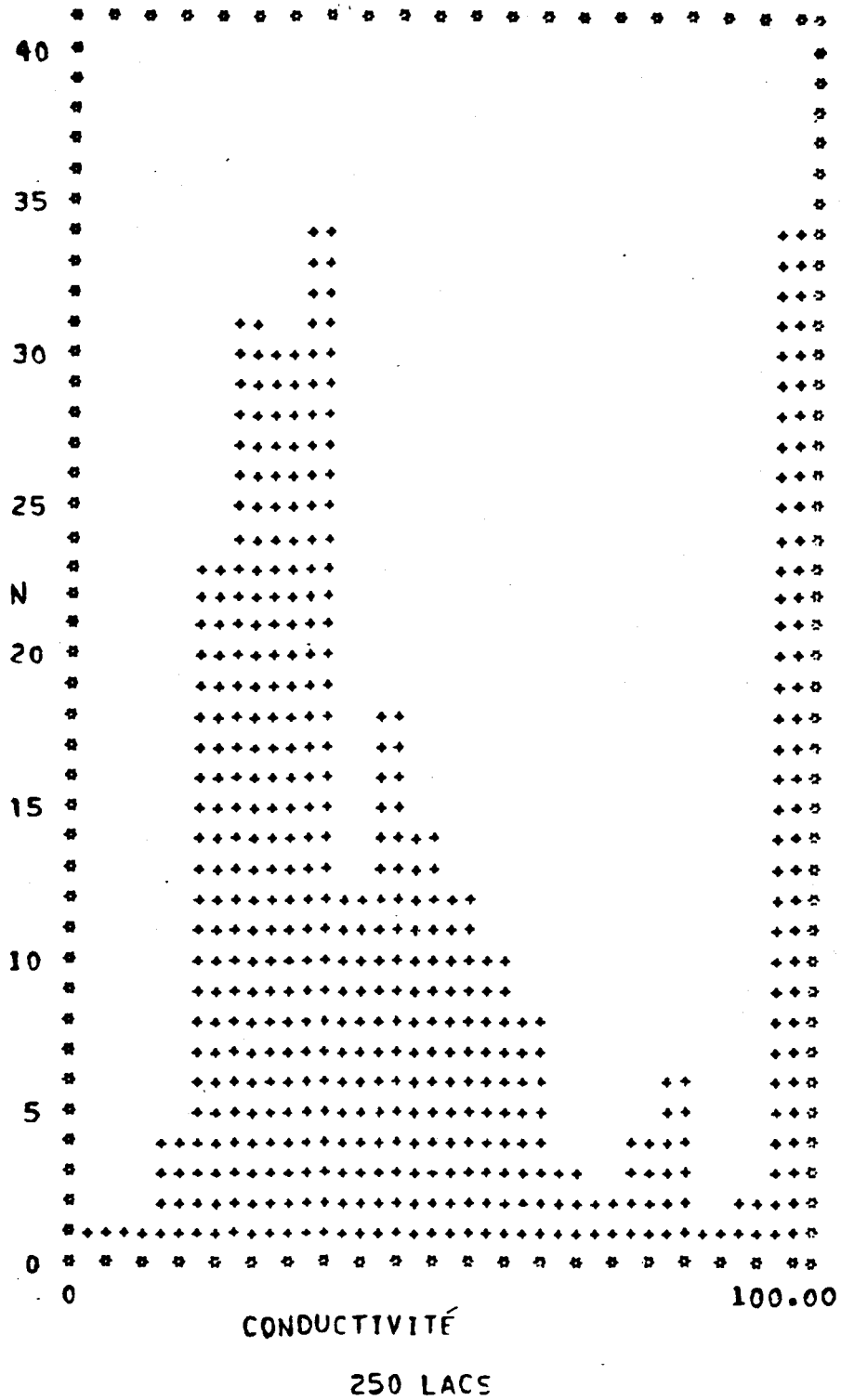


FIGURE 2.5 Histogramme du nombre de lacs (N) en fonction des valeurs de conductivité en surface ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en période de stratification thermique (Legendre *et al.*, 1980).

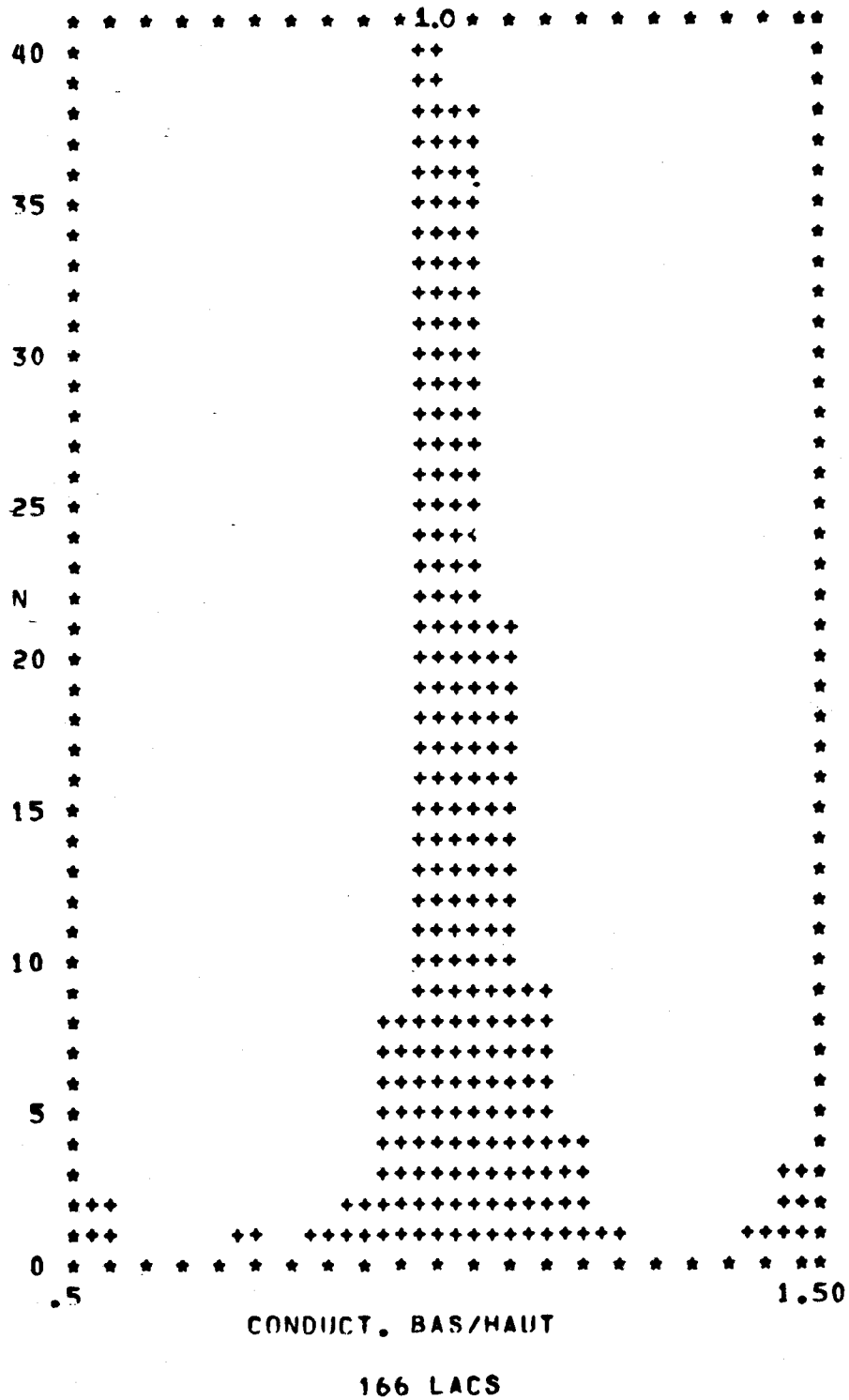


FIGURE 2.6 Histogramme du nombre de lacs (N) en fonction du rapport de la conductivité au fond à la conductivité en surface en période de stratification thermique (Legendre et al., 1980).

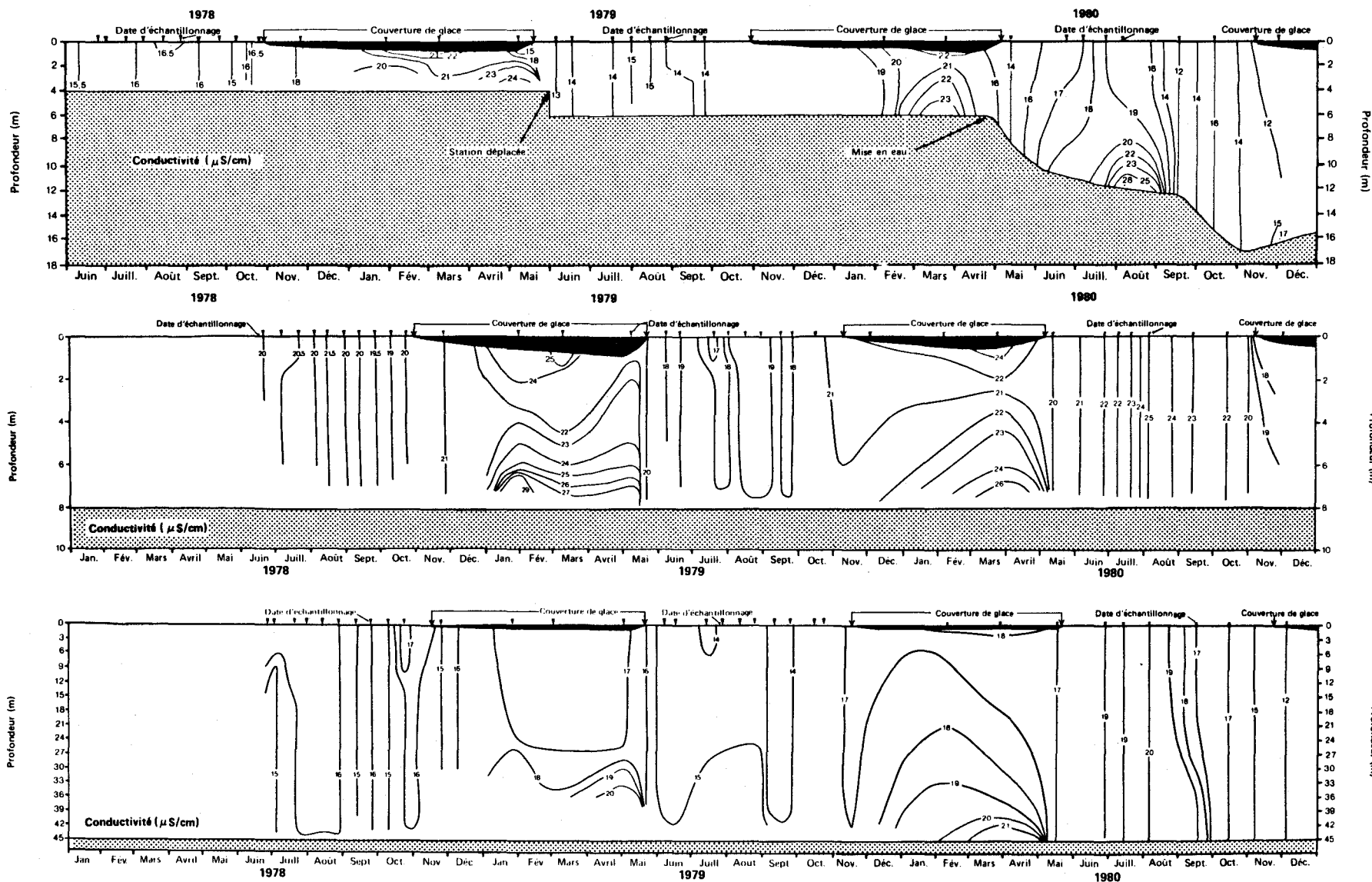


FIGURE 2.7 Isolignes de conductivité pour les stations lac Noyé (haut), lac Rond-de-Poêle (centre) et lac Sakami (bas) dans le secteur Eastmain-Opinaca, Québec de 1978 à 1980 comme mesurées par la SEBJ (Schetagne, 1981b).

rantes. L'influence de l'évaporation sur la salinité est rarement importante, sauf par exemple pour les masses d'eau peu profondes en climat aride (Ward, 1980). En hiver, sous couvert de glace, lorsque la turbulence est réduite et les débits sont faibles, les eaux peuvent se concentrer graduellement, plus particulièrement aux interfaces eau-glace et eau-sédiments (Schetagne, 1981a) (figure 2.7).

En ce qui concerne les nouveaux réservoirs, leur mise en eau ne semble pas avoir d'impact majeur sur les concentrations en solides dissous dans un bassin aménagé (Churchill Falls Corporation Ltd, 1972; Baekken et al., 1981; Schetagne, 1981a, 1981b) sauf peut-être pour ce qui est de l'apparition de variations saisonnières plus marquées (Baekken et al., 1981).

Aux réservoirs Desaulniers, LG2 et Opinaca, la Société d'énergie de la Baie James n'a généralement noté que peu de variations dans les valeurs ou la distribution des conductivités (Schetagne, 1981b). Les tableaux 2.1 et 2.2 présentent des valeurs de conductivité observées dans la région d'Opinaca avant et pendant la mise en eau. La minéralisation la plus importante a eu lieu dans les quelques zones déficitaires en oxygène dissous. Ainsi, le lac Noyé (secteur Opinaca) (figure 2.7) et le réservoir Desaulniers (secteur LG2) ont subi des augmentations temporaires de la conductivité variant de 50 à 100% dans leurs zones anoxiques. L'influence de la teneur en oxygène dissous sur la qualité de l'eau et sur les échanges eau-sédiments a déjà été analysée par Campbell et al. (1976). L'oxydation de la matière organique semble favoriser la libération d'ions (Schetagne, 1981a).

En aval des barrages des réservoirs Desaulniers, LG2 et Opinaca, les concentrations en solides dissous ont augmenté. Toutefois, ces augmentations, si elles sont proportionnellement grandes, demeurent faibles en valeur absolue. À la station Eastmain par exemple, la moyenne estivale de la conductivité est passée de 13 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avant à 19 $\mu\text{S}/\text{cm}$ après la mise en eau. Ce phénomène serait expliqué en partie par la diminution des débits entraînant une augmentation du temps de contact de l'eau avec les sédiments et une contribution accrue des eaux souterraines (Schetagne, 1981b).

TABLEAU 2.1

Variations spatio-temporelles de la conductivité* dans la région d'Opinaca aux conditions antérieures à la mise en eau. (Schetagne, 1981b)

PERIODE DU	AU	STATIONS LOTIQUES				STATIONS LACUSTRES			STATIONS TÉMOINS	
		EAST-OPIN EA300	EASTMAIN EA301	OPINACA EM400	EAST-MONT EM403	LAC NOYE EM401	LOW EM402	SAKAMI SK400	ROND POELE EA302	BILBO SK401
15/06/78 - 30/06/78.		14	14	13	12	18	19A	19	22	20
01/07/78 - 15/07/78.		13	13	13	12	18	19	19	23	21
16/07/78 - 31/07/78.		13	12	15*	12	17*	18*	18*	22	19
01/08/78 - 15/08/78.		13*	12*	12	11*	18	18	18	20*	17*
16/08/78 - 31/08/78.		14	13	13	13	18	18	18	24	21
01/09/78 - 15/09/78.		14	14	13	15	18	19	18	22	20
16/09/78 - 30/09/78.		15	13	13	13	19	19	19	23	20
01/10/78 - 15/10/78.		15	13	13	13	19	19	19	23	19
16/10/78 - 31/10/78.		16	13	14	13	20	19	19	23	21
15/11/78 - 30/11/78.		16	15	14	15	21	20	19	24	22
15/01/79 - 31/01/79.		26	21	19	20	24	21	20	28	24
01/03/79 - 15/03/79.		24	23	26	23	34	24	23	31	28
01/05/79 - 15/05/79.		13	12	13	12	18	18	18	26	23
01/06/79 - 15/06/79.		12	11	11	11	15	17	17	20	17
16/06/79 - 30/06/79.		13	12	10	11	14	16	17	20	16
01/07/79 - 18/07/79.		12	11	11	11	15	17	13	21	17
19/07/79 - 01/08/79.		13	12	11	12	16	16	16	20	16
02/08/79 - 15/08/79.		13	12	11	12	16	16	15	20	17
01/09/79 - 17/09/79.		14	13	12	13	18	17	17	21	18
18/09/79 - 30/09/79.		14	13	13	13	18	18	15	22	19
15/10/79 - 31/10/79.		14	13	13	14	18	18	17	24	20
01/12/79 - 15/12/79.		17	14	13	13	20	17	18	23	20

NOMBRE DE RELEVÉS		23	23	23	23	23	22	23	23	23
VALEUR MINIMALE		11	10	10	10	14	16	13	18	15
VALEUR MAXIMALE		26	23	26	23	34	24	23	31	28
MOYENNE		15	13	13	13	19	18	18	23	20
ECART-TYPE		3.5	2.9	3.3	2.9	4.0	1.8	2.0	2.8	2.9
INT.CONFIANCE (95%)		7.3	7.3	6.5	7.1	10.2	14.3	13.6	16.8	13.5

*µS/cm

TABLEAU 2.2

Variations spatio-temporelles de la conductivité* dans la région d'Opinaca durant la mise en eau. (Schetagne, 1981b)

PERIODE DU	AU	SECTEUR AVAL		RÉSERVOIR			DÉRIVATION		TÉMOINS	
		EAST-OPIN EA300	EASTMAIN EA301	OPINACA EM400	EAST-MONT EM403	LAC NOYE EM401	LOW EM402	SAKAMI SK400	ROND POELE EA302	BILBO SK401
01/02/80 - 15/02/80.		17	17	16	12	23	19	19	21	13A
15/03/80 - 31/03/80.		14	19	19	18	23	20	19	25	23
01/05/80 - 15/05/80.		12 +	11	14	11	16	14	17	20	17
16/06/80 - 30/06/80.		12	12	14	12	13	13	17		16
01/07/80 - 15/07/80.		12	12	14	12	15	14	17	20	18
16/07/80 - 31/07/80.		16	13 ++	12	11	14	13	16	20	18
01/08/80 - 15/08/80.		23	19	13	12	16	16	16	21	18
01/09/80 - 15/09/80.		31	29	15	12	14	14	14	19	16
01/10/80 - 16/10/80.		33	27	13	13	14	13	18	20	18

NOMBRE DE RELEVÉS		9	9	9	9	9	9	9	8	8
VALEUR MINIMALE		12	11	12	11	13	13	14	19	16
VALEUR MAXIMALE		33	29	19	18	23	20	19	25	23
MOYENNE		19	18	14	13	16	15	17	21	18
ECART-TYPE		8.0	6.6	2.1	2.1	3.8	2.7	1.6	1.8	2.2
INT.CONFIANCE (95%)		9.0	1.6	4.4	7.4	7.1	8.6	13.2	16.2	12.5

— Date à laquelle la station est perturbée + coupure de la rivière Opinaca ++ coupure de la rivière Eastmain

*µS/cm

De façon générale, les changements observés semblent plus liés aux évènements physiques et hydrauliques qu'à la dégradation de la matière organique ou à une minéralisation accrue (Schetagne, 1981a).

Sérodès (1982) a étudié en laboratoire des échantillons de sol noyés et a remarqué de fortes augmentations de conductivité de l'eau surnageante immédiatement après la mise en eau mais qui s'atténuent rapidement après quelques jours. Il en a tiré des taux d'augmentation de conductivité considérés comme maximum et qui sont fonction de la température, des conditions d'oxygénation et du type d'échantillon noyé (figure 2.8). Il conclut aussi que, toutes proportions gardées, un arbre contribue plus à modifier la chimie de l'eau que le sous-bois où il pousse.

2.3 MODÉLISATION DE LA QUALITÉ INORGANIQUE DE L'EAU DANS LES LACS ET RÉSERVOIRS

2.3.1 Considérations générales

Dans une revue de littérature des modèles pour les lacs nordiques, Fox et al. (1979) remarquent que la majorité des modèles sont déterministes avec peu ou pas de considération pour des composantes stochastiques et qu'ils ne sont généralement pas applicables à la période hivernale, sous couvert de glace. De plus, ils précisent que l'hypothèse voulant que les facteurs physiques et climatologiques déterminent les réponses chimiques et biologiques est surtout valable pour les lacs oligotrophes et doit être utilisée avec discernement. Pour des lacs eutrophes, les interactions entre les facteurs physiques et chimiques ou biologiques ne sont pas toujours négligeables. Les auteurs citent l'exemple des interactions entre la pénétration de la lumière, la densité de la biomasse et la stratification thermique.

Pour ce qui est de leur modélisation, les solides dissous sont considérés comme des substances stables ("conservative") et des "traceurs" des cheminements physiques de l'eau (Dixon et al., 1970; Bhagat et al.,

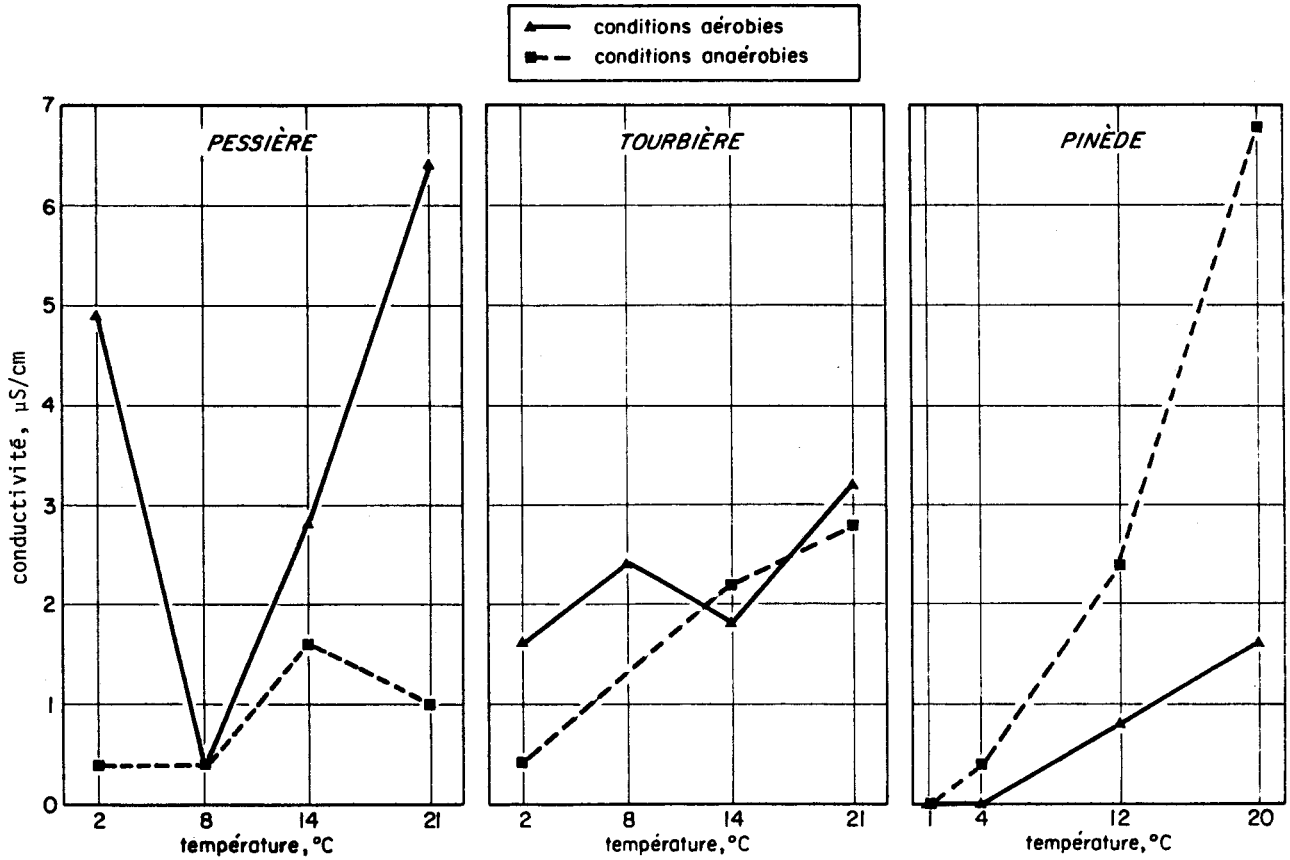


FIGURE 2.8 Taux maximum journaliers d'augmentation de la conductivité en fonction de la température et des conditions d'oxygénation suite à la mise en eau de différents échantillons de sol (Sérodès, 1982).

1972; Chen et Orlob, 1972; Lombardo, 1973; Baca et al., 1974; Shiao, 1976; Côté, 1979; Ward, 1980; De Broissia et al., 1981; Carmack et Gray, 1982; Environmental Laboratory, 1982).

Cette affirmation, si elle est assez exacte pour les solides dissous totaux, ne peut être généralisée à la portion d'ions mineurs ou aux éléments impliqués dans des cycles chimiques ou biologiques. Une certaine imprécision est donc introduite à cause des constituants mineurs des solides dissous, comme par exemple, celle associée au cycle de l'azote et du phosphore. De plus, les ions majeurs ne se comportent pas toujours comme des substances stables; ainsi le potassium peut être influencé par l'activité biologique (Johnson et al., 1969; Environnement Canada, 1979), les carbonates de calcium peuvent précipiter (Meybeck, 1972; Environnement Canada, 1979), la minéralisation au niveau des sédiments n'est pas toujours négligeable (Schetagne, 1981a, 1981b), etc.

Il est cependant admis que la distribution des solides dissous à l'intérieur d'un réservoir est déterminée en premier lieu par les flux aux frontières et les cheminements physiques internes de l'eau. Le temps de réaction de ce paramètre à des changements de régime du système est beaucoup plus long que ceux de l'oxygène dissous et de l'azote par exemple qui sont affectés par d'autres réactions. La vérification des modèles de salinité doit donc être répartie sur de plus longues périodes (Ward, 1980). Rappelons ici que si les mécanismes de mélange et de circulation des courants proposés pour la modélisation de la température en réservoir se sont avérés adéquats, il n'est pas encore prouvé qu'ils soient directement applicables à la qualité de l'eau (Krenkel et French, 1982). Les solides dissous étant considérés comme des traceurs de l'eau, les modèles hydrologiques de support ont une importance primordiale pour les résultats des simulations.

2.3.2 Revue de quelques modèles

Dixon et al. (1970), à défaut d'avoir des données suffisantes, supposent un mélange complet en réservoir. La salinité à la sortie du

réservoir est donc la salinité moyenne comme définie à l'équation (2.1) en termes de conductivité. Les auteurs précisent qu'ils négligent les courants internes, la stratification possible mais temporaire des solides dissous et la précipitation des carbonates de calcium.

$$K(t+\Delta t) = \frac{2 [VOL(t) K(t) + VOL_{ent}(\Delta t) K_{ent}(t)] - VOL_{sor}(\Delta t) K(t)}{VOL_{sor}(\Delta t) + 2VOL(t+\Delta t)} \quad (2.1)$$

- où $K(t)$: conductivité du réservoir au début de l'intervalle de temps considéré
- $K(t+\Delta t)$: conductivité du réservoir à la fin de l'intervalle de temps considéré
- $K_{ent}(t)$: conductivité moyenne des tributaires du réservoir au début de l'intervalle de temps considéré
- $VOL(t)$: volume du réservoir au début de l'intervalle de temps considéré
- $VOL(t+\Delta t)$: volume du réservoir à la fin de l'intervalle de temps considéré
- $VOL_{ent}(\Delta t)$: volume entrant dans le réservoir durant l'intervalle de temps considéré
- $VOL_{sor}(\Delta t)$: volume sortant du réservoir durant l'intervalle de temps considéré
- t : temps

Chen et Orlob (1972) considèrent les solides dissous et l'alcalinité comme des substances stables. Leur modèle écologique général est présenté à l'équation (2.2). Dans le cas des deux paramètres précités, seuls les quatre premiers termes définissant le taux de transfert sont significatifs, ce qui, sous forme différentielle, correspond à l'équation (2.3). En utilisant un modèle unidimensionnel à plusieurs tranches horizontales au lac Washington, Chen et Orlob (1972) notent peu de variations verticales dans les concentrations simulées des solides dissous et de l'alcalinité. Dans le cas des solides dissous, des valeurs légèrement inférieures sont calculées dans l'épilimnion, plus particulièrement au niveau d'arrivée de l'affluent

du lac. En outre, des simulations dans la baie de San Francisco s'avèrent satisfaisantes, les chlorures servant alors de traceurs.

$$\begin{aligned} \text{Taux de transfert} &= \text{Advection} + \text{Diffusion} + \text{Entrée} - \text{Sortie} \\ \text{de masse} &\quad \pm \text{Sédimentation} \pm \text{Réaération} - \text{Décomposition} \\ &\quad \pm \text{Transformation chimique} \pm \text{Fixation biologique} \\ &\quad \pm \text{Réactions respiratoires} \pm \text{Autres} \end{aligned} \quad (2.2)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{1}{A(z)} \frac{\partial}{\partial z} \left(E A(z) \frac{\partial S}{\partial z} \right) - V \frac{\partial S}{\partial z} + \frac{q_i S_i}{A(z)} - \frac{q_0 S}{A(z)} \quad (2.3)$$

où S : concentration en solides dissous du volume considéré (ML^{-3})

S_i : concentration en solides dissous de l'affluent (ML^{-3})

q_i : débit entrant par unité de profondeur (L^2T^{-1})

q_0 : débit sortant par unité de profondeur (L^2T^{-1})

A : surface horizontale du volume considéré (L^2)

V : vitesse advective verticale (LT^{-1})

E : coefficient de diffusion turbulente verticale (L^2T^{-1})

z : profondeur (L)

t : temps (T)

Shiao (1976) utilise lui aussi pour les réservoirs un modèle unidimensionnel à plusieurs tranches horizontales sur lesquelles sont compilés les débits qui entrent et qui sortent ainsi que des termes d'advection et de diffusion. Il considère que le contenu en solides dissous des réservoirs et des lacs importants n'est pas affecté significativement par les précipitations quoique des variations résultantes de pH peuvent modifier l'équilibre chimique de certains ions. Également, les fixations biologiques peuvent être ignorées lorsque les solides dissous sont surtout composés d'ions stables (sodium, calcium, chlorure). Le taux de changement de la concentration en solides dissous est décrit par l'équation (2.3). Shiao (1976) simule l'alcalinité et trouve que les valeurs calculées dépendent d'abord de la concentration initiale imposée, des concentrations de tributaires et de la structure thermique du réservoir. Lorsque comparés aux profils d'alcali-

nité calculés, les profils observés montrent des concentrations supérieures dans l'hypolimnion sous conditions anaérobies ce qui pourrait être associé à la libération de gaz carbonique lors de la décomposition de matière organique.

Se basant sur l'hypothèse d'homogénéité horizontale en réservoir, Côté (1979) définit lui aussi le taux de changement de la concentration des substances stables à l'aide de l'équation d'advection et de diffusion de masse (équation 2.3).

Sur un système de lacs interconnectés, De Broissia et al. (1981) établissent un bilan massique mensuel pour les solides dissous, le phosphore et l'azote (équations (2.4) et (2.5)). Dans leurs simulations, ils négligent les termes R_b et R_s . Le modèle global proposé peut évaluer les modifications au régime hydraulique (et au bilan de masse) qui suivent les travaux d'aménagement du bassin. Les apports en solides dissous à un lac ou réservoir sont ceux associés aux tributaires et aux précipitations. La concentration à l'exutoire est supposée être la concentration moyenne du lac. De plus, lors du remplissage d'un réservoir, la minéralisation reliée à la végétation et aux sols noyés est simulée par une fonction exponentielle décroissante (équation (2.6)) inspirée de l'approche de Maystrenko et Denisova (1973). Les résultats obtenus pour la période pré-aménagement au complexe NBR semblent satisfaisants. Il est à noter que les concentrations en solides dissous observées ont été estimées d'après les mesures de conductivité à l'aide de l'équation (2.7).

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{1}{VOL} [Q_{ent} S_{ent} - (Q_{sor} - \frac{\partial VOL}{\partial t})S + R_b - R_s + R_p] \quad (2.4)$$

où $R_p = A S_p H \quad (2.5)$

- et S : concentration du lac ou réservoir
 S_{ent} : concentration moyenne des tributaires
 S_p : concentration dans les précipitations

Q_{ent} : débit des tributaires
 Q_{sor} : débit à l'exutoire
 R_b : fixation par les organismes vivants
 R_s : production par les organismes vivants
 R_p : apports par les précipitations
 H : lame de précipitation
VOL : volume du lac ou réservoir
A : surface du lac ou réservoir
t : temps

$$M = M_0 e^{-k(t-t_0)} \quad (2.6)$$

où M : masse mise en solution par unité de masse de matière végétale noyée
ou par unité de surface de sol noyé
 M_0 : masse initiale mise en solution
k : coefficient de relâchement fonction du type de sol ou de végétation
t : temps
 t_0 : temps où débute la minéralisation

$$S = 0.7K - 11.0 \quad (2.7)$$

où S : concentration en solides dissous (mg/l)
K : conductivité (μ S/cm)

Environmental Laboratory (1982) définit les solides dissous et l'alcalinité comme des substances stables pouvant être représentées à l'aide de l'équation d'advection et de diffusion de masse (équation (2.3)). La structure de support en réservoir est un modèle unidimensionnel à plusieurs tranches.



CHAPITRE 3

INTÉGRATION AU MODÈLE HYDROLOGIQUE CEQUEAU



Dans cette sous-routine de qualité, les solides dissous sont considérés comme des substances stables. Leur production est liée, d'une part, aux différentes composantes du débit telles que calculées par le modèle hydrologique CEQUEAU et, d'autre part, aux sources anthropiques sur le bassin versant. Leur transfert en rivière s'effectue d'une manière similaire à celle utilisée pour les débits.

3.1 MODÉLISATION DES SOLIDES DISSOUS EN RIVIÈRE

3.1.1 Choix du modèle

Le modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1981) sert de structure de support pour la sous-routine de solides dissous. Lors des simulations à l'aide du modèle hydrologique, le bassin versant étudié est divisé en parcelles appelées carreaux entiers. Chaque carreau entier est lui-même divisé au besoin en carreaux partiels selon les lignes de partage des eaux des sous-bassins. Sur chaque carreau entier sont reconstituées les trois formes principales d'écoulement contribuant au débit des rivières, à savoir: les eaux de ruissellement, les eaux de ruissellement retardé ou hypodermiques, et les eaux provenant de la nappe phréatique. En outre, les eaux de débordement des lacs et marais sont aussi considérées de façon distincte. L'eau produite est transférée d'un carreau partiel à l'autre de façon à en reproduire le cheminement sur le bassin versant.

Cette structure de base facilite l'introduction d'un modèle de mélange des solides dissous basé sur un bilan de masse. Dans ce modèle, la charge en solides dissous en rivière provient du mélange des charges associées à chacune des composantes du débit et des charges anthropiques. L'importance de distinguer les composantes du débit a été notée par de nombreux chercheurs (Hart et al., 1964; Archer et al., 1968; Steele, 1969; Pinder et Jones, 1969; Johnson et al., 1969; Hall, 1970; Drake et Ford, 1974; O'Connor, 1976; Pilgrim et al., 1979). Par opposition aux modèles empiriques de régression concentration-débit, cette approche est de plus en plus

adoptée puisqu'elle permet de mieux expliquer les processus physiques observés en rivière (Osborne, 1981; Christophersen et al., 1982).

Au niveau du tronçon de rivière d'un carreau partiel, le modèle de solides dissous s'exprime de la façon suivante:

$$S = \frac{CH_{init} + CH_{am} + CH_{loc} + CH_{ant}}{V_{dil}} \quad (3.1)$$

- où S : concentration en solides dissous à la fin du jour considéré (mg/l)
- CH_{init} : charge en solides dissous au début du jour considéré (kg)
- CH_{am} : charge journalière provenant de l'amont (kg)
- CH_{loc} : charge journalière locale associée aux différentes formes d'écoulement sur le carreau partiel (kg)
- CH_{ant} : charge journalière d'origine anthropique (kg)
- V_{dil} : volume de dilution correspondant à la somme des volumes d'eau des charges advectives sur le carreau partiel plus le volume d'eau déjà présent (milliers de m³)

3.1.2 Production des solides dissous

La production de solides dissous provient des trois principales formes d'écoulement, soit les eaux de ruissellement, les eaux hypodermiques et les eaux provenant de la nappe phréatique. L'utilisateur fixe les concentrations respectives de ces trois sources pour l'ensemble du bassin versant. Dans la présente version du modèle, ces concentrations sont constantes dans le temps et ne montrent ni variations saisonnières, ni variations annuelles. Pour leur part, les eaux de débordement des lacs et marais sont supposées être à la concentration calculée en rivière.

Comme souligné par Johnson et Reynolds (1977), la concentration en solides dissous dans les cours d'eau est fortement liée à la géologie sous-jacente. La concentration des eaux provenant de la nappe phréatique peut

donc présenter des variations spatiales significatives. Aux carreaux entiers où cela se justifie, l'utilisateur peut spécifier, pour la concentration des eaux provenant de la nappe, des valeurs qui diffèrent de l'ensemble.

Pour un carreau partiel donné, la charge associée aux différentes composantes du débit se définit comme suit:

$$CH_{1oc} = V_R C_R + V_H C_H + V_N C_N + V_L S \quad (3.2)$$

où CH_{1oc} : charge journalière locale associée aux différentes formes d'écoulement sur le carreau partiel (kg)

V_R : volume journalier d'eau de ruissellement sur le carreau partiel (milliers de m^3)

V_H : volume journalier d'eau hypodermique sur le carreau partiel (milliers de m^3)

V_N : volume journalier d'eau provenant de la nappe phréatique sur le carreau partiel (milliers de m^3)

V_L : volume journalier d'eau de débordement des lacs et marais sur le carreau partiel (milliers de m^3)

C_R : concentration des eaux de ruissellement, fixée par l'utilisateur (mg/l)

C_H : concentration des eaux hypodermiques, fixée par l'utilisateur (mg/l)

C_N : concentration des eaux provenant de la nappe, fixée par l'utilisateur et variable spatialement (mg/l)

S : concentration des solides dissous en rivière sur le carreau partiel calculée au jour précédent (mg/l)

En plus des contributions des trois composantes principales du débit, l'utilisateur peut définir, s'il y a lieu, les apports anthropiques en solides dissous provenant des populations humaines, des industries ou d'autres sources. Spécifiées au niveau d'un carreau partiel, ces apports sont la moyenne journalière des charges ponctuelles en solides dissous qui arrivent directement à la rivière (CH_{ant} , équation 3.1). Les charges diffuses, liées au secteur agricole par exemple, sont supposées faire partie intégrante des charges associées aux trois principales formes d'écoulement.

3.1.3 Transport des solides dissous

Les solides dissous étant considérés comme des substances stables qui ne se dégradent pas, ils sont transportés de la même façon que les débits. Le transfert s'effectue du carreau partiel le plus en amont jusqu'au carreau partiel le plus en aval.

Sur un carreau partiel donné, la charge initiale en solides dissous (CH_{init}) est celle calculée à la fin du jour précédent et est définie comme le produit de la concentration par le volume d'eau du tronçon de rivière sur le carreau partiel:

$$CH_{init} = S' V'_{CP} \quad (3.3)$$

où CH_{init} : charge initiale de solides dissous en rivière sur le carreau partiel au début du jour considéré (kg)

S' : concentration en solides dissous en rivière sur le carreau partiel à la fin du jour précédent (mg/l)

V'_{CP} : volume d'eau du tronçon de rivière sur le carreau partiel à la fin du jour précédent (milliers de m^3)

Journalièrement s'ajoutent à cette charge initiale: la charge locale associée aux différents types d'écoulement (CH_{loc} , équation 3.1), la charge anthropique (CH_{ant} , équation 3.1) et la charge provenant des carreaux partiels en amont (CH_{am}):

$$CH_{am} = \sum_{i=1}^n S_i V_i \quad (3.4)$$

où CH_{am} : charge en solides dissous provenant des carreaux partiels immédiatement en amont (kg)

S_i : concentration en solides dissous sur le carreau partiel amont indicé "i" (mg/l)

V_i : volume d'eau provenant du carreau partiel amont indicé "i" (milliers de m^3)

n : nombre de carreaux partiels immédiatement en amont

La concentration en solides dissous sur le carreau partiel à la fin du jour est obtenue en divisant la charge totale par le volume de dilution correspondant (équation 3.1). Le volume d'eau de dilution (V_{dil}) est la somme d'un volume fixe et d'un volume variable. Le volume fixe est le produit de la longueur par la largeur du tronçon de rivière sur le carreau partiel, estimées à l'aide des données physiographiques, par la profondeur déterminée lors de la calibration. Le volume variable est défini comme la somme du volume accumulé à la fin du jour précédent, plus le volume d'eau provenant de l'amont, plus le volume d'eau associé aux différents types d'écoulement sur le carreau partiel. Ces dernières quantités sont fournies par le modèle hydrologique CEQUEAU.

$$V_{dil} = L W P + V_p + V_{am} + V_{loc} \quad (3.5)$$

où V_{dil} : volume d'eau de dilution correspondant à la somme des volumes d'eau des charges advectives en solides dissous sur le carreau partiel plus le volume d'eau déjà présent

L : longueur du tronçon de rivière sur le carreau partiel

W : largeur du tronçon de rivière sur le carreau partiel

P : profondeur du tronçon de rivière sur le carreau partiel

V_p : volume d'eau variable accumulé sur le carreau partiel au jour précédent

V_{am} : volume d'eau provenant de l'amont

V_{loc} : volume d'eau produit localement sur le carreau partiel par les différentes formes d'écoulement

Une fois la nouvelle concentration en solides dissous estimée, la charge transférée en aval est calculée comme étant le produit de cette même concentration par le volume d'eau transféré. Cette charge sera ajoutée à celle du carreau partiel immédiatement en aval (équation 3.4). La charge qui demeure sur le carreau partiel est le produit de la concentration par le volume d'eau qui n'est pas exporté. Cette charge sera la charge initiale sur le carreau partiel au jour suivant (équation 3.3).

Il est à noter qu'au premier jour des simulations, l'utilisateur doit fixer la concentration moyenne en solides dissous pour l'ensemble du bassin versant.

3.2 MODÉLISATION DES SOLIDES DISSOUS EN RÉSERVOIRS

Comme indiqué par de nombreux chercheurs, les solides dissous en réservoirs peuvent être considérés comme des substances stables et des "traceurs" du cheminement physique de l'eau (Dixon et al., 1970; Bhagat et al., 1972; Chen et Orlob, 1972; Lombardo, 1973; Baca et al., 1974; Shiao, 1976; Côté, 1979; Ward, 1980; De Broissia et al., 1981; Carmack et Gray, 1982; Environmental Laboratory, 1982). La distribution et la concentration des solides dissous à l'intérieur d'un réservoir sont déterminées en premier lieu par les flux aux frontières et les courants internes. Les réactions chimiques et biologiques peuvent habituellement être ignorées.

Comme les profils en solides dissous sont le plus souvent uniformes ou ne présentent qu'une faible stratification verticale, une modélisation initiale simple paraît justifiée. Le modèle hydrologique CEQUEAU doit permettre de simuler correctement l'amortissement et l'uniformisation relative des concentrations en solides dissous à l'exutoire. Un modèle de mélange complet semblable à ceux de Dixon et al. (1970) (équation 2.1) ou de De Broissia et al. (1981) (équation 2.4) pourrait être utilisé dans un premier temps.

Dépendant du type de réservoir, de son régime d'exploitation, du nombre et de la disposition des tributaires et des exutoires, il pourra être utile d'inclure au modèle les effets de la minéralisation dans l'hypolimnion en période anaérobie.

CHAPITRE 4

AJUSTEMENT DU MODÈLE ET RÉSULTATS

Les banques de données physiographiques et météorologiques préparées dans le cadre de la présente étude pour les rivières Sainte-Anne près de Québec et Eastmain-Opinaca à la baie James sont décrites dans le rapport sur la modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU (Morin et al., 1983).

4.1 AJUSTEMENT DU MODÈLE

L'ajustement du modèle de solides dissous nécessite premièrement la calibration du modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1981) de façon à reproduire le mieux possible les débits observés. Par la suite, les coefficients associés aux termes de production des solides dissous sont estimés, puis modifiés au besoin pour reproduire correctement les concentrations de solides dissous en rivière. Ces dernières ont été reconstituées par régression à partir des données de conductivité (section 4.2).

Pour le bassin de la rivière Sainte-Anne, les concentrations de solides dissous en rivière ont été reconstituées à l'aide des données de conductivité disponibles à Chute Panet et La Pérade (section 4.2.1). Ces données s'étendent de 1968 à 1973 à Chute Panet et de 1973 à 1980 à La Pérade (ministère des Richesses naturelles, 1970, 1971, 1973, 1974; ministère de l'Environnement du Québec, non daté). Seule la période de 1968 à 1971 à Chute Panet comporte des observations journalières de conductivité.

Pour le bassin des rivières Eastmain et Opinaca, nous avons utilisé les quelques données disponibles de 1978 à 1980 avant la mise en eau du réservoir Opinaca (Schetagne, 1981b). Les concentrations de solides dissous en rivière ont également été reconstituées à l'aide de la conductivité (section 4.2.2). Nous ne possédons aucune donnée pour la rivière Saint-Jean (région hydrographique 07).

4.2 RELATIONS EXPÉRIMENTALES ENTRE LA CONCENTRATION DES SOLIDES DISSOUS ET LA CONDUCTIVITÉ

Pour fins de modélisation, la concentration en solides dissous est définie comme la somme des concentrations des ions majeurs (équation 4.1) et exclut donc les constituants mineurs inorganiques, de même que les constituants qui ne sont pas ionisés (silice et matières organiques dissoutes par exemple).

$$S = \text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{--} + \text{Cl}^- \quad (4.1)$$

où S : concentration en solides dissous définie comme la somme des concentrations des ions majeurs

Les analyses complètes des concentrations en ions majeurs étant peu nombreuses aux bassins étudiés, la concentration en solides dissous a été reconstituée à partir des données de conductivité. Dans ce but, la relation linéaire entre ces deux variables a été déterminée par régression pour le bassin de la rivière Sainte-Anne à La Pérade et pour le bassin des rivières Eastmain et Opinaca à la baie James. Une certaine imprécision est introduite par ce procédé, mais le nombre de données disponibles s'en trouve considérablement augmenté. Pour la rivière Saint-Jean, il n'existe aucune donnée.

4.2.1 Rivière Sainte-Anne à La Pérade

Une trentaine d'analyses chimiques complètes ont été effectuées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne entre le 6 septembre 1979 et le 26 juin 1983 (ministère de l'Environnement du Québec, non daté). Pour chacune de celles-ci, le bilan ionique a été vérifié à l'aide du critère de l'équation (4.2), tel qu'utilisé par le ministère de l'Environnement du Québec. Cinq analyses du 6 février 1983 au 3 mai 1983 ne répondent pas à ce critère et ont été rejetées (tableau 4.1).

$$\text{ABS} \left(\frac{\Sigma \text{ anions (m\acute{e}q/l)} - \Sigma \text{ cations (m\acute{e}q/l)}}{0.1065 + 0.0155 \Sigma \text{ anions (m\acute{e}q/l)}} \right) < 1.5 \quad (4.2)$$

où ABS indique la valeur absolue de l'expression entre parenthèses

Les données validées ont servi à produire un diagramme de dispersion reliant la concentration des solides dissous à la conductivité (figure 4.1). Il existe une relation linéaire bien définie et un modèle de régression linéaire simple a été appliqué (équation 4.3). Les hypothèses usuelles de régression linéaire sont respectées et le modèle est adéquat ($R^2 > 0.99$, coefficient de variation: 10.9%, intervalle de confiance à 95% pour la constante: (0.614, 0.666)).

$$S = 0.64 K \quad (4.3)$$

où S : concentration en solides dissous (mg/l)

K : conductivité ($\mu\text{S/cm}$ à 25°C)

L'équation (4.3) a servi à reconstituer les valeurs de concentration en solides dissous à partir des données de conductivité pour la rivière Sainte-Anne à Chute Panet et à La Pérade.

4.2.2 Rivières Eastmain et Opinaca

Dans le cas des rivières Eastmain et Opinaca, 16 analyses chimiques complètes ont été effectuées par la Société d'énergie de la Baie James (Schetagne, 1981b) entre août 1978 et juillet 1979. Ces analyses sont réparties entre quatre stations dont trois (EA300, EA301, EM403) sont situées sur la rivière Eastmain et la dernière (EA400) sur la rivière Opinaca. Pour chaque série de données, le bilan ionique a été vérifié à l'aide du critère de l'équation (4.2) et aucune analyse n'a été rejetée (tableau 4.2). Toutefois, il faut noter qu'en raison des faibles concentrations, l'erreur relative dans l'estimation des concentrations de chaque ion peut être importante.

TABLEAU 4.1 Analyses chimiques de la rivière Sainte-Anne à La Pérade (station 05040H) du 6/9/79 au 26/6/83 (ministère de l'Environnement du Québec, non daté).

STATION	DATE	CA	MG	NA	K	HCO3	SO4	CL	S.D.	COND.	CATIUNS	ANIUNS	CRITERE
		MG/L									MER/L		

05040H	79 9 6	4.20	.70	1.80	.60	12.20	6.10	1.40	27.00	40.00	.36	.37	.05
05040H	80 2 5	5.70	.90	3.00	.70	14.60	6.80	2.60	34.30	52.00	.51	.45	.46
05040H	80 4 14	3.50	1.00	1.10	.90	3.66	5.80	1.10	17.06	31.00	.33	.21	1.06
05040H	80 9 2	5.10	1.10	4.50	2.40	20.60	6.00	3.40	43.10	57.00	.60	.56	.38
05040H	80 11 10	4.20	.90	2.30	.60	14.60	6.50	2.70	31.80	47.00	.40	.45	.46
05040H	81 4 13	3.00	1.00	1.10	1.00	6.10	4.60	1.10	17.90	25.00	.31	.23	.71
05040H	81 8 31	5.80	1.10	2.90	.80	21.90	5.10	3.40	41.00	59.00	.53	.56	.30
05040H	81 11 3	4.10	1.00	1.40	.60	6.10	5.60	1.80	20.60	43.00	.36	.27	.87
05040H	82 1 10	4.70	1.00	2.10	.60	15.80	5.00	2.00	31.20	48.00	.42	.42	.04
05040H	82 2 7	7.00	1.40	4.40	1.00	20.70	7.50	5.00	47.00	76.00	.68	.64	.39
05040H	82 5 2	2.70	.60	.80	.50	2.46	4.50	.60	12.16	26.00	.23	.15	.74
05040H	82 5 3	3.30	.70	1.10	.60	4.27	5.00	1.60	16.57	30.50	.29	.22	.60
05040H	82 5 30	4.30	.70	1.60	.60	10.20	7.50	1.70	26.60	39.00	.36	.37	.13
05040H	82 6 27	2.80	.70	1.10	.60	8.65	4.50	1.10	19.45	37.00	.26	.27	.05
05040H	82 7 25	5.80	1.00	2.60	.80	16.70	4.50	1.90	33.30	50.00	.51	.42	.75
05040H	82 8 22	6.40	1.10	2.40	.70	18.90	5.00	2.40	36.90	55.00	.53	.48	.44
05040H	82 8 30	4.30	.90	1.80	.70	10.60	4.00	1.70	24.00	39.50	.38	.30	.72
05040H	82 9 19	4.50	.90	1.60	.70	10.20	4.50	1.70	24.10	37.30	.39	.31	.69
05040H	82 10 17	4.20	.80	1.60	.70	8.53	4.50	1.50	21.83	36.00	.36	.28	.79
05040H	82 10 26	4.20	.90	1.80	.60	11.00	5.50	1.80	25.80	41.50	.38	.35	.28
05040H	82 11 14	3.20	.70	1.20	1.10	4.88	4.50	.90	16.48	29.50	.30	.20	.90
05040H	82 12 12	5.20	1.30	2.50	.80	13.40	8.00	2.30	33.50	53.00	.50	.45	.39
05040H	83 1 9	4.50	1.00	2.50	4.40	11.50	6.00	2.60	32.50	49.00	.53	.39	1.26
05040H	83 2 6	6.90	1.70	2.00	2.00	5.87	4.00	1.20	23.67	28.50	.62	.21	3.72
05040H	83 2 8	4.20	1.30	1.70	1.00	6.09	4.50	1.00	19.79	33.70	.42	.22	1.77
05040H	83 3 6	12.00	3.00	4.10	2.60	13.90	6.00	3.40	45.00	55.00	1.09	.45	5.66
05040H	83 5 1	4.80	1.50	1.40	2.00	6.96	6.00	1.20	23.86	32.00	.47	.27	1.83
05040H	83 5 3	3.60	1.00	1.10	1.30	6.34	2.50	.80	16.64	27.30	.34	.18	1.51
05040H	83 5 29	3.30	.80	1.00	.90	5.36	4.50	.80	16.66	27.00	.30	.20	.85
05040H	83 6 26	4.90	.70	1.80	.70	12.90	4.00	1.80	26.80	42.00	.40	.35	.47

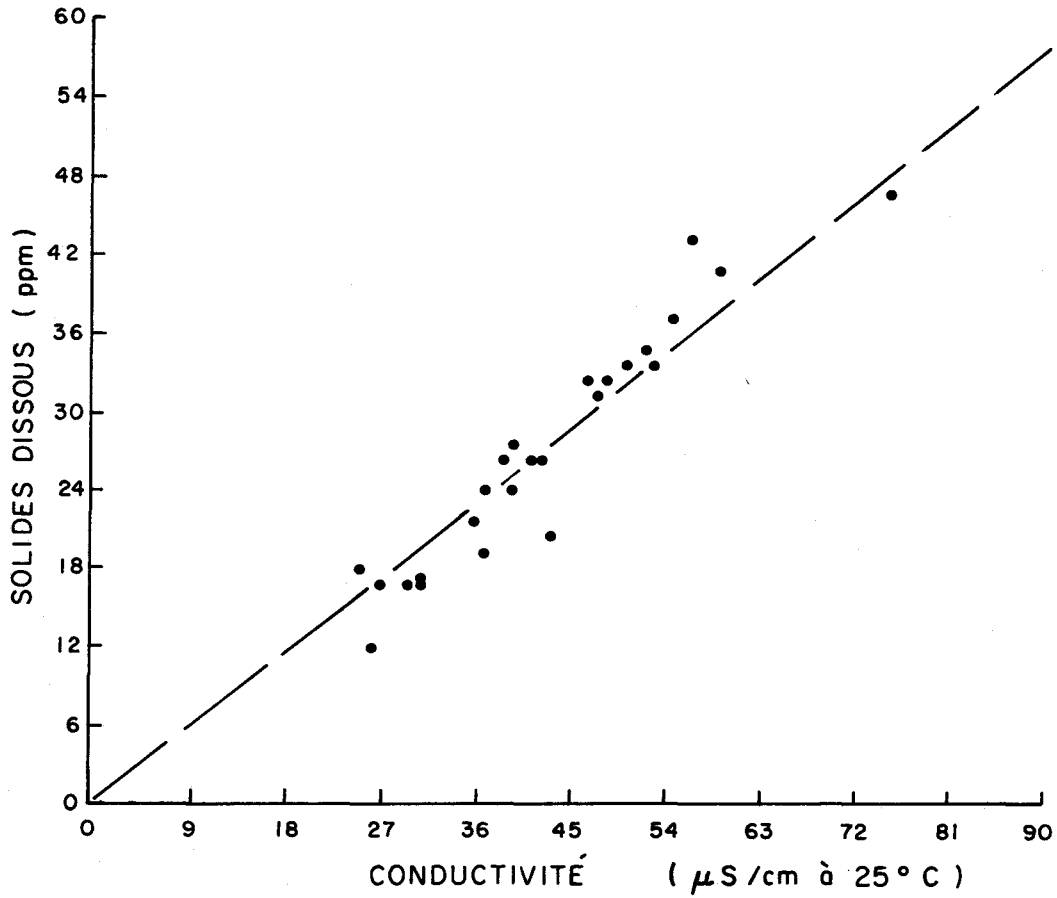


FIGURE 4.1 Concentration en solides dissous (ions majeurs) en fonction de la conductivité pour la rivière Sainte-Anne à La Pérade entre le 6/9/79 et le 26/6/83.

La diagraphme de dispersion reliant la concentration des solides dissous à la conductivité apparaît à la figure 4.2. Les valeurs sont réparties sur une moins grande échelle que dans le cas de la rivière Sainte-Anne et la relation linéaire est moins apparente. Le modèle de régression linéaire simple a été ajusté (équation 4.4) ($R^2 > 0.98$, coefficient de variation: 11.7%, intervalle de confiance à 95% pour la constante: (0.704, 0.798)).

$$S = 0.75 K \quad (4.4)$$

où S : concentration en solides dissous (mg/l)

K : conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)

À cause du faible nombre de données disponibles, la régression linéaire est moins probante que dans le cas de la rivière Sainte-Anne. L'équation (4.4) a permis de reconstituer la concentration en solides dissous à partir des données de conductivité pour les années 1978 à 1980 au bassin des rivières Eastmain et Opinaca.

4.3 PARAMÈTRES DU MODÈLE

Comme décrit au chapitre 3, les trois formes d'écoulement contribuent à la production diffuse en solides dissous au niveau d'un tronçon de rivière.

Les trois paramètres nécessaires pour la mise en opération du modèle solides dissous sont:

- la concentration moyenne en ppm des eaux de ruissellement;
- la concentration moyenne en ppm des eaux d'écoulement hypodermique;
- la concentration moyenne en ppm des eaux provenant de la nappe.

TABLEAU 4.2 Analyses chimiques de la rivière Eastmain (stations EA300, EA301, EM403) et de la rivière Opinaca (station EM400) entre août 78 et juillet 79 (Schetagne, 1981b).

STATION	DATE	CA	MG	NA	K	HCO3	SO4	CL	S.D.	COND.	CATIONS	ANIONS	CRITERE
		----- MG/L									US/CM	----- MEQ/L	
EA300	78 8	1.20	.42	.90	.40	5.00	3.30	.30	11.52	13.00	.14	.16	.14
EA300	78 10	1.20	.41	.90	.30	5.00	2.00	.70	10.51	16.00	.14	.14	.03
EA300	79 6	1.00	.30	.80	.30	4.00	3.10	.90	10.40	12.00	.12	.16	.35
EA300	79 7	1.00	.30	.70	.30	4.00	3.00	.70	10.00	13.00	.11	.15	.32
EA301	78 8	1.30	.32	.70	.30	5.00	2.80	.40	10.82	12.00	.13	.15	.20
EA301	78 10	1.20	.31	.60	.20	5.00	2.00	.30	9.61	13.00	.12	.13	.14
EA301	79 6	1.00	.20	.60	.30	2.00	2.50	.60	7.20	11.00	.10	.10	.02
EA301	79 7	1.00	.20	.60	.20	4.00	3.00	.50	9.50	12.00	.10	.14	.41
EM403	78 8	1.20	.23	.50	.20	4.00	2.80	.40	9.33	11.00	.11	.14	.27
EM403	78 10	1.20	.27	.60	.20	5.00	2.00	.30	9.57	13.00	.11	.13	.17
EM403	79 6	1.00	.20	.50	.20	2.00	2.60	.50	7.00	11.00	.09	.10	.07
EM403	79 7	1.00	.20	.40	.20	4.00	3.20	.40	9.40	12.00	.09	.14	.50
EM400	78 8	.90	.32	.60	.30	4.00	2.50	.50	9.12	12.00	.11	.13	.25
EM400	78 10	.90	.35	.60	.30	5.00	2.00	.30	9.45	14.00	.11	.13	.23
EM400	79 6	.90	.20	.60	.30	2.00	2.50	.60	7.10	11.00	.10	.10	.06
EM400	79 7	.80	.30	.60	.30	2.00	3.20	.50	7.70	11.00	.10	.11	.14

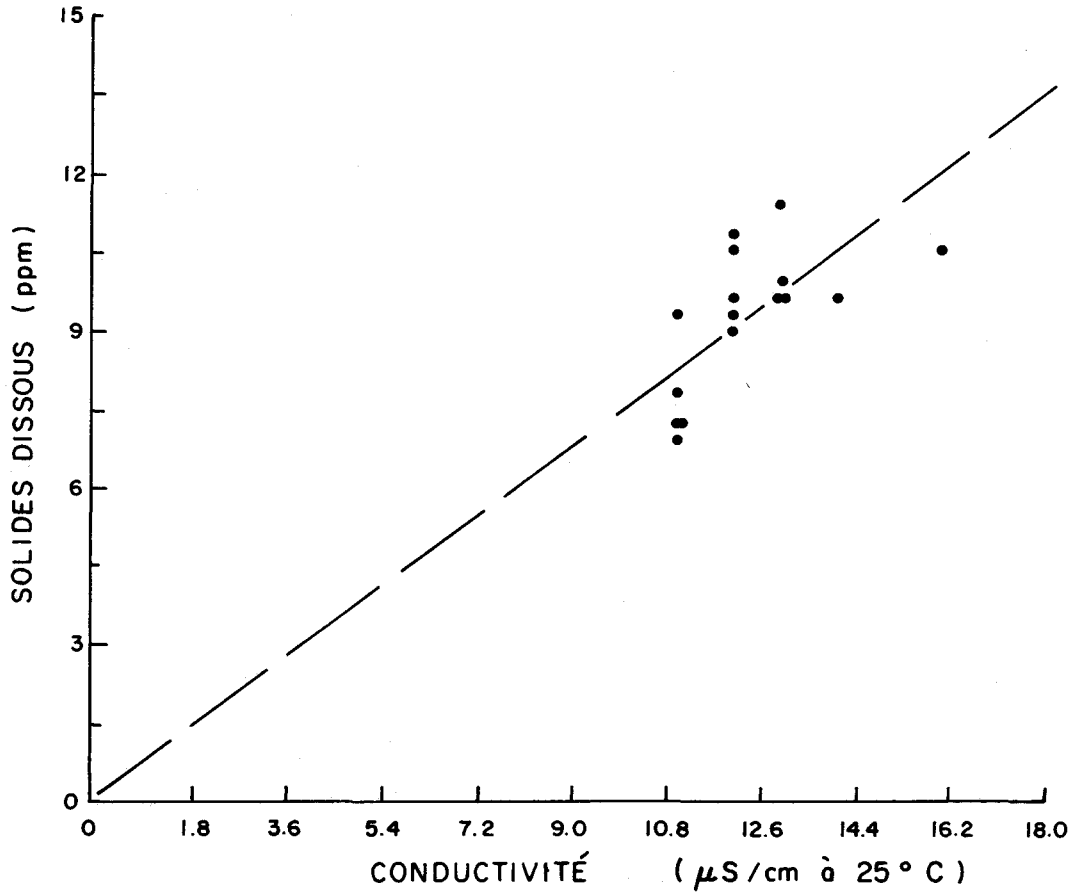


FIGURE 4.2 Concentration en solides dissous (ions majeurs) en fonction de la conductivité pour les rivières Eastmain et Opinaca entre août 78 et juillet 79.

De plus, compte tenu du fait que la géologie d'un bassin versant n'est pas nécessairement homogène, le modèle proposé permet de spécifier séparément, à chaque carreau entier particulier, la concentration des eaux provenant de la nappe.

Finalement, il est nécessaire d'indiquer, au premier jour de simulation, la concentration moyenne en solides dissous pour l'ensemble du bassin versant.

4.4 CALIBRATION ET RÉSULTATS

4.4.1 Rivière Sainte-Anne

Le modèle a été calibré en utilisant les concentrations en solides dissous reconstituées (section 4.2.1) à Chute Panet pour les années 1968 à 1973 ainsi qu'à La Pérade pour la période 1973 à 1980.

La mise en opération du modèle nécessite comme données d'entrée les productions ponctuelles moyennes journalières en solides dissous d'origine anthropique sur chaque carreau partiel du bassin versant. La production en solides dissous reliée à la population humaine du bassin versant de la rivière Sainte-Anne est montrée au tableau 4.3, tandis que le tableau 4.4 résume la production en solides dissous de source industrielle.

Les charges d'origine naturelle ou provenant des cultures sont considérées de façon indirecte en supposant qu'elles font partie des différentes formes d'écoulement.

L'estimation des trois paramètres donnant la concentration moyenne des différentes formes d'écoulement a été faite par essai et erreur, c'est-à-dire qu'après une première simulation, la valeur des paramètres est modifiée pour la simulation suivante et les résultats sont comparés. Ce processus se répète jusqu'à l'obtention de résultats satisfaisants, c'est-à-dire des valeurs calculées comparables aux valeurs mesurées.

TABLEAU 4.3 Estimations des productions journalières moyennes en solides dissous de la population humaine sur le bassin de la rivière Sainte-Anne réparties par carreau entier (CE) ou par carreau partiel (CP) (Statistique Canada, 1982; OPDQ, 1979; MAS, 1978, 1981).

RÉFÉRENCES			LIEU	POPULATION		PRODUCTION TOTALE* (kg/jour)	
CE	CP	IJ		avec égout	sans égout	ponctuelle	diffuse
1	1	12 11 A	La Pérade - village	1 039	---	316	33
			Ste-Anne-de-la-Pérade - paroisse	1 218	233		
			TOTAL	2 257	233		
2	2	11 11 A	St-Prosper-de-Champlain - paroisse	454	209	64	29
3	3	12 12 A	St-Casimir - village	1 042	91	228	101
			St-Casimir - paroisse	---	444		
			St-Casimir-est - village	362	---		
			St-Thuribe - paroisse	226	184		
			TOTAL	1 630	719		
6	6	13 12 A	St-Alban - village	673	---	94	82
			St-Alban - paroisse	---	583		
			TOTAL	673	583		
7	7	11 13 A	St-Ubalde sd	281	1 324	39	185
13	16	14 13 A	Ste-Christine - paroisse	94	255	13	36
14	18	14 14 B	St-Léonard-de-Portneuf sd	191	868	27	122
18	27	15 14 A	St-Raymond - ville	3 551	54	629	425
			St-Raymond - paroisse	942	2 983		
			TOTAL	4 493	3 037		

* production unitaire utilisée: 0.14 kg/jour/personne (Cluis et al., 1974; Mascolo et al., 1973)

TABLEAU 4.4 Estimations des productions journalières moyennes en solides dissous des industries sur le bassin de la rivière Sainte-Anne réparties par carreau partiel (CP) (Scott's Industrial Directories, 1980; Couillard, 1974; INRS-Eau - Groupe Système Urbain, 1973).

RÉFÉRENCES		LIEU	INDUSTRIE	EMPLOYÉS	CONSOMMATION D'EAU* (l/Jour/employé)	CONC. DE L'EFFLUENT* (mg/l)	PRODUCTION (kg/jour)
CP	IJ						
1	12 11 A	Ste-Anne-de-la-Pérade	laiterie	83	3 593	4 000	1 193
			bonnons	2	1 109	~ 0	~ 0
			boulangerie	4	1 001	~ 0	~ 0
			margarine	28	3 593	4 000	402
			confection vêtements	45	1 360	1 000	61
			moulée	2	--	~ 0	~ 0
			produits métal	10	--	~ 0	~ 0
Total: 1 656 + 316 = 1 972							
2	12 12 A	St-Casimir	équipement scierie	20	--	~ 0	~ 0
			tuyaux béton	4	--	~ 0	~ 0
			planage bois	3	--	~ 0	~ 0
			contre-plaqué moulée	67	--	~ 0	~ 0
Total: ~ 0 + 64 = 64							
6	13 12 A	St-Alban	beurre	7	3 593	4 000	101
			bois brut	15	--	~ 0	~ 0
			bois sciage	6	--	~ 0	~ 0
			équipements hydrauliques	7	--	~ 0	~ 0
Total: 101 + 94 = 195							
7	11 13 A	St-Ubalde	boulangerie	13	1 001	~ 0	~ 0
			confection vêtements	60	1 360	1 000	82
			bois construction	12	--	~ 0	~ 0
			bois sciage	15	--	~ 0	~ 0
Total: 82 + 39 = 121							
16	14 13 A	Ste-Christine	charbon bois	11	--	~ 0	~ 0 + 13 = 13
18	14 14 B	St-Léonard-de-Portneuf	portes chassis	2	--	~ 0	~ 0
			démarrateurs générateurs	4	--	~ 0	~ 0
			charpentes bois	3	--	~ 0	~ 0
			bois construction	12	--	~ 0	~ 0
Total: ~ 0 + 27 = 27							
27	15 14 A	St-Raymond	charbon bois	10	--	~ 0	~ 0
			charbon bois	12	--	~ 0	~ 0
			fromagerie	4	3 593	4 000	57
			imprimerie	6	68	350	~ 0
			imprimerie	1	68	350	~ 0
			planage bois	30	--	~ 0	~ 0
			papier journal	150	11 050	350	580
			bois sciage	40	--	~ 0	~ 0
			laiterie	50	3 593	4 000	719
			gants	20	--	~ 0	~ 0
			sciure bois, savon	3	--	~ 0	~ 0
			armoires bois	6	--	~ 0	~ 0
			meubles et bois	200	--	~ 0	~ 0
			bois sciage	50	--	~ 0	~ 0
			béton, gravier	100	--	~ 0	~ 0
traitement bois	12	--	~ 0	~ 0			
Total: 1 356 + 629 = 1 985							

* valeurs estimées

Les valeurs des paramètres utilisés pour les simulations des solides dissous sur la rivière Sainte-Anne sont:

concentration moyenne des eaux de ruissellement	10 ppm
concentration moyenne des eaux d'écoulement hypodermique	12 ppm
concentration moyenne des eaux provenant de la nappe	17 ppm

De plus, il s'est avéré nécessaire d'attribuer des concentrations plus fortes aux eaux provenant de la nappe pour les carreaux entiers les plus en aval du bassin de la rivière Sainte-Anne. En effet, les concentrations de solides dissous en rivière à La Pérade sont systématiquement plus élevées qu'à Chute Panet. Le choix des carreaux entiers ayant des contributions autres que 17 ppm est basé sur la distribution spatiale des eaux souterraines du bassin (figure 4.3). Les valeurs retenues après quelques essais pour ces carreaux entiers sont les suivantes:

carreau entier		concentration des eaux provenant de la nappe
I	J	ppm
11	11	120
12	11	80
11	12	120
12	12	150
13	12	150
11	13	80
12	13	100
13	13	120
14	14	50

Le premier jour de simulation, la concentration de solides dissous en rivière pour l'ensemble du bassin versant a été fixée à 17 ppm.

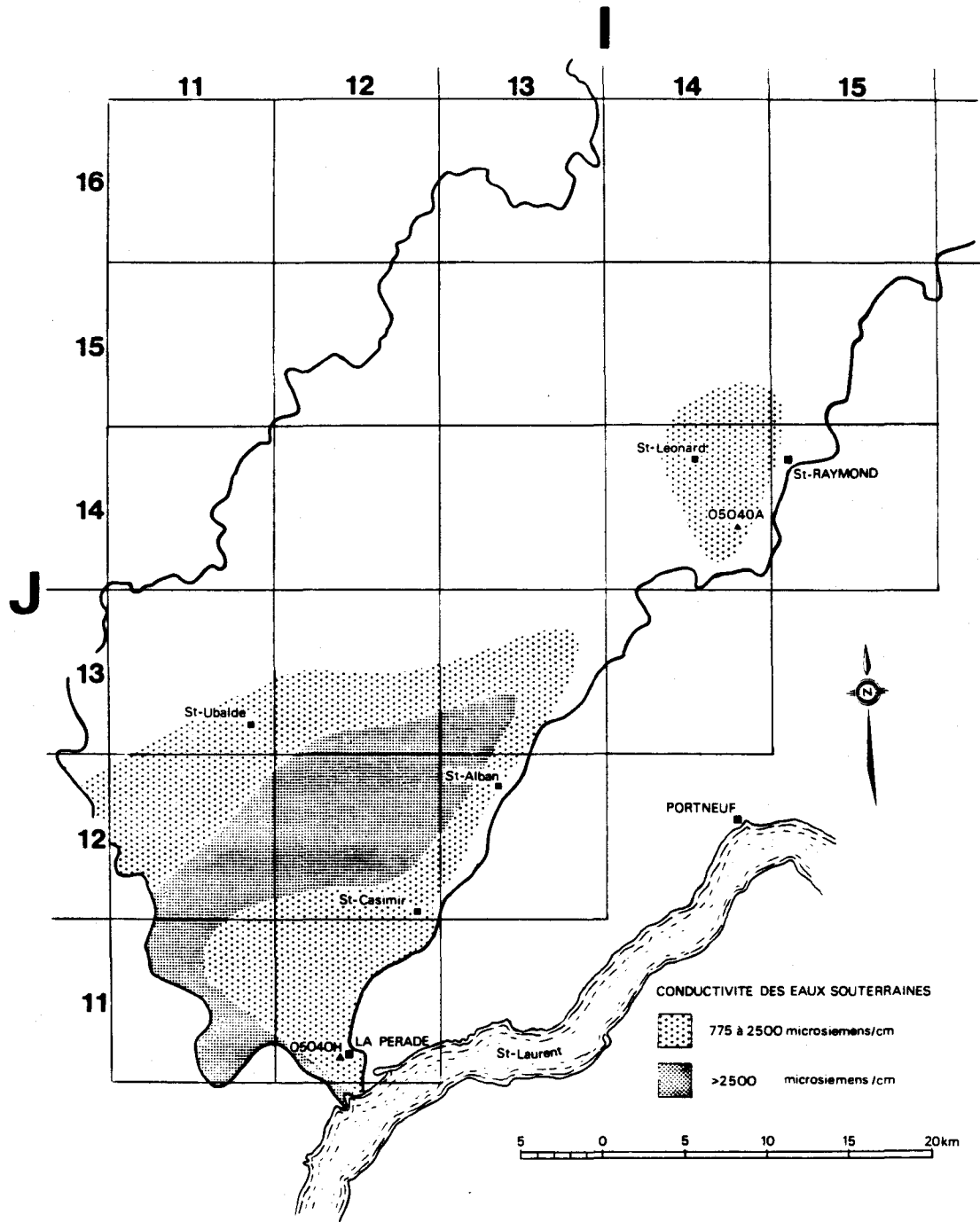


FIGURE 4.3 Conductivité des eaux souterraines sur le bassin versant de la rivière Sainte-Anne (McCormack, 1983).

Le tableau 4.5 montre les moyennes mensuelles et annuelles de concentration en solides dissous reconstituées à l'aide de la conductivité et calculées par le modèle à Chute Panet pour les années ayant suffisamment de mesures journalières. Ce tableau montre de faibles écarts entre les valeurs reconstituées et calculées sauf pour les mois d'avril des années 1969, 1970 et 1971 où les écarts sont plus importants.

Les valeurs reconstituées et calculées de concentration en solides dissous, moyenne de trois jours, pour les années 1968 à 1971 à Chute Panet, sont montrées aux figures 4.4 à 4.7. L'étude de ces graphiques montre que l'ensemble des résultats est satisfaisant. Cependant, pour la période de janvier à mars, les valeurs calculées montrent moins de variation que les valeurs reconstituées.

Les figures 4.8 et 4.9 montrent les concentrations en solides dissous calculées par le modèle (moyenne de trois jours) à Chute Panet et les valeurs journalières reconstituées à l'aide de la conductivité pour les années 1972 et 1973.

Sur ces figures, les valeurs calculées présentent beaucoup moins de variation que les valeurs reconstituées. Il faut cependant noter que les valeurs calculées représentent une moyenne de trois jours, alors que les valeurs reconstituées sont basées sur des valeurs instantanées de conductivité.

Sur la rivière Sainte-Anne, nous possédons également quelques données à la Pérade pour les années 1973 à 1980. Bien que ces données soient très discontinues dans le temps, nous les présentons aux figures 4.10 à 4.17. Sur ces figures, on observe comme précédemment une très grande variation des concentrations reconstituées à l'aide de la conductivité. De plus, les concentrations sont beaucoup plus élevées à la Pérade qu'à Chute Panet. Ceci s'explique en partie par la plus forte conductivité des eaux souterraines près de l'embouchure du bassin versant comme montré à la figure 4.3.

TABLEAU 4.5 Moyennes mensuelles et annuelles de concentration en solides dissous (ppm) reconstituées à l'aide de la conductivité et calculées par le modèle à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour les années 1968-1971.

ANNÉE	MOIS												ANNÉE
	JANV	FÉVR	MARS	AVRIL	MAI	JUIN	JUIL	AOÛT	SEPT	OCT	NOV	DÉC	
1968 C	18.64	19.80	18.26	12.65	14.72	16.68	16.12	16.16	16.32	14.85	18.31	19.81	16.85
R	*	*	17.28	13.97	12.59	15.12	15.73	16.76	16.66	15.63	16.51	18.24	15.67
1969 C	19.75	20.51	20.48	14.77	12.34	16.41	16.14	14.98	15.64	15.19	14.69	16.81	16.46
R	19.38	20.21	22.06	18.50	12.92	12.50	14.76	13.95	14.68	15.15	14.81	16.00	16.01
1970 C	18.33	18.70	19.06	15.67	13.45	16.04	15.26	15.32	14.53	14.58	15.46	17.97	16.18
R	18.09	19.31	20.40	18.21	12.55	13.72	14.51	16.25	16.36	16.13	16.26	18.60	16.68
1971 C	18.49	18.97	19.48	15.59	12.33	16.52	15.56	14.48	14.43	15.76	16.21	18.00	16.30
R	21.24	*	21.83	20.97	13.11	16.64	16.21	14.35	14.68	16.19	16.77	18.29	17.12

* données non disponibles

C valeurs calculées par le modèle

R valeurs reconstituées à l'aide de la conductivité

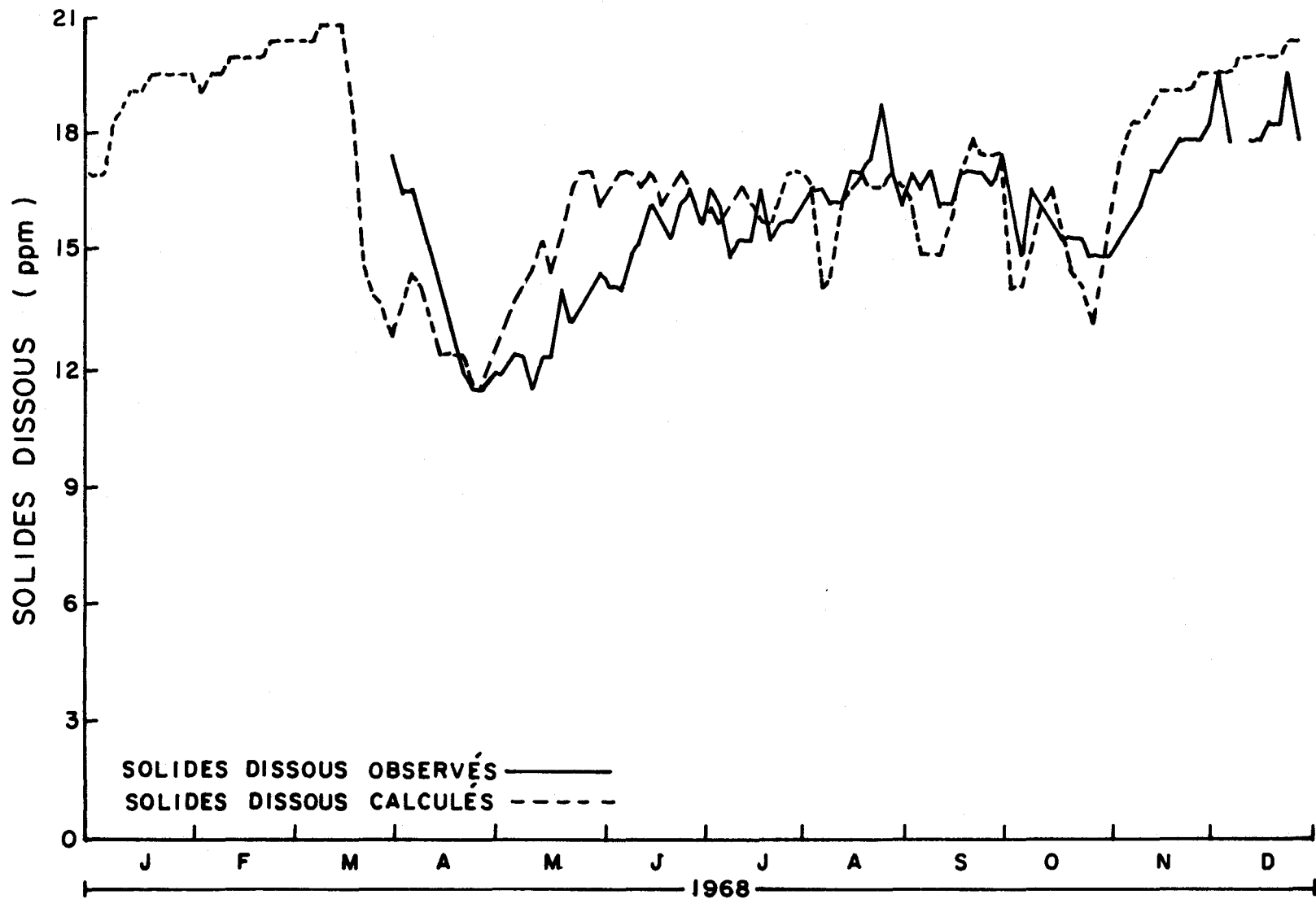


FIGURE 4.4 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1968.

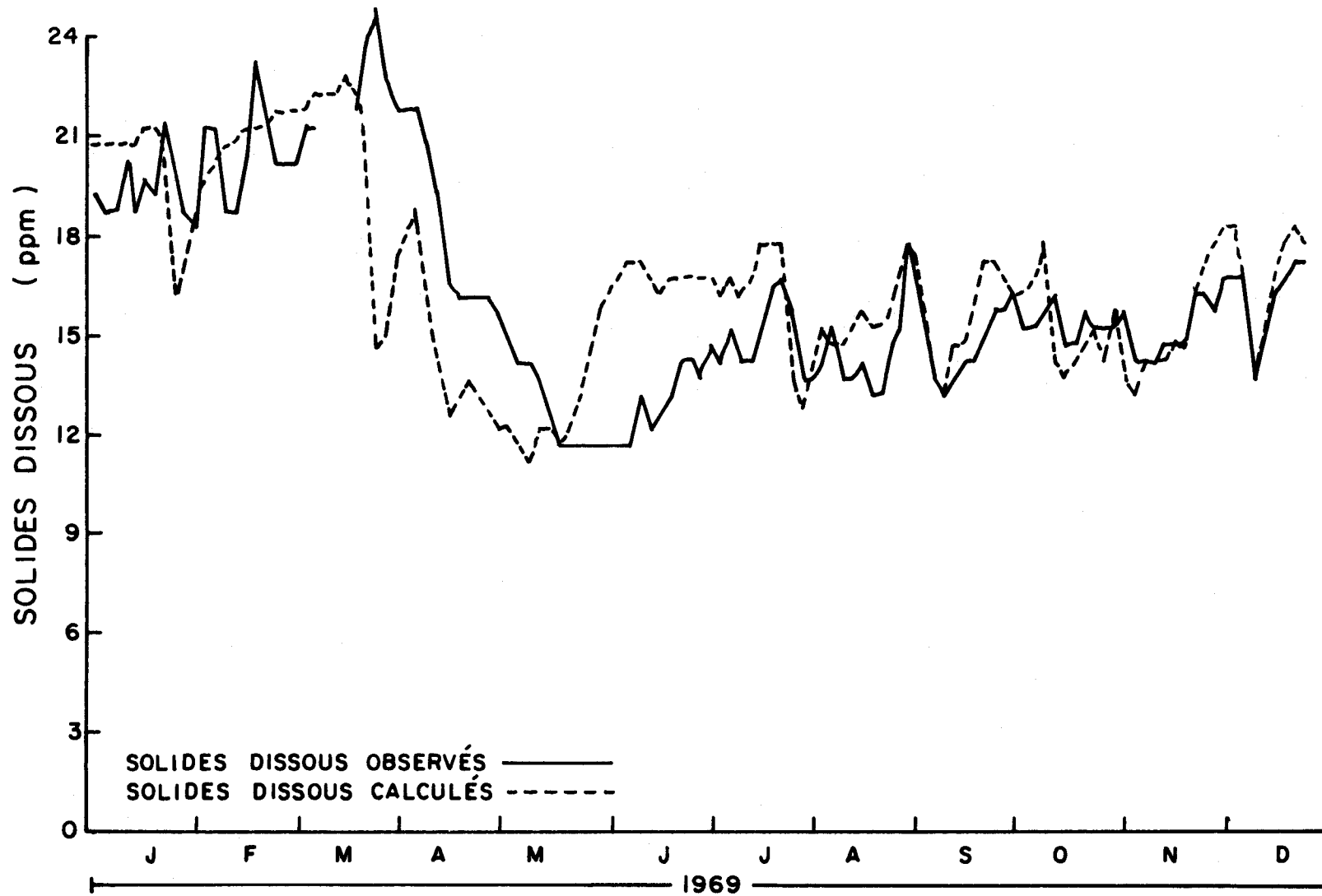


FIGURE 4.5 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1969.

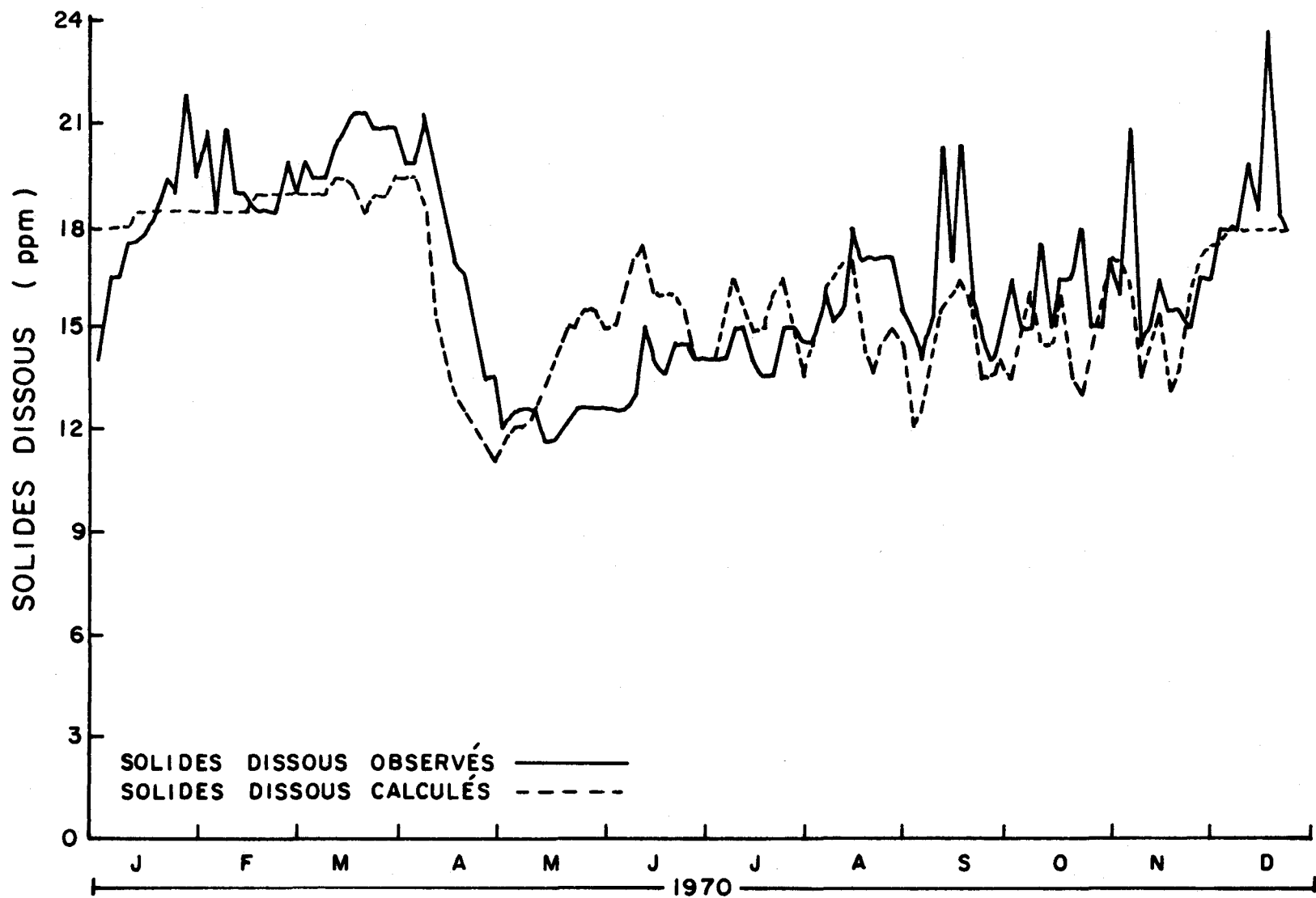


FIGURE 4.6 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1970.

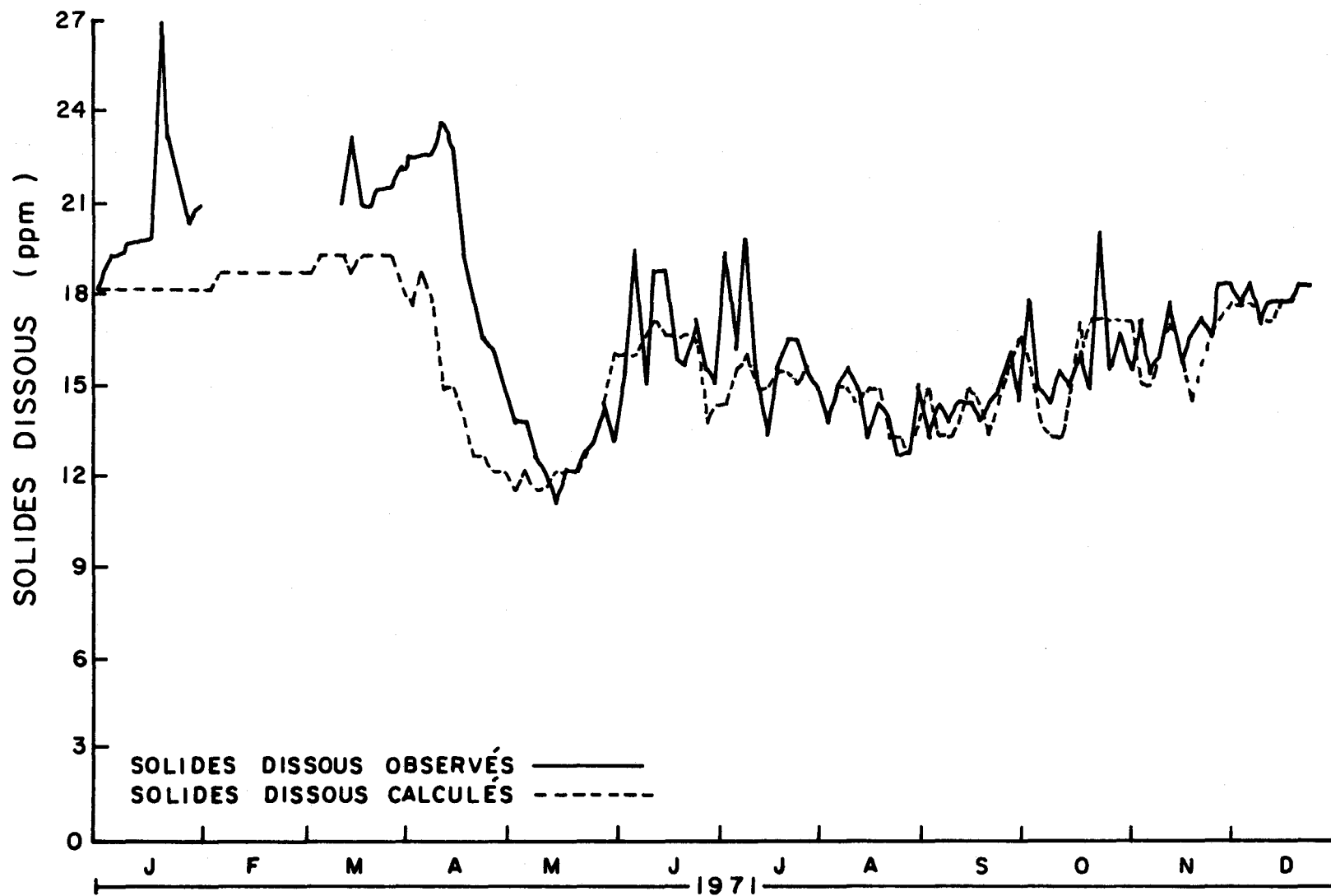


FIGURE 4.7 Concentrations en solides dissous, moyenne de trois jours, calculées et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1971.

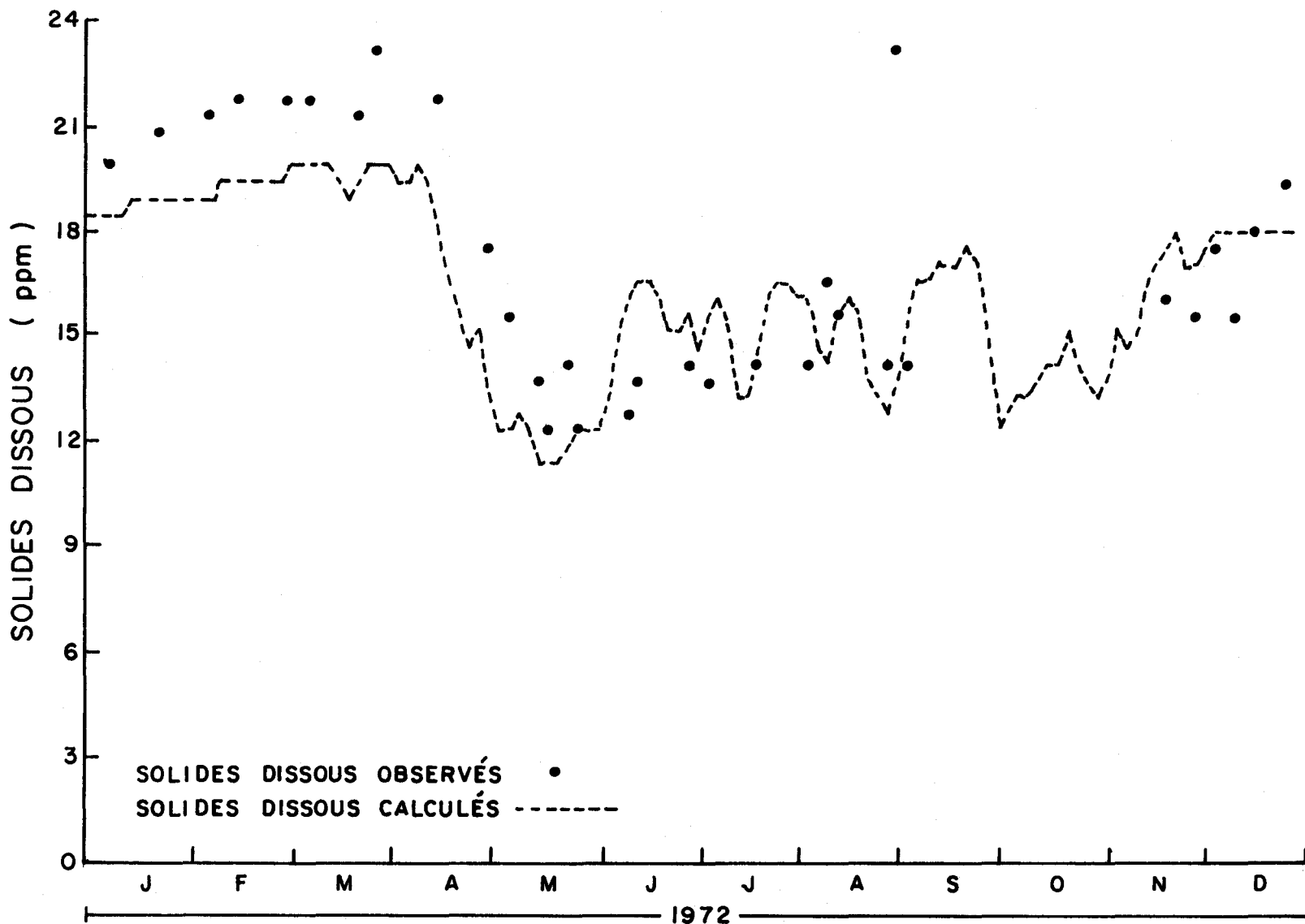


FIGURE 4.8 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1972.

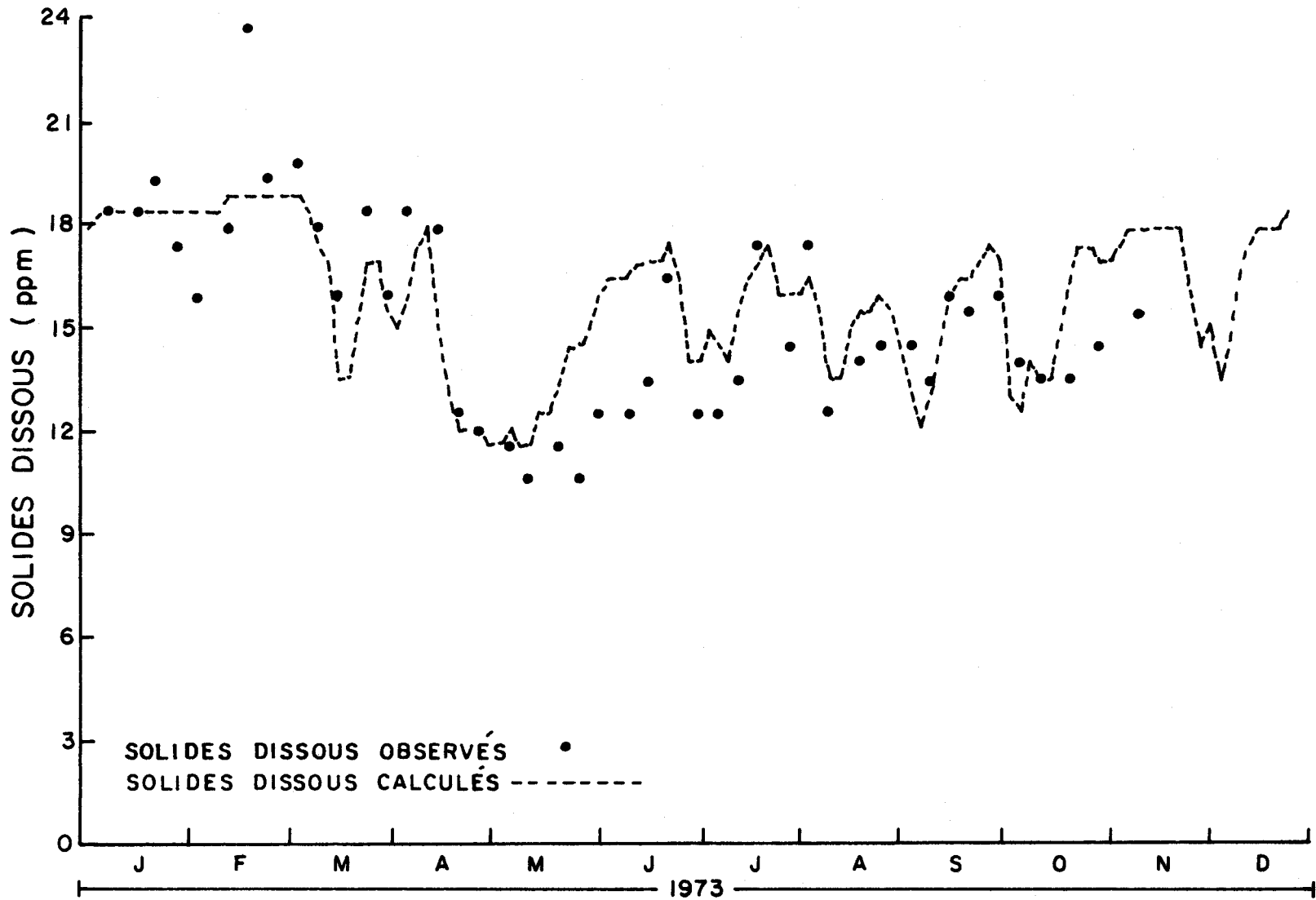


FIGURE 4.9 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1973.

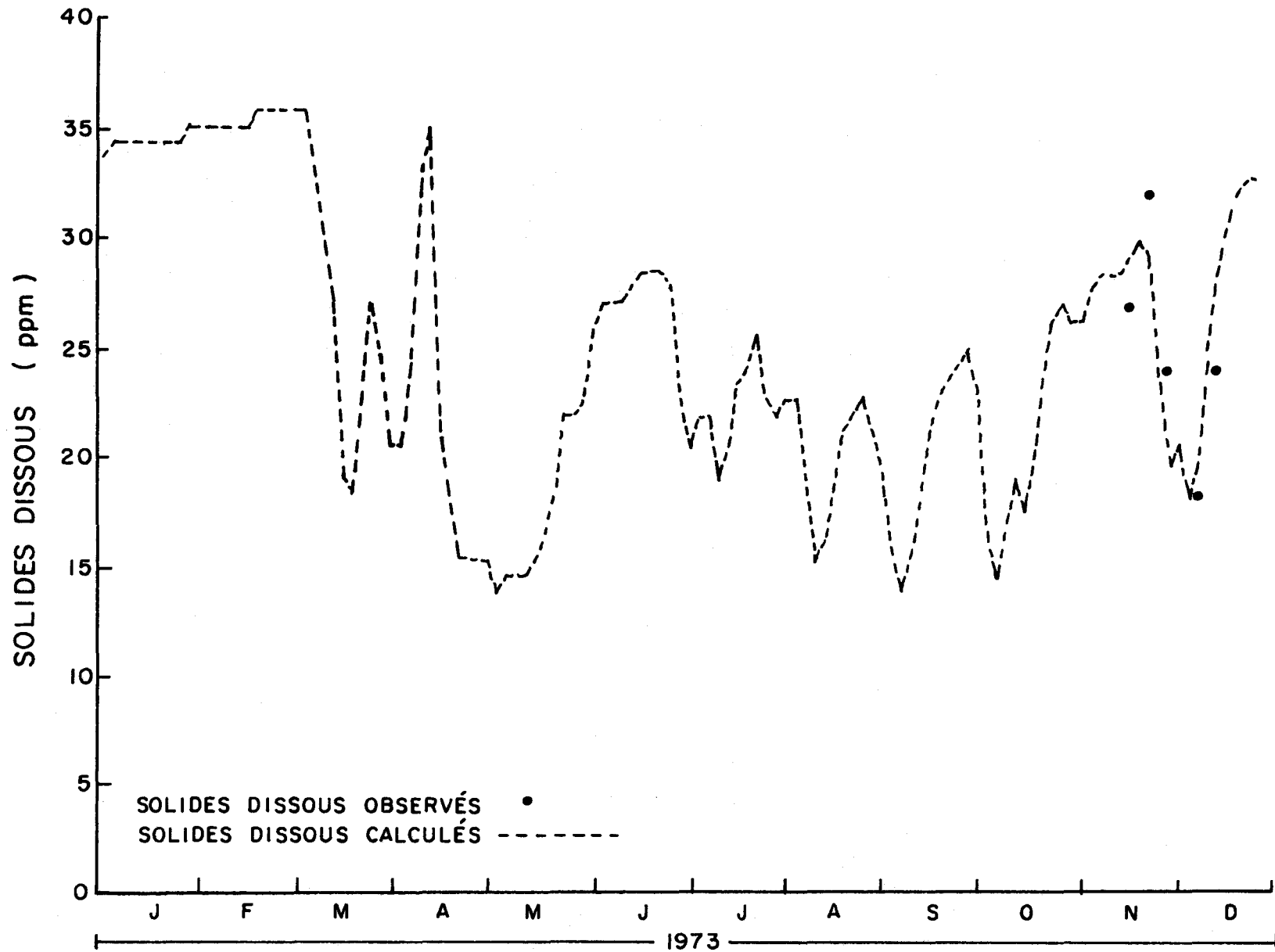


FIGURE 4.10 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1973.

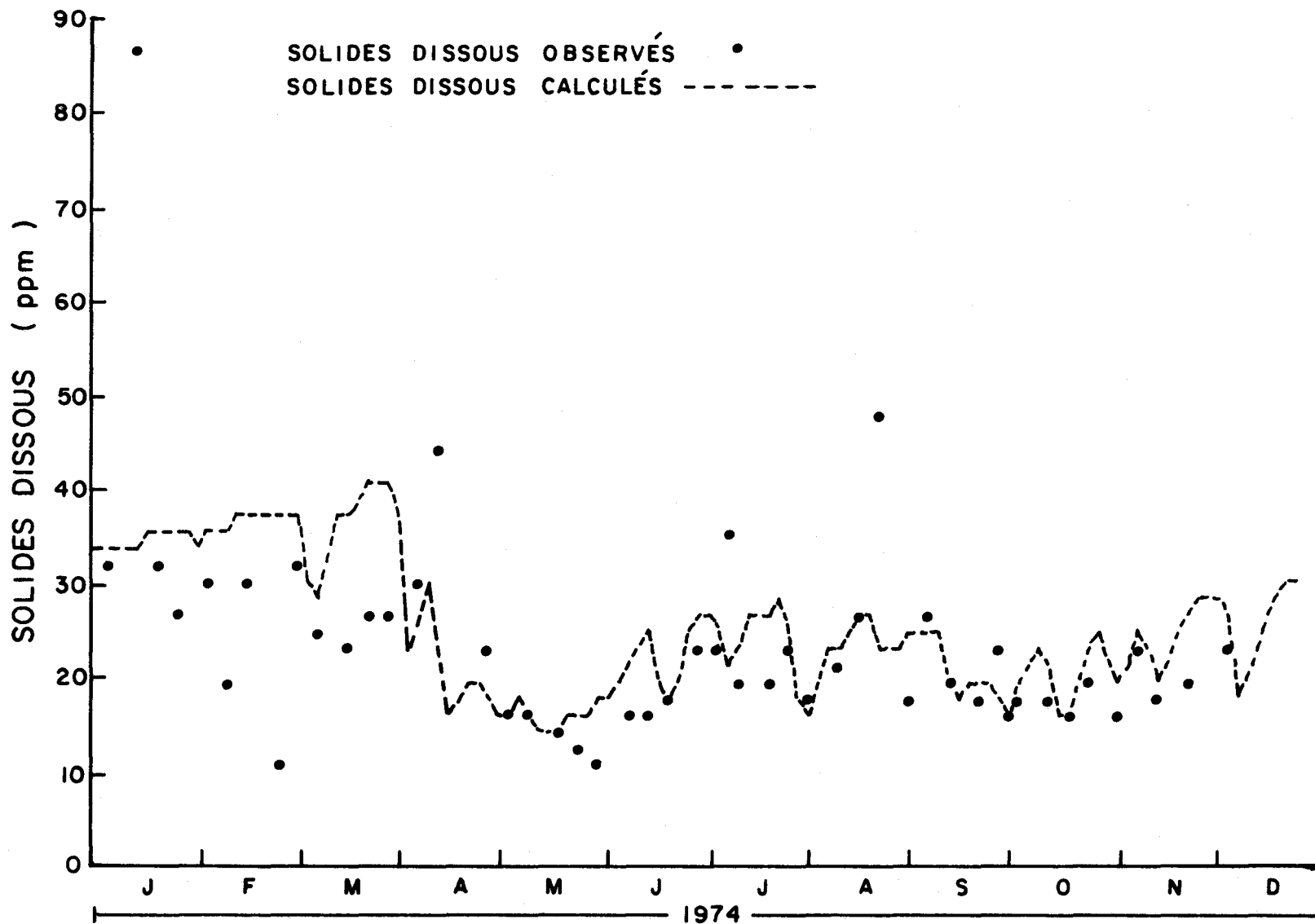


FIGURE 4.11 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1974.

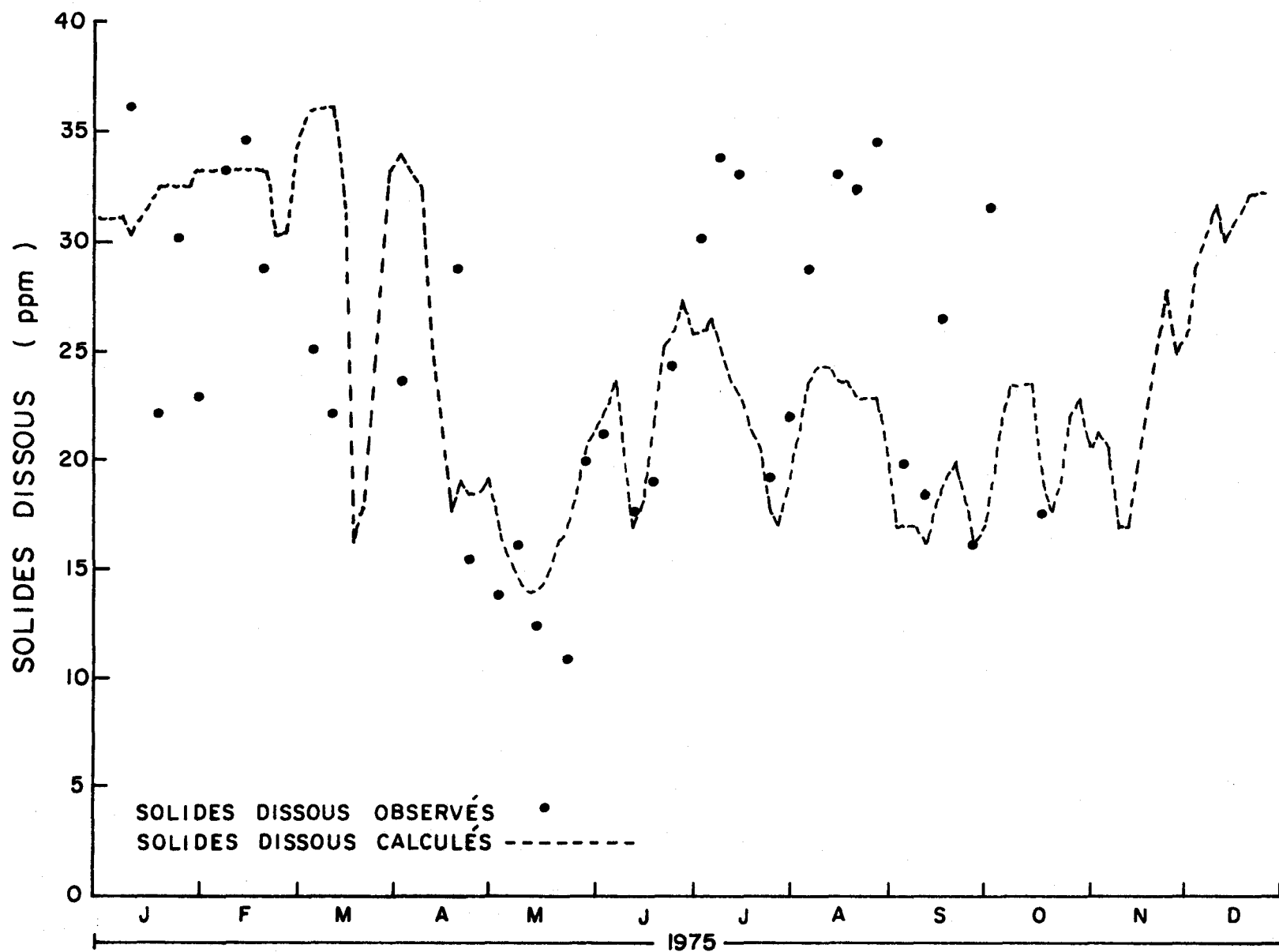


FIGURE 4.12 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1975.

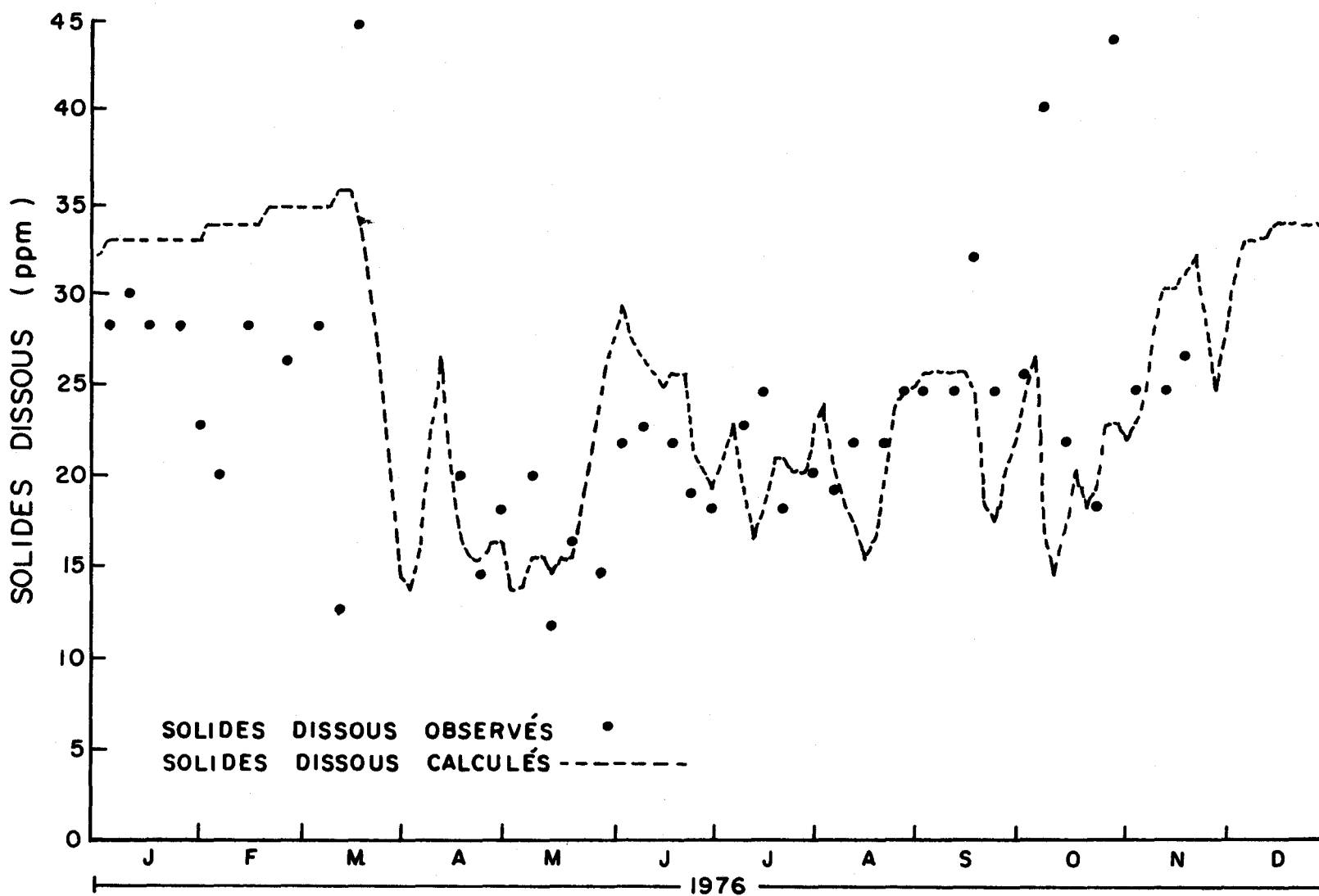


FIGURE 4.13 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1976.

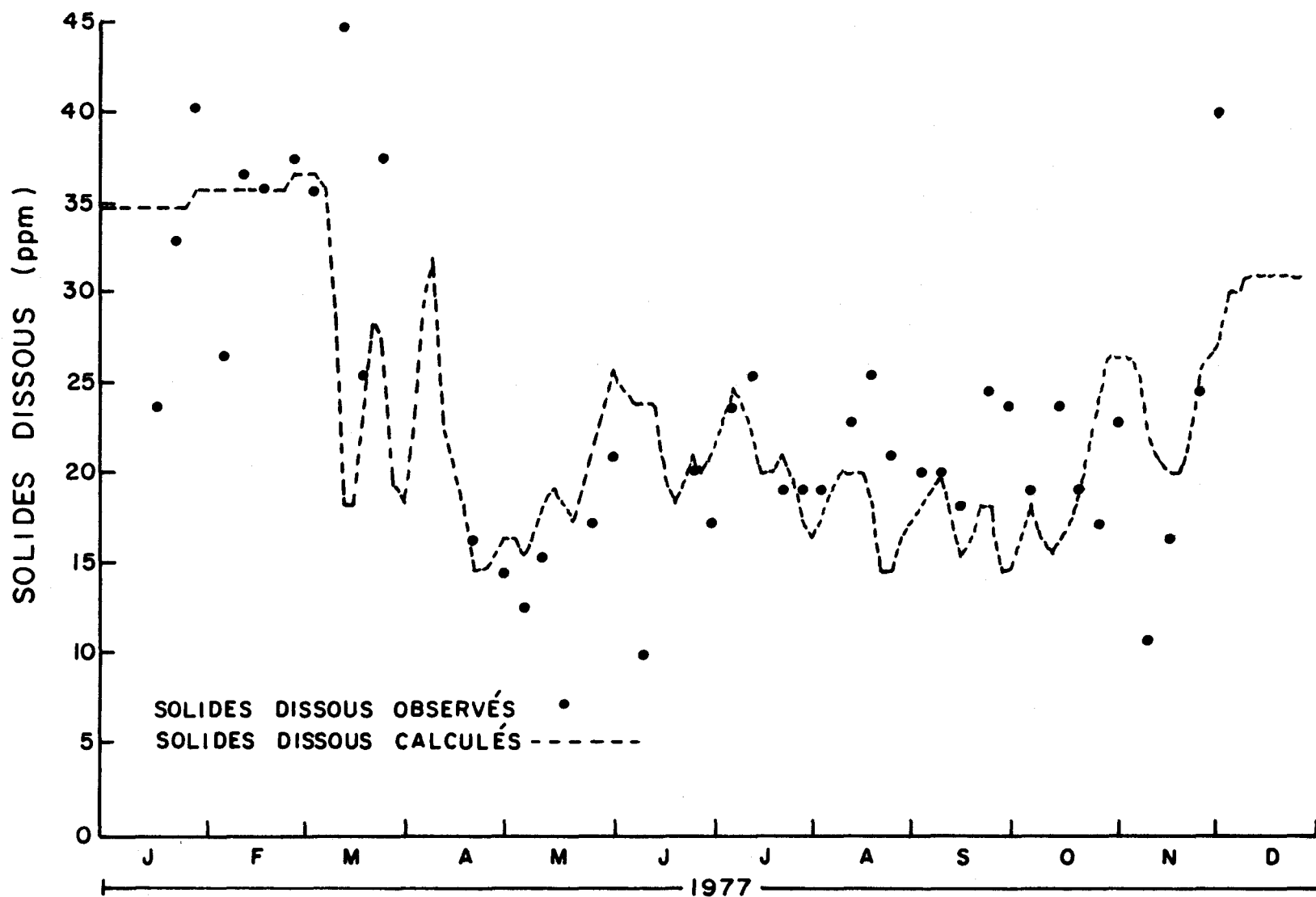


FIGURE 4.14 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1977.

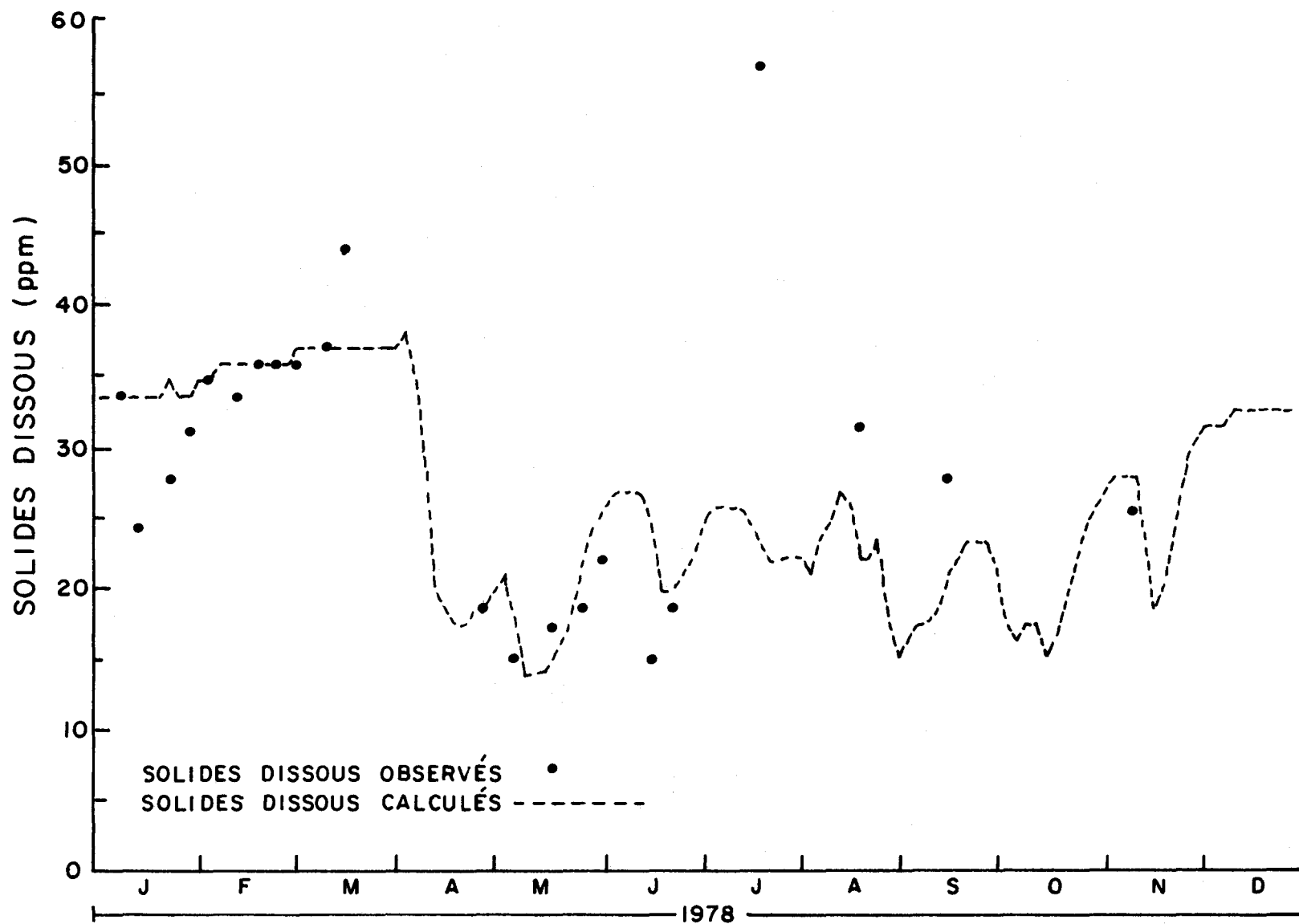


FIGURE 4.15 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1978.

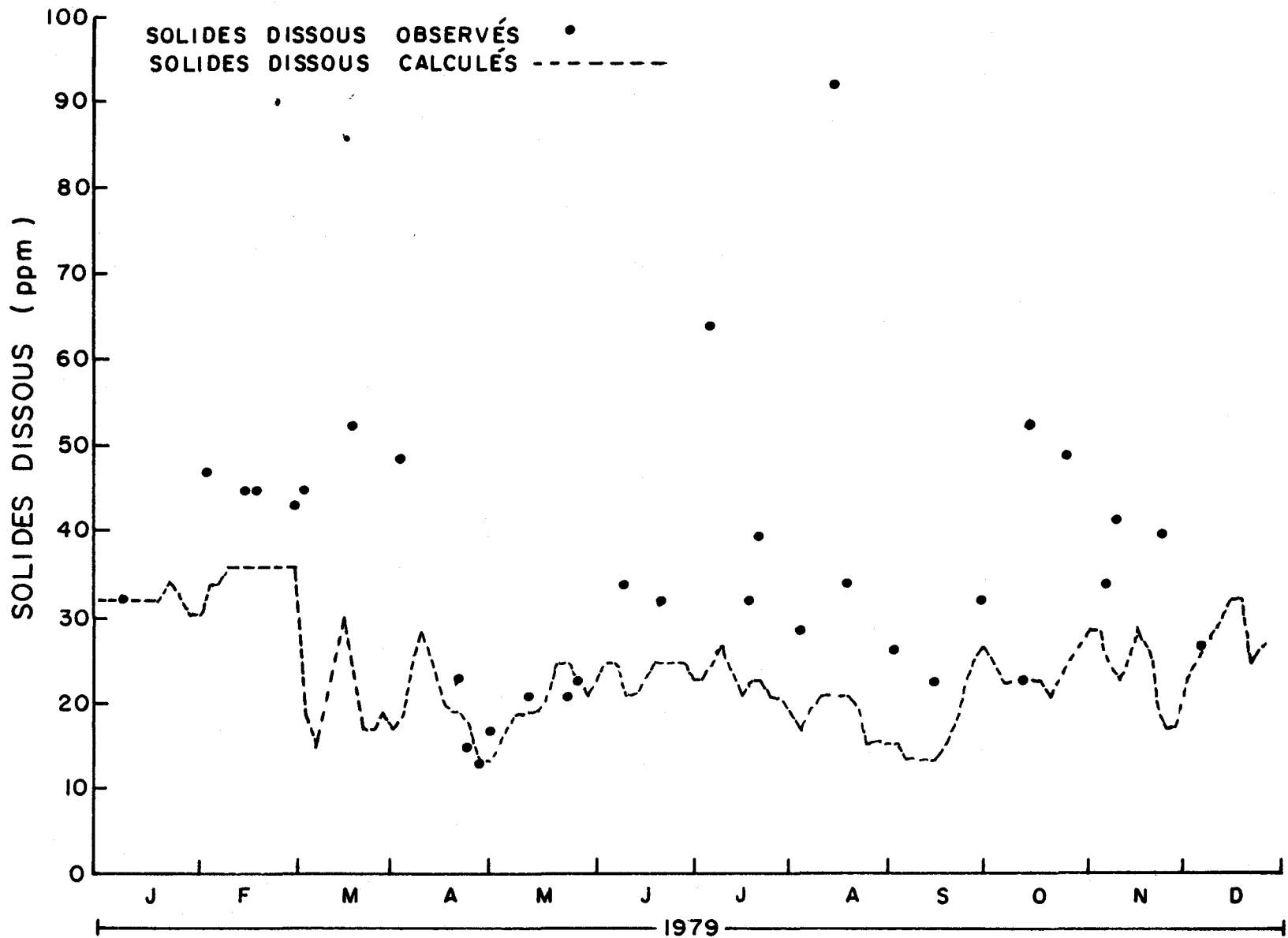


FIGURE 4.16 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1979.

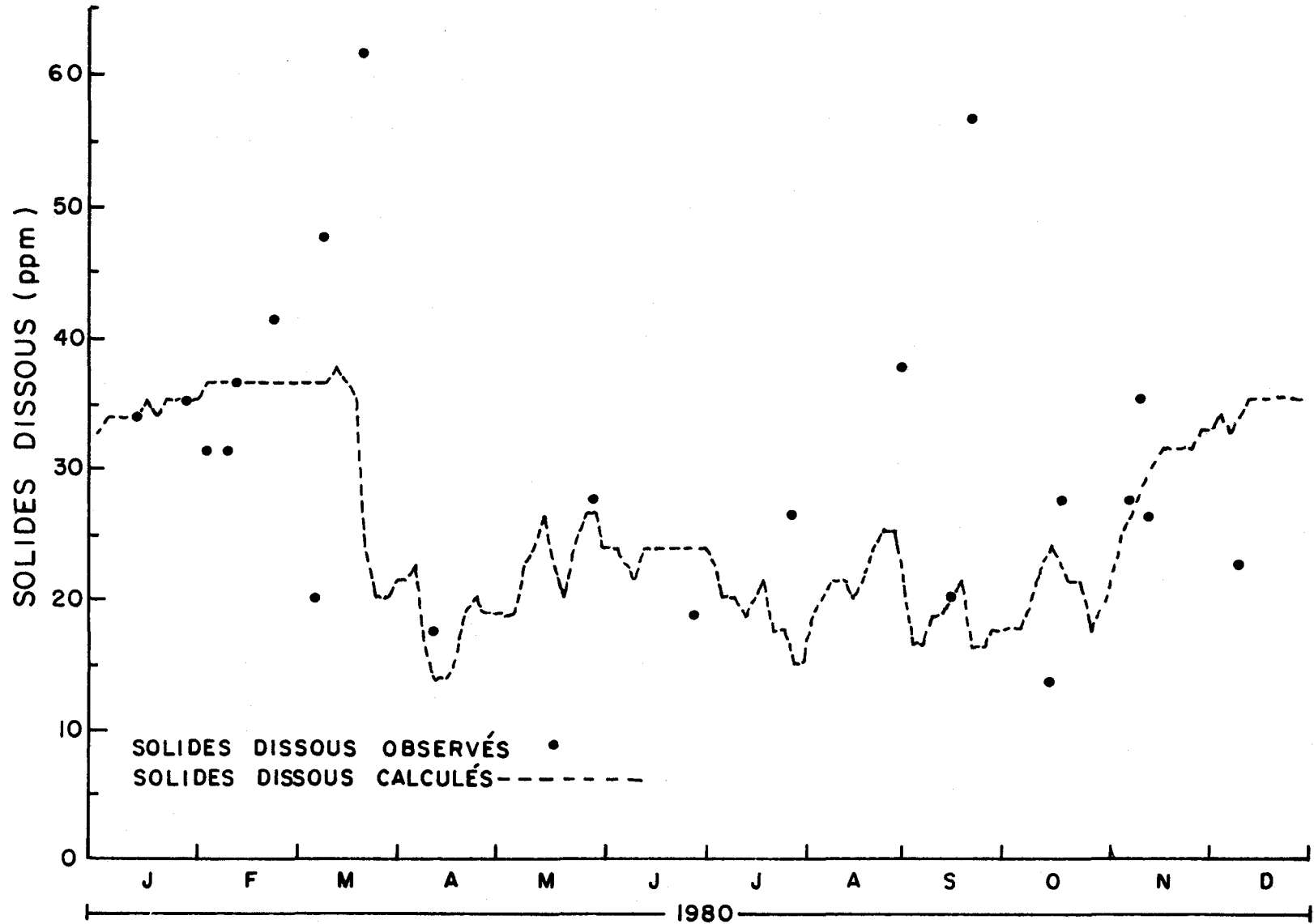


FIGURE 4.17 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité) à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne pour l'année 1980.

4.4.2 Rivières Eastmain et Opinaca

Les données sur les rivières Eastmain et Opinaca sont très discontinues. Pour la calibration du modèle, nous avons utilisé les données de 1978 à 1980 aux stations EA300, EA301, EM403 et EM400 du service d'environnement de la Société d'énergie de la Baie James (Schetagne, 1981b). Les trois premières stations sont situées sur la rivière Eastmain et la dernière sur la rivière Opinaca. La station EA300 se situe à l'exutoire de la rivière Eastmain, soit à la station hydrométrique 090601.

Les valeurs des paramètres utilisées pour les simulations des solides dissous sur ces rivières sont:

concentration moyenne des eaux de ruissellement	4 ppm
concentration moyenne des eaux d'écoulement hypodermique	6 ppm
concentration moyenne des eaux provenant de la nappe	17 ppm

Le premier jour de simulation, la concentration de solides dissous en rivière pour l'ensemble du bassin versant a été fixée à 15 ppm. Aucune charge anthropique en solides dissous n'a été considérée pour ce bassin et la contribution des eaux provenant de la nappe est supposée homogène pour l'ensemble des carreaux entiers.

Les concentrations en solides dissous calculées par le modèle, moyenne de trois jours, sont présentées aux figures 4.18 à 4.28. Les quelques valeurs de concentration en solides dissous reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur une quinzaine de jours sont également montrées sur ces figures. Les valeurs calculées présentent des écarts assez faibles par rapport aux valeurs reconstituées pendant les mois d'été. Par contre, les concentrations calculées pendant la période qui suit la crue de printemps sont généralement surestimées. Pour l'hiver 1980, les concentrations calculées sont également surestimées. Afin de s'assurer que le modèle simule bien les variations journalières, il serait nécessaire d'obtenir au moins une année d'observations journalières.

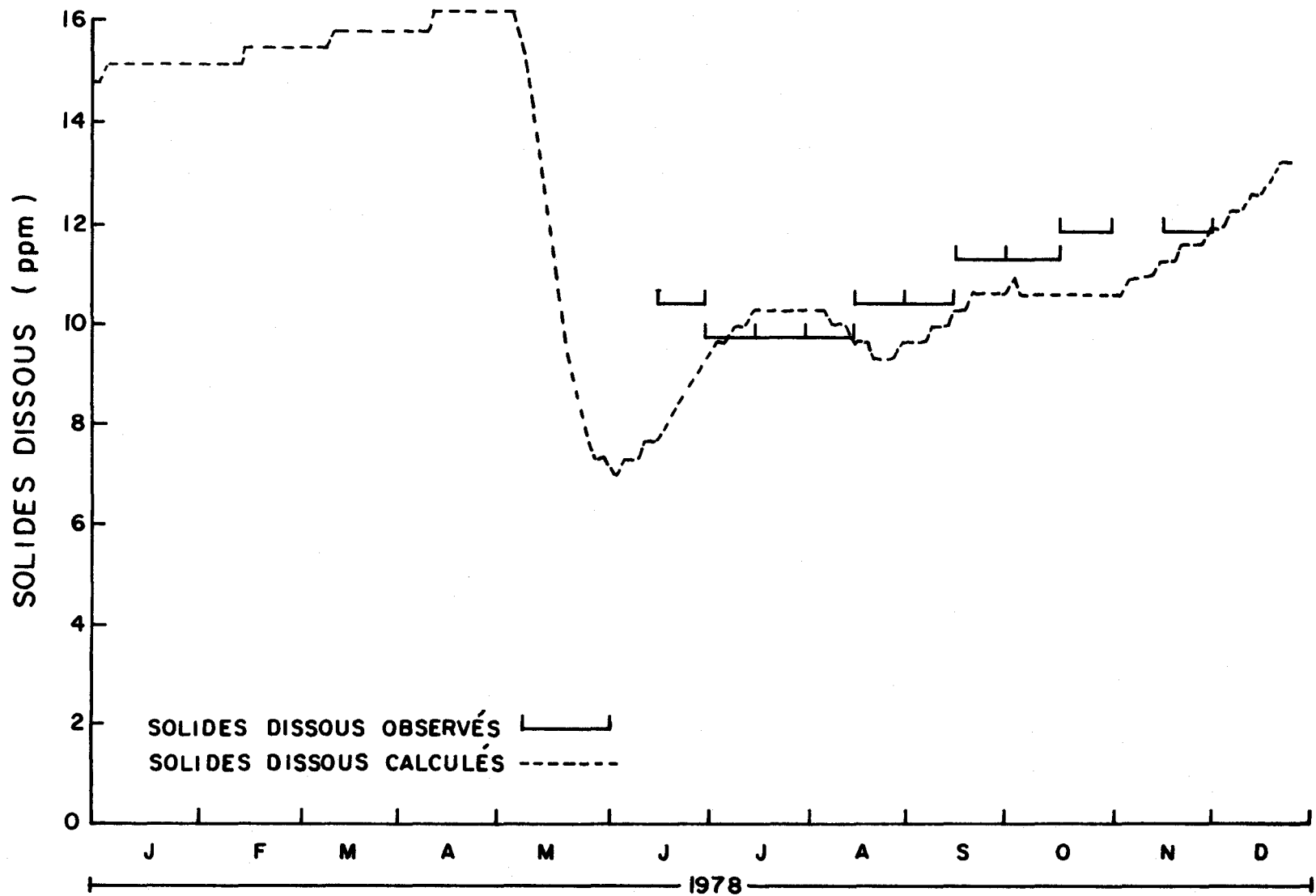


FIGURE 4.18 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA300 sur la rivière Eastmain pour l'année 1978.

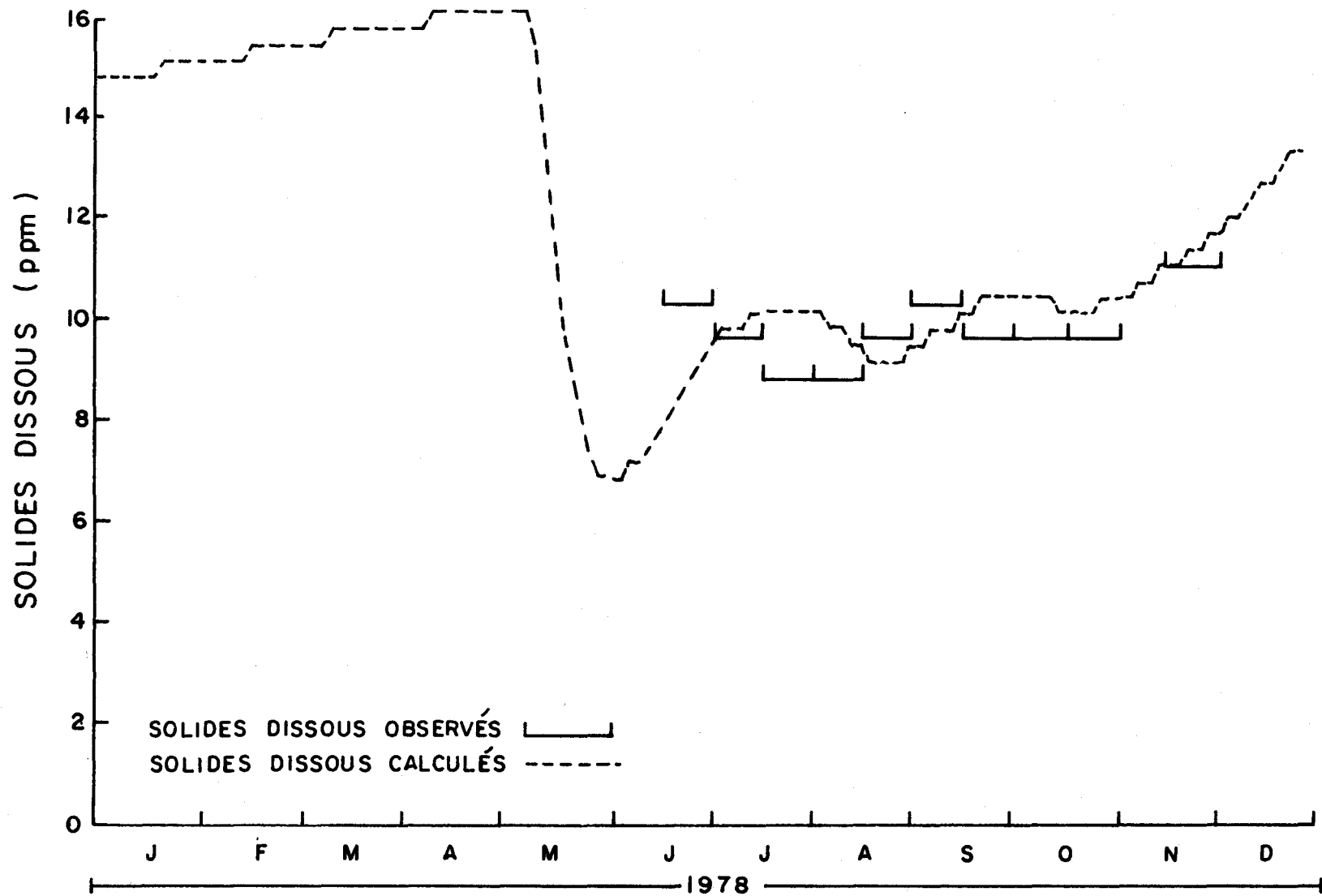


FIGURE 4.19 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA301 sur la rivière Eastmain pour l'année 1978.

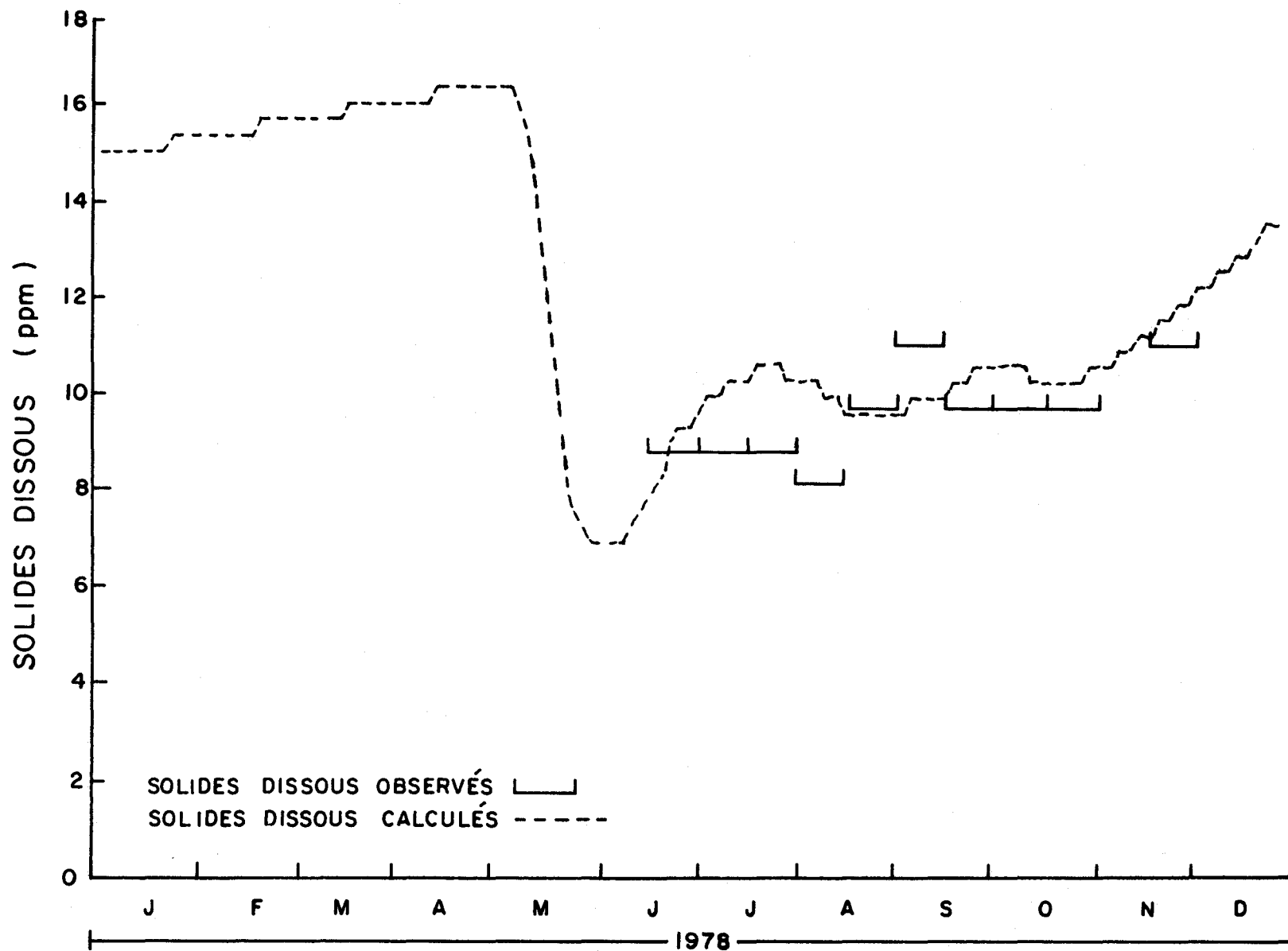


FIGURE 4.20 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM403 sur la rivière Eastmain pour l'année 1978.

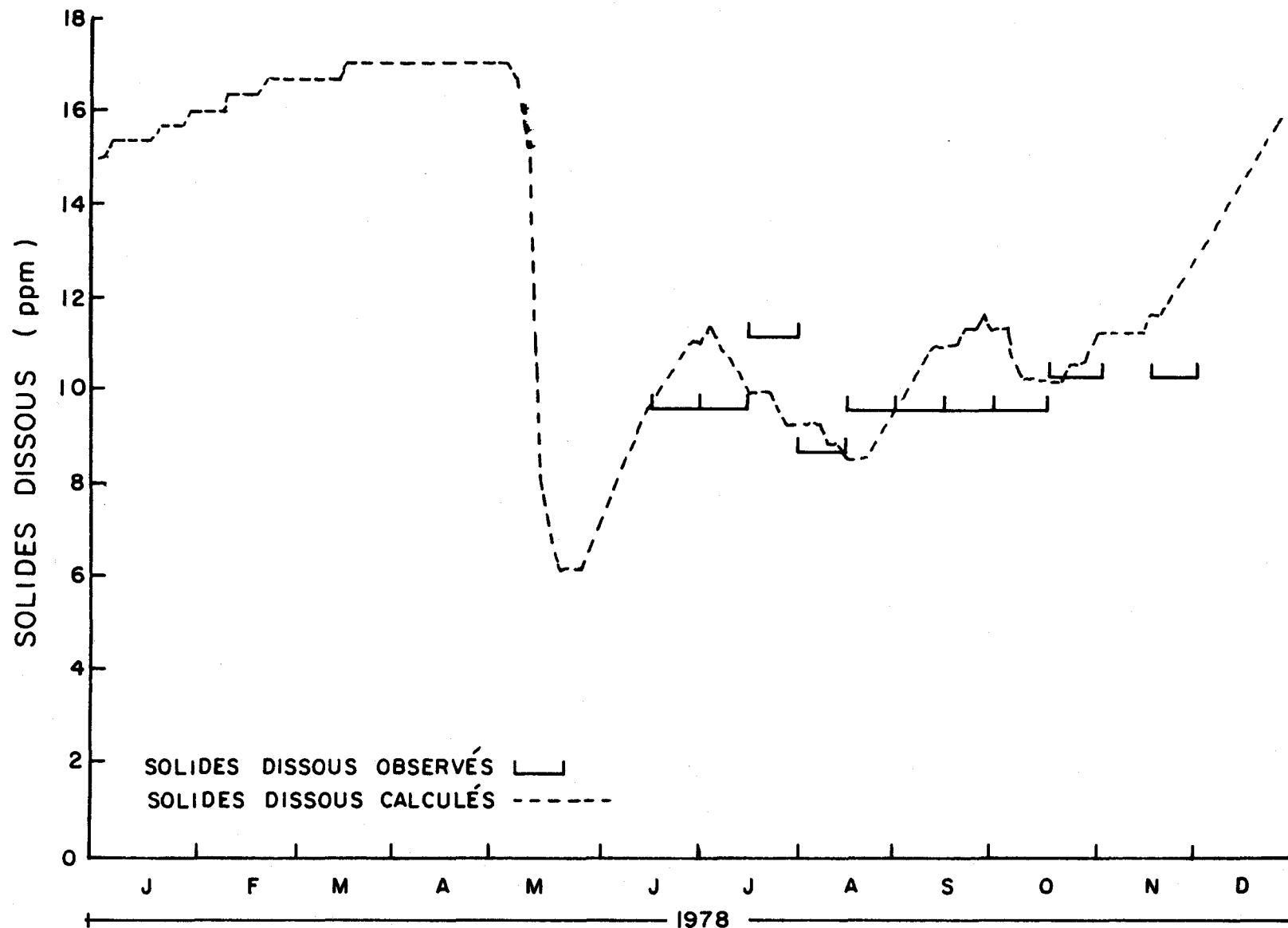


FIGURE 4.21 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM400 sur la rivière Opinaca pour l'année 1978.

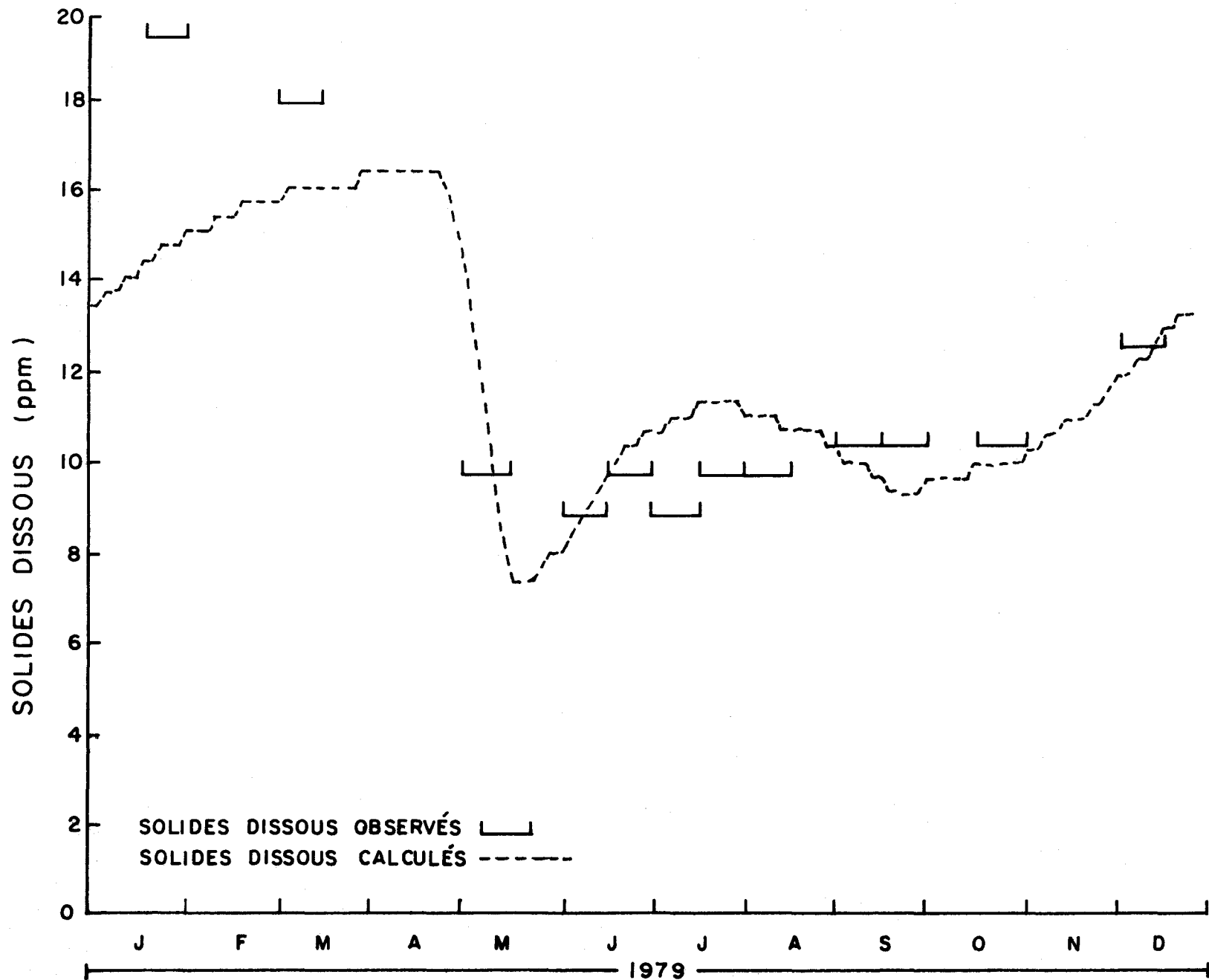


FIGURE 4.22 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA300 sur la rivière Eastmain pour l'année 1979.

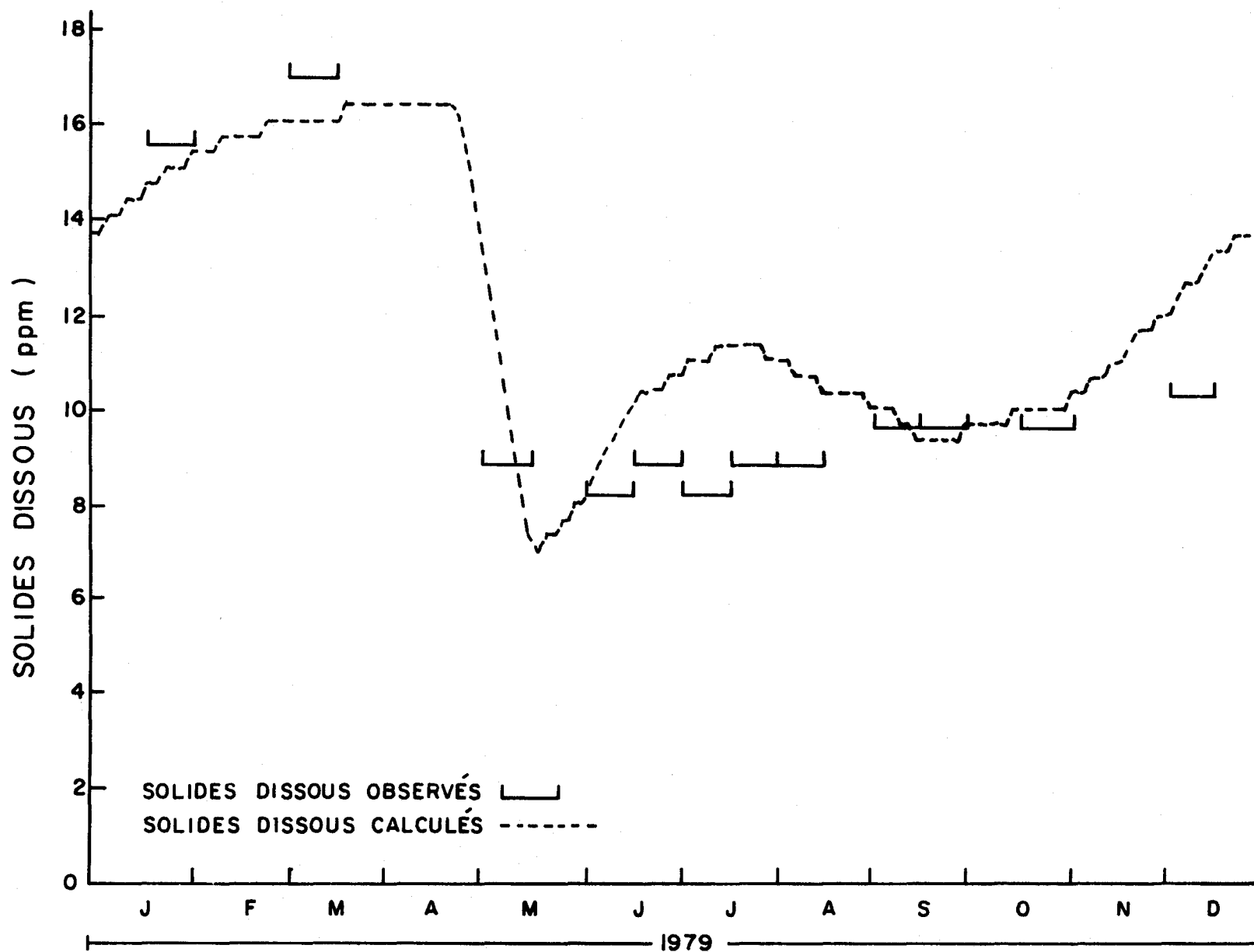


FIGURE 4.23 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA301 sur la rivière Eastmain pour l'année 1979.

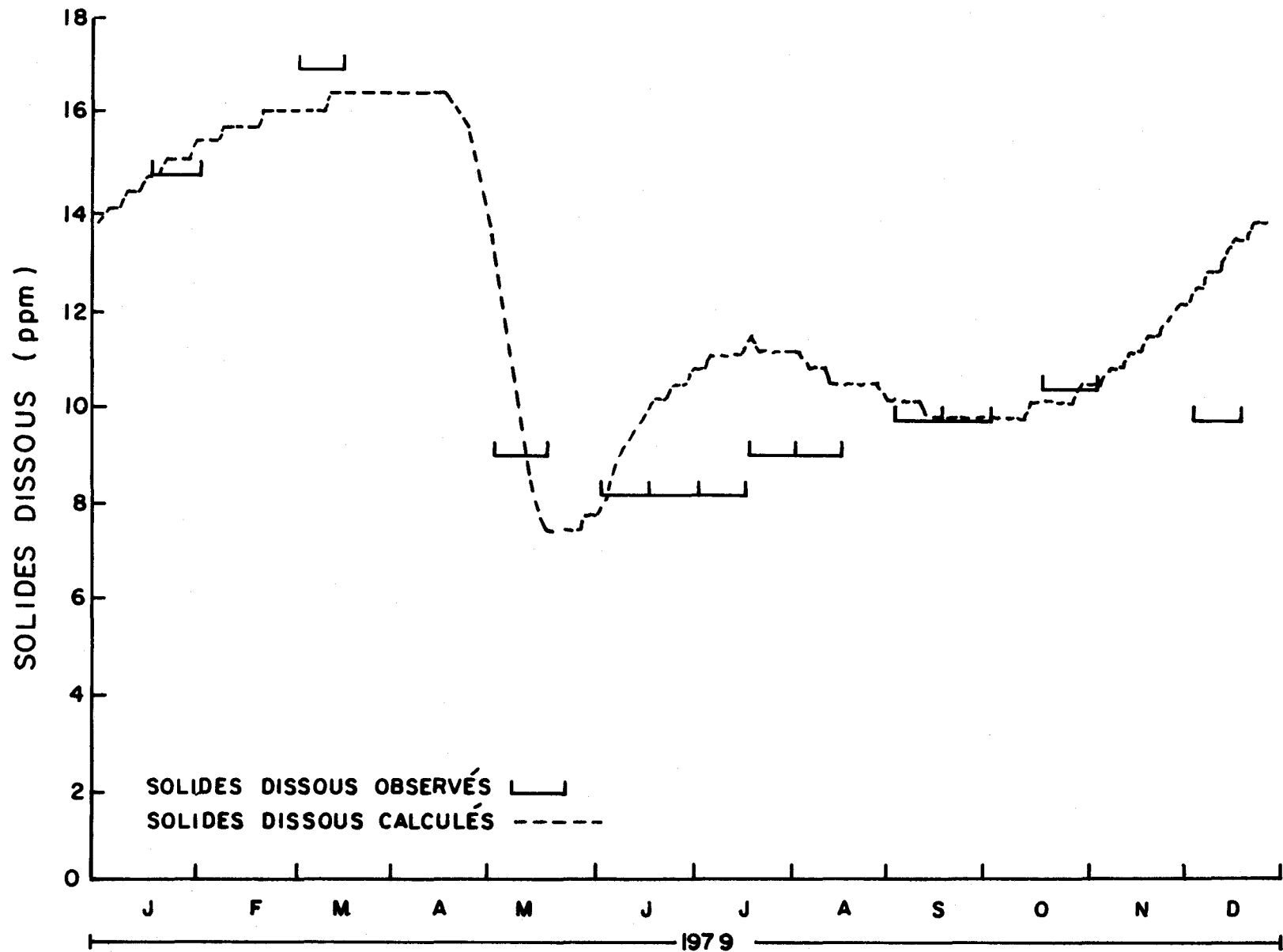


FIGURE 4.24 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM403 sur la rivière Eastmain pour l'année 1979.

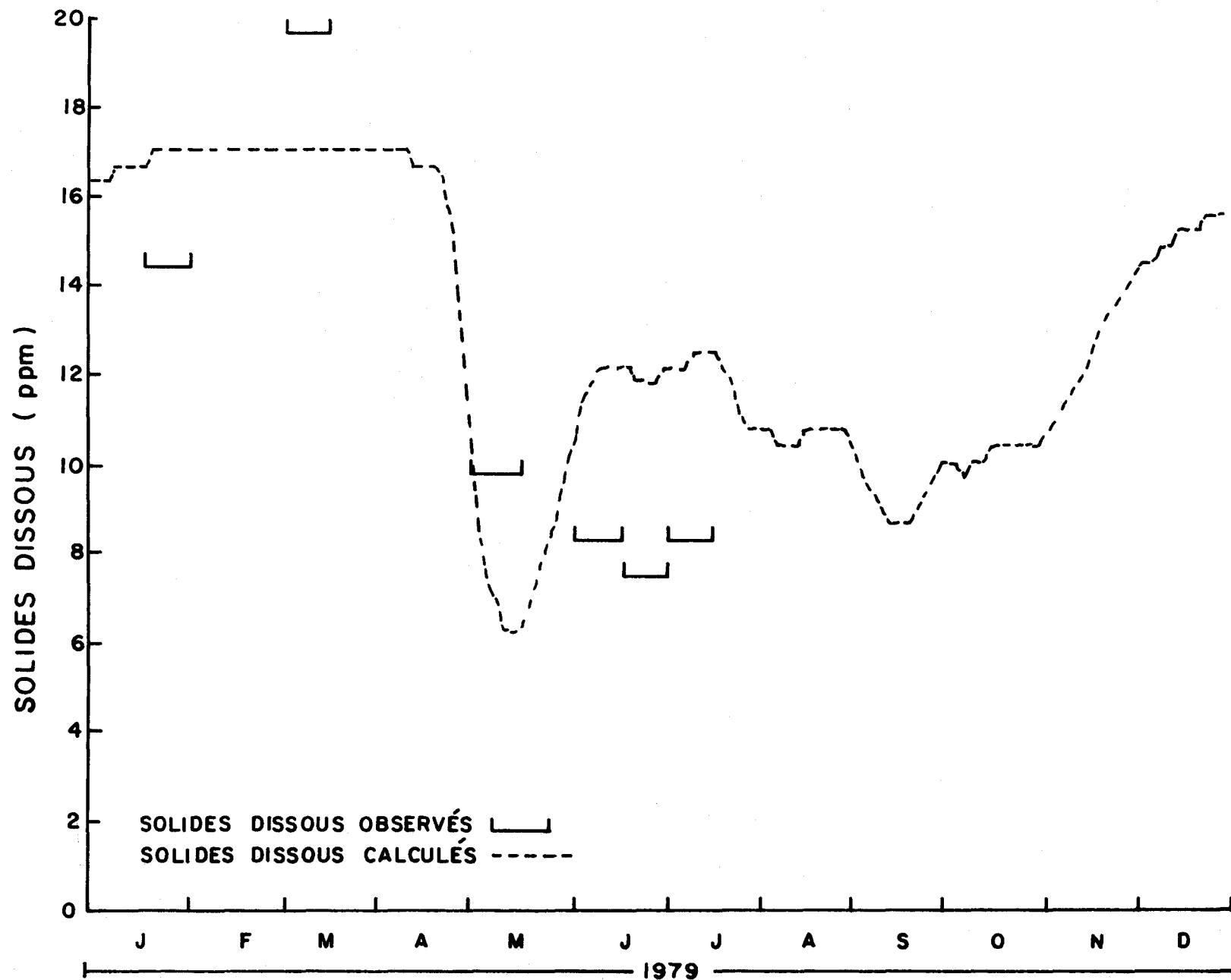


FIGURE 4.25 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM400 sur la rivière Opinaca pour l'année 1979.

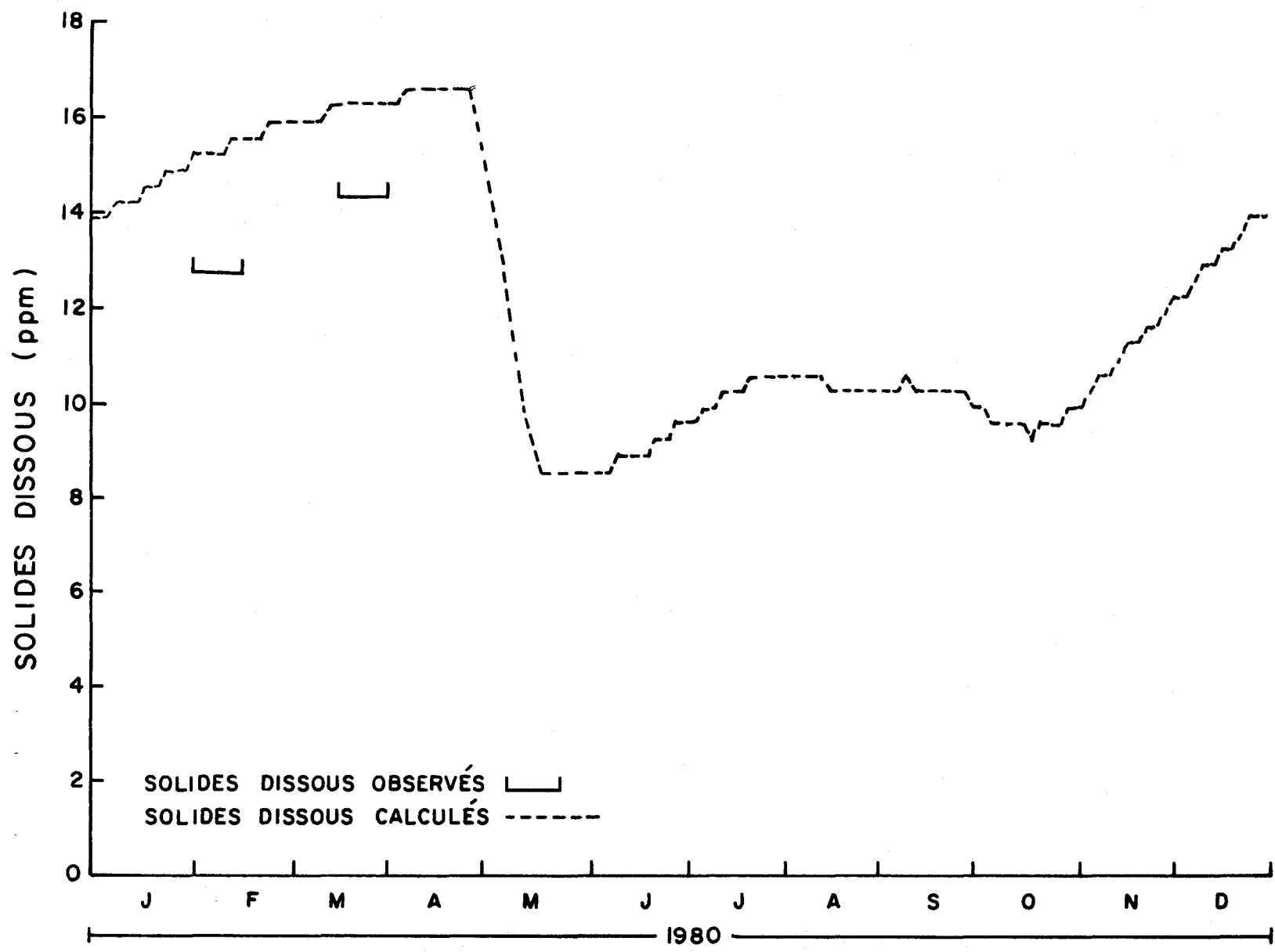


FIGURE 4.26 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA300 sur la rivière Eastmain pour l'année 1980.

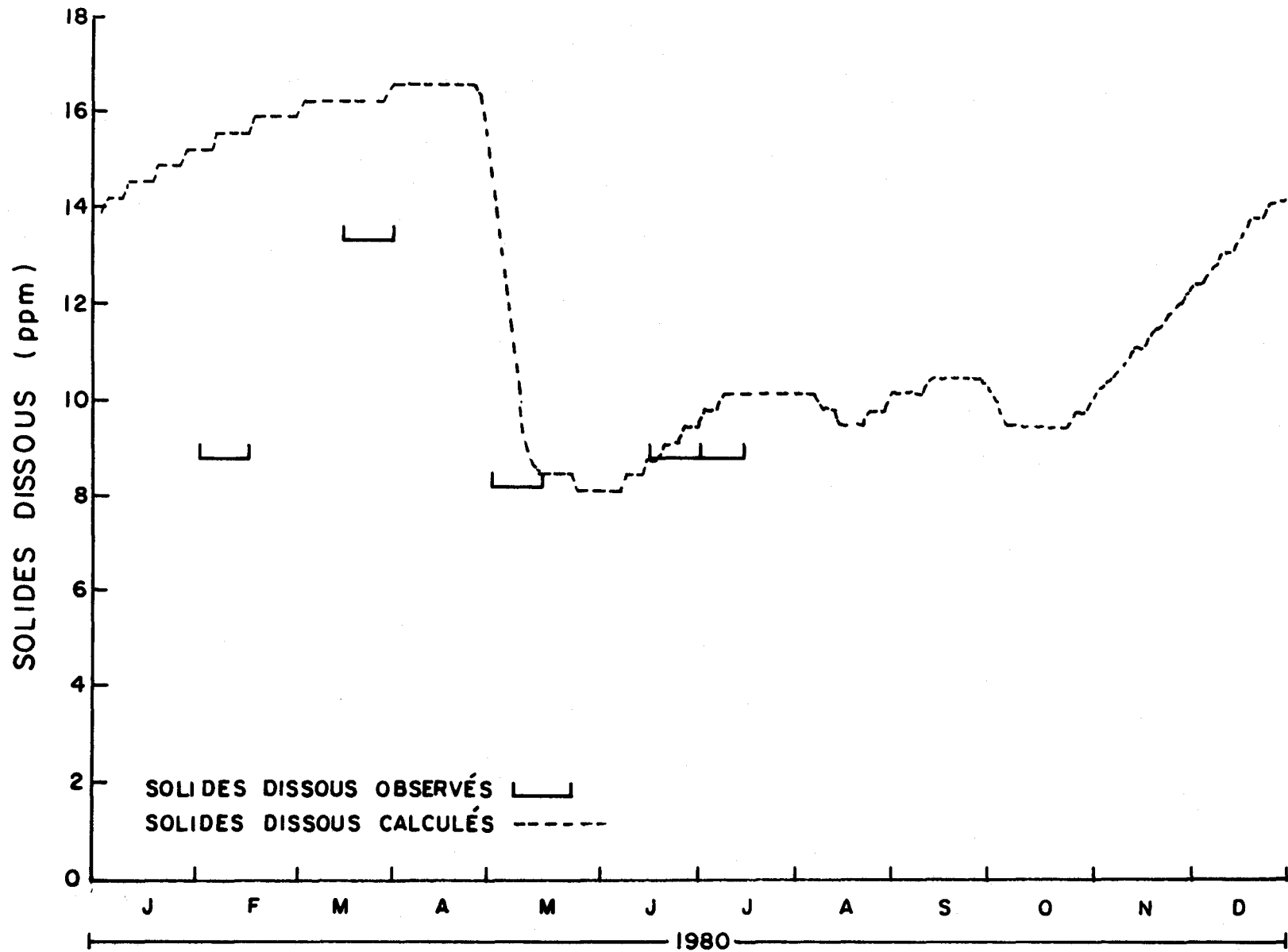


FIGURE 4.27 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EA301 sur la rivière Eastmain pour l'année 1980.

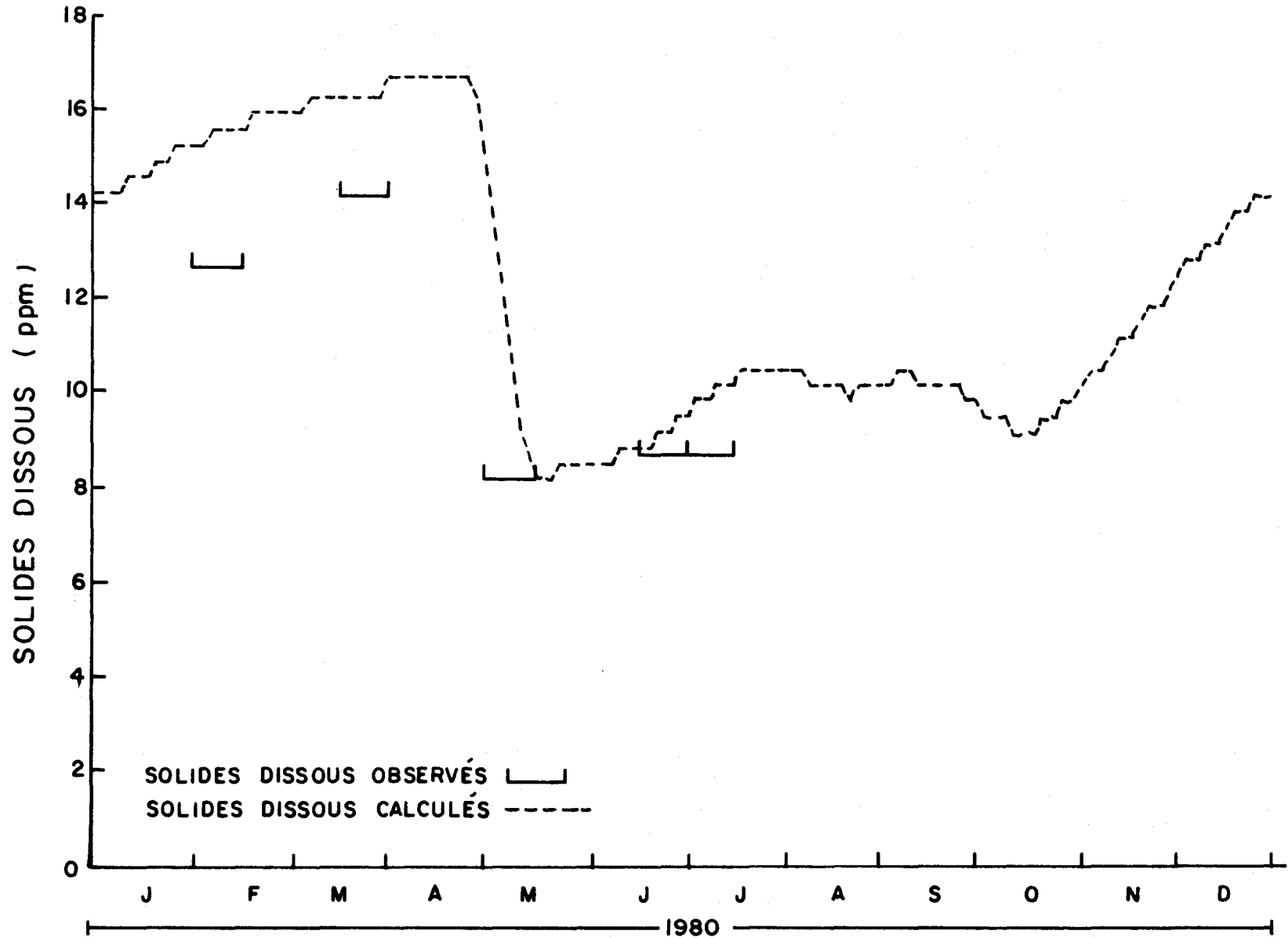


FIGURE 4.28 Concentrations en solides dissous calculées (moyenne de trois jours) et observées (reconstituées à l'aide de la conductivité d'échantillons intégrés sur environ quinze jours) à la station EM403 sur la rivière Eastmain pour l'année 1980.

4.5 CONCLUSION

Le modèle de calcul des concentrations de solides dissous en rivière, basé essentiellement sur les trois composantes de l'écoulement, donne des résultats satisfaisants pour les bassins des rivières Sainte-Anne et Eastmain-Opinaca. L'ajustement des débits à l'aide du modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1981) doit cependant être fait avec beaucoup de soin puisque les proportions relatives des trois formes d'écoulement en dépendent.

Afin d'obtenir des résultats satisfaisants à Chute Panet et à La Pérade sur le bassin de la rivière Sainte-Anne, il a été nécessaire de définir, pour les écoulements de la nappe, des concentrations qui tiennent compte de la variation spatiale de la conductivité des eaux souterraines sur le bassin versant. Cela n'a pas été nécessaire au bassin des rivières Eastmain et Opinaca.

Aux deux bassins étudiés, les concentrations calculées pendant la période qui suit la crue de printemps sont généralement surestimées. Des études ultérieures nous permettront d'établir les causes de ce phénomène et de corriger le modèle si nécessaire.

Dans le cas du bassin versant de la rivière Sainte-Anne, les variations importantes mesurées à la Pérade ne sont pas toujours reproduites. Ces variations peuvent être l'effet de sources ponctuelles dont nous ne possédons pas les données et qui ne sont pas introduites dans le modèle. Il serait nécessaire d'avoir des données journalières à La Pérade pour bien simuler ces variations.

Notons finalement que les concentrations en solides dissous ont été reconstituées à l'aide des mesures de conductivité et que par conséquent, même s'il existe de bonnes relations entre la concentration en solides dissous et la conductivité, ce processus introduit une certaine erreur.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES



- ARCHER, R.J., LaSALA, A.M. and KAMMERER, J.C. (1968). Chemical quality of streams in the Erie-Niagara basin, New York. New York State Water Resources Commission Basin Planning Report ENB-4. 104 p.
- BACA, R.G., LORENZEN, M.W., MUDD, R.D. and KIMMEL, L.V. (1974). A generalized water quality model for eutrophic lakes and reservoirs. Battelle Pacific Northwest Labs.
- BAEKKEN, T., FJELLHEIM, A. and LARSEN, R. (1981). Seasonal fluctuations of physical and chemical parameters of a weir basin in a regulated west norwegian river. *Nordic Hydrol.*, 12: 31-42.
- BETSON, R.P. and McMASTER, W.M. (1974). A first-generation nonpoint source mineral water-quality model. Presented at the 47th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation. Hydraulic Data Branch, Tennessee Valley Authority, Knoxville, Tennessee. 26 p.
- BHAGAT, S.K., PUNK, W.H. and JOHNSTONE, D.L. (1972). Correlated studies of Vancouver Lake water quality prediction study. Environmental protection technology series, EPA.
- CAMPBELL, P.G., BOBÉE, B., CAILLÉ, A., DEMALSY, M.J., DEMALSY, P., SASSEVILLE, J.L., VISSER, S.A., COUTURE, P., LACHANCE, M., LAPOINTE, R. et TALBOT, L. (1976). Effets du décapage de la cuvette d'un réservoir sur la qualité de l'eau emmagasinée: élaboration d'une méthode d'étude et application au réservoir de Victoriaville (rivière Bulstrode, Québec). INRS-Eau, rapport scientifique no 37, 304 p.
- CAMPBELL, R.B., BOWER, C.A. and RICHARDS, L.A. (1948). Change of electrical conductivity with temperature and the relation of osmotic pressure to electrical conductivity and ion concentration for soil extracts. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 13: 66-69.
- CARMACK, E.C. and GRAY, C.B.J. (1982). Patterns of circulation and nutrient supply in a medium residence time reservoir: Kootenay Lake, British Columbia. *Can. Wat. Resour. J.*, 7(1): 51-69.
- CHEN, C.W. and ORLOB, G.T. (1972). Ecologic simulation for aquatic environments, final report. Project no C-2044. Office of Water Resour. Res., U.S. Dept. of the Interior.
- CHRISTOPHERSEN, N. and WRIGHT, R.F. (1981). Sulfate budget and a model for sulfate concentrations in stream water at Birkenes, a small forested catchment in southernmost Norway. *Wat. Resour. Res.*, 17(2): 377-389.
- CHRISTOPHERSEN, N., SEIP, H.M. and WRIGHT, R.F. (1982). A model for stream water chemistry at Birkenes, Norway. *Wat. Resour. Res.*, 18(4): 977-996.
- CHURCHILL FALLS CORPORATION LIMITED. (1972). Water quality and biological study 1972. Vol. 3. Churchill Falls (Labrador) Corporation Limited. 106 p.

- CLUIS, D., COUILLARD, D. et POTVIN, L. (1974). Planification de l'acquisition des données de qualité de l'eau au Québec. TOME 4: Utilisation du territoire d'un bassin et modèle d'apports. Publ. no Q.E.-9, Ministère des Richesses naturelles, Service de qualité des eaux, Québec. 135 p.
- CÔTÉ, P. (1979). Modèles mathématiques de simulation de la qualité de l'eau des lacs et réservoirs. Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences appliquées. École Polytechnique de l'Université de Montréal, Département de génie civil. 258 p.
- COUILLARD, D. (1974). Compilation de certains rejets industriels: bilan des polluants. Rapport scientifique no 47, INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec). 246 p.
- De BROISSIA, M., MARCOS, B. and COUPAL, B. (1981). Prediction of the concentrations of nutrients in reservoirs. Chap. 8. In: Simulating the environmental impact of a large hydroelectric project. N. Thérien (éd.). Simulation proceedings series, 9(2). The Society for Computer Simulation (Simulation Councils Inc.), LaJolla, Calif. 118 p.
- DIXON, N.P., HENDRICKS, D.W., HUBER, A.L. and BAGLEY, J.M. (1970). Developing a hydro-quality simulation model. Report PRWG67-1. Utah Water Research Laboratory, College of Engineering, Utah State University, Logan, Utah. Reproduced by NTIS, Springfield, VA 22151. 87 p.
- DRAKE, J.J. and FORD, D.C. (1974). Hydrochemistry of the Athabasca and North Saskatchewan rivers in the Rocky Mountains of Canada. Wat. Resour. Res., 10(6): 1192-1198.
- DURUM, W.H. (1953). Relationship of the mineral constituents in solution to stream flow, Saline River near Russel, Kansas. Trans. Am. Geoph. Union, 34(3): 435-442.
- EGAR, D.L. (1979). Water quality in the Beaver River at Cold Lake Reserve. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa. 112 p.
- ENVIRONMENT CANADA. (1979). Water quality sourcebook - A guide to water quality parameters. Environment Canada, Inland Water Directorate, Water Quality Branch, Ottawa. 88 p.
- ENVIRONMENTAL LABORATORY. (1982). CE-QUAL-R1: A numerical one-dimensional model of reservoir water quality; User's manual. Instruction report E-82-1. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 528 p.
- FELLER, M.C. and KIMMINS, J.P. (1979). Chemical characteristics of small streams near Haney in southwestern British Columbia. Wat. Resour. Res., 15(2): 247-258.
- FOX, P.M., LaPERRIÈRE, J.D. and CARLSON, R.F. (1979). Northern lake modeling: A literature review. Wat. Resour. Res., 15(5): 1065-1072.

- GARRELS, R.M. and CHRIST, C.L. (1965). Solution, minerals and equilibria. Harper and Row, New York. 450 p.
- GEARY, P.M. (1981). Sediments and solutes in a representative basin. Australian Representative Basins Program. Report Series, report no 3. Australian Government Publishing Service, Canberra. 80 p.
- GUNNERSON, C.G. (1967). Streamflow and quality in the Columbia River Basin. J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper 5626, 93(SA6): 1-16.
- HALL, F.R. (1970). Dissolved solids-discharge relationships. 1. Mixing models. Wat. Resour. Res., 6(3): 845-850.
- HALL, F.R. (1971). Dissolved solids-discharge relationships. 2. Applications to field data. Wat. Resour. Res., 7(3): 591-601.
- HART, F.C., KING, P.H. and TCHOBANOGLIOUS, G. (1964). Discussion of "Predictive techniques for water quality inorganics" by J.O. Ledbetter and E.F. Gloyna. J. Sanit. Engng Div., 90(SA5): 63-64.
- HEM, J.D. (1970). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 2nd ed. Geological Survey Water-Supply Paper 1473. U.S. Government Printing Office, Washington. 363 p.
- HENDRICKSON, G.E. and KRIEGER, R.A. (1964). Geochemistry of natural waters of the Blue Grass Region, Kentucky. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 1700.
- HUFF, D.D. (1977). Studies of the contributions of nonpoint terrestrial sources to mineral water quality. ORNL/TM-5876. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. 35 p.
- INRS-EAU - GROUPE SYSTÈME URBAIN. (1973). Systèmes urbains de distribution d'eau. Étude du système et de la demande. INRS-Eau, rapport scientifique no 12, 49 p.
- JOHNSON, A.H. and REYNOLDS Jr, R.C. (1977). Chemical character of head-water streams in Vermont and New Hampshire. Wat. Resour. Res., 13(2): 469-473.
- JOHNSON, F.A. and EAST, J.W. (1982). Cyclical relationships between river discharge and chemical concentration during flood events. J. Hydrol., 57: 93-106.
- JOHNSON, N.M., LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., FISHER, D.W. and PIERCE, R.S. (1969). A working model for the variation in stream water chemistry at the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. Wat. Resour. Res., 5(6): 1353-1363.
- KELLER, H.M. (1967). Water quality to characterize runoff from small watersheds. International Union of Forest Research Organizations Papers, 14th Congress, Munich. pp. 264-280.

- KNAPTON, J.R. and JACOBSON, M.A. (1980). Simulation of water-quality data at selected stream sites in the Missouri River Basin, Montana. Report USGS/WRI80-76. U.S. Geological Survey, Water Resources Division, Helena, Montana. 30 p.
- KORVEH, H.C. and WILCOX, J.C. (1964). Effects of flow variations on the salt content and reaction of a mountain creek. *Can. J. Soil Sci.*, 40: 352-359.
- KRAMER, J.R. (1964). Theoretical model for the chemical composition of freshwater with application to the Great Lakes. Publ. no 11. Great Lakes Research Division, Univ. Michigan. pp. 147-160.
- KRENKEL, P.A. and FRENCH, R.H. (1982). State-of-the-art of modeling surface water impoundments. *Wat. Sci. Tech.*, 14: 241-261.
- LANE, W.L. (1975). Extraction of information on inorganic water quality. *Hydrology Papers*, No 73. Colorado State University, Fort Collins, Colo. 76 p.
- LANGBEIN, W.B. and DAWDY, D.R. (1964). Occurrence of dissolved solids in surface waters of the United States. U.S. Geol. Survey Prof. Paper 501-D. pp. D115-D117.
- LEDBETTER, J.O. and GLOYNA, E.F.G. (1964). Predictive techniques for water quality inorganics. *J. Sanit. Engng Div., ASCE Proc. Paper* 3810, 90(SA1): 127-151.
- LEGENRE, P., CHODOROWSKI, A., CHODOROWSKA, W., PICHET, P. et POTVIN, P. (1980). Qualité des eaux: interprétation des données lacustres (1971-1977). Ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux. 409 p.
- LENZ, A.T. and SAWYER, C.N. (1944). Estimation of streamflow from alkalinity determination. *Trans. Am. Geoph. Union*, 25(6): 1005-1010.
- LOMBARDO, P.S. (1973). Critical review of currently available water quality models. Hydrocomp Inc., prepared for the U.S. Office of Water Resour. Res.
- LUNDQUIST, D. (1976). Simulation of the hydrologic cycle. (norvégien). Rep. 1R23/76. SNSF Proj., Norw. Inst. for Water Res., Oslo. 28 p.
- LUNDQUIST, D. (1977). Hydrochemical modelling of drainage basins. (norvégien). Rep. 1R31/77. SNSF Proj., Norw. Inst. for Water Res., Oslo. 27 p.
- MASCOLO, D., MEYBECK, M., CLUIS, D. et COUILLARD, D. (1973). Caractéristiques physico-chimiques des effluents urbains. In: *L'eau et l'environnement. Travaux présentés à la conférence conjointe AQTE-FACE tenue à l'Hôtel Reine Élisabeth à Montréal du 30 avril au 3 mai 1972.* AQTE (éd.). pp. 541-560.

- MAYSTRENKO, Y.G. and DENISOVA, A.I. (1973). Soviet Hydrology: Collected Papers. Issue no 6.
- MCCORMACK, R. (1983). Étude hydrogéologique: Rive nord du Saint-Laurent. Rapport HG15. Ministère de l'Environnement du Québec, Service des eaux souterraines, Québec. 412 p., 11 cartes en annexe.
- MEYBECK, M. (1972). Qualité chimique naturelle de l'eau des rivières (ions majeurs) - Revue de littérature. INRS-Eau, rapport scientifique no 10. 40 p.
- MEYBECK, M. (1976). Total mineral dissolved transport by world major rivers. Bull. Sci. Hydrol., XXI(2): 265-284.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. (non daté). Banque de données de la qualité du milieu aquatique. Service de la qualité des eaux. N.P.
- MINISTÈRE DES APPROVISIONNEMENTS ET SERVICES (MAS). (1978). Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada 1977. Publ. Cat. no EM44-10/1977. 339p.
- MINISTÈRE DES APPROVISIONNEMENTS ET SERVICES (MAS). (1981). Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada 1981. Publ. cat. no EN44-10/81. 389 p.
- MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES. (1970). Annuaire hydrologique: Qualité des eaux: 1968. Annuaire A.H.-7. MRN, Direction générale des eaux. Services hydrométéorologiques. 108 p.
- MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES. (1971). Annuaire hydrologique: Qualité des eaux: 1969. Annuaire A.H.-10. MRN, Direction générale des eaux. Services hydrométéorologiques. 172 p.
- MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES. (1973). Annuaire: Qualité des eaux: 1970. Annuaire A.Q.-1. MRN, Direction générale des eaux, Service qualité des eaux. 335 p.
- MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES. (1974). Annuaire: Qualité des eaux: 1971. Annuaire A.Q.-2. MRN, Direction générale des eaux, Service qualité des eaux. 346 p.
- MORIN, G., FORTIN, J.P., LARDEAU, J.P., SOCHANSKA, W. et PAQUETTE, S. (1981). Modèle CEQUEAU: manuel d'utilisation. INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec), rapport scientifique no 93. 449 p.
- MORIN, G., CLUIS, D., COUILLARD, D., JONES, H.G. et GAUTHIER, J.M. (1983). Modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU. INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec), rapport scientifique no 153. 98 p.
- OBORNE, A.C. (1981). The application of a water-quality model to the River Wye, Wales. J. Hydrol., 52: 59-70.

- O'CONNOR, D.J. (1976). The concentration of dissolved solids and river flow. *Wat. Resour. Res.*, 12(2): 279-294.
- OFFICE DE PLANIFICATION ET DE DÉVELOPPEMENT DU QUÉBEC (OPDQ). (1979). Banque de données statistiques par bassin géographique. Editeur officiel du Québec. 252 p.
- PILGRIM, D.H., HUFF, D.D. and STEELE, T.D. (1979). Use of specific conductance and contact time relations for separating flow components in storm runoff. *Wat. Resour. Res.*, 15(2): 329-339.
- PINDER, G.F. and JONES, J.F. (1969). Determination of the ground-water component of peak discharge from the chemistry of total runoff. *Wat. Resour. Res.*, 5(2): 438-445.
- PIONKE, H.B. et NICKS, A.D. (1970). The effect of selected hydrologic variables on stream salinity. *Bull. int. Ass. scient. Hydrol.*, XV(4): 13-21.
- PIONKE, H.B., NICKS, A.D. and SCHOOF, R.R. (1972). Estimating salinity of streams in Southwestern United States. *Wat. Resour. Res.*, 8(6): 1597-1604.
- POWELL, S.T. (1964). Quality of water. Section 19, Handbook of Applied Hydrology (Chow, ed.). McGraw-Hill, New York.
- SCHETAGNE, R. (1981a). Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande: Physico-chimie et pigments chlorophylliens. Société d'énergie de la Baie James, Direction de l'environnement, Montréal. 228 p.
- SCHETAGNE, R. (1981b). Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande: Physico-chimie et pigments chlorophylliens: Région d'Opinaca. Société d'énergie de la Baie James, Direction de l'environnement, Montréal. 160 p.
- SCOTT'S INDUSTRIAL DIRECTORIES. (1980). Répertoire industriel du Québec. 10^e ed. P.M.
- SÉRODES, J.B. (1982). Influence des sols et arbres noyés sur quelques caractéristiques chimiques de l'eau du réservoir LG2. *Can. Wat. Resour. J.*, 7(1): 355-374.
- SHIAO, M.-C. (1976). Mathematical modeling of water quality dynamics in a deep reservoir ecosystem. Ph.D. Thesis. University of Tennessee, Knoxville. 309 p.
- SINGH, T. and KALRA, Y.P. (1977). Estimation of natural pollution loads from streamflow measurements in remote catchments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 7: 111-116.
- STATISTIQUE CANADA. (1982). Recensement du Canada de 1981 - Population - Répartition géographique - Québec. Ministère des approvisionnements et services Canada. Publ. Cat. no 93-905, vol. 2, série provinciale, P.M.

- STEELE, T.D. (1968). Seasonal variations in chemical quality of surface water in the Pescadero Creek watershed, San Mateo County, California. Ph.D. Thesis, Stanford University, Calif. 179 p.
- STEELE, T.D. (1969). Digital-computer applications in chemical-quality studies of surface water in a small watershed. *Ass. Int. Hydrol. Sci. publ.*, 80: 203-214.
- STEELE, T.D. and JENNINGS, M.E. (1972). Regional analysis of streamflow chemical quality in Texas. *Wat. Resour. Res.*, 8(2): 460-477.
- STUMM, W. and MORGAN, J.J. (1970). Aquatic chemistry - An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley and Sons Inc, New York. 583 p.
- TANJI, K.K. and BIGGAR, J.W. (1972). Specific conductance model for natural waters and soil solution of limited salinity levels. *Wat. Resour. Res.*, 8(1): 145-153.
- TEXAS WATER DEVELOPMENT BOARD. (1971). Simulation of water quality in streams and canals - Theory and description of the QUAL-I mathematical modeling system. Report 128. Frank D. Masch and Ass. and The Texas Water Development Board, Austin, Texas. Reproduced by NTIS, Va 22151. 64 p.
- TOLER, L.G. (1965). Relation between chemical quality and water discharge of Spring Creek, Southwestern Georgia. U.S. Geological Survey Professional Paper 525-C. pp. C209-C213.
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY. (1947). Quality of surface waters of the United States. Water Supply Paper 1050.
- WARD Jr., G.H. (1980). Salinity/TDS: Appraisal of present practices and capabilities in modeling. In: Workshop on verification of water quality models. Report no EPA-600/9-80-016. Environmental Research Laboratory, Office of research and development. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. 257 p.
- WARD, J.C. (1958). Correlation of stream flow quality with quantity. M.Sc. Thesis presented to the University of Oklahoma, Norman, Oklahoma.
- WARD, T.J. (1973). Relationship of basin characteristics to selected water chemistry parameters in Upper Carson River Basin. M.Sc. Thesis presented to the University of Nevada, Reno, Nevada.