



HAL
open science

Contribution à l'étude de la qualité des eaux des retenues amazoniennes : application de la modélisation mathématique à la retenue de Tucurui (Brésil)

Alice Pereira

► **To cite this version:**

Alice Pereira. Contribution à l'étude de la qualité des eaux des retenues amazoniennes : application de la modélisation mathématique à la retenue de Tucurui (Brésil). Hydrologie. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 1994. Français. NNT: . pastel-00569488

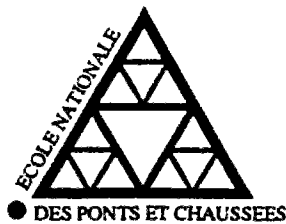
HAL Id: pastel-00569488

<https://pastel.hal.science/pastel-00569488>

Submitted on 25 Feb 2011

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Mémoire présenté pour l'obtention du titre de
Docteur de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées

Spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement

**Contribution à l'étude de la qualité
des eaux des retenues amazoniennes :
application de la modélisation
mathématique à la retenue de
Tucurui (Brésil)**

par
Alice Pereira

Thèse soutenue le 2 juin 1994

Jury

M. Sven Erik JØRGENSEN
M. Rémy POCHAT
M. Jacques LEMOALLE
M. José Galizia TUNDISI
M. Lucien MASBERNAT
M. Bruno TASSIN

Directeur de Thèse
Président
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur

à mon père

à ma mère

*Rien n'est jamais perdu
tant qu'il reste quelque
chose à trouver*

Pierre Dac

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont tout d'abord à Rémy POCHAT, qui m'a accueillie au CERGRENE, qui a toujours donné son appui aux travaux développés dans cette thèse et qui m'a fait l'honneur de présider le jury.

J'exprime ma sincère reconnaissance à mon directeur de thèse, Sven JØRGENSEN, Professeur à la Royal Danish School of Pharmacy, dont les conseils m'ont été précieux.

A Monsieur Jacques LEMOALLE, chercheur à l'ORSTOM, et à Monsieur José TUNDISI, Professeur à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, qui ont accepté de juger ce travail, j'adresse mes plus vifs remerciements pour leur intérêt et leurs conseils.

Je remercie également Monsieur MASBERNAT, Professeur à l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse, d'avoir bien voulu faire partie de ce jury, et pour les fructueuses discussions que nous avons eues.

Toute ma gratitude va à Bruno TASSIN, enseignant-chercheur au CERGRENE, qui a participé intensément à ce travail. Son intérêt, sa patience, ses critiques, m'ont aidée à surmonter les obstacles au long de cette thèse.

Mes remerciements au CERGRENE, en particulier à son directeur, Monsieur Jean-Claude DEUTSCH, pour l'accueil et les excellentes conditions de travail.

Ce travail de recherche n'aurait pu avoir lieu sans l'appui des Centrais Elétricas do Norte do Brasil (ELETRONORTE), qui a fourni gracieusement toutes les données sur la retenue de Tucuruí.

Je tiens à remercier, pour la confiance qu'ils m'ont accordée, la Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), le Ministère des Affaires Étrangères et EDF qui ont financé ce travail.

Je remercie chaleureusement, pour leurs conseils, soutien, et amitié, Jean-Philippe CHANCELIER, Frank PACARD, Jean-Marie MOUCHEL, ainsi que tous ceux qui d'une manière ou d'une autre m'ont aidé à réaliser cette thèse. Je remercie tout particulièrement Eric et les amis qui ont adouci ma présence dans cette *douce France*.

RESUME

Le développement hydroélectrique de la région amazonienne a conduit la création de plusieurs retenues. La qualité de l'eau de ces retenues subit de modifications provoquées par divers facteurs parmi lesquels la dégradation de la végétation terrestre immergée semble prédominante. Nous avons cherché l'intégration de ces facteurs dans un modèle mathématique pour étudier l'évolution de cette qualité de l'eau.

Ce modèle décrit, selon les dimensions verticale et longitudinale, le comportement de cinq variables d'état: l'oxygène dissous, la matière organique dans la colonne d'eau, la matière organique facilement dégradable, la matière organique difficilement dégradable, et l'ammonium. Ce comportement est décrit en conditions d'aérobiose et d'anaérobiose.

Le compartiment physique du modèle utilise deux approches pour la description longitudinale de la retenue. La première utilise un modèle thermique unidimensionnel et une discrétisation longitudinale en boîtes. La seconde utilise un modèle thermique unidimensionnel et une description longitudinale de l'intrusion du fleuve.

Le modèle est calé et validé sur la base de données de la retenue de Tucuruí (Brésil). Les principaux résultats indiquent une simulation correcte des événements de stratification et déstratification, ainsi que des concentrations en oxygène dissous et en ammonium.

Cette modélisation met en évidence la part importante prise par la dégradation des troncs et des branches dans l'évolution de la qualité de l'eau de la retenue. En effet, leur dégradation provoque une forte consommation d'oxygène; le dégagement d'ammonium, en revanche, est marginal.

Mots-clés: limnologie tropicale, qualité de l'eau, retenue, végétation, matière organique, dégradation, modèle, unidimensionnel, entrée d'eau, sortie d'eau, stratification, aérobie, anaérobie, nutriment.

RESUMO

O desenvolvimento hidrelétrico na Amazônia levou à criação de vários reservatórios nessa região. A qualidade da água desses reservatórios é submetida à modificações provocadas por diversos fatores sendo a degradação da vegetação terrestre inundada um dos predominantes. Procurou-se então integrar esses fatores em um modelo matemático a fim de estudar a evolução da qualidade da água.

Esse modelo descreve, na dimensão vertical e longitudinal do reservatório, o comportamento de cinco variáveis de estado: oxigênio dissolvido, matéria orgânica na coluna d'água, matéria orgânica de degradação rápida, matéria orgânica de degradação lenta, e amônia. Esse comportamento é descrito em condições aeróbicas e anaeróbicas.

O modelo físico utiliza dois métodos para a descrição longitudinal do reservatório. O primeiro método emprega um modelo térmico unidimensional e uma discretização do reservatório em compartimentos horizontais. O segundo emprega um modelo térmico unidimensional e uma descrição do escoamento do rio afluente dentro do reservatório.

O modelo é calibrado e validado com os dados do reservatório de Tucuruí (PA). Os resultados apresentam uma simulação correta dos fenômenos de estratificação e destratificação, bem como das concentrações de oxigênio dissolvido e amônia.

Os resultados da modelagem matemática desse sistema ressaltam a importância da degradação dos troncos e galhos na evolução da qualidade da água do reservatório. Nota-se que a degradação dessas partes da vegetação provoca um consumo elevado de oxigênio; entretanto, a liberação de amônia é fraca.

Palavras-chaves: limnologia tropical, qualidade da água, reservatório, vegetação, matéria orgânica, degradação, modelo, unidimensional, vazão afluente, vazão defluente, estratificação, aeróbica, anaeróbica, nutrientes.

ABSTRACT

The development of hydroelectric power in Amazonia has created many reservoirs. The reservoir water quality is subject to modifications due to different factors among them the decomposition of the submerged terrestrial vegetation seems predominant. We tried to integrate these factors into a model to study the evolution of reservoir water quality.

This model describes, on the longitudinal and vertical dimensions of the reservoir, the behaviour of five state variables: dissolved oxygen, organic matter in the water column, easily degradable organic matter, poorly degradable organic matter, and ammonium. This behaviour is described in aerobic and anaerobic conditions.

The physical compartment of the model uses two approaches to the longitudinal description of the reservoir. The first one uses a one-dimensional temperature model with a horizontal box discretization. The second uses a one-dimensional temperature model with a description of the inflow intrusion into the reservoir.

The model is calibrated and validated on the Tucuruí (Brazil) reservoir data base. The results indicate a correct simulation of the stratification and destratification periods, as well as the evolution of the oxygen and ammonium concentrations.

This modelling demonstrates the important part played by the decomposition of trunks and branches in the evolution of reservoir water quality. Indeed, their degradation causes a strong oxygen depletion while ammonium release is weak.

Key-words: tropical limnology, water quality, reservoir, vegetation, organic matter, degradation, model, unidimensional, inflow, outflow, stratification, aerobic, anaerobic, nutrient.

Table des matières

1	Introduction	1
1.1	Les retenues en Amazonie	1
1.2	Les effets de l'immersion de la végétation terrestre	2
1.3	Les objectifs de la thèse	4
2	Dégradation de la matière organique	9
2.1	L'autolyse et le lessivage	10
2.2	Les processus de dégradation	11
2.3	Le milieu et les limitations	14
2.4	Les vitesses des processus	16
2.4.1	Les vitesses de dégradation de la matière organique	16
3	Site de l'étude: la retenue de Tucuruí	21
3.1	La description du site	21
3.1.1	Le climat	23
3.1.2	La végétation	24
3.1.3	L'hydrologie	25
3.1.4	La morphologie	26
3.2	La qualité de l'eau	27
3.2.1	L'eau d'entrée	29
3.2.2	Les variations temporelles et spatiales dans la retenue	31
3.2.3	Les variations journalières	40
3.2.4	La production primaire	45
3.2.5	L'analyse des principaux flux	45
4	Modélisation de la dégradation de la matière organique	49
4.1	Les modèles de dégradation de la matière organique	50
4.2	Le modèle pour Tucuruí	55
4.2.1	Les variables d'état	56
4.2.2	La conceptualisation du système	58

4.2.3	Le modèle mathématique	61
4.2.4	La station et l'année de calage	64
4.2.5	Les conditions initiales et limites	65
5	Modélisation de la retenue	67
5.1	Le bilan thermique	68
5.2	La dispersion verticale	72
5.3	Les dimensions de la retenue	75
5.4	Le modèle unidimensionnel d'intrusion du flux	77
5.5	Le modèle de qualité de l'intrusion	81
5.6	Le modèle trois boîtes	83
5.7	Le flux de sortie	85
5.8	Les différences dans la représentation des modèles	87
5.9	Le calage des modèles	89
5.9.1	Modèle thermique	90
5.9.2	Modèle de dégradation	93
5.10	Les résultats	96
5.10.1	Température	99
5.10.2	Oxygène dissous	101
5.10.3	Ammonium et DCO	101
5.10.4	Coefficients de dispersion	101
5.10.5	Les difficultés	107
5.11	La validation du modèle	117
5.12	Les résultats d'autres modèles appliqués à Tucurui	127
5.12.1	Le modèle WQRRS	127
5.12.2	Le modèle WQ-ARM	129
6	Le modèle et l'écologie du système	131
6.1	Le modèle et la stratification	131
6.1.1	Le cycle aérobie-anaérobie	132
6.1.2	Le statut trophique	133
6.2	Les flux chimiques dans la retenue	135
6.2.1	La matière organique et l'oxygène	135
6.2.2	La matière organique et l'ammonium	137
6.3	Jouons avec le modèle	139
6.3.1	La quantité de végétation immergée	139
6.3.2	L'impact de la végétation immergée	140
6.3.3	Les sources de nutriments	141
6.3.4	La production des gaz	142

6.4 La portabilité du modèle	142
7 Conclusions générales	145
ANNEXES	
A Inondation de la végétation terrestre	161
A.1 La végétation semi-immersée	162
B Processus d'oxydation	167
B.1 La dénitrification	167
B.2 La réduction des sulfates	168
B.3 La méthanogénèse	168
B.4 La nitrification	169
B.5 L'oxydation des sulfures	169
B.6 L'oxydation du méthane	170
B.7 Les vitesses des processus	171
C Matière organique d'origine terrestre	177
C.1 La quantité	177
C.2 La composition	180
C.2.1 La stœchiométrie	180
D Base de données limnologiques	185
D.1 Le protocole d'échantillonnage	186
D.2 La méthodologie	187
D.2.1 Température	187
D.2.2 Oxygène dissous	188
D.2.3 Ammonium dissous	188
D.2.4 Demande chimique en oxygène	188
E Modèle de la qualité de l'eau de l'intrusion du fleuve	191
F Résultats	193
F.1 Les résultats du calage	193
F.2 Les résultats de la validation	266

Table des figures

1.1	Schéma géo-politique de l'Amazonie et les barrages hydroélectriques en fonctionnement.	2
1.2	Étapes de construction d'un modèle. Les boucles I, II et III représentent les corrections éventuelles du modèle (Young, 1983; Jørgensen, 1990b).	6
3.1	Carte de localisation du barrage de Tucuruí et les deux principaux fleuves du bassin versant: Tocantins et Araguaia.	22
3.2	Schéma d'une coupe transversale des structures du déversoir et de la turbine du barrage.	22
3.3	Total mensuel de précipitations à Tucuruí.	23
3.4	Débits moyens mensuels pour trois années de mesures.	26
3.5	Schéma de la retenue de Tucuruí divisée en zone centrale et zone littorale. Les points M1 à M5, MR et C1 représentent les stations d'échantillonnage décrites dans le texte ultérieurement.	28
3.6	Relation entre les mesures de DCO et de MES en M5 entre 1985 et 1988.	30
3.7	Apports annuels en carbone organique par le fleuve, par la production primaire et l'équivalent en matière décomposable issue de la végétation immergée. Calculs effectués pour 1986.	31
3.8	Variation temporelle des températures mesurées en 1986 et 1987.	32
3.9	Relation entre les débits et les mesures de température en M5 entre 1985 et 1988.	32
3.10	Profil de densité dans un lac alpin et dans la retenue de Tucuruí (station M1) à une date (24 septembre pour les deux lacs) représentative de la période de stratification. La cote de surface est de 145 m pour le Bourget et de 72 m pour Tucuruí.	34
3.11	Résultats du calcul du nombre interne de Froude pour trois stations dans la zone centrale (M1, M3 et M5) et une station dans la zone littorale (MR).	36
3.12	Variations spatiales et temporelles des lignes d'isotherme aux stations M1 (haut de page), M3 (milieu) et MR (bas de page) dans l'année 1987. Les profondeurs des stations sont M1=72 m, M3=40 m et MR=30 m.	37
3.13	Profils de température et d'oxygène dissous à la station M1.	38

3.14	Lignes d'iso-oxygène sur une coupe longitudinale de la retenue de Tucurui durant trois périodes distinctes de l'année.	39
3.15	Profil des concentrations d'ammonium en MR et en M3 en septembre et en mars.	40
3.16	Profils d'oxygène dissous en MR et en M3 en juillet et en janvier.	41
3.17	Variation journalière de la température à la station M1 en mai 1986 du 17 à 7h00 au 18 à 7h00. Les températures de surface ont été reproduites en haut en raison de la mauvaise clarté des lignes d'isotherme. Les horaires de mesures sont marqués sur l'abscisse du graphique supérieur.	42
3.18	Variation journalière de l'oxygène dissous à la station M1 en mai 1986 du 17 à 7h00 au 18 à 7h00. Les heures marquées sur l'abscisse correspondent aux horaires de mesures.	43
3.19	Variation journalière de l'ammonium et des phosphates dans la zone euphotique à la station M1 en mai 1986 du 17 à 7h00 au 18 à 7h00. Les heures marquées sur l'abscisse correspondent aux horaires de mesures.	44
3.20	Flux d'oxygène dissous pour l'année 1986.	47
3.21	Flux d'ammonium (N-NH ₄) pour l'année 1986.	48
4.1	Distribution temporelle de quelques modèles décrivant le compartiment de dégradation de la matière organique. L'axe vertical représente le type de cinétique utilisée et l'axe horizontal le nombre de types de matière organique simulé. Voir légende ci-dessous.	50
4.2	Schéma des processus de dégradation de la matière organique selon Billen et Servais. La macromolécule 1 représente la matière non dégradabile, la macromolécule 2 la matière lentement dégradabile, et la macromolécule 3 la matière rapidement dégradabile.	55
4.3	Compartimentalisation conceptuelle de la matière organique dans la retenue de Tucurui.	58
4.4	Première approche du modèle conceptuel de la dégradation de la végétation dans la retenue de Tucurui.	59
4.5	Deuxième approche du modèle conceptuel de la dégradation de la végétation dans la retenue de Tucurui.	61
5.1	Schéma du modèle unidimensionnel avec la discrétisation verticale en couches horizontales et homogènes.	68
5.2	Organigramme d'utilisation des deux approches employées pour décrire l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau. Les deux modèles ont une structure unidimensionnelle et diffèrent selon la manière de prendre en compte l'axe longitudinal.	78
5.3	Schéma du modèle avec intrusion du fleuve.	78

5.4	Discrétisation longitudinale de la retenue de Tucurui, sections des boîtes, et leur volume. M5, M4, M3, M1 représentent les stations d'échantillonnage.	84
5.5	Schéma d'une section longitudinale de la retenue discrétisée en trois boîtes et la propagation des profils des variables d'état entre ces boîtes.	84
5.6	Schéma de la zone de sous-tirage par les turbines et le déversoir.	86
5.7	Evolution des erreurs de la température simulée par le modèle trois boîtes. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite), et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.	91
5.8	Evolution des erreurs de la température simulée par le modèle unidimensionnel. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite), et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.	92
5.9	Evolution des erreurs de l'oxygène dissous simulé par le modèle trois boîtes. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite) et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.	97
5.10	Evolution des erreurs de l'oxygène dissous simulé par le modèle unidimensionnel. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite) et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.	98
5.11	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	100
5.12	Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	102
5.13	Profils calculés d'oxygène dissous au 31/05/86 (haut) et au 01/09/86 (bas). La première colonne de la figure concerne la première boîte (cote du fond à 50 m); la deuxième colonne concerne la deuxième boîte (cote du fond à 30 m).	103
5.14	Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	104
5.15	Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	105
5.16	Profils du coefficient de dispersion. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	106
5.17	Profils de température entre le 4 et le 26 mars. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	108

5.18	Profils de température entre le 29 avril et le 20 mai. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	109
5.19	Profils de température entre le 8 et le 28 octobre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	111
5.20	Profils de la DCO entre le 26 mars et le 22 avril. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	112
5.21	Profils de la DCO entre le 19 août et le 10 septembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	113
5.22	Profils d'ammonium dissous au 19 août et au 2 septembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	114
5.23	Profils de température entre le 29 avril et le 20 mai. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	115
5.24	Profils d'oxygène dissous entre le 10 et le 30 septembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	116
5.25	Profils de température entre le 10 et le 30 décembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	118
5.26	Profils d'oxygène dissous le 7 janvier, le 14 janvier et le 13 mai. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	119
5.27	Evolution des erreurs de l'oxygène dissous simulé par le modèle unidimensionnel en 1987. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite) et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.	121
5.28	Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	122
5.29	Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	123

5.30	Validation du modèle. Profils de la DCO. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	124
5.31	Validation du modèle. Profils de température. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	126
6.1	Evolution de la concentration de l'oxygène dissous en surface (première couche de 1 m) et au fond (dernière couche de 1 m) de la retenue en 1986 et 1987. Le trait continu correspond aux résultats du modèle (unidimensionnel) et le trait pointillé correspond aux mesures en M1.	133
6.2	Evolution de la concentration de l'ammonium en surface (première couche de 1 m) et au fond (dernière couche de 1 m) de la retenue en 1986 et 1987. Le trait continu correspond aux résultats du modèle (unidimensionnel) et le trait pointillé correspond aux mesures en M1.	134
6.3	Flux d'oxygène dissous (tO_2an^{-1}) en 1986 calculés par le modèle trois boîtes. . .	135
6.4	Flux d'oxygène dissous (tO_2an^{-1}) en 1986 calculés par le modèle unidimensionnel. . .	136
6.5	Répartition de la consommation totale d'oxygène dissous dans la retenue pour l'année 1986. Le total de cette consommation <i>interne</i> d'oxygène n'inclut pas les sorties par le barrage.	136
6.6	Flux d'ammonium ($tN-NH_4an^{-1}$) en 1986 calculés par le modèle trois boîtes. . .	138
6.7	Flux d'ammonium ($tN-NH_4an^{-1}$) en 1986 calculés par le modèle unidimensionnel. . .	138

ANNEXES

A.1	Schéma de la distribution verticale uniforme de la végétation terrestre.	162
A.2	Schéma de la distribution verticale triangulaire ascendante de la végétation terrestre. . .	162
A.3	Pourcentages de chute des troncs semi-immergés dans douze mois. La fonction parabolique $y=x^2$ a été tracée afin de montrer la tendance de chute dans cette première année de décomposition.	163
A.4	Pourcentage des arbres morts dans le temps.	164
F.1	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	194
F.2	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	195

F.3	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	196
F.4	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	197
F.5	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	198
F.6	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	199
F.7	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	200
F.8	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	201
F.9	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	202
F.10	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	203
F.11	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	204
F.12	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	205
F.13	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	206
F.14	Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	207

F.15 Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	208
F.16 Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	209
F.17 Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	210
F.18 Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	211
F.19 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	212
F.20 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	213
F.21 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	214
F.22 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	215
F.23 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	216
F.24 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	217
F.25 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	218
F.26 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	219

F.27 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	220
F.28 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	221
F.29 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	222
F.30 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	223
F.31 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	224
F.32 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	225
F.33 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	226
F.34 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	227
F.35 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	228
F.36 Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	229
F.37 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	230
F.38 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	231

F.39 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	232
F.40 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	233
F.41 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	234
F.42 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	235
F.43 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	236
F.44 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	237
F.45 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	238
F.46 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	239
F.47 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	240
F.48 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	241
F.49 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	242
F.50 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	243

F.51 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	244
F.52 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	245
F.53 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	246
F.54 Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	247
F.55 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	248
F.56 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	249
F.57 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	250
F.58 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	251
F.59 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	252
F.60 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	253
F.61 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	254
F.62 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	255

F.63 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	256
F.64 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	257
F.65 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	258
F.66 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	259
F.67 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	260
F.68 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	261
F.69 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	262
F.70 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	263
F.71 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	264
F.72 Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	265
F.73 Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	267
F.74 Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	268

F.75	Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	269
F.76	Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	270
F.77	Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	271
F.78	Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	272
F.79	Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	273
F.80	Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	274
F.81	Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	275
F.82	Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	276
F.83	Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	277
F.84	Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	278
F.85	Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	279
F.86	Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	280

F.87 Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	281
F.88 Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	282
F.89 Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	283
F.90 Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	284
F.91 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	285
F.92 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	286
F.93 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	287
F.94 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	288
F.95 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	289
F.96 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	290
F.97 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	291
F.98 Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	292

F.99	Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	293
F.100	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	294
F.101	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	295
F.102	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	296
F.103	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	297
F.104	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	298
F.105	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	299
F.106	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	300
F.107	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	301
F.108	Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.	302

Liste des tableaux

2.1	Pourcentage de perte de matière organique particulaire par rapport au poids sec initial.	11
2.2	Réactions d'oxydation de la matière organique par type d'accepteur d'électron dans leur hiérarchie naturelle, le potentiel redox dans lequel elles se réalisent et l'énergie libérée par mole de matière organique. ΔG° , conditions standard, pH 7, 25°C.	13
2.3	Quelques processus de dégradation et d'oxydation et les valeurs correspondantes de température et pH optimaux ainsi que les intervalles où la croissance bactérienne a été observée. (1) (Schwartzbrod et Martin, 1985), (Martin, 1979); (2) (Widdel, 1988); (3) (Oremland, 1988), (Foree et McCarty, 1970); (4) (Kaplan, 1983); (5) (Rudd et Hamilton, 1975).	15
2.4	Vitesses de dégradation de la matière organique phytoplanctonique labile (matière organique de dégradation facile) en aérobie et en anaérobie calculées à partir des données de DCO à 20°C. La valeur entre parenthèses pour la vitesse en aérobie correspond à des cultures d'algues jeunes (< 20 jours); les autres valeurs correspondent à des cultures de même âge (29-54 jours).	17
2.5	Vitesses de dégradation de la matière organique dissoute de l'eau de mer côtière (Baies de Sagami et de Tokyo, Japon). Mesures de DCO à 20°C et conditions d'oxygénation assurées.	18
2.6	Vitesses de dégradation aérobie de premier ordre de feuilles de macrophytes. (1) Feuilles séchées et coupées immergées dans un lac de várzea à 35°C en aérobiose (Howard-Williams et Junk, 1977). (2) Feuilles et tiges séchées immergées dans un étang à Wicken Fen Nature Reserve - UK à 16°C environ en aérobiose; la vitesse a été calculée après la période d'autolyse (Polunin, 1982). (3) Feuilles fraîches immergées dans des bouteilles d'eau salée à 20°C en laboratoire sans contrôle d'oxygénation; les données utilisées concernent des échantillons stériles et non stériles (Harrison et Mann, 1975).	18

2.7	Vitesses de dégradation de premier ordre de feuilles et de litière de végétation terrestre. (1) Feuilles séchées (65°C), immergées dans les eaux de la Tamise en aérobiose (Mathews et Kowalski, 1969). (2) Feuilles séchées à l'air et soumises à un lessivage préalable de 4 jours, immergées dans des bouteilles avec l'eau du fleuve Speed (UK) à 22°C en laboratoire (Kaushik et Hynes, 1971). (3) Feuilles séchées (60°C), immergées dans les eaux d'une rivière (Tarumã Mirfm, l'eau noire). La litière n'a pas été séchée mais était composée d'un mélange de feuilles mortes (moins de 4 semaines). Dans un cas la litière a été immergé dans les eaux du lac Januarí (várzea), dans l'autre dans les eaux du Tarumã Mirfm (Irmiler et Furch, 1980).	19
3.1	Bilan hydrique cumulé de la retenue de Tucuruí entre 1985 et 1988, ainsi que les pourcentages par rapport au total des entrées.	27
3.2	Caractéristiques morphométriques de la retenue de Tucuruí correspondant à la cote opérationnelle de 72 m, ainsi que quelques différences entre la zone centrale et la zone littorale.	28
3.3	Production primaire phytoplanctonique à Tucuruí ($\text{mgC m}^{-2} \text{j}^{-1}$).	45
4.1	Définition des variables, paramètres et coefficients employés dans le modèle de la dégradation de la matière organique.	66
5.1	Valeur de calage des paramètres des formulations du bilan thermique et du coefficient de dispersion pour le modèle unidimensionnel et pour le modèle trois boîtes.	90
5.2	Valeurs de calage des vitesses employées dans le modèle de dégradation pour l'approche trois boîtes.	94
5.3	Valeurs de calage des vitesses employées dans le modèle de dégradation pour l'approche unidimensionnelle.	95
5.4	Valeurs des coefficients employés dans le modèle de dégradation.	95
5.5	Valeurs de calage des vitesses employées dans le modèle de dégradation du flux d'entrée.	96

ANNEXES

B.1	Vitesses de nitrification dans la colonne d'eau et dans les sédiments.	172
B.2	Vitesses de dénitrification dans la colonne d'eau et dans les sédiments. (1) Note de l'auteur: Valeurs probablement sous-estimées car les mesures de dénitrification n'ont pas été couplées avec les mesures de nitrification dans les sédiments.	173
B.3	Vitesses de premier ordre calées selon différents modèles.	174
B.4	Concentrations de demi-saturation par processus et type de bactéries.	174

B.5	Vitesses de réduction des sulfates et de méthanogenèse dans les sédiments lacustres et marins. L'auteur a utilisé une densité de $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ pour les sédiments lorsque les conversions ont été nécessaires. [1] (Capone et Kiene, 1988)	175
B.6	Concentrations de demi-saturation par processus et type de bactéries. (1) Sédiment d'eau douce eutrophe. [1] (Capone et Kiene, 1988); [2] (Widdel, 1988)	175
C.1	Estimations de la phytomasse pour différents types de forêts tropicales. La phytomasse estimée est composée de feuilles, branches et troncs.	178
C.2	Estimations de la phytomasse à Tucurui et quantité d'eau présente dans chaque partie de la végétation pendant les deux saisons les plus marquantes. Le total correspond à la moyenne des poids secs.*Le poids des troncs est déterminé sans prendre en compte l'écorce.	179
C.3	Phytomasse de trois types forestiers à Balbina (Brésil).	179
C.4	Pourcentages de N, P et S par rapport à leur poids sec et les rapports atomiques pour la litière à Tucurui (le carbone a été adopté comme 50% du poids sec).	181
C.5	Pourcentages de N et P par rapport à leur poids sec et rapports atomiques pour les feuilles en deux types de forêts amazoniennes. Le carbone a été pris comme 50% du poids sec.	182
C.6	Pourcentages de N et P par rapport à leur poids sec et rapports atomiques pour les bois et les écorces en deux types de forêts amazoniennes. Le carbone a été pris comme 50% du poids sec.	182
C.7	Pourcentage de P et S par rapport à leur poids sec et rapports atomiques pour les feuilles et le bois de la végétation de terra firme à Balbina (Brésil). Le carbone a été pris comme 50% du poids sec.	183
D.1	Caractéristiques des stations d'échantillonnage. La profondeur était prise à un niveau d'eau de 72 m. (*) mesures assurées jusqu'à présent.	186
D.2	Variables limnologiques mesurées à Tucurui et leurs fréquences par station. (1) Mesures effectuées pendant l'étiage. hb=hebdomadaire, bm=bimensuelle.	187
D.3	Informations sur les variables mesurées à Tucurui.	189

Chapitre 1

Introduction

1.1 Les retenues en Amazonie

L'Amazonie, la *terra incognita*, a pris son nom du fleuve Amazone qui reçoit les eaux en provenance de cette immense région. L'association des noms accentue la relation entre le monde aquatique et le monde terrestre dans ces étendues. Cependant, l'Amazonie dépasse le seul bassin de l'Amazone; les 7 584 421 km² sont dominés par une forêt exubérante, surnommée *poumon du monde*, *enfer vert*, ou, plus récemment, *jardin de l'humanité*. Cette forêt amazonienne (Figure 1.1) recouvre une portion du territoire des sept pays du bassin versant de l'Amazone (Brésil, Vénézuéla, Colombie, Equateur, Pérou, Bolivie et Guyana) et de deux autres pays qui n'en font pas partie (Surinam et le Département français, la Guyane).

Le développement de ces pays et le besoin conjoint d'énergie ont conduit à l'exploitation des ressources naturelles de l'Amazonie. Au début des années 70, avec la crise du pétrole, l'énergie hydroélectrique offrait aux pays qui l'utilisaient, outre l'autonomie de production, l'avantage d'être moins onéreuse que d'autres sources d'énergie (MINFRA, 1990b).

Prenant en compte ces données, les gouvernements des pays amazoniens ont investi dans la production hydroélectrique (en 1989, l'hydroélectricité correspondait à 70% de toute l'énergie primaire offerte au Brésil contre 19,2% en 1974 (MINFRA, 1990a)). Leur attention s'est vite tournée vers la région possédant le plus grand potentiel hydroélectrique: l'Amazonie¹. Actuellement, huit grands barrages hydroélectriques sont installés dans cette région (1 au Vénézuéla, 1 au Surinam, 1 en Guyane Française et 5 au Brésil)², totalisant environ une surface inondée de 11 800 km² (Figure 1.1). D'autres barrages sont prévus jusqu'à l'an 2000 (3 au Brésil et environ 3 au Vénézuéla), ajoutant une surface inondée de 7 575km² (CONICIT, 1977; MINFRA, 1990b).

L'Amazonie est dans son ensemble une plaine et cette topographie plate implique, pour

1. L'Amazonie (sans l'Amazone) totalise 55% du potentiel hydroélectrique du Brésil, soit 74 000 MW (énergie assurée).

2. Liste non exhaustive.

les barrages, des retenues de grande superficie qui ont un volume suffisant pour la production d'énergie. Les dimensions importantes des retenues et le fort développement de la production hydroélectrique dans cette région imposent des études plus approfondies de ces systèmes et des impacts des barrages sur l'environnement.

1.2 Les effets de l'immersion de la végétation terrestre

La surface inondée, l'un des paramètres les plus discutés par les environmentalistes, est particulièrement importante en Amazonie; en raison d'une part de la formation de retenues de grande portée et d'autre part de l'immersion de la végétation. Cette immersion, souvent nécessitée par les fortes contraintes techniques, l'est également en ce qui concerne la faisabilité économique³. Les impacts négatifs majeurs de la construction d'un barrage sont fortement associés à l'immersion de la végétation⁴ et aux conséquences de sa dégradation sur l'environnement.

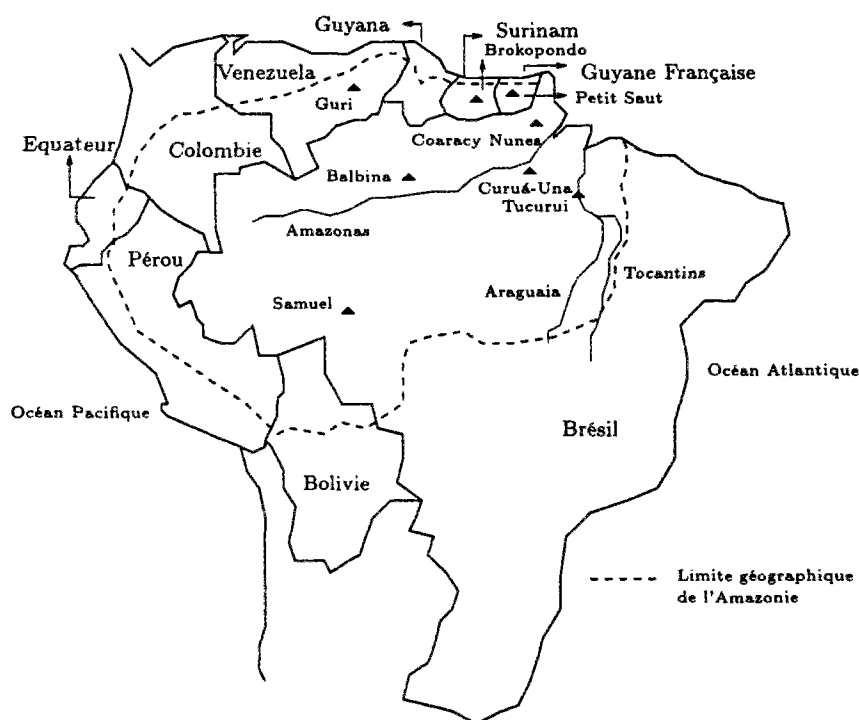


FIG. 1.1 - Schéma géo-politique de l'Amazonie et les barrages hydroélectriques en fonctionnement.

3. Le prix du déboisement varie entre US\$ 1 000/ha et US\$ 3 000/ha sans compter le coût pour la rétention de la repousse de la végétation.

4. Le contenu de carbone dans la végétation terrestre de cette région est de l'ordre de $1,32 \cdot 10^4 \text{ gCm}^{-2}$ (troncs, branches, litière et feuilles) (voir Annexe C).

La transformation du milieu aquatique lors de la mise en eau de la retenue provoque des changements de l'hydrodynamique du système qui passe d'une condition d'eau courante à une condition d'eau stagnante. La circulation de l'eau dans ce nouveau système peut être associée à son temps de renouvellement et à la stabilité de la colonne d'eau. Ces deux facteurs, résultants d'un ensemble de conditions extérieures et intérieures à la retenue, sont en relation avec le fonctionnement biologique de celle-ci. Ainsi, l'immersion de la végétation terrestre a provoqué des conséquences graves dans certaines retenues alors que ses effets étaient beaucoup moins ressentis dans d'autres.

La retenue de Brokopondo (1579 km², Surinam), mise en eau en 1964, a connu une stratification prolongée, l'oxygène dissous des couches hypolimniques s'est rapidement épuisé en raison de la dégradation de la matière organique immergée. Le faible taux de renouvellement de l'eau (3,3 ans) n'assurait pas un apport suffisant d'oxygène par les affluents; le dégagement de sels dissous et la formation de H₂S a été très important. Les modifications physico-chimiques et biologiques (phytoplancton, macrophytes etc.) ont provoqué des dommages pour le fonctionnement de l'usine hydroélectrique et sur l'environnement (Paiva, 1977; Heide, 1982).

Lorsque nous comparons les conséquences du barrage de Brokopondo à celles de Curuá-Una (102 km², Brésil), de Tucuruí (2 430 km², Brésil), et de Guri (4 250 km², Vénézuéla), nous pouvons constater que l'environnement aquatique a réagi de façon différente et qu'une condition d'équilibre pénalisant moins l'environnement en amont et en aval du barrage a été plus rapidement atteinte. Il y eut toutefois des conséquences négatives, comme l'anoxie des couches du fond, le dégagement de sels minéraux et de H₂S, l'augmentation de la population de macrophytes, la mortalité de poissons (Junk *et al.*, 1981; Darwich, 1982; Revilla, 1984; CET, 1989; CET, 1987b; CET, 1987a); cependant, l'intensité de ces dégâts fut moindre. La diminution du temps de renouvellement des eaux, liée à de plus forts débits d'entrée dans ces retenues, ainsi que la déstratification périodique de la colonne d'eau ont joué un rôle important dans la diminution des effets négatifs de l'immersion de la végétation terrestre.

Pour comprendre l'effet de la dégradation de la matière organique dans les retenues, nous pouvons établir un parallèle avec les lacs amazoniens qui ont été bien étudiés ces dernières années (Schmidt, 1973a; Junk, 1984; Rai & Hill, 1984). Le phénomène d'inondation saisonnière des berges des rivières permet le développement de plusieurs plans d'eau (lacs de várzea et d'igapó) qui ont une production importante de matière organique autochtone pouvant varier de 1 gCm⁻²j⁻¹ pour le phytoplancton (Schmidt, 1973b) à 3,6 gCm⁻²j⁻¹ pour les macrophytes (Junk, 1970). A chaque saison des hautes eaux, la végétation des berges est immergée, entraînant un apport en matière organique allochtone. Cette matière organique dégradée dans l'eau provoque un dégagement de sels minéraux important (Howard-Williams & Junk, 1977; Fisher & Parsley, 1979; Melack & Fisher, 1983; Forsberg, 1984). Pendant les périodes de stratification (MacIntyre & Melack, 1984), l'anoxie des couches profondes et la production de gaz sont observées (Tundisi *et al.*, 1984; Rai & Hill, 1984). La particularité de ces lacs, à l'instar de ce qui se passe dans les

retenues amazoniennes, est la dépendance des cycles biogéochimiques vis à vis de l'hydrologie du fleuve. En outre, il se produit une interférence permanente de la zone littorale et de la végétation des berges dans les processus de dégradation ayant lieu dans le corps central du lac.

Le comportement limnologique de ces lacs montre l'énorme complexité des inter-relations des variables physiques, chimiques et biologiques. Cependant, si l'on utilise les informations relatives aux lacs pour tirer des conclusions sur le comportement des retenues, un problème se pose car cette analyse concerne des données ponctuelles et instantanées et met difficilement en relation plusieurs variables agissant simultanément. Le problème revient lorsque nous étudions les données recueillies sur un site; l'analyse se placera sur les événements ponctuels, dans le temps et dans l'espace, bien que des extrapolations puissent être générées et des tendances établies, l'étude aura de fortes incertitudes et les inter-relations des variables ne pourront pas être vérifiées dans toute leur portée.

Comment alors évaluer l'inter-relation entre les variables d'une manière dynamique? Comment effectuer une analyse holistique du milieu aquatique des retenues? Quelles sont les variables prépondérantes dans la description de la qualité de l'eau de ces systèmes? Les moyens pour répondre à ces questions ont été élaborés dans le cadre de l'**écologie des systèmes** et de la méthode associée la **modélisation mathématique** (Patten, 1971).

Le modèle est une abstraction du système qui dépend de la perspective dont le modélisateur le voit (Patten, 1971). Cette perspective est associée aux objectifs de l'étude. Ainsi, le modélisateur peut s'occuper de la description d'une fraction du fonctionnement du système en sachant que celle-ci aura une relation avec d'autres fractions. Pour cette description le modélisateur dispose d'un éventail de méthodologies qui seront plus ou moins adaptées à ses objectifs et aux outils disponibles pour le développement du modèle.

1.3 Les objectifs de la thèse

Dans ce travail, notre préoccupation principale est de contribuer à la compréhension du fonctionnement des milieux aquatiques des retenues amazoniennes. Notre thème de recherche peut être énoncé de la manière suivante:

Les eaux des retenues amazoniennes sont soumises à une forte charge en matière organique en raison de l'immersion de la végétation terrestre. Les cycles biogéochimiques subissent l'influence de la dégradation de cette matière, surtout dans les premières années suivant le remplissage de la retenue. Ce processus doit alors être mieux connu ainsi que son évolution et son rapport avec le comportement limnologique du milieu.

L'étude de l'évolution des processus de dégradation et de leur relation avec le milieu exige une description dynamique de plusieurs facteurs qui se modifient au cours du temps. Parmi ces facteurs, l'hydrodynamique est d'intérêt primordial dans les milieux aquatiques où les entrées

et les sorties d'eau sont très importantes. L'autre facteur important pour la description des processus biogéochimiques est la stratification de la colonne d'eau qui contrôle les échanges des nutriments et les échanges gazeux dans l'axe vertical.

Nous devons alors être capables de rassembler des connaissances provenant de plusieurs domaines et de décrire leur évolution tout en créant une relation de dépendance entre elles. Selon Reckhow et Chapra (Reckhow & Chapra, 1983), il s'agit de la simulation des processus par la modélisation mathématique; le modèle doit obéir à un critère mécaniste pour que les formulations aient un pouvoir explicatif sur les relations entre les variables. Un thème fondamental de notre recherche est alors identifié:

Un moyen pour comprendre un système complexe, où plusieurs composants interagissent, est l'utilisation d'un modèle mathématique comme outil de synthèse.

Le développement du modèle subit des contraintes qui sont de deux ordres: celles établies par le modélisateur lors de la représentation du système, et celles concernant l'état de connaissance du système, liées à la disponibilité de données. Ce sont ces données et le site de l'étude qui vont déterminer **l'échelle de temps et d'espace** du modèle. Notre objectif se focalise sur les **retenues amazoniennes et les processus de dégradation de la végétation immergée**. D'où l'intérêt pour les **premières années suivant le remplissage**, années de changements et de déséquilibres. Dans cette période, d'autres processus, autochtones ou allochtones, pourront prendre une place importante dans la chaîne trophique du système. C'est la validation des résultats du modèle qui nous indiquera les chemins à suivre.

Il est souhaitable que le modèle soit simple au départ et que la complexité soit accrue en fonction de la fiabilité des réponses du modèle (Jørgensen, 1988). Cela implique une démarche pour le développement du modèle. Il est généralement admis que les étapes de construction d'un modèle (Figure 1.2) constituent une méthode scientifique à suivre dans n'importe quel type d'approche utilisée pour la modélisation d'un système (Young, 1983; Beck, 1983a; Jørgensen, 1990b). Négliger cette pratique conduit souvent à l'échec des modèles (Young, 1983).

Notre approche de modélisation, principalement focalisée sur les boucles I et II de la Figure 1.2, nous conduit à mettre en question les équations, les variables d'état, et les forçages, donnant ainsi au modélisateur l'expérience des formulations utilisées. Cette approche, appelée modélisation mathématique expérimentale, permet le développement des outils de recherche et de gestion mieux adaptés au système étudié.

Suite à cette introduction, le chapitre 2 de notre rapport synthétise les principaux processus concernant la dégradation de la matière organique. Nous avons mis en relation la base de connaissance disponible sur ce sujet avec le type de matière organique intéressant les retenues amazonienne: **la végétation terrestre immergée**. Dans le chapitre 3 nous décrivons le site pour lequel nous proposons tester le modèle. Il est important d'avoir un aperçu global du site: les aspects météorologiques, botaniques, hydrologiques, morphométriques, et, surtout, une analyse du comportement biogéochimique de la retenue. Ces deux chapitres constituent l'ensemble

d'informations préalables nécessaires à la modélisation des processus de dégradation. Sur la base de ces informations, nous mettrons en œuvre le modèle, en créant des relations entre les forçages et les variables primordiales pour la description du système.

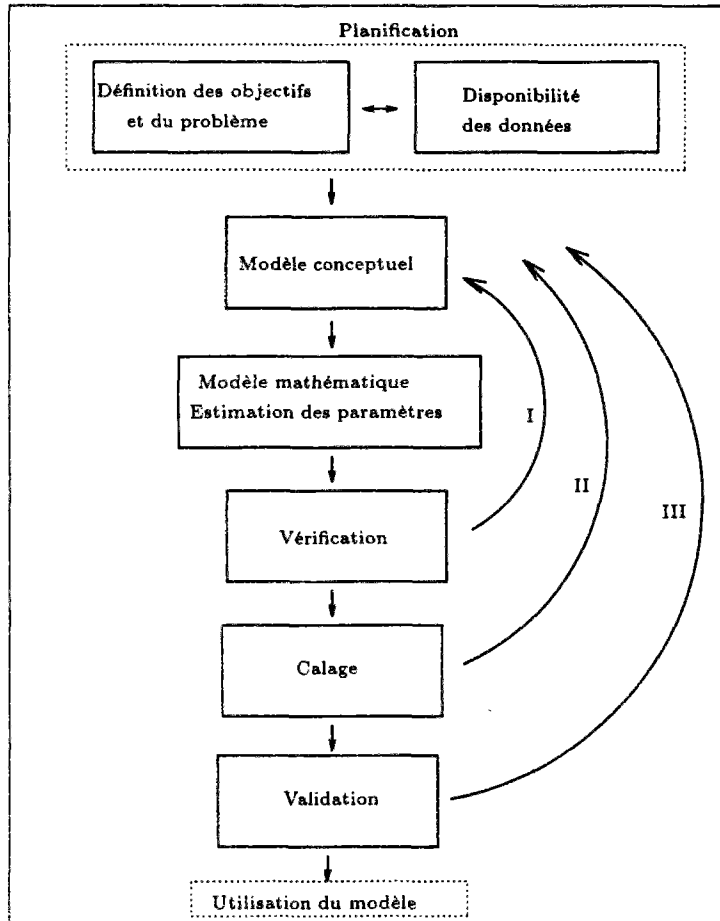


FIG. 1.2 - Étapes de construction d'un modèle. Les boucles I, II et III représentent les corrections éventuelles du modèle (Young, 1983; Jørgensen, 1990b).

Le chapitre 4 présente une étude bibliographique sur la modélisation de la dégradation de la matière organique avec des exemples de modèles décrivant la dégradation de la végétation terrestre immergée. Cette présentation introduit notre modèle conceptuel et mathématique de la dégradation de la matière organique. Les équations, les variables d'état et les paramètres concernant ce modèle y sont décrits.

Le chapitre 5 concentre la description du modèle thermique et des solutions retenues pour décrire l'hydrodynamique du système. Les formulations du bilan d'énergie et du coefficient de dispersion y sont détaillées. Un aspect important pour la modélisation de la retenue est traité dans ce chapitre. Il s'agit de la manière par laquelle nous avons distribué les débits d'entrée et de sortie, ainsi que, des deux approches décrivant l'évolution de la qualité de l'eau dans la dimension

longitudinale de la retenue. Ces deux approches, constituent en fait deux modèles différents qui seront par la suite calés sur la base des données de la retenue de Tucurui. Le calage, la critique des résultats, ainsi que la validation du modèle, sont également rassemblés dans ce chapitre.

Dans le chapitre 6, le modèle est utilisé pour nous informer sur des aspects écologiques importants pour de la retenue. Nous discutons l'évolution de la qualité de l'eau et les flux des variables influant sur cette qualité. Le modèle est employé pour tester des situations différentes permettant la vérification des hypothèses de travail, ainsi que des moyens de gestion de la retenue. Ce chapitre exploite, enfin, la modélisation comme comme un outil d'aide à la connaissance du fonctionnement du système.

Les conclusions du travail, ainsi que les perspectives pour sa continuation, sont rassemblées dans le chapitre 7.

Chapitre 2

Dégradation de la matière organique

L'étude de l'évolution de la qualité de l'eau dans les retenues amazoniennes est liée à la compréhension des processus de dégradation de la matière organique, ainsi que nous l'avons indiqué précédemment dans l'introduction. L'un des objectifs de notre travail étant la description de cette évolution à l'aide de la modélisation mathématique, nous nous sommes dirigés vers une analyse holistique des processus de dégradation et de leur relation avec le milieu aquatique.

En raison de l'importante charge en matière organique allochtone d'origine terrestre dans toutes les eaux amazoniennes, la description qui suit se focalise principalement sur la dégradation aquatique de cette matière organique. Les processus communs à d'autres types de matière organique seront généralisés. Nous incluons dans la matière organique d'origine terrestre la végétation de grande envergure (angiospermes) immergée lors de la mise en eau des retenues.

La dégradation de la matière organique d'origine terrestre est assez particulière en raison de sa complexité chimique et structurelle (différences entre les troncs, l'écorce, les branches et les feuilles). Il existe une action mécanique et une action biologique. L'action mécanique concerne l'immersion de la végétation, le lessivage des produits lysés dans l'eau ou bien lysés par l'action des pluies sur la partie aérienne de la végétation semi-immergée, la chute des feuilles, des branches et des troncs de cette partie aérienne (Annexe A), et la fragmentation physique.

L'action biologique est concomitante de l'action mécanique; en raison de la composition de la matière organique, l'action biologique passe par différentes étapes menées par plusieurs types de décomposeurs. En effet, nombreux sont les organismes en milieu aquatique qui agissent directement sur la matière organique. Les insectes, les nématodes et certains vertébrés peuvent incorporer la matière organique d'origine terrestre dans leur habitudes alimentaires et effectuer, par digestion et excrétion, une étape de la dégradation. La fragmentation mécanique de la surface du bois par les insectes représente une étape de la décomposition et agit indirectement sur la dégradation de la matière organique à l'intérieur du bois qui est alors disponible pour la colonisation de bactéries, ce qui accélère sa dégradation (Aumen *et al.*, 1983). Les champignons, qui ont un rôle prédominant dans la dégradation à l'air libre, gardent un rôle important dans

les milieux aquatiques (Kaushik & Hynes, 1971). Ils sont les premiers à coloniser la matière organique et à la décomposer en particules plus fines, ce qui facilite l'attaque bactérienne. Ils minéralisent également la matière organique et sont très efficaces dans la dégradation aérobie et anaérobie de la cellulose et de la lignine (Kaushik & Hynes, 1971) (Kirk & Shimada, 1985).

La dégradation est donc un processus continu d'actions de plusieurs types d'organismes sur la matière organique, formant une chaîne où les processus interagissent, se succèdent, ou se remplacent. Dans cet ensemble, les bactéries ont un rôle prépondérant (Gunnison *et al.*, 1985) car la multiplicité des espèces leur permet de dégrader la matière organique dans divers milieux, notamment en anaérobiose, qui est peu supportée par les autres organismes (Ruel & Barnoud, 1985) (Saunders, 1976). La dégradation de la matière organique est alors menée à terme principalement par l'action bactérienne. Pour cette raison, la description de la plupart des processus de dégradation se concentre sur l'action bactérienne, comme nous le verrons dans la suite de notre étude bibliographique.

2.1 L'autolyse et le lessivage

L'autolyse, également appelée respiration endogène, est un processus de lyse des composants cellulaires qui permet une production d'énergie et d'éléments pour la synthèse d'autres composants; elle se reproduit constamment dans les cellules par l'action des enzymes (hydrolyse et désamination, par exemple). Après la mort de l'organisme les enzymes demeurent en activité pendant quelques heures, et une partie du matériel cellulaire est ainsi décomposée.

Ce matériel cellulaire, composants chimiques de faible poids moléculaire, est facilement dégagé après la mort des cellules, au moment où la paroi cellulaire ne présente plus de résistance à la sortie des composants capables de la traverser. Cela se fait plus facilement lorsqu'il existe une circulation d'eau; l'eau se transforme en agent physique du transfert des composants cellulaires vers le milieu. Ce transfert mené par l'eau est appelé lessivage.

Ensemble, l'autolyse et le lessivage, sont responsables de la perte d'environ 30% de la matière organique particulaire (par rapport au poids sec) dans les premiers jours de décomposition. Le Tableau 2.1 rassemble des essais réalisés sur différents types de matière organique dans le but de déterminer l'importance de l'autolyse et du lessivage dans le processus de décomposition. Les différences entre les résultats présentés dépendent des types de feuilles et des méthodes employées. Kaushik et Hynes (Kaushik & Hynes, 1971) ont utilisé l'eau douce, courante, en laboratoire; Lush et Hynes (Lush & Hynes, 1973) ont effectué une agitation mécanique pour accélérer le lessivage et n'ont pas stérilisé l'échantillon de feuilles permettant ainsi l'action conjuguée des bactéries; Harrison et Mann (Harrison & Mann, 1975) ont stérilisé l'échantillon, n'ont pas utilisé l'agitation, mais se sont servis de feuilles sèches; Polunin (Polunin, 1982) n'a pas présenté de précisions sur sa méthode.

Type de matière organique	% lessivé	Durée de l'essai (jours)	Référence
Feuilles (végétation tempérée)			(Kaushik & Hynes, 1971)
<i>Ulmus americana</i> L.	16	12	
<i>Alnus rugosa</i> S.	4,6	12	
<i>Acer Saccharum</i> M.	13,8	12	
<i>Quercus alba</i> L.	6,8	12	
<i>Fagus grandifolia</i> E.	5,6	12	
Feuilles (végétation tempérée)			(Lush & Hynes, 1973)
<i>Acer Saccharum</i> M.	36	3	
<i>Acer Saccharinum</i>	32	3	
Feuilles (macrophytes)			(Harrison & Mann, 1975)
<i>Zostera marine</i> L.	21	20	
Feuilles (macrophytes)			(Polunin, 1982)
<i>Phragmites australis</i>	12	4	

TAB. 2.1 - Pourcentage de perte de matière organique particulaire par rapport au poids sec initial.

Il est important de remarquer que l'autolyse et le lessivage sont uniquement responsables du transfert de la matière organique d'un état particulaire à un état dissous. Cela diminue évidemment le poids sec originel mais la matière organique n'est pas minéralisée (Foree & McCarty, 1970). En outre, l'échelle de temps de ces processus est très faible par rapport à l'échelle du temps de la dégradation de la végétation terrestre immergée.

2.2 Les processus de dégradation

Les processus de dégradation de la matière organique concernent tous les processus de décomposition, d'hydrolyse et de minéralisation au cours desquels le carbone augmente son nombre d'oxydation. Il s'agit de l'oxydation aérobie de la matière organique, de la dénitrification, de la réduction des sulfates, de la fermentation et de la méthanogénèse. Les quatre derniers processus, effectués en anaérobiose, sont détaillés dans l'annexe B.

Au cours de la dégradation, les composés de la matière organique sont dégagés vers le milieu. Parmi d'autres, on observe la formation de CO_2 , de NH_4^+ , de PO_4 , de H_2S et de CH_4 . Les composés réduits, en présence d'oxygène, sont oxydés (nitrification, oxydation des sulfures, oxydation du méthane). Cette oxydation joue un rôle important dans le bilan d'oxygène dissous; à titre illustratif, chaque gramme de N-NH_4^+ consomme 4,57g d'oxygène, chaque gramme de $\text{S-H}_2\text{S}$ consomme 2g d'oxygène, et chaque gramme de C-CH_4 consomme 5,3g d'oxygène. L'annexe B

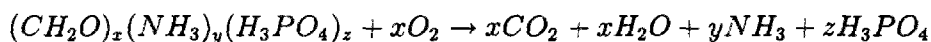
décrit les principales caractéristiques de ces processus d'oxydation.

La dégradation de la matière organique est un processus enzymatique. Dans une première étape, les enzymes extracellulaires des bactéries hétérotrophes effectuent l'hydrolyse de la matière organique de haut poids moléculaire (cellulose, protéines, lipides) qui sont transformés en glucose, acides aminés, acides gras, acide acétique etc. Ensuite, plusieurs étapes intermédiaires transforment ces composés de bas poids moléculaire en composés inorganiques (CO_2 , NH_4^+ , S^- , PO_4 etc.). Cette transformation est appelée minéralisation.

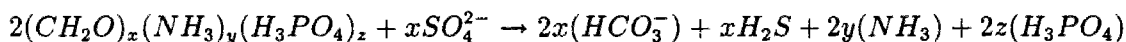
L'efficacité des bactéries

En milieu aérobie, les bactéries sont capables d'effectuer toutes les étapes et d'achever la minéralisation individuellement; par contre, les bactéries anaérobies effectuent une dégradation partielle en raison de leur spécificité quant à la source de carbone et au type d'accepteur d'électron. La matière organique intermédiaire produite par une bactérie anaérobie constitue le substrat pour une autre, et ainsi de suite, jusqu'à la minéralisation; c'est ce qu'on appelle la *chaîne anaérobie* (Gottschalk, 1979).

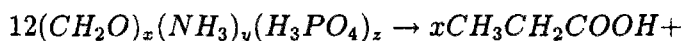
Par exemple, les protéines sont lysées par des enzymes extracellulaires en longues chaînes d'acides aminés qui subissent l'action d'autres enzymes pour se transformer en peptides et acides aminés libres, qui ensuite, par désamination¹ oxydative ou réductive, se transforment en ammonium. La dégradation aérobie convertit complètement les substrats complexes² en CO_2 et NH_3 :



En anaérobiose, seules les bactéries sulfato-réductrices sont capables de minéraliser la matière organique qui est convertie en bicarbonate selon la réaction:

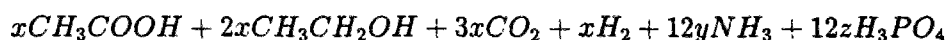


En ce qui concerne les autres réactions en anaérobiose (Annexe B), les substrats complexes sont lysés par étapes et la transformation ultime en CO_2 est effectuée par les méthanobactéries. La fermentation (réactions de Strickland par exemple) transforme les acides aminés en carboxyles et en ammoniac:



1. La désamination est le processus de séparation du radical azoté de la molécule d'amine

2. La composition x:y:z initiale est généralement prise selon le rapport C:N:P (carbone: azote: phosphore) établi pour le type de matière organique en dégradation, quoique ce rapport puisse être altéré dans le temps par une minéralisation sélective (Klump & Martens, 1983).



Ces carboxyles sont ensuite transformées en acides gras par une série de réactions fermentatives ou respiratoires (dans le cas où les sulfates ou les nitrates sont encore disponibles). Les méthanobactéries minéralisent ces acides en CO_2 et en CH_4 (Klump & Martens, 1983), (Schwartzbrod & Martin, 1985), (McInerney, 1988).

La dégradabilité de la matière organique

Toutes ces réactions d'oxydation de la matière organique produisent de l'énergie (Tableau 2.2); le bilan entre l'énergie consommée et produite permet la formation de 3 ATP en présence d'oxygène, et de 1 ou 2 ATP en son absence (Kruh, 1989).

Réaction chimique simplifiée	Potentiel redox (mV)	Énergie libérée (ΔG°) (kJ/mol)
$6(CH_2O) + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	+810	-475
$6(CH_2O) + 12NO_3^- \rightarrow 12NO_2^- + 6CO_2 + 6H_2O$		
$6(CH_2O) + 8NO_2^- \rightarrow 4N_2 + 2CO_2 + 4CO_3^- + 6H_2O$	+750	-448
$CH_2O + 3CO_2 + H_2O + 2MnO_2 \rightarrow 2Mn^{2+} + 4HCO_3^-$	+550	-349
$CH_2O + 7CO_2 + 4Fe(OH)_3 \rightarrow 4Fe^{2+} + 8HCO_3^- + 3H_2O$	-100	-114
$2CH_2O + SO_4^{2-} + 3H_3O^+ \rightarrow 2HCO_3^- + 5H_2O + HS^-$	-220	-77
$(CH_3 - COOH) \rightarrow CH_4 + CO_2$		
$CO_2 + H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O$	-250	-58

TAB. 2.2 - Réactions d'oxydation de la matière organique par type d'accepteur d'électron dans leur hiérarchie naturelle, le potentiel redox dans lequel elles se réalisent et l'énergie libérée par mole de matière organique. ΔG° , conditions standard, pH 7, 25° C.

Cependant, la quantité d'énergie nécessaire à la lyse des molécules varie en fonction des liaisons atomiques. Ainsi, les liaisons C-N et O-P exigent moins d'énergie pour leur lyse (72,8 et 85,1 kcal/mol) que les liaisons C-C (90,7 kcal/mol), le gain énergétique de la dégradation des composés azotés et phosphorés est alors plus important (Klump & Martens, 1983). Pour cette raison, ces composés sont les premiers à être dégradés et on observe une croissance du rapport C:N:P dans le temps (Wetzel, 1983), (Gunnison *et al.*, 1985), (Klump & Martens, 1983). En effet, dans l'océan il a été observé qu'en surface la matière organique avait un rapport C:N (carbone:azote) d'environ 10:1 alors que dans les sédiments ce rapport atteignait une valeur de 1000:1 (Legal, 1988).

Cette croissance du rapport C:N:P rend la matière organique moins intéressante au niveau énergétique et plus difficilement dégradable, c'est à dire que la vitesse de dégradation diminue (Ogura, 1975), (Legal, 1988), (Foree & McCarty, 1970), (Jewell & McCarty, 1971). On appelle

réfractaire cette matière organique, dont le rapport C:N:P est fort, mais, contrairement à la définition communément acceptée d'une matière non dégradable, la matière réfractaire est en réalité toujours soumise à une dégradation.

Les différentes vitesses

La vitesse de dégradation est également influencée par le changement d'un milieu aérobie en milieu anaérobie. La dégradation en anaérobiose est plus lente que celle en aérobie bien que la quantité de matière organique minéralisée puisse être équivalente. La dégradation par étapes, l'apport faible d'énergie qui compromet l'efficacité du métabolisme (Berner, 1971) et la limitation de l'action de certaines enzymes par le manque d'oxygène (Gunnison *et al.*, 1985) sont responsables de la diminution de la vitesse de dégradation en anaérobiose.

La succession de milieux et de population bactériennes

Au cours du passage d'une condition aérobie à une condition anaérobie, plusieurs accepteurs d'électron sont utilisés pour la dégradation de la matière organique. La quantité d'énergie libérée par la réaction d'oxydation de la matière organique dirige les priorités d'utilisation des accepteurs d'électrons. Dans les conditions où la concentration de l'accepteur d'électron n'est pas limitante, la séquence naturelle de dégradation de la matière organique est l'utilisation de l'oxygène dissous, suivi par les nitrates et les nitrites, le manganèse, le fer, les sulfates, et en dernier, lorsque tous les autres accepteurs sont épuisés, la méthanogénèse a lieu (Tableau 2.2) (Klump & Martens, 1983). Les conditions du milieu lorsque l'utilisation d'un accepteur d'électron est avantageuse peuvent être décrites par le potentiel redox.

La population de bactéries varie selon le type d'accepteur d'électron employé. Ces populations se remplacent au fur et à mesure que les conditions du milieu ne sont plus adéquates à leur survie; le déclin d'activité d'une population permet l'établissement d'une autre (Colberg, 1988).

2.3 Le milieu et les limitations

Plusieurs facteurs interviennent dans la dégradation de la matière organique. Les populations bactériennes sont sensibles à la température, au pH, à la concentration de nutriments et d'oxygène dissous, aux prédateurs, à la compétition intra et inter espèces, et à la disponibilité des substrats (matière organique, nitrites, sulfates, gaz carbonique).

L'oxygène est, parmi ces facteurs, déterminant des deux différents types d'environnement: aérobie et anaérobie, et en conséquence coordonne le changement de la population active. La population qui s'installe a besoin d'un délai pour atteindre une activité *exponentielle* (Monod, 1949) ce qui peut retarder la dégradation de la matière organique. Cependant, pour les microorganismes hétérotrophes en milieu naturel, ce temps d'adaptation peut se limiter à quelques secondes ou minutes (Rai, 1979).

La concentration d'oxygène est limitante pour le déroulement des processus en anaérobiose; le Tableau 2.2 indique dans quel potentiel redox les réactions ont lieu. Cependant, la plupart des organismes anaérobies sont résistants à l'environnement temporairement oxygéné. La dénitrification peut avoir lieu lorsque la concentration d'oxygène est environ $7\mu\text{M}^3$ (Seitzinger, 1988; Gayle *et al.*, 1989), et les bactéries sulfato-réductrices reprennent sans dégâts leur activité anaérobie après une exposition à l'oxygène de plusieurs heures (Widdel, 1988).

La température est un facteur important influant sur les cinétiques biologiques. La relation entre la vitesse du processus et la température de l'eau est classiquement représentée par une exponentielle. En général on considère que chaque augmentation de 10°C représente un doublement de la vitesse du processus (Klump & Martens, 1983). Dans un environnement naturel, la dégradation est inhibée à des températures de l'ordre de 3°C (Golterman, 1975). Le Tableau 2.3 indique les températures optimales pour les processus de dégradation et quelques intervalles de température dans lesquels les bactéries développent leur croissance.

Processus biologique	Température optimale ($^\circ\text{C}$) (intervalle)	pH optimal (intervalle)	Référence
Dénitrification	variable (5 - 85)	7,5 (7 - 8,5)	(1)
Réduction des sulfates	28 (20 - 85)	7 (6 - 9)	(2)
Méthanogénèse	35 (4 - 100)	7,0 (5 - 9)	(3)
Nitrification	28 (15 - 35)	8,0 -	(4)
Oxydation du méthane	25 variable	- -	(5)

TAB. 2.3 - Quelques processus de dégradation et d'oxydation et les valeurs correspondantes de température et pH optimaux ainsi que les intervalles où la croissance bactérienne a été observée. (1) (Schwartzbrod et Martin, 1985), (Martin, 1979); (2) (Widdel, 1988); (3) (Oremland, 1988), (Foree et McCarty, 1970); (4) (Kaplan, 1983); (5) (Rudd et Hamilton, 1975).

L'influence du pH sur les cinétiques varie selon le processus biologique. En général, les extrêmes acides et alcalins sont peu supportés par les bactéries; un pH inférieur à 3,0 est suffisant pour supprimer l'activité bactérienne (Foree & McCarty, 1970). Le Tableau 2.3 présente des valeurs optimales et quelques intervalles où la croissance est maintenue.

La limitation par les nutriments est courante dans les processus biologiques. L'assimi-

3. L'unité M signifie mol/l et $1\mu\text{M}$ d'oxygène dissous vaut 0,032 mg/l.

lation des sels dissous représente une source importante de nutriments pour les bactéries car la matière organique dégradée (rapport C:N fort) ne satisfait pas souvent les besoins cellulaires; la biomasse bactérienne, exigeante en azote et phosphore, a un rapport C:N:P relativement fixe de 45:9:1 (Goldman *et al.*, 1985). Les nutriments qui n'ont pas pu être obtenus lors de la minéralisation de la matière organique devront être assimilés dans l'eau. Ainsi, la concentration de nutriments peut limiter la croissance bactérienne et donc la dégradation de la matière organique (Kauslik & Hynes, 1971), (Polunin, 1982), (Harrison & Mann, 1975).

Certains composés, substrats pour un groupe de bactéries, peuvent être toxiques pour d'autres. Ainsi, les sulfures à une concentration de $0,9\mu\text{M}$ peuvent empêcher la nitrification; bien que la nitrification ait été observée en présence de plus de $3\mu\text{M}$ de sulfures (Kaplan, 1983). Les sulfates inhibent l'activité des méthanobactéries en raison de la compétition avec les sulfato-réductrices (Capone & Kiene, 1988) et par un probable effet toxique des sulfures produits lors de la sulfato-réduction (Foree & McCarty, 1970).

2.4 Les vitesses des processus

La bibliographie concernant les vitesses de dégradation de la matière organique d'origine terrestre dans un environnement aquatique est relativement restreinte. Des essais sur des feuilles de macrophytes et des feuilles de végétation de régions tempérées peuvent montrer les variations existantes dans la dégradation de ce type de matière organique et l'ordre de grandeur des vitesses. Nous présentons ensuite des vitesses calculées selon une cinétique de premier ordre à partir de données expérimentales de laboratoire ou d'études sur le site.

Les mesures des vitesses des processus biologiques peuvent varier considérablement selon le type de procédé employé, le type de substrat et de bactéries utilisé, les conditions physiques etc. Les vitesses calculées à partir d'essais en laboratoire, en état stationnaire, sont difficilement transposables à la description dynamique d'un processus (Ohgaki & Wantawin, 1989), et encore plus lorsqu'on considère les variations sur la colonne d'eau et dans le temps (Hall, 1982), (Ward *et al.*, 1982), (Takahashi *et al.*, 1982). Les informations présentées visent à donner non seulement des ordres de grandeur des vitesses des processus et de leur évolution dans le temps, mais aussi d'aider la compréhension et à la formalisation de leur cinétique. Dans l'annexe B, avec la description des processus d'oxydation comme la réduction des sulfates, la dénitrification, la nitrification et l'oxydation du méthane, nous avons également rassemblé quelques informations sur les vitesses de ces processus.

2.4.1 Les vitesses de dégradation de la matière organique

Les essais de dégradation de la matière organique, sur site ou bien en laboratoire, portent

généralement sur la mesure de disparition de la matière organique (évolution du poids sec avec le temps, de la DCO, du COD, du COT etc.). Lorsqu'il s'agit d'une dégradation en aérobie, la vitesse calculée à partir de ces données représente bien le processus de minéralisation qui a lieu en une seule étape. Cependant, lors d'une dégradation en anaérobie, où plusieurs types de bactéries interagissent en effectuant des processus différents en plusieurs étapes, les mesures représentent la minéralisation globale de la matière organique; ainsi, elles ne permettent pas de mettre en évidence ces différents processus.

Les études les plus fréquents sur la dégradation de la matière organique ont utilisé la matière phytoplanktonique. Ces résultats nous seront utiles pour vérifier les variations existantes entre les vitesses de dégradation de types différents de matière organique. Nous montrerons ici deux exemples de vitesse de dégradation concernant des conditions d'oxygénation différentes (Tableau 2.4). Ce tableau montre que la vitesse de dégradation en anaérobie peut atteindre des valeurs de 10 à 2 fois inférieures à la dégradation en aérobie.

Condition d'oxygénation (Durée de l'expérience)	Vitesse de dégradation (jour ⁻¹)	Référence
Aérobie (300 jours)	0,01 - 0,06 (0,15)	(Jewell & McCarty, 1971)
Anaérobie (200 jours)	0,011 - 0,032	(Foree & McCarty, 1970)

TAB. 2.4 - *Vitesses de dégradation de la matière organique phytoplanktonique labile (matière organique de dégradation facile) en aérobie et en anaérobie calculées à partir des données de DCO à 20° C. La valeur entre parenthèses pour la vitesse en aérobie correspond à des cultures d'algues jeunes (< 20 jours); les autres valeurs correspondent à des cultures de même âge (29-54 jours).*

Le Tableau 2.5 montre les vitesses de dégradation de la matière organique dissoute (plusieurs origines) en aérobie. Ces résultats nous permettent d'observer l'évolution de la cinétique selon le changement du rapport C:N au cours du temps. Les vitesses des 5 premiers jours sont équivalentes à celles de la dégradation de la matière labile phytoplanktonique du Tableau 2.4, ce qui indique que ces matières sont, sur l'aspect de la cinétique de dégradation, équivalentes. Les 40 jours suivants correspondent à la dégradation de la partie non labile de la matière organique. Les différences de vitesse entre la dégradation de ces deux types de matière organique atteignent un ordre de grandeur.

Les vitesses présentées dans le Tableau 2.6 et le Tableau 2.7 ont été calculées selon une cinétique de premier ordre en utilisant les données des essais de dégradation de divers types de macrophytes et de feuilles d'arbres.

Le Tableau 2.6 montre les différences de vitesses de dégradation pour deux phases de l'expérience avec des macrophytes amazoniens. La première phase, comprenant les premiers jours

de dégradation⁴, présente des vitesses plus importantes que la deuxième phase qui correspond à la suite de la dégradation de la matière organique employée dans la première phase. Vraisemblablement, le changement de la composition de la matière organique (augmentation du rapport C:N:P) au cours de la dégradation correspond à une diminution de vitesse ainsi qu'il était apparu dans les résultats du Tableau 2.5.

Durée de l'expérience	Vitesse de dégradation (jour ⁻¹)	Référence
5 premiers jours	0,01 - 0,095	(Ogura, 1975)
40 jours suivants	0,001 - 0,009	(Ogura, 1975)

TAB. 2.5 - Vitesses de dégradation de la matière organique dissoute de l'eau de mer côtière (Baies de Sagami et de Tokyo, Japon). Mesures de DCO à 20° C et conditions d'oxygénation assurées.

Macrophytes	Vitesse de dégradation (jour ⁻¹)		Observations
	(14 premiers jours)	(324 jours suivants)	
<i>Paspalum repens</i>	0,059	0,0074	(1)
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,054	0,0051	
<i>Scirpus cubensis</i>	0,049	0,0087	
<i>Salvinia</i>	0,029	0,0062	
		(491 jours)	
<i>Phragmites australis</i>		0,0033	(2)
	(avec autolyse)	(sans autolyse)	
<i>Zostera marina</i> L.	0,0082	0,006	(3)

TAB. 2.6 - Vitesses de dégradation aérobie de premier ordre de feuilles de macrophytes. (1) Feuilles séchées et coupées immergées dans un lac de várzea à 35° C en aérobiose (Howard-Williams et Junk, 1977). (2) Feuilles et tiges séchées immergées dans un étang à Wicken Fen Nature Reserve - UK à 16° C environ en aérobiose; la vitesse a été calculée après la période d'autolyse (Polunin, 1982). (3) Feuilles fraîches immergées dans des bouteilles d'eau salée à 20° C en laboratoire sans contrôle d'oxygénation; les données utilisées concernent des échantillons stériles et non stériles (Harrison et Mann, 1975).

Les vitesses de dégradation de feuilles de macrophytes sont, pour les deux périodes de calcul, moins importantes que les vitesses de dégradation de la matière phytoplanctonique, ce qui

4. La pente de la courbe de perte de poids sec présentée par les auteurs était nettement plus forte pendant ces premiers jours ce qui nous a induit à effectuer le partage en deux phases distinctes.

indique une différence dans la composition de ces deux matières ou bien des limitations du processus de dégradation en raison des conditions du milieu. La vitesse calculée pour les *Phragmites australis*, après avoir exclu une période initiale de décomposition (23 - 72 jours), est de même ordre que celle des macrophytes amazoniennes.

Végétation terrestre (Feuilles)	Vitesse de dégradation (jour^{-1})	Observations
<i>Salix</i> spp.	0,0060	(1)
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	0,0020	
<i>Quercus robur</i> L.	0,0019	
<i>Ulmus americana</i> L.	0,005	(2)
<i>Fagus grandifolia</i> EEhrh.	0,003	
<i>Alnus rugosa</i>	0,002	
<i>Buchenavia ochroprumna</i>	0,007	(3)
<i>Eschweilera coreacea</i>	0,0055	
Litière fraîche (lac)	0,003	
Litière fraîche (rivière)	0,0013	

TAB. 2.7 - Vitesses de dégradation de premier ordre de feuilles et de litière de végétation terrestre. (1) Feuilles séchées (65°C), immergées dans les eaux de la Tamise en aérobiose (Mathews et Kowalski, 1969). (2) Feuilles séchées à l'air et soumises à un lessivage préalable de 4 jours, immergées dans des bouteilles avec l'eau du fleuve Speed (UK) à 22°C en laboratoire (Kaushik et Hynes, 1971). (3) Feuilles séchées (60°C), immergées dans les eaux d'une rivière (Tarumã Mirím, l'eau noire). La litière n'a pas été séchée mais était composée d'un mélange de feuilles mortes (moins de 4 semaines). Dans un cas la litière a été immergé dans les eaux du lac Janauari (várzea), dans l'autre dans les eaux du Tarumã Mirím (Irmiler et Furch, 1980).

Les résultats des essais avec la *Zostera marina* L. présentés dans le tableau 2.6 montrent les différences de vitesses avec et sans autolyse. En effet, les essais où la dégradation est mesurée par différence de poids sec, ou les essais qui utilisent uniquement des mesures sur la matière particulaire, risquent d'inclure dans leurs résultats l'effet d'autolyse, qui ne minéralise pas la matière organique mais la transforme en matière dissoute. Les vitesses ainsi calculées sont majorées et entraînent une erreur lorsqu'on les utilise pour représenter tout le processus de dégradation.

Dans ce document nous avons pris le soin d'indiquer uniquement les essais au cours desquels l'échantillon de matière organique (feuilles, macrophytes etc.) a été préalablement séché (four à $60 - 65^{\circ}\text{C}$) ou soumis à un lessivage préalable.

Le Tableau 2.7 montre les vitesses de dégradation de feuilles et de litière d'origine terrestre. Les cinétiques varient beaucoup selon les espèces et le milieu, comme le montre l'essai sur la

litière en eau noire (rivière) et en eau blanche (lac), où la vitesse est d'environ 2 fois plus forte.

Les plus importantes amplitudes ont été observées entre les vitesses de dégradation de la matière labile (dégradation des premiers jours) et celles de la matière non labile (dégradation des derniers jours), la matière phytoplanctonique appartenant au premier groupe. Les variations entre les vitesses de dégradation d'espèces végétales différentes sont fortes mais dépassent rarement un ordre de grandeur et sont équivalentes à la différence trouvée entre les dégradations en aérobie et en anaérobie. Nous avons également observé que les variations des vitesses, provoquées par les conditions du milieu, peuvent être significatives.

Chapitre 3

Site de l'étude: la retenue de Tucuruí

L'étude d'un système aquatique à l'aide de la modélisation mathématique expérimentale consiste à confronter les résultats d'un modèle, donc d'une hypothèse formulée sur le fonctionnement d'une partie du système, avec les données recueillies sur un site existant. L'expérimentation se fait par un processus d'aller et retour entre la vérification des résultats et la correction du modèle jusqu'à ce que le décalage entre les données mesurées et les résultats soit acceptable relativement aux objectifs du modèle, ainsi qu'à la qualité et la quantité des données mesurées.

Cette procédure exige le choix d'un site dont la description des forçages et du fonctionnement biogéochimique aidera à dégager les principales caractéristiques du milieu. L'exploitation des données sur le site nous permettra en outre d'évaluer la qualité des informations disponibles et les limites imposées à la modélisation de la retenue.

Parmi les retenues amazoniennes, nous avons choisi d'étudier la retenue de Tucuruí en raison de la disponibilité d'une base de données importante permettant d'envisager la réalisation de nos objectifs.

3.1 La description du site

Le barrage Raul Garcia Llano a bloqué le fleuve Tocantins formant la retenue de Tucuruí le 6 septembre 1984; la mise en eau a duré six mois. La retenue est placée entre les latitudes 3°45' et 5°15' Sud et entre les longitudes 49°12' et 50°00' Ouest, à 300 km au sud de Belém (Figure 3.1).

La construction du barrage a été coordonnée par les Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), compagnie dont la vocation est assurer la production d'énergie dans la région Nord du Brésil. ELETRONORTE est également chargée de l'exploitation du barrage et, dans une certaine mesure, de la gestion de la retenue¹. Le barrage, de 86 m de hauteur et

1. Plusieurs organismes gouvernementaux partagent la responsabilité de la gestion de la retenue.

7000 m de longueur (dont 1000 m en béton), a une puissance projetée de 7300 MW (cote 74 m) dont 4000 MW (cote 72 m) aujourd'hui disponibles. Le déversoir en saut de ski dispose de 23 prises d'eau d'une hauteur de 21 m et d'une largeur de 20 m (Figure 3.2). Les 12 prises d'eau des turbines ont une largeur de 10,5 m et une hauteur de 14 m (Figure 3.2).

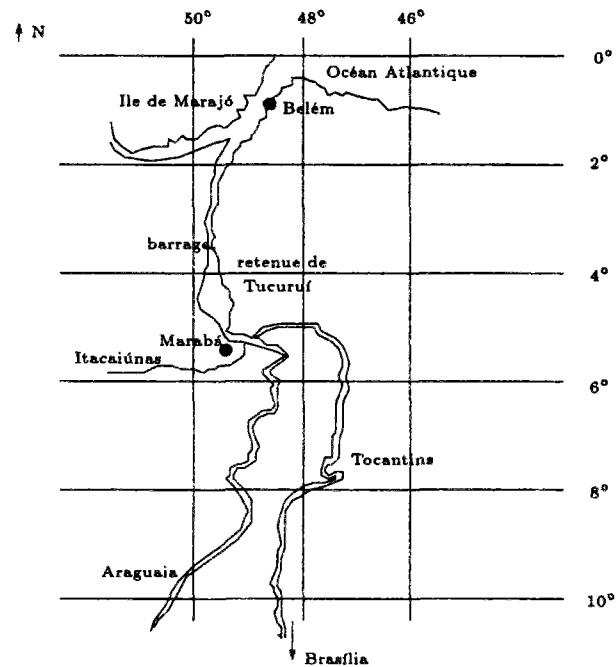


FIG. 3.1 - Carte de localisation du barrage de Tucuruí et les deux principaux fleuves du bassin versant: Tocantins et Araguaia.

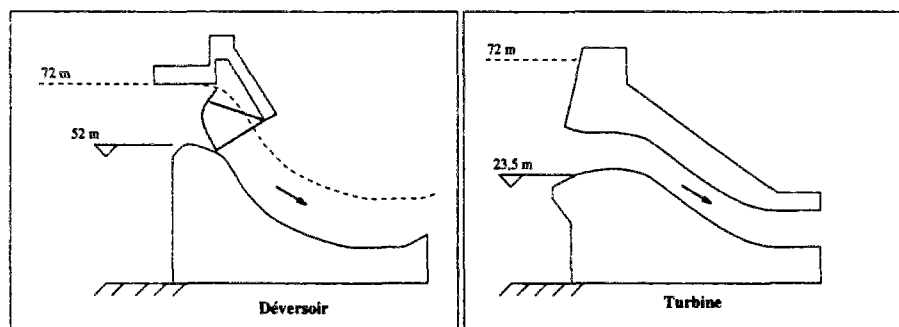


FIG. 3.2 - Schéma d'une coupe transversale des structures du déversoir et de la turbine du barrage.

Les caractéristiques du site seront traitées de manière à faire apparaître les relations entre le milieu et le fonctionnement de la retenue. Seules les informations intéressant la modélisation

mathématique de ce système limnique seront présentées.

3.1.1 Le climat

Le régime climatologique de Tucuruí est équatorial. Les données disponibles pour notre travail ont été obtenues entre 1985 et 1987. Les données de précipitation, d'évaporation, d'humidité, de rayonnement solaire, de durée du jour (totaux journaliers), de température de l'air (chaque 6 h), et de vitesse du vent (moyenne journalière) ont été mesurées à la station météorologique installée à 1 km du barrage.

Les données de précipitations (Figure 3.3) montrent deux saisons distinctes: saison des pluies (décembre à mai) et saison sèche (juin à novembre). La hauteur totale annuelle de précipitations annuelles est en moyenne de 2686 mm pour les trois années de mesures, qui peuvent être considérées comme des années pluvieuses car la moyenne sur une plus longue série est de 1900 mm (ELETRONORTE, 1989).

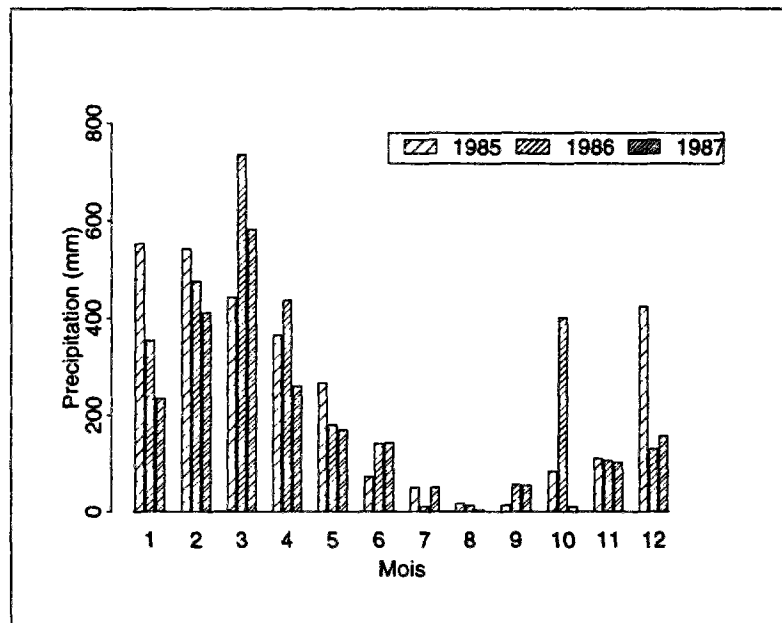


FIG. 3.3 - Total mensuel de précipitations à Tucuruí.

Nous avons recherché une relation entre les événements pluvieux et les apports par le fleuve pour voir dans quelle mesure les précipitations pouvaient influencer les variations hydrologiques. Les débits du Tocantins en chaque saison ont alors été corrélés avec les précipitations; plusieurs délais entre un événement pluvial et le débit mesuré à l'entrée de la retenue ont été testés. La pluie n'apparaît pas corrélée au débit du Tocantins ($r^2=0,11$). Le bassin du Tocantins, de forme allongée (758 000 km² en amont de la retenue), est 47 fois plus grand que celui de la retenue

(16 000 km²) et traverse des régions climatiques diverses. Il n'est donc pas surprenant que les débits arrivant à la retenue ne sont pas reliés aux mesures de pluviométrie sur le site.

La température de l'air ne présente pas une saisonnalité marquée dans notre série de données. La température moyenne annuelle est de 26,9°C. Les événements pluvieux font légèrement baisser les températures dont l'amplitude journalière est, en moyenne, de 7,5°C.

La moyenne annuelle du rayonnement solaire direct journalier (sur 24 h) est de 182 W m⁻² (1982 - 1986) avec peu de variations au long de l'année en raison de la proximité de l'équateur. Les moyennes annuelles du rayonnement journalier maximal et minimal sont respectivement de 203 W m⁻² (extrême 269 W m⁻²) et de 163 W m⁻² (extrême 30 W m⁻²) (Fisch & Januário, 1984). Par contre, les heures d'ensoleillement, qui représentent une mesure directe de l'effet des nuages, varient plus en fonction des événements pluvieux qu'en fonction de la saison (Fisch & Januário, 1984). La moyenne d'ensoleillement est de 5,9 h, le maximum étant de 9,2 h et le minimum de 3,1 h par jour. Les mois les plus ensoleillés (d'avril à août) présentent une moyenne journalière de 7,4 h. Le rayonnement solaire est également plus fort pendant cette période et présente une moyenne journalière de 185 W m⁻². Les autres mois ont des moyennes journalières de 4,8 h et 179,6 W m⁻².

La vitesse du vent est faible; les moyennes journalières disponibles montrent des variations sur les trois années de mesures entre 0,4 ms⁻¹ et 2,6 ms⁻¹ (anémomètre à 10 m), valeurs comparables à d'autres mesures en Amazonie (Fisch & Januário, 1984; Salati & Marques, 1984). Selon l'analyse de fréquence effectuée sur ces trois années de mesures, la vitesse la plus fréquente est de 1,4 ms⁻¹, plus de 60% des vitesses étant concentrées entre 1 et 1,6 ms⁻¹. Aucune mesure, tant sur la direction du vent, que sur la vitesse instantanée (ou à de faibles pas de temps), n'a été effectuée à Tucuruí.

3.1.2 La végétation

La forêt de la région de Tucuruí possède une forte diversité floristique, constatation fréquente en Amazonie. Les espèces sont bien réparties sur le terrain, quoique le nombre d'individus peut varier selon la région observée (Revilla & Silva, 1982). Parmi les 2 500 espèces échantillonnées à Tucuruí, la phytologie prédominante est la forêt de *terra firme* (forêt non inondable) (Revilla, 1984).

La retenue de Tucuruí a immergé la végétation présente. Un effort de déboisement a été réalisé sur 400 km² aux environs du barrage mais la repousse d'une végétation secondaire plus riche en feuilles a été rapide et a reconquis une partie du terrain déboisé avant la mise en eau (Revilla & Silva, 1982).

La quantification de la phytomasse est une donnée importante puisque notre étude est fondée sur la dégradation de la végétation immergée. Dans l'annexe C, nous avons abordé plusieurs estimations faites en région tropicale, ainsi que celles effectuées à Tucuruí. Les imprécisions

attachées à ces estimations sont nombreuses: les différents types forestiers, les méthodes d'estimation de la phytomasse, les parties de cette phytomasse (sols, racines, écorces etc.) qui ont été négligées, la quantité d'eau présente dans chaque partie de la végétation, les variations sur la stœchiométrie des diverses parties de la végétation etc. Les erreurs liées à ces imprécisions sont inévitables; nous avons alors adopté les résultats des estimations effectuées sur le site de la retenue de Tucuruí: 367,2 t/ha de troncs et branches et de 10,8 t/ha de feuilles et litière (poids sec). La conversion du poids sec en carbone ($\approx 50\%$) donne une **densité moyenne de carbone immergée de 183,6 t/ha pour les troncs et les branches, et de 5,4 t/ha pour les feuilles et la litière.**

3.1.3 L'hydrologie

Le fleuve Tocantins prend sa source au Planalto de Goiás, au centre du Brésil. Après un parcours de 2 500 km vers le Nord, il se jette dans l'océan Atlantique. Il draine un bassin versant de 812 000 km², qui comprend les deux principaux affluents: l'Araguaia et l'Itacaiúnas.

La géologie, le climat et la végétation du bassin versant varient significativement au long du parcours du Tocantins. Le fleuve traverse le plateau central du Brésil, région aride de végétation du type *campos* et des étendues agricoles du type *latifundium*, et parvient à la région humide et boisée d'Amazonie. La pluviométrie, bien marquée sous ces latitudes (pluies de novembre à avril et sécheresse entre août et octobre), augmente vers le Nord et est plus importante pour le bassin de l'Araguaia que pour le bassin du Tocantins (ELETRONORTE, 1989).

Le bilan hydrique de la retenue est principalement influencé par les débits d'entrée, turbinés et déversés, et par les variations de niveau d'eau. Les débits turbinés ont graduellement augmenté entre 1984 et 1988 en raison de l'installation progressive des turbines; ce débit est passé de 1 000 m³s⁻¹ en janvier 1985 à 3 900 m³s⁻¹ en avril 1988. Le débit déversé varie afin de permettre la gestion du barrage à la cote nominale de 72 m ou à la cote fixée pour le marnage annuel. Ce marnage peut atteindre un maximum de 14 m, correspondant à la cote minimale de fonctionnement des turbines (58 m). Lors d'un tel abaissement, environ 45% de la surface totale de la retenue se retrouve émergée et le volume déplacé est de 56% du volume total.

La série des débits du Tocantins, mesurés à l'entrée de la retenue de Tucuruí (station Marabá), entre 1985 et 1988 (Figure 3.4) montre la saisonnalité crue-étiage caractéristique de cette retenue. La moyenne mensuelle maximale et la moyenne mensuelle minimale des débits sur la série de données de 1949 à 1984 sont respectivement 55 300 m³s⁻¹ et 1 267 m³s⁻¹ (ELETRONORTE, 1989).

Pour effectuer le bilan hydrique de la retenue entre 1985 et 1988 (Tableau 3.1), nous avons considéré comme entrées les précipitations sur la surface de la retenue, le débit du Tocantins et la contribution du bassin versant direct. Cette dernière contribution a été calculée selon le rapport du bassin versant du Tocantins en amont de la retenue et du bassin direct de la retenue,

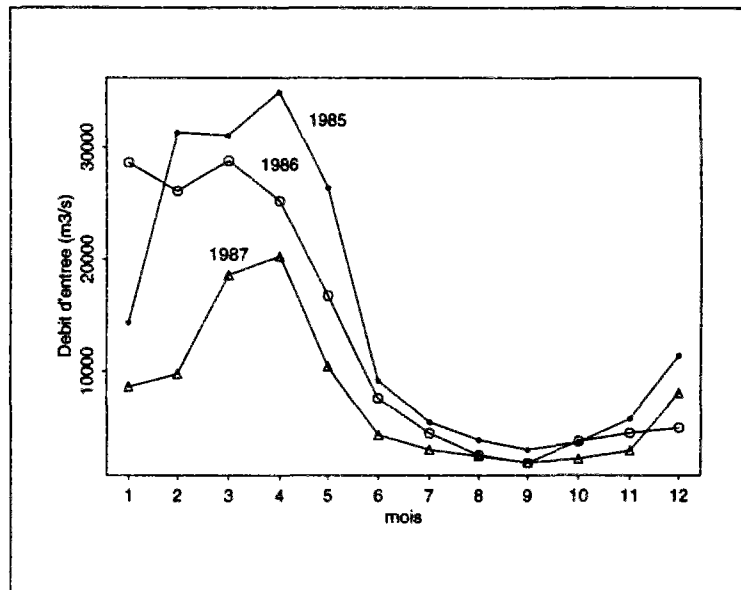


FIG. 3.4 - Débits moyens mensuels pour trois années de mesures.

multiplié par le débit du Tocantins. Cette approche a été adoptée afin d'éviter l'utilisation des données pluviométriques mesurées dans une station qui n'est pas forcément représentative de tout le bassin versant direct. Comme sorties nous avons considéré l'évaporation et les débits déversés et turbinés. La variation du niveau d'eau de la retenue a également été prise en compte. Le calcul a montré que les apports d'eau, autres que ceux du Tocantins, sont inférieurs à 10% du total des entrées. En étiage, quand la contribution du Tocantins décroît d'environ 90%, ce pourcentage reste inférieur à 10% du total des entrées, quelle que soit la méthode de calcul de la contribution du bassin versant direct: par le rapport entre les bassins versant ou par les données de pluie et d'évapotranspiration à Tucuruí.

Le temps de renouvellement de l'eau varie de 13 jours (période de crue) à 529 jours (période d'étiage), avec une moyenne annuelle de 45 jours. En tenant compte des apports directs (Tableau 3.1) et d'un volume moyen de la zone littorale, évalué à 6 km^3 , nous pouvons estimer que le temps de séjour dans cette zone est neuf fois plus long que dans la zone centrale (ces zones sont définies dans le paragraphe 3.1.4).

3.1.4 La morphologie

La retenue de Tucuruí est très dendritique comme l'indique l'indice de développement de berge² (Wetzel, 1983) qui atteint une valeur de 21 à la cote 72 m. Cette valeur est relativement forte; à titre comparatif nous pouvons citer l'indice de deux autres lacs de régions distinctes, le

2. Rapport entre le périmètre de la retenue et celui d'un cercle de même surface.

Termes	Apport cumulé (m)	% total des entrées
Précipitation	10,1	1,7
Apports directs	9,7	1,6
Débit du Tocantins	569,6	93,5
Montée du niveau d'eau	20,0	3,3
Total d'entrée	609,4	
Débit de sortie	554,3	91
Evaporation	5,9	1,0
Descente du niveau d'eau	30,3	5,0
Total de sortie	590,5	

TAB. 3.1 - *Bilan hydrique cumulé de la retenue de Tucuruí entre 1985 et 1988, ainsi que les pourcentages par rapport au total des entrées.*

lac Kariba en Afrique avec 8,3 et le lac du Bourget en France avec 2. Les conséquences de cette morphologie particulière vont influencer le comportement hydrodynamique et biogéochimique de la retenue, comme nous le verrons ultérieurement.

Une caractéristique observée sur plusieurs retenues est la formation de deux zones de circulation différentes; une zone centrale caractérisée par un fort flux d'eau, correspondant à l'ancien lit du fleuve, et une autre zone, que nous appellerons littorale, située autour de la première zone, caractérisée par une circulation faible, stagnante (Ford & Johnson, 1980). La topographie plate de l'Amazonie renforce les distinctions entre ces zones. A Tucuruí, la faible profondeur de la zone littorale, à laquelle s'ajoutent la forme dendritique de ses bords et la rugosité du sol (augmentée par la végétation immergée) lui confèrent un comportement hydraulique et limnologique différent de la zone centrale (Figure 3.5).

Le Tableau 3.2 présente les principales caractéristiques des zones et de l'ensemble de la retenue. Il n'existe pas de critère précis pour déterminer la largeur de la zone centrale; nous avons adopté une largeur variable qui permet de suivre la géométrie de l'ancien fleuve en gardant une zone littorale dans laquelle les profondeurs sont inférieures à 30 m (profondeur de la station d'échantillonnage MR qui représente l'interface entre les deux zones (voir paragraphe 3.2).

3.2 La qualité de l'eau

L'étude du comportement physico-chimique et biologique de la retenue est basée sur les informations recueillies à Tucuruí³ entre mai 1985 à juin 1988. Sept stations d'échantillonnage

3. Données obtenues par le CET-Consórcio Engevix-Themag (Brésil) avec la coordination de l'ELETRO-

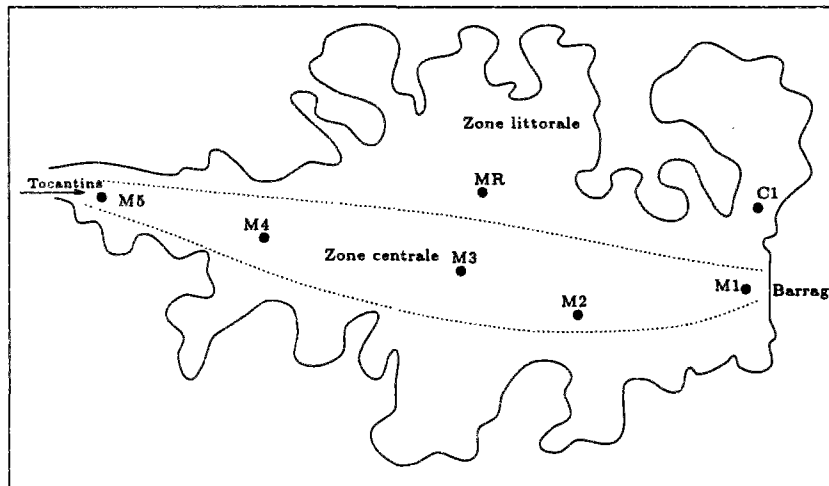


FIG. 3.5 - Schéma de la retenue de Tucuruí divisée en zone centrale et zone littorale. Les points M1 à M5, MR et C1 représentent les stations d'échantillonnage décrites dans le texte ultérieurement.

Caractéristiques	Zones		Retenue
	Littorale	Centrale	
Périmètre (km)	-	-	3 700
Longueur (km)	-	-	150
Superficie (km ²)	1 069	1 361	2 430
Volume (km ³)	6	39	45
Profondeur maximale (m)	30	72	72
Profondeur moyenne (m)	5,6	28,7	18,9
Largeur maximale (km)	-	-	40
Largeur moyenne (km)	-	-	14,3
Bassin versant (km ²)	-	-	16 075

TAB. 3.2 - Caractéristiques morphométriques de la retenue de Tucuruí correspondant à la cote opérationnelle de 72 m, ainsi que quelques différences entre la zone centrale et la zone littorale.

sont distribuées dans la zone centrale et la zone littorale de la retenue (Figure 3.5). Au total 25 variables ont été mesurées sur la colonne d'eau à une fréquence hebdomadaire ou bi-mensuelle. L'annexe D présente les détails sur les protocoles d'échantillonnage (stations, variables, fréquences).

De par l'existence de deux zones topographiquement et hydrodynamiquement distinctes, le comportement physico-chimique et biologique de la retenue est spatialement hétérogène. La distribution des apports en matière organique s'effectue de manière différente suivant les zones. La zone centrale reçoit les apports du Tocantins et l'apport provenant de la végétation terrestre immergée. La zone littorale, en plus de la végétation initialement immergée, reçoit la charge organique provenant de la repousse de la végétation terrestre sur la surface exposée lors d'un abaissement du niveau d'eau (marnage). Cette végétation repoussée est introduite dans la zone littorale lorsque la retenue reprend son niveau nominal. Les macrophytes, concentrés surtout autour des arbres semi-immergés dans la zone littorale, représentent également une charge en matière organique; les macrophytes occupaient en 1986 environ 20% de la surface de la retenue (CET, 1989). Lors du marnage, les macrophytes proches des bords de la retenue se dégradent sur la surface exposée, la matière organique et les nutriments mis à disposition pendant cette dégradation sont introduits dans l'eau quand la retenue retrouve son niveau nominal.

3.2.1 L'eau d'entrée

Sioli (Sioli, 1984) a classé les eaux amazoniennes, d'après leur transparence et leur pH, en eaux blanches, eaux claires et eaux noires. Selon cette classification, le Tocantins a, à l'entrée de la retenue (station M5), les caractéristiques de l'eau blanche pendant la crue et de l'eau claire pendant l'étiage. Le pH pendant l'étiage vaut 8,1 et la transparence 2 m; alors que pendant la crue, le pH est de 6,2 et la transparence de 0,1 m. Cette diminution de la transparence pendant la crue est provoquée par un apport plus fort de matières en suspension; il existe une bonne corrélation ($r^2=0,58$) entre les débits et les matières en suspension.

La faible corrélation entre les matières en suspension et les données de DBO_5 ($r^2=0,10$) et de DCO ($r^2=0,4$, voir figure 3.6) indique que ces matières sont surtout composées de matière inorganique. En outre, la quantité totale de cations majeurs (Mg, Ca, K, Na) est environ $306 \mu\text{g l}^{-1}$; cette valeur est proche de celle du fleuve Amazone (moyenne de $349 \mu\text{g l}^{-1}$), qui est connu pour sa forte charge en matières en suspension inorganiques (eaux blanches pendant toute l'année).

Les concentrations en DBO_5 à la station M5 se situent dans un intervalle compris entre $0,2^4$ et $4,0 \text{ mg l}^{-1}$ (moyenne= $1,5 \text{ mg l}^{-1}$) et celles de DCO entre 0,9 et $8,7 \text{ mg l}^{-1}$ (moyenne= $3,7 \text{ mg l}^{-1}$). L'apport de matière organique par le Tocantins représente une charge relativement importante

NORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S. A.).

4. Valeur probablement en dessous de la détection de la méthode, qui n'a pas été indiquée pour le test effectué à Tucuruí mais qui vaut 2 mg l^{-1} selon le *Standard Methods* (Clesceri *et al.*, 1989).

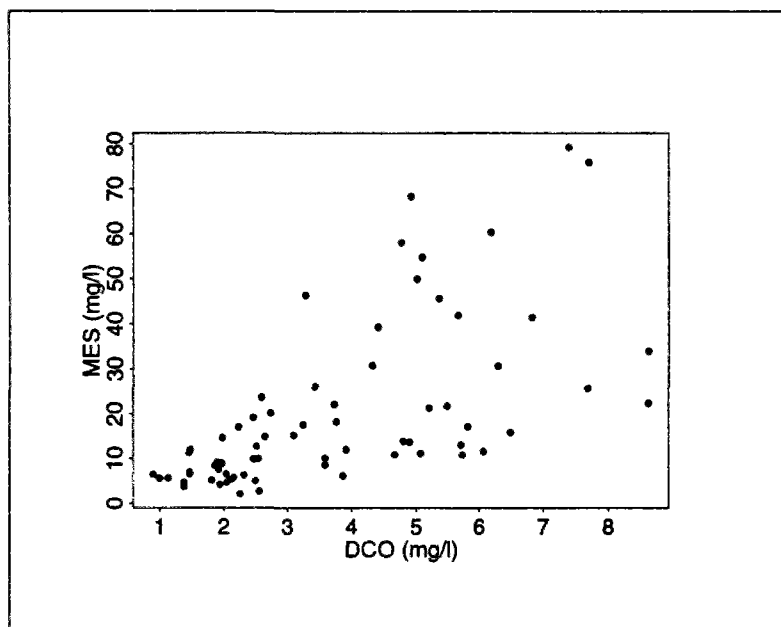


FIG. 3.6 - Relation entre les mesures de DCO et de MES en M5 entre 1985 et 1988.

pour la retenue. Une estimation des apports en matière organique peut être obtenue par l'évaluation des trois grandes sources: le Tocantins, la production primaire phytoplanctonique, et la végétation immergée. D'autres contributions, comme les apports par le bassin versant direct ou bien la production des périphytons et des macrophytes, pourraient être ajoutées mais le manque de données rend leur estimation très imprécise. Toutes les estimations ont été effectuées pour l'année 1986, pour laquelle les données de production primaire sont disponibles.

Cette production primaire a été estimée à partir de six campagnes effectuées sur le site de Tucuruí. La description de ces données est présentée dans le paragraphe 3.2.4. La moyenne annuelle calculée, s'élevant à $171 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ (écart type de 12%), est alors convertie en apport annuel d'après la surface de la retenue à la cote 72 m, soit 416 200 t/an (Figure 3.7).

L'apport du Tocantins a été calculé d'après les données des débits d'entrée et de la DCO mesurée à M5, soit 751 500 t/an (Figure 3.7). Nous avons considéré que toute la DCO dans un milieu bien oxygéné comme le Tocantins est représentative de la matière organique.

Une fraction de la végétation immergée est amenée à se dégrader dans l'année. Nous avons considéré une quantité moyenne de végétation immergée (troncs, branches, feuilles et litière) égale à 190 tC/ha. De cette quantité initiale, nous avons déduit la dégradation préalablement réalisée en 1985. Cette dégradation a été décrite comme une cinétique de premier ordre dont la vitesse de dégradation est de $2,7 \cdot 10^{-5} \text{ j}^{-1}$. Cette vitesse a été largement réduite par rapport aux valeurs des vitesses qui ont été déterminées pour les feuilles et la litière ($\approx 5 \cdot 10^{-3} \text{ j}^{-1}$) (voir l'annexe 2, paragraphe 2.4), compte tenu de l'importance des troncs dans la quantité totale de matière organique. Le résultat de la quantité de carbone dégradé pendant l'année 1986 est

alors estimé à environ 620 000 t/an (Figure 3.7).

Les résultats des apports de carbone organique pour la retenue sont présentés dans la Figure 3.7. L'apport du Tocantins est supérieur de 80% à l'apport dû à la production primaire et d'environ 20% à celui fourni par la végétation immergée.

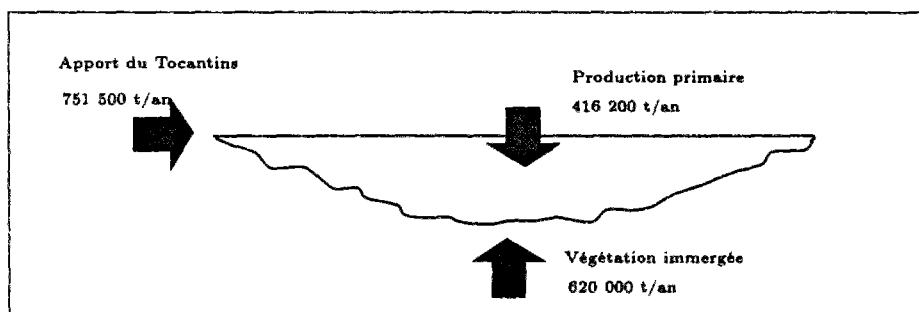


FIG. 3.7 - Apports annuels en carbone organique par le fleuve, par la production primaire et l'équivalent en matière décomposable issue de la végétation immergée. Calculs effectués pour 1986.

Les erreurs associées aux calculs sont très difficiles à estimer et doivent être reliées au débit d'entrée, aux mesures de production primaire, et aux incertitudes sur nos hypothèses sur la dégradation de la matière organique. Une estimation concernant le Tocantins peut être faite en considérant une erreur de 15% sur les valeurs mesurées des débits et une erreur de 100% sur les mesures des concentrations de DCO. A partir de ces valeurs, vraisemblablement sur-estimées, l'erreur annuelle sur les flux d'entrée monte à environ 30%. Ainsi, les résultats de nos calculs doivent être compris comme étant alors un ordre de grandeur des flux de carbone. Ils permettent de mettre en évidence l'importance de l'apport du Tocantins au regard d'autres sources de matière organique dans la retenue. Il est alors possible de conclure que les concentrations de DCO et de DBO_5 du Tocantins représentent un apport non négligeable en matière organique.

La température d'entrée du fleuve s'élève en moyenne (entre 1985 et 1988) à $29,5^{\circ}C$ et les extrêmes mesurés atteignent $26,5^{\circ}C$ et $33,2^{\circ}C$. La série de données présentée dans la Figure 3.8 montre une variation importante des températures entre les dates de mesures.

La variation observée ne montre pas une tendance crue-étiage pour la température; la corrélation entre les débits du fleuve et la température est faible ($r^2 \approx 0,3$). La Figure 3.9 montre une dispersion forte des températures dans un intervalle assez large de débits (1000 à $35000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); cependant, les températures les plus faibles ($\approx 27^{\circ}C$) sont observées pendant la crue.

3.2.2 Les variations temporelles et spatiales dans la retenue

A l'aide de l'analyse des données de température et des concentrations mesurées, nous allons

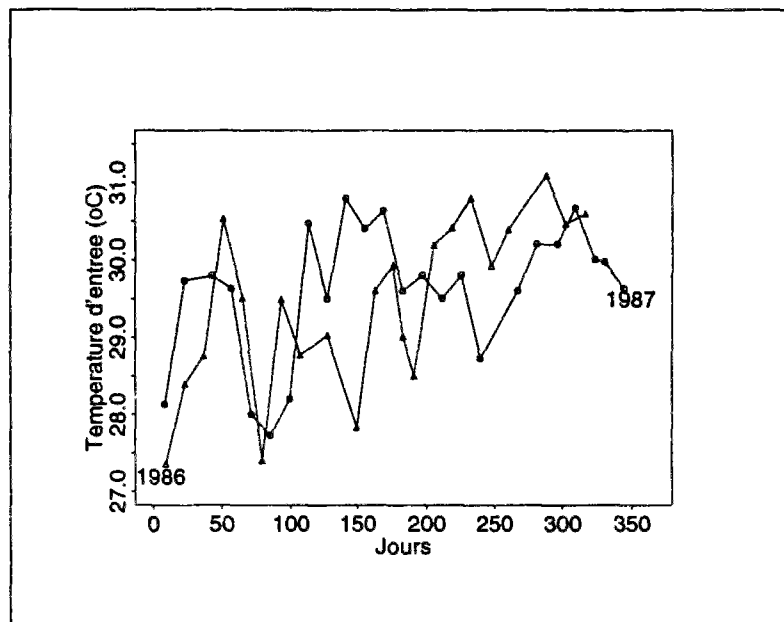


FIG. 3.8 - Variation temporelle des températures mesurées en 1986 et 1987.

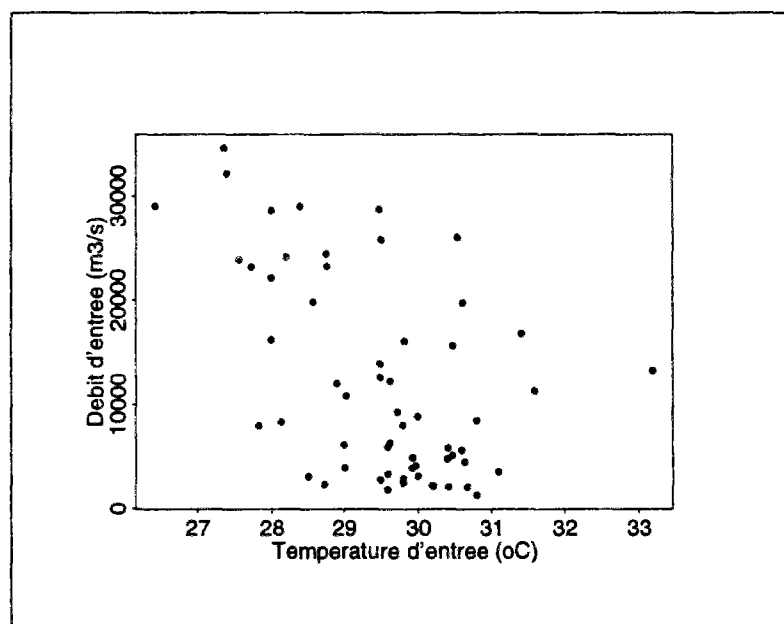


FIG. 3.9 - Relation entre les débits et les mesures de température en M5 entre 1985 et 1988.

mettre en évidence le comportement biogéochimique de la retenue dans le temps et dans l'espace. Ce comportement sera mis en relation avec les variations sur la verticale (stratification), sur l'axe transversal (différences entre zone centrale et zone littorale) et sur l'axe longitudinal (différences au sein de la zone centrale).

La stratification thermique

Dans les lacs, la densité des eaux de surface, chauffées par les radiations solaires et atmosphériques, est plus faible que la densité des eaux du fond, qui reçoivent très peu de cet apport de chaleur (Fischer *et al.*, 1979). Cette stabilité de la colonne d'eau est représentée par la stratification thermique verticale. L'instabilité du lac, ou le brassage des eaux, peut être provoquée par:

- La convection qui est le mélange dû à un refroidissement des eaux de surface qui deviennent plus lourdes que les eaux plus profondes. Ce refroidissement est provoqué par une chute de la température de l'air.
- Le vent qui induit des forces (turbulences) capables de mélanger les eaux de densités différentes détruisant ainsi la stabilité.
- Les entrées et les sorties de l'eau qui produisent également des turbulences qui perturbent la stabilité du lac au point de la détruire.

L'homogénéisation résultant de l'action de ces trois facteurs majeurs sur les eaux du lac dépendra de leur intensité respective. A Tucurui, en raison des faibles vitesses du vent et des faibles variations des conditions climatiques, la force de mélange prédominante en zone centrale est l'advection due aux entrées et aux sorties d'eau.

L'observation des données de température nous montre que le gradient thermique à Tucurui est faible pendant toute l'année et pour toutes les stations. Les profils thermiques montrent une thermocline qui est moins bien définie que celles que l'on trouve pendant la stratification estivale des lacs tempérés. La Figure 3.10 montre deux profils thermiques typiques l'un pour un lac tempéré (Bourget-France) (Vinçon-Leite, 1991) et l'autre pour la retenue de Tucurui; ces profils ont été déterminés pendant des saisons équivalentes dans ces deux lacs: l'été pour le Bourget et l'étiage pour Tucurui. La densité a été calculée selon la fonction quadratique:

$$\rho = \rho_0[1 - \beta(T - T_0)^2] \quad (3.1)$$

Où T est la température du point considéré ($^{\circ}\text{C}$), T_0 la température de référence (4°C), β le coefficient d'expansion thermique ($6,41 \cdot 10^{-6} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-2}$), et ρ_0 la densité de l'eau à la température de référence (1 g cm^{-3}). Les matières en suspension et les sels dissous ne modifient pas significativement les valeurs de densité et ont été négligés dans les calculs (Pereira, 1989).

Dans le lac tempéré, le gradient à la thermocline⁵ ($3,4 \cdot 10^{-4} \text{ g cm}^{-3} \text{ m}^{-1}$), 10 fois plus fort que celui de la retenue de Tucurui ($0,34 \cdot 10^{-4} \text{ g cm}^{-3} \text{ m}^{-1}$), s'établit sur 10 m de hauteur, alors que celui de la retenue de Tucurui se développe dans une couche d'environ 20 m. Ces variations d'intensité et de forme des profils ont été maintes fois observées dans les milieux aquatiques tropicaux (Balon & Coche, 1974; Heide, 1982; Payne, 1986; Schmidt, 1973a; Tundisi *et al.*, 1984; MacIntyre & Melack, 1984).

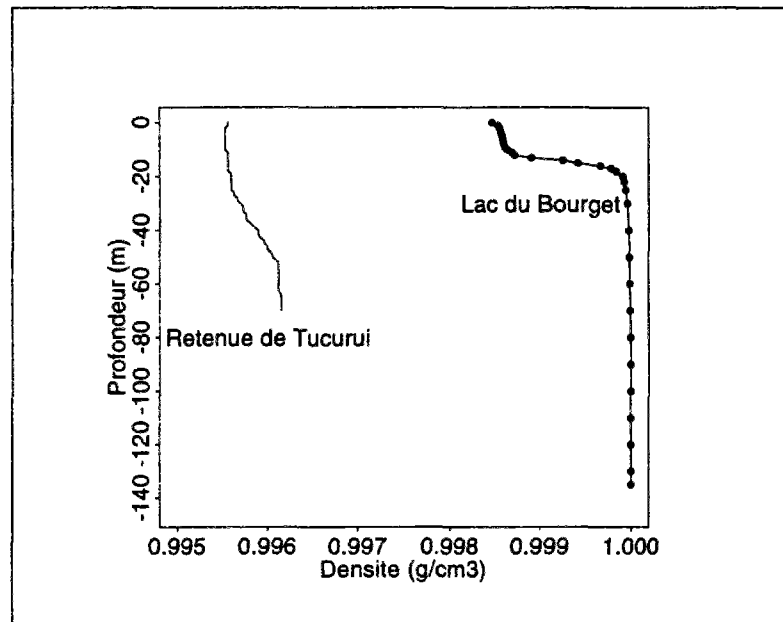


FIG. 3.10 - Profil de densité dans un lac alpin et dans la retenue de Tucurui (station M1) à une date (24 septembre pour les deux lacs) représentative de la période de stratification. La cote de surface est de 145 m pour le Bourget et de 72 m pour Tucurui.

La question que l'on se pose est de savoir si un tel gradient pourrait provoquer une stratification thermique suffisante pour bloquer les échanges dans la retenue de Tucurui. Les courbes d'isothermes pendant les mois d'été (Figure 3.12) montrent des lignes horizontales qui sont typiques de milieu stratifié. La relation entre la diminution du débit dans la retenue et la formation de lignes horizontales est forte; cette relation se fait également ressentir sur le faible écartement de lignes horizontales, autrement dit, sur le gradient de température. Les stations plus influencées par le flux d'entrée (M1 et M3) montrent un gradient plus faible que celle dans la zone littorale, moins influencée par le flux (MR).

Nous présentons ensuite une méthode d'évaluation des conditions de stabilité dans la retenue de Tucurui. Cette méthode permet de savoir si la retenue présente une stratification thermique, ainsi que de mettre en relation les facteurs intervenant dans ce processus.

5. Le gradient vertical de densité entre deux points est exprimé par la variation de la densité sur la variation de la profondeur entre ces deux points.

Conditions de stabilité de la retenue

L'un des moyens permettant d'évaluer la possibilité de stratification de la retenue de Tucurui est de comparer les forces d'inertie (flux d'entrée ou flux de sortie) et les forces de flottabilité (stabilité provoquée par le gradient vertical de densité). Le nombre de Froude interne (Equation 3.2) (Fischer *et al.*, 1979; Orlob, 1983) représente un rapport entre ces forces ou bien encore la capacité d'un lac à rester dans l'état stable (stratifié) face aux modifications introduites par l'advection.

$$Fi = \frac{u}{\left(\frac{\Delta\rho}{\rho_0} g H\right)^{\frac{1}{2}}} \quad (3.2)$$

Dans l'équation 3.2, u est la vitesse d'écoulement (ms^{-1}), g l'accélération de la pesanteur (ms^{-2}), H la profondeur maximale (m), ρ_0 la densité de l'eau à la surface du lac (g cm^{-3}) et $\Delta\rho$ la différence de densité entre l'eau du fond et de surface du lac (g cm^{-3}). Si $Fi > 1$ alors les forces d'inertie sont assez importantes pour détruire la stabilité du lac et la colonne d'eau déstratifie; si $Fi \ll 1/\pi$ les forces de stabilité du lac prédominent sur les forces d'advection et la stratification continuera; par contre, si Fi se situe entre 0,1 et 1, il existe une situation intermédiaire où la stratification est peu stable.

Ce critère nous a permis d'expliquer les variations temporelles et spatiales de la stratification, qui sont conditionnées par l'intensité de l'advection à chaque période (crue-étiage) et dans chaque zone. Pour le calcul des vitesses nous avons considéré des sections transversales rectangulaires dont la largeur correspond à la largeur de la zone centrale et la hauteur à la profondeur maximale à chaque station (M5, M3, M1). Dans le cas de la zone littorale, il n'existe pas des mesures locales des flux; ainsi, pour estimer les vitesses, nous avons adopté la largeur de la section triangulaire correspond à la largeur maximale de la retenue au niveau de la station MR, ainsi que la profondeur à cette station.

Selon les résultats du nombre de Froude interne (Figure 3.11) nous pouvons vérifier que dans la zone littorale la stratification est permanente. Une légère instabilité est constatée pendant le pic de la crue en raison de la localisation de la station MR dans une région de transition entre la zone littorale et la zone centrale. Ces résultats démontrent la faible influence du débit d'entrée dans la zone littorale, qui s'avère isolée de l'advection de la zone centrale. Les eaux en M3 (même transversale que la station MR), en dépit de 10 m de profondeur de plus qu'à MR, ont cependant une stratification peu stable en raison du fort flux qui coule à cet endroit. Les lignes d'isotherme (Figure 3.12) montrent que les variations météorologiques et de niveau d'eau de la retenue (marnage) n'ont pas non plus provoqué de modifications dans la stabilité de la zone littorale⁶, et aucune tendance temporelle ne peut être établie dans cette zone.

6. Nous n'écartons pas la possibilité de mélange dans les régions de la zone littorale de profondeurs plus faibles. Le manque de données dans ces régions nous empêche de mener une analyse plus spécifique.

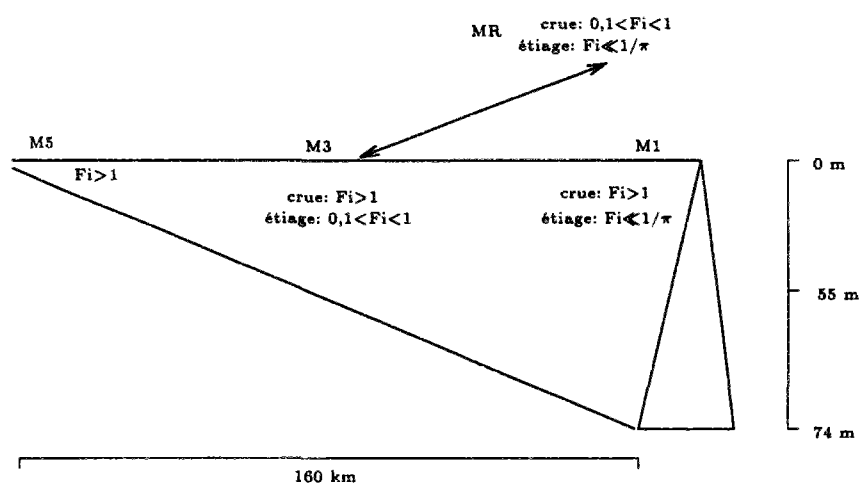


FIG. 3.11 - Résultats du calcul du nombre interne de Froude pour trois stations dans la zone centrale (M1, M3 et M5) et une station dans la zone littorale (MR).

En revanche, la tendance dans la zone centrale est bien marquée; les variations temporelles sont liées aux débits du fleuve. Lors de la décroissance du débit du Tocantins pendant l'étiage, la stratification a lieu. Cependant, selon les résultats du nombre de Froude interne (Figure 3.11), cette stratification n'a pas la même intensité tout au long de la zone centrale, mettant ainsi en évidence une variation longitudinale dans cette zone. L'augmentation de la profondeur de la retenue vers le barrage joue un rôle prépondérant dans la stabilité de la zone centrale. Le débit d'entrée est aussi fort que celui de sortie mais la profondeur en M1 crée des conditions favorables à l'établissement d'une stratification forte pendant l'étiage. Au cours de cette même période, à la station M3, en raison de la plus faible profondeur, la stratification est rendue peu stable par les débits. Les lignes d'isotherme (Figure 3.12) montrent des horizontales bien marquées lors de la stratification en M1, alors qu'en M3 le nombre et la durée de ces horizontales sont plus faibles.

La stratification chimique

Les faibles gradients de densité établis pendant l'étiage à Tucuruí sont cependant capables de provoquer une stratification chimique forte comme le montre la Figure 3.13. La formation d'une succession de thermoclines sur la verticale est commune à tous les lacs tropicaux (Rai & Hill, 1981; Payne, 1986; Kling, 1988; Lewis, 1983); à Tucuruí la consommation rapide d'oxygène permet d'observer que dès la première thermocline formée (différence de densité de $0,30 \cdot 10^{-4} \text{ g cm}^{-3} \text{ m}^{-1}$ à la cote 62 m en Juillet - Figure 3.13), la dispersion n'assure plus la bonne distribution verticale de ce gaz. De ce fait, l'oxycline est souvent positionnée au dessus

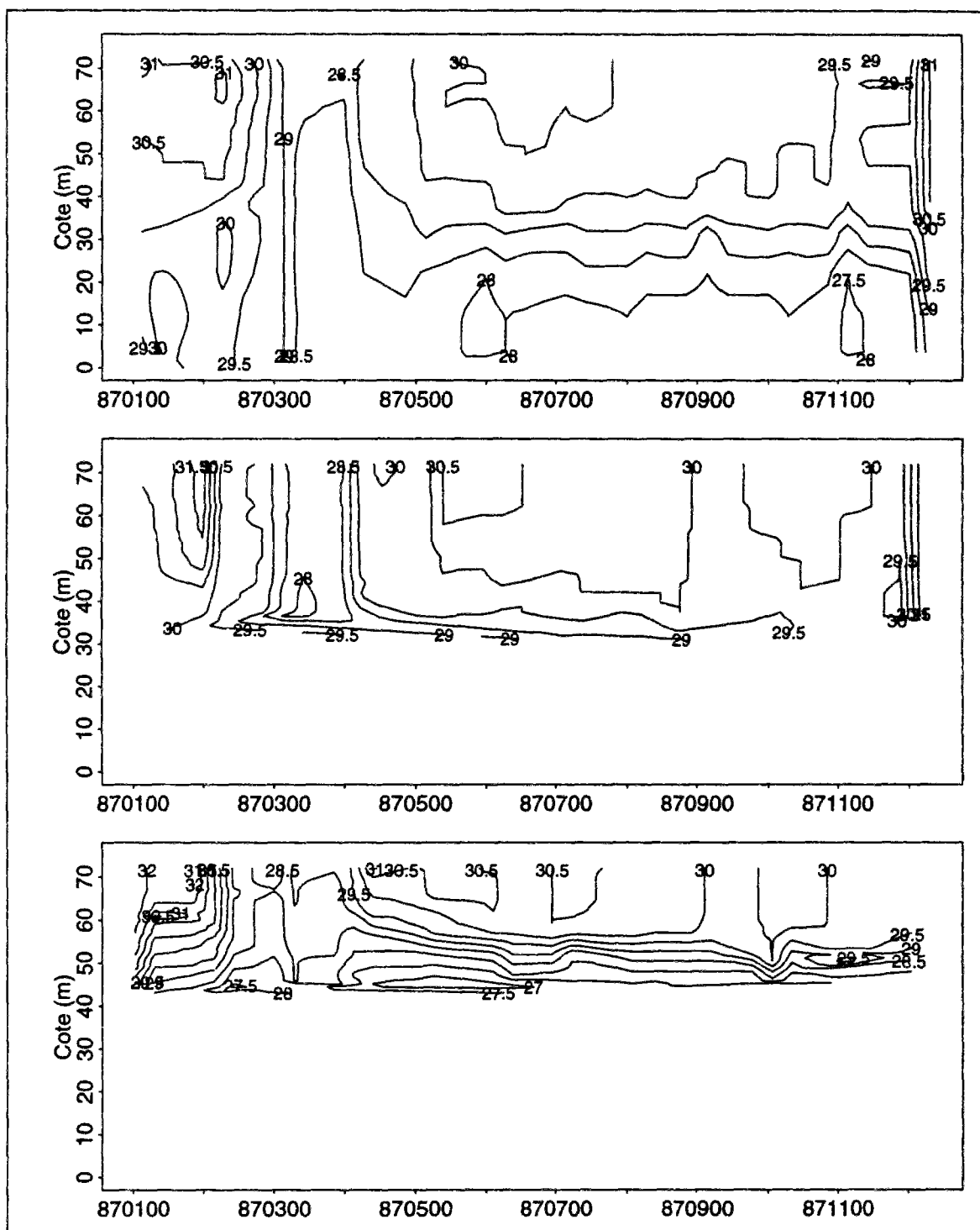


FIG. 3.12 - Variations spatiales et temporelles des lignes d'isotherme aux stations M1 (haut de page), M3 (milieu) et MR (bas de page) dans l'année 1987. Les profondeurs des stations sont M1=72 m, M3=40 m et MR=30 m.

de la thermocline la plus intense ($0,64 \cdot 10^{-4} \text{ g cm}^{-3} \text{ m}^{-1}$ à la cote 22 m en Juillet - Figure 3.13).

Le manque d'apport en oxygène dans les couches inférieures provoque l'épuisement de ce gaz et les processus anaérobies commencent à avoir lieu. Les lignes d'iso-oxygène (Figure 3.14) nous permettent de voir que, dans la zone centrale, cet hypolimnion anaérobie se développe d'abord à proximité du barrage (station M1), puis remonte vers l'amont au fur et à mesure que l'étiage se prolonge. La diminution du débit lors de l'étiage n'explique pas à elle seule ce comportement. En réalité, il est lié à deux phénomènes:

- La stratification thermique, qui est favorisée dans les zones plus profondes (Equation 3.2) et implique la diminution de la dispersion verticale d'oxygène dans ces zones.
- L'augmentation du temps de parcours de l'eau entrante qui implique une consommation plus importante d'oxygène par les processus de dégradation au long des 150 km entre l'entrée et le barrage.

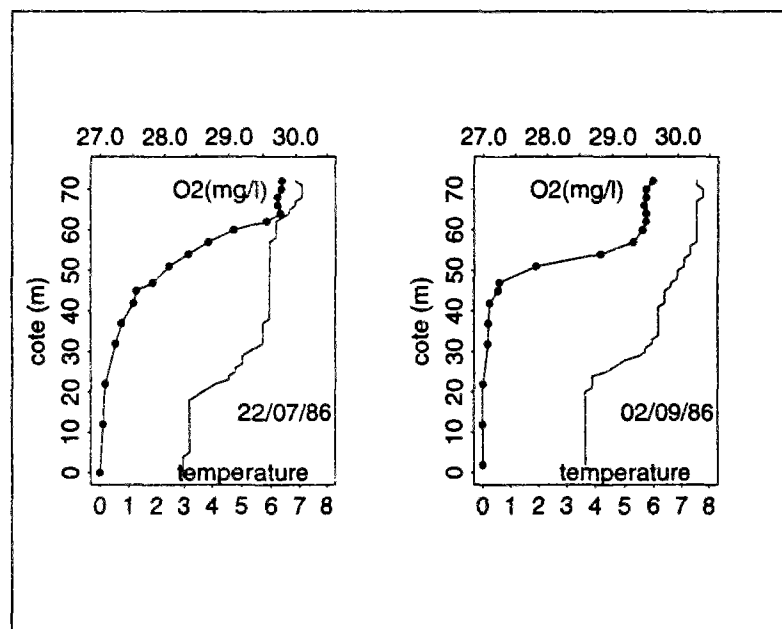


FIG. 3.13 - Profils de température et d'oxygène dissous à la station M1.

Cet hypolimnion anaérobie, détruit pendant la crue (déstratification) et recréé à chaque période d'étiage, transforme les conditions biogéochimiques dans la zone centrale de manière hétérogène. Le temps de remontée, de l'aval vers l'amont, de la couche anaérobie est fonction du débit (conditions de stabilité thermique au long de la zone centrale) et varie chaque année; en 1986 les conditions anaérobies ont été identifiées à la station M3 deux mois après leur apparition à la station M1, échelle de temps assez longue pour permettre le développement de processus biologiques différents au sein de la zone centrale.

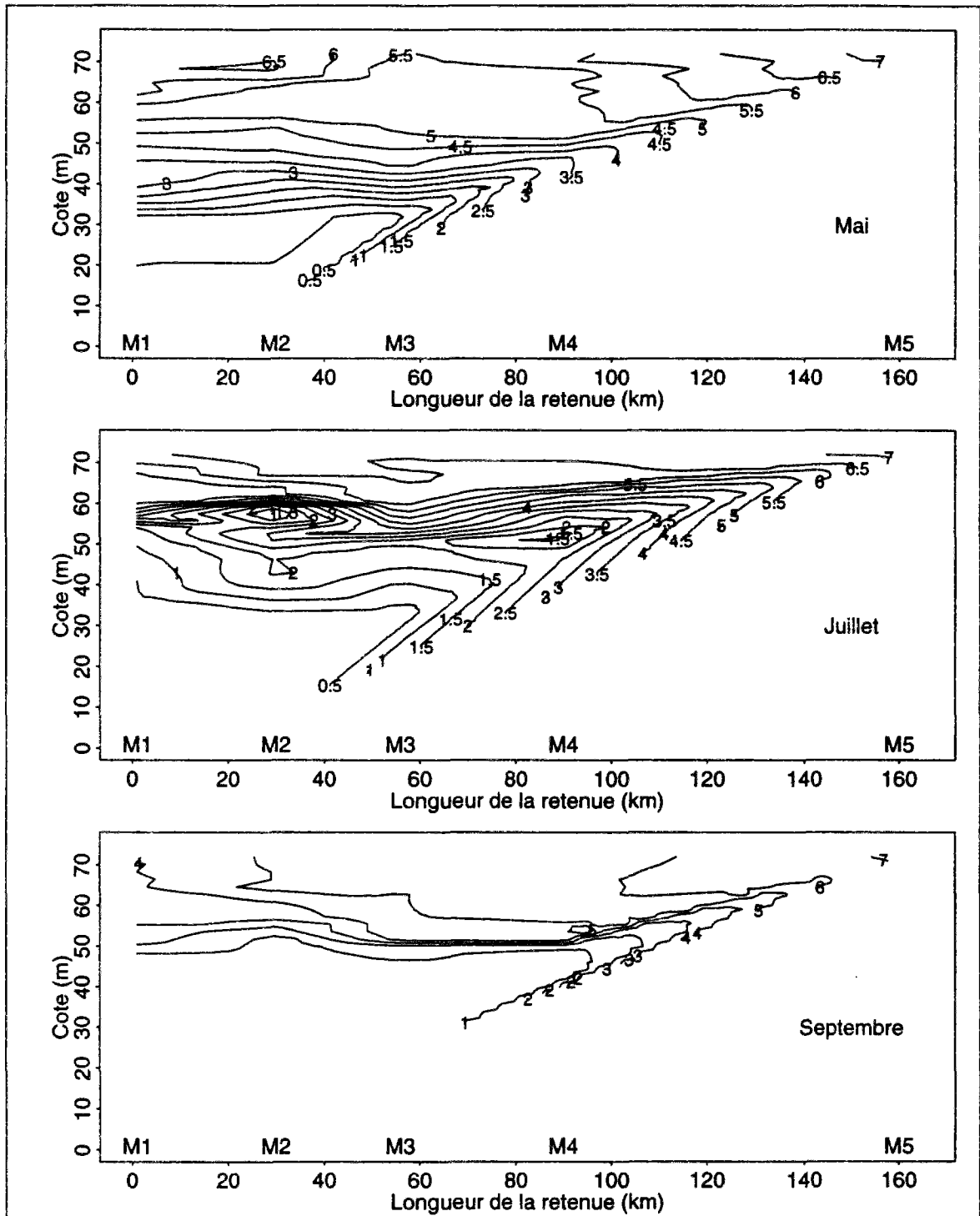


FIG. 3.14 - Lignes d'iso-oxygène sur une coupe longitudinale de la retenue de Tucuruí durant trois périodes distinctes de l'année.

Les variations transversales chimiques dépendent du cycle thermique en chaque zone. Ainsi, la zone littorale présente une stratification chimique permanente où s'accumulent dans l'hypolimnion les phosphates, l'ammonium, les sulfures et autres produits liés à la dégradation en anaérobiose.

Les Figures 3.15 et 3.16 montrent les différences entre les profils d'ammonium et d'oxygène aux stations MR et M3. Nous pouvons observer que les différences de concentration de ces deux éléments sont nettes dans l'hypolimnion, tant en période de crue qu'en période d'étiage. De ce fait, le flux dispersif latéral entre ces deux zones peut représenter une fraction non négligeable de l'apport total en nutriments et en matière organique pour la zone centrale ou bien encore un flux important d'oxygène de la zone centrale vers la zone littorale.

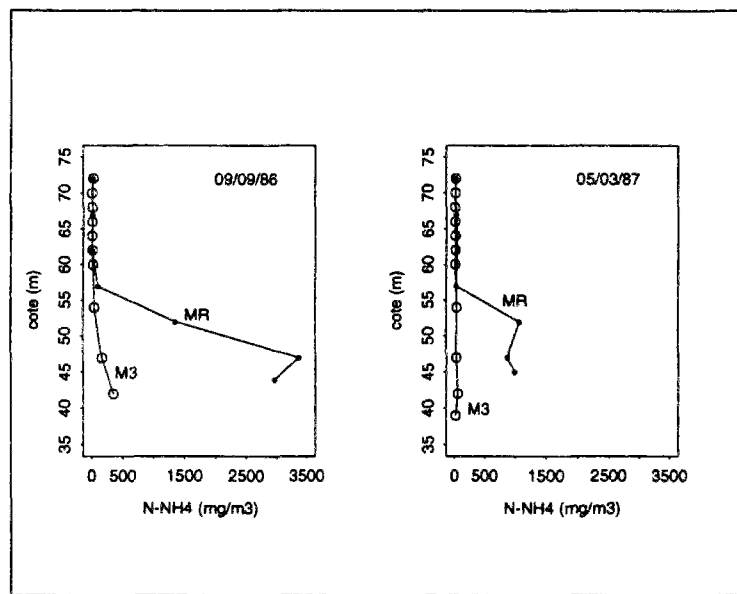


FIG. 3.15 - Profil des concentrations d'ammonium en MR et en M3 en septembre et en mars.

3.2.3 Les variations journalières

Pendant la journée, certaines variables peuvent subir de fortes modifications surtout dans la zone euphotique du lac. Nous présentons ici l'exemple de la température, de l'oxygène dissous, de l'ammonium et des phosphates dont les variations journalières ont été mesurées à la station M1 en mai 1986 du 17 à 7h00 au 18 à 7h00 (seules mesures de variation journalière disponibles à Tucurui). Pendant cette période de transition entre la crue et l'étiage, la stratification thermique et la stratification chimique associée, commencent à s'établir.

La Figure 3.17 montre les variations de la température en surface et dans la colonne d'eau. Les températures augmentent d'environ 2°C en surface pendant l'après-midi; à la cote 10 m,

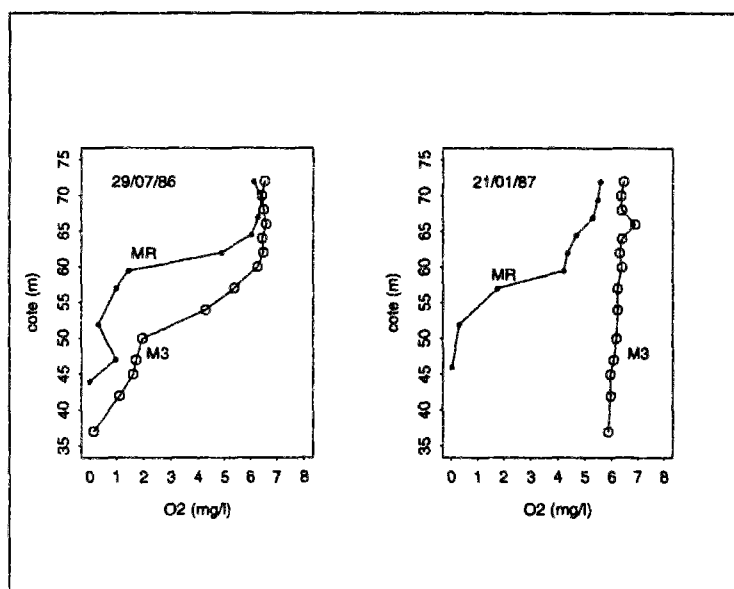


FIG. 3.16 - Profils d'oxygène dissous en MR et en M3 en juillet et en janvier.

la température passe de 28°C à 11h00 à 28,5°C à 15h00. Ces variations sont d'interprétation difficile; plusieurs phénomènes⁷, pouvant avoir lieu simultanément, auraient pu provoquer cette augmentation des températures. Ces variations montrent que les valeurs mesurées à un moment donné diffèrent parfois fortement de la moyenne journalière; la moyenne des températures en surface est 1°C plus forte que la température instantanée mesurée à 9h00 (horaire habituel des mesures en M1).

Des variations importantes sont également observées dans les lignes d'iso-oxygène (Figure 3.18) où la concentration en surface augmente d'environ 1,8 mg l⁻¹ (chiffre confirmé sur la base de données) entre le matin et l'après-midi. La plus forte production primaire aux moments d'ensoleillement plus intense aurait pu provoquer le pic d'oxygène dissous observé à 17h00 (7 mg l⁻¹, chiffre confirmé sur la base de données). Les mesures montrent également une augmentation de la concentration d'oxygène dans les couches plus profondes (enfoncement des lignes d'iso-oxygène observé après 19h00).

La production primaire, plus forte dans les heures plus ensoleillées, provoque la diminution progressive des nutriments pendant cette période. Les lignes d'iso-concentrations⁸ d'ammonium et de phosphates dans la zone euphotique (Figure 3.19) montrent que la diminution en surface est d'environ 20µg l⁻¹ pour l'ammonium et de 6µg l⁻¹ pour les phosphates. La moyenne journalière

7. Les débits journaliers turbinés et déversés ont diminué entre le 17 et le 18 mai. Le turbiné passe de 1 671 à 1 625 m³s⁻¹ et le déversé de 12 796 à 12 514 m³s⁻¹. Cependant, nous ne pouvons pas vérifier des variations horaires car les débits, à cette échelle, ne sont pas disponibles.

8. Nous devons garder un esprit critique face aux données d'ammonium et de phosphates extrêmement faibles, parfois au-dessous du seuil de détection des méthodes couramment utilisées en limnologie.

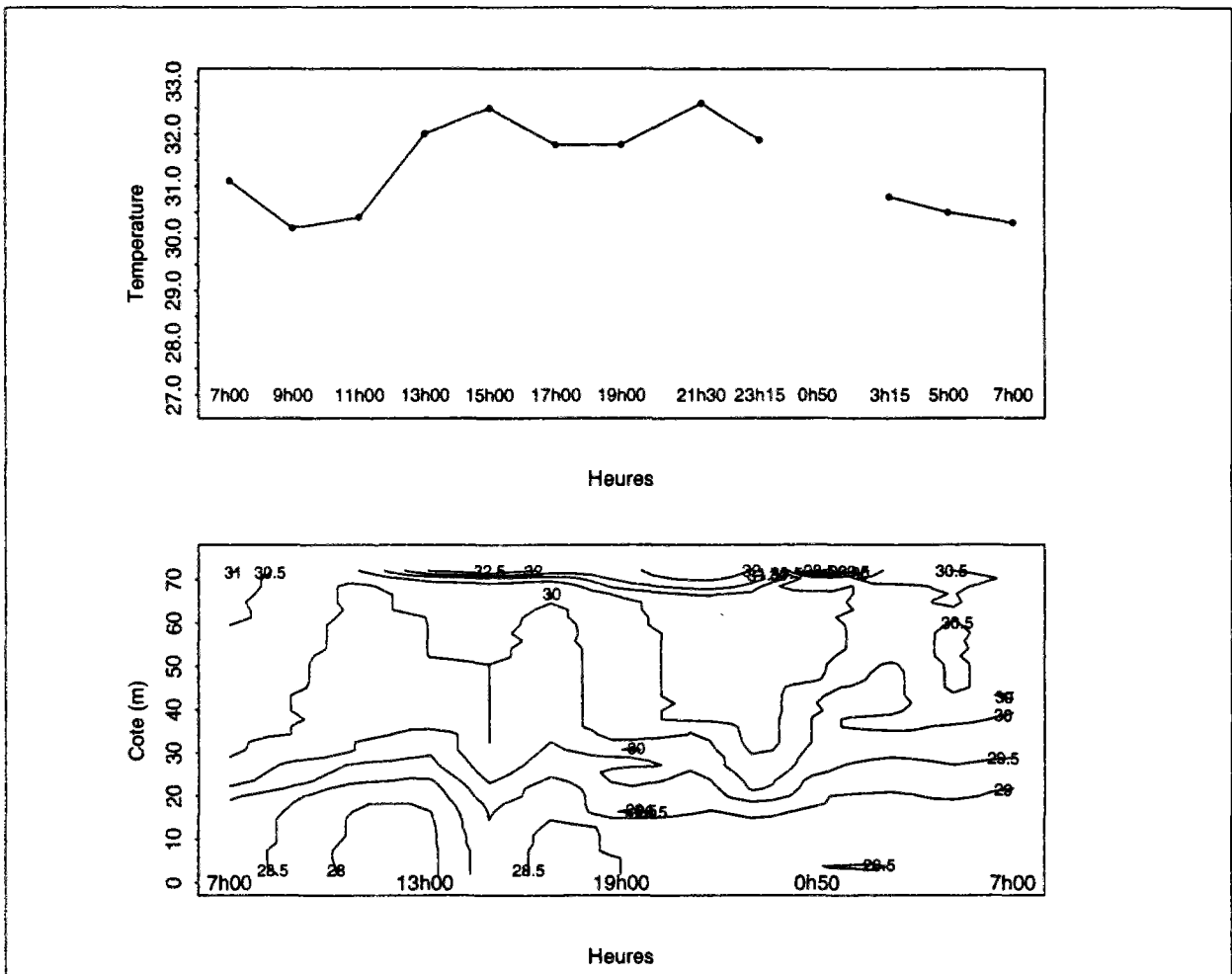


FIG. 3.17 - Variation journalière de la température à la station M1 en mai 1986 du 17 à 7h00 au 18 à 7h00. Les températures de surface ont été reproduites en haut en raison de la mauvaise clarté des lignes d'isotherme. Les horaires de mesures sont marqués sur l'abscisse du graphique supérieur.

à cette date est inférieure de 36% de la valeur mesurée à 9h00 pour l'ammonium, et de 68% pour les phosphates.

Nous constatons que les variations journalières peuvent être fortes à Tucurui. Les différences de température dans la journée sont du même ordre que celles observées dans la série de températures d'entrée (Figure 3.8). Deux phénomènes d'échelles différentes se superposent. L'amplitude de l'un pouvant parfois dépasser l'amplitude de l'autre. Cela représente une difficulté pour la modélisation du cycle thermique de la retenue. La modélisation des variables chimiques, qui présentent également des variations journalières importantes, est confrontée à des difficultés équivalentes. Nous devons décider de l'échelle de temps des processus que nous prétendons modéliser en fonction de l'objectif du modèle et de la disponibilité des données. L'existence de processus d'échelle de temps plus faible que celle représentée par le modèle pourra provoquer un décalage entre les résultats du modèle et les données mesurées sur le site.

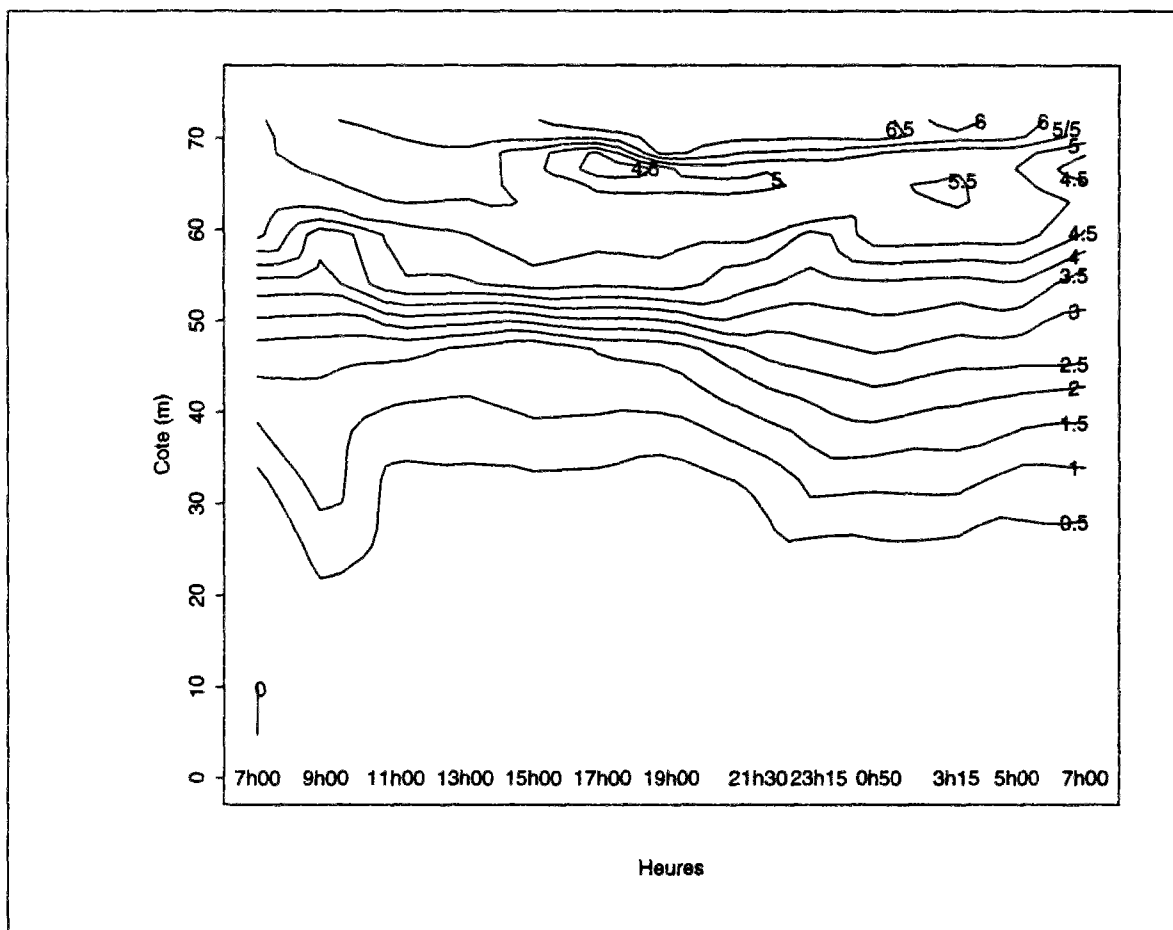


FIG. 3.18 - Variation journalière de l'oxygène dissous à la station M1 en mai 1986 du 17 à 7h00 au 18 à 7h00. Les heures marquées sur l'abscisse correspondent aux horaires de mesures.

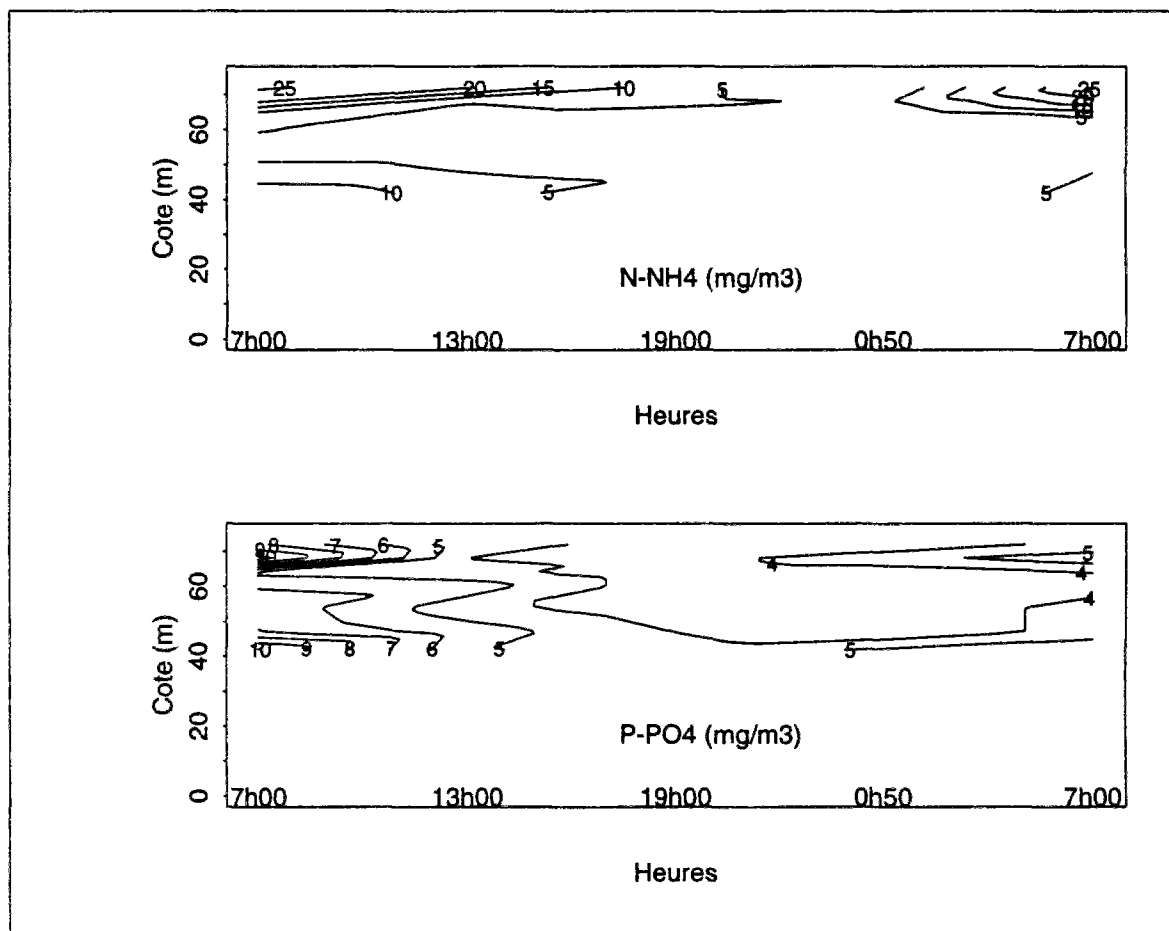


FIG. 3.19 - Variation journalière de l'ammonium et des phosphates dans la zone euphotique à la station M1 en mai 1986 du 17 à 7h00 au 18 à 7h00. Les heures marquées sur l'abscisse correspondent aux horaires de mesures.

3.2.4 La production primaire

Les données relatives à la productivité primaire à Tucurui sont peu nombreuses. Seulement six mesures mensuelles ont été effectuées entre novembre 1986 et mai 1987. Ces données, concernant la production primaire phytoplanctonique ont été mesurées par la méthode du ^{14}C dans les stations C1, M1, M3 et MR (Tundisi *et al.*, 1987). En raison de l'interruption des études sur la production primaire à Tucurui, le rapport d'interprétation de ces données demeure incomplet; le protocole d'échantillonnage et la méthodologie utilisée dans les mesures n'y sont pas présentés. Pour ces raisons, l'utilisation de ces données est limitée et nous les présentons uniquement dans le but d'avoir une estimation sur la production à Tucurui.

Les résultats (Tableau 3.3) montrent un système productif dans la zone centrale pendant les mois de transition entre la crue et l'étiage; en revanche, pendant la crue, la production primaire diminue. Le fort flux dans cette zone pendant la crue et l'augmentation des matières en suspension peuvent limiter le développement phytoplanctonique.

Zones	novembre	janvier	février	mars	avril	mai
centrale	732	186	66	318	819	319
littorale	756	630	230	304	348	281

TAB. 3.3 - *Production primaire phytoplanctonique à Tucurui ($\text{mgC m}^{-2} \text{ j}^{-1}$).*

Dans la zone littorale, le système présente une production primaire phytoplanctonique stable (Tableau 3.3) avec un accroissement de la production en novembre et en janvier; cet accroissement est dû probablement à l'augmentation des courants favorisant l'apport de nutriments vers la zone euphotique. En effet, la limitation de la lumière par les macrophytes et l'épuisement des nutriments dans l'épilimnion, durant de la stratification thermique, peuvent limiter la production dans cette zone.

Bien que des différences entre les zones soient présentes, les valeurs de production phytoplanctonique issues de l'intégration de ces courbes dans l'année sont similaires pour les trois stations: M1 avec $150 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, M3 avec $190 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ et MR avec $174 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. Une moyenne annuelle peut être estimée à $171 (\pm 20) \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$.

3.2.5 L'analyse des principaux flux

Les flux d'entrée et de sortie dans la retenue sont indicatifs des sources et des pertes dans le système. Afin d'identifier la nature productive ou consommatrice de la retenue, à l'égard de la matière organique, nous prendrons l'exemple des principaux flux d'oxygène dissous et d'ammonium (N-NH_4). Le bilan effectué avec ces flux (Equation 3.3) reste grossier compte tenu

de la difficulté qu'il y a à évaluer les incertitudes sur les différents termes: erreurs sur les mesures, sur leur représentativité spatio-temporelle, et sur les formulations employées dans les calculs des flux. En outre, les processus pris en compte ne représentent pas la totalité des flux influant sur les bilans; nous n'avons pas voulu inclure des processus pour lesquels les incertitudes sur les données étaient fortes (DBO₅, contribution du bassin versant direct) ou pour lesquels aucune donnée n'était disponible (sédiments, broutage). Les flux présentés dans ce paragraphe demeurent ainsi des ordres de grandeur et doivent être analysés en tant que tels.

$$\text{Sources ou Pertes} = \Delta S - Fe + Fs \quad (3.3)$$

Où Fe représente le flux total d'entrée, Fs le flux total de sortie et ΔS la variation du stock de l'élément considéré dans la retenue.

Pour le calcul des flux d'entrée, nous avons utilisé les concentrations moyennes de la colonne d'eau à la station M5, et les débits d'entrée. Les flux de sortie ont été partagés en flux déversés, qui utilisent les concentrations moyennes dans l'épilimnion (mesures en M1), et flux turbinés, qui utilisent les concentrations moyennes dans l'hypolimnion (mesures en M1). Les concentrations moyennes ont été pondérées par le volume de chaque couche pour laquelle nous disposions de mesures. Les calculs des stocks ont utilisés également les concentrations en M1 (Pereira, 1989). Nous avons estimé l'erreur pour les calculs des flux d'entrée de la même manière que celle effectuée pour les calculs des flux de carbone (voir paragraphe 3.2.1), soit une erreur de 15% sur les mesures de débits et de 100% sur les mesures des concentrations. L'erreur annuelle pour les calculs des flux d'entrée d'oxygène dissous et d'ammonium est d'environ 15%.

Le flux d'oxygène par diffusion atmosphérique (F_{atm}) a été calculé selon l'équation 3.4 dont les valeurs des paramètres employées pour la retenue de Curuà-Una (Junk *et al.*, 1981) ont été admises pour Tucurui. La surface de la retenue utilisée ne tient pas compte de l'influence de la couverture de macrophytes⁹, ce qui a pour effet de majorer l'apport par diffusion atmosphérique. La concentration d'oxygène dissous en surface est représentée par les mesures à la station M1.

$$F_{atm} = \frac{D (C - C_s) A}{z} \quad (3.4)$$

Où

C	=	concentration d'oxygène dissous en surface	(mg l ⁻¹)
C_s	=	concentration de l'oxygène à la saturation	(7,6 mg l ⁻¹ à 29°C)
D	=	coefficient de diffusion	(2,5 10 ⁻⁵ cm ² s ⁻¹)
z	=	couche limite	(0,06 cm)
A	=	surface de la retenue	(2 430 km ²)

La consommation d'oxygène par la dégradation de la matière organique a repris l'estimation faite du flux annuel de carbone provenant de la végétation immergée (paragraphe 3.2.1). La

9. Il n'y a pas de données suffisant pour estimer la couverture de macrophytes dans la retenue.

quantité d'oxygène consommée est obtenue par la conversion de 2,67 gO₂/gC, selon la réaction d'oxydation aérobie de la matière organique (voir tableau 2.2).

L'apport d'oxygène par production photosynthétique a été estimé selon les données de production primaire par ¹⁴C (171 g C m⁻² an⁻¹), admise homogène pour toute la retenue (voir paragraphe 3.2.4). Nous avons considéré une surface de 2 430 km² et une production de 2,67 g d'oxygène par gramme de carbone synthétisé. Cet apport d'oxygène peut être considéré, à l'échelle annuelle, comme équivalent à la consommation d'oxygène par la dégradation du carbone introduit dans le système par la production primaire. Ainsi ces flux ont été représentés dans la figure 3.20 à titre illustratif.

Le calcul des entrées et des sorties d'oxygène effectué pour l'année 1986 (Figure 3.20) nous montre que le Tocantins représente une source importante de cet élément. L'apport du fleuve représente 130% de la production primaire et 230% de l'aération atmosphérique. En revanche, les sorties du barrage sont également importantes: 76% de l'apport du Tocantins, ce qui élimine une grande partie de l'oxygène apporté par le fleuve.

Lorsqu'on effectue le bilan des entrées et des sorties d'oxygène dissous dans la retenue, un déficit de 300 000 t/an est constaté. Ce résultat est de l'ordre de grandeur de l'erreur estimé pour les calculs des flux. Ainsi, bien que les imprécisions soient fortes, les processus inclus dans ce bilan représentent de manière satisfaisante les principaux flux dans la retenue. Le bilan effectué pour les autres années montre une augmentation du déficit en oxygène (500 000 t/an en 1987 et 600 000 t/an en 1988). Ce comportement peut indiquer qu'une source d'oxygène doit être majorée (ou incluse), ou encore qu'une consommation d'oxygène doit être minorée. La majoration d'une source d'oxygène peut être envisagée par l'augmentation de l'aération atmosphérique ou par un apport d'oxygène provenant de la production primaire. La minoration de la consommation d'oxygène pourrait être obtenue par un affinement des calculs de dégradation de la matière organique.

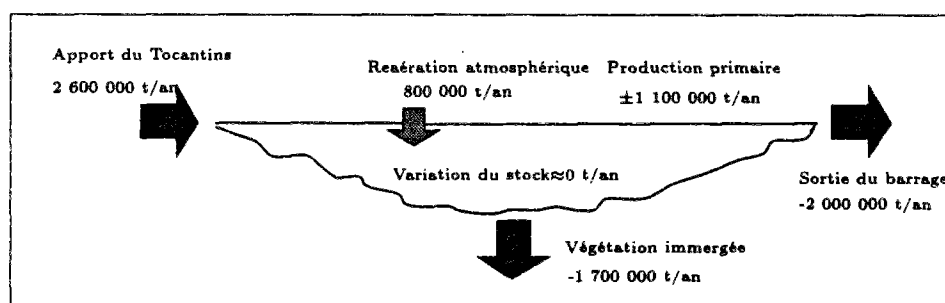


FIG. 3.20 - Flux d'oxygène dissous pour l'année 1986.

L'importance des processus de décomposition est également vérifiée par le calcul du bilan d'ammonium qui présente un déficit de 23 900 t/an (Figure 3.21), ce qui indique une production (source) d'ammonium dans la retenue non prise en compte dans les calculs. Cette production

peut provenir de la dégradation de la matière organique puisque l'ammonium est en majorité issu de ce processus (Berner, 1971; Martin, 1979; Klump & Martens, 1983).

Effectivement, lorsqu'on ajoute l'apport d'ammonium provenant de la minéralisation de la matière organique (18 600 t/an), calculé selon les données de la dégradation de la végétation immergée, et avec un rapport C:N moyen de 19:1 (Annexe C), le déficit d'ammonium décroît et atteint une valeur d'environ 5 300 t/an. L'omission expresse du résultat de ce calcul dans la figure 3.21 a été faite en raison des fortes différences du rapport C:N parmi les parties de la végétation (troncs et feuilles); la supposition d'une valeur moyenne peut engendrer des résultats peu représentatifs. Le calcul effectué ci-dessus a pour objectif donner une idée approximative de l'importance de la dégradation de la matière organique pour l'apport de nutriments dans la retenue. Le déficit restant (5 300 t/an) pourrait être diminué lors d'un ajustement du rapport C:N pour différents types de matière organique. En outre, nous ne pouvons pas oublier que si l'on considère un apport d'oxygène par la production primaire (phytoplancton, périphyton et macrophytes), il faut également considérer la dégradation de ce type de matière organique, qui a un rapport C:N d'environ 7:1 (rapport Redfield), représentant donc un dégagement plus fort d'ammonium. Cependant, ce producteur primaire doit également consommer de l'ammonium en proportions équivalentes. Il nous est très difficile d'estimer le décalage entre production et consommation par le phytoplancton dans l'année. L'évolution du bilan de l'ammonium dans les autres années montre que le déficit d'ammonium décroît de 17 400 t/an en 1987 à 9 500 t/an en 1988.

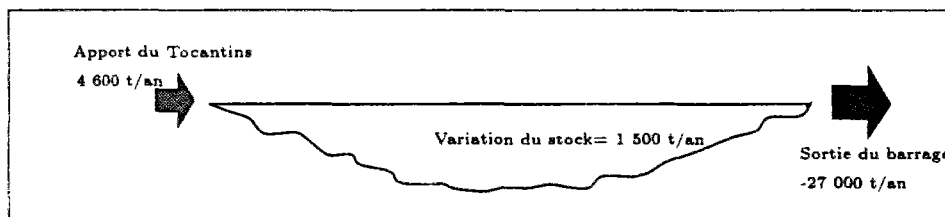


FIG. 3.21 - Flux d'ammonium ($N-NH_4$) pour l'année 1986.

Les résultats de ces bilans ont attiré notre attention sur trois points:

- L'importance des processus de dégradation face aux autres flux dans la retenue.
- La nécessité de prendre en compte des types différents de matière organique afin de permettre une description précise des processus et des cinétiques de dégradation à court terme (échelle annuelle ou inférieure).
- L'influence du phytoplancton (périphyton et macrophytes) qui, bien que présentant une productivité très faible (oligotrophe), peut avoir une participation importante dans les processus de dégradation et dans les cycles des nutriments.

Chapitre 4

Modélisation de la dégradation de la matière organique

On considère classiquement que la modélisation de la dégradation de la matière organique dans les milieux aquatiques a vu le jour avec les travaux pionniers de Streeter et Phelps pour le fleuve Ohio (USA) en 1925 (Streeter & Phelps, 1925). Depuis, beaucoup d'autres modèles ont été développés sur les mêmes bases et, encore aujourd'hui, l'approche d'une cinétique du premier ordre pour décrire cette dégradation est couramment utilisée. Des innovations ont été introduites au cours des années et actuellement l'approche qui se préoccupe de décrire l'évolution de la biomasse des décomposeurs est de plus en plus employée. Trois grands types de modèles peuvent être identifiés dans la littérature: les modèles qui utilisent une cinétique du premier ordre, les modèles qui limitent cette cinétique par une équation du type Michaelis Menten et les modèles qui utilisent une cinétique de croissance de la biomasse bactérienne. La Figure 4.1 donne quelques exemples de modèles décrivant la dégradation de la matière organique. Ces exemples ne sont sûrement pas exhaustifs mais leur distribution temporelle indique l'évolution de l'utilisation de modèles dans les études sur la dégradation de la matière organique.

L'état des connaissances sur les processus de dégradation n'a jamais été le facteur limitant du développement de modèles plus détaillés. La préoccupation d'une description réductionniste de ces processus est présente dans les années soixante-dix (Clesceri *et al.*, 1977) mais la tendance plus forte est la construction de modèles plus simples, *modèles qui nous permettent d'avoir une bonne idée de l'écosystème en relation avec un problème réel* (Jørgensen, 1990a). L'expérience acquise démontre que le modèle doit être un compromis entre les objectifs de la modélisation d'un système donné et les moyens dont le modélisateur dispose pour développer un outil fiable (Jørgensen, 1990b; Jørgensen, 1990a).

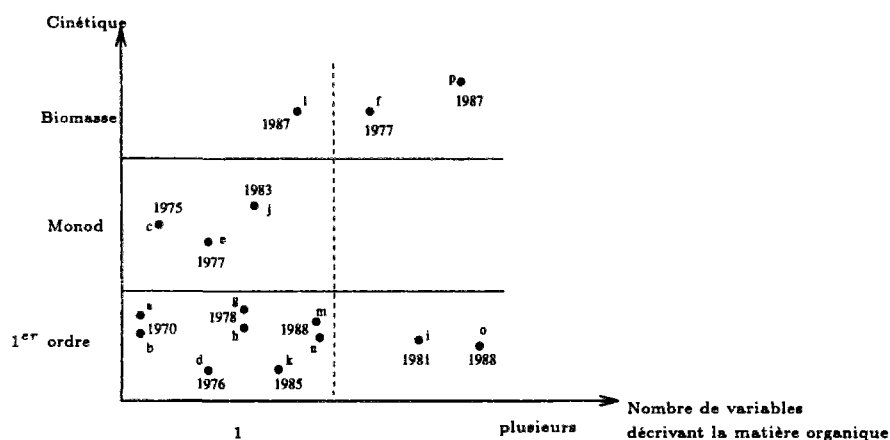


FIG. 4.1 - Distribution temporelle de quelques modèles décrivant le compartiment de dégradation de la matière organique. L'axe vertical représente le type de cinétique utilisée et l'axe horizontal le nombre de types de matière organique simulé. Voir légende ci-dessous.

(a) Texas Water Dev. Board dans Gromiec, Loucks et Orlob, 1983; (b) Texas Water Dev. Board dans Gromiec, Loucks et Orlob, 1983; (c) Parnas, 1975; (d) Jørgensen, 1983; (e) DiToro et Connolly, 1977; (f) Clesceri, Park et Bloomfield, 1977; (g) Watanabe, 1978; (h) Kremer et Nixon, 1978; (i) Thérien et Spiller, 1981; (j) US EPA dans Gromiec, Loucks et Orlob, 1983; (k) Summers, 1985; (l) Cazelles, 1987; (m) Jaffe, 1988; (n) Riley et Stefan, 1988; (o) Delft Hydraulics, 1988; (p) Servais, 1987

Nous décrierons brièvement ces trois groupes de modèles pour ensuite en venir au problème plus spécifique des modèles qui utilisent plusieurs types de matière organique.

4.1 Les modèles de dégradation de la matière organique

Dans le premier groupe de modèles, nous retrouvons les approches employant une cinétique du premier ordre (Equation 4.1) qui considère que l'évolution de la concentration d'un substrat est une fonction exponentielle du temps.

$$\frac{dC}{dt} = -k C \quad (4.1)$$

Où,

C = concentration de la matière organique (g m⁻³)
 k = vitesse de la cinétique (jour⁻¹)
 t = temps (jour)

Cette approche est bien adaptée et peut représenter la dégradation de la matière organique de manière satisfaisante (Ohgaki & Wantawin, 1989) dans le cas des systèmes ayant une forte charge en matière organique facilement dégradable. De plus, elle présente l'avantage de permettre un calage et une validation du modèle avec un nombre raisonnable de données (Jørgensen, 1983). Cependant, l'emploi d'une cinétique de dégradation du premier ordre nous conduit à considérer les processus comme dépendant uniquement de la quantité de matière organique à dégrader. Or, ces processus sont également dépendants des organismes qui effectuent la dégradation, des nutriments nécessaires au métabolisme de ces organismes, des types de matière organique (labile, réfractaire), de leur forme (particulaire, dissoute), et des conditions du milieu (oxygène dissous, température, pH).

Ces remarques ont amené au développement de modèles de cinétique du premier ordre dont la vitesse est limitée par plusieurs facteurs. Généralement, ce deuxième groupe de modèles utilise l'équation de cinétiques enzymatiques de Michaelis Menten pour représenter la limitation de la vitesse de dégradation. La vitesse k du processus subit une limitation conjuguée qui peut être représentée par la multiplication successive de l'équation de limitation de chaque facteur (Equation 4.2), où C_i , C_j et C_k représentent des substrats différents ou des nutriments comme l'azote et les phosphores.

$$k = k_{max} \frac{C_i}{(C_{(i)s} + C_i)} \frac{C_j}{(C_{(j)s} + C_j)} \frac{C_k}{(C_{(k)s} + C_k)} \quad (4.2)$$

D'autres équations ont été proposées pour représenter cette limitation conjuguée mais le facteur multiplicatif est encore le plus répandu (O'Neill *et al.*, 1989; Morrison *et al.*, 1987). Les limitations par la température, l'oxygène, ainsi que par d'autres facteurs, peuvent également être ajoutées à cette limitation conjuguée.

Lorsque l'intérêt pour la dégradation de la matière organique dépasse la simple étude de sa disparition dans le milieu, d'autres approches s'imposent. Elles permettent la description du cycle du carbone dans la chaîne trophique et son interaction avec les organismes décomposeurs. La croissance des décomposeurs peut elle-même constituer un flux important de matière organique (Kaushik & Hynes, 1971; Polunin, 1982; Mathews & Kowalski, 1969; Harrison & Mann, 1975). Ce troisième groupe de modèles utilise la cinétique de croissance bactérienne, développée à partir des études de Monod (Monod, 1949) qui considère que la vitesse de croissance dépend du substrat dégradé et qu'elle varie selon une équation hyperbolique (Equation 4.3)¹.

$$\mu = \mu_{max} \frac{C}{(C_s + C)} \quad (4.3)$$

1. Cette équation a été déterminée selon les essais sur la croissance de populations bactériennes en laboratoire.

Où,

C_s = constante de demi-saturation (g m⁻³)

μ_{max} = vitesse de croissance maximale de la biomasse (jour⁻¹)

Dans un système où la concentration de C est largement supérieure à C_s , le processus ne subit pas une limitation par C ; le terme $\frac{C}{(C_s+C)}$ de l'équation 4.3 devient peu différent de 1 et μ prend la valeur maximale, la cinétique est alors d'ordre 0. Si C est très inférieur à C_s , μ prend une valeur constante et inférieure à μ_{max} et la cinétique redevient d'ordre 1. La quantité de C présente dans le système modélisé contrôle alors le type de cinétique à appliquer.

Les modèles prenant en compte la biomasse de décomposeurs comme variable d'état utilisent l'équation 4.4 pour représenter la croissance bactérienne et l'équation 4.5 pour représenter l'évolution du substrat.

$$\frac{dB}{dt} = Y \mu_{max} \frac{C}{(C_s + C)} B \quad (4.4)$$

$$\frac{dC}{dt} = -\mu_{max} \frac{C}{(C_s + C)} B \quad (4.5)$$

Où,

B = biomasse bactérienne (g m⁻³)

μ_{max} = vitesse de croissance maximale (jour⁻¹)

Y = coefficient de rendement de la croissance bactérienne -

D'autres modèles ont été développés à partir de ce formalisme en ajoutant des paramètres permettant de décrire plus précisément l'utilisation de la matière organique par les bactéries comme par exemple la consommation d'une partie du substrat pour le maintien cellulaire et le transport, la dégradation des cellules par la respiration endogène (autolyse), la mortalité, et le broutage (Cazelles, 1987; Cazelles & Fontvieille, 1989).

Différents types de matière organique

Les différents types de matière organique sont déterminés par rapport à la quantité de carbone présente dans leur constitution chimique. L'augmentation du rapport C:N au fur et à mesure que la matière organique est dégradée (Legal, 1988; Ogura, 1975; Klump & Martens, 1983; Gunnison *et al.*, 1985), et les différences de ce rapport dans les diverses fractions de la matière organique (chlorophylle, protéine, cellulose, lignine), peuvent provoquer de fortes variations dans la vitesse d'assimilation de cette matière (Chapitre 2).

Lorsque la simulation de la dégradation de ces différents types de matière est intégrée dans les objectifs des modèles, le développement d'approches censées mieux représenter ces variations s'impose.

Si l'on reprend les trois approches de modélisation présentées dans le paragraphe précédent, deux sont actuellement plus couramment employées: l'approche de premier ordre avec plusieurs limitations sur la vitesse de dégradation, et l'approche de biomasse bactérienne. Nous remarquons que dans la plupart de ces modèles les processus tels que la mortalité, le broutage, le rejet des produits organiques métabolisés, la respiration endogène, la sédimentation et autres, sont traités par des cinétiques d'ordre zéro ou un, ce qui traduit la carence des connaissances se rapportant à ces termes.

Dans les modèles de **premier ordre** la structure des équations ne change pas mais leur nombre augmente. Chaque type de matière organique est décrit par une équation dont la vitesse (k) correspond à la dégradabilité de la matière simulée.

Lorsqu'il s'agit de la dégradation de la végétation terrestre immergée, d'autres processus que l'attaque directe des bactéries sur la cellulose, lignine, protéines etc. sont également responsables de la dégradation des feuilles, des troncs et de la litière (voir Chapitre 2). Cependant, les modèles qui ont développé une description mathématique spécifique pour représenter certains de ces processus sont peu nombreux.

Delft Hydraulics (Delft Hydraulics, 1988), dans son modèle de qualité de l'eau appliqué aux retenues de Brokopondo (Surinam), Balbina (Brésil) et Tucurui, considère trois types de matière organique issus des feuilles, de la litière, des petites branches et du phytoplancton. La végétation immergée est représentée par une densité moyenne et uniforme sur la verticale. Des pourcentages fixes de cette densité déterminent la quantité de chaque type de matière organique provenant de la végétation immergée. La dégradation obéit à une cinétique du premier ordre dont la vitesse est différente pour chaque type de matière organique. L'aspect particulier de l'incorporation graduelle de la végétation terrestre dans l'eau pendant le remplissage et la chute des feuilles après la mise en eau ont été représentées dans ce modèle (Annexe A).

Une approche mathématique plus détaillée des processus de dégradation a été développée par Thérien et Spiller (Thérien & Spiller, 1981) pour un modèle d'une retenue de la baie James (Canada). Cette approche porte un regard sur la structure macroscopique de la végétation terrestre immergée: la matière organique est composée des troncs, des branches et des feuilles. Cette approche privilégie les différences physiques de la matière organique; cependant, les différences chimiques ne sont pas négligées. Le modèle établit une différence entre la dégradation et la minéralisation, qui n'atteint que la matière organique dissoute. Cette matière organique dissoute est, en plus, partagée en matière labile et réfractaire. Le modèle considère, en outre, des vitesses de dégradation différentes suivant le type de végétation immergée. Quatre variables d'état, représentant la matière organique, sont mises en relation par la simulation des processus suivants:

- La fragmentation de la végétation immergée en matière particulaire par les champignons.
- Le lessivage des produits autolysés dans la végétation immergée et dans la matière particulaire avec libération de matière dissoute et de matière humique.

- La dégradation de la matière particulaire en matière dissoute et en matière humique par les champignons.
- La minéralisation bactérienne agissant uniquement sur la matière dissoute et la matière humique.

Pour les décrire, Thérien et Spiller ont utilisé des cinétiques du premier ordre. Les vitesses de dégradation sont déterminées pour les différents groupes d'espèces végétales existant sur le site immergé. Ces vitesses représentent la moyenne entre les valeurs des vitesses de dégradation des feuilles, des branches et des troncs, pondérée par le poids sec de ces parties dans l'espèce végétale considérée. Cela permet de prendre en compte implicitement la variabilité de la végétation sur le site.

Les modèles simulant la **biomasse de décomposeurs** ont permis l'introduction des concepts d'utilisation hiérarchique de la matière organique et de la différenciation entre consommation, assimilation et minéralisation. La consommation de différents substrats peut être ordonnée selon la dégradabilité de ces substrats. Ainsi Clesceri et al. (Clesceri *et al.*, 1977) ont proposé une classification traduisant à la fois la dégradabilité des différents substrats et la cinétique de leur dégradation pour différents types de décomposeurs. Cette approche permet la comparaison de la consommation par les populations de décomposeurs sans impliquer une modification de leur vitesse de consommation des différents substrats.

Billen et Servais (Billen & Servais, 1988; Servais, 1987), en étudiant la dégradation bactérienne de la matière organique, ont développé une approche de modélisation de ces processus qui privilégie les différences chimiques de cette matière. Cette approche décrit l'aspect microscopique de la matière organique et l'interaction de celle-ci avec les bactéries.

Dans ce modèle, la matière organique est composée de macromolécules (Figure 4.2) qui sont hydrolysées par les enzymes extra-cellulaires des bactéries (Equation 4.6); les petites molécules issues de cette hydrolyse (Equation 4.7) sont alors assimilées par les cellules bactériennes dont la croissance est ainsi activée (Equation 4.8).

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_{imax} \frac{C_i}{(C_{is} + C_i)} B \quad (4.6)$$

$$\frac{dS}{dt} = k_{imax} \frac{C_i}{(C_{is} + C_i)} B - \mu_{max} \frac{S}{(S_s + S)} B \quad (4.7)$$

$$\frac{dB}{dt} = (Y \mu_{max} \frac{S}{(S_s + S)} - k_d) B \quad (4.8)$$

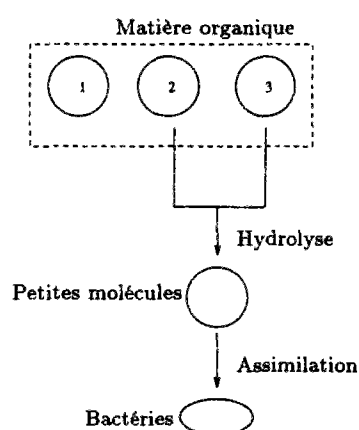


FIG. 4.2 - Schéma des processus de dégradation de la matière organique selon Billen et Servais. La macromolécule 1 représente la matière non dégradable, la macromolécule 2 la matière lentement dégradable, et la macromolécule 3 la matière rapidement dégradable.

Où,

B	=	biomasse bactérienne	(g m ⁻³)
C_i	=	concentration du substrat i (trois types pour le cas de la Meuse)	(g m ⁻³)
C_{is}	=	concentration du substrat dans le biofilm	(g m ⁻³)
C_c	=	concentration de demi-saturation	(g m ⁻³)
S	=	concentration du substrat assimilé (petites molécules)	(g m ⁻³)
S_s	=	concentration de demi-saturation	(g m ⁻³)
$k_{i,max}$	=	vitesse maximale d'hydrolyse	(jour ⁻¹)
μ_{max}	=	vitesse maximale de croissance	(jour ⁻¹)
k_d	=	vitesse de mortalité bactérienne	(jour ⁻¹)
Y	=	coefficient de rendement de la croissance bactérienne	-

Les processus décrits par ce modèle ont été conçus de manière à permettre leur reproduction en laboratoire. Ainsi, la plupart des paramètres ont été mesurés. Dans ce cas, l'effort et les incertitudes du calage sont minimisés.

4.2 Le modèle pour Tucurui

Selon les objectifs donnés à notre modélisation (voir introduction), nous devons envisager pour Tucurui un **modèle simple** permettant d'établir les conditions de la qualité de l'eau dans la retenue d'une manière dynamique. La démarche envisage un *exercice de modélisation conceptuelle*, qui consiste à tester différentes représentations du système. La modélisation mathématique envisage également un exercice, avec des *allers et retours* entre la vérification, le

calage et la validation du modèle (Figure 1.2).

Les prémisses

La modélisation de la qualité de l'eau dans la retenue de Tucurui implique la prise en compte de la dégradation de la végétation terrestre immergée; ceci étant identifié comme l'un des objectifs de notre étude. Cette végétation représente une forte charge en matière organique (Annexe C) et, en raison des différences structurelles et chimiques des diverses parties (écorce, troncs, feuilles), nous proposons un modèle décrivant la dégradation de **différents types de matière organique**².

De par les caractéristiques de la végétation citées ci-dessus, la dégradation rassemble diverses réactions où une grande variété d'organismes peut intervenir. Les décomposeurs existant sur les plantes continuent leur action après la mise en eau; certains ne s'adaptent pas à la vie sous l'eau et disparaissent. La participation des insectes, des nématodes et de certains champignons diminue considérablement après la formation du lac de retenue et les différentes espèces de bactéries deviennent les décomposeurs prédominants, surtout en conditions d'anaérobiose (Gunnison *et al.*, 1985; Saunders, 1976; Ruel & Barnoud, 1985). Dans une approche holistique, ces décomposeurs peuvent être pris comme un compartiment unique qui fragmente, dégrade et minéralise la matière organique. Dans le cas d'une activité constante de ce compartiment, la variation d'une population spécifique ne modifie pas la dégradation effectuée par l'ensemble des décomposeurs. En outre, dans les systèmes comme Tucurui, avec une forte charge en matière organique, la biomasse de décomposeurs peut ne pas représenter une source importante de matière organique. Ainsi, dans un premier temps, nous proposons d'utiliser une **cinétique du premier ordre** pour décrire la dégradation de la végétation immergée dans la retenue de Tucurui.

4.2.1 Les variables d'état

Pour aboutir à la modélisation proposée, un certain nombre de variables doit être pris en compte.

L'aspect physique et les phénomènes de transport sont essentiels dans la simulation d'un milieu naturel. Dans la mesure où la **température** est responsable des changements de densité de l'eau et donc des processus de stratification thermique, qui interviennent dans le transport des substances, elle se présente comme une variable primordiale du modèle. En outre, elle influence les métabolismes biologiques et les réactions chimiques.

L'**oxygène dissous** peut être indiqué comme une deuxième variable primordiale en raison de son importance pour la qualité de l'eau et de son influence sur tous les processus de dégradation que nous proposons de simuler. L'oxygène dissous est, parmi les variables chimiques, celle qui contrôle dans une large mesure les interactions entre les substances (chimie) et l'activité du

2. La production primaire ne sera pas l'objet de notre étude.

biote (biologie). La simulation de l'oxygène nous permettra d'établir des considérations sur les conditions chimiques et biologiques de la retenue.

En relation directe avec notre objectif, la **matière organique** doit également être simulée. Nous nous trouvons alors face à un problème souvent rencontré dans la modélisation de systèmes naturels: la confrontation des objectifs du modèle et des données disponibles. La matière organique n'est pas directement mesurée à Tucurui (Annexe D). Nous avons les estimations de la végétation immergée, les mesures de DBO_5 (demande biologique en oxygène) et de DCO (demande chimique en oxygène).

L'estimation de la végétation immergée à Tucurui comprend les feuilles, la litière, les branches, les troncs. Les feuilles et la litière sont composées d'une matière tendre, relativement labile par rapport aux troncs. Pour cette raison, les modèles décrivant la dégradation de la végétation immergée prennent toujours en compte la matière organique correspondant à ces parties de la végétation.

En revanche, les branches et les troncs sont souvent négligés car leur composition implique une dégradation très lente. Ces parties sont retrouvées apparemment intactes après plusieurs années d'immersion. Cependant, dans la nature, les troncs sont soumis aux intempéries et aux attaques des décomposeurs; ils sont souvent fendus, avec plusieurs zones en décomposition. Après l'immersion des troncs, ces zones représentent un point de départ pour l'attaque des décomposeurs qui pourront pénétrer les zones intermédiaires et centrales du bois. Des observations sur du bois immergé pendant 55 ans (Coillie *et al.*, 1983) ont montré que l'écorce se détachait et que dans les zones périphériques, plus rarement dans les zones intermédiaires et centrales, la dégradation des parois cellulaires était avancée et les champignons s'étaient installés dans les rayons ligneux du bois. La dégradation de la cellulose et de la lignine est lente mais elle existe tant en aérobie qu'en anaérobie (Ruel & Barnoud, 1985; Kirk & Shimada, 1985; Colberg, 1988). Ainsi, compte tenu de la quantité importante de troncs et de branches dans la retenue, nous allons prendre en compte ces parties de la végétation et établir une cinétique adaptée à leur dégradation.

En ce qui concerne la matière organique en suspension, nous pouvons la représenter par les mesures de DBO_5 ou de DCO. Cependant, ces données présentent quelques problèmes.

Les valeurs de DBO_5 dans la colonne d'eau sont faibles (valeur maximum de $2,6 \text{ mg l}^{-1}$), souvent au-dessous du niveau de détection indiqué par le *Standard Methods*³, qui est de 2 mg l^{-1} (Clesceri *et al.*, 1989). Nous pouvons avancer deux raisons qui peuvent compromettre l'utilisation du test de DBO_5 à Tucurui: une population de bactéries probablement peu nombreuse dans la colonne d'eau et un type de matière organique qui peut ne pas se dégrader durant 5 jours. En outre, dans des conditions anaérobies, la procédure d'échantillonnage à Tucurui prévoit le mélange entre l'échantillon et l'eau de surface, ce qui ne garantit pas la reprise de l'activité bactérienne. En raison de ce procédé, les sous-estimations de la DBO_5 peuvent être importantes.

3. Le niveau de détection de la méthode employée à Tucurui n'a pas été mentionné dans les rapports.

Les imprécisions liées à ces données nous ont amenés à ne pas les utiliser dans notre étude.

La DCO représente la demande en oxygène des produits réduits. La matière organique, ainsi que les composants pouvant encore être oxydés (NH_4 , Fe^{++} , S^{--} , etc.), sont inclus dans la détermination de la DCO. Ainsi, nous pouvons utiliser ces données mais avec prudence.

Le modèle ne pourra pas être conçu uniquement à l'aide des données de matière organique disponibles. Nous devons inclure une autre variable afin d'aider la modélisation des processus de dégradation. Pendant la dégradation, se produit le dégagement de nutriments présents dans la matière organique. La simulation de l'un de ces nutriments peut alors donner des renseignements complémentaires sur les processus de dégradation. Nous avons choisi de simuler l'**ammonium** car l'azote présente une concentration importante dans la matière organique (voir annexe C). La simulation de l'ammonium informera, en outre, sur d'autres aspects de la qualité de l'eau, comme l'accumulation de sels dans l'hypolimnion et l'eutrophisation.

4.2.2 La conceptualisation du système

Comme nous l'avons dit précédemment, la mesure de DCO et l'estimation de la végétation terrestre immergée informent sur la matière organique à Tucurui; nous avons ainsi une image de cette matière dans la colonne d'eau et sur le fond de la retenue. Nous proposons d'utiliser cette image comme point de départ pour la compartimentalisation de la matière organique dans la retenue de Tucurui (Figure 4.3).

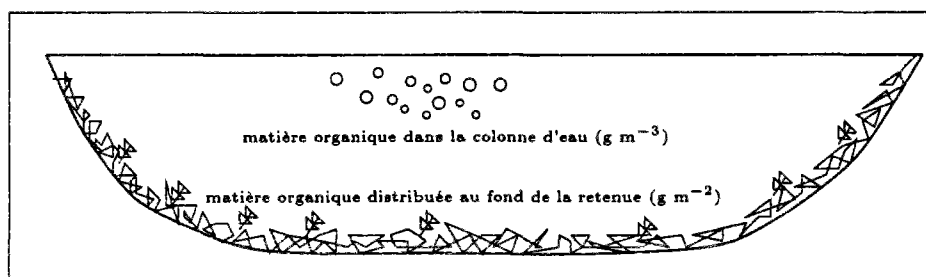


FIG. 4.3 - *Compartimentalisation conceptuelle de la matière organique dans la retenue de Tucurui.*

Notre approche de modélisation conceptuelle prévoit un exercice où l'image initiale peut être représentée de plusieurs manières différentes. Nous allons décrire deux possibilités de conceptualisation du système.

Première approche de conceptualisation

Dans la première approche, le compartiment du fond représente la végétation immergée qui constitue un mélange de troncs et de branches, cassés ou entiers, et de feuilles déposées sur les

troncs et le sol. En raison de la forte différence entre les structures et les processus de dégradation qui agiront sur chaque partie, cet ensemble est partagé en deux sous-compartiments. L'un correspondant à la matière dont la constitution physique et chimique permet la minéralisation (MO1) et l'autre à la matière qui doit subir une fragmentation préalable à la minéralisation (MO2) (Figure 4.4).

Cette manière de partager les compartiments rejoint l'approche présentée par Billen et Servais (Servais, 1987) qui différencie la matière assimilable de la matière non assimilable par les décomposeurs. Chaque compartiment comporte plusieurs types de matière organique de dégradabilité différente. La matière labile, qui au cours de sa dégradation devient de plus en plus réfractaire en raison de l'augmentation du rapport C:N:P, et la matière réfractaire, qui peut être transformée en labile à l'exemple de la cellulose qui est dégradée en sucres. Cet amalgame de matière est dégradé à une vitesse intermédiaire entre la vitesse de dégradation de la matière labile et la vitesse de dégradation de la matière réfractaire.

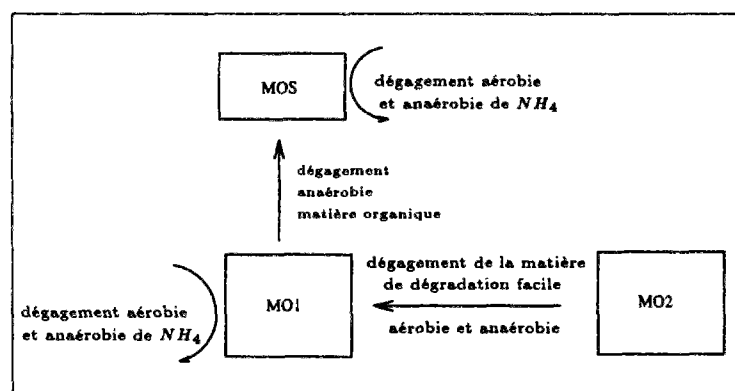


FIG. 4.4 - Première approche du modèle conceptuel de la dégradation de la végétation dans la retenue de Tucurui.

Lors de la mise en eau, la végétation immergée commence à subir la dégradation et l'autolyse. MO2 est dégradé en particules plus fines et en chaînes polymériques plus facilement dégradables; la matière assimilable ainsi formée est transférée à MO1. MO1, constitué de composés de bas poids moléculaire, assimilables par les cellules des décomposeurs, peut alors être minéralisé et ce processus dégage de l'ammonium.

Dans la colonne d'eau la matière organique est représentée par le compartiment MOS qui est constitué de la matière dissoute et particulaire en suspension. MOS possède une composition chimique similaire à MO1 et peut alors être également minéralisée avec le dégagement d'ammonium.

Toutefois, en cas de dégradation anaérobie de MO1 et de MOS, la minéralisation n'est pas complètement achevée et une certaine quantité de matière organique intermédiaire (alcools, acides, sucres) est produite. Cette matière est dissoute dans l'eau; elle peut alors être mélangée

et intégrée dans le compartiment de la colonne d'eau (MOS).

La deuxième approche de conceptualisation

Notre idée de base est la compartimentalisation de la matière organique en deux parties: colonne d'eau et fond. Les sous-compartiments, leurs interactions et les processus agissant sur chacun dépendront de la manière dont seront prises en compte les différences les plus significatives de la matière organique.

La première approche conceptuelle a traité la différence entre la matière organique assimilable directement par les microorganismes et la matière non assimilable. Cette approche valorisant les différences chimiques de la matière organique par rapport à la capacité de minéralisation des bactéries a été employée dans le cas de la végétation immergée quelle que soit la constitution physique de la matière originelle (feuilles, litière, branches ou troncs).

Si nous changeons cette approche pour une approche plus macroscopique, comme celle employée par Thérien et Spiller (Thérien & Spiller, 1981), nous pouvons considérer la végétation immergée comme deux sous-compartiments physiques et non plus chimiques. Un compartiment grossier (troncs, branches) représenté par VEG2 et l'autre plus fin (feuilles, litière) représenté par VEG1. Bien que cette approche valorise les différences physiques, la nature chimique sera toujours prise en compte lors de la description des processus car le degré de dégradabilité de la matière organique déterminera les interactions des compartiments et les vitesses de dégradation.

Dans cette nouvelle interprétation de la compartimentalisation de la matière organique, les deux compartiments du fond seront soumis à la minéralisation dont la vitesse sera compatible avec le type de matière organique de chacun (Figure 4.5). En effet, la matière organique des troncs et des branches est dégradée par les décomposeurs mais la lyse des chaînes polymériques plus longues devra s'effectuer avant l'assimilation cellulaire. Au fur et à mesure que VEG2 est décomposé, la matière organique plus facilement dégradable qui est présente dans les troncs et branches (vaisseaux, sève) est transférée à VEG1, dont les caractéristiques chimiques sont proches de cette matière organique. Dans cette nouvelle approche, les vitesses de dégradation de chaque compartiment de matière organique seront également intermédiaires entre la vitesse de dégradation de la matière labile et la vitesse de dégradation de la matière réfractaire.

Nous pouvons observer que les deux approches sont similaires en ce qui concerne le diagramme conceptuel. La différence entre les deux demeure principalement dans la vision du système ayant servi de référence à leur conceptualisation. Cette différence engendre non seulement des changements d'interactions entre les variables et des changements de valeurs des paramètres mais également un changement dans la manière d'expliquer les caractéristiques les plus importantes du système. Les résultats des tests du modèle en employant ces deux approches mettent en évidence au moins trois avantages de la deuxième approche:

1. L'initialisation des variables *VEG1* (feuilles et litière) et *VEG2* (troncs, branches) est basée sur des évaluations sur le site, alors que celle de *MO1* et *MO2* représente une

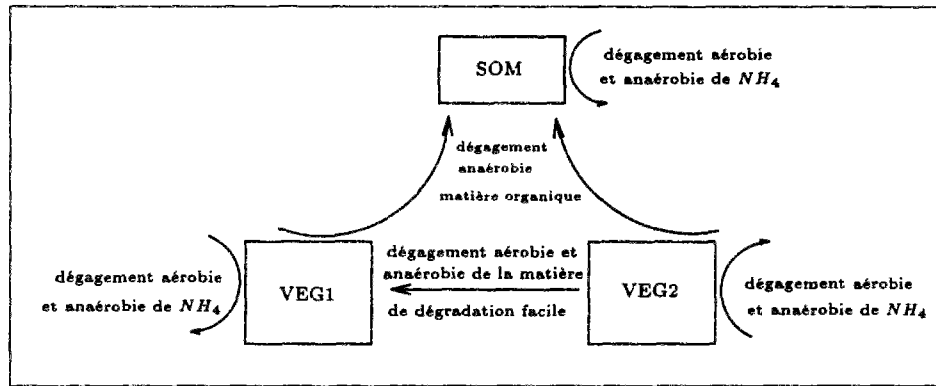


FIG. 4.5 - Deuxième approche du modèle conceptuel de la dégradation de la végétation dans la retenue de Tucurui.

estimation de la matière assimilable et non assimilable qui provient de l'ensemble de la végétation; cette estimation peut entraîner des erreurs.

2. La minéralisation de *VEG1* et de *VEG2* permet la distinction du dégagement d'ammonium pour deux types différents de matière organique. Nous travaillons avec deux paramètres différents ce qui rend le modèle plus explicatif et flexible.
3. La minéralisation de *VEG2* permet un partage plus équilibré de la consommation d'oxygène parmi les processus de dégradation. Cette consommation dans la première approche est très dépendante de la vitesse de transformation de *MO2* en *MO1* et de la vitesse de minéralisation de *MO1*.

En raison de ces avantages, nous utiliserons la deuxième approche dans la suite des études.

4.2.3 Le modèle mathématique

Les équations qui décrivent les relations entre les variables d'état présentées dans la figure 4.5 sont:

$$\frac{dVEG2}{dt} = -(\mu_{21} + \mu_{22}) VEG2 - \mu_d VEG2 \quad (4.9)$$

$$\frac{dVEG1}{dt} = \mu_d VEG2 - (\mu_{11} + \mu_{12}) VEG1 \quad (4.10)$$

$$\frac{dSOM}{dt} = lyse \left[\mu_{12} SOM + (\mu_{12} VEG1 + \mu_{22} VEG2) \frac{A}{V} \right] - (\mu_{11} + \mu_{12}) SOM \quad (4.11)$$

Le Tableau 4.1 définit les variables, les coefficients et les paramètres employés dans les équations. Pour des raisons de simplification, la matière organique est représentée dans le modèle en équivalent d'oxygène (2,67 gO₂/gC).

Les processus de dégradation en aérobiose, ainsi que la nitrification de l'ammonium, consomment l'oxygène dissous. L'apport de ce gaz au système est assuré par l'aération atmosphérique et par le fleuve (Equation 4.12).

$$\frac{dO_2}{dt} = AER - \mu_{11} SOM - (\mu_{11} VEG1 + \mu_{21} VEG2 + \mu_d VEG2) \frac{A}{V} - \text{on } knit NH_4 \quad (4.12)$$

L'aération atmosphérique est généralement prise comme une fonction du vent, de la température de l'eau et de la concentration en oxygène dissous en surface. L'expression retenue pour représenter les échanges air-eau est la suivante (EPA, 1985):

$$AER = ft \frac{ka \sqrt{vv}}{z_{surf}} (OS - O_2) \quad (4.13)$$

Dans l'équation précédente, ka est la constante d'aération, ft est la fonction de la température (Equation 4.20), vv est la vitesse du vent, z_{surf} est l'épaisseur de la couche de surface, O_2 est la concentration en oxygène en surface, et OS la concentration de saturation de l'oxygène dissous. Cette concentration est obtenue par une relation déterminée pour l'eau douce et salée (Equation 4.14). Cette relation présente une erreur relative moyenne très faible (0,31%) et peut être employée dans une gamme large de température (0 et 50°C) (Hua, 1990).

$$OS = \exp(-17,015355 + 0,022629 T_{surf} + \frac{3689,38}{T_{surf}}) \quad (4.14)$$

L'ammonium est dégagé par la minéralisation de la matière organique selon le coefficient stœchiométrique no_1 , déterminé pour la litière et les feuilles, et le coefficient no_2 , déterminé pour les troncs et les branches de plusieurs espèces d'arbres échantillonnés en Amazonie (Equation 4.15). Pendant l'anaérobiose, seule la fraction $(1 - lyse)$ de la matière organique dégradée est effectivement transformée en ammonium. Lors de la formation d'un hypolimnion, les mesures montrent une production très forte d'ammonium dans les couches anaérobies. Pour prendre en compte ce phénomène, nous avons inclus un relargage d'ammonium représenté par $krel$.

$$\begin{aligned} \frac{dNH_4}{dt} = & no_1[\mu_{11} + \mu_{12}(1 - lyse)] (VEG1 \frac{A}{V} + SOM) + \\ & no_2[\mu_{21} + \mu_{22}(1 - lyse)] VEG2 \frac{A}{V} - \\ & knit NH_4 + krel \frac{A}{V} \end{aligned} \quad (4.15)$$

Le relargage est contrôlé selon l'expression 4.16 où intervient la concentration seuil d'ammonium, qui peut, dans un premier temps, prendre la valeur de la concentration maximale observée dans les eaux hypolimniques de la retenue (3 mg l⁻¹ en 1986).

$$k_{rel} = k_{rel_{max}} \frac{NH_4s - NH_4}{NH_4s} \quad (4.16)$$

Les limitations du milieu sur la nitrification ont été décrites par une cinétique *Michaelienne* (Equation 4.17) qui prend en compte les variations de l'oxygène dissous et de l'ammonium.

$$k_{nit} = kn \frac{NH_4}{k_{snit} + NH_4} \frac{O_2}{k_{snox} + O_2} \quad (4.17)$$

Pendant l'anaérobiose, définie dans le modèle par des concentrations en oxygène inférieures à 1 mg l⁻¹, certains décomposeurs aérobies sont encore en activité, les facultatifs et les anaérobies commencent à s'installer utilisant les nitrites, les sulfates, le fer et d'autres accepteurs d'électron pour l'oxydation de la matière organique; plusieurs microzones en anaérobiose permettent le développement de ces décomposeurs. Lorsque l'oxygène est complètement épuisé seuls les décomposeurs anaérobies facultatifs et stricts sont actifs. La dénitrification peut avoir lieu à des concentrations en oxygène inférieures à 0,2 mg l⁻¹ (Seitzinger, 1988; Gayle *et al.*, 1989) (voir paragraphe 2.3); ainsi, nous avons adopté un seuil théorique de 0,1 mg l⁻¹ pour définir les conditions anoxiques dans la retenue. Cette succession de décomposeurs est prise en compte dans le modèle par la modification des vitesses de dégradation aérobie (Equation 4.18) et anaérobie (Equation 4.19) dans l'intervalle entre 1 et 0,1 mg l⁻¹ (0,9 mg l⁻¹) d'oxygène dissous.

$$\mu_{i1} = \mu_{i1max} \left(\frac{O_2 - 0,1}{0,9} \right) \quad (4.18)$$

$$\mu_{i2} = \mu_{i2max} \left(\frac{1 - O_2}{0,9} \right) \quad (4.19)$$

L'influence de la température sur les vitesses des processus est représentée par une fonction exponentielle (Loi d'Arrhénius).

$$ft = \theta^{(T-20)} \quad (4.20)$$

Les apports par le fleuve et les sorties par le barrage sont calculées selon les formulations décrites dans le chapitre 5.3. Nous expliciterons ensuite uniquement le processus de sédimentation de la matière organique en suspension apportée par le fleuve. **Cette sédimentation ne concerne que les entrées du Tocantins**, elle n'intervient pas dans la simulation de la matière organique en suspension (*SOM*) dans la retenue.

Compte tenu de la forte charge en matière en suspension dans le fleuve pendant la crue (voir paragraphe 3.2), la fraction de la matière organique particulaire est importante, soit sous forme de floc organique, soit adsorbée par la matière inorganique (Davis, 1982). Cette fraction particulaire se dépose dans la retenue au fur et à mesure que l'eau coule vers le barrage; cette

matière déposée est incorporée dans le compartiment de la matière organique *VEG1*. Nous avons testé un certain nombre de formulations empiriques pour décrire la sédimentation. Les résultats les plus satisfaisants sont obtenus lorsque la vitesse de sédimentation varie en fonction de la concentration de la matière organique en suspension dans le fleuve. Une concentration plus forte paraît être associée à des particules de plus grandes tailles, qui ont une vitesse de chute plus importante (Robbe, 1975). La formulation utilisée pour décrire la vitesse de sédimentation est la suivante:

$$k_{sed} = k_{sedmax} \frac{SOM_{in} - SOM_{inmin}}{SOM_{inmax}} \quad (4.21)$$

Où,

k_{sedmax}	=	vitesse maximale de sédimentation	j^{-1}
SOM_{in}	=	matière organique dans le fleuve	gO_2m^{-3}
SOM_{inmin}	=	concentration seuil minimal	$2 gO_2m^{-3}$
SOM_{inmax}	=	concentration seuil maximal	$8 gO_2m^{-3}$

Les seuils maximal et minimal ont un rapport avec les concentrations de matières en suspension dans le fleuve. Bien que la corrélation entre ces matières et la DCO soit relativement faible ($r^2=0,4$ sur toute la série entre 1985 et 1988), il existe une augmentation claire de la DCO pendant la crue et une diminution pendant l'étiage. Ainsi, ces seuils sont représentés dans le modèle par les concentrations de DCO les plus fortes et les plus faibles mesurées à la station M5 (Figure 3.5).

4.2.4 La station et l'année de calage

La mise en œuvre du modèle demande l'utilisation des données mesurées sur le site pour tester les formulations et caler les paramètres du modèle. Le choix de la station de calage est lié aux données disponibles sur le site. La station M1 (Figure 3.5) est employée car elle possède la série de données limnologiques la plus complète et est placée dans la partie la plus profonde de la retenue, représentant bien l'axe vertical et les phénomènes de stratification. En outre, la station M1 est la plus proche du barrage de sorte que les problèmes de qualité de l'eau dans cette région peuvent influencer directement les installations du barrage et le village voisin⁴.

Le choix de l'année de calage est guidé également par la disponibilité des données. L'année 1986 est utilisée car elle correspond à la période la plus proche du remplissage de la retenue (septembre 1984), pour laquelle nous possédons les séries météorologique, hydrologique, et limnologique les plus complètes.

4. Le village de Tucurui est placé à 7 km en aval du barrage et le village des ouvriers de construction et d'entretien du barrage à 2 km.

4.2.5 Les conditions initiales et limites

Le premier jour de la simulation est initialisé avec le profil des variables mesurées en M1 au 3 janvier 1986. Cette approximation est rendu possible grâce au faible temps de séjour à cette période qui fait que les modifications de la qualité de l'eau qui ont lieu entre le 1^{er} et le 3 janvier ne sont pas importantes.

Les variables *VEG1* et *VEG2* ont été initialisées d'après l'estimation de la végétation immergée à Tucurui (paragraphe 3.1.2). Le remplissage de la retenue fut terminé en mars 1985. Pendant cette période l'immersion de la végétation n'était pas complètement achevée; entre la fin du remplissage et le début de notre simulation (janvier 1986), la majorité de la végétation était encore vivante (Annexe A). Toutefois, pendant ces 16 mois, il y a probablement eu la dégradation de la matière organique immédiatement disponible (litière, feuilles mortes, parties des troncs et des branches en état de décomposition). Toute tentative d'évaluation de cette dégradation restera sur une forme hypothétique car les imprécisions sont fortes. Ainsi, compte tenu du temps de mortalité des arbres (1 an), des imprécisions lors de l'estimation de la végétation immergée (variabilité spatiale des espèces, quantité d'eau dans la végétation) et de la non prise en compte de certaines fractions de matière organique (écorces, racines, lianes, sols), nous préférons garder les valeurs de l'estimation originelle de la végétation immergée sans y introduire aucune correction. La conversion du carbone en oxygène utilise un coefficient stoechiométrique de $2,67 \text{ gO}_2 \text{ gC}^{-1}$ qui a été calculé à partir de la réaction d'oxydation aérobie de la matière organique (Tableau 2.2). Nous utilisons ainsi, un total de $1300 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}$ pour les feuilles et la litière, et un total de $49100 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}$ pour les troncs et les branches.

Les données d'entrée sont mesurées à la station M5; les valeurs journalières des variables sont obtenues à partir d'une interpolation (méthode *cubic spline*) entre les valeurs bi-mensuelles mesurées.

Coefficient	Définition	Unité
V	volume de la couche	m^3
A	surface du fond par couche	m^2
T	température de l'eau	$^{\circ}C$
SOM	matière organique en suspension (type 1)	$gO_2 m^{-3}$
$VEG1$	matière organique au fond (type 1)	$gO_2 m^{-2}$
$VEG2$	matière organique au fond (type 2)	$gO_2 m^{-2}$
NH_4	concentration d'ammonium	$gN m^{-3}$
O_2	concentration en oxygène dissous	$gO_2 m^{-3}$
AER	aération	$gO_2 m^{-3}j^{-1}$
μ_{11max}	vitesse de dégradation aérobie de la matière type 1	j^{-1}
μ_{12max}	vitesse de dégradation anaérobie de la matière type 1	j^{-1}
μ_{21max}	vitesse de dégradation aérobie de la matière type 2	j^{-1}
μ_{22max}	vitesse de dégradation anaérobie de la matière type 2	j^{-1}
μ_d	vitesse de décomposition de VEG2 à VEG1	j^{-1}
$krel_{max}$	relargage benthique d'ammonium maximal	$gN-NH_4 m^{-2} j^{-1}$
$lyse$	fraction de la matière organique non minéralisée pendant l'anaérobiose	-
no_1	rapport $N:O_2$ dans la matière organique type 1	gN/gO_2
no_2	rapport $N:O_2$ dans la matière organique type 2	gN/gO_2
on	gramme d'oxygène par gramme d'ammonium oxydé	gO_2/gN
kn	vitesse de nitrification	j^{-1}
$ksnit$	constante de demi-saturation pour l'ammonium	$gN m^{-3}$
$ksnox$	constante de demi-saturation pour l'oxygène	$gO_2 m^{-3}$
ka	constante d'aération	$m^{1/2} j^{-1/2}$
θ	coefficient de température	-

TAB. 4.1 - Définition des variables, paramètres et coefficients employés dans le modèle de la dégradation de la matière organique.

Chapitre 5

Modélisation de la retenue

Le type de modèle identifié comme nécessaire pour simuler les aspects significatifs de la retenue de Tucurui doit en premier lieu représenter la distribution des variables d'états, qu'elles soient physiques ou chimiques, sur la verticale. Un modèle du type dispersif (Henderson-Sellers, 1984) répond à ce besoin compte tenu des calculs des coefficients de dispersion verticale. Ainsi, l'approche utilisée dans le modèle dynamique et dispersif de simulation thermique développé initialement par Chahuneau (Chahuneau, 1984) et perfectionné par Tassin (Tassin, 1986) et Vinçon (Vinçon-Leite, 1991) contient les caractéristiques nécessaires pour permettre le démarrage des études sur la retenue de Tucurui.

La structure de ce modèle est unidimensionnelle verticale (Figure 5.1), les couches ont une épaisseur constante et celle de la couche de surface varie selon le niveau de la retenue. L'évolution de la concentration de C est donnée par l'équation générale:

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = \frac{1}{A(z)} \frac{\partial}{\partial z} [A(z,t) K(z,t) \frac{\partial C(z,t)}{\partial z}] - \frac{1}{A(z)} \frac{\partial}{\partial z} [A(z,t) w(z,t) C(z,t)] + SS(z,t) \quad (5.1)$$

Où,

C	=	variable d'état	(g m ⁻³ ou °C)
A	=	surface de chaque couche	(m ²)
K	=	coefficient de dispersion	(m ² s ⁻¹)
w	=	vitesse verticale du flux	(m s ⁻¹)
SS	=	sources et puits de la variable d'état	(g m ⁻³ ou °C)
t	=	temps	(s)
z	=	profondeur	(m)

Les étapes de dispersion et d'advection sont résolues par une méthode semi-implicite aux différences finies et les équations de sources et puits (bilan thermique et dégradation de la

matière organique) par la méthode de Runge-Kutta d'ordre quatre. Les bilans des flux d'entrée et de sortie déterminant les flux verticaux et le niveau d'eau de la retenue sont traités par des équations de continuité.

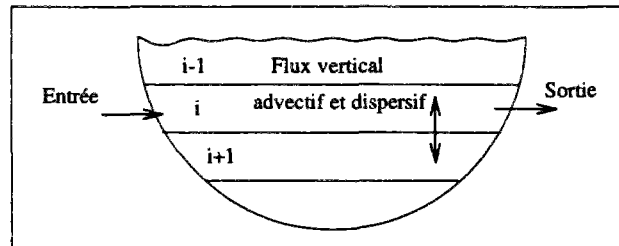


FIG. 5.1 - Schéma du modèle unidimensionnel avec la discrétisation verticale en couches horizontales et homogènes.

5.1 Le bilan thermique

Les échanges thermiques à l'interface eau-air sont effectués uniquement dans la couche de surface. Le bilan d'énergie (Equation 5.2) compte deux catégories d'échange:

- échange de type radiatif auquel appartient le flux de radiation solaire ($Q_{rad.sol}$), le flux de radiation atmosphérique ($Q_{rad.atm}$) et le flux de radiation émise par l'eau ($Q_{rad.eau}$);
- échange de type turbulent auquel appartient le flux de chaleur latente dû à l'évaporation au niveau du plan d'eau (Q_{lat}) et le flux de chaleur sensible dû aux phénomènes convectifs ayant lieu à la surface du plan d'eau (Q_{sens}).

$$Q_{net} = Q_{rad.sol(surf)} + Q_{rad.atm} - Q_{rad.eau} - Q_{lat} - Q_{sens} \quad (5.2)$$

Le flux de radiation solaire arrivant à la surface du sol est mesuré à Tucuruí. Les valeurs utilisées dans le modèle représentent la moyenne sur 24 heures. Cette radiation pénètre dans la couche de surface (Equation 5.3) et décroît vers le fond selon la loi de Beer-Lambert (Equation 5.4).

$$Q_{rad.sol(surf)} = \beta Q_{rad.sol} \quad (5.3)$$

$$Q_{rad.sol}(z) = (1 - \beta)Q_{rad.sol} \exp(-\eta z) \quad (5.4)$$

Où,

$Q_{rad.sol}(z)$	= radiation solaire par profondeur	(W m ⁻²)
$Q_{rad.sol}(surf)$	= radiation solaire dans la couche de surface	(W m ⁻²)
β	= fraction du flux absorbée en surface	-
η	= extinction lumineuse	-
z	= profondeur	(m)

Le paramètre β dépend du coefficient d'extinction de l'eau (η) selon l'expression empirique (Henderson-Sellers, 1984):

$$\beta = 0,265 \ln(\eta) + 0,614 \quad (5.5)$$

Le coefficient d'extinction lumineuse varie en fonction de la transparence de l'eau qui est mesurée par la profondeur au disque de Secchi:

$$\eta = \frac{1,7}{Secchi} \quad (5.6)$$

Le flux de radiation atmosphérique, qui est le rayonnement émis par l'atmosphère terrestre, est calculé à partir de la loi de Stefan-Boltzmann. Une partie de la radiation atmosphérique totale est reflétée par le plan d'eau. Une valeur de 3% est généralement admise pour représenter cet albédo (Octavio *et al.*, 1977). La radiation nette devient alors:

$$Q_{rad.atm} = (1 - Al)\varepsilon_a \sigma T_a^4 \quad (5.7)$$

Où,

$Q_{rad.atm}$	= radiation atmosphérique nette	(W m ⁻²)
ε_a	= émittance de l'atmosphère	-
σ	= coefficient de Stefan-Boltzmann	(5,67 10 ⁻⁸ W m ⁻² °K ⁻⁴)
Al	= albédo	-
T_a	= température absolue de l'air	(°K)

Une paramétrisation (Equations 5.8 et 5.9) des courbes d'émittance atmosphérique (ε_a) en fonction de la couverture nuageuse et de la pression de vapeur (Henderson-Sellers, 1984) peut être employée à Tucuruí, où les données d'insolation (durée du jour) sont disponibles.

Si $\frac{D_i}{D_{max}} < 0,4$:

$$\varepsilon_a = 0,87 - \frac{D_i}{D_{max}}(0,175 - 2,992 \cdot 10^{-5} e_a) + 2,693 \cdot 10^{-5} e_a \quad (5.8)$$

Si $\frac{D_i}{D_{max}} \geq 0,4$:

$$\varepsilon_a = 0,84 - \frac{D_i}{D_{max}}(0,1 - 9,973 \cdot 10^{-6} e_a) + 3,491 \cdot 10^{-5} e_a \quad (5.9)$$

Où,

$$\begin{aligned} D_i &= \text{durée du jour} & (\text{h}) \\ D_{max} &= \text{Durée maximale du jour} & (\text{h}) \\ e_a &= \text{pression de vapeur de l'air} & (\text{Pa}) \end{aligned}$$

Les données de durée maximale du jour sont fonction de la latitude de la région étudiée (Perrin de Brichambaut, 1963). La pression de vapeur est déterminée selon la formule de Magnus-Tetens (Wunderlich, 1972):

$$e_a = Hr \exp\left[2,3026\left(\frac{7,5 T_{air}}{T_{air} + 237,3} + 0,7858\right)\right] \quad (5.10)$$

Où,

$$\begin{aligned} Hr &= \text{humidité relative} & (\%) \\ T_{air} &= \text{température de l'air} & (^\circ\text{C}) \end{aligned}$$

Le flux de radiation émis par le plan l'eau suit également la loi du rayonnement du corps noir (Stefan-Boltzmann):

$$Q_{rad.eau} = \varepsilon_{eau} \sigma T_w^4 \quad (5.11)$$

Où,

$$\begin{aligned} \varepsilon_{eau} &= \text{émittance de l'eau} & (0,97) \\ \sigma &= \text{coefficient de Stefan-Boltzmann} & (5,67 \cdot 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ } ^\circ\text{K}^{-4}) \\ T_w &= \text{température absolue de la surface de l'eau} & (^\circ\text{K}) \end{aligned}$$

Le flux de chaleur latente est défini par l'expression:

$$Q_{lat} = L_v \rho C vv(e_s - e_a) \quad (5.12)$$

Où,

L_v	=	chaleur latente de vaporisation	(J kg ⁻¹)
ρ	=	densité de l'eau	(kg m ⁻³)
C	=	constante de la fonction du vent	(Pa ⁻¹)
vv	=	vitesse du vent à 10 m du sol	(ms ⁻¹)
e_a	=	pression de vapeur de l'air	(Pa)
e_s	=	pression de vapeur saturante de l'air	(Pa)

La chaleur latente de vaporisation est calculée en fonction de la température de surface de l'eau par la relation:

$$L_v = 2500,9 \cdot 10^3 - 2365 T_{surf} \quad (5.13)$$

La pression de vapeur saturante de l'air reprend l'équation 5.10 en fonction de la température de surface de l'eau:

$$e_s = 100 \exp\left[2,3026\left(\frac{7,5 T_{surf}}{T_{surf} + 237,3} + 0,7858\right)\right] \quad (5.14)$$

Où,

T_{surf}	=	température de la surface de l'eau	(°C)
------------	---	------------------------------------	------

Le flux de chaleur sensible est fonction du flux de chaleur latente. Les deux sont mis en relation par le rapport de Bowen:

$$Q_{sens} = R Q_{lat} \quad (5.15)$$

Le rapport de Bowen est défini comme (Henderson-Sellers, 1984):

$$R = cb P_{atm} \frac{T_w - T_a}{e_s - e_a} \quad (5.16)$$

Où,

P_{atm}	=	pression atmosphérique	(Pa)
cb	=	constante de Bowen	(°K ⁻¹)
T_w	=	température absolue de la surface de l'eau	(°K)
T_a	=	température absolue de l'air	(°K)

5.2 La dispersion verticale

La formulation du coefficient de dispersion, développée pour les lacs profonds où le temps de séjour est important et l'influence des entrées et sorties est souvent négligeable (Tassin, 1986; Vinçon-Leite, 1991), a été modifiée pour prendre en compte certaines caractéristiques de la retenue de Tucurui. Cette formulation prévoit une variation de la dispersion selon le profil thermique dans la colonne d'eau qui est établi en quatre étapes:

1. Détermination d'une couche de surface bien mélangée par la friction du vent à l'interface eau-air. Dans cette couche, les phénomènes turbulents sont forts et la dispersion est maximale. La formulation utilisée reprend celle proposée par Smith (Smith, 1979).

$$Couche_{mel} = C_{vent} F^{0,56} vv^{0,88} g^{-1,44} \quad (5.17)$$

Où,

$$\begin{aligned} C_{vent} &= \text{constante du vent} \\ F &= \text{fetch} \quad (\text{m}) \\ g &= \text{accélération de la gravité} \quad (\text{ms}^{-2}) \\ vv &= \text{vitesse du vent à 10 m du sol} \quad (\text{ms}^{-1}) \end{aligned}$$

2. Détermination de la position de la thermocline définie par la profondeur où le gradient de densité est maximal. Entre la couche bien mélangée et la thermocline, le coefficient de dispersion décroît de sa valeur maximale jusqu'à sa valeur minimale. Le calcul des coefficients dans cette zone (épilimnion) reprend la formulation proposée par Simons pour le lac Ontario (Simons, 1981) et Tassin pour le lac Léman (Tassin, 1986). Ces coefficients sont fonction d'un coefficient de dispersion établi en milieu non stratifié et du nombre de Richardson qui est exprimé par une fonction de stabilité (Equation 5.18) (Henderson-Sellers, 1984; Simons, 1981; Tassin, 1986; Vinçon-Leite, 1991).

$$k = k_0(1 + \sigma R_i)^p \quad (5.18)$$

Où,

$$\begin{aligned} k_0 &= \text{coefficient de dispersion en milieu neutre} \quad (\text{m}^2 \text{s}^{-1}) \\ \sigma &= \text{coefficient de la fonction de stabilité} \quad - \\ R_i &= \text{nombre de Richardson} \quad - \\ p &= \text{coefficient de la fonction de stabilité} \quad - \end{aligned}$$

Le nombre de Richardson détermine le rapport entre la stabilité de la colonne d'eau et le cisaillement provoqué par le vent:

$$R_i = \frac{g}{\rho_w} \frac{\frac{\partial \rho_w}{\partial z}}{\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2} \quad (5.19)$$

Le calcul coefficient de dispersion (k_0) découle de la relation entre le coefficient de diffusion turbulente de la chaleur et la viscosité turbulente, exprimée par le nombre de Prandtl turbulent:

$$Pr = \frac{A}{k} \quad (5.20)$$

En milieu neutre, le nombre de Prandtl Pr vaut 1 et k devient k_0 , représenté par la viscosité A (Equation 5.21). Cette viscosité dépend de la longueur de mélange (Equation 5.22) et du gradient des vitesses horizontales (Equation 5.27):

$$k_0 = l^2 \frac{\partial u}{\partial z} \quad (5.21)$$

$$l = \frac{\delta}{4} D_{ek} \quad (5.22)$$

Le δ est un paramètre de calage du modèle et D_{ek} représente la profondeur d'Ekman:

$$D_{ek} = (588)^{\frac{1}{4}} \sqrt{\frac{A_0}{f}} \quad (5.23)$$

Où,

$$\begin{aligned} f &= \text{paramètre de Coriolis} && (\text{s}^{-1}) \\ A_0 &= \text{valeur de surface de la dispersion} && (\text{m}^2 \text{ s}^{-1}) \end{aligned}$$

$$A_0 = \frac{\varepsilon}{f} \frac{\tau_0}{\rho_w} \quad (5.24)$$

$$\varepsilon = \left(\frac{588^{\frac{1}{4}}}{4} \delta \right)^2 \quad (5.25)$$

Où,

$$\rho_w = \text{masse spécifique de l'eau} \quad (\text{kg m}^{-3})$$

La contrainte de surface τ_0 est définie en fonction de la vitesse du vent:

$$\tau_0 = (C_d \sqrt{vv}) \rho_a vv^2 \quad (5.26)$$

Où,

$$C_d = \text{coefficient du frottement du vent} \quad -$$

$$\rho_a = \text{masse spécifique de l'air} \quad (\text{kg m}^{-3})$$

$$vv = \text{vitesse du vent à 10 m du sol} \quad (\text{ms}^{-1})$$

Pour des profondeurs de l'ordre $\sqrt{\frac{A_0}{f}}$, le gradient de vitesses horizontales peut s'écrire (Simons, 1981):

$$\frac{\partial u}{\partial z} = \frac{\tau_0}{\rho_w A_0} \exp\left(\frac{z}{\Delta}\right) \quad (5.27)$$

$$\Delta = \sqrt{\frac{A_0}{f}} \quad (5.28)$$

Le nombre de Richardson devient alors:

$$R_i = \left(\frac{\varepsilon}{f}\right)^2 \frac{\partial \rho}{\partial z} \frac{g}{\rho_w} \exp\left(\frac{2z}{\Delta}\right) \quad (5.29)$$

Où,

$$g = \text{accélération de la gravité} \quad (\text{ms}^{-2})$$

$$\rho = \text{densité de l'eau} \quad (\text{kg m}^{-3})$$

$$\rho_w = \text{masse spécifique de l'eau} \quad (\text{kg m}^{-3})$$

$$z = \text{profondeur (origine de l'axe en surface)} \quad (\text{m})$$

Ainsi les coefficients de dispersion dans l'épilimnion sont définis par:

$$k = \frac{\varepsilon}{f} \frac{\tau_0}{\rho_w} \exp\left(\frac{z}{\Delta}\right) \quad (5.30)$$

3. Détermination de la position du bas du métalimnion définie par la profondeur où le gradient de densité devient inférieur à $1,5 \cdot 10^{-5} \text{ kg m}^{-4}$ (valeur calée pour Tucurui). Dans la zone entre la thermocline et le bas du métalimnion, le coefficient de dispersion prend une valeur constante et égale au coefficient à la thermocline.

$$k_{meta} = k_{min}$$

4. Dans la couche définie entre le bas du métalimnion et le fond de la retenue (hypolimnion), le coefficient augmente et prend une valeur constante et égale à 5 fois (valeur calée) la valeur du coefficient de dispersion dans le métalimnion. Cette augmentation a été adoptée en raison de l'homogénéisation verticale des concentrations observée dans la série de données au fond de la retenue (voir paragraphe 5.9.1).

$$k_{hypo} = 5 k_{min}$$

L'influence des débits sur les coefficients de dispersion verticale peut être importante (Fischer *et al.*, 1979) et à Tucurui, compte tenu des débits d'entrée et de sortie très forts, nous avons dû procéder à une correction empirique des coefficients de dispersion. Cette influence est supposée similaire à l'influence du vent dans les formulations de Simons. Ainsi, cette correction est introduite dans le calcul de la contrainte de surface τ_0 (Equation 5.26). La paramétrisation établit un débit q_0 en dessous duquel l'action des flux sur la dispersion peut être négligée.

$$\tau'_0 = \tau_0 \left(\frac{Q_{in}}{q_0} \right)^{\frac{5}{2}} \quad (5.31)$$

Où

$$\begin{aligned} Q_{in} &= \text{débit d'entrée} && (\text{m}^3\text{s}^{-1}) \\ q_0 &= \text{paramètre de calage} && (\text{m}^3\text{s}^{-1}) \end{aligned}$$

5.3 Les dimensions de la retenue

Nous avons abordé dans le paragraphe 3.2.2 les variations physico-chimiques selon les trois dimensions de la retenue. Les variations sur la verticale sont importantes compte tenu de la stratification saisonnière et des conditions d'anaérobiose ayant lieu dans l'hypolimnion. Le choix d'un modèle unidimensionnel a été fait dans l'objectif d'une description de cette verticale. Dans

le paragraphe 3.2.2 nous avons également constaté des variations selon la dimension transversale et la dimension longitudinale. Nous analysons maintenant de quelle manière cette hétérogénéité de la masse d'eau intervient dans la qualité de l'eau de la retenue (région proche du barrage) et les solutions adoptées pour la modéliser.

La dimension transversale

En ce qui concerne l'axe transversal, l'influence des processus ayant lieu dans la zone littorale sur la qualité de l'eau proche du barrage est difficilement estimable. Nous avons vu dans le paragraphe 3.1.3 que les apports du bassin versant direct sont faibles. Cependant, un apport latéral de ce type a été considéré un phénomène important pour le mélange vertical dans les eaux du Lac Victoria (Afrique) (Payne, 1986), et l'importance des zones littorales sur le corps central des lacs a été maintes fois observée dans les lacs de várzea.

Par ailleurs, dans le paragraphe 3.2.2, nous avons mis en évidence des différences importantes des concentrations en ammonium (Figure 3.15) et en oxygène (Figure 3.16) entre les stations M3 et MR. La circulation des nutriments, oxygène et matière organique par dispersion latérale peut être alors envisagée. Cependant, les données disponibles ne sont pas suffisantes pour permettre une modélisation adéquate des échanges latéraux. Ainsi, nous ne pouvons pas préciser l'impact des variations transversales sur le comportement physico-chimique de la retenue.

La dimension longitudinale

L'analyse des flux (carbone, oxygène, ammonium) d'entrée et de sortie réalisée dans le paragraphe 3.2.5 donne des ordres de grandeur des apports du Tocantins; le fleuve apporte une quantité significative d'oxygène et de matière organique dans la retenue. Nous avons également observé l'importance des débits d'entrée sur la stabilité de la colonne d'eau. Le Tocantins s'avère être un *moteur* puissant influençant considérablement sur la qualité de l'eau.

Le fleuve a deux régimes bien marqués, la crue et l'étiage. Dans la mesure où le débit change d'un facteur 15 entre ces deux régimes, l'influence des apports sur la qualité de l'eau est susceptible de varier de manière importante. Le temps de séjour de l'eau dans la retenue (zone centrale) peut être estimé comme étant de l'ordre de 3 jours en crue et de 20 jours en étiage. Ces deux facteurs, **diminution des apports et augmentation du temps de séjour**, se superposent pour provoquer une modification importante de la qualité l'eau au long des 150 km de parcours de l'entrée jusqu'au barrage¹.

Quelques simulations préliminaires à l'aide du modèle unidimensionnel montrent que cette modification longitudinale de la qualité des apports est importante pour la description des conditions de la qualité de l'eau à la station M1 (Figure 3.5). Prenons l'exemple de l'oxygène dissous; si l'évolution des apports n'est pas simulée, le modèle introduit des apports importants d'oxygène, compte tenu de la bonne oxygénation du Tocantins. Ces apports se répercutent

1. Nous rappelons que les caractéristiques de l'eau d'entrée sont mesurées à la station M5 et que les données utilisées pour caler le modèle le sont à la station M1.

sur les résultats des simulations et des concentrations élevées d'oxygène sont obtenues dans l'hypolimnion alors qu'il est réellement en anaérobiose. La quantité d'oxygène apportée par le fleuve devrait en fait être consommée pendant son parcours dans la retenue.

Par ailleurs, nous avons estimé que le volume de la zone centrale représente environ 80% du volume de la retenue et que la circulation préférentielle du débit d'entrée s'effectue dans cette zone (paragraphe 3.1.4). La masse d'eau la plus importante et l'essentiel du flux circulant dans la retenue sont situés dans l'axe longitudinal. Ainsi, la simulation de l'évolution de la qualité de l'eau sur cette dimension s'impose. Nous allons alors simuler les processus ayant lieu sur la verticale et selon l'axe longitudinal. Cette représentation bi-dimensionnelle pose plusieurs questions, en particulier de nature hydrodynamique.

Pour répondre à ces questions, nous proposons de simuler la qualité de l'eau au long de la retenue selon deux approches. La première approche, que nous appellerons **modèle trois boîtes**, discrétise horizontalement et verticalement la retenue. Ce modèle a besoin de la distribution verticale des débits dans la retenue. La deuxième approche, que nous appellerons **modèle avec intrusion du flux**, est constituée du modèle unidimensionnel vertical complétée par la description de la pénétration du fleuve dans la retenue; ce modèle hydrodynamique de l'intrusion du fleuve est ensuite couplé à un modèle de qualité qui simulera l'évolution de l'eau dans l'intrusion. Par ailleurs, le modèle hydrodynamique de l'intrusion du fleuve est également utilisé pour calculer les profils de débits employés par le modèle trois boîtes.

L'organigramme de l'organisation relative et de l'utilisation de ces modèles est montré dans la figure 5.2. Les résultats du modèle décrivant l'intrusion du fleuve sont utilisés dans les deux approches. Les résultats des profils de vitesses sont utilisés par le modèle trois boîtes. Chaque boîte a une structure unidimensionnelle verticale; la simulation se fait en cascade: les sorties de la boîte amont sont utilisées comme entrée de la boîte intermédiaire; les sorties de cette boîte servant à leur tour d'entrée à la boîte aval. En ce qui concerne le modèle unidimensionnel, les apports sont déterminés par le modèle d'intrusion couplé à un modèle de qualité des eaux dans cette intrusion. Les résultats du modèle unidimensionnel avec intrusion du flux et les résultats du modèle trois boîtes sont indépendants et décrivent l'évolution de la qualité de l'eau dans la région proche du barrage.

5.4 Le modèle unidimensionnel d'intrusion du flux

L'approche employée dans ce modèle est celle d'Imberger (Fischer *et al.*, 1979; Imberger & Patterson, 1981; Imberger & Hamblin, 1982) qui suppose que le fleuve pénètre la retenue comme un courant de densité. La dynamique de l'intrusion du fleuve a été décrite pour un flux faible pénétrant une retenue stratifiée et sans rotation². Les formulations sont valables pour les retenues

2. Le problème posé par la rotation de la terre (Fischer *et al.*, 1979) pour la description des flux d'entrée

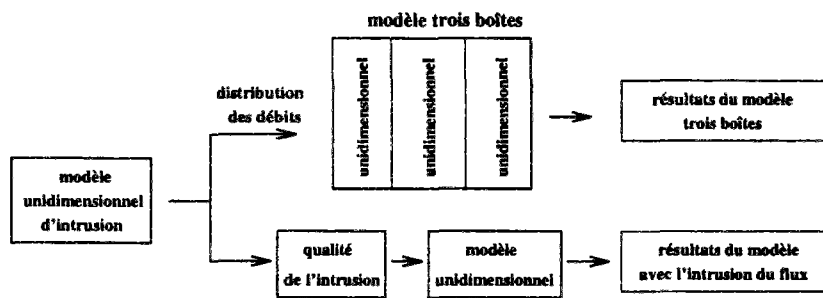


FIG. 5.2 - Organigramme d'utilisation des deux approches employées pour décrire l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau. Les deux modèles ont une structure unidimensionnelle et différent selon la manière de prendre en compte l'axe longitudinal.

longues et de largeur étroite où le flux pourra être considéré comme uniforme dans la section transversale (Fischer *et al.*, 1979). La retenue de Tucurui répond bien à toutes ces hypothèses à l'exception d'une intrusion à faible débit. Les données disponibles à Tucurui ne permettent pas une vérification de ces formulations. Cependant, les résultats sont assez satisfaisants pour justifier l'emploi de cette approche.

Le modèle décrit le déplacement longitudinal du courant et les caractéristiques physiques de l'intrusion (profondeur, épaisseur, vitesse et densité) selon les étapes suivantes:

1. Détermination du point de plongée:

A l'entrée de la retenue deux possibilités se présentent: soit le fleuve coulera en surface, si sa densité est inférieure à celle de l'eau de surface de la retenue, ou bien le fleuve plongera, dans le cas où les eaux du fleuve seront plus lourdes que les eaux de surface (Figure 5.3).

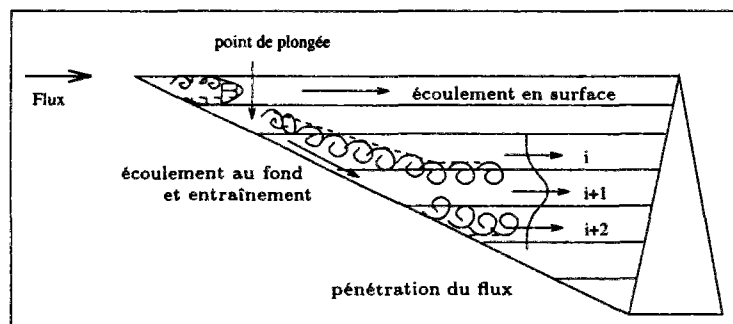


FIG. 5.3 - Schéma du modèle avec intrusion du fleuve.

décrits comme des vagues internes est d'importance mineure dans le cas de la retenue de Tucurui qui se trouve à l'équateur.

Les retenues à faible déclivité³, donc faible nombre de Froude, présentent peu de mélange au niveau de la ligne de plongée; l'équation 5.32 dans ces cas donne une bonne estimation de la position du point de plongée (Fischer *et al.*, 1979). L'équation 5.33 est obtenue pour des canaux représentés par une section transversale triangulaire.

$$h_p = \left[\frac{2Q_e^2 \rho_w}{F_{in}^2 g \Delta \rho_e \tan^2 \alpha} \right]^{\frac{1}{5}} \quad (5.32)$$

$$F_{in}^2 = \frac{\sin \alpha \tan \phi}{C_D} (1 - 0,85 C_D^{\frac{1}{2}} \sin \alpha) \quad (5.33)$$

Où

- h_p = position du point de plongée
- Q_e = débit d'entrée du fleuve
- F_{in} = nombre de Froude interne normal pour le fleuve
- g = accélération de la gravité
- ρ_w = masse spécifique de l'eau
- $\Delta \rho_e$ = anomalie de densité entre le fleuve et la retenue
- C_D = coefficient de frottement
- ϕ = déclivité de la retenue
- α = angle du bord du canal du fleuve avec la verticale

Ainsi, la position du point de plongée dans la retenue correspond à celle où la profondeur est égale à h_p .

2. Détermination de l'entraînement:

Suite à la plongée, le fleuve continue son chemin vers le barrage au fond de la retenue, confiné par son ancien lit. En raison des turbulences provoquées par la rugosité du fond et par les eaux voisines, le fleuve se mélange avec l'eau de la retenue moins dense, augmente ainsi son volume et diminue sa densité. Ce mélange, appelé entraînement, est décrit par l'équation:

$$E = \frac{\eta^3 C_k^f C_D^{\frac{3}{2}} F_{in}^2}{2} \quad (5.34)$$

Le coefficient $\eta^3 C_k$, initialement utilisé dans les formulations de la dynamique de la couche de mélange (épilimnion), représente l'efficacité nette de l'introduction de l'énergie cinétique

3. Hypothèse vérifiée à Tucurui.

en surface (Fischer *et al.*, 1979). Des essais expérimentaux montrent une variation forte de la valeur de ce coefficient (de 0.03 à 3.2).

3. Détermination du débit entraîné:

Le débit entraîné est défini selon la conservation du volume par l'équation 5.35, déterminée pour un canal de section transversale triangulaire.

$$\Delta Q = Q_0 \left[\left(\frac{h}{h_0} \right)^{\frac{3}{2}} - 1 \right] \quad (5.35)$$

La profondeur hydraulique h (l'épaisseur de l'intrusion) est recalculée selon l'avancement du fleuve dans l'axe longitudinal (x) et la profondeur hydraulique (h_0) précédente:

$$h = h_0 + \frac{6}{5} E x \quad (5.36)$$

L'avancement longitudinal est calculé selon la déclivité de la retenue et la profondeur z de la couche (discrétisation verticale de la retenue):

$$x = \frac{z}{\tan \phi} \quad (5.37)$$

Pour assurer la continuité entre Q et F_i au long du profil thermique, la profondeur h_0 est corrigée par l'anomalie de température ΔT entre le fleuve et la retenue:

$$h_0 = h \left(\frac{\Delta T_{\text{fleuve-couche}_i}}{\Delta T_{\text{fleuve-couche}_{i+1}}} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (5.38)$$

4. Détermination de la distribution de l'intrusion sur la verticale:

L'augmentation progressive de la densité de l'eau du fleuve due à l'entraînement peut la rendre moins dense que l'eau des parties plus profondes de la retenue. Dans ce cas, l'eau du fleuve quittera son ancien lit et pénétrera horizontalement dans la retenue. Le calcul de la pénétration du flux suppose qu'à ce moment le flux prend les propriétés des eaux de la retenue. L'étalement vertical de la pénétration est alors calculé selon la formulation (Alavian *et al.*, 1992):

$$\delta = \left(\frac{1}{F_p^2} \right)^{\frac{1}{3}} \left[\left(\frac{Q}{B} \right)^2 \frac{\rho_w}{\Delta \rho g} \right]^{\frac{1}{3}} \quad (5.39)$$

Où

- δ = épaisseur verticale de distribution du flux
- Q = débit de l'intrusion
- B = largeur de la retenue
- F_p = nombre de Froude critique $\approx 0,2$
- g = accélération de la gravité
- $\Delta\rho$ = anomalie de densité entre les couches
de la retenue voisines du flux pénétrant
- ρ_w = masse spécifique de l'eau

La vitesse maximale du flux est définie par l'équation 5.40 et les débits sont distribués dans l'étalement δ selon la fonction en cloche de l'équation 5.41.

$$u_{max} = \frac{2Q}{B\delta} \quad (5.40)$$

$$q_i = \frac{u_{max}}{2} zB \left[\cos\left(\frac{2\pi H}{\delta}\right) + 1 \right] \quad (5.41)$$

Où

- q_i = débit de la couche i
- B = largeur de la retenue
- u_{max} = vitesse maximale du flux
- δ = étalement de la pénétration du flux
- z = épaisseur de la couche
- H = hauteur de la couche i mesurée à partir de la couche de vitesse maximale

5.5 Le modèle de qualité de l'intrusion

La simulation de l'évolution de la qualité de l'eau d'entrée pendant la pénétration du flux dans la retenue est effectuée par un modèle simple de dégradation de la matière organique dont la formulation est identique à celle du modèle de la retenue (paragraphe 4.2). Ainsi, nous avons détaillé les équations de ce modèle de l'intrusion dans l'Annexe E.

Le temps de parcours de l'intrusion à chaque pas d'espace longitudinal (Equation 5.37) est calculé selon l'équation:

$$t_i = x \frac{B h_i}{Q_i} \quad (5.42)$$

Où,

t_i	=	temps de parcours de l'intrusion	(s)
x	=	avancement longitudinal	(m)
Q_i	=	débit de l'intrusion	(m ³ s ⁻¹)
B	=	largeur moyenne de la retenue	(m)
h_i	=	profondeur hydraulique de l'intrusion	(m)

Les concentrations des variables biogéochimiques dans l'intrusion du flux sont déterminées par l'apport du fleuve, par le mélange avec les eaux de la retenue et par l'évolution calculé par le modèle de l'intrusion. La structure *pseudo* bi-dimensionnelle du modèle avec intrusion provoque une évolution des variables en deux étapes: la première dans l'intrusion du flux et la deuxième dans la retenue. Ces deux étapes se passent dans la même masse d'eau mais influent différemment sur la qualité de l'eau. La première étape concerne les eaux d'entrée et modifie par un mélange (entraînement) les variables dans les couches de la retenue. La deuxième étape concerne l'évolution de la qualité des eaux de la retenue et reçoit l'influence de la première étape par les apports du flux d'entrée. Le modèle de qualité de l'intrusion concerne la seule première étape.

Les variables (température, oxygène dissous, ammonium et matière organique en suspension) correspondent aux valeurs d'entrée par le fleuve. Pendant le parcours de l'intrusion dans la retenue, la matière organique de cette intrusion se mélange avec celle de la retenue. A l'instar du modèle de dégradation de la retenue, trois types de matière organique sont définis; le premier correspondant au même type que *SOM* (C_1), le deuxième que *VEG1* (C_2) et le troisième que *VEG2* (C_3). Les variables C_2 et C_3 sont calculées à partir des valeurs de *VEG1* et de *VEG2* des couches traversées par l'intrusion. Ces valeurs sont converties en concentration de matière organique. Nous supposons que les concentrations sont homogènes dans les couches horizontales. C_1 correspond à la matière organique en suspension dans les eaux du fleuve; cette matière est soumise à la sédimentation lors de la pénétration dans la retenue, ainsi qu'à la dégradation.

Les variables d'entrée (température, oxygène dissous, ammonium et matière organique en suspension) du modèle unidimensionnel vertical de la retenue sont déterminées en introduisant les modifications apportées par la dégradation dans le flux. Les variables *VEG1* et *VEG2* des couches de la retenue ne sont pas soumises à des modifications. Cela suppose que les concentrations C_2 et C_3 sont en état stationnaire. Nous sommes conscients de la simplicité résultant de cette hypothèse forte et qui ne représente qu'un premier essai de la modélisation de la qualité de l'eau de l'intrusion du flux. Toutefois, l'adoption de cette approche est soutenue par les informations obtenues à partir des données mesurées qui estiment que la consommation d'oxygène effectuée par le modèle d'intrusion du fleuve est cohérente avec ce qui se passe dans le système (voir encadré). Dans l'avenir, le développement d'une approche plus mécaniste pourra apporter des informations intéressantes sur le système.

Au 27 mai 1986 (étiage), les eaux du Tocantins sont froides (écoulement au fond de la retenue) et l'hypolimnion à la station M1 est en anaérobiose. Dans ces conditions, le flux arrivant à M1 ne peut pas apporter de l'oxygène; en effet, pour que l'eau hypolimnique à M1 continue en anaérobiose, l'apport en oxygène dans ces couches doit être proche de zéro. Ainsi, l'apport d'oxygène mesuré à M5 doit être consommé pendant le déplacement longitudinal du flux. Les données mesurées indiquent que cette consommation doit atteindre environ 7 000 tO₂ et le modèle effectue une consommation de 6 800 tO₂.

5.6 Le modèle trois boîtes

L'approche trois boîtes vise à prendre en compte les modifications de la qualité de l'eau selon la dimension longitudinale. Ainsi, nous avons discrétisé horizontalement la retenue en trois boîtes. Nous avons choisi le nombre de segments selon la disponibilité de stations d'échantillonnage. La localisation et la forme des boîtes ont été choisies en fonction de la morphométrie de la retenue et de l'emplacement des stations d'échantillonnage (Figure 5.4). Les stations fournissent des informations sur les conditions initiales pour chaque boîte.

Dans chaque boîte, nous allons appliquer le modèle unidimensionnel décrit précédemment. Ainsi, pour procéder aux calculs des volumes dans chaque couche de la discrétisation verticale du modèle, nous avons considéré une section géométrique théorique car les données morphométriques des boîtes isolées ne sont pas disponibles. Une section transversale triangulaire a été adoptée car elle permet de bien représenter la déclivité faible du terrain. La profondeur maximale correspond à celle de la station d'échantillonnage placée dans chaque boîte (M4, M3 et M1). La surface maximale de chaque boîte a été calculée de manière que la somme des volumes des trois puisse représenter le temps de séjour de l'eau dans la retenue (Figure 5.4).

La simulation de la retenue discrétisée en boîtes nécessite la connaissance de la distribution des vitesses à l'interface de ces boîtes, ce qui représente un problème difficile à résoudre. En outre, compte tenu de la représentation verticale, les boîtes ne forment pas un ensemble continu; la profondeur change à l'interface. Ainsi, les variables (température, oxygène etc.) doivent se propager d'une boîte à l'autre suivant un critère empirique ce qui ajoute une incertitude supplémentaire à la modélisation.

Ce transfert des variables (température et concentrations) se fait en supposant qu'il existe une affinité entre le profil de sortie d'une boîte et le profil d'entrée de la boîte suivante (Figure 5.5).

Un inconvénient concernant la discrétisation du modèle trois boîtes est lié à la variation du niveau d'eau. Les volumes déplacés lors d'une variation du niveau sont différents pour chaque boîte. Ainsi, pour conserver la continuité des débits au long de la retenue, nous allons travailler, pendant la durée de la simulation, avec un niveau d'eau fixé à la cote 72 m. Cette supposition peut apporter des erreurs relativement forts lors d'un marnage important (pendant l'année de

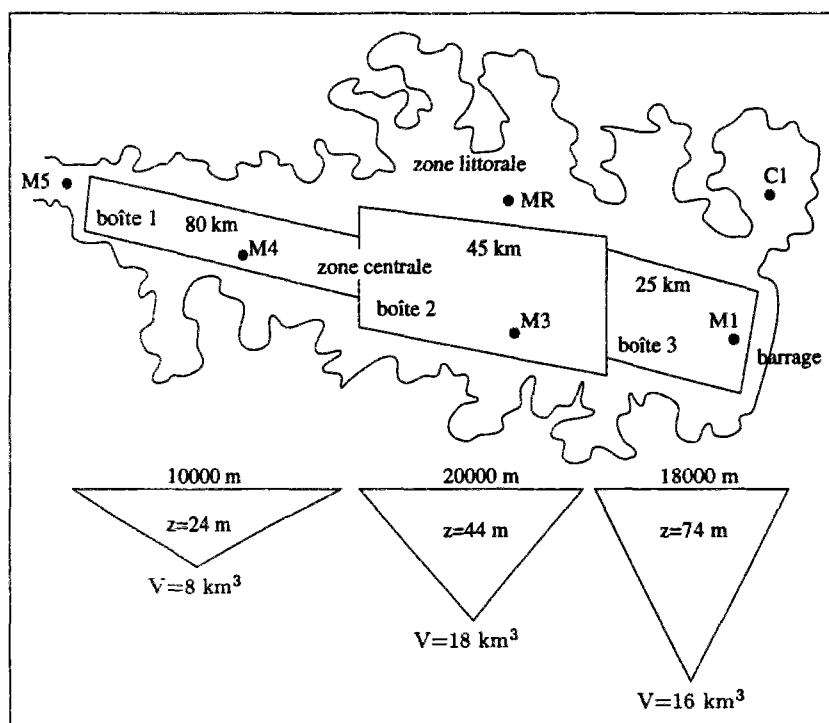


FIG. 5.4 - *Discretisation longitudinale de la retenue de Tucuruí, sections des boîtes, et leur volume. M5, M4, M3, M1 représentent les stations d'échantillonnage.*

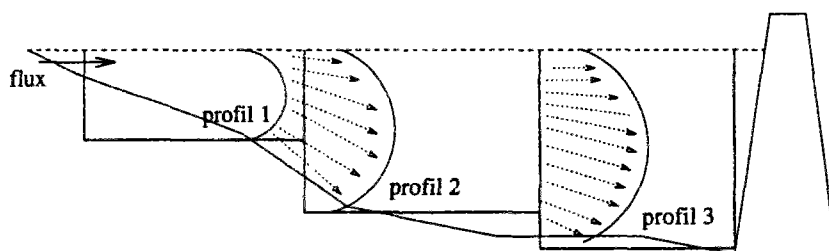


FIG. 5.5 - *Schéma d'une section longitudinale de la retenue discrétisée en trois boîtes et la propagation des profils des variables d'état entre ces boîtes.*

calage, le marnage a été de 2,7 m et le volume déplacé d'environ 10% du volume de la retenue).

La distribution verticale des vitesses, ou des débits, en chaque boîte est simulée par le modèle avec intrusion du flux décrit précédemment. Aux interfaces des boîtes, nous pouvons disposer des caractéristiques du flux: épaisseur et répartition des vitesses; ces valeurs nous permettent de calculer le nombre de couches concernées par l'intrusion d'eau et les débits par couche.

En raison des volumes réduits de chaque boîte, par rapport au volume total de la retenue, l'utilisation des débits entraînés dans ce modèle pose des problèmes numériques qui ne peuvent pas être résolus avec nos moyens informatiques. Ainsi, la distribution des vitesses est déterminée par le modèle d'intrusion sans prendre en compte l'entraînement. Le mélange provoqué par la dispersion en crue dans chaque boîte compense le mélange dû à l'entraînement.

5.7 Le flux de sortie

La distribution des flux de sortie (turbinés et déversés) est effectuée de manière identique dans le modèle unidimensionnel d'intrusion du flux et dans le modèle trois boîtes (uniquement dans la troisième boîte).

L'approche proposée (Hocking *et al.*, 1988) se caractérise par deux hypothèses:

- Les variations de la longueur de la retenue n'influent pas dans le calcul des volumes sous-tirés.
- Le volume sous-tiré est faiblement dépendant du gradient de densité dans la colonne d'eau: la stratification n'intervient pas dans la détermination de la distribution des flux de sortie.

La première hypothèse est confortée par le fait que la longueur de la retenue de Tucurui est importante par rapport à la largeur du barrage (rapport ≈ 75). Les variations de longueur pouvant avoir lieu lors d'un marnage auront peu d'influence sur la zone des flux de sortie comprise dans un rayon qui se rapproche de la largeur des structures de sous-tirage (Hocking *et al.*, 1988).

L'influence de la deuxième hypothèse sur les résultats du modèle a été testée par deux simulations différentes. L'une employant la formulation avec cette hypothèse, et l'autre employant une formulation où les effets de la stratification sur la distribution des flux de sortie sont pris en compte (Imberger, 1980). Les résultats sont similaires, aucune différence ne justifie le rejet de l'hypothèse formulée.

Les structures de sortie (déversoir et turbines) à Tucurui ont une dimension transversale importante (1 km) par rapport à la largeur de la retenue aux environs du barrage (2 km). Dans ce cas, les formulations pour la détermination de l'épaisseur du sous-tirage correspondent à celles d'un sous-tirage qui se comporte comme une sortie linéaire (Imberger, 1980; Hocking *et al.*, 1988).

La valeur de l'épaisseur de la zone de sortie δ (Figure 5.6) dépend du rapport:

$$\frac{Q}{(BNL^2k_{min}^2)^{\frac{1}{2}}} \quad (5.43)$$

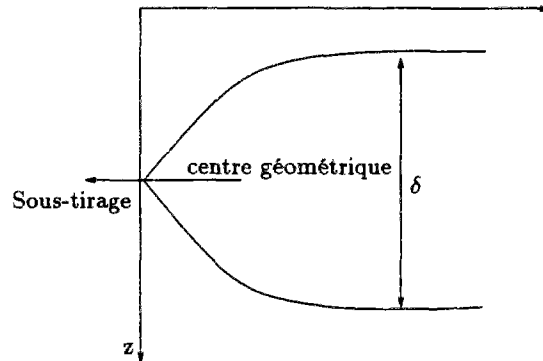


FIG. 5.6 - Schéma de la zone de sous-tirage par les turbines et le déversoir.

Si ce rapport est supérieur ou égale à 1, la valeur de l'épaisseur est déterminée par l'expression:

$$\delta = 4 \left(\frac{Q}{BN} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (5.44)$$

Dans le cas d'un rapport (équation 5.43) inférieure à 1, la valeur de l'épaisseur devient:

$$\delta = 5,6LG_r^{-\frac{1}{6}} \quad (5.45)$$

$$G_r = \frac{L^4N^2}{k_{min}^2} \quad (5.46)$$

Où

Q = débit de sortie

B = largeur de la retenue

N = fréquence moyenne de Brünt-Väisälä

L = longueur de la retenue

k_{min} = coefficient de dispersion minimal

La valeur de la fréquence moyenne de Brünt-Väisälä est déterminée selon l'équation:

$$N = \sqrt{\frac{g \Delta \rho}{z \rho_w}} \quad (5.47)$$

Où

- g = accélération de la gravité
- z = profondeur de la retenue
- $\Delta\rho$ = gradient de densité entre le fond et la surface de la retenue
- ρ_w = masse spécifique de l'eau

Le flux de sortie est calculé selon la distribution des vitesses dans l'épaisseur du sous-tirage. La vitesse maximale est déterminée dans l'axe du centre géométrique de la structure du sous-tirage (Figure 5.6) selon l'équation:

$$v_{max} = \frac{2Q}{B\delta} \quad (5.48)$$

Les vitesses dans les couches situées à l'intérieur de l'épaisseur du sous-tirage sont distribuées selon l'équation:

$$v_i = 0,5v_{max} \left(1 + \cos \pi \frac{2(z_c - z_i)}{\delta} \right) \quad (5.49)$$

Où

- z_c = profondeur du centre géométrique du sous-tirage
- z_i = profondeur de la couche i

5.8 Les différences dans la représentation des modèles

Nous avons proposé deux types de modèle pour décrire l'évolution de la qualité de l'eau dans l'axe longitudinal. Chacun de ces modèles peut représenter le système avec un certain nombre d'incertitudes. Les deux, ayant un concept distinct l'un de l'autre, ont des structures différentes ce qui engendre un mode de fonctionnement également différent.

Les caractéristiques de fonctionnement de chaque modèle déterminent la paramétrisation de leurs formulations. Ainsi, nous retrouverons des différences dans les valeurs calées des paramètres (voir paragraphe 5.9), en fonction des spécificités de chaque modèle. Dans le cadre ci-dessous, nous énonçons les caractéristiques qui distinguent les deux modèles.

Modèle trois boîtes	Modèle unidimensionnel
la retenue est représentée par trois corps isolés, de profondeurs et de volumes différents	la retenue est représentée par une masse d'eau unique
la forme des boîtes est représentée par des sections transversales triangulaires, ce qui altère le temps de séjour des couches, surtout au fond	la forme de la retenue est représentée par les données topographiques mesurées sur le site
l'évolution de la qualité de l'eau d'entrée (axe longitudinal) et celle de la retenue sont simulées simultanément, dans un seul volume	la simulation de la qualité de l'eau d'entrée est découplée de la simulation de la retenue; l'évolution est faite en deux étapes et en volumes différents
il existe une discontinuité des profondeurs à l'interface des boîtes et donc dans le transfert des flux et des concentrations	il n'existe pas de discontinuité
l'entraînement provoqué par le flux d'entrée n'est pas pris en compte	l'entraînement est pris en compte
les échanges thermiques ayant lieu dans la colonne d'eau au long de la retenue sont incorporés dans le flux d'entrée	ces échanges ne sont que partiellement introduits dans le flux d'entrée à travers l'entraînement

5.9 Le calage des modèles

La modélisation expérimentale, mise en œuvre dans notre étude, est une méthode pour tester et critiquer la structure et les formulations du modèle. Les boucles I et II (**choix d'une équation - test du modèle**), présentées dans la Figure 1.2, synthétisent cette méthode, qui est proche de celle de Beck (Beck, 1983b) lorsqu'il préconise une concentration des efforts pendant l'étape d'identification du modèle. En ce sens, Beck insiste sur la différence entre le calage et l'estimation des paramètres. Le calage doit être pris comme un moyen de critiquer le modèle au regard des résultats obtenus et non comme une procédure de choix (estimation) de paramètres, ce qui suppose *a priori* que le modèle représente correctement le système.

La méthode de calage la plus couramment utilisée pour les modèles des systèmes aquatiques est la variation des paramètres (et modifications des formulations) et la comparaison qualitative entre les résultats et les mesures (Reckhow & Chapra, 1983). Ce type de calage est fort subjectif car la seule observation visuelle des profils déterminera le meilleur ensemble de paramètres. En outre, le travail devient très délicat et long lorsque le nombre de paramètres est grand et qu'il existe une inter-dépendance entre eux. Cependant, la subjectivité de ce calage correspond aux besoins d'une modélisation expérimentale. Elle rejoint également la conception de Beck pour qui le modélisateur doit avoir une grande connaissance des formulations du modèle et une forte expérience quant à l'interprétation de leur influence sur les résultats. La manipulation des paramètres des équations favorise le développement d'un regard critique sur le modèle (Reckhow & Chapra, 1983; Beck, 1983b; Jørgensen, 1990b).

Pour faciliter le calage qualitatif et pour pouvoir comparer la performance du modèle d'un jour à l'autre, nous utilisons un critère calculé à partir du carré de la différence entre les résultats du modèle et les valeurs mesurées sur le site. Cet écart quadratique est cumulé sur la profondeur et sur le temps. Ce critère ne prétend pas une évaluation dans l'absolu du modèle mais plutôt une comparaison entre les simulations. Le décalage ainsi calculé se rapproche du critère de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970), souvent employé dans le calage des modèles en hydrologie. Un critère qui emploie également le décalage quadratique, bien que moins pénalisant que le notre puisqu'il travaille avec la moyenne des concentrations, a été utilisé dans l'évaluation d'un modèle thermique appliqué à plusieurs lacs (Hondzo & Stefan, 1993).

La sensibilité du modèle vis à vis des paramètres a été estimée d'après les variations des résultats du modèle face à une modification de $\pm 20\%$ de la valeur de chaque paramètre (Jørgensen, 1988).

Nous rappelons que le calage du modèle est effectué d'après les données mesurées à la station M1, proche du barrage. Ainsi, pour le modèle trois boîtes, les paramètres des deux premières boîtes sont également calés en fonction des résultats de la troisième.

5.9.1 Modèle thermique

L'analyse de sensibilité des paramètres de ce modèle a été faite sur les formulations du bilan thermique et du coefficient de dispersion. Les paramètres sensibles sont indiqués dans le Tableau 5.1. Le calage de cet ensemble de paramètres a été effectué sur la base des résultats des profils thermiques.

Pour l'ensemble des paramètres du Tableau 5.1, l'erreur quadratique pour les profils thermiques du modèle trois boîtes (Figure 5.7) est inférieure à celle du modèle unidimensionnel (Figure 5.8). Ces figures montrent que l'erreur par jour (barres) est plus important en crue qu'en étiage. Le modèle représente bien le phénomène de brassage des eaux en crue (Figure 5.11) mais le décalage entre les températures mesurées et calculées est plus fort pendant cette période que celui déterminé pendant la stratification en étiage. Pour certaines dates, le même décalage est présent dans les deux modèles, ce qui indique qu'il n'est pas forcément lié à la manière de décrire l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau.

Paramètres	Définition	unidimensionnel	3 boîtes
Cc	const. du vent en pluie (c. latente)(Pa ⁻¹)	2,45 10 ⁻¹¹	2,9 10 ⁻¹¹
Ce	const. du vent en sécheresse (c. latente)(Pa ⁻¹)	2,45 10 ⁻¹¹	2,7 10 ⁻¹¹
cb	constante de Bowen (chaleur sensible)(°C ⁻¹)	0,61 10 ⁻³	0,61 10 ⁻³
C_{vent}	constante du vent (couche de mélange)	2,41	2,41
σ	coefficient de la fonction de stabilité	0,7	0,7
C_d	coefficient du frottement du vent	3,18 10 ⁻³	3,18 10 ⁻³
$coefmax$	coefficient de dispersion maximale (m ² s ⁻¹)	9,0 10 ⁻⁴	9,0 10 ⁻⁴
$coefmin$	coefficient de dispersion minimale (m ² s ⁻¹)	9,0 10 ⁻⁷	9,0 10 ⁻⁷
q_0	paramètre du coefficient de dispersion	5,0 10 ³	5,0 10 ³

TAB. 5.1 - Valeur de calage des paramètres des formulations du bilan thermique et du coefficient de dispersion pour le modèle unidimensionnel et pour le modèle trois boîtes.

Les valeurs calées des paramètres (Tableau 5.1) sont dans la gamme des valeurs de la littérature (Henderson-Sellers, 1984). Bien que le concept et la structure des modèles soient différents, les valeurs de calage sont identiques pour la plupart des paramètres. Seules les valeurs du Cc (constant du vent en saison des pluies dans la formulation de la chaleur latente) et du Ce (constant du vent en saison sèche dans la formulation de la chaleur latente) ont changé d'une approche à l'autre. Les valeurs du modèle trois boîtes, plus fortes que celles du modèle unidimensionnel, indiquent qu'une perte de chaleur par les phénomènes d'évaporation doit être plus intense pendant la saison des pluies que la perte de chaleur pendant la saison sèche. Les caractéristiques de ce modèle, notamment la simulation effectuée avec un niveau d'eau fixé et un

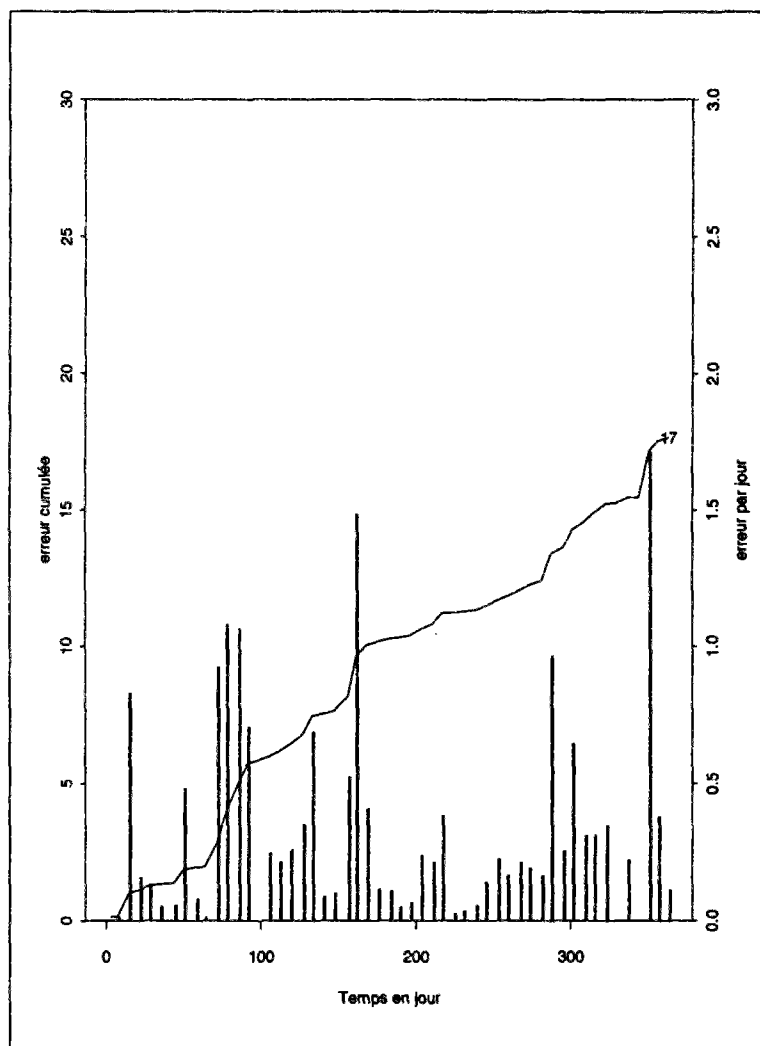


FIG. 5.7 - Evolution des erreurs de la température simulée par le modèle trois boîtes. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite), et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.

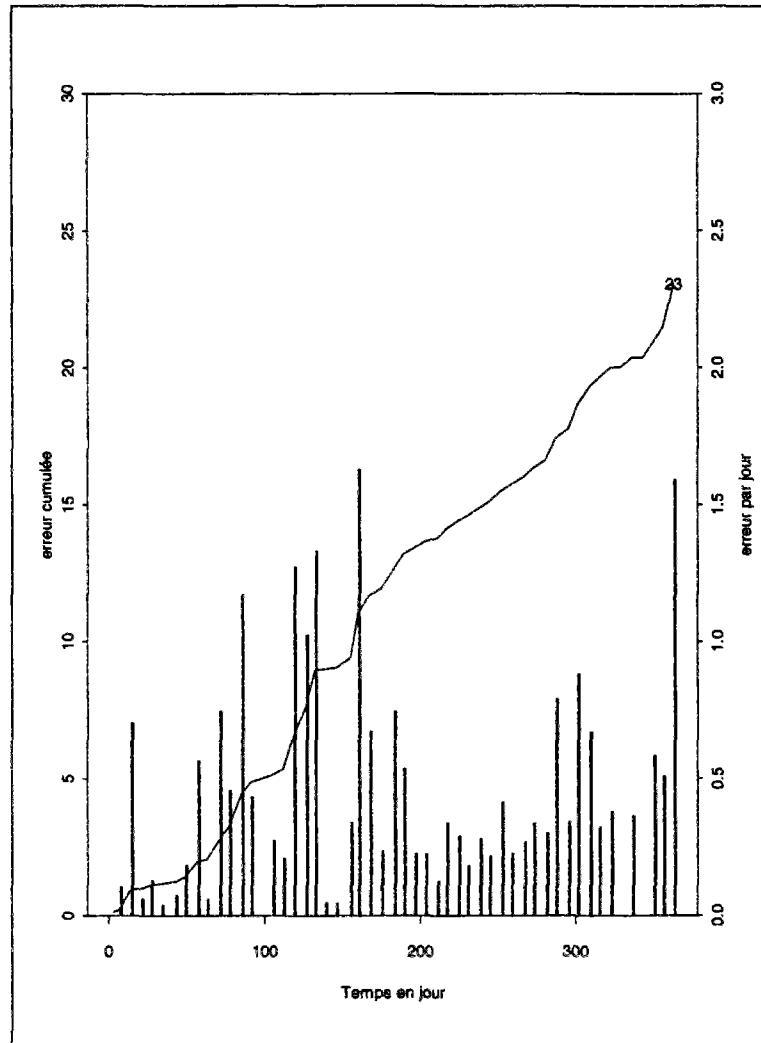


FIG. 5.8 - Evolution des erreurs de la température simulée par le modèle unidimensionnel. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite), et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.

entraînement nul, peuvent engendrer des modifications dans les échanges de chaleur.

Le mélange vertical

La dispersion verticale joue un rôle important dans la distribution des variables dans la colonne d'eau. Le coefficient de dispersion maximal contrôle le mélange en crue alors que le coefficient minimal contrôle l'établissement d'une thermocline stable en étiage. Les valeurs des coefficients de dispersion des variables chimiques ont été majorés par rapport au coefficient de dispersion thermique. Cela a entraîné de meilleurs résultats de profil des variables chimiques. Nous avons calé une majoration égale à 3 pour l'oxygène, pour l'ammonium et pour la DCO.

L'homogénéisation verticale au fond de l'hypolimnion, observée dans les profils mesurés de température, ainsi que dans les profils des variables chimiques, peut être provoquée par une dispersion plus forte dans ces couches⁴. L'augmentation des coefficients de dispersion dans l'hypolimnion permet au modèle de mieux reproduire ces profils. Cette croissance de la dispersion dans l'hypolimnion est importante à Tucuruí, où les flux d'entrée et de sortie provoquent de la turbulence lors d'un écoulement au fond, augmentant la dispersion dans ces couches (Fischer *et al.*, 1979).

5.9.2 Modèle de dégradation

Les vitesses des processus, calées sur la base des résultats d'oxygène dissous, d'ammonium et de DCO, sont présentées aux tableaux 5.2 et 5.3 (voir tableau 4.1 pour la définition des paramètres). Le tableau 5.5 montre les vitesses employées dans le modèle de dégradation du flux d'entrée (voir annexe E pour la définition des paramètres).

Les vitesses de dégradation de la matière organique *VEG1* (feuilles et litière) sont inférieures d'un ordre de grandeur à celles retrouvées dans la littérature, qui varient entre $3 \cdot 10^{-3}$ et $8 \cdot 10^{-3} \text{ j}^{-1}$ (paragraphe 2.4). Cet écart peut être expliqué, en partie, par les différences entre le biote du système simulé et celui dans lequel les essais pour connaître les vitesses des processus chimiques et biologiques ont été réalisés. Le modèle simule un système naturel, avec les limitations de température et de facteurs chimiques qui agissent sur les processus de dégradation. Les systèmes créés en laboratoire sont souvent optimaux, parfois avec la seule limitation de l'un de ces facteurs; dans des conditions moins contraignantes, où les décomposeurs sont soumis à peu de limitation sur leur activité, les vitesses sont souvent plus fortes.

Le manque d'informations sur les vitesses de dégradation des troncs (*VEG2*) rend difficile la vérification du modèle. La différence retrouvée entre μ_{11max} et μ_{21max} varie entre un et deux ordres de grandeur. La comparaison avec d'autres modèles est difficile, compte tenu de la manière dont chacun décrit le système et des différences entre les matières organiques simulées. Nous pouvons citer l'exemple de deux modèles qui décrivent la dégradation de différents types

4. L'occurrence d'une défaillance de mesures provoquée par la dérive du câble de la bouteille d'échantillonnage est également envisageable. Il en résulte une homogénéité apparente des concentrations dans le fond.

Vitesses	1 ^{ère} et 2 ^{ème} boîtes	3 ^{ème} boîte	Unité
μ_{11max}	$8,2 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	j^{-1}
μ_{12max}	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$0,5 \cdot 10^{-4}$	j^{-1}
μ_{21max}	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$6,9 \cdot 10^{-6}$	j^{-1}
μ_{22max}	$0,9 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	j^{-1}
μ_d	$1,7 \cdot 10^{-8}$	$1,7 \cdot 10^{-8}$	j^{-1}
$k_{rel_{max}}$	0,47	0,47	$gN-NH_4 \cdot m^{-2}j^{-1}$
kn	$3,5 \cdot 10^{-1}$	$3,5 \cdot 10^{-1}$	j^{-1}
$ksed_{max}$	$7,5 \cdot 10^{-2}$	-	j^{-1}
ka	0,36	0,36	$m^{1/2} j^{-1/2}$

TAB. 5.2 - Valeurs de calage des vitesses employées dans le modèle de dégradation pour l'approche trois boîtes.

de matière organique par une cinétique de premier ordre:

- Le modèle de Delft Hydraulics (Delft Hydraulics, 1988) décrit l'évolution de trois types de matière organique dont les vitesses de dégradation aérobie varient entre $7 \cdot 10^{-2} j^{-1}$ et $3 \cdot 10^{-4} j^{-1}$. La plus forte vitesse correspond à la dégradation du phytoplancton, qui n'est pas pris en compte dans notre modèle. La vitesse plus faible correspond à la dégradation de la matière non labile des feuilles et de la litière; cette vitesse est très proche de celle utilisée pour la dégradation de VEG1 (μ_{11max}). En ce qui concerne les troncs, Delft Hydraulics ne les prend pas en compte, supposant que leur vitesse de dégradation est tellement faible que ce processus est négligeable compte tenu de l'échelle du temps du modèle.
- Le modèle de Thérien et Spiller (Thérien & Spiller, 1981) considère une quantité initiale de *matière brute* (total de troncs, branches et feuilles) qui subit la fragmentation, suivie de la décomposition par les champignons, puis la minéralisation par les bactéries. De cette manière, ils partagent les vitesses dans le modèle par type de processus et non par type de matière organique. Les vitesses, variant entre $10^{-2} j^{-1}$ et $10^{-3} j^{-1}$, représentent alors une moyenne estimée à partir des vitesses de dégradation des troncs, des branches, et des feuilles.

Les vitesses de dégradation aérobie sont environ 5 fois plus fortes que celles en anaérobie, ce qui représente convenablement les différences entre les cinétiques des processus de dégradation dans ces deux milieux (Saunders, 1976).

La vitesse de transfert entre VEG2 et VEG1 (μ_d), ainsi que le coefficient *lyse* sont très faibles. Tous les deux représentent des processus dont l'évaluation s'appuie plus sur la théorie que sur l'expérimentation.

Vitesses	unidimensionnel	Unité
μ_{11max}	$3,0 \cdot 10^{-4}$	j^{-1}
μ_{12max}	$0,6 \cdot 10^{-4}$	j^{-1}
μ_{21max}	$5,6 \cdot 10^{-6}$	j^{-1}
μ_{22max}	$1,1 \cdot 10^{-6}$	j^{-1}
μ_d	$1,7 \cdot 10^{-8}$	j^{-1}
$krel_{max}$	0,5	$gN-NH_4 \cdot m^{-2}j^{-1}$
kn	$3,5 \cdot 10^{-1}$	j^{-1}
ka	0,36	$m^{1/2} j^{-1/2}$

TAB. 5.3 - Valeurs de calage des vitesses employées dans le modèle de dégradation pour l'approche unidimensionnelle.

Coefficients	Valeur	Unité
$lyse$	0,0001	-
no_1	0,02	gN/gO_2
no_2	0,0067	gN/gO_2
on	4,57	gO_2/gN
$ksnit$	0,2	$gN-NH_4 \cdot m^{-3}$
$ksnox$	2,0	$gO_2 \cdot m^{-3}$
θ	1,08	-

TAB. 5.4 - Valeurs des coefficients employés dans le modèle de dégradation.

La vitesse de nitrification (kn) se situe dans la limite supérieure des valeurs de la littérature (Annexe B, paragraphe B.7). Il est clair que le processus de consommation biologique d'ammonium a implicitement influencé l'augmentation de cette vitesse lors du calage.

Le relargage benthique représente plusieurs processus qui dégagent de l'ammonium ce qui explique la valeur élevée de la vitesse $krel_{max}$. Dans le chapitre 6, nous discuterons les aspects biogéochimiques de ce paramètre.

Les coefficients et les concentrations de demi-saturation (Tableau 5.4) ont été obtenus dans la littérature. Les valeurs de θ et de on sont fixes. Les valeurs de no_1 et de no_2 auraient pu éventuellement être encore affinées, mais nous préférons adopter les valeurs issues des essais et des analyses effectués sur la végétation amazonienne (Annexe C); en préservant ces valeurs faibles, nous savons que le taux de relargage benthique d'ammonium est augmenté mais, en revanche, les flux d'ammonium partant de la dégradation de la végétation immergée calculés par le modèle sont plus fiables. En outre, le flux de relargage benthique nous servira d'indication de

Vitesses	Modèle du flux	Unité
k_1max	$1,0 \cdot 10^{-3}$	j^{-1}
k_2max	$1,0 \cdot 10^{-3}$	j^{-1}
k_3max	$3,9 \cdot 10^{-5}$	j^{-1}
$krel_{max}$	0,5	$gN-NH_4 \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$
$ksedmax$	$3,5 \cdot 10^{-2}$	j^{-1}
kn	$3,5 \cdot 10^{-1}$	j^{-1}

TAB. 5.5 - Valeurs de calage des vitesses employées dans le modèle de dégradation du flux d'entrée.

l'importance d'autres sources ou processus implicitement pris en compte dans le modèle.

Les erreurs quadratiques montrent que le décalage entre les mesures et les résultats de l'oxygène est plus fort pour le modèle trois boîtes (Figure 5.9) que pour le modèle unidimensionnel (Figure 5.10). Le décalage par jour (barres) est très faible en crue pour le modèle unidimensionnel, et montre une régularité dans l'année pour le modèle trois boîtes. Le pic au début de l'étiage (jour 160) est présent dans les deux modèles; il est conséquence du décalage également constaté pour la température à cette même date.

5.10 Les résultats

L'analyse des résultats est illustrée par deux dates de mesures par saison (crue et étiage). L'ensemble composé de toutes les dates peut être consulté dans l'Annexe F. Les mesures disponibles concernent la température, l'oxygène dissous et l'ammonium; à titre complémentaire, nous présentons la DCO, qui est comparée aux résultats de la matière organique SOM (exprimée en $mg \text{ O}_2 \text{ l}^{-1}$) auxquels s'ajoute la concentration d'ammonium (convertie en $mg \text{ O}_2 \text{ l}^{-1}$ par le coefficient on).

Globalement, le modèle reproduit correctement le comportement des variables d'état. Les bons résultats permettent de valider les hypothèses établies pour la construction du modèle. L'évolution annuelle est bien représentée par les périodes de stratification et déstratification; cet aspect est essentiel pour la simulation de la qualité de l'eau.

Les différentes échelles

Les résultats du modèle sont encore plus performants si l'on considère les difficultés de simuler un système peu stable comme la retenue de Tucurui. Les débits sont très forts face au volume

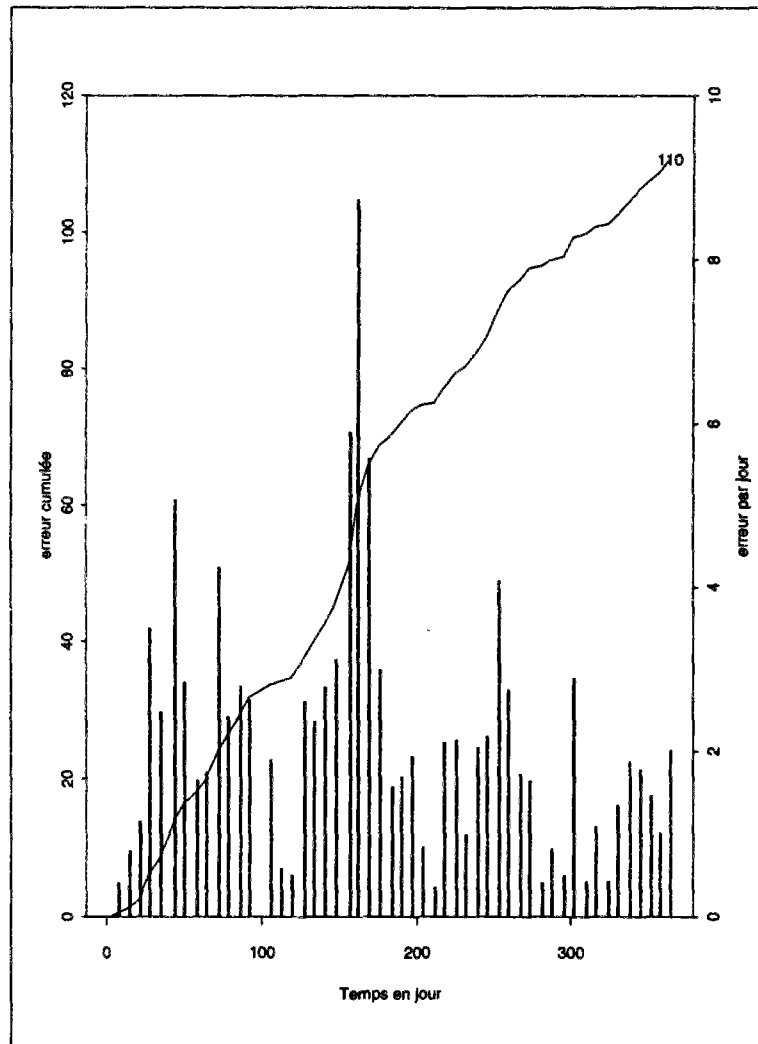


FIG. 5.9 - Evolution des erreurs de l'oxygène dissous simulé par le modèle trois boîtes. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite) et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.

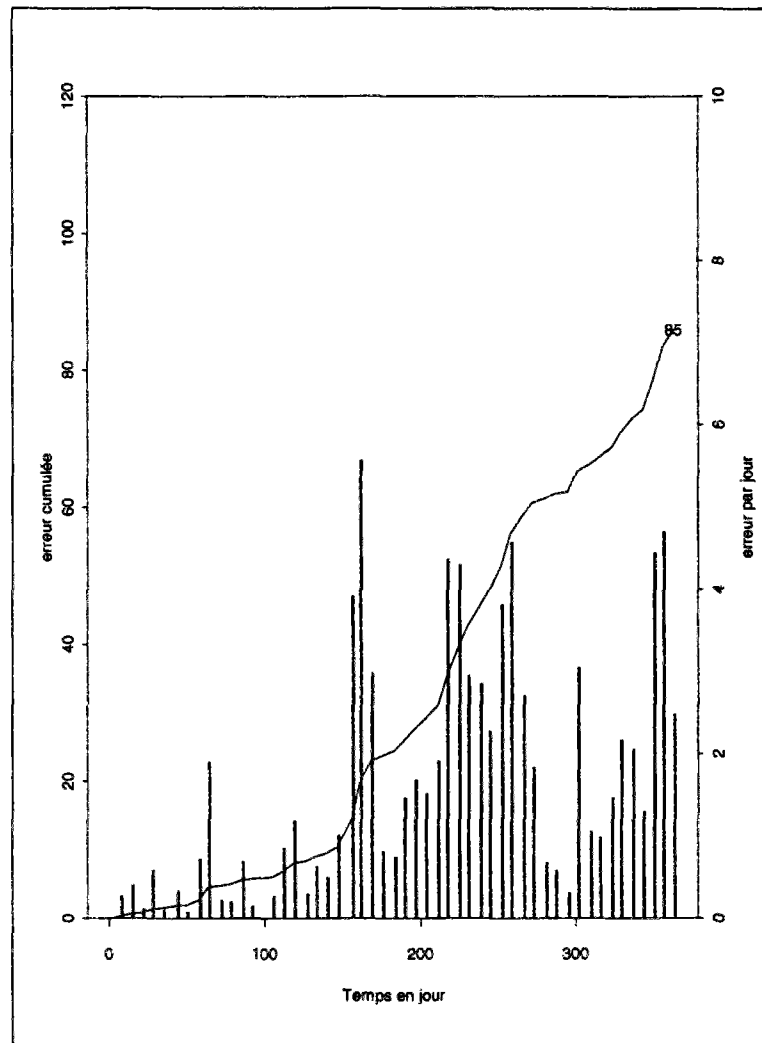


FIG. 5.10 - Evolution des erreurs de l'oxygène dissous simulé par le modèle unidimensionnel. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite) et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.

de la retenue, provoquant très rapidement des modifications dans le système. Nous avons pu constater que **les apports contrôlent le comportement des variables**; des changements de la température d'entrée de l'ordre d'un demi degré peuvent faire complètement basculer la distribution des apports dans la colonne d'eau et altérer l'évolution des variables pendant toute la simulation.

Ces changements ne sont pas compatibles avec l'échelle de temps du modèle (≈ 15 jours)⁵, qui a été conçu sur la base de données des forçages. Les données météorologiques sont disponibles à une fréquence faible par rapport à l'échelle de temps des phénomènes thermiques. La vitesse du vent, par exemple, est une moyenne journalière, ce qui lisse les variations ayant lieu dans la journée, très importantes pour la simulation des mélanges verticaux. Classiquement les données d'entrées sont recueillies à une fréquence plus forte que les mesures utilisées pour le calage; or, à Tucuruí, s'est présenté l'inverse: ces données ont une échelle bi-mensuelle tandis que les mesures en M1 ont une échelle hebdomadaire. Ainsi, les phénomènes se produisant dans une échelle inférieure aux données d'entrée sont difficilement représentés par le modèle. Les résultats sont alors pénalisés lorsqu'ils sont comparés aux mesures en M1.

D'une manière plus générale, les différences entre les échelles de temps et d'espace des données mesurées et celles des résultats des modèles ont toujours représenté une difficulté pour l'évaluation de ces outils mathématiques (Beck, 1983b; Reckhow & Chapra, 1983). Les mesures représentent une situation ponctuelle et instantanée tandis que le modèle travaille avec le volume global de la retenue et représente une tendance moyenne dans le temps (Fedra, 1983). Nous avons constaté dans le paragraphe 3.2.3 que les variations journalières peuvent être importantes: **Deux phénomènes d'échelles différentes se superposent. L'amplitude de l'un pouvant parfois dépasser l'amplitude de l'autre.** Ces remarques doivent alors être prises en compte lors de la comparaison entre les mesures et les résultats.

5.10.1 Température

Les exemples de la Figure 5.11 montrent la bonne précision que le modèle peut atteindre pour la simulation des profils thermiques (voir l'annexe F pour les résultats du modèle trois boîtes). En début d'étiage (27/05/86), le profil est très bien suivi, et la position de la thermocline, bien que difficilement définie sur le profil mesuré, est bien déterminée par le modèle. Cela représente un atout du modèle dans la simulation des systèmes tropicaux, où souvent la thermocline est peu stable mais la barrière thermique existe et influence la formation des chemoclines.

5. Nous différencions ici l'échelle de temps des phénomènes que le modèle est capable de représenter et le pas de temps de simulation du modèle.

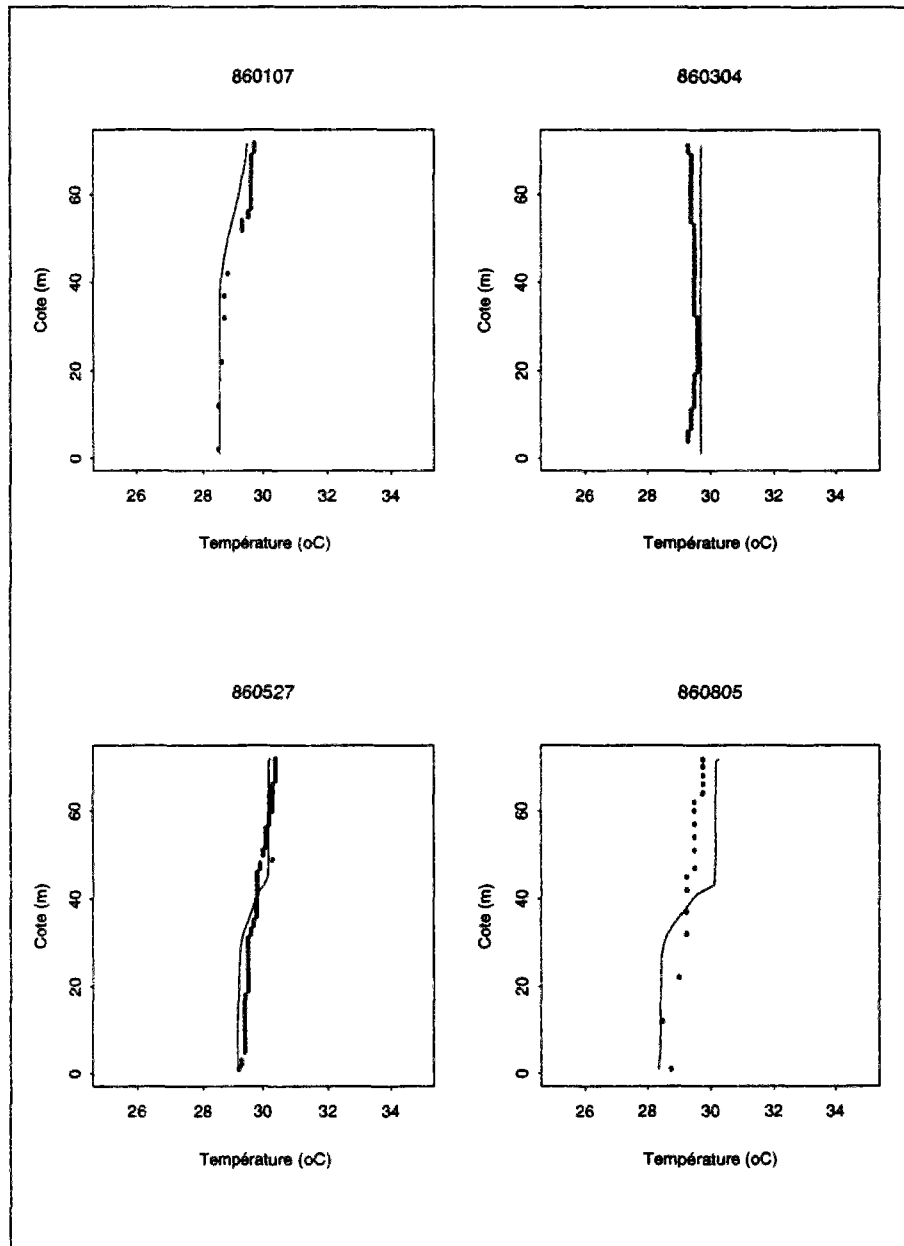


FIG. 5.11 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

5.10.2 Oxygène dissous

Les meilleurs résultats de profils d'oxygène ne correspondent pas nécessairement aux meilleurs profils thermiques. Nous pouvons facilement constater ce comportement dans l'évolution des erreurs (Figures 5.8 et 5.10): les pics des erreurs de température et d'oxygène coïncident rarement. L'accord entre températures calculées et mesurées est moins important pour la modélisation des profils d'oxygène qu'un bon positionnement de la thermocline. La formation de l'oxycline en étiage a lieu dès que des faibles gradients thermiques s'installent. Le modèle suit cette évolution, et la couche anaérobie est très bien simulée (Figure 5.12). L'oxygénation de la colonne d'eau en crue est également reproduite par le modèle. Les deux saisons à Tucurui sont alors bien représentées.

Le modèle trois boîtes a la potentialité de permettre l'évaluation des changements longitudinaux de la qualité de l'eau. La formation d'une couche anaérobie dans les deux premières boîtes amont s'établit plus tard dans l'étiage et est progressive du barrage vers l'amont (Figure 5.13). Ainsi, dans la première boîte, la colonne d'eau reste oxygénée plus long temps que dans les boîtes en aval. L'influence des apports du fleuve est beaucoup plus importante dans la première boîte; les résultats de certains jours montrent que, lors d'une pénétration du flux au fond de la retenue, la concentration en oxygène dans ces couches est plus forte qu'en surface.

5.10.3 Ammonium et DCO

Les profils d'ammonium (Figure 5.14) montrent un bon accord avec les mesures en crue. Pendant cette période, l'oxygénation de la colonne d'eau permet la nitrification de l'ammonium produit par les processus de dégradation de la matière organique. La concentration d'ammonium reste très faible jusqu'à l'établissement de la stratification thermique; à ce moment, l'ammonium commence à s'accumuler dans l'hypolimnion. Le modèle reproduit ce comportement et détermine assez bien la position de la chemocline d'ammonium. Les concentrations en surface pendant cette période de stratification sont également bien représentées.

Pendant la crue, la DCO est constituée principalement de la matière organique SOM car la concentration d'ammonium est très faible. En étiage, les fortes concentrations hypolimniques d'ammonium définissent les profils de la DCO. Les résultats dans ces deux périodes (Figure 5.15) sont assez satisfaisants. Bien que la DCO soit composée d'autres éléments que l'ammonium et la SOM, ces deux variables parviennent à bien la représenter.

5.10.4 Coefficients de dispersion

Compte tenu des formulations simples employées pour le calcul des coefficients de dispersion

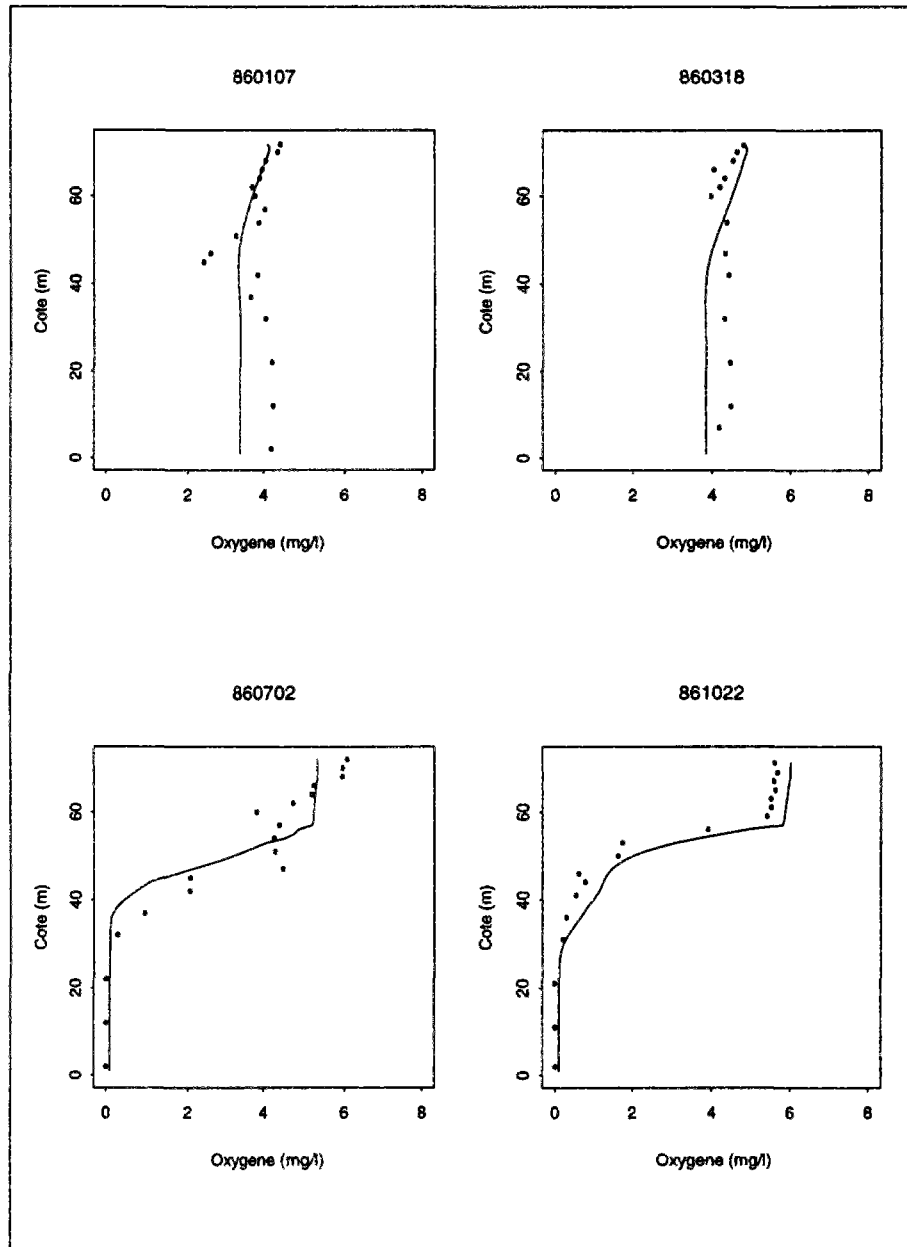


FIG. 5.12 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

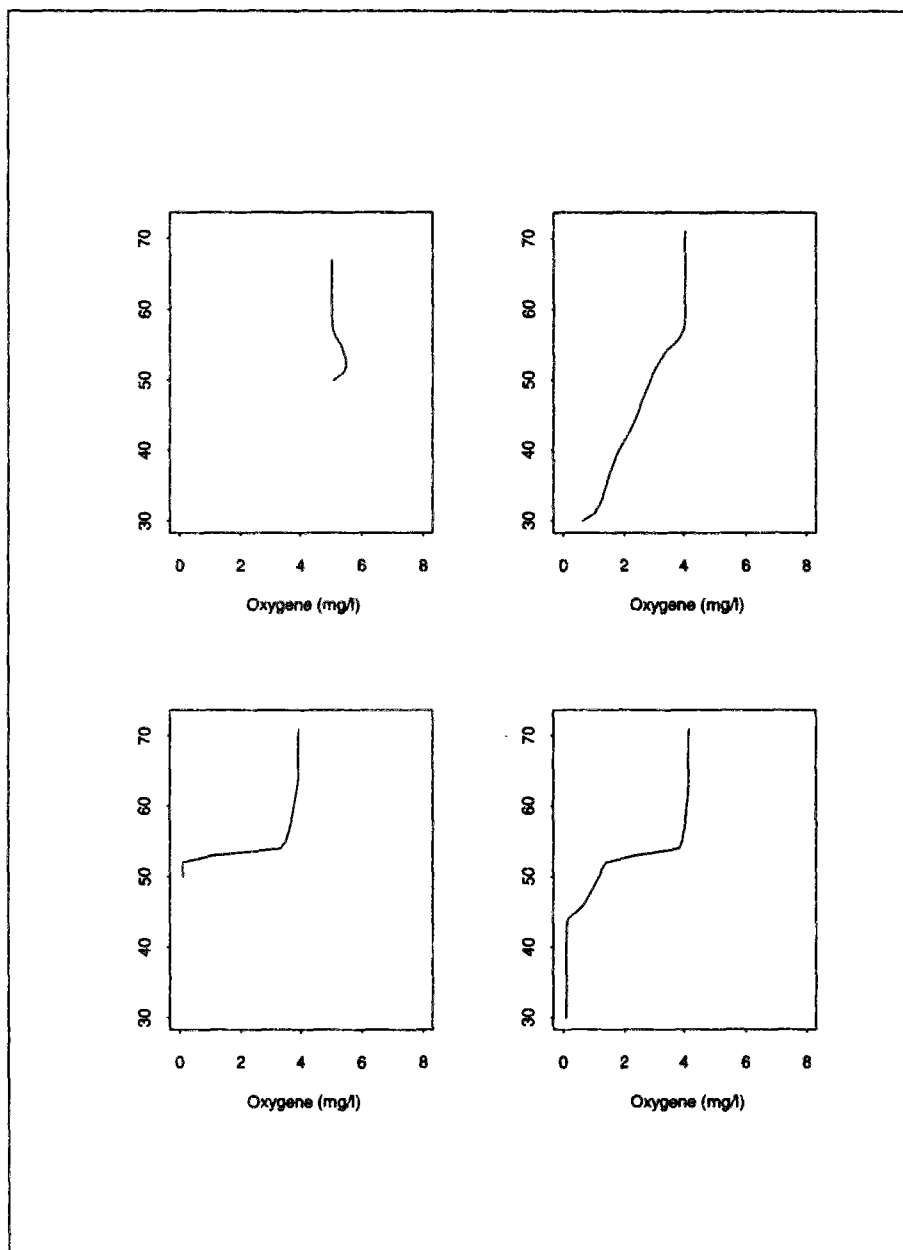


FIG. 5.13 - Profils calculés d'oxygène dissous au 31/05/86 (haut) et au 01/09/86 (bas). La première colonne de la figure concerne la première boîte (cote du fond à 50 m); la deuxième colonne concerne la deuxième boîte (cote du fond à 30 m).

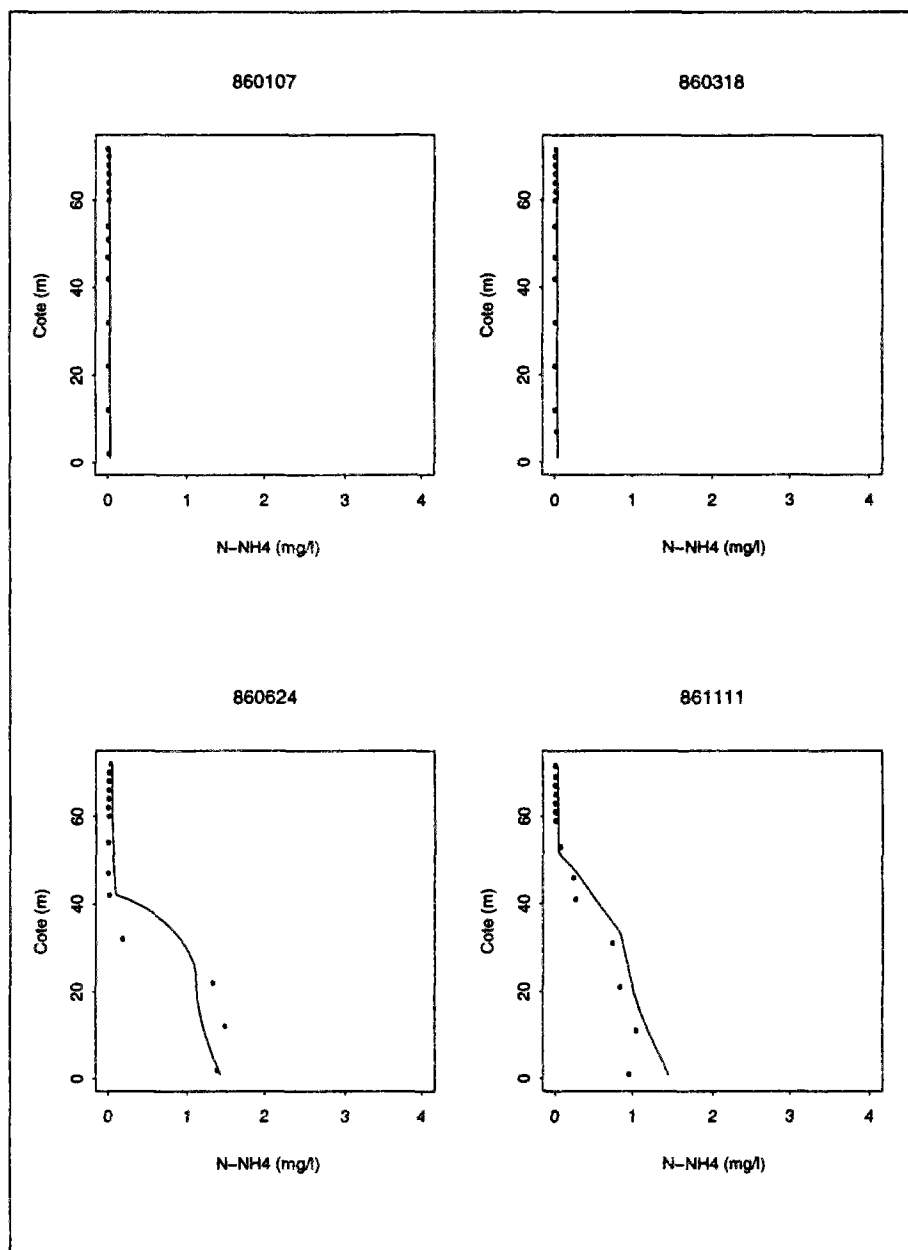


FIG. 5.14 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

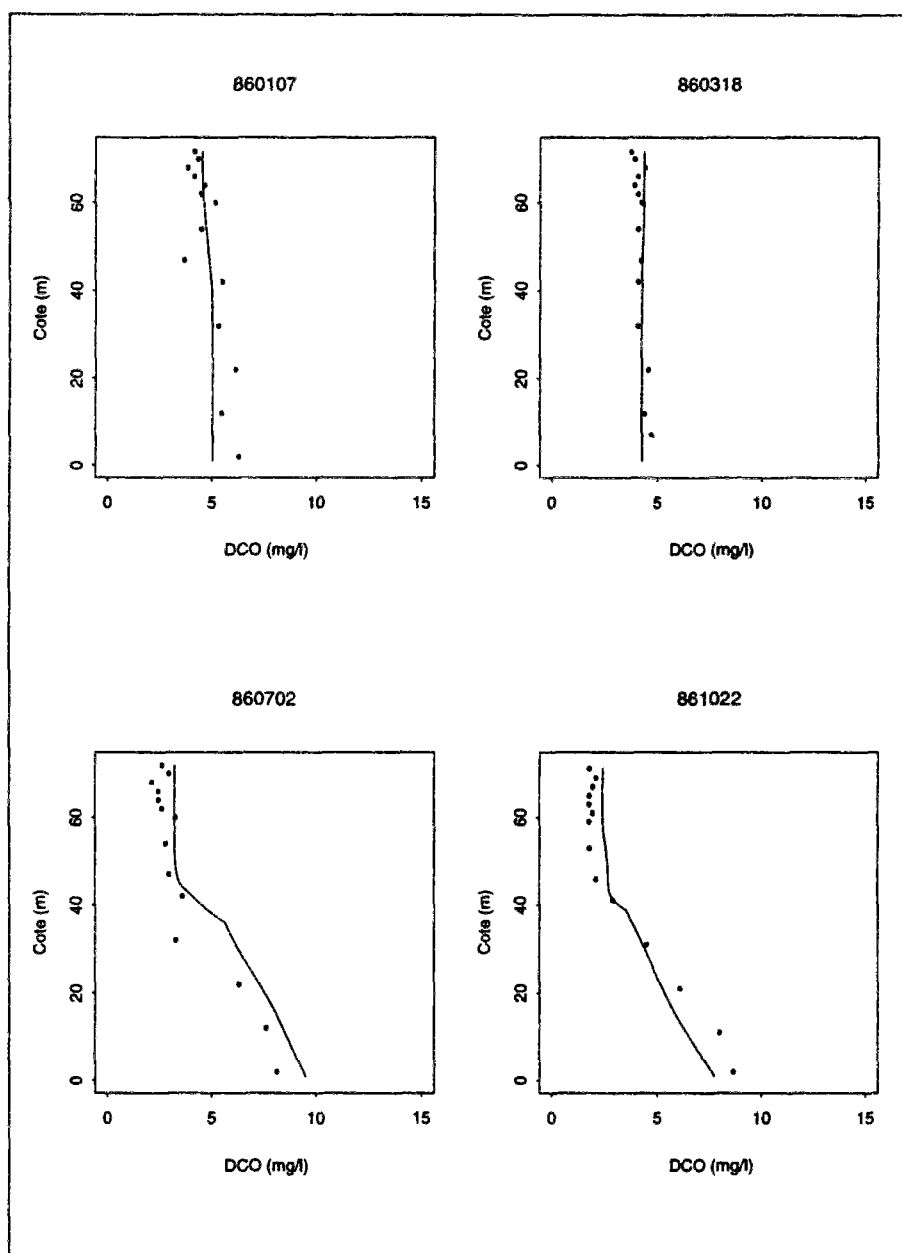


FIG. 5.15 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

dans le métalimnion et dans l'hypolimnion, les résultats ont une allure très schématique qui se répète au long de la saison. La Figure 5.16 présente quelques résultats pour le modèle unidimensionnel; les coefficients calculés par le modèle trois boîtes sont similaires. Le profil en crue montre un mélange complet représenté par un coefficient maximal. En étiage, il y a formation de quatre zones distinctes: zone bien mélangée avec un coefficient maximal, l'épilimnion avec une décroissance du coefficient maximal vers la valeur minimale à la thermocline, le métalimnion avec une valeur constante et égale à celle à la thermocline, et finalement l'hypolimnion avec un coefficient constant et légèrement supérieur à sa valeur dans le métalimnion.

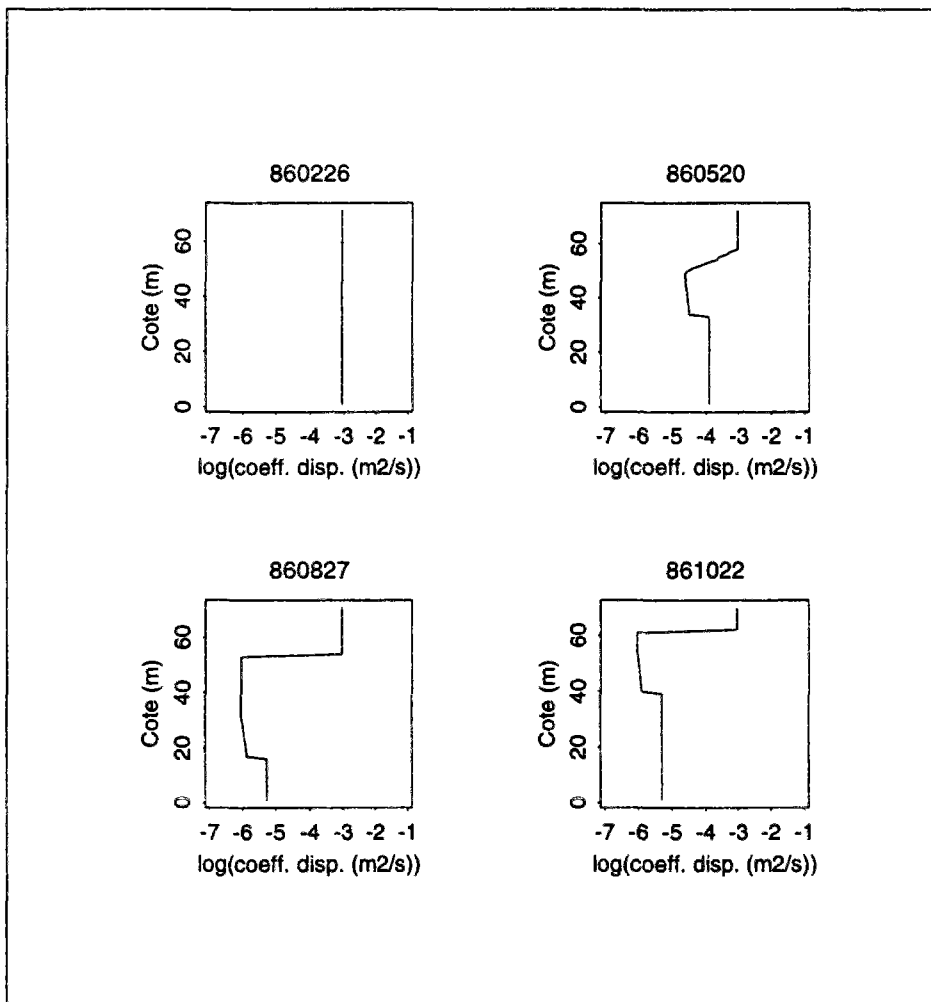


FIG. 5.16 - Profils du coefficient de dispersion. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

La décroissance brusque des coefficients de dispersion observée dans l'épilimnion est occasionnée par la faible vitesse des vents à Tucuruí; en étiage, la formulation utilisée pour le calcul du coefficient de dispersion s'appuie uniquement sur les mélanges provoqués par les vents. Ce-

pendant, les tests effectués avec le modèle ont démontré que l'influence du vent sur le calcul du coefficient de dispersion, bien que faible, est nécessaire pour une bonne simulation du cycle thermique.

5.10.5 Les difficultés

Dans les paragraphes précédents, nous avons montré les résultats du modèle et de quelle manière ils répondent aux objectifs de la modélisation proposée pour la retenue de Tucurui. Pendant la construction du modèle, nous avons retrouvé des difficultés qui se répercutent sur certains résultats; ces difficultés concernent d'une part la représentativité et la fiabilité des mesures, et d'autre part la modélisation de certains phénomènes.

Difficultés relatives aux données mesurées

Nous avons abordé précédemment l'importance des flux d'entrée pour la simulation des variables dans la retenue. Pour cette raison, tout ce qui concerne les données d'entrée et la distribution des flux dans la retenue conditionnent la réponse du modèle. Dans ce cadre, la température tient une place importante car les flux d'entrée sont distribués selon leur densité et celle de la retenue. Ainsi, l'utilisation des données mesurées à la station M5 comme les valeurs d'entrée présente quelques problèmes. Tout d'abord, les mesures effectuées entre 7h00 et 8h00 du matin représentent une situation très ponctuelle dans la journée. En outre, des changements d'horaire d'échantillonnage peuvent entraîner des variations de l'ordre d'un demi degré, ce qui peut altérer la distribution des flux dans la retenue.

Ensuite, la fréquence de mesures en M5 n'est pas convenable pour représenter les variations inter-journalières qui peuvent être importantes, comme le montre la série de températures (Figure 3.8). L'intervalle de 15 jours entre les mesures en M5 peut représenter une perte d'information. Cela est illustré par deux périodes en crue. Entre le 4 et le 26 mars (Figure 5.17), nous constatons un réchauffement des températures mesurées en M1 tandis qu'en M5 les températures ont diminué d'environ 2°C, ce qui est exprimé par la diminution des températures calculées par le modèle. Entre le 7 et le 13 mai (Figure 5.18), il existe un refroidissement des températures mesurées en M1 mais les températures en M5 ne présentent aucune variation.

En raison de cette fréquence, relativement faible, des mesures des données d'entrée, nous avons essayé de reconstituer les températures en M5 en utilisant un modèle thermique (voir paragraphe 5.1) pour la rivière. Ce test n'a cependant pas présenté des résultats satisfaisants. Les températures d'entrée ont été lissées et la variabilité inter-mesures, importante pour la simulation thermique de la retenue, a été détruite. Les données météorologiques doivent avoir une fréquence plus fine pour permettre une reconstitution fidèle des données de température de l'eau par cette méthode.

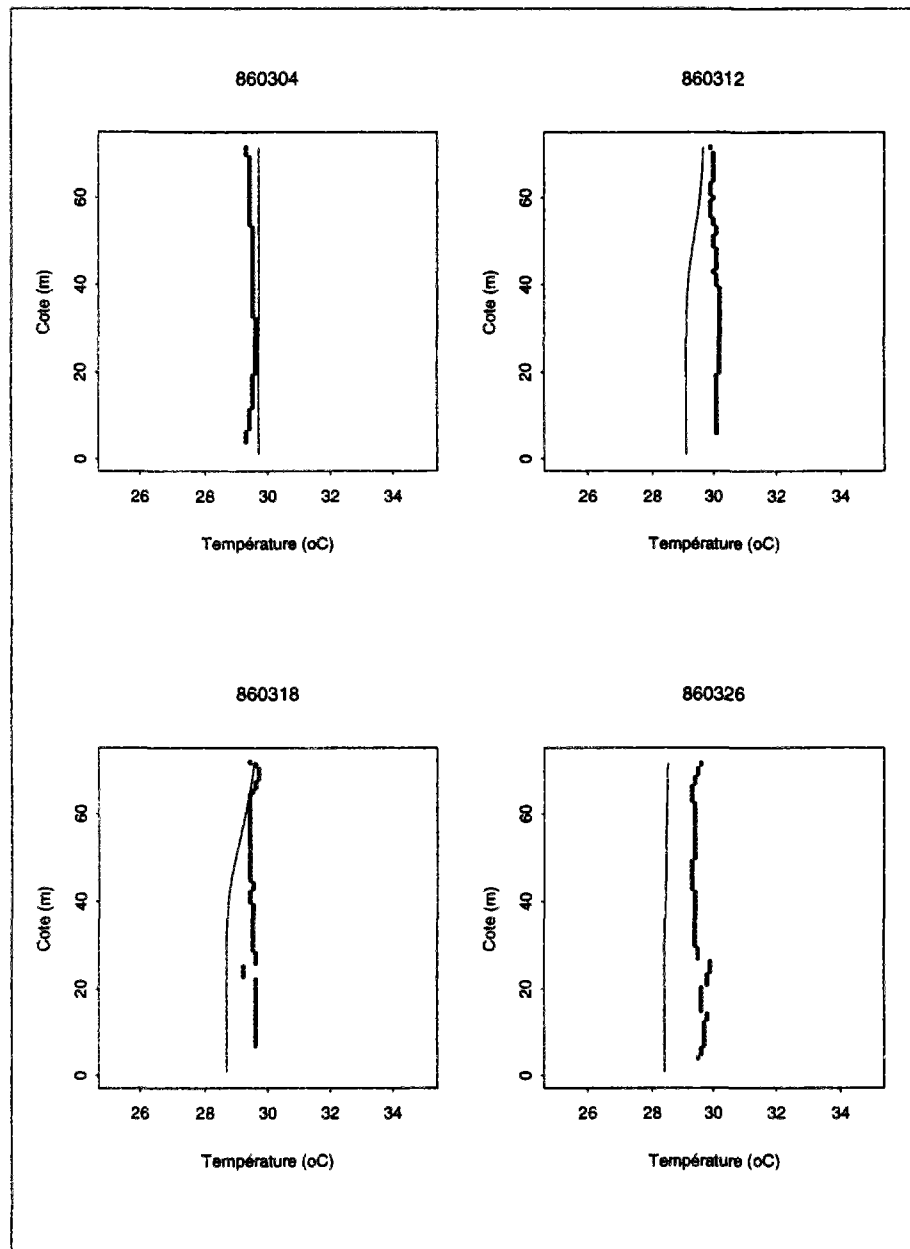


FIG. 5.17 - Profils de température entre le 4 et le 26 mars. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

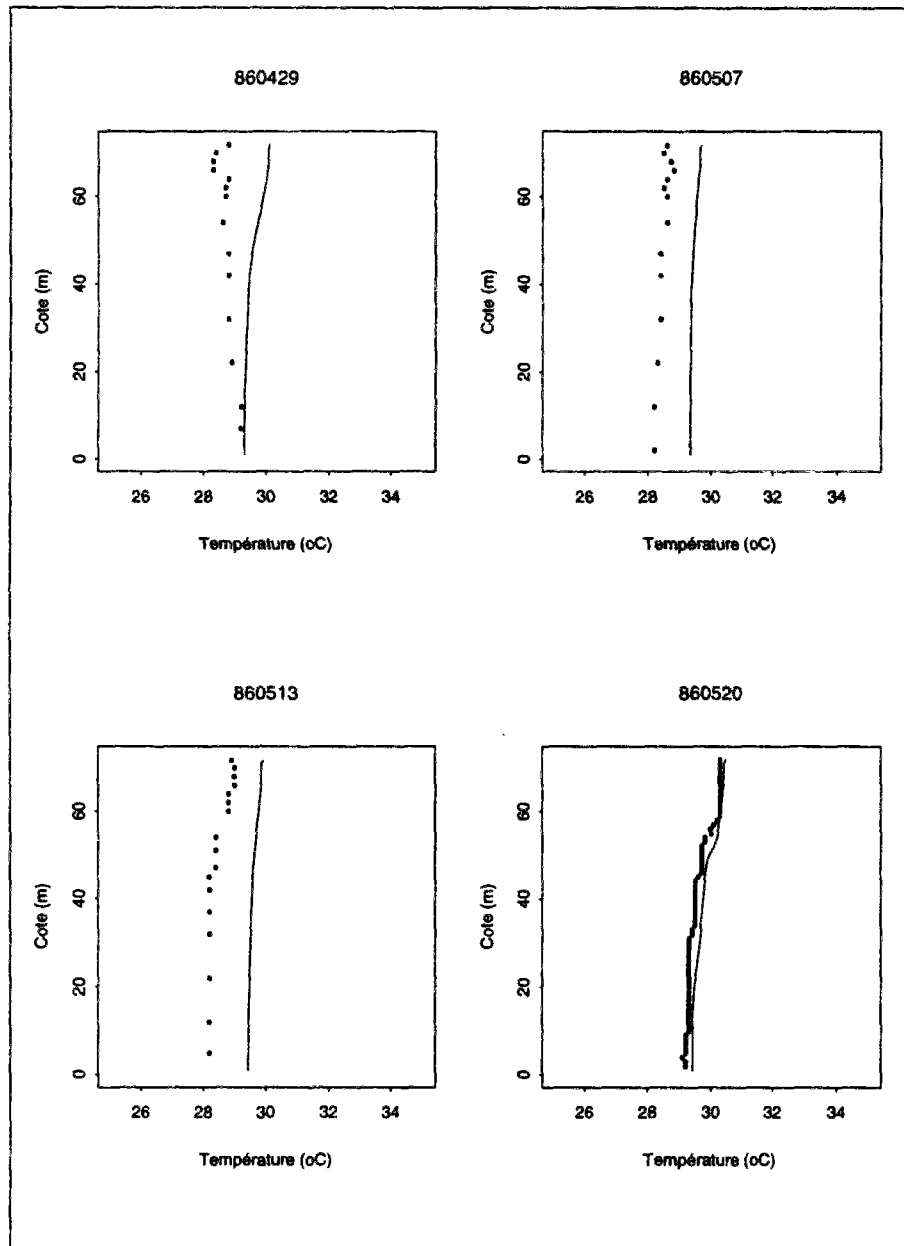


FIG. 5.18 - Profils de température entre le 29 avril et le 20 mai. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

La fiabilité des données peut aussi, parfois, être mise en cause. Certains décalages retrouvés entre les résultats du modèle et les données en M1 peuvent être la conséquence d'anomalies des données mesurées. L'écart observé le 14 et le 28 octobre (Figure 5.19) est un exemple: d'une semaine à l'autre (entre le 8 et le 14 octobre) les températures en M1, dans toute la colonne d'eau, ont augmenté d'environ 1°C sans aucune modification de l'allure du profil thermique; la semaine suivante (le 22 octobre), les températures ont diminué d'environ 1°C , toujours sans modifier l'allure du profil thermique. Les profils mesurés se déplacent de la même manière entre le 22 et le 28 octobre.

Les mesures de DCO présentent également des anomalies. Entre le 1^{er} et le 15 avril, la DCO mesurée a augmenté d'environ 2 mg l^{-1} , pour reprendre ensuite (22 avril) les valeurs précédentes (Figure 5.20). Les autres variables (oxygène et ammonium) ne présentent aucun changement pouvant expliquer les variations de la DCO. En septembre, les mesures de DCO présentent une tendance différente de celles de l'ammonium: les profils de DCO (2 et 10 septembre) montrent une décroissance (environ 2 mg l^{-1}) au fond de la retenue, tandis que le profil d'ammonium (2 septembre) montre une augmentation (Figure 5.21 et 5.22).

Ces remarques ponctuelles sur les données mesurées ne sont pas concluantes. Une vérification des problèmes soulevés doit être entamée auprès du laboratoire qui a effectué les mesures.

Difficultés relatives à la modélisation

La difficulté majeure retrouvée pour la modélisation de la retenue a été la représentation de la distribution des flux d'entrée. Une partie du problème concernait les données d'entrée disponibles (voir paragraphe précédent); l'autre partie concernait la complexité des phénomènes hydrodynamiques de pénétration du fleuve dans la retenue. Les résultats du modèle unidimensionnel en juin (Figure 5.23) illustrent ces difficultés. Les températures dans l'hypolimnion sont froides en raison des températures d'entrée très fraîches ($\approx 28^{\circ}\text{C}$) et de la réduction de l'entraînement des eaux de la retenue en étiage, ce qui réduit en conséquence le réchauffement des eaux entrantes.

La difficulté avec la modélisation des flux se présente également lors de la distribution des entrées et sorties. De la fin août jusqu'à la fin septembre, les flux d'entrée placés en surface sont en partie transférés vers le fond pour l'approvisionnement des sous-tirages. Le flux vertical résultant de ce transfert est fort; il distribue la chaleur et homogénéise les températures des couches, ce qui provoque l'effondrement graduel de la thermocline. Cet effondrement est ressentie sur les profils d'oxygène (Figure 5.24) qui montrent une couche épilimnique oxygénée trop épaisse. Cette oxygénation provoque la nitrification de l'ammonium dans ces couches et une diminution de la DCO (voir résultats dans l'Annexe F). Ainsi, la manière de placer les flux d'entrée, et de retirer les flux de sortie, a provoqué un effet en cascade perturbant les profils des variables.

Dans le modèle unidimensionnel, l'effondrement de la thermocline est accentué par la di-

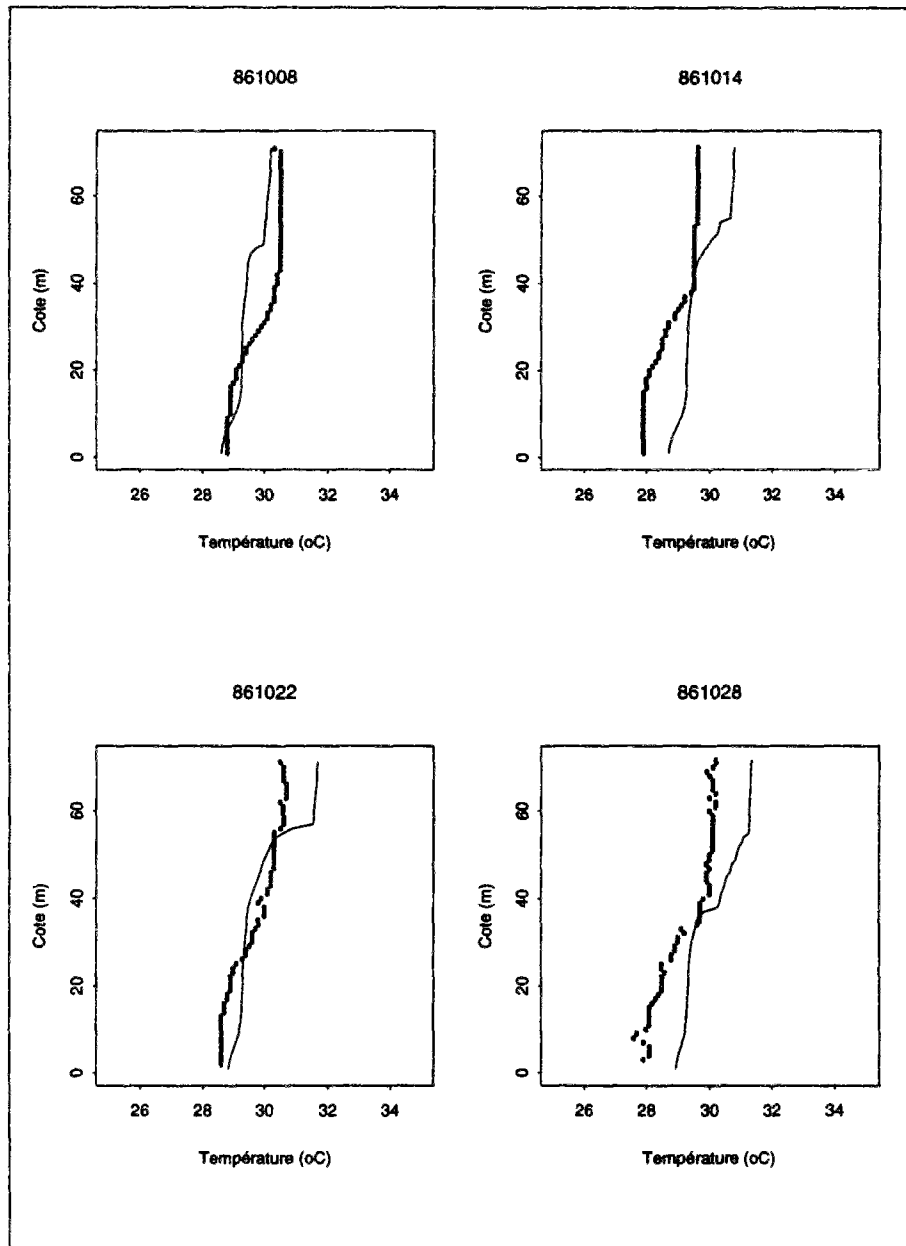


FIG. 5.19 - Profils de température entre le 8 et le 28 octobre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

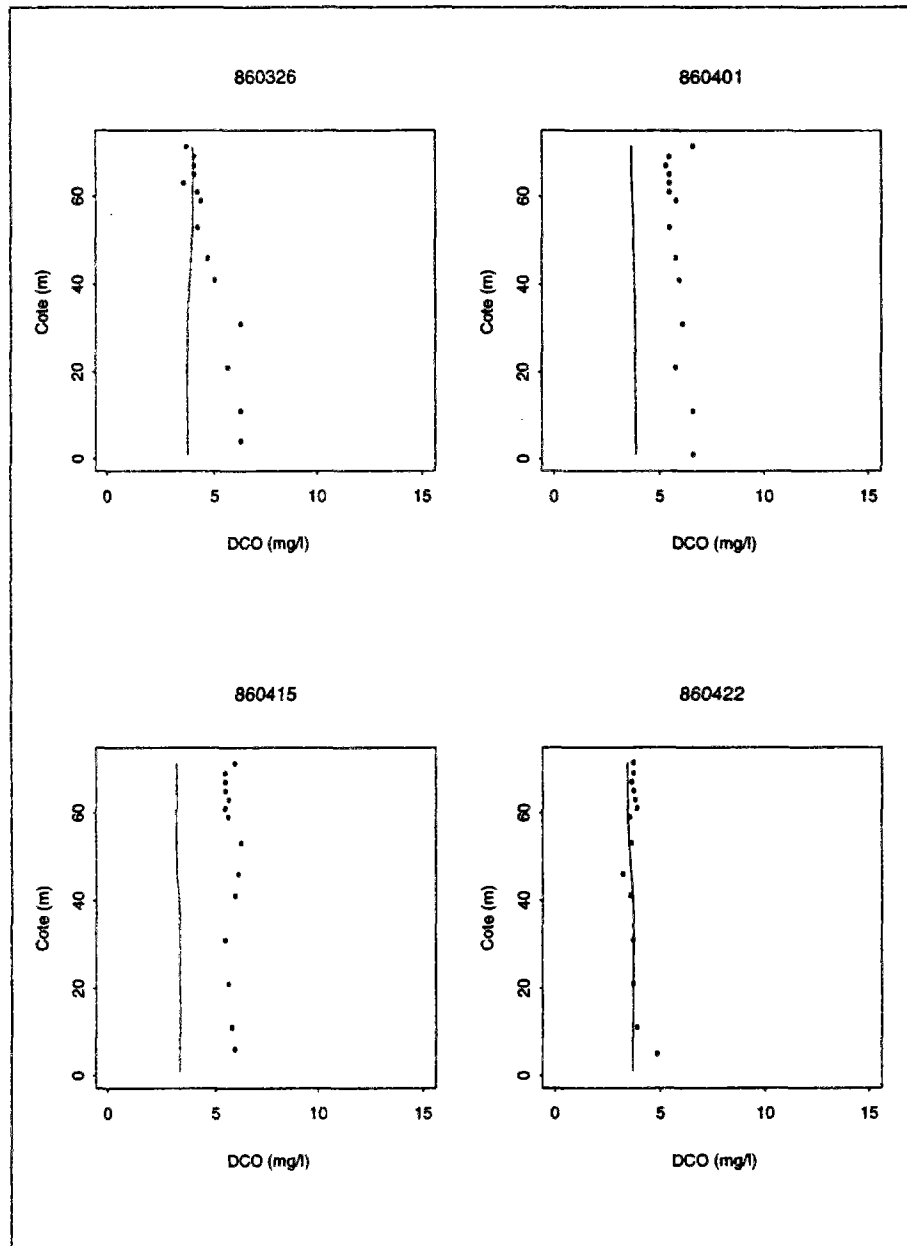


FIG. 5.20 - Profils de la DCO entre le 26 mars et le 22 avril. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

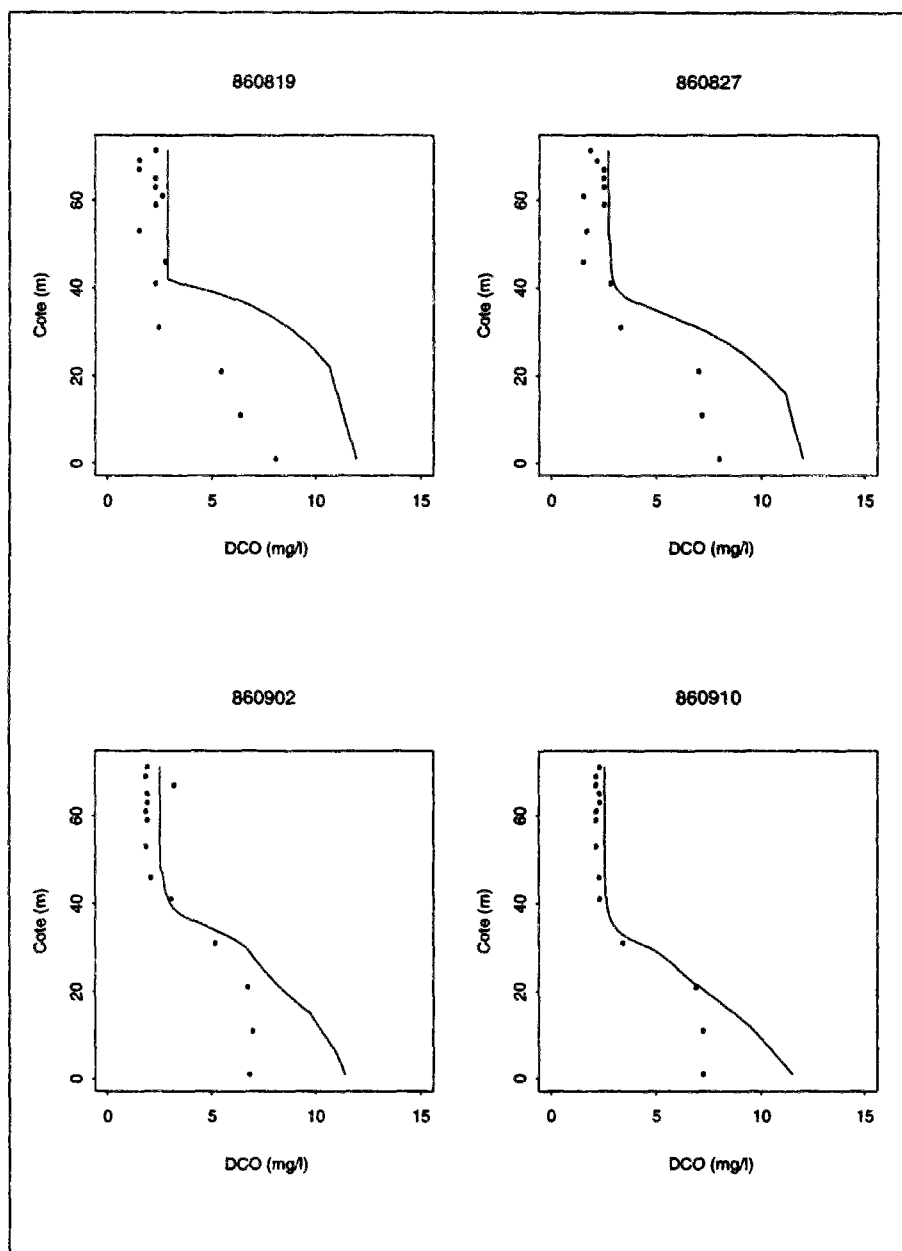


FIG. 5.21 - Profils de la DCO entre le 19 août et le 10 septembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

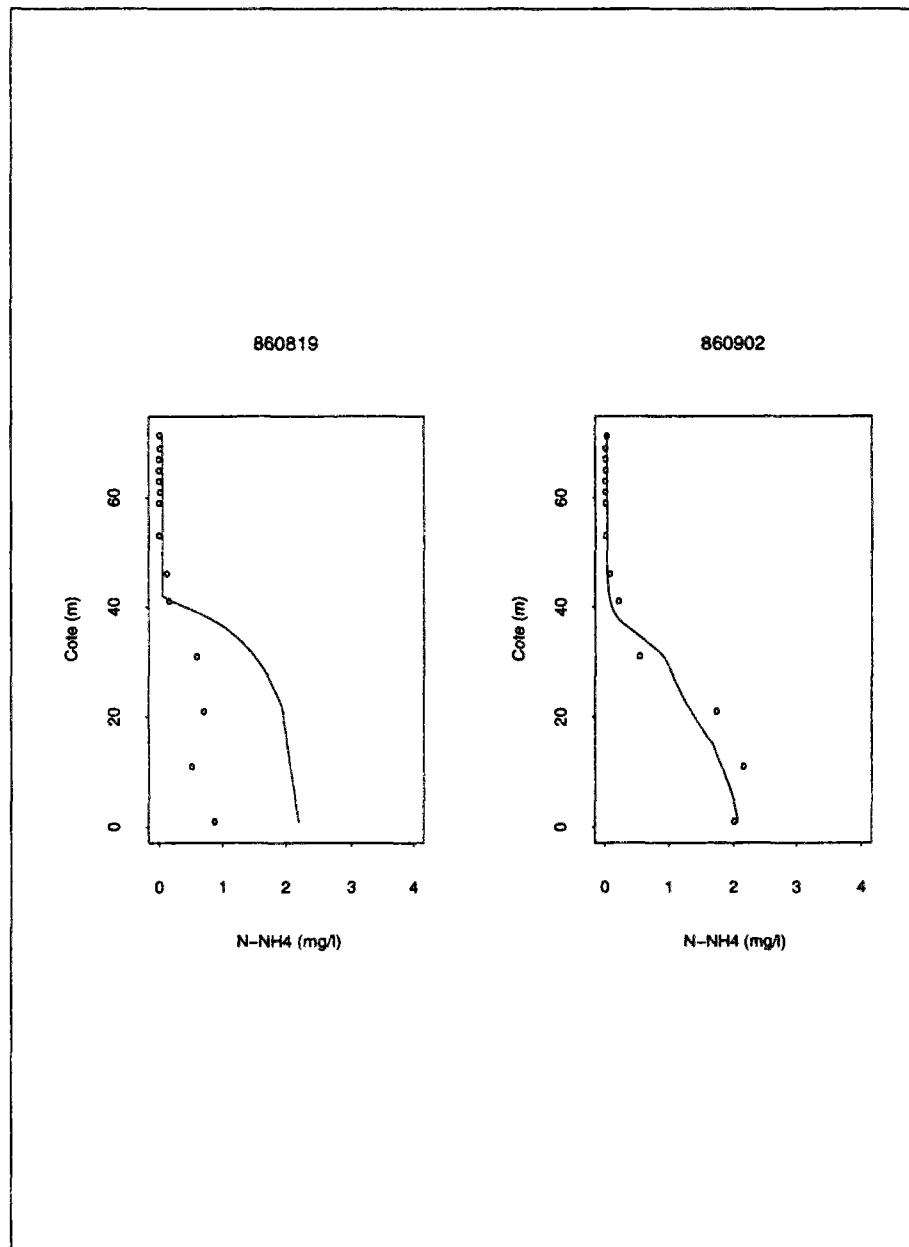


FIG. 5.22 - Profils d'ammonium dissous au 19 août et au 2 septembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

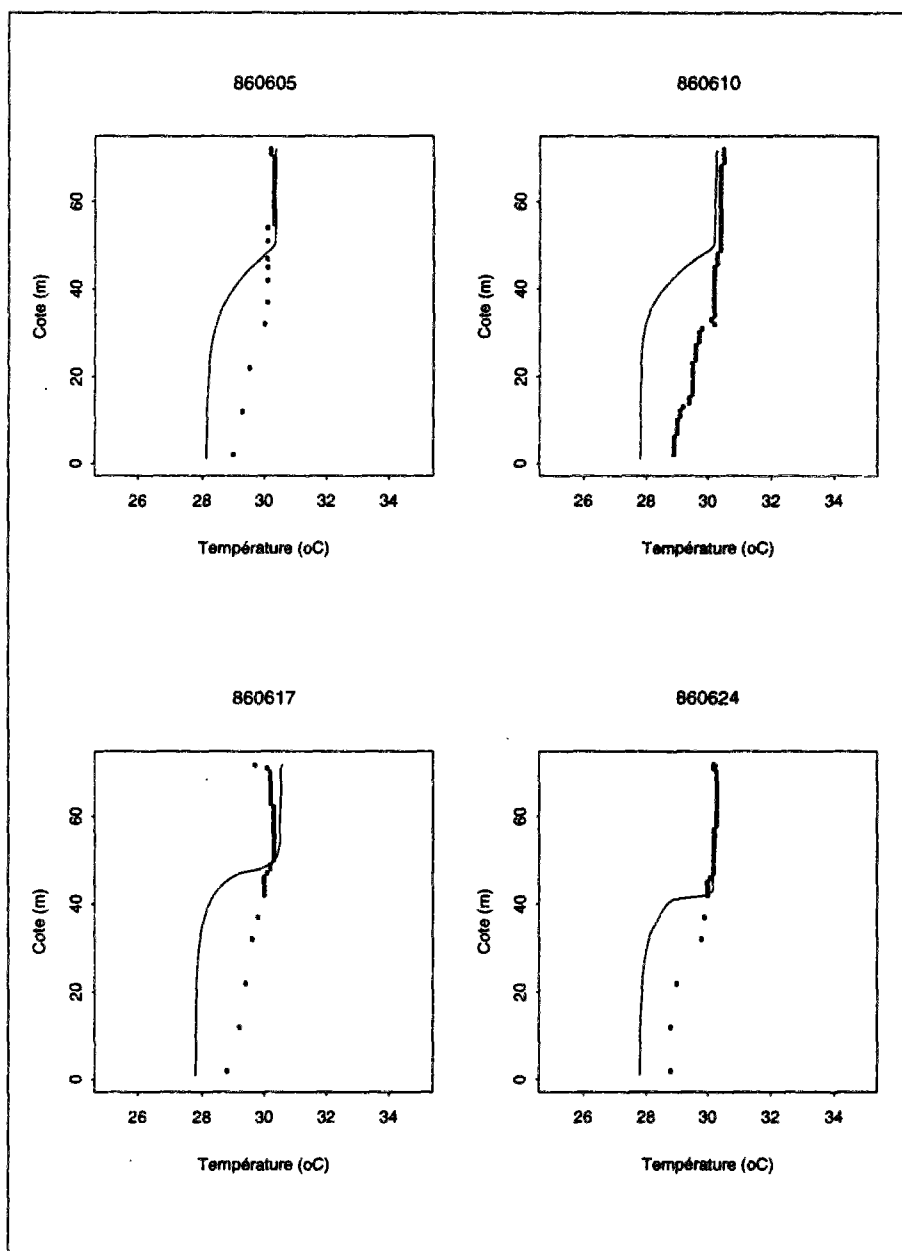


FIG. 5.23 - Profils de température entre le 29 avril et le 20 mai. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

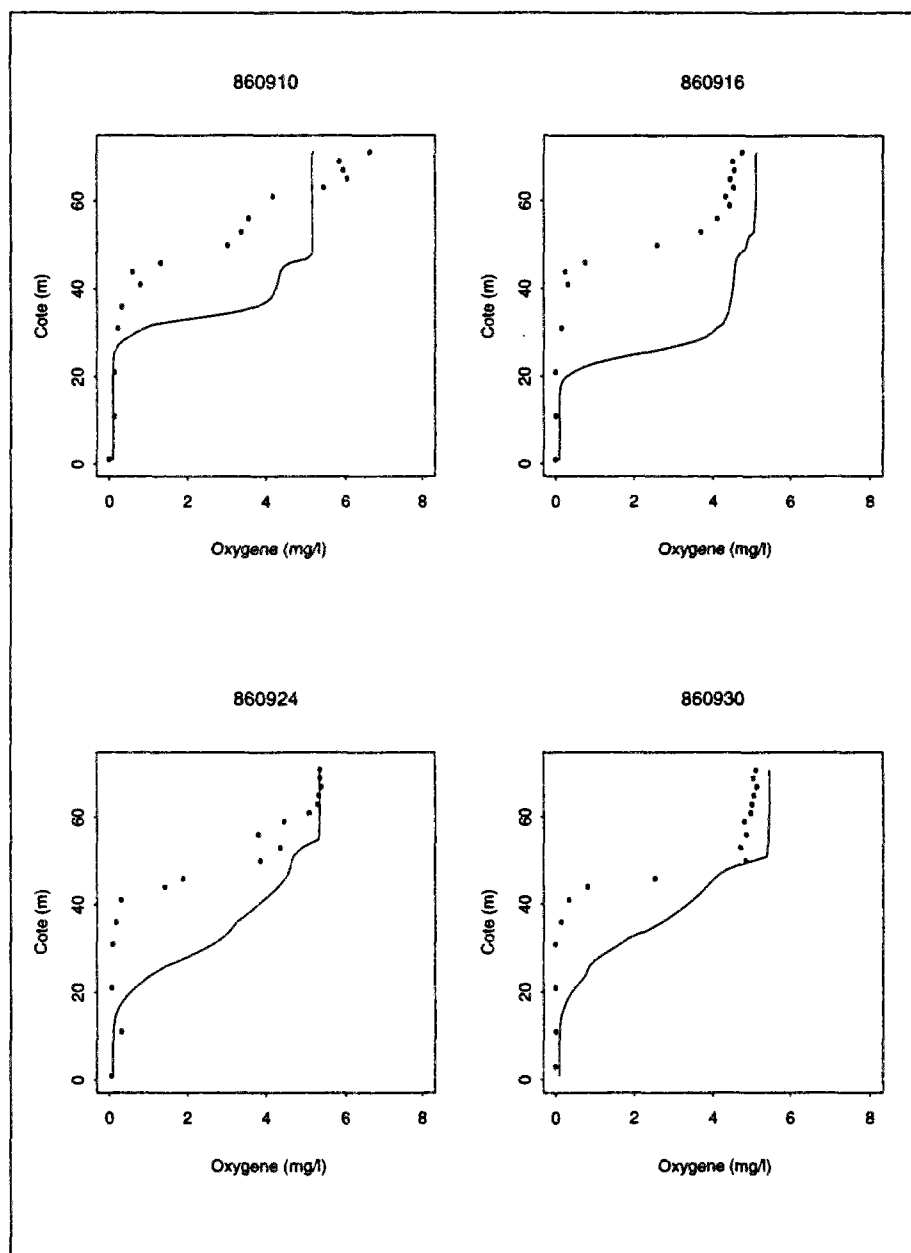


FIG. 5.24 - Profils d'oxygène dissous entre le 10 et le 30 septembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

minution du niveau d'eau de la retenue⁶ à cette période. L'influence de cette diminution du niveau d'eau est également observée à la fin de l'année (Figure 5.25) où le marnage (≈ 2 m) est accompagné par la déstratification du profil thermique. Au contraire, lorsque le niveau d'eau monte, les températures de surface augmentent, comme on l'observe le 14, le 22 et le 28 octobre (Figure 5.19).

L'oxygène dissous et la production primaire

Le modèle n'intègre pas dans ses objectifs la simulation de la production primaire en raison de la faible disponibilité des données à Tucurui. La production d'oxygène en surface, la dégradation de matière organique phytoplanctonique dans la colonne d'eau, et l'apport d'une fraction de cette matière aux sédiments sont des processus qui ne peuvent pas être représentés par le modèle.

Ainsi, la dégradation du seston dans le métalimnion (Cole & Hannan, 1990) pourrait expliquer la diminution pointue de la concentration en oxygène mesurée entre les cotes 60 et 40 m (Figure 5.26). Cependant, à Tucurui, ce pic en sub-surface a lieu pendant la crue, lorsque la colonne d'eau est homogène. D'autres phénomènes peuvent alors intervenir pour expliquer ce pic, comme l'ont suggéré Cole et Hannan (Cole & Hannan, 1990): intrusion de l'eau désoxygénée provenant des zones littorales ou des baies isolées; intrusion de l'eau oxygénée du fleuve, ce qui fait que le minimum observé correspond en vérité à un maximum hypolimnique provoqué par un *underflow*.

L'apport d'oxygène provenant de la production primaire peut être important pendant certaines périodes. En effet, les mesures de production primaire par ^{14}C effectuées à la station M1 au 12 mai 1987 (paragraphe 3.2.4) montrent une contribution d'environ $1,0 \text{ mg l}^{-1}$ (dans la zone euphotique pendant un jour de 11 h). Cet apport peut être encore plus fort si la production primaire mesurée aux stations voisines (M3 et C1, voir Figure 3.5) est prise en compte; la production journalière dans ces deux stations est deux fois plus importante que la production en M1. Ainsi, certains décalages entre les profils d'oxygène mesurés et calculés pourraient être imputés à l'absence du cycle du phytoplancton dans le modèle.

5.11 La validation du modèle

La validation est l'étape où l'aptitude du modèle à la prévision est évaluée. Il est clair que la validation est effective lorsque le modèle atteint les objectifs pour lesquels il a été créé (Young, 1983). Selon les critères de validation d'un modèle, il est impératif de tester l'ensemble de paramètres calés sur une série de données distincte de la série de calage (Jørgensen, 1988). Nous avons choisi d'effectuer la validation sur l'année 1987 qui est particulièrement différente: les débits sont environ 30% plus faibles qu'en 1986 (Figure 3.4), et la crue se présente plus tard

6. Nous rappelons que la variation du niveau est simulée uniquement par le modèle unidimensionnel.

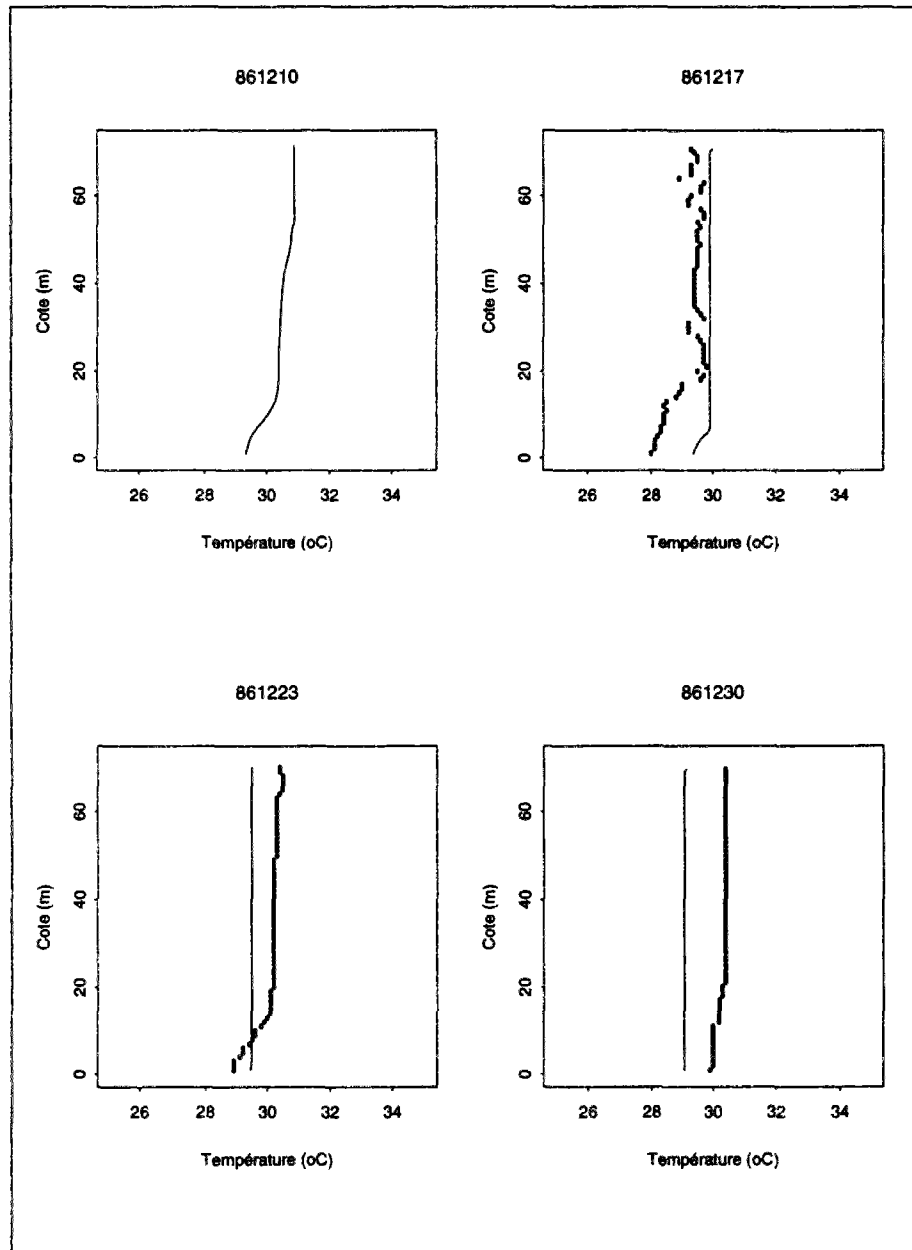


FIG. 5.25 - Profils de température entre le 10 et le 30 décembre. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

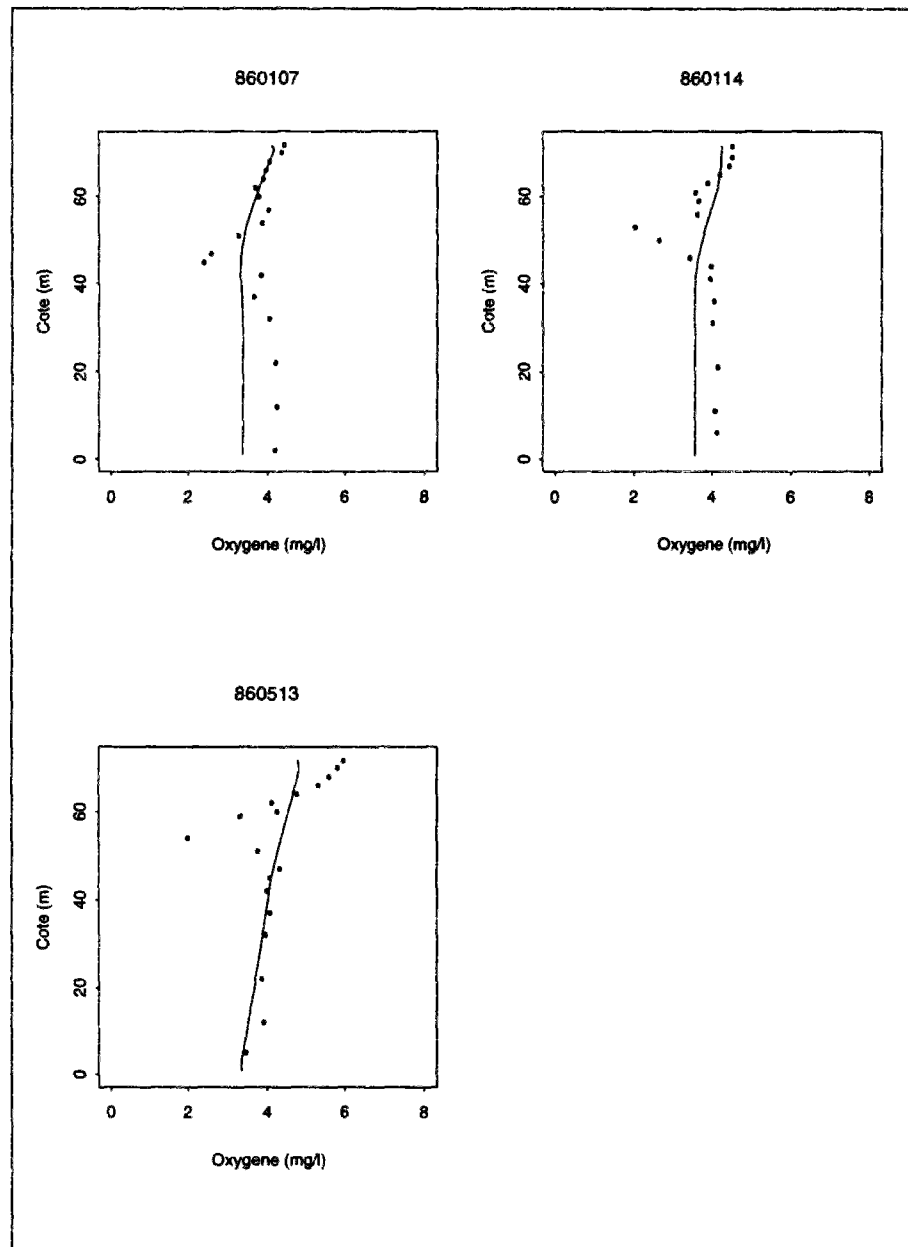


FIG. 5.26 - Profils d'oxygène dissous le 7 janvier, le 14 janvier et le 13 mai. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

dans l'année (mois de mars), durant seulement deux mois. Utiliser l'année suivant l'année de calage, présente l'avantage de pouvoir employer les valeurs finales de VEG1 et VEG2 en 1986 comme données d'entrée pour la validation.

Nous avons travaillé pendant le calage avec deux modèles qui sont capables de simuler l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau. Les bons résultats obtenus pour l'année de calage avec ces modèles nous permettent de continuer à les employer indifféremment. Cependant, l'approche unidimensionnelle présente un grand avantage pratique: la simulation du flux d'entrée et celle de la retenue sont intégrées dans une seule routine. Dans ce cas, les incertitudes du passage des débits et des concentrations d'une boîte à l'autre n'existent pas. Ainsi, la validation portera uniquement sur l'approche unidimensionnelle. Les données d'entrée pour la validation du modèle sont prises à la station M5, les données initiales, ainsi que les mesures pour la comparaison des résultats, sont prises à la station M1. La simulation commence le 1^{er} janvier et finit le 31 décembre 1987. L'intégralité des résultats de la validation est présentée dans l'Annexe F.

Résultats

Les résultats valident la performance du modèle sur plusieurs aspects. La position de la thermocline est bien établie, ce qui induit des bons résultats pour l'oxygène dissous. L'erreur quadratique totale (Figure 5.27) est équivalente à celle de l'année du calage. La formation de l'oxycline en étiage et l'homogénéisation de la colonne d'eau en crue sont représentées avec une bonne précision (Figure 5.28). En effet, la déstratification et la stratification ont lieu en fonction de la réponse du modèle face aux variations de débit; cette réponse est obtenue en 1987 avec un délai d'environ 7 jours. Les profils d'oxygène montrent également que l'épaisseur de la couche anaérobie est très bien suivie. Ces résultats permettent de valider les paramètres du modèle représentant les processus du cycle d'oxygène.

Les résultats de l'ammonium et de la DCO sont globalement corrects (Figures 5.29 et 5.30). En crue les concentrations sont bien représentées et en étiage la stratification provoque l'accumulation d'ammonium dans l'hypolimnion. Cependant, le dégagement d'ammonium est fort pendant le début de l'étiage (juillet, août et septembre), ce qui augmente beaucoup les concentrations au fond, augmentant en conséquence les concentrations de la DCO (voir profils au 4 août). A partir du début octobre jusqu'à la fin de la simulation, le modèle reproduit très bien l'évolution de ces concentrations.

Le relargage important au début de l'étiage est le résultat d'un calage effectué sur des concentrations fortes dans l'hypolimnion; en effet, ces concentrations évoluent d'un maximum de $1,7 \text{ mg l}^{-1}$ en 1985, à $3,2 \text{ mg l}^{-1}$ en 1986, $2,3 \text{ mg l}^{-1}$ en 1987, et $1,1 \text{ mg l}^{-1}$ en 1988⁷. Il est difficile d'identifier les causes des fortes concentrations d'ammonium en 1986. Toutefois, des observations sur le site ont appris qu'en 1985 il y a eu un *bloom* d'algues et de macrophytes dans la retenue: une grande partie de la zone centrale, ainsi que la zone littorale, étaient couvertes

7. Les mesures en 1988 sont disponibles jusqu'au mois d'octobre. Cependant, les valeurs maximales des autres années ont été déterminées en décembre; ainsi, la valeur maximale en 1988 peut être sous-estimée.

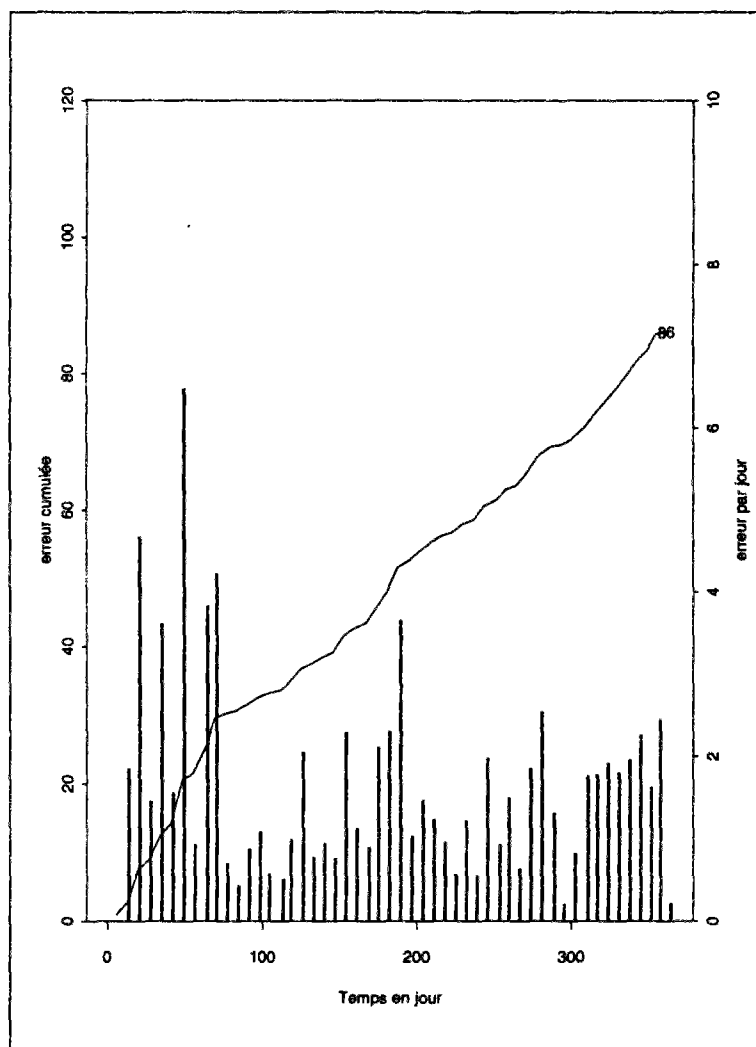


FIG. 5.27 - Evolution des erreurs de l'oxygène dissous simulé par le modèle unidimensionnel en 1987. Les barres indiquent les décalages par date de mesure (échelle droite) et le décalage cumulé (échelle gauche) dans l'année est présenté en haut du graphique.

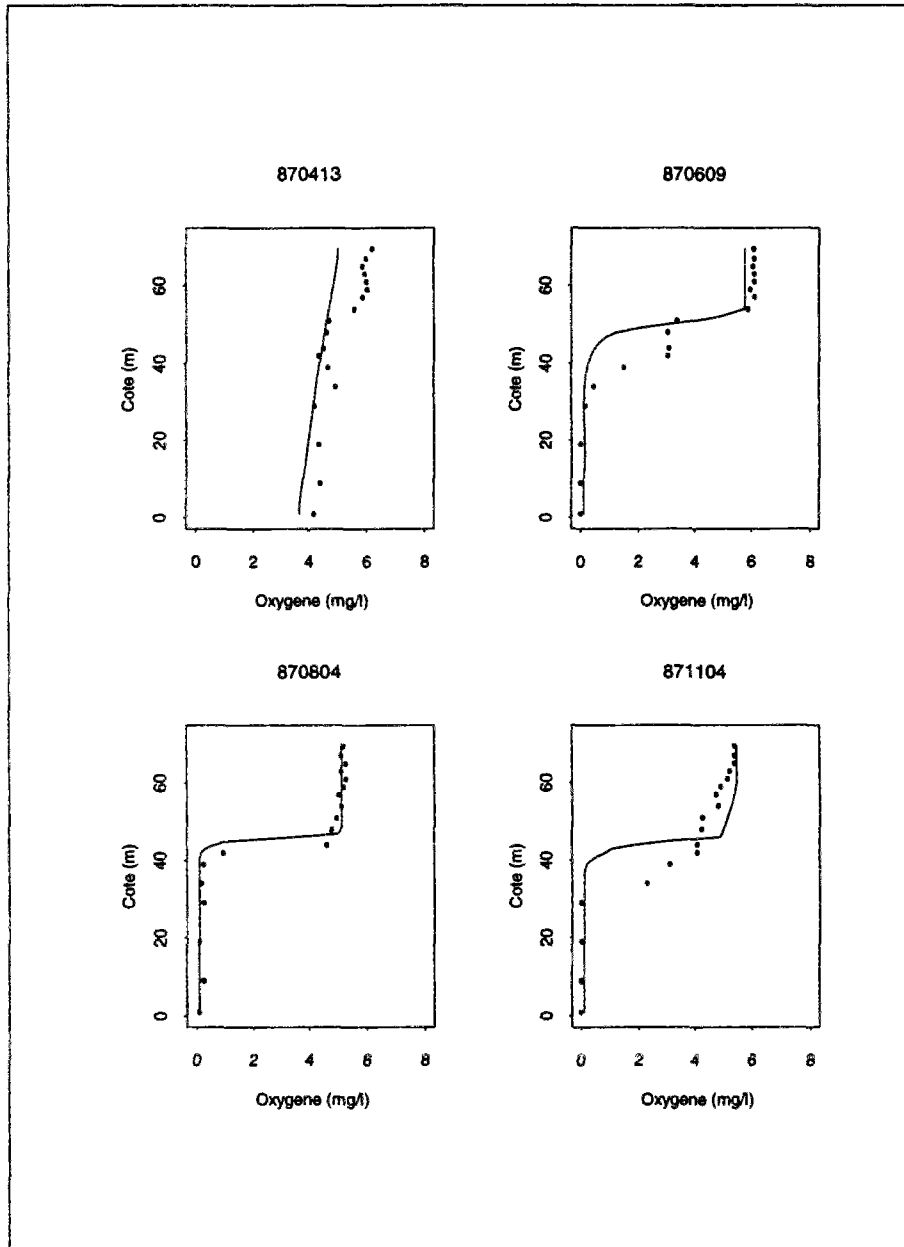


FIG. 5.28 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

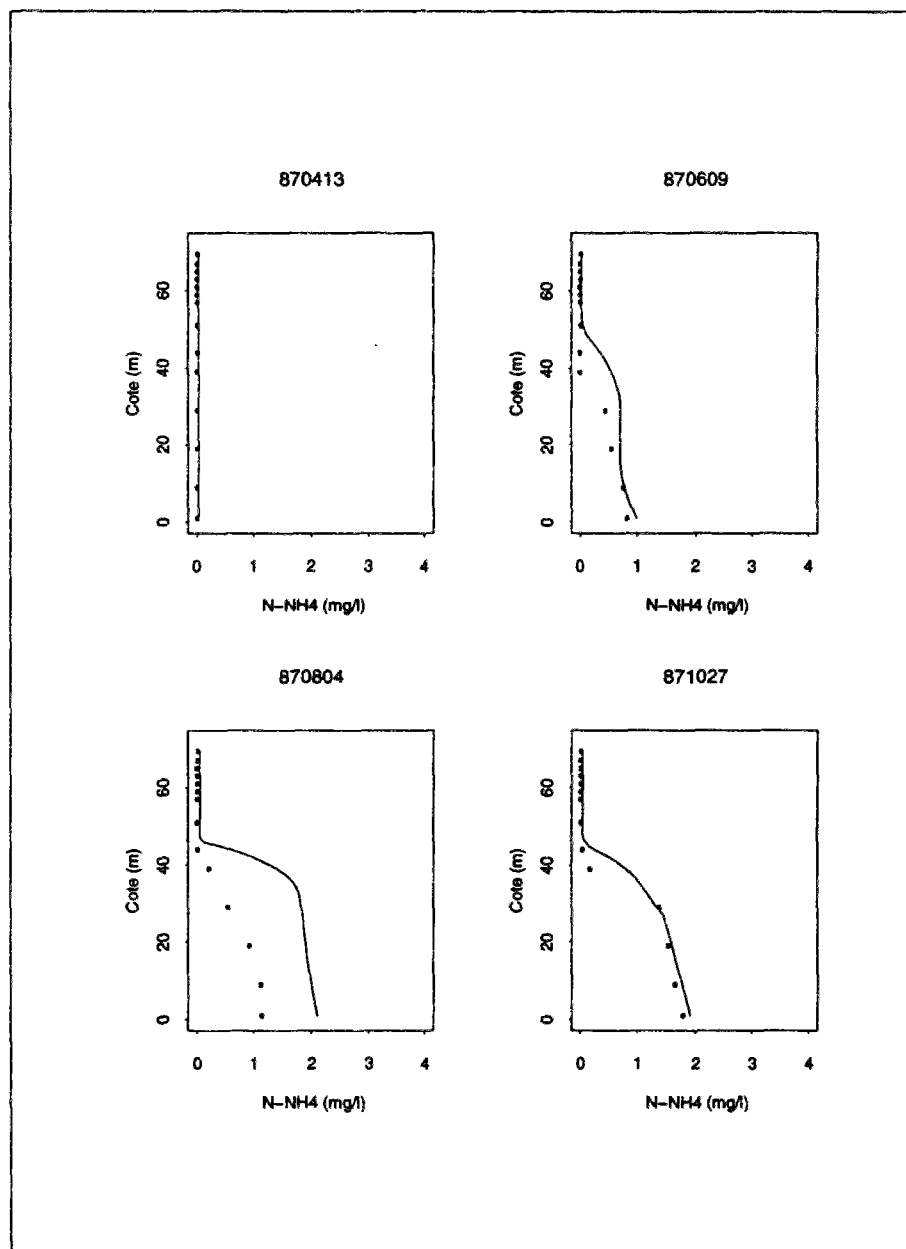


FIG. 5.29 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

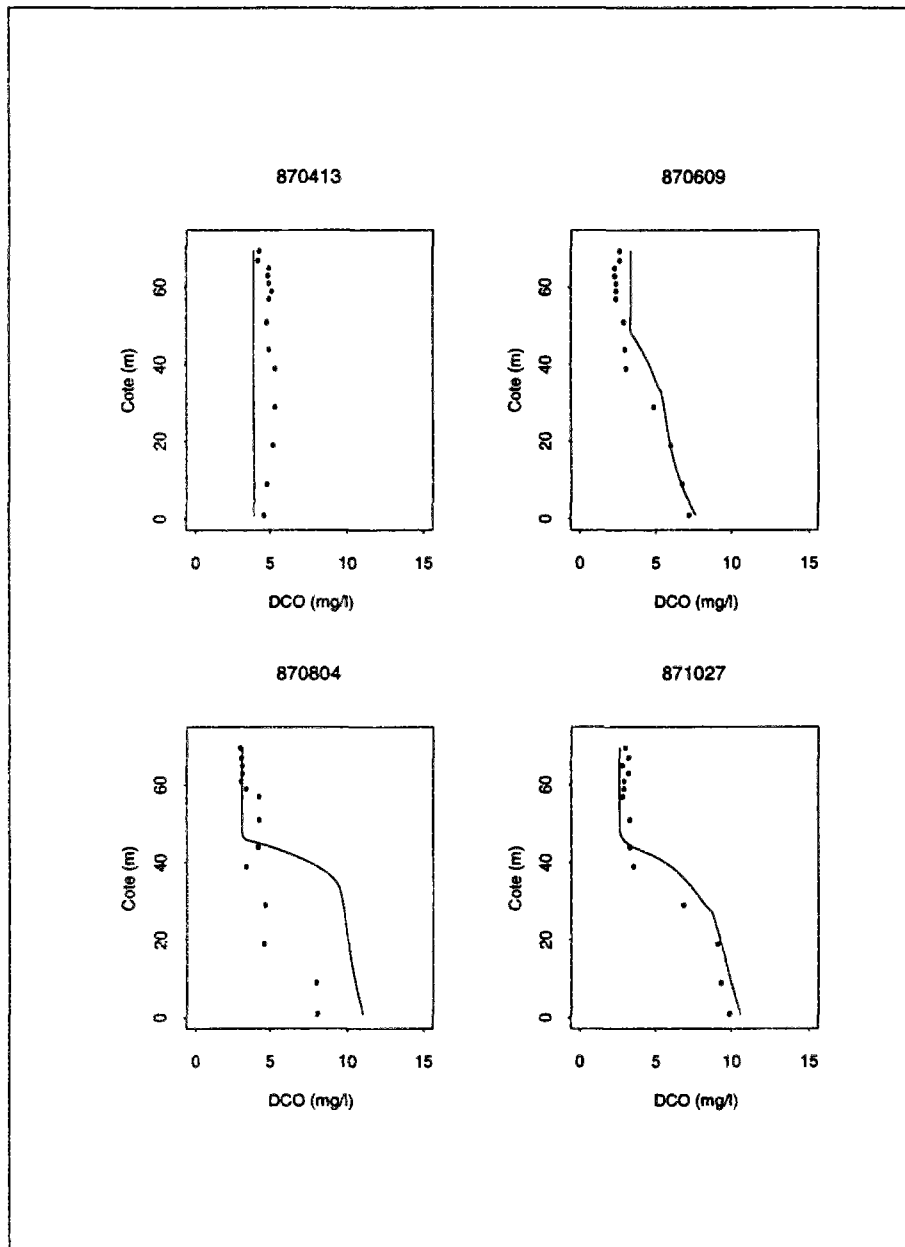


FIG. 5.30 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

par les *Salvinia*, *Scirpus* et *Eicchornia*. En 1986, ces macrophytes ont régressé pour ne plus occuper qu'une partie de la zone littorale; les algues ont montré également une diminution de leur production⁸. Ces algues et ces macrophytes disparus ont pu être décomposés au cours de 1986, augmentant ainsi les concentrations d'ammonium cette année.

Evidemment, les écarts retrouvés entre l'ammonium mesuré et calculé peuvent être provoqués par l'estimation des paramètres du modèle dans une situation particulière (année 1986), sur des données peu représentatives. Cette supposition est bien plausible mais elle doit venir accompagnée d'une critique sur la formulation utilisée. Comme nous l'avons précisé précédemment, la formulation du relargage d'ammonium intègre plusieurs processus dont l'évolution est difficilement représentée par une seule équation. Prenant en compte ces informations, et une précision adéquate à la formulation mathématique simple employée pour décrire le cycle d'ammonium, nous considérons que le modèle répond bien aux variations de cette année de validation.

Les profils de température présentent un comportement particulier. Le modèle reproduit correctement les températures pendant la crue (Figure 5.31) mais un réchauffement important est observé en étiage (voir d'autres résultats dans l'Annexe F).

Ce réchauffement débute à la fin avril, quand les chaudes températures d'entrée ($\approx 30^\circ\text{C}$) se placent en surface dans la retenue. Lorsque la stratification démarre (mois de mai), le décalage entre les températures calculées et mesurées est d'environ $+2^\circ\text{C}$ (voir ces résultats dans l'Annexe F). La dispersion verticale, bien que faible à partir de début mai, provoque le lent et graduel réchauffement des températures au fond.

Pendant tout le reste de l'étiage les forçages n'induisent pas un refroidissement des températures. En effet, aucun changement météorologique capable de provoquer une perte d'énergie de la masse d'eau n'a lieu, et les températures du flux d'entrée sont constamment supérieures à $29,5^\circ\text{C}$. La seule baisse est observée en septembre, lorsque les températures d'entrée diminuent jusqu'à $28,5^\circ\text{C}$; cette diminution réduit légèrement les températures calculées au fond. En ce qui concerne le modèle, en raison des conditions établies par les forçages, il ne peut que garder l'inertie; les températures calculées restent chaudes jusqu'à la déstratification, à la fin de décembre.

Encore un mot ...

Les retenues sont des systèmes peu stables, surtout les premières années suivant le remplissage, lorsque des modifications écologiques importantes dans le milieu se mettent en place; le passage d'un système lotique à un système lentique implique plusieurs modifications du biote. Ces modifications engendrent des altérations biogéochimiques et le modèle calé sur une certaine condition peut, en peu de temps, ne plus représenter les caractéristiques du système simulé; les paramètres changent selon ces caractéristiques. Cela a été souvent constaté dans la modélisation du phytoplancton. Les changements de la composition de la population du phytoplancton,

8. Observations et mesures non systématiques des spécialistes chargés du suivi limnologique à Tucuruí.

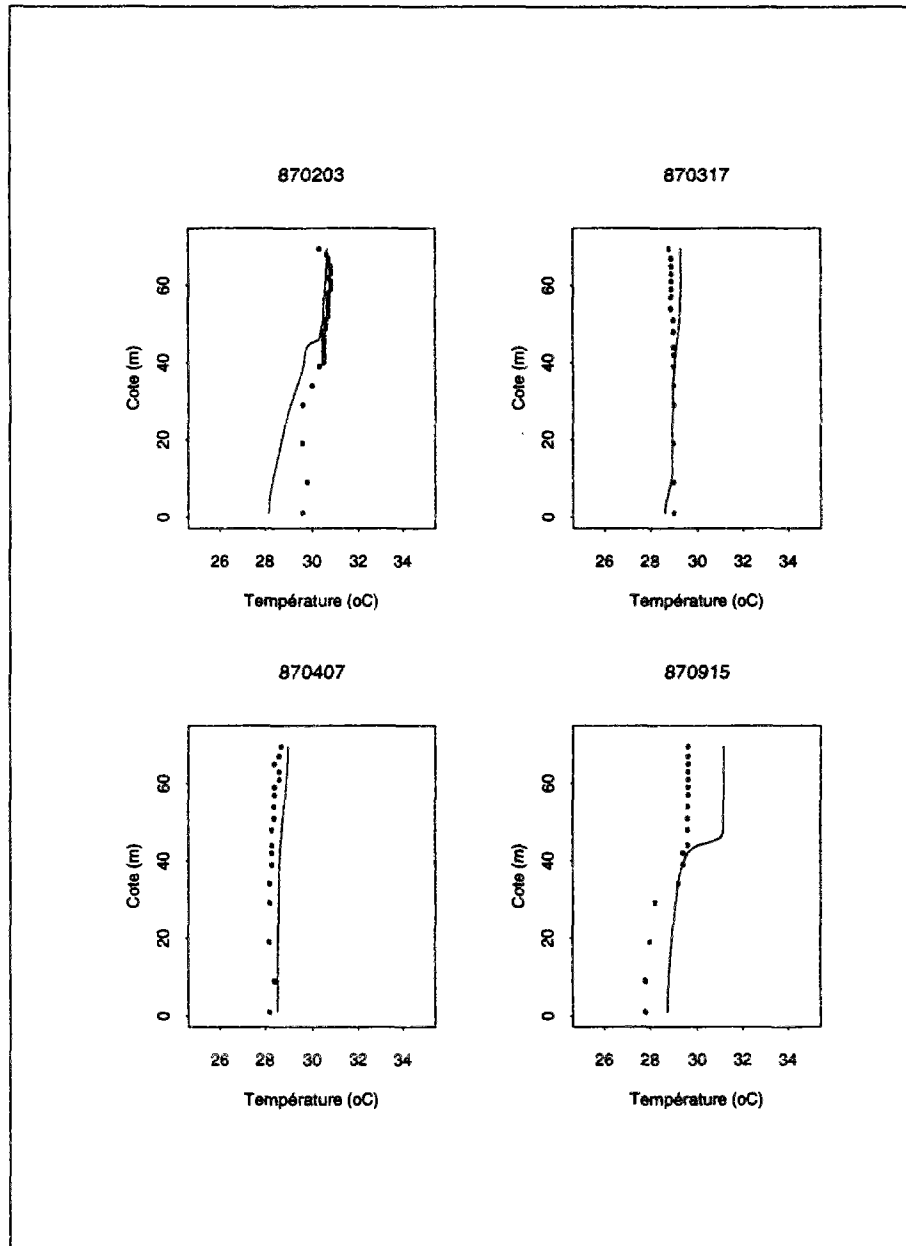


FIG. 5.31 - Validation du modèle. Profils de température. Les points correspondent aux mesures sur le site et le trait aux résultats du modèle. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

donc des interactions biogéochimiques dans cette partie de la chaîne trophique, peut avoir lieu dans une échelle courte, voire saisonnière. Ce changement demande une nouvelle estimation des paramètres du modèle afin de mieux représenter les nouvelles cinétiques. Ces dernières années, il y a eu un effort pour le développement de modèles dits *de structure dynamique*, qui traitent l'évolution des paramètres sur une base thermodynamique (Nielsen, 1992).

Cependant, l'on ne peut non plus abandonner l'éventualité d'un changement de la dynamique du système qui pourrait remettre en cause la structure du modèle (Young, 1983). La validation est alors une procédure continue puisque le modèle doit être toujours ré-évalué à la lumière de nouvelles données et de futurs développements (Young, 1983; Jørgensen, 1988).

5.12 Les résultats d'autres modèles appliqués à Tucurui

Deux modèles de la qualité de l'eau ont été appliqués à la retenue de Tucurui. Le premier a été utilisé avant le remplissage dans le cadre des études d'impact sur l'environnement aquatique effectuées par ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.). Le deuxième a été adapté et calé sur la base des données de Tucurui; ce modèle est actuellement employé par ELETRONORTE pour les études de gestion de ses retenues.

5.12.1 Le modèle WQRRS

Les études de modélisation mathématique préalables au remplissage de la retenue de Tucurui ont été conduites par Structure S.A. - Consultora de Engenharia (Brésil) sur contrat avec l'ELETRONORTE. Le modèle utilisé a été le WQRRS (HEC, 1978), sans adaptations particulières.

Très peu d'informations nous sont actuellement disponibles pour permettre une description adéquate de l'application du modèle effectuée sur Tucurui. Ce modèle unidimensionnel met en relation plusieurs variables physico-chimiques (température, pH, oxygène dissous, phosphores, azote, etc.) et biologiques (algues, zooplancton, poissons, organismes benthiques). Cependant, l'absence d'informations sur certaines de ces variables a obligé à les négliger dans les simulations. En outre, la plupart des coefficients et des paramètres employés ont été ceux présentés dans la documentation du modèle.

La dégradation a été décrite par une cinétique du premier ordre. Les seules parties de la végétation immergée prises en compte ont été les feuilles et la litière⁹. La quantité totale de carbone dans ces parties a été considérée comme condition initiale du compartiment des sédiments organiques.

9. Un doute apparaît dans la description de ces données d'entrée. Il n'est pas précisé si le poids humide de la végétation a été converti en poids sec.

La simulation a duré un an (de septembre 1983 à septembre 1984)¹⁰ et, compte tenu des informations des forçages disponibles, le modèle ne peut représenter que les phénomènes d'échelle supérieure à un mois. Neuf hypothèses de déboisement ont été testées en combinaison à deux scénarios de remplissage: monté du niveau d'eau de la retenue à 66 m puis, après quatre mois, à 72 m; et monté du niveau directement à 72 m. Le premier scénario a été envisagé pour évaluer l'effet d'un partage, en deux étapes, de la charge en matière végétale immergée.

Les résultats du modèle ont été représentés par une moyenne volumétrique de l'oxygène dissous dans la retenue. Une comparaison directe avec les résultats de notre modèle s'avère difficile car les années de simulation sont différentes. Nous pouvons, toutefois, supposer que le modèle WQRRS a simulé l'année réelle du remplissage (septembre 1984 à septembre 1985) car les débits et les entrées de qualité de l'eau¹¹ étaient des moyennes des valeurs mesurées, ne représentant pas une année spécifique. Nous allons analyser le deuxième scénario (remplissage direct à 72 m), sans aucun déboisement, car il correspond le mieux à l'état de la retenue au moment de la mise en eau.

Les résultats du modèle WQRRS montrent qu'un mois après le début du remplissage, la concentration moyenne en oxygène a chuté de 7,6 à 1,3 mg l⁻¹; neuf mois après (en mars), la concentration est descendue à 0,5 mg l⁻¹ pour ensuite remonter à 2,2 mg l⁻¹ (en septembre). Pendant les derniers mois (entre juin et septembre), les concentrations restent entre 2 et 3,5 mg l⁻¹.

Compte tenu du manque d'information sur le système pendant les études effectuées avec le WQRRS, nous pouvons admettre que les concentrations calculées en septembre (entre 3,5 et 2,4 mg l⁻¹) se rapprochent de nos résultats en janvier (moyenne volumétrique $\approx 3,6$ mg l⁻¹). En outre, entre septembre et janvier, les conditions hydrologiques font que les niveaux d'oxygène dans la retenue s'améliorent.

Cependant, bien que les résultats de la fin de la simulation soient cohérents avec nos résultats du début janvier, le modèle WQRRS a calculé des concentrations en oxygène moyennes faibles par rapport à la charge initiale de matière organique immergée (feuilles et litière). Nous ne pouvons pas supposer que d'autres types de matière organique (phytoplancton) ont été responsables de cette consommation d'oxygène car l'hypothèse de 100% de déboisement présente des concentrations en oxygène entre 4 et 7,6 mg l⁻¹ toute l'année. En outre, la concentration moyenne de 0,5 mg l⁻¹ calculée par le WQRRS, entre fin mars et début avril, doit correspondre à une colonne d'eau presque complètement désoxygéné, ce qui n'a jamais été observé à Tucurui, surtout si l'on considère qu'il s'agit d'une période de crue.

Les simulations avec le WQRRS ont été ensuite conduites par le Laboratório Nacional de Computação Científica (LNCC). En 1985, ELETRONORTE a remplacé le modèle WQRRS par le modèle WQ-ARM suite à la coopération établie entre l'INPA, Delft Hydraulics et elle-même.

10. Au moment de l'élaboration des simulations, il était convenu que le remplissage de la retenue se passerait en septembre 1983.

11. Trois campagnes sur terrain ont été effectuées en juillet, octobre 1980, et février 1981.

5.12.2 Le modèle WQ-ARM

Le modèle OXY-STRATIF développé par Delft Hydraulics pour la retenue de Brokopondo, a été soumis à plusieurs améliorations au cours de la coopération entre l'INPA, ELETRONORTE et Delft Hydraulics. Le nouveau modèle, WQ-ARM (Delft Hydraulics, 1988), a préservé la structure unidimensionnelle, avec une structure thermique établie avec un sous-modèle bi-couche; l'échelle du temps de ce modèle est mensuelle. Le WQ-ARM a été calé sur a base des données de Tukurui entre 1985 et 1986; il n'a pas été validé. La simulation prend la période de remplissage jusqu'à fin août 1986.

Nous avons détaillé précédemment les types de matière organique que le modèle WQ-ARM prend en compte (paragraphe 4.1 et 5.9.2): labile, moins labile, réfractaire; ces composants sont issus des feuilles, de la litière, et du phytoplancton. La dégradation de cette matière est représentée par une cinétique du premier ordre, dont les vitesses sont équivalentes à 15, 150 et 3600 jours.

Les résultats du modèle sont présentés par des isocontours (moyennes mensuelles). La comparaison avec nos résultats ne peut se faire que par la description de la performance du modèle WQ-ARM. Nous allons ensuite reproduire des extraits du document qui décrit les résultats du calage (Delft Hydraulics, 1988).

Compte tenu de l'hétérogénéité horizontale de la retenue et de la précision du modèle, les résultats ont été considérés satisfaisants. Les températures calculées par le modèle bi-couche présentent des surestimations et la stratification est en retard d'environ un mois. Les températures mesurées au fond sont environ 1°C inférieures aux températures calculées. Les faibles températures mesurées au fond de la retenue ont été considérées comme conséquence d'un refroidissement provoqué par les apports des petits ruisseaux. L'échelle de temps des phénomènes hydrauliques, inférieure à celle du modèle, a été indiquée comme un facteur important pouvant altérer la performance du modèle.

Les concentrations en oxygène dissous, et des nutriments, dans la colonne d'eau, pendant la crue, montrent des profils stratifiés. L'utilisation d'un coefficient de dispersion verticale faible a été l'explication avancée pour justifier ces résultats. L'augmentation du coefficient n'a pas été envisagée afin d'éviter un temps de calcul trop important. Des différences de l'ordre de 2 mg l⁻¹ entre les concentrations mesurées et calculées sont souvent constatées et deviennent plus fortes dans les couches du fond de la retenue. Les concentrations en ammonium sont sous-estimées dans les bas du métalimnion; le retard de la stratification provoque des concentrations faibles dans l'hypolimnion au début de l'étiage.

Selon les objectifs attendus, Delft Hydraulics (Delft Hydraulics, 1988) a suggéré que le modèle WQ-ARM répond aux critères de *validité*, de *précision*, et de *fiabilité*. La validité du modèle est vérifiée par les processus pris en compte et leur capacité de bien représenter le comportement du système. Il a été jugé que le modèle WQ-ARM a inclus tous les processus importants pour la

description quantitative de la qualité de l'eau de la retenue. La précision, bien qu'en admettant une erreur d'environ 30%, a été considérée acceptable. Des erreurs plus fortes, constatées surtout pendant les périodes de transition entre le brassage des eaux et la stratification, ont été imputées à la quantité et qualité des données de forçage et aux coefficients de dispersion. La fiabilité concerne la capacité du modèle à simuler d'autres scénarios et d'autres retenues. Ce critère est pris comme la combinaison de la validité et de la précision. Ainsi, selon Delft, si le modèle a été jugé positivement pour ces deux critères, le troisième est également vérifié.

Chapitre 6

Le modèle et l'écologie du système

Dans ce chapitre, les résultats du modèle sont analysés sous une perspective écologique. Les variables simulées (aspects physico-chimiques) sont interprétées à l'égard du biote de la retenue. Notre vision critique vis à vis la qualité de l'eau fait appel au concept d'usage multiple des systèmes aquatiques. Ce concept a un caractère sans doute anthropologique, puisque l'homme est un usager potentiel, mais il inclut également l'utilisation de l'eau par d'autres organismes; la possibilité d'utilisation de l'eau par un grand nombre d'organismes assure le maintien d'une diversité importante dans l'écosystème.

6.1 Le modèle et la stratification

Le modèle développé pour la retenue de Tucurui reproduit correctement l'évolution annuelle des variables d'état, ainsi que les événements de stratification et déstratification, ce qui est important en milieux aquatiques tropicaux, où souvent la stratification est suivie de la détérioration de la qualité de l'eau hypolimnique.

Dans ces milieux, la diminution de la température vers le fond est très faible et la thermocline n'est pas bien définie; elle est plutôt associée à une zone où il existe une barrière au mélange. Cette zone, souvent large, établit une transition graduelle entre l'épilimnion et l'hypolimnion (Heide, 1982). Cette barrière est cependant stable à Tucurui (pendant les mois d'étiage), comme nous pouvons le constater par les profils d'oxygène. Au cours de l'étiage, l'oxycline est forte et la séparation entre la couche aérobie et la couche anaérobie est nettement marquée. Le modèle simule bien ces aspects démontrant sa performance dans la description des transports verticaux.

Les différences trouvées entre les allures des profils d'oxygène et de température à Tucurui (voir figure 3.13) sont provoquées par les processus de consommation d'oxygène. Dans un milieu comme les retenues amazoniennes, où la charge en matière organique est très forte, la consommation d'oxygène est intense et l'anaérobiose survient dès que des faibles différences de densité s'installent dans la colonne d'eau. Le même comportement a été observé à Brokopondo

où la thermocline semblait peu stable mais l'oxycline était forte et permanente. La stabilité de la colonne d'eau à Brokopondo a duré très longtemps (>3 ans), ce qui a provoqué l'anaérobiose de l'hypolimnion avec des modifications d'écologie du système, ainsi que des dommages sévères pour l'utilisation de l'eau de la retenue (Heide, 1982).

La formation d'un hypolimnion anaérobie provoque des modifications sur le fonctionnement et les usages multiples des retenues (production de cyanophycés, altération de la chaîne trophique, diminution du volume d'eau disponible pour la vie piscicole etc.) (Tundisi, 1984). Ces modifications seront d'autant plus négatives que la durée de la période de stratification sera longue. Lorsqu'il s'agit d'un volume anaérobie important, la déstratification par un phénomène de convection, où l'eau oxygénée de surface est mélangée avec l'eau anaérobie du fond, provoque la diminution de la concentration en oxygène de la colonne d'eau, parfois à des niveaux tels que le biote est sérieusement atteint. La déstratification dans les lacs de várzea, pendant la *friagem*¹ ou la nuit, est souvent accompagnée d'une mortalité des poissons (Melack & Fisher, 1983; Tundisi *et al.*, 1984; Schmidt, 1973a; Schmidt, 1973b).

6.1.1 Le cycle aérobie-anaérobie

A Tucuruí, la déstratification est provoquée par les forts flux d'entrée pendant la crue. L'apport d'oxygène par ces flux est important, atténuant ainsi la diminution de la concentration dans la colonne d'eau lors du mélange des eaux anaérobies avec des eaux aérobies. L'influence du flux sur l'évolution des concentrations hypolimniques est bien marquée (Figure 6.1); pendant les périodes de crue, les concentrations d'oxygène dissous au fond (dernière couche de 1 m) sont supérieures à 3 mg l⁻¹.

Nous constatons la performance du modèle à reproduire les périodes d'anaérobiose pendant deux années hydrologiques très différentes. Le modèle simule le changement rapide des conditions d'oxygénation et permet d'obtenir la durée de la période d'anaérobiose hypolimnique. La bonne définition du cycle aérobie-anaérobie est une information importante pour la caractérisation limnologique de la retenue et d'intérêt majeur pour la vie piscicole qui peut être affectée par le manque d'oxygène au fond.

L'évolution des concentrations d'oxygène en surface (première couche de 1 m) (Figure 6.1), montre cependant que les poissons non strictement benthiques auront plus de chance que les benthiques de supporter les périodes de stratification. Ces concentrations sont toujours supérieures à 4 mg l⁻¹, permettant le maintien d'une production primaire et de la vie piscicole.

1. Phénomène de fort refroidissement de la température de l'air ayant lieu sporadiquement en Amazonie.

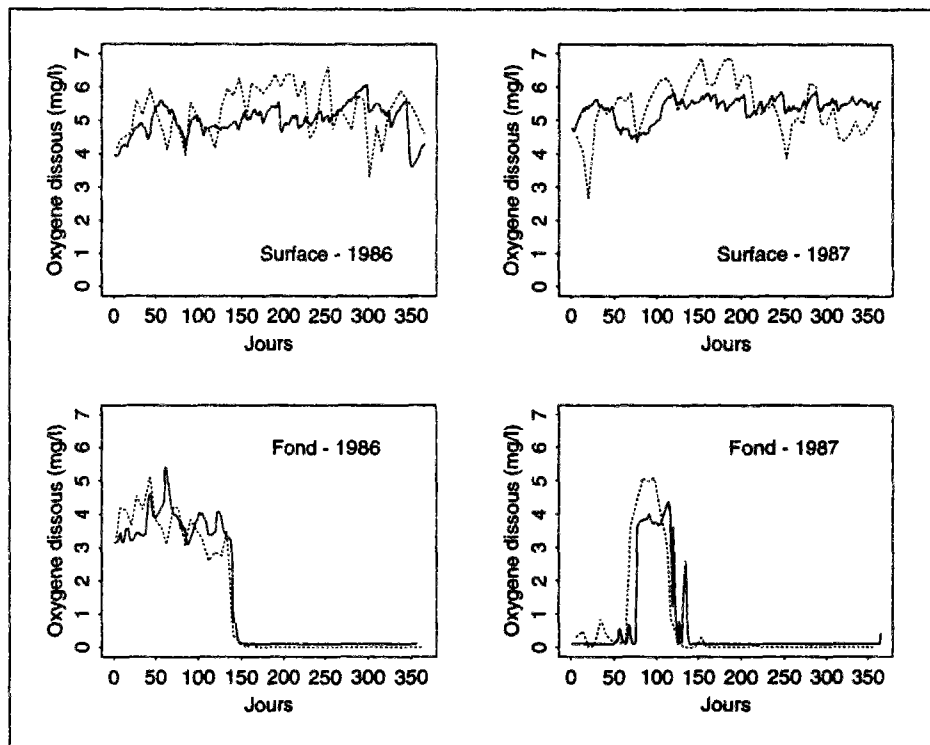


FIG. 6.1 - Evolution de la concentration de l'oxygène dissous en surface (première couche de 1 m) et au fond (dernière couche de 1 m) de la retenue en 1986 et 1987. Le trait continu correspond aux résultats du modèle (unidimensionnel) et le trait pointillé correspond aux mesures en M1.

6.1.2 Le statut trophique

Le maintien d'une productivité dans la retenue dépend cependant des facteurs autres que les seuls niveaux d'oxygène dissous, notamment de la concentration de nutriments. En surface (Figure 6.2), la concentration d'ammonium ne dépasse pas $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ pendant toute l'année. Ce niveau stable et faible peut indiquer que la production se maintient par un recyclage très rapide de nutriments, comme il a été observé dans les lacs de várzea (Forsberg *et al.*, 1988; Fisher & Parsley, 1979). La capture des nutriments dans la biomasse peut entretenir longtemps l'état trophique actuel de la retenue.

Les concentrations d'ammonium au fond (Figure 6.2) suivent le cycle aérobie-anaérobie de la retenue. Le modèle reproduit l'augmentation des concentrations dans l'hypolimnion pendant l'anaérobiose. Cette disponibilité de nutriments semble, cependant, d'intérêt mineur pour la biomasse car les concentrations en surface ne montrent aucun changement induit par l'accroissement de l'ammonium au fond. La barrière provoquée par la stratification empêche, dans une large mesure, le transport vertical des nutriments.

Au début de la crue, avec l'augmentation des débits d'entrée, la colonne d'eau est déstabilisée. Les fortes concentrations au fond diminuent et l'on retrouve des valeurs similaires aux valeurs de surface. A cette période, et pendant la stratification, la retenue subit une sorte de lavage car les flux de sortie d'ammonium sont alors très importants; le stock d'ammonium (et d'autres nutriments) est en majorité exporté vers l'aval lors du turbinage. L'impact de la retenue sur la qualité de l'eau de la rivière en aval est alors plus pénalisant pendant les périodes d'anaérobiose hypolimnique. L'eau soutirée pendant cette période présente des concentrations faibles en oxygène et très fortes en ammonium.

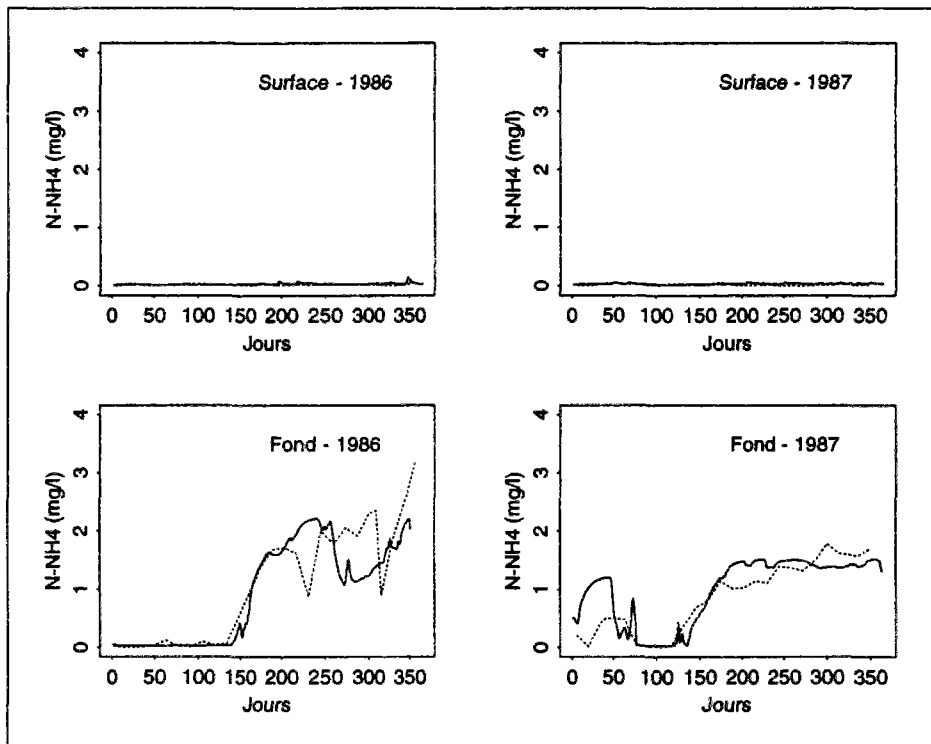


FIG. 6.2 - Evolution de la concentration de l'ammonium en surface (première couche de 1 m) et au fond (dernière couche de 1 m) de la retenue en 1986 et 1987. Le trait continu correspond aux résultats du modèle (unidimensionnel) et le trait pointillé correspond aux mesures en M1.

Nous constatons que les flux d'entrée et de sortie agissent très profondément sur la qualité de l'eau. Nous nous sommes ainsi préoccupé de les évaluer et de les comparer avec d'autres processus ayant lieu dans la retenue. Le modèle nous servira, dans cet objectif, d'outil pour estimer les flux annuels des variables biogéochimiques.

6.2 Les flux chimiques dans la retenue

Les flux ont été calculés par les deux modèles pendant l'année 1986. Les résultats du modèle trois boîtes sont présentés à titre indicatif puisqu'il n'a pas été validé; leur intérêt est de montrer l'évolution des flux au long de la retenue. Les deux modèles, bien qu'ils ne soient pas équivalents, présentent des résultats similaires; la consommation totale d'oxygène correspond à 95% du total des entrées d'oxygène pour le trois boîtes et à 97% pour l'unidimensionnel.

6.2.1 La matière organique et l'oxygène

Les résultats montrent l'influence des conditions d'oxygénation de l'eau sur la dégradation de la matière organique. Dans les milieux aérobies, la dégradation est plus rapide et la consommation d'oxygène plus forte. Cela est vérifié par l'évolution de la quantité d'oxygène consommé dans l'axe longitudinal (Figure 6.3): 192 540 t O₂ km⁻³ an⁻¹ dans la première boîte, 82 100 t O₂ km⁻³ an⁻¹ dans la deuxième boîte, et 14 700 t O₂ km⁻³ an⁻¹ dans la troisième boîte. Dans cette dernière boîte, où les eaux sont plus atteintes par l'anaérobiose, l'oxygène est moins consommé par les processus de dégradation et le stock de matière organique reste plus important que dans les zones plus oxygénées. L'influence de l'oxygénation de l'eau est également constatée par la variation des concentrations de VEG1 et de VEG2 en surface et au fond. Dans l'année 1986, la dégradation en surface (première couche de 1 m) est responsable de la dégradation de 26% de VEG1 et de 0,6% de VEG2; au fond (dernière couche de 1 m), cette dégradation consomme seulement 14% de VEG1 et 0,3% de VEG2.

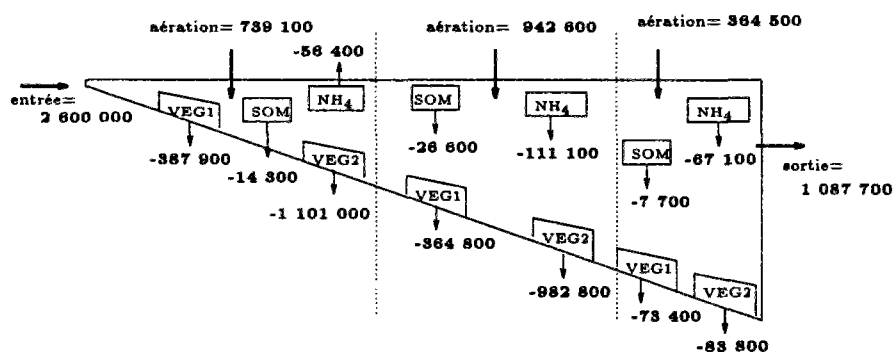


FIG. 6.3 - Flux d'oxygène dissous (tO₂an⁻¹) en 1986 calculés par le modèle trois boîtes.

Les flux d'oxygène montrent que la dégradation de la végétation immergée est la principale responsable de la consommation d'oxygène dans la retenue. La figure 6.4 présente les flux de consommation et d'entrée d'oxygène dissous calculés par le modèle unidimensionnel. La consommation annuelle d'oxygène par la dégradation des feuilles, litière, branches et troncs s'élève à

environ 88% de la consommation totale d'oxygène (Figure 6.5).

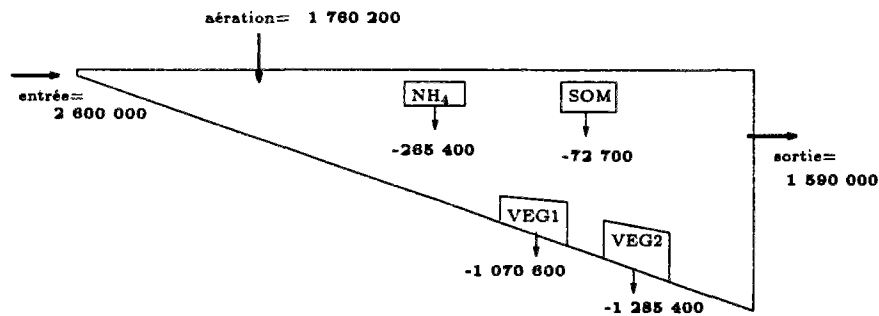


FIG. 6.4 - Flux d'oxygène dissous (tO_2an^{-1}) en 1986 calculés par le modèle unidimensionnel.

Cette consommation de l'oxygène dissous par la dégradation de la matière organique correspond, dans une certaine mesure, à celle calculée avec les données mesurées (Figure 3.20). Ce flux a été estimé aux environs de 1 700 000 t an⁻¹ (paragraphe 3.2.5). Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle estimée par le modèle, qui calcule une consommation d'oxygène par la dégradation de la matière organique d'environ 2 300 000 t an⁻¹. Les calculs effectués avec les mesures ne prennent pas en compte le partage de la matière organique en types de dégradabilité différente. Cette simplification semble sous-estimer la consommation d'oxygène par la dégradation de la végétation immergée.

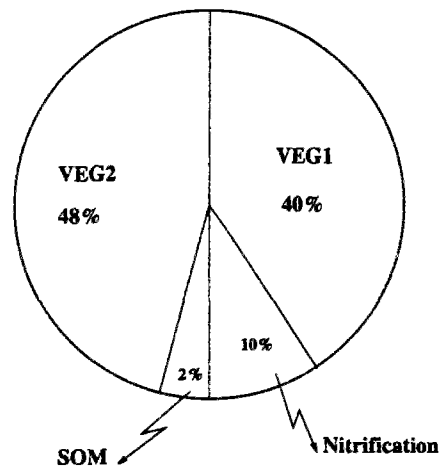


FIG. 6.5 - Répartition de la consommation totale d'oxygène dissous dans la retenue pour l'année 1986. Le total de cette consommation interne d'oxygène n'inclut pas les sorties par le barrage.

La figure 6.5 montre que la nitrification est responsable de 10% de la consommation totale d'oxygène dans la retenue. C'est un terme secondaire face à la consommation par la dégradation de la végétation immergée. Le modèle trois boîtes montre l'évolution de la nitrification selon

l'oxygénation du milieu (Figure 6.3). La consommation d'oxygène par la nitrification correspond à moins de 10% de la consommation totale dans les eaux plus oxygénées (1^{re} et 2^e boîte), et s'élève à 40% dans les eaux moins oxygénées (3^e boîte). Ces chiffres expriment l'importance de la consommation d'oxygène par l'oxydation des produits réduits par rapport à la consommation par la dégradation de la matière organique lorsqu'une partie du système est en anaérobiose (hypolimnion) et l'autre partie en aérobiose (épilimnion).

La consommation d'oxygène par la dégradation de la matière organique en suspension (*SOM*) est faible. Elle représente seulement 2% de la consommation totale d'oxygène (Figure 6.5).

Le flux par aération atmosphérique calculé par le modèle est fort par rapport à celui obtenu avec les données mesurées (Figure 3.20). Cependant, l'addition de ce flux au flux d'oxygène provenant de la production primaire totalise 1 900 000 t an⁻¹ ce qui est du même ordre que le flux calculé par le modèle (1 755 500 t an⁻¹). Nous constatons que le calage de la formulation d'aération a été fait de manière à prendre implicitement en compte cet apport de la production primaire.

6.2.2 La matière organique et l'ammonium

En ce qui concerne le flux d'ammonium, puisque la dégradation en milieu oxygéné est plus rapide, la production d'ammonium par cette dégradation est plus forte: l'évolution longitudinale de la production d'ammonium par la dégradation de la matière organique (Figure 6.6) passe de 1 940 t NH₄ km⁻³ an⁻¹ (1^{re} boîte) à 850 t NH₄ km⁻³ an⁻¹ (2^e boîte) et à 150 t NH₄ km⁻³ an⁻¹ (3^e boîte). Par ailleurs, la production totale d'ammonium (dégradation et relargage) présente la même décroissance de l'amont vers l'aval. Ainsi, nous observons que la quantité totale d'ammonium nitrifié est également plus forte en milieux plus oxygénés: cette quantité passe de 1540 t NH₄ km⁻³ an⁻¹ (1^{re} boîte) à 1350 t NH₄ km⁻³ an⁻¹ (2^e boîte) et à 920 t NH₄ km⁻³ an⁻¹ (3^e boîte).

La figure 6.7 présente les flux calculés par le modèle unidimensionnel. Une partie importante de l'ammonium est exportée vers l'aval du barrage; la sortie d'eau représente 48% de la perte de l'ammonium dans le système. La nitrification est responsable pour les 52% restant de la perte d'ammonium; une fraction de cette consommation peut néanmoins être imputée à la consommation par les producteurs primaires. Comme nous l'avons signalé précédemment (voir remarque dans le paragraphe 5.9.2), la vitesse de nitrification est forte par rapport aux valeurs présentées dans la littérature.

Les flux d'ammonium par la dégradation de la végétation immergée sont faibles; ils ne représentent que 29% du total des entrées d'ammonium dans l'année. La plupart de l'ammonium dégagé ($\approx 67\%$) provient du relargage (*krél*) qui fonctionne comme un réglage du système. Il représente un ensemble de phénomènes non pris en compte explicitement dans le modèle. Nous

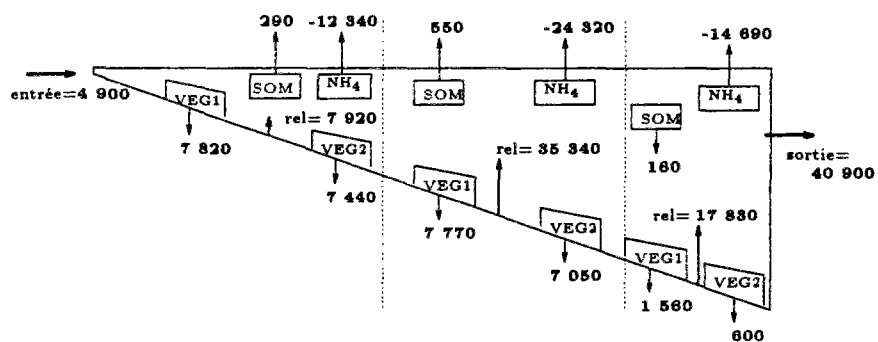


FIG. 6.6 - Flux d'ammonium ($tN-NH_4an^{-1}$) en 1986 calculés par le modèle trois boîtes.

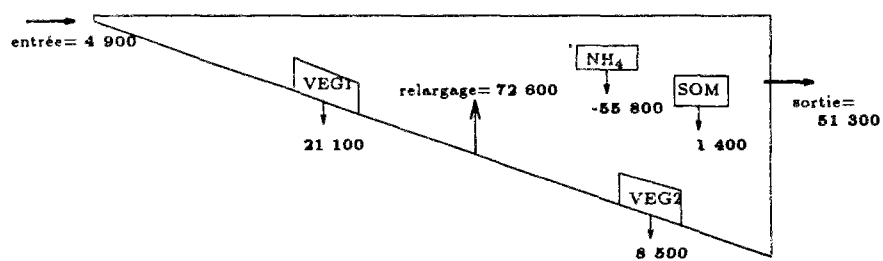


FIG. 6.7 - Flux d'ammonium ($tN-NH_4an^{-1}$) en 1986 calculés par le modèle unidimensionnel.

ne connaissons pas leur origine exacte mais ils sont associés à:

- un autre type de matière organique dont le rapport C:N est plus faible que celui de la végétation immergée, par exemple le phytoplancton, le périphyton, et les macrophytes.
- un dégagement provenant des sédiments dont la matière organique n'a pas été incluse dans les estimations de VEG1 et de VEG2.
- des apports provenant de la zone littorale qui est très riche en matière organique planctonique.

Le relargage d'ammonium est un point délicat du modèle car son flux est important mais il n'a pas une description formelle. Le modèle perd son caractère descriptif (mécaniste) et a peu de chances de répondre aux variations des cycles représentés implicitement par ce relargage.

6.3 Jouons avec le modèle

L'un des intérêts de la modélisation est de pouvoir évaluer quantitativement la qualité de l'eau de la retenue et de quelle manière les variables modélisées y interviennent. Les calculs des flux nous aident à voir globalement l'interaction entre les variables et l'écologie du système. Ainsi, nous pouvons observer que la dégradation de la végétation immergée (VEG1 et VEG2) représente la plus forte consommation d'oxygène dans la retenue. La seule dégradation des troncs, représente environ 48% de la consommation totale d'oxygène (Figure 6.3). Nous proposons dans ce paragraphe de créer des scénarios, d'obtenir des variations des résultats, et d'estimer ainsi les impacts de nos différentes hypothèses sur le système.

6.3.1 La quantité de végétation immergée

Les imprécisions des estimations de la végétation immergée à Tucurui sont importantes (voir paragraphe 3.1.2 et 4.2.5); la quantité de matière organique VEG1 et VEG2 peut varier en fonction de plusieurs facteurs externes à la modélisation. Nous avons alors utilisé le modèle pour tester l'influence des modifications des valeurs initiales de VEG1 et de VEG2 sur les résultats. La prise en compte des hétérogénéités spatiales de la végétation peut représenter un affinement des valeurs de VEG1 et de VEG2. Ainsi, nous avons procédé à des ajustements sur les estimations de la matière organique immergée:

- dans les couches du fond, correspondant à l'ancien lit du fleuve (≈ 8 m), la valeur de VEG2 a été réduite à 5% de la valeur initiale. Cette quantité de matière organique vise à représenter les sédiments organiques du fleuve.

- dans les couches de surface, correspondant à la zone littorale, la végétation est semi-immersée; la fraction des troncs et branches qui reste hors d'eau n'est pas connue. Il a été déterminé qu'environ 25% des troncs et des branches chutent 2 ans et demi après la mise en eau (Annexe A). Compte tenu de ces informations, nous avons adopté une réduction de 50% de *VEG2* dans les premiers 30 m de profondeur de la retenue, qui correspond à la profondeur maximale de la station MR (frontière entre la zone centrale et la zone littorale).
- la valeur de *VEG1* n'a pas été modifiée car la chute des feuilles s'effectue dans la première année suivant la mise en eau (Annexe A).

Les résultats de la simulation du modèle avec ces nouvelles valeurs initiales n'ont pas montré des variations importantes par rapport à la simulation originale. Les profils d'oxygène et les flux annuels sont similaires; la consommation annuelle d'oxygène est inférieure seulement de 10% à celle calculée dans la simulation originale. L'anaérobiose a lieu à la même période et l'oxycline est placée à la même profondeur. Globalement, les modifications introduites dans les estimations de la végétation immergée ont faiblement altéré les résultats du modèle dans l'échelle de temps d'une année.

6.3.2 L'impact de la végétation immergée

D'autres simulations ont été réalisées pour évaluer l'impact de l'immersion de la végétation. Dans un premier temps, nous avons éliminé les troncs (valeurs initiales de *VEG2* nulles); ce scénario correspond à l'enlèvement des troncs et des branches de la surface de la retenue. Le deuxième scénario prévoit l'enlèvement des feuilles (valeurs initiales de *VEG1* nulles).

Impact sur les concentrations en oxygène dissous

Pour les deux simulations, l'anoxie est survenue environ un mois après la date réelle. La quantité initiale de *VEG1* est minime face à toute sorte de matière organique non comptabilisée dans les estimations de végétation immergée (sols, racines, fougères). Le résultat de la simulation avec *VEG1* montre que des faibles quantités de matière organique sont capables de provoquer la formation d'un hypolimnion anaérobie lors de la stratification de la retenue; l'anoxie des eaux hypolimniques représentera toujours un impact à court terme.

L'influence majeure de l'élimination de *VEG2* ou de *VEG1* apparaît dans la récupération à long terme de la qualité de l'eau. Une charge moins importante en matière organique représente de périodes plus courtes d'anaérobiose et donc une élimination plus rapide de la matière organique originelle par dégradation aérobie.

Impact sur les concentrations en nutriments

En ce qui concerne des sels dissous, le dégagement d'ammonium, et par conséquent d'autres nutriments, n'est pas fortement dépendant de la dégradation de la végétation immergée. Les résultats montrent que la dégradation de VEG1 contribue avec 18% de la production totale d'ammonium et celle de VEG2 avec 16% (Figure 6.6). La forêt immergée ne constitue pas une source importante de nutriments dans la retenue. Les cycles autochtones (plancton et sédiments) doivent nourrir le système. Par ailleurs, la dégradation de la matière organique concernée par ces cycles doit consommer l'oxygène dissous; cette consommation est court-circuitée dans le modèle car le relargage *k_{rel}* représente le dégagement d'ammonium sans introduire pour autant un équivalent en matière organique. Ainsi, la dégradation de la végétation immergée, ainsi que la vitesse de ce processus, pourraient être encore plus faibles que celles déterminées par le calage, si les détritiques avaient été inclus dans le modèle.

6.3.3 Les sources de nutriments

Une simulation test a été réalisée pour confirmer la conclusion que la végétation immergée influence peu la production de nutriments dans la retenue. Nous avons supposé que les rapports C:N déterminés par les essais sur la végétation amazonienne (Annexe C) sont très forts; nous avons alors augmenté la quantité d'azote dans la matière organique en doublant les valeurs de n_{o_1} et de n_{o_2} . Les résultats de cette simulation montrent que VEG1 contribue avec 26% et VEG2 avec 23%, totalisant moins de 50% de la production totale d'ammonium. L'hypothèse effectuée, en surestimant le relargage d'ammonium par la dégradation de VEG1 et de VEG2, confirme la conclusion précédente: **la dégradation de la végétation immergée ne représente pas le dégagement majeur d'ammonium.**

L'influence d'autres types de matière organique

A partir des résultats des simulations précédentes, nous posons la question suivante: si la végétation immergée avait été enlevée du site, les cycles autochtones auraient-ils pu provoquer les mêmes conditions de qualité de l'eau dans la retenue?

Pour répondre à cette question, nous avons effectué une simulation où VEG1 et VEG2 sont nulles et MO1 représente le minimum de matière (débris organique, sol) qui resterait dans le site de la retenue (hypothétiquement $\approx 30\%$ de VEG1 ou 380 gC m^{-2}). Un flux constant de carbone représentant les détritiques (phytoplancton, périphyton, macrophytes, excrétion) est ajouté à MO1. Nous supposons que ce flux correspond à la production primaire mesurée à M1 ($17 \text{ mgC m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Le rapport C:N de cette nouvelle matière MO1 est considéré comme étant

0,15 (rapport de Redfield), et la vitesse de dégradation se rapproche à celle déterminée pour le phytoplancton ($3 \cdot 10^{-3}$ voir Tableau 2.5).

Les résultats de cette simulation, bien que chargés d'imprécisions, confortent certaines de nos hypothèses concernant le relargage d'ammonium. La dégradation de la matière organique provenant du plancton, représenté par MO1, correspond à 70% de la production totale d'ammonium. Effectivement, la dégradation de la matière planctonique peut être responsable par la majorité de la production d'ammonium. Cependant, le relargage *krei* intervient dans cette production pour 22%, confirmant ainsi la participation d'autres processus dans le recyclage de nutriments.

L'anoxie dans l'hypolimnion et une production forte de nutriments sont également constatés avec les sources de matière organique incluses dans ce scénario. Cependant, les périodes d'anoxie sont plus courtes d'un mois environ. La matière organique MO1 (détrit) ne se cumule pas dans les sédiments (valeur initiale égale à la valeur finale) ce qui indique un recyclage rapide des nutriments par la dégradation de cette matière. Si la retenue reste dans cet état, les périodes d'anoxie peuvent se perpétuer, ainsi que la production de nutriments. L'influence de la végétation immergée concerne surtout l'intensité et la durée des processus anaérobies.

6.3.4 La production des gaz

Le problème de la formation des gaz par dégradation anaérobie (H_2S , CH_4) n'est pas traité dans notre modèle mais nous pouvons faire appel à la relation existant entre la durée de l'anaérobiose et l'utilisation des accepteurs d'électron (chapitre 2). La production forte de H_2S est occasionné par la réduction des sulfates, qui n'a lieu qu'après la réduction des nitrates. La production de CH_4 n'apparaît qu'après une décroissance forte des concentrations des autres accepteurs d'électron (voir Tableau 2.2). Ainsi, plus longtemps l'anaérobiose dure, plus grande sera la possibilité de formation de ces gaz.

6.4 La portabilité du modèle

Un modèle est développé pour un certain type de système, comme le notre l'a été pour les retenues amazoniennes. Puis, il est calé sur les données d'un certain site, comme le notre l'a été sur les données de Tucurui. La question que l'on peut se poser ensuite est de savoir l'applicabilité du modèle à d'autres sites. Dans ce sens, un modèle développé pour une retenue peut difficilement être employé sur une autre avec la même fiabilité. Des adaptations aux conditions et caractéristiques du nouveau système doivent faire partie de la procédure de transposition du modèle (Jørgensen, 1990b).

Le modèle de Tucurui a été développé pour des conditions hydrodynamiques très spécifiques; les apports, le temps de séjour, la distribution des entrées et sorties ont beaucoup influencé la

conception du modèle et sa paramétrisation. Ainsi, il sera souhaitable de tester le modèle sur un éventail plus large de situations hydrologiques. Le calage sur d'autres retenues (Brokopondo, Curuà-Una, Balbina, Samuel), dont les débits sont environ 40 fois plus faibles qu'à Tucurui, pourrait nous informer sur la performance du modèle face à une structure hydrodynamiquement distincte de celle de Tucurui.

Connaître les résultats du modèle appliqué sur d'autres sites équivaut à connaître sa réaction aux différents forçages. L'analyse des éventuels décalages entre les résultats et les mesures informe sur les limitations du modèle. Ces limitations sont toujours attachées au modèle car c'est une représentation simple d'une partie du système. L'utilisation judicieuse des résultats doit intégrer la connaissance de leurs limitations (Jørgensen, 1988). L'application du modèle sur d'autres sites permet alors de mieux connaître son champs de réponse. Par la suite, l'utilisation de cet outil sur d'autres retenues dont la disponibilité des données est faible, ou sur des projets de retenues, peut être envisagé.

Chapitre 7

Conclusions générales

Au départ c'était le mystère, le rêve; puis l'homme s'est présenté à l'enfer (le vert!). La grandeur, l'exubérance, l'eau: l'Amazonie traduit encore aujourd'hui une frontière à explorer. Nous nous sommes engagé dans ce défi: en connaître un peu plus sur les systèmes aquatiques amazoniens. Le nombre de composants du biote de ces systèmes est important et leurs interrelations très complexes. Le comportement de ces composants varie dans le temps, leurs réponses à des fluctuations externes sont méconnues, et souvent les informations disponibles sont peu nombreuses. Devant ces obstacles, nous paraphrasons Fedra (Fedra, 1983): **les systèmes aquatiques amazoniens sont les derniers qu'on aurait dû vouloir modéliser!**

Le développement de notre travail ne s'est pas passé sans difficultés. La transposition du modèle thermique, développé pour les lacs profonds, a dû inclure quelques modifications dans les formulations du coefficient de dispersion. Cependant, les valeurs calés des paramètres sont tout à fait similaires aux valeurs déterminées pour le lac Léman (Tassin, 1986) et pour le lac du Bourget (Vinçon-Leite, 1991), ce qui confirme une certaine généralité des formulations du modèle.

Les adaptations effectuées ont été provoquées par la particularité de l'hydrodynamique de la retenue. L'influence des forts débits sur la qualité de l'eau, ainsi que l'importance de la dimension longitudinale, ont conduit à une description plus rigoureuse de la distribution de l'eau dans la retenue. Les deux modèles proposés pour décrire l'évolution de la qualité de l'eau au long de l'axe longitudinal représentent une contribution à la modélisation de cette variation spatiale, qui est souvent significative dans les retenues. Ces modèles ont l'avantage de simuler la verticale et la dimension longitudinale sans passer par une discrétisation bi-dimensionnelle; ils préservent leur unidimensionnalité. Le modèle trois boîtes et le modèle d'intrusion du flux démontrent que nous pouvons garder une approche simple tout en modélisant un système complexe.

Ces deux modèles ont été couplés à la **description biogéochimique de la retenue**, qui met en relation la qualité de l'eau et la dégradation de la végétation immergée. Le modèle présente l'originalité de prendre en compte la dégradation des troncs et des branches; ces parties, souvent

négligées dans les modèles décrivant la dégradation de ce type de matière organique, ont une vitesse de dégradation très faible mais leur quantité est assez importante pour provoquer une consommation notable d'oxygène dissous. Trois types de matière organique sont simulées, ainsi que deux variables qui représentent l'évolution de la qualité de l'eau: l'oxygène et l'ammonium.

Les résultats obtenus confortent les objectifs proposés pour notre travail dans la mesure où ils peuvent contribuer à la compréhension du fonctionnement des retenues amazoniennes. Le modèle développé simule d'une manière dynamique des variables importantes pour l'écologie du système. En outre, il synthétise l'intervention concomitante de plusieurs processus sur la qualité de l'eau. Le modèle donne une image en continu du comportement de la retenue, ce qui ne peut être que très difficilement dégagé à partir des seules mesures. L'application du modèle sur les données de deux années hydrologiquement distinctes (1986 et 1987) montre que les périodes de stratification et déstratification sont reproduites correctement. Les profils d'oxygène dissous permettent de bien suivre l'évolution de la couche anaérobie. Par ailleurs, l'oxycline est très bien positionnée pendant les deux années de simulation. La simulation de l'ammonium permet de suivre les faibles concentrations en surface, ainsi que la forte accumulation dans l'hypolimnion pendant les périodes de stratification. Les températures sont bien représentées pendant l'année de calage (1986) mais, pendant l'année de validation (1987), elles montrent un réchauffement trop important.

La gestion de la retenue à l'aide de la modélisation élargit les moyens d'action sur les problèmes d'eutrophisation, des pollutions ponctuelles et diffuses, des usages multiples de la retenue (qualité de l'eau pour l'irrigation, pour l'approvisionnement des villages, pour la pisciculture), de la qualité de l'eau en aval du barrage, etc. Les modèles peuvent également être utilisés comme un outil de prévision d'impact des interventions sur les retenues et des projets de barrage. Le modèle développé dans cette thèse intègre des variables qui permettent d'évaluer des critères importants de la qualité de l'eau et leur relation avec la végétation immergée. Nous avons pu montrer que la dégradation des troncs joue un rôle fondamental dans le bilan d'oxygène et que la végétation immergée ne constitue pas une source importante de nutriments pour la retenue. Les résultats du modèle trois boîtes peuvent encore être utilisés dans le cadre d'une analyse de l'usage multiple par zone de la retenue. Cet aspect de l'utilisation du modèle avant et après la formation de la retenue représente un atout qui doit néanmoins être resitué dans le cadre limité qui lui est propre.

Les perspectives de modélisation des systèmes amazoniens sont larges. Le modèle développé sur la base des données de Tukurui ouvre des voies pour des recherches futures, qui permettront d'obtenir un outil de plus en plus fiable. Des efforts peuvent encore faire avancer la description des entrées et des sorties, ainsi que la formalisation de l'influence des débits sur la dispersion verticale. L'effort d'amélioration des formulations doit cependant être basé sur des données de forçages mesurées à une fréquence plus importante. La modélisation du cycle thermique à Tukurui nous a permis de mettre en évidence un problème d'échelle entre les données

d'entrée et les phénomènes modélisés. Une plus grande précision ne peut être souhaitée que si les données disponibles permettent une validation convenable des hypothèses du modèle.

En ce qui concerne le modèle biogéochimique, nous avons fait apparaître l'importance de la production primaire sur le cycle des nutriments. L'inclusion du cycle du phytoplancton (périphyton, et macrophytes) pourra apporter des informations importantes sur le fonctionnement du système. Cependant, avant de nous lancer dans l'obtention de nouvelles données pour le perfectionnement du modèle, nous pensons que la base de données de la retenue de Tucurui doit être plus intensément exploitée. Les données encore disponibles permettent l'inclusion d'autres variables d'état (phosphores, nitrates, conductivité, chlorophylle) dans le modèle qui pourront fournir des indications complémentaires. Indications qui contribueront à une meilleure mise en œuvre du suivi limnologique de la retenue.

Bibliographie

- Alavian, V., Jirka, G. H., Denton, R. A., Johnson, M. C. & Stefan, H. G. (1992). Density currents entering lakes and reservoirs. *J. of Hydraulic Eng.*, 118(11):1464–1489.
- Araujo Filho, M. C. (1991). Modelagem matemática no gerenciamento da água em reservatórios. Uma primeira estimativa das futuras tendências na qualidade da água durante as fases de enchimento e estabilização de reservatórios tropicais: O caso da Usina Hidroelétrica de Porteira. Master's thesis, Escola de Engenharia de São Carlos. 231p.
- Aumen, N. G., Bottomley, P. J., Ward, G. M. & Gregory, S. V. (1983). Microbial decomposition of wood in streams: Distribution of microflora and factors affecting [¹⁴C] lignocellulose mineralisation. *Applied and Environmental Microbiology*, 46(6):1409–1416.
- Balon, E. K. & Coche, A. G. (1974). *Lake Kariba: A man-made tropical ecosystem in Central Africa*. Junk Publication, The Netherlands. 749p.
- Beck, M. B. (1983a). A procedure for modeling. In Orlob, G., editor, *Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs*, pages 11–41. Wiley-Interscience, UK.
- Beck, M. B. (1983b). Uncertainty, system identification, and the prediction of water quality. In Beck, M. & Stratén, G. v., editors, *Uncertainty and forecasting of water quality*, pages 3–68. Springer-Verlag, Berlin.
- Berlyn, G. P. & Battley, Y. C. (1985). Metabolism and synthetic function of cambial tissue. In Higuchi, T., editor, *Byosynthesis and Biodegradation of Wood Components*, pages 63–85. Academic Press, Inc., Orlando, USA.
- Berner, R. A. (1971). *Principles of Chemical Sedimentology*. McGraw-hill, USA. 240p.
- Billen, G. & Servais, P. (1988). Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In Bianchi, editor, *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*, pages 219–245. Masson, Paris.
- Braga, R. A. P. (1980). *Avaliação da frequência de queda das árvores no reservatório de Curuá-Una*. Rapport technique: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil). Brésil, 37p.

- Capone, D. G. & Kiene, R. P. (1988). Comparison of microbial dynamics in marine and freshwater sediments: Contrasts in anaerobic carbon catabolism. *Limnol. Oceanog.*, 33(4-II):725-749.
- Cazelles, B. (1987). *Modélisation d'un écosystème lotique: Dynamique du carbone organique dissous et des benthiques dans un cours d'eau pollué*. Thèse de Doctorat, Claude Bernard - Lyon I University. 427p.
- Cazelles, B. & Fontvieille, D. (1989). Modélisation d'un système lotique pollué par une charge organique: prise en compte de l'activité des microorganismes benthiques. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2:511-541.
- CET (1987a). *Programa de controle de macrófitas*. CET (Consórcio Engevix-Themag S.A.), Rapport technique: ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.). Brésil, 44p.
- CET (1987b). *Relatório interpretativo das variáveis biológicas: fitoplâncton e zooplâncton*. CET (Consórcio Engevix-Themag S.A.), Rapport technique: ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.). Brésil, 16p.
- CET (1989). *Relatório interpretativo das variáveis limnológicas (maio/85 à abril/88)*. CET (Consórcio Engevix-Themag S.A.), Rapport technique: ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.). Brésil, 81p.
- Chahuneau, F. (1984). Modélisation saisonnière du lac de Nantua. *Verh. Internat. Limnol.*, 22:125-131.
- Christofi, N., Preston, T. & Stewart, W. D. P. (1981). Endogenous nitrate production in an experimental enclosure during summer stratification. *Water Research*, 15:343-349.
- Clesceri, L. S., Greenberg, A. E. & Trussell, R. R. (1989). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, USA, 17th edition.
- Clesceri, L. S., Park, R. A. & Bloomfield, J. A. (1977). General model of microbial growth and decomposition in aquatic ecosystems. *Applied and Environ. Microbiology*, 33(5):1047-1058.
- Coillie, R., Visser, S. A., Campbell, P. G. C. & Jones, H. G. (1983). Evaluation de la dégradation du bois de conifères immergés durant plus d'un demi-siècle dans un réservoir. *Annl. Limnol.*, 19(2):129-134.
- Colberg, P. J. (1988). Anaerobic microbial degradation of cellulose, lignin, oligolignols, and monoaromatic lignin derivatives. In Zehner, A. J., editor, *Biology of Anaerobic Microorganisms*, pages 333-372. Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology, New York, USA.

- Cole, T. M. & Hannan, H. H. (1990). Dissolved oxygen dynamics. In Thornton, K., Kimmel, B. & Payne, F., editors, *Reservoir limnology: ecological perspectives*, pages 71–107. John Wiley and Sons, Inc., USA.
- CONICIT (1977). *Fuentes energéticas: una perspectiva venezolana*. Rapport technique: CONICIT (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas). Vénézuéla.
- Darwich, A. J. (1982). Estudos limnológicos na represa hidrelétrica de Curuá-Una (Santarém-PA). Master's thesis, Universidade do Amazonas. 207p.
- Davis, J. A. (1982). Adsorption of natural dissolved organic matter at the oxide/water interface. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46:2381–2393.
- Delft Hydraulics (1988). *Ecological Modelling for Reservoirs in the Amazon Area*. Rapport technique T 102/ T 333: Delft Hydraulics.
- ELETRONORTE (1989). *Usina Hidrelétrica de Tucuruí. Memória técnica*. Rapport technique: ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil). Brésil, 681p.
- EPA (1985). *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modelling*. EPA (Environmental Research Agency), USA, 455p.
- Fedra, K. (1983). A Monte Carlo approach to estimation and prediction. In Beck, M. & Straten, G. v., editors, *Uncertainty and forecasting of water quality*, pages 259–291. Springer-Verlag, Berlin.
- Fisch, G. F. & Januário, M. (1984). *Impacto Ecológico em Tucuruí: Climatologia*. Rapport technique: INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) - ELETRONORTE (Centrais Elétrica do Norte do Brasil).
- Fischer, H. B., List, E. J., Koh, R. C. Y., Imberger, J. & Brooks, N. H. (1979). *Mixing in inland and coastal waters*. Academic Press. 480p., New York.
- Fischesser, B. (1970). *La vie de la Forêt*. Horizons de France, Paris.
- Fisher, T. R. & Parsley, P. E. (1979). Amazon lakes: Water storage and nutrient stripping by algae. *Limnol. Oceanogr.*, 24:547–553.
- Ford, D. & Johnson, M. (1980). Field observations of density currents in impoundments. In Stefan, H., editor, *Proceedings of the Symposium on Surface Waters Impoundments*, pages 1239–1248. Minneapolis-Minnesota.
- Foree, E. G. & McCarty, P. L. (1970). Anaerobic decomposition of algae. *Environ. Sc. Technol.*, 4(10):842–849.

- Forsberg, B. R. (1984). Nutrient processing in amazon floodplain lakes. *Verh.Internat. Verein. Limnol.*, 22:1294-1298.
- Forsberg, B. R., Devol, A. H., Richley, J. E., Martinelli, L. & Santos, U. (1988). Factors controlling nutrient concentrations in amazon floodplain lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 33:41-56.
- Furch, K., Junk, W. J. & Campos, Z. E. S. (1989). Nutrient dynamics of decompositon leaves from amazonian floodplain forest species in water. *Amazoniana*, 1:91-116.
- Gayle, B. P., Boardman, G. D., Sherrard, J. H. & Benoit, R. (1989). Biological denitrification of water. *J. Environ. Engineering*, 115(5):930-943.
- Godfried, D. V., Keltjens, J. T. & Drift, C. (1988). Biochemistry of methane production. In Zehnder, A. J., editor, *Biology of Anaerobic Microorganisms*, pages 707-770. Wiley Series in Ecological and Applied Micrology, New York.
- Goldman, J. C., Caron, D. A., Andersen, O. K. & Dennet, M. R. (1985). Nutrient cycling in a microflagellate food chain. I Nitrogen dynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 24:231-242.
- Goldstein, I. (1981). *Organic Chemicals from Biomass*. CRC Press, Inc., Floride, USA. 300p.
- Golley, F. B., McGinnis, J. T., Clements, R. G., Child, G. I. & Duever, M. J. (1978). *Ciclagem de Minerais em um Ecossistema de Floresta Tropical Umida*. EPU et EDUSP, São Paulo, Brésil. 256p.
- Golterman, H. L. (1975). *Physiological Limnology*. Developments in Water Science 2. Elsevier, Amsterdam. 489p.
- Gottschalk, G. (1979). *Bacterial Metabolism*. Springer-Verlag, New York. 341p.
- Gunnison, D., Engler, R. M. & Patrick, W. H. J. (1985). Chemistry and microbiology of newly flooded soils: Relationship to reservoir water quality. In D.Gunnison, editor, *Microbial Processes in Reservoirs*, pages 39-57. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Hall, G. H. (1982). Apparent and measured rates of nitrification in the hypolimnion of a mesotrophic lake. *Applied and Environ. Microbiol.*, 43(3):542-547.
- Hall, G. H. & Jeffries, C. (1984). The contribution of nitrification in the water column and profundal sediments to the total oxygen deficit of the hypolimnion of a mesotrophic lake (Grashmere, English Lake District). *Microb. Ecol.*, 10:37-46.
- Hanaki, K., Wantawin, C. & Ohgaki, S. (1990). Effects of the activity of heterotrophs on nitrification in a suspended growth reactor. *Water Research*, 24(3):289-296.
- Harrison, P. G. & Mann, K. H. (1975). Detritus formation from eelgrass (*Zostera Marina* L.): The relative effects of fragmentation, leaching, and decay. *Limnol. Oceanogr.*, 20(6):924-934.

- Hattori, A. (1983). Denitrification and dissimilatory nitrate reduction. In et D.G. Capone, E. C., editor, *Nitrogen in the Marine Environment*, pages 191–232. Academic Press, New York.
- HEC (1978). *WQRRS, generalized computer program for river-reservoir system*. Rapport technique: US Army Corps of Engineers, HEC. USA, 210p.
- Heide, J. (1982). *Lake Brokopondo: Filling phase limnology of a man-made lake in the humid tropics*. PhD thesis, Vrije Universiteit te Amsterdam. 271p.
- Henderson-Sellers, B. (1984). *Engineering limnology*. Pitman Advanced Publishing Program, London. 355p.
- Higuchi, T. (1985). Biosynthesis of lignin. In Higuchi, T., editor, *Byosynthesis and Biodegradation of Wood Components*, pages 141–160. Academic Press, Inc., Orlando, Floride, USA.
- Hocking, G. C., Sherman, B. S. & Patterson, J. C. (1988). Algorithm for selective withdrawal from stratified reservoir. *Jour. Hyd. Eng.*, 114(7):707–719.
- Hondzo, M. & Stefan, H. (1993). Lake water temperature simulation model. *J. of Hydraulic Eng.*, 119(11):1251–1273.
- Howard-Williams, C. & Junk, W. J. (1977). The chemical composition of central amazonian macrophytes with special reference to their role in the ecosystem. *Arch. Hydrobiol.*, 79:446–464.
- Hua, H. (1990). Accurate method for calculation of saturation DO. *J. Environm. Engineering*, 116(5):988–990.
- Imberger, J. (1980). Selective withdrawal: a review. *2nd International Symposium on Stratified Flows*, pages 381–400.
- Imberger, J. & Hamblin, P. F. (1982). Dynamics of lakes, reservoirs, and cooling ponds. *Ann. Rev. Fluid Mech.*, 14:153–187.
- Imberger, J. & Patterson, J. C. (1981). A dynamic reservoir simulation model - DYRESM:5. In Fischer, H., editor, *Transport models for inland and coastal waters*, pages 310–361. Academic-Press, California, USA.
- Jaakko Pöyry (1988). *Avaliação da Fitomassa*. Rapport technique: ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.), Brésil, 88p.
- Jewell, W. J. & McCarty, P. L. (1971). Aerobic decomposition of algae. *Environ.Sc. Technol.*, 5(10):1023–1031.
- Jordan, C. F. & Uhl, C. (1978). Biomass of tierra firme forest of the amazon basin. *Æcol. Plant*, 13(4):387–400.

- Jørgensen, S. E. (1983). Ecological modeling of lakes. In Orlob, G., editor, *Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs*, International Institute for Applied Analysis, pages 337–394. Pitman Press, Bath, U.K.
- Jørgensen, S. E. (1988). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Developments in Environmental Modelling 9. Elsevier Sci. Publishers B.V., Amsterdam. 391p.
- Jørgensen, S. E. (1990a). Ecosystem theory, ecological buffer capacity, uncertainty and complexity. *Ecol. Modelling*, 52:125–133.
- Jørgensen, S. E. (1990b). *Modelling eutrophication of lakes*. Royal Danish School of Pharmacy, Copenhagen. Doctor of Science Thesis, 69p.
- Junk, W. J. (1970). Investigations on the ecology and production-biology of the floating meadows (paspalo-eschinochloetum) on the middle amazon. *Amazoniana*, 2:449–495.
- Junk, W. J. (1984). Ecology of the varzea, floodplain of amazonian white water rivers. In Sioli, H., editor, *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*, pages 215–244. Dr. W. Junk, Dordrecht.
- Junk, W. J., Robertson, B. A., Darwich, A. J. & Vieira, I. (1981). Investigações limnológicas em Curuá-Una, a primeira hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 11:689–716.
- Kaplan, W. A. (1983). Nitrification. In Carpenter, E. & Capone, D., editors, *Nitrogen in the Marine Environment*, pages 139–190. Academic Press, New York.
- Kaushik, N. K. & Hynes, H. N. (1971). The fate of dead leaves that fall into streams. *Arch. Hydrobiol.*, 68(4):465–515.
- Kirk, T. K. & Shimada, M. (1985). Lignin biodegradation: The microorganisms involved, and the physiology and biochemistry of degradation by white-rot fungi. In Higuchi, T., editor, *Biosynthesis and Biodegradation of Wood Components*, pages 579–605. Academic Press, Inc., Orlando, Florida, USA.
- Kling, G. W. (1988). Comparative transparency, depth of mixing, and stability of stratification in lakes of Cameroon, West Africa. *Limnol. Oceanogr.*, 33:27–40.
- Klinge, H., Furch, H., Harms, E. & Revilla, J. (1983). Foliar nutrients levels of native tree species from Central Amazonia. I. Inundation Forests. *Amazoniana*, 1:19–45.
- Klinge, H., Furch, K. & Harms, E. (1984). Selected bioelements in bark and wood of native tree species from central-amazonian inundation forests. *Amazoniana*, 1:105–117.
- Klump, J. & Martens, C. (1983). Benthic nitrogen regeneration. In et D.G. Capone, E. C., editor, *Nitrogen in the Marine Environment*, pages 441–458. Academic Press, New York.

- Kruh, J. (1989). *Biochimie: Études médicales et biologiques. II Métabolismes*. Collection Méthodes. Hermann Éditeurs, Paris. 282p.
- Legal, Y. (1988). *Biochimie Marine*. Masson Edition, Paris. 285p.
- Lewis, W. M. (1983). Temperature, heat, and mixing in Lake Valencia, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.*, 28:273-286.
- Lush, D. & Hynes, H. N. (1973). The formation of particles in freshwater leachates of dead leaves. *Limnol. Oceanogr.*, 18(6):968-977.
- MacIntyre, S. & Melack, J. M. (1984). Vertical mixing in Amazon floodplain lakes. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.*, 22:1283-1287.
- Martin, G. (1979). *Le problème de l'azote dans les eaux*. Technique et Documentation. Lavoisier, Paris. 279p.
- Mathews, C. P. & Kowalski, A. (1969). The disappearance of the leaf litter and its contribution to production in the river Thames. *Journal of Ecology*, 57:543-552.
- McCarthy, J. J. (1980). Nitrogen. In Morris, I., editor, *The Physiological Ecology of Phytoplankton*, pages 191-233. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- McInerney, M. J. (1988). Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. In Zehnder, A., editor, *Biology of Anaerobic Microorganisms*, pages 373-415. John Wiley and Sons Inc.
- Melack, J. M. & Fisher, T. R. (1983). Diel oxygen variations and their implications in amazon floodplain lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 98:422-442.
- Messer, J. J. & Brezonik, P. L. (1984). Laboratory evaluation of kinetics parameters for lake sediment denitrification models. *Ecological Modelling*, 21:277-286.
- MINFRA (1990a). *Balanco Energético Nacional*. Rapport technique: MINFRA (Ministério da Infra-Estrutura), Brésil.
- MINFRA (1990b). *Plano Diretor de Meio Ambiente do Setor Elétrico 1991/1993*. Rapport technique: MINFRA (Ministério da Infra-Estrutura) and Secretaria Nacional de Energia and Centrais Elétricas Brasileiras, Brésil.
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annu. Rev. Microbiol.*, 3:371-394.
- Morrison, K. A., Thérien, N. & Marcos, B. (1987). Comparison of six models for nutrient limitations on phytoplankton growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44:1278-1288.
- Nash, L. & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models, Part I: A discussion of principles. *J. Hydrol.*, 10:282-290.

- Nielsen, S. N. (1992). *Application of maximum exergy in structural dynamic models*. PhD thesis, National Environmental Research Institute, Denmark. 51p.
- Nishio, T., Koike, I. & Hattori, A. (1983). Estimates of denitrification and nitrification in coastal and estuarine sediments. *Applied and Environ. Microbiol.*, 45(2):444–450.
- Octavio, K. A. H., Jirka, G. H. & Harleman, D. R. F. (1977). *Vertical heat transport mechanisms in lakes and reservoirs*. Rapport technique: Water Resources and Hydrodynamics, M.I.T., USA.
- Ogawa, H., Yoda, K., Ogini, K. & Kira, T. (1965). Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand. *Plant Biomass, Nature and life in Southeast. Asia*, 4:49–80.
- Ogura, N. (1975). Further studies on decomposition of dissolved organic matter in coastal seawater. *Marine Biology*, 31:101–111.
- Ohgaki, S. & Wantawin, C. (1989). Nitrification. In et M.J. Gromiec, S. J., editor, *Mathematical Submodels in Water Quality Systems*, Developments in Environmental Modelling, pages 247–276. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- O'Neill, R. V., DeAngelis, D. L., Partor, J. J., Jackson, B. J. & Post, W. M. (1989). Multiple nutrient limitations in ecological models. *Ecological Modelling*, 46:147–163.
- Orlob, G. T. (1983). One-dimensional models for simulation of water quality in lakes and reservoirs. In Orlob, G., editor, *Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs*, pages 227–273. Wiley-Interscience, UK.
- Ovington, J. D. & Olson, J. S. (1970). Biomass and chemical content of el verde lower montane rain forest plants. In Odum, H., editor, *A Tropical Rain Forest*. Div. Tech. Info., USA.
- Paiva, M. P. (1977). *Algumas Considerações sobre o Reservatório de Brokopondo (Surinam)*. Rapport technique: ELETROBRAS (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.). Brésil, 61p.
- Patten, B. C. (1971). *Systems analysis and simulation in ecology*, volume 1. Academic Press, New York. 607p.
- Payne, A. I. (1986). *The ecology of tropical lakes and rivers*. John Wiley & Sons. 240p., UK.
- Pereira, A. (1989). *Etude des données limnologiques de la retenue de Tucurui, Amazonie - Brésil*. DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. Promotion 8, 55p.

- Perrin de Brichambaut, C. (1963). *Rayonnement solaire et échanges radiatifs naturels*. Gauthier-Villars, Paris. 300p.
- Pires, J. M. (1984). The amazonian forest. In Sioli, H., editor, *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*, pages 581–602. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Polunin, N. V. C. (1982). Processes in decay of reed (*Phragmites Australis*) litter in freshwater. *Arch. Hydrobiol.*, 94:182–209.
- Pomeroy, R. & Kirschman, H. D. (1945). Determination of dissolved oxygen: Proposed modification of the Winkler method. *Industrial and engineering chemistry*, 17:715–716.
- Rai, H. (1979). Microbiology of central amazonian lakes. *Amazoniana*, 6(4):583–599.
- Rai, H. & Hill, G. (1981). Physical and chemical studies of Lago Tupé: a Central Amazonia black water ria lake. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 66(1):37–82.
- Rai, H. & Hill, G. (1984). Primary production in the amazonian aquatic ecosystem. In Sioli, H., editor, *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*, pages 311–336. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Reckhow, K. H. & Chapra, S. C. (1983). *Engineering approaches for lake management*. Butterworth Publishers, USA.
- Revilla, J. (1984). *Estimativa da Fitomassa do Reservatório de Tucuruí*. Rapport technique: INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), ELETRONORTE (Centrais Eléctricas do Norte do Brasil).
- Revilla, J., Kahn, F. L. & Guillaumet, J. L. (1980). *Estimativa da Fitomassa do Reservatório de Tucuruí*. Rapport technique: INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), ELETRONORTE (Centrais Eléctricas do Norte do Brasil).
- Revilla, J., Kahn, F. L. & Guillaumet, J. L. (1982). *Estimativa da Fitomassa do Reservatório de Tucuruí*. Rapport technique: INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), ELETRONORTE (Centrais Eléctricas do Norte do Brasil).
- Revilla, J. & Silva, M. F. (1982). *Cadastramento florístico do reservatório de Tucuruí*. Rapport technique: INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), ELETRONORTE (Centrais Eléctricas do Norte do Brasil).
- Ribeiro, J. S. B. (1980). *Lagos experimentais*. Rapport technique: INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), ELETRONORTE (Centrais Eléctricas do Norte do Brasil).

- Robbe, D. (1975). *Influence des matières minérales en suspension sur la qualité de l'eau*. Rapport technique: Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris.
- Ruel, K. & Barnoud, F. (1985). Degradation of wood by microorganisms. In Higuchi, T., editor, *Byosynthesis and Biodegradation of Wood Components*, pages 441–467. Academic Press, Inc., Orlando, Floride, USA.
- Salati, E. & Marques, J. (1984). Climatology of the amazon region. In Sioli, H., editor, *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*, pages 85–126. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Saunders, G. W. (1976). Decomposition in fresh water. In Anderson, J. & Macfadyen, A., editors, *The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes*, pages 341–373. Blackwell Scientific. 17th Symposium of the British Ecological Society, UK.
- Schmidt, G. W. (1973a). Primary production of phytoplankton in three types of Amazonia waters. II The limnology of a tropical floodplain lake in Central Amazonia (Lago do Castanho). *Amazoniana*, 2:139–203.
- Schmidt, G. W. (1973b). Primary production of phytoplankton in three types of Amazonia waters. III Primary productivity of phytoplankton in a tropical floodplain lake of Central Amazonia, Lago do Castanho, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, 4:379–404.
- Schnoor, J. L. & Stumm, W. (1985). Acidification of aquatic and terrestrial systems. In Stumm, W., editor, *Chemical processes in lakes*, pages 312–338. Wiley-Interscience, USA.
- Schwartzbrod, J. & Martin, G. (1985). Les micro-organismes, agents biogéochimiques. In Martin, G., editor, *Point sur l'épuration et le traitement des effluents (l'eau, l'air)*. II. *Bactériologie des milieux aquatiques*, pages 1–45. Technique et Documentation, Lavoisier, Paris.
- Seitzinger, S. P. (1988). Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, 33(4, part 2):702–724.
- Servais, P. (1987). *Étude de la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en rivière*. PhD thesis, Université de Bruxelles. 271p.
- Silva, M. F. F. (1982). *Produção Anual de Serrapilheira e seu Conteúdo Mineralógico em Mata Tropical de Terra Firme na Ára do Rio Tocantins*. PhD thesis, INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia)/ FUA (Universidade do Amazonas), Brésil.
- Simons, T. J. (1981). *The seasonal climate of the upper ocean: data analysis and model development*. Rapport technique: National Water Research Institute, Canada.

- Sioli, H. (1984). The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and rivers types. In Sioli, H., editor, *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*, pages 127–166. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Smith, I. R. (1979). Hydraulic conditions in isothermal lakes. *Freshwater biology*, 9:119–145.
- Streeter, H. W. & Phelps, E. B. (1925). *Study of the pollution and natural purification of the Ohio river. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration*. Rapport technique 146: US Pub. Health Serv., USA.
- Takahashi, M., Yoshioda, T. & Saijo, Y. (1982). Nitrogen metabolism in lake Kizaki, Japan. III. Active nitrification in early summer. *Arch. Hydrobiol.*, 93(3):272–286.
- Tassin, B. (1986). *Contribution à la modélisation écologique du lac Léman: Modèles physiques et biogéochimiques du lac*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Thérien, N. & Spiller, G. (1981). A mathematical model of the decomposition of flooded vegetation in reservoirs. In Thérien, N., editor, *Simulating the environmental impact of a large hydroelectric project*, pages 87–98. Simulation Proceedings Series 9(2), Canada.
- Tiedje, J. M. (1988). Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In Zehner, A. J., editor, *Biology of Anaerobic Microorganisms*, pages 179–244. Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology, New York, USA.
- Tundisi, J. G. (1984). Estratificação hidráulica em reservatórios e suas consequências ecológicas. *Ciência e Cultura*, 36(9):1489–1496.
- Tundisi, J. G., Calijuri, M. C. & A. L. Oliveira Neto, A. (1987). *Determinação da produção primária do fitoplâncton no reservatório de Tucuruí - PA*. Rapport technique: USP (São Carlos), ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil).
- Tundisi, J. G., Forsberg, B. R., Devol, A. H., Zaret, T. M., Tundisi, T. M., Santos, A., Ribeiro, J. S. & Hardy, E. R. (1984). Mixing patterns in Amazon lakes. *Hydrobiologia*, 108:3–15.
- Vinçon-Leite, B. (1991). *Contribution de la modélisation mathématique à l'étude de la qualité de l'eau dans les lacs sub-alpins: le lac du Bourget (Savoie)*. Thèse de Doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées. 274p.
- Ward, B. B., Olson, R. J. & Perry, M. J. (1982). Microbial nitrification rates in the primary nitrite maximum off southern California. *Deep-Sea Research*, 29(2A):247–255.
- Watanabe, M. (1978). Modelling of the eutrophication process in lakes and reservoirs. In *Modelling the water quality of the hydrological cycle symposium*, pages 200–210. IAHS Publication 125, UK.

- Wetzel, R. G. (1983). *Limnology*. Saunders College Publishing, New York, 2th edition. 767p.
- Widdel, F. (1988). Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur reducing bacteria. In Zehner, A. J., editor, *Biology of Anaerobic Microorganisms*, pages 469–585. Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology, New York, USA.
- Wunderlich, W. O. (1972) *Heat and mass transfer between a water surface and the atmosphere*. Rapport technique: Tennessee Valley Authority, USA.
- Young, P. (1983). The validity and credibility of models for badly defined systems. In Beck, M. & Straten, G. v., editors, *Uncertainty and forecasting of water quality*, pages 69–98. Springer-Verlag, Berlin.

Annexe A

Inondation de la végétation terrestre

La manière dont la végétation terrestre est inondée lors du remplissage d'une retenue ou d'un réservoir a été rarement prise en compte dans les modèles de dégradation de la végétation. Le nombre d'incertitudes concernant la description de cette inondation est certes grand mais l'introduction progressive de la végétation terrestre pendant la période de remplissage peut influencer fortement les calculs d'apport en matière organique.

Dans le modèle de Delft Hydraulics (Delft Hydraulics, 1988), la végétation immergée a été partagée entre litière et partie aérienne, composée de feuilles et de petites branches dont la distribution verticale a été considérée comme uniforme. La litière est inondée immédiatement, la partie aérienne étant inondée graduellement selon la fraction calculée par l'équation A.1:

$$f_i = \frac{(H_e - H_0)}{(H_a - H_0)} \quad (\text{A.1})$$

Où

H_e	=	hauteur d'eau à chaque pas de temps	(m)
H_0	=	hauteur d'eau au début du pas de temps	(m)
H_a	=	hauteur moyenne des arbres	(m)

Cependant, la distribution de la végétation sur la verticale n'est pas uniforme. La quantité de végétation immergée et semi-immersée à un certain niveau d'eau de la retenue peut beaucoup varier selon la distribution adoptée. Deux hypothèses de distribution de la végétation (Araujo Filho, 1991) illustrent les différences obtenues dans les calculs de la végétation immergée et semi-immersée.

Dans le cas d'une distribution uniforme sur la verticale (Figure A.1), nous aurons, dans un tronçon unitaire, une quantité de végétation immergée égale à la moitié de la quantité totale de végétation dans le tronçon. La végétation semi-immersée correspondra donc à l'autre moitié de cette végétation.

En revanche, pour une distribution verticale triangulaire ascendante (Figure A.2), nous aurons dans le tronçon unitaire une quantité de végétation immergée correspondante à $\frac{1}{3}$ de la quantité totale de végétation et $\frac{2}{3}$ correspondant à la végétation semi-immersée.

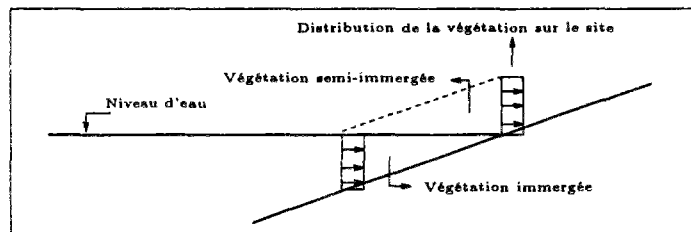


FIG. A.1 - Schéma de la distribution verticale uniforme de la végétation terrestre.

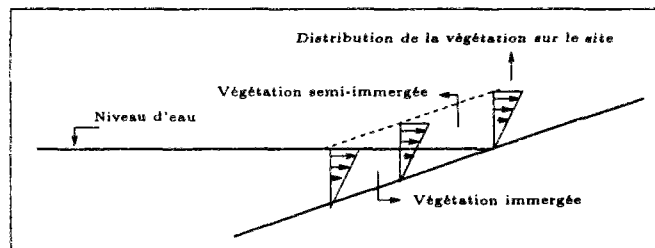


FIG. A.2 - Schéma de la distribution verticale triangulaire ascendante de la végétation terrestre.

Nous observons que dans l'hypothèse d'une distribution uniforme la végétation immergée est plus importante de 16% que dans l'hypothèse d'une distribution ascendante. Cependant, selon la composition floristique de la végétation et lors d'un temps de remplissage court, ces différences ont une importance mineure dans le calcul d'apport en matière organique. La distribution de la végétation adoptée pourra par contre jouer un rôle important à la fin de la mise en eau lorsqu'il s'agira d'indiquer la quantité de végétation qui restera hors de l'eau.

A.1 La végétation semi-immersée

Lors de l'inondation d'une forêt, les arbres d'une hauteur supérieure au niveau de l'eau resteront semi-immersés. Les zones plus proches des berges du plan d'eau (zones littorales) ont des profondeurs faibles, en conséquence elles concentrent la plus grande partie de la végétation semi-immersée.

Dans les retenues cette végétation, auparavant éloignée des bords de la rivière, n'est pas adaptée à des inondations périodiques à l'exemple de la forêt d'*igapó* ou de la forêt de *várzea*

(Pires, 1984). Ainsi, suite à la mise en eau, les arbres résistent un certain temps, qui dépendra de l'espèce, puis ils perdent leurs feuilles, leurs branches, et ensuite les troncs se cassent et les arbres sont alors complètement submergés.

L'observation de la mortalité graduelle de la végétation semi-immergée après la mise en eau a été effectuée par deux expériences sur des retenues amazoniennes: la retenue de Curuá-Una et le lac expérimental 31 de Março (Tucuruí).

Dans la retenue de Curuá-Una, la fréquence de chute des branches et troncs a été suivie pendant 1 an après la mise en eau dans 5 stations d'échantillonnage (Braga, 1980). La chute des arbres n'est pas linéaire dans le temps, pouvant être expliquée par une relation parabolique (Figure A.3). Aucun arbre ne tombe dans les deux premiers mois suivant l'immersion; ce délai comprend la mort de l'arbre, la colonisation des troncs par les décomposeurs et une décomposition assez forte pour permettre la rupture du tronc. Après une période de 2,5 ans, l'expérience a montré que 25% des arbres observés avaient leurs troncs cassés, 20% avec un diamètre inférieur à 30 cm et 5% avec un diamètre supérieur à 30 cm.

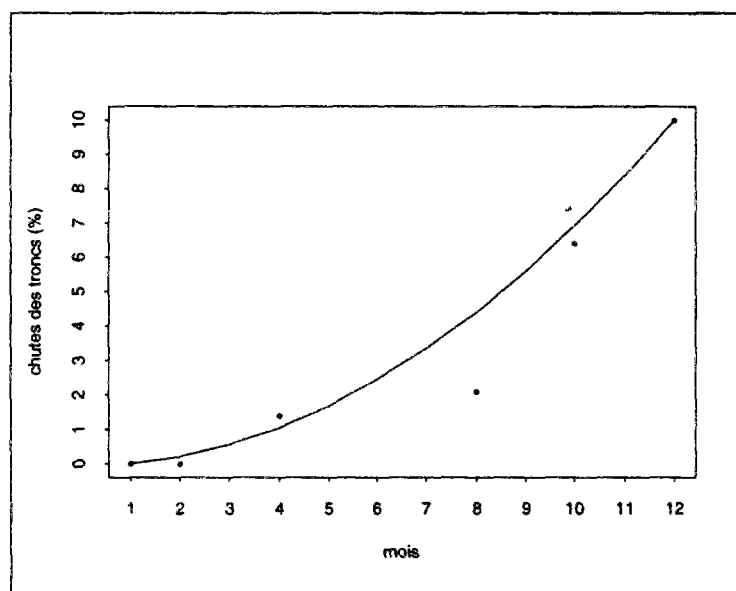


FIG. A.3 - Pourcentages de chute des troncs semi-immergés dans douze mois. La fonction parabolique $y=x^2$ a été tracée afin de montrer la tendance de chute dans cette première année de décomposition.

L'action des décomposeurs varie selon l'espèce d'arbre; ainsi, les bois plus sensibles à la décomposition sont facilement cassés et les plus durs demandent une action plus prolongée des décomposeurs. Ensuite la chute des troncs s'intensifie en raison de l'état avancé de décomposition qui permet une action plus large de plusieurs types de décomposeurs sur toute l'épaisseur du tronc. Les observations sur les troncs cassés montrent que 53% des ruptures ont lieu 0,5 m au

moins au dessus du niveau d'eau, 43% dans les premiers 0,5 m au dessus du niveau d'eau et 4% dans les premiers 0,5 m en dessous de l'eau. Cela met en évidence que la décomposition à l'air est plus active. En effet, les décomposeurs qu'y participent sont nombreux et incluent plusieurs types d'insectes, des larves, des champignons et de bactéries; cette diversité ne se vérifie pas dans l'eau (Braga, 1980).

La deuxième expérience a été effectuée dans une retenue expérimentale aux environs de Tucuruí. Cette retenue a environ 10 m de profondeur maximale et 55 m de largeur maximale. L'expérience a débuté en 1982 et a duré 22 mois. Deux cents individus d'espèces sélectionnées ont été observés ainsi que l'évolution de la qualité de l'eau après la mise en eau (Revilla & Silva, 1982).

La mortalité de la végétation semi-immersée a été suivie selon le critère qui considère un arbre mort lorsqu'il perd ses feuilles. La courbe présentée dans la Figure A.4 montre une croissance de la mortalité entre le troisième et le huitième mois, après le premier mois de délai, ensuite la mortalité devient faible et après le vingtième mois tous les arbres observés étaient morts.

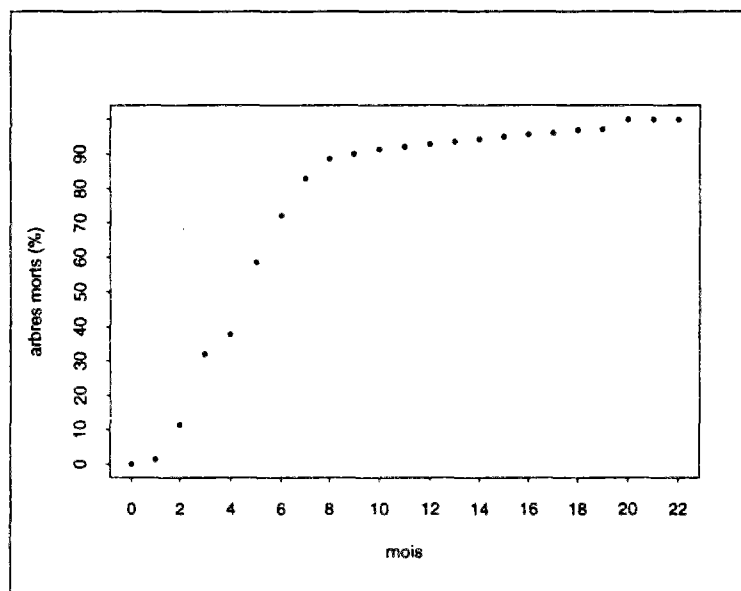


FIG. A.4 - Pourcentage des arbres morts dans le temps.

De la description de cette évolution, deux observations sont à remarquer:

- Dans les 30 premiers jours suivant la mise en eau, il y a eu épuisement complet de l'oxygène dissous dans la colonne d'eau. La respiration directe des plantes a été jugée comme principale responsable de cette consommation d'oxygène.
- Les feuilles déposées sur le fond du lac n'ont pas subi une décomposition importante pendant la durée de l'expérience en raison de leur colmatage par les matières solides inorganiques apportées par la rivière.

Ces deux expériences aident à comprendre les effets de l'immersion sur la végétation terrestre et indiquent de quelle manière la partie aérienne de cette végétation doit être intégrée dans l'eau au cours du temps.

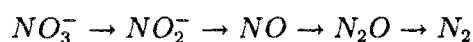
Annexe B

Processus d'oxydation

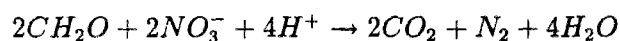
B.1 La dénitrification

La dénitrification est le processus d'oxydation de la matière organique qui réduit les nitrates et les nitrites en azote gazeux (N_2) par l'action d'organismes hétérotrophes aérobies ou anaérobies facultatifs (bactéries, champignons, algues). Parmi les genres de bactéries dénitrifiantes on retrouve les *Achromobacter*, les *Alcaligenes*, les *Bacillus*, les *Chromobacter*, les *Corynebacterium*, les *Halobacterium*, les *Methanomonas*, les *Moraxella*, les *Paracoccus*, les *Propionibacterium*, les *Spirillum*, les *Thiobacillus*, les *Xanthomonas*, et les *Pseudomonas*, ces dernières étant les plus abondantes dans les lacs (Tiedje, 1988; Gayle *et al.*, 1989; Hattori, 1983).

Dans ce processus, les nitrates ne représentent pas une source d'azote pour les cellules, ils sont uniquement utilisés comme accepteurs d'électron, passant d'un état d'oxydation +5 à l'état 0 (Schwartzbrod & Martin, 1985):



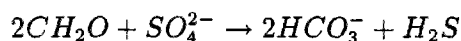
Bien que la puissance oxydative de l'azote soit forte, l'énergie libérée par la réaction est inférieure celle apportée lors de l'oxydation par l'oxygène (Tableau 2.2). La réaction simplifiée d'oxydation de la matière organique par dénitrification est (Schnoor & Stumm, 1985):



La réduction directe du N_2 avec formation d'ammonium par les bactéries n'a encore pas été vérifiée dans les conditions naturelles. La majorité de l'ammonium mesuré dans l'eau provient de la décomposition de la matière organique azotée (Berner, 1971).

B.2 La réduction des sulfates

L'oxydation de la matière organique utilise, dans ce cas, les sulfates comme accepteur d'électron. La réduction des sulfates est effectuée par un ensemble de bactéries nommées sulfato-réductrices (*Desulfovibrio*, *Desulfobacter*, *Desulfomonas*) qui sont hétérotrophes et anaérobies strictes (Widdel, 1988). La réduction des sulfates (SO_4^{2-}) et également des thiosulfates ($S_2O_3^{2-}$) et du soufre élémentaire (S^0) oxyde la matière organique par un métabolisme respiratoire dont la réaction simplifiée est:

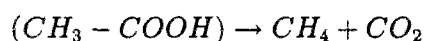


Certaines espèces de sulfato-réductrices (*Desulfotomaculum acetoxidans*) sont capables de minéraliser la matière organique, mais ces bactéries sont très spécifiques en ce qui concerne leur substrat. Les sulfato-réductrices ne dégradent que les produits issus de la fermentation (formate, lactate, éthanol, acetate) et ont donc besoin de l'action préalable d'autres bactéries.

La quantité de sulfures libérée pendant ce métabolisme est importante. L'assimilation du soufre par les bactéries est faible, le contenu cellulaire en soufre étant d'environ 1,3% du poids sec total. Or, pour chaque gramme de cellule bactérienne synthétisée, il y a minéralisation de 12 g de matière organique et formation de 7 g de H_2S (Widdel, 1988). Donc, les sulfures produits sont essentiellement issus de la réduction de sulfates (Berner, 1971) car la minéralisation de la matière organique (les 12 g) ne produirait qu'environ 0,24 g sulfures (prenant en compte un contenu de 2% de soufre dans la matière organique).

B.3 La méthanogénèse

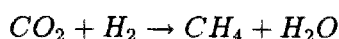
La méthanogénèse est le processus d'oxydation de la matière organique effectué par les méthanobactéries (Methanobacteriales, Methanococcales, Methanomicrobiales)¹, hétérotrophes et anaérobies strictes, qui minéralisent la matière organique en CH_4 et en CO_2 :



Les carbohydrates, et en particulier l'acide acétique, sont les substrats prépondérant de ces bactéries. La forte concentration du méthane dans les marécages d'eau douce, où la source principale de matière organique provient des plantes riches en cellulose et d'autres carbohydrates, démontre cette préférence (Berner, 1971). Les méthanobactéries peuvent également utiliser le

1. Quelques grandes familles de méthanobactéries.

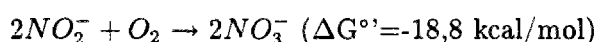
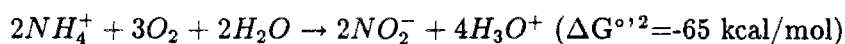
CO_2 comme substrat:



mais environ 70% du CH_4 provient de l'acide acétique (Godfried *et al.*, 1988).

B.4 La nitrification

La nitrification est le processus d'oxydation de l'ammonium par les bactéries autotrophes, aérobies strictes. La première étape est l'oxydation d'ammonium en nitrites, effectuée par les *Nitrosomonas* et *Nitrosococcus*; ensuite, les nitrites sont oxydés en nitrates par les *Nitrobacter*, les *Nitrospira* et les *Nitrococcus*. Les réactions simplifiées pour la nitritation et la nitratisation sont (Martin, 1979):



La vitesse de cet ensemble de réactions est limitée par la vitesse de nitritation car les *Nitrosomonas* se reproduisent nettement moins vite que les *Nitrobacter* (Martin, 1979; Wetzel, 1983; Ohgaki & Wantawin, 1989).

Pendant ce métabolisme, les bactéries utilisent le CO_2 comme source de carbone pour la constitution de leur biomasse (Wetzel, 1983; Kaplan, 1983); à contrario, l'ammonium est uniquement employé dans la nitrification pour l'obtention d'énergie lors de la réaction d'oxydation (Hanaki *et al.*, 1990).

B.5 L'oxydation des sulfures

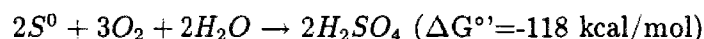
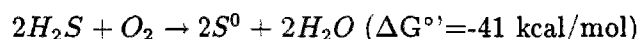
Les sulfures peuvent être oxydés en sulfates par voie chimique ou bactérienne:

- L'oxydation biologique est effectuée par deux types de bactéries aérobies chemosynthétiques. Les bactéries *Thiosphaera pantotropha*, *Thiothrix*, et *Beggiotoa* entre autres qui oxydent les sulfures en soufre élémentaire et l'accumulent dans la cellule, et les *Thiobacillus* et les *Thiovulum* entre autres qui libèrent le soufre élémentaire (accumulation extracellulaire) (Wetzel, 1983). Ces bactéries ensuite oxydent le soufre en sulfates.

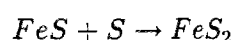
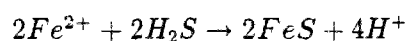
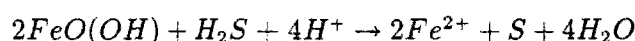
2. $\Delta G^{\circ,1}$, conditions standard, pH 7, 25°C.

- L'oxydation chimique a lieu à une vitesse similaire à l'oxydation bactérienne. Puisque les conditions du biotope pour la croissance de ces bactéries sont strictes, l'oxydation chimique peut être prépondérante dans l'oxycline des lacs et sédiments (Widdel, 1988).

Les réactions simplifiées pour l'oxydation des sulfures sont:

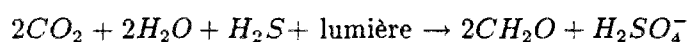
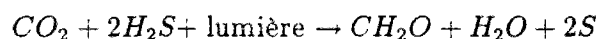


Les sulfures peuvent également réagir avec des métaux en état d'oxydation +2, notamment le fer en raison de sa concentration importante en milieu naturel et de sa stabilité, ce qui n'est pas le cas des métaux alcalins (Mg, Ca, Sr et Ba) (Widdel, 1988). La réaction de formation d'un précipité stable (pyrite cubique) passe par trois étapes:



Ce précipité est stable en anaérobiose mais peut être oxydé par des bactéries en présence d'oxygène (Widdel, 1988).

En présence de lumière et en anaérobiose, le H_2S peut être oxydé en S^0 ou en SO_4^- par les bactéries photosynthétiques colorées (vertes et pourpres), les Chlorobacteriaceæ et les Thiorhodaceæ (Berner, 1971; Widdel, 1988; Wetzel, 1983):

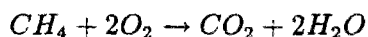


Cependant, ce processus est peu significatif en conditions naturelles (Golterman, 1975; Berner, 1971).

B.6 L'oxydation du méthane

L'oxydation du méthane est un processus bactérien, effectué notamment par les *Methanomonas methanica*, qui a lieu principalement dans la colonne d'eau à l'interface épi - hypolimnion

(Capone & Kiene, 1988). La réaction simplifiée est la suivante:



En anaérobiose, le méthane peut être oxydé par les nitrates et les sulfates. Cette oxydation a été observée dans lacs et océans mais le processus n'est pas significatif dans le cycle du carbone; les nombreuses controverses sur le sujet indiquent que recherches devront être réalisées davantage afin d'établir les conditions et l'environnement dans lesquels l'oxydation anaérobie du méthane est importante (Capone & Kiene, 1988).

Le phénomène d'ébullition est fréquent dans les lacs puisque la solubilité du méthane est faible (Foree & McCarty, 1970). Environ 30% du carbone organique dans les sédiments est perdu par ébullition du méthane; ce phénomène est encore plus important pendant la déstratification du lac (Capone & Kiene, 1988).

B.7 Les vitesses des processus

Les vitesses de processus présentées ensuite sont partagées en deux groupes: vitesses mesurées sur le site (colonne d'eau et sédiments) et vitesses calculées selon une cinétique de premier ordre à partir de données expérimentales de laboratoire ou d'étude sur le site.

Vitesses de dénitrification et nitrification

Les vitesses rassemblées dans ce paragraphe concernent des mesures sur terrain, avec les conditions spécifiques de chaque milieu mais sans limitation d'oxygène ou substrat. Elles nous seront utiles pour comprendre les cinétiques et leurs différences, et lors de la vérification des vitesses employées dans le modèle.

Les Tableaux B.1 et B.2 présentent les vitesses de nitrification et dénitrification mesurées sur le site, dans la colonne d'eau et dans les sédiments.

Les résultats présentés dans le Tableau B.1 montrent des vitesses de nitrification plus importantes dans les lacs que dans les océans. Les plus fortes vitesses dans la colonne d'eau se retrouvent dans des zones en dessous des zones les plus oxygénées, où la concentration d'ammonium, encore forte, peut tenir une population de bactéries en activité significative. De même que pour le Tableau B.2, les vitesses sont plus fortes dans les sédiments mais, dans les milieux naturels, le volume de sédiments dans lequel a lieu la nitrification ou la dénitrification est très inférieur au volume d'eau où les mêmes processus sont en cours (Seitzinger, 1988).

Les vitesses de premier ordre présentées dans le Tableau B.3 montrent assez bien les différences de cinétique entre la nitritation et la nitrification; la nitritation étant beaucoup plus lente que la nitrification, limite le processus de nitrification. L'intervalle assez large de ces vitesses

montre les variations entre les modèles et les possibilités multiples de calage selon les processus pris en compte dans chacun de ces modèles.

Les processus de nitrification et dénitrification sont souvent limités par les conditions d'oxygénation et de concentration de substrat. Beaucoup d'efforts ont été faits pour déterminer les conditions de limitation de ces processus. Dans le Tableau B.4 nous citons quelques exemples de concentrations de demi-saturation qui pourront être employées dans une cinétique Michaelienne.

Site (colonne d'eau)	Vitesse de nitrification (M N j^{-1}) $\times 10^{-8}$	Référence
Côte californienne (en surface et au dessous de la zone euphotique)	0,0 et 4,0	(Ward <i>et al.</i> , 1982)
Cariaco Trench (côte japonaise) (intervalle des mesures)	0,21 - 1,5	(Kaplan, 1983)
Côte japonaise (intervalle des mesures)	2,0 - 5,0	(Kaplan, 1983)
Lac Grasmere - Angleterre (hypolimnion à 10-15 m et à 15-20 m)	18,0 et 36,0	(Hall, 1982)
Lac Kisaki - Japon (oxydation des nitrites et de l'ammonium)	0,05 et 0,25	(Takahashi <i>et al.</i> , 1982)
Lac Blelham Tarn - Angleterre (au dessous du métalimnion)	320	(Christofi <i>et al.</i> , 1981)
	Vitesse de nitrification ($\text{mol N m}^{-2}\text{j}^{-1}$) $\times 10^{-4}$	
(sédiments)		
Baie d'Odawa - Japon	1,7	(Nishio <i>et al.</i> , 1983)
Estuaire de Tama - Japon (intervalle des mesures)	0,48 - 1,25	(Nishio <i>et al.</i> , 1983)
Lac Grasmere - Angleterre (intervalle des mesures)	3,0 - 6,9	(Hall & Jeffries, 1984)

TAB. B.1 - Vitesses de nitrification dans la colonne d'eau et dans les sédiments.

Site (colonne d'eau)	Vitesse de dénitrification (M N j ⁻¹)x10 ⁻⁸	Référence
Lac Mendota - USA		(Seitzinger, 1988)
Peu d'oxygène	60,0 - 190,0	
Lac Kinneret		(Seitzinger, 1988)
Anoxie	300 - 3600	
Lac ELA 227 - USA		(Seitzinger, 1988)
Anoxie	20 - 160	
	Vitesse de dénitrification (mol N m ⁻² j ⁻¹)x10 ⁻⁴	
(sédiments)		
Lac Michigan		(Seitzinger, 1988)
Oligo-mesotrophique	2,8 - 12,2	
Lac Hampen - DK		(Seitzinger, 1988)
Oligo-mesotrophique	1,2 - 12,0	
Lac Lacawac - USA		(Seitzinger, 1988)
Oligo-mesotrophique	12,0	
Lac Ernest - USA		(Seitzinger, 1988)
Oligo-mesotrophique	13,4	
Lac Okeechobee - USA		(Messer & Brezonik, 1984)
Meso-eutrophique	1,0 - 2,5	
Lac ELA 227 - USA		(Seitzinger, 1988)
Eutrophique	42 - 58 ⁽¹⁾	

TAB. B.2 - *Vitesses de dénitrification dans la colonne d'eau et dans les sédiments. (1) Note de l'auteur: Valeurs probablement sous-estimées car les mesures de dénitrification n'ont pas été couplées avec les mesures de nitrification dans les sédiments.*

Processus	Vitesse de premier ordre (j^{-1})	Référence
Dénitrification		
Modèle du Lac Okeechobee (USA)	1,38 - 9,8	(Messer & Brezonik, 1984)
Intervalle de plusieurs modèles	0,002 - 1,0	(EPA, 1985)
Nitritation		
Modèle Lac Biwa (Japon)	0,07	(Watanabe, 1978)
Intervalle de plusieurs modèles	0,003 - 0,5	(EPA, 1985)
Nitratation		
	0,1	(Watanabe, 1978)
Intervalle de plusieurs modèles	0,09 - 20	(EPA, 1985)

TAB. B.3 - Vitesses de premier ordre calées selon différents modèles.

Processus - Variable	Demi-saturation ($\mu\text{M-N}$)	Bactéries	Référence
Nitritation - $\text{NH}_4^+\text{-N}$	171 - 1429	Nitrosomonas	(Jørgensen, 1988)
Nitritation - $\text{NH}_4^+\text{-N}$	71 - 2000	Nitrosomonas	(Kaplan, 1983)
Nitritation - $\text{NH}_4^+\text{-N}$	0,1 - 5,0	Population naturelle	(Kaplan, 1983)
Nitritation - O_2	9,3 - 62,5	Nitrosomonas	(Kaplan, 1983)
Nitritation - O_2	18,7 - 31,0	Nitrosomonas	(Jørgensen, 1988)
Nitratation - $\text{NO}_2^-\text{-N}$	714 - 1142	Nitrobacter	(Jørgensen, 1988)
Nitratation - O_2	15,6 - 62,5	Nitrobacter	(Jørgensen, 1988)
Dénitrification - $\text{NO}_3^-\text{-N}$	219	Population naturelle	(Messer & Brezonik, 1984)
Dénitrification - $\text{NO}_3^-\text{-N}$	27 - 53	Population naturelle	(Seitzinger, 1988)

TAB. B.4 - Concentrations de demi-saturation par processus et type de bactéries.

Réduction des sulfates et méthanogénèse

Le Tableau B.5 présente les vitesses de réduction des sulfates et de méthanogénèse dans les sédiments. Les différences sont nettes, la réduction des sulfates est plus importante dans le milieu marin contrairement à la méthanogénèse qui l'est en milieu lacustre. La forte concentration des sulfates dans les océans rend leur réduction plus intéressante dans ces milieux que la méthanogénèse. Dans les lacs, où la concentration des sulfates est généralement faible, la méthanogénèse prédomine (Capone & Kiene, 1988).

Milieu (site)	Vitesse ($M j^{-1}$) $\times 10^{-5}$		Référence
	Réduction des sulfates	Méthanogenèse	
Marin	0,72 - 600	0,053 - 26,4	[1]
Eau douce			
(Lac Mendota)	8,4 - 55,2	180 - 3600	[1]
(Wintergreen-A)	14,9	96	
(Wintergreen-B)	9,6	62,4	
(Lac Lawrence)	4,32	11,04	
(Lac Vechten)	-	81,6	

TAB. B.5 - *Vitesses de réduction des sulfates et de méthanogenèse dans les sédiments lacustres et marins. L'auteur a utilisé une densité de $1,5 g cm^{-3}$ pour les sédiments lorsque les conversions ont été nécessaires. [1] (Capone et Kiene, 1988)*

Le Tableau B.6 rassemble des exemples de concentration de demi-saturation par substrat et par accepteur d'électrons.

Processus Variable	Demi-saturation ($\mu M-S$)	Bactéries	Référence
Réduction des sulfates-acetate	70 - 200	Desulfobactéries pures	[1]
Réduction des sulfates-acetate	5	Sédiment lacustre ⁽¹⁾	[2]
Réduction des sulfates- SO_4^{-2}	4,8 - 76,7	Desulfovibrio	[2]
Réduction des sulfates- SO_4^{-2}	216	Desulfobacter	[2]
Réduction des sulfates- SO_4^{-2}	68	Sédiment lacustre ⁽¹⁾	[2]
Méthanogenèse acetate	3000	Méthanobactéries pures	[1]

TAB. B.6 - *Concentrations de demi-saturation par processus et type de bactéries. (1) Sédiment d'eau douce eutrophe. [1] (Capone et Kiene, 1988); [2] (Widdel, 1988)*

Annexe C

Matière organique d'origine terrestre

En zone tropicale, comprise entre les latitudes 23,5° N et 23,5° S, la diversité forestière est grande et les différences de structure, de phytomasse et de composition intra et inter espèces sont marquantes (Golley *et al.*, 1978; Pires, 1984). Lorsqu'on observe la végétation dans la région amazonienne (située entre les latitudes 5° N et 15° S), où se concentre la majorité de la forêt tropicale, au moins trois groupes forestiers se distinguent (Klinge *et al.*, 1984; Klinge *et al.*, 1983):

1. Forêt de várzea: végétation bordant les rivières d'eau blanche (Sioli, 1984) périodiquement immergée;
2. Forêt d'igapó: végétation bordant les rivières d'eau noire ou claire (Sioli, 1984) périodiquement immergée;
3. Forêt de terra firme: végétation de grande envergure non immergée.

Parmi ces groupes, d'autres distinctions sont observables, mais notre but étant d'étudier la dégradation de la végétation d'un point de vue global, nous ne nous attacherons pas à ces différences.

C.1 La quantité

Des études effectuées en zone tropicale estiment la phytomasse entre 200 et 400 t/ha (poids sec). Les échantillons utilisés incluent les feuilles, les branches, les troncs et la litière de plusieurs espèces forestières (Tableau C.1).

Les estimations faites en Amazonie (Revilla *et al.*, 1980; Revilla *et al.*, 1982) dans la forêt de terra firme à Tucuruí (Tableau C.2) présentent une moyenne de 378,6 t/ha (poids sec)¹ qui

1. Les valeurs étant présentées en poids humide ont été ramenées en poids sec selon la quantité d'eau moyenne, estimée par saison, pour chaque partie de la végétation.

<i>Localisation de la forêt</i>	<i>Phytomasse (t/ha)</i>	<i>Référence</i>
Panama	276 - 377	(Golley <i>et al.</i> , 1978)
Thaïlande	326 - 404	(Ogawa <i>et al.</i> , 1965)
Vénézuela	391	(Jordan & Uhl, 1978)
Porto Rico	209 - 324	(Ovington & Olson, 1970)

TAB. C.1 - *Estimations de la phytomasse pour différents types de forêts tropicales. La phytomasse estimée est composée de feuilles, branches et troncs.*

est comparable aux limites supérieures des intervalles du tableau C.1. Cependant, le poids des feuilles se situe en dessous des valeurs estimées dans les autres régions (entre 7 et 13 t/ha). Des écarts sont également constatés dans les estimations concernant les troncs et les branches. Trois raisons peuvent expliquer ces différences:

- La diversité forestière et l'hétérogénéité spatiale. L'estimation de la phytomasse peut varier énormément selon le type de végétation échantillonné. Dans un même type de forêt les variations dans les quantités de feuilles et de troncs en fonction des espèces sont remarquables, certaines zones échantillonnées ayant plus de palmiers et de litière que d'autres peuvent fausser l'estimation étendue à toute une région. Ces risques d'altération des résultats sont d'autant plus importants qu'il s'agit de forêts de pays différents.
- La quantité d'eau présente dans chaque partie de la végétation. Les estimations de phytomasse, lorsqu'elles sont déterminées en poids humide, sont soumises à des erreurs qui peuvent être assez importantes car la quantité d'eau varie selon l'espèce, la pluviométrie au moment de l'échantillonnage, la saison et le sol. En utilisant une valeur moyenne de quantité d'eau pour la détermination du poids sec, nous négligeons ces variations et incorporons les erreurs dans le calcul effectué.
- La méthode d'estimation de la phytomasse. La méthode utilisée par Revilla (Revilla *et al.*, 1980) est semi-destructive; un échantillon de forêt (1 km²) est abattu et les quantités de troncs, de branches, de feuilles et de litière sont pesées. Ensuite, les résultats sont extrapolés à toute une région selon l'échelle RKG (Revilla-Kahn-Guillaumet) qui, encore expérimentale, est donc passible d'inexactitudes.

Un rapport détaillé présenté par Jaakko Pöyry (Jaakko Pöyry, 1988) montre des différences de phytomasse de trois types de forêt (terra firme, várzea et Campinarana²) dans la région du barrage de Balbina, proche de Manaus (Brésil). La végétation a été partagée en litière, petits arbres et palmiers (feuilles et troncs), ramures (feuilles et branches), et troncs. Le Tableau C.3 résume les estimations obtenues.

2. Campinarana est une savane amazonienne qui est périodiquement immergée (Pires, 1984).

<i>Estimations</i>	<i>Troncs*</i>	<i>Branches</i>	<i>Feuilles</i>	<i>Litière</i>
Poids humide (t/ha)	540,74	348,57	15,14	11,02
Quantité d'eau saison sèche (%)	51,3	51,3	63,7	20,9
Poids sec (t/ha)	263,3	169,8	5,5	8,7
Quantité d'eau saison humide (%)	66,0	66,0	71,8	7,4
Poids sec (t/ha)	183,9	118,5	4,3	5,9
Moyenne (t/ha)	223,6	144,2	4,9	5,9

TAB. C.2 - *Estimations de la phytomasse à Tucuruí et quantité d'eau présente dans chaque partie de la végétation pendant les deux saisons les plus marquantes. Le total correspond à la moyenne des poids secs.* Le poids des troncs est déterminé sans prendre en compte l'écorce.*

L'estimation pour la forêt de terra firme est compatible avec la limite inférieure des résultats des autres forêts tropicales (Tableau C.1) mais environ de 50% inférieure à celle faite à Tucuruí. Les deux dernières raisons présentées antérieurement peuvent expliquer cet écart.

<i>Types forestiers</i>	<i>Troncs</i> (t/ha)	<i>Ramures</i> (t/ha)		<i>Petits arbres et palmiers</i> (t/ha)		<i>Litière</i> (t/ha)
		<i>Branches</i>	<i>Feuilles</i>	<i>Branches</i>	<i>Feuilles</i>	
Terra firme	113,62	67,35	5,34	12,93	2,35	5,85
Várzea	94,9	58,64	4,15	21,41	2,32	6,68
Campinarana	47,94	36,78	4,02	22,01	3,24	5,96
Total	256,46	162,77	13,51	56,35	7,91	18,49

TAB. C.3 - *Phytomasse de trois types forestiers à Balbina (Brésil).*

Les différences entre les trois typologies forestières se trouvent principalement dans l'estimation des troncs qui représente environ 80% du poids total de la phytomasse. Cela met en évidence l'erreur commise lorsqu'on ramène l'estimation faite pour un type forestier particulier à toute une région.

La bibliographie est très restreinte en ce qui concerne les estimations pour les racines et pour le contenu organique des sols. A titre complémentaire, nous pourrions mentionner l'estimation effectuée en Amazonie (racine et humus) qui rapporte une valeur non négligeable de 132 t/ha de poids sec (Jordan & Uhl, 1978).

C.2 La composition

Le bois est composé de 89 à 98% de lignocellulose et de 2 à 11% de composés divers (graisse, protéines, résines etc.). La lignocellulose se partage en lignine (15-38%) et holocellulose (63-78%) qui comprend la cellulose et la hemicellulose (Colberg, 1988).

La lignine a une fonction structurelle dans la plante. Elle lie les cellules des végétaux, endurecit cet ensemble de cellules, et le protège de l'attaque microbienne (Higuchi, 1985; Kirk & Shimada, 1985). Sa composition est assez complexe et n'a pas encore été complètement élucidée. Le modèle proposé par Higuchi (Ruel & Barnoud, 1985) montre des unités monomériques connectées par des liaisons carbone-carbone et des éthers. Ce polymère aromatique est intimement lié à la hémicellulose et aux protéines de la paroi cellulaire, deux des composants dont la dégradation est attachée à la dégradation de la lignine.

La lignification de la paroi cellulaire n'est pas répandue à toutes les cellules de la plante. Ainsi, il y a des cellules où la lignine n'est pas présente comme dans les chloroplastes des feuilles, d'autres où la paroi cellulaire est peu lignifiée comme les cellules de la partie centrale des troncs et des vaisseaux qui transportent la sève, et d'autres où la paroi cellulaire est entièrement lignifiée comme les cellules de la partie plus extérieure des troncs et de l'écorce (Berlyn & Battley, 1985; Fischesser, 1970).

Les autres composants majoritaires du bois, cellulose et hémicellulose, sont des polymères de sucres, principalement glucose pour le premier, et pour le deuxième pentose et hexose (Goldstein, 1981).

Les liaisons carbone-carbone et carbone-hydrogène de ces composants sont assez fortes et leur lyse demande plus d'énergie (90,7 kcal/mol) que les liaisons carbone-azote et oxygène-phosphore (72,8 et 85,1 kcal/mol) des protéines et des lipides (Klump & Martens, 1983). De plus, ces polymères sont insolubles dans l'eau et leur structure cristalline rend leur dégradabilité lente et moins intéressante, au point de vue énergétique, pour les décomposeurs.

C.2.1 La stœchiométrie

Comme la quantité de phytomasse, la composition chimique varie selon les typologies forestières (Klinge *et al.*, 1984). Elle varie également suivant les parties de la plante. Ainsi, on retrouve une quantité beaucoup plus importante de nutriments dans les feuilles que dans les troncs (par rapport à leur poids sec). Dans le but de comparer ces résultats aux précédents, nous garderons le partage effectué dans l'estimation de la phytomasse entre les parties de la végétation, c'est à dire, litière, feuilles, branches et troncs. Trois éléments ont été choisis pour illustrer la stœchiométrie de la végétation amazonienne, le phosphore, l'azote et le soufre. Ces éléments ont été fortement produits par la dégradation de la végétation lors de la mise en eau

des retenues et leur participation dans l'écologie des systèmes limniques justifie ce choix (Paiva, 1977; Pereira, 1989; Junk *et al.*, 1981).

Une étude détaillée a été effectuée sur la litière de Tukurui (Silva, 1982) dont les composants ont été partagés en feuilles, fruits et fleurs, et petites branches. Fernandes da Silva (Silva, 1982) a estimé dans la litière de cette forêt de *terra firme* une composition de 71,46% de feuilles, 21,12% de petites branches et 7,42% de fruits et fleurs. Le Tableau C.4 montre les rapports atomiques pour les diverses parties.

<i>Composants de la litière</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>S</i>	<i>C:N:P:S</i>
Feuilles	1,99	0,05	0,20	2583:88:1:3,9
Petites branches	1,59	0,04	0,13	3229:88:1:3,2
Fruits et fleurs	2,04	0,15	0,22	862:30:1:1,4

TAB. C.4 - Pourcentages de *N*, *P* et *S* par rapport à leur poids sec et les rapports atomiques pour la litière à Tukurui (le carbone a été adopté comme 50% du poids sec).

Les études effectuées dans la végétation de várzea et d'igapó en Amazonie (Furch *et al.*, 1989; Klinge *et al.*, 1984; Klinge *et al.*, 1983) fournissent le rapport C:N:P (le soufre n'a pas été mesuré) pour les feuilles (Tableau C.5) et pour les troncs et l'écorce (Tableau C.6). Dans la forêt de terra firme à Balbina, Ribeiro (Ribeiro, 1980) a déterminé la quantité de phosphore et de soufre dans les feuilles et dans les troncs (Tableau C.7).

Ces tableaux dégagent les différences de composition entre les espèces d'un même type forestier. En effet, les rapports atomiques pour les feuilles de várzea montrent une variation pour l'azote de 36% et pour le phosphore de 59% (Tableau C.5).

Lorsqu'on compare les rapports des feuilles aux rapports de la litière (Tableau C.5 pour la várzea par exemple), on observe la perte nette des nutriments de la litière qui décroissent vers des valeurs semblables à celle présentée pour les petites branches de la litière de Tukurui (Tableau C.4). Ce constat conforte l'idée que la perte de nutriments, et donc le recyclage dans le système, concerne principalement les feuilles, les fleurs et les fruits. La présence de ces composants dans la litière attribue une concentration en nutriments plus importante que dans les troncs (comparer avec le Tableau C.6).

L'écorce, souvent négligée dans les estimations de phytomasse³, a toutefois un rapport C:N:P (Tableau C.6) aussi grand que la litière d'igapó. La raison de cette concentration de nutriments peut être la lignification des cellules de l'écorce qui conduit à la rétention des protéines (composants azotés) et lipides (composants phosphorés). L'importance de la contribution de l'écorce pour le recyclage des nutriments est cependant vraisemblablement faible car la dégradation de ces cellules lignifiées, comme il a été dit antérieurement, est très lente.

3. Le poids des troncs est déterminé sans prendre en compte l'écorce.

<i>Types forestiers</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>C:N:P</i>	<i>Référence</i>
Feuilles de várzea	2,2	0,156	828:31:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)
<i>C. latiloba</i>	2,9	0,220	587:29:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)
<i>S. humboldt</i>	2,4	0,155	833:34:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)
<i>P. munguba</i>	1,9	0,208	622:20:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)
à Marchantaria	2,6	0,180	718:32:1	(Klinge <i>et al.</i> , 1983)
à Iranduba	2,5	0,087	1485:64:1	(Klinge <i>et al.</i> , 1983)
Feuilles litière várzea	1,3	0,102	1267:28:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)
Feuilles de l'igapó	1,6	0,084	1538:42:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)
<i>A. latifolia</i>	2,2	0,128	1010:38:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)
à Praia Grande	1,7	0,062	2083:61:1	(Klinge <i>et al.</i> , 1983)
Feuilles litière igapó	1,2	0,045	2870:59:1	(Furch <i>et al.</i> , 1989)

TAB. C.5 - Pourcentages de *N* et *P* par rapport à leur poids sec et rapports atomiques pour les feuilles en deux types de forêts amazoniennes. Le carbone a été pris comme 50% du poids sec.

L'ensemble de la végétation reste cependant pauvre en nutriments par rapport au phyto-plancton qui, selon Redfield, a un rapport C:N:P:S moyen de 106:16:1:0,70 (McCarthy, 1980); exception faite du soufre dont le rapport est de 51% plus important.

<i>Types forestiers</i>		<i>N</i>	<i>P</i>	<i>C:N:P</i>
Várzea à Marchantaria	Écorces	1,3	0,086	1502:34:1
	Troncs	0,6	0,082	1575:16:1
Várzea à Iranduba	Écorces	1,7	0,067	1928:56:1
	Troncs	0,6	0,053	2437:21:1
Igapó à Praia Grande	Écorces	0,9	0,016	8073:125:1
	Troncs	0,3	0,018	7176:37:1

TAB. C.6 - Pourcentages de *N* et *P* par rapport à leur poids sec et rapports atomiques pour les bois et les écorces en deux types de forêts amazoniennes. Le carbone a été pris comme 50% du poids sec.

<i>Parties de la végétation</i>	<i>P</i>	<i>S</i>	<i>C:P:S</i>
Feuilles	0,12	1,00	1077:1:8
Troncs	0,086	0,92	1502:1:10

TAB. C.7 - *Pourcentage de P et S par rapport à leur poids sec et rapports atomiques pour les feuilles et le bois de la végétation de terra firme à Balbina (Brésil). Le carbone a été pris comme 50% du poids sec.*

Annexe D

Base de données limnologiques

La base de données limnologiques de la retenue de Tucuruí peut être partagée en trois parties:

- Données recueillies par l'INPA (Instituto de Pesquisa na Amazônia) dans le fleuve (1980 à septembre 1984), ainsi que dans la retenue pendant la phase de remplissage (septembre 1984 à février 1985). Les stations d'échantillonnage (Figure 3.5) de la phase fleuve (C1, M1, M2, M3, M4, M5)¹ ont été maintenues pendant la phase de remplissage pour permettre une analyse comparative des variables. Cette base de données n'a pas été implantée dans un support informatique et les nombreux doutes sur la méthodologie et les résultats des mesures rendent son utilisation très difficile.
- Données recueillies par l'équipe de limnologues du CET-Consórcio Engevix-Themag (Brésil) avec la coordination du Département d'Environnement d'ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S. A.). Le suivi limnologique a subi une interruption lors du passage des activités de l'INPA au CET. Les anciennes stations ont été maintenues, des nouvelles ont été créées (MR dans la retenue), et des nouvelles variables ont été ajoutées à l'ancienne base. L'implantation des méthodologies, des procédures et du suivi quotidien a commencé en mai 1985. Les variables, leurs fréquences et d'autres détails sur ce suivi seront décrits dans la suite de ce texte. Ce suivi intensif a continué jusqu'à octobre 1988, sauf pour les stations M2 et M4 qui ont été arrêtées en juillet 1986. Une base de données sur support informatique est utilisée pour gérer ces données.
- Données recueillies selon un suivi allégé qui a été implanté en 1989 et qui continue jusqu'à nos jours.

1. Principales stations dans le site de la retenue. D'autres stations sont échantillonnées en aval de la retenue, notamment la station J1 à 10 km du barrage où le suivi obéit aux mêmes règles qu'en M1. Ces stations ne seront pas l'objet de cette étude.

D.1 Le protocole d'échantillonnage

Les données mises à disposition de cette étude ont été acquises entre mai 1985 et octobre 1988. Les variables mesurées au cours de ces années sont rassemblées dans le Tableau D.3. Le Tableau D.1 résume les caractéristiques des stations d'échantillonnage ainsi que les dates des mesures.

La fréquence d'échantillonnage varie selon la station et la variable mesurée. Ainsi, les stations M2, M3, M4 et M5 ont, pour toutes les variables, une fréquence bimensuelle. Le Tableau D.2 résume la fréquence des autres stations. La routine d'échantillonnage prévoit les mesures entre 7h00 et 8h00 à M5 et entre 9h00 et 10h30 aux autres stations. L'arrivée au laboratoire se fait avant 11h30.

Stations	Profondeur maximale (m)	Distance du barrage (km)	Date des mesures
M5	15	160	Sep/85 - *
M4	24	90	Aou/85 - Jul/86
M3	55	56	Sep/85 - *
M2	69	30	Jul/85 - Jul/86
M1	75	1	Mai/85 - *
C1	29	6	Mai/85 - *
MR	30	54	Jul/86 - *

TAB. D.1 - *Caractéristiques des stations d'échantillonnage. La profondeur était prise à un niveau d'eau de 72 m. (*) mesures assurées jusqu'à présent.*

Certaines variables ont des particularités. Le méthane est mesuré sporadiquement pendant l'étiage à la station M1, les premiers tests ont été faits début 1987. Les mesures de phosphore total ont débuté le 12/11/85 et celles des sulfures au 08/10/85. Les sulfates ont été mesurés une fois en janvier 1987 aux stations M5, M1, MR et C1. Les mesures de production primaire ont subi plusieurs tests avec la méthode d'oxygène (Winkler) mais la forte charge respiratoire du système provoquait des valeurs négatives. La méthode par ^{14}C a été testée par l'équipe de l'Université de São Carlos (Tundisi *et al.*, 1987) aux stations M1, M3, MR et C1, avec une mesure en novembre 1986, en janvier, en février, en mars, en avril, et en mai 1987.

Les prélèvements dans la colonne d'eau varient également selon les stations et les variables. La température est mesurée à chaque mètre de la surface jusqu'à 30 m de profondeur, elle est mesurée tous les 5 m entre 30 et 40 m, et tous les 10 m de 40 m jusqu'au fond. Ces profondeurs sont maintenues pour les autres stations. Les autres variables sont prélevées tous les 2 m entre la surface et 12 m de profondeur, tous les 5 m entre 12 m et 40 m, et tous les 10 m entre 40 et

70 m de profondeur. Cependant, l'oxygène dissous est quelquefois prélevé à des intervalles moins larges. Les prélèvements sont parfois modifiés dans certains jours et dans certaines stations en raison d'instabilités météorologiques ou des mauvaises conditions de travail.

Variables	Fréquence d'échantillonnage		
	M1	C1	MR
Profondeur de Secchi	hb	hb	hb
Température	hb	hb	hb
pH	hb	hb	hb
Conductivité	hb	hb	hb
Matières en suspension	bm	bm	hb
Alcalinité	hb	hb	bm
Oxygène dissous	hb	hb	hb
Dioxyde de carbone	hb	hb	hb
Sulfures ⁽¹⁾	hb	hb	bm
Demande biologique en oxygène	hb	hb	bm
Demande chimique en oxygène	hb	hb	bm
Chlorure	hb	hb	bm
Magnésium dissous	hb	hb	bm
Calcium dissous	hb	hb	bm

TAB. D.2 - Variables limnologiques mesurées à Tucurui et leurs fréquences par station. (1) Mesures effectuées pendant l'étiage. hb=hebdomadaire, bm=bimensuelle.

D.2 La méthodologie

Nous apporterons uniquement des précisions sur la méthodologie d'analyse (CET, 1989) des variables utilisées dans le modèle développé pour la retenue de Tucurui. Il s'agit de la température, de l'oxygène dissous, de l'ammonium et de la DCO (demande chimique en oxygène).

D.2.1 Température

La température est relevée directement sur le site par un thermomètre électronique. Ce thermomètre est calé systématiquement par des mesures effectuées avec un thermomètre de mercure. On descend le thermomètre dans l'eau à l'aide d'une ficelle graduée; ce procédé engendre certains

problèmes lorsque les courants d'eau sont trop forts déplaçant alors la ficelle horizontalement. **Précision de 0,1°C.**

D.2.2 Oxygène dissous

La méthode employée pour la mesure de l'oxygène dissous est celle de Winkler modifiée par Pomeroy et Kirschman (Pomeroy & Kirschman, 1945), qui recommandent l'utilisation d'une concentration de NaI plus forte afin d'éviter les erreurs de la volatilisation du I_2 et l'interférence de la matière organique.

L'échantillon est prélevé avec une bouteille de Van-Dorf et préservé sur le site avec une solution de $MnSO_4$ et d'azide (NaI et NaN_3). En laboratoire, l'échantillon est acidifié avec une solution de H_2SO_4 et la titrimétrie est effectuée avec une solution de thiosulfate. **Limite de détection non indiquée.**

D.2.3 Ammonium dissous

La méthode colorimétrique détermine la concentration d'ammonium (échantillon filtré) selon l'absorption du bleu d'indofenol mesurée par spectrophotomètre. Cette absorption obéit à la loi de Beer-Lambert en concentrations inférieures à $0,5 \text{ mg N-NH}_3 \text{ l}^{-1}$. Le bleu est obtenu par la réaction du produit formé entre l'ammonium et l'hypochlorite en solution alcaline (pH entre 8 et 11,5) avec une solution de fénel et hypochlorite en excès, qui est catalysé par les ions de nitroprussiate de sodium. **Limite de détection $\approx 0,004 \text{ mg l}^{-1}$.**

D.2.4 Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène représente la consommation d'oxygène dissous par des substances réduites (matière organique et produits chimiques). Cette consommation est estimée par la réaction des substances avec le $KMnO_4$ à chaud. L'échantillon utilisé n'est pas filtré, cependant les matières grossières (feuilles, morceaux de branches etc.) sont enlevées avant l'analyse. **Limite de détection non indiquée.**

Variabes	Indication de la méthode	Référence
Transparence	mesure directe disque de Secchi	Golterman et Clymo, 1969
Température	mesure directe thermomètre électronique	-
pH	potentiométrie pH-mètre Micronal	APHA, 1975
Conductivité	mesure directe conductimètre Digimed	APHA, 1975
Matières en suspension	séchage en étuve	-
Alcalinité totale	titrimétrie potentiométrique	Golterman et Clymo, 1969
Oxygène dissous	titrimétrie	Winkler modifié par Pomeroy et Kirsham, 1945
Dioxyde de carbone	titrimétrie potentiométrique	Golterman et Clymo, 1969
Sulfures	colorimétrie spectrophotomètre	APHA, 1975
Méthane	-	-
Demande biologique en oxygène	titrimétrie 5 jours à 20°C	Golterman et Clymo, 1969
Demande chimique en oxygène (DCO)	titrimétrie à KMnO_4	Scott, 1939
Chlorure	titrimétrie	Goldman, 1959
Magnésium dissous	titrimétrie	APHA, 1971
Calcium dissous	titrimétrie	APHA, 1971
Potassium dissous	colorimétrie photomètre de flamme	APHA, 1975
Sodium dissous	colorimétrie photomètre de flamme	APHA, 1975
Silice réactive	colorimétrie spectrophotomètre	APHA, 1975
Fer total	colorimétrie spectrophotomètre	Basset et al., 1981
Ammonium	colorimétrie spectrophotomètre	Koroleff, 1970
Nitrites	colorimétrie spectrophotomètre	Bendschneider et Robison, 1952
Nitrates	colorimétrie spectrophotomètre	Elliott et Porter, 1962
Orthophosphates dissous	colorimétrie spectrophotomètre	Murphy et Riley, 1962
Phosphore total	colorimétrie spectrophotomètre	Golterman et Clymo, 1969
Chlorophylle-a	colorimétrie spectrophotomètre	Strickland et Parsons, 1968
Production primaire	^{14}C	Steemann Nielsen modifié par Tundisi, 1986

TAB. D.3 - Informations sur les variables mesurées à Tucuruí.

Annexe E

Modèle de la qualité de l'eau de l'intrusion du fleuve

Un modèle simple est conçu pour représenter les processus de dégradation de la matière organique dans l'eau d'entrée. Il est inspiré du modèle de dégradation de la retenue décrit au paragraphe 4.2. La résolution des équations est faite par la méthode de Runge-Kutta d'ordre quatre à pas de temps variable.

La dégradation est représentée par une cinétique du premier ordre; la consommation équivalente d'oxygène, ainsi que la consommation due à la nitrification de l'ammonium, sont déduites du stock d'oxygène de l'eau d'entrée (Equation E.1). La concentration d'ammonium dans l'eau d'entrée est également modifiée par les processus de nitrification et de relargage (Equation E.2).

C_1 , C_2 et C_3 correspondent aux trois types de matière organique (*SOM*, *VEG1* et *VEG2*) qui sont incorporés dans le flux selon les calculs présentés au paragraphe 5.5. La matière organique C_1 dans l'eau d'entrée est corrigée selon l'équation E.3.

$$\frac{dO_2in}{dt} = - \sum_{i=1}^3 k_i C_i - knit on NH_4in \quad (E.1)$$

$$\frac{dNH_4in}{dt} = \sum_{i=1}^3 no_i k_i C_i - knit NH_4in + krel \frac{A_{flux}}{V_{flux}} \quad (E.2)$$

$$\frac{dC_1}{dt} = -ksed C_1 - k_1 C_1 \quad (E.3)$$

Où		
O_2^{in}	= concentration en oxygène dissous dans l'eau d'entrée	gO_2m^{-3}
C_i	= concentration de la matière organique i dans l'eau d'entrée	gO_2m^{-3}
NH_4^{in}	= concentration en ammonium dans l'eau d'entrée	gO_2m^{-3}
k_i	= vitesse de dégradation de la matière i	j^{-1}
$ksed$	= vitesse de sédimentation	j^{-1}
kn	= vitesse de nitrification	j^{-1}
$krel$	= relargage benthique d'ammonium	$gN m^{-2} j^{-1}$
no_i	= quantité d'azote dans la matière organique i	gN/gO_2
on	= gramme d'oxygène par gramme d'ammonium oxydé	gO_2/gN
A_{flux}	= surface latérale occupée par le flux	m^2
V_{flux}	= volume occupé par le flux	m^3

La vitesse de sédimentation, à l'instar du modèle de la retenue, décroît linéairement à partir d'une valeur maximale, associée à une concentration seuil de C_1 , jusqu'à s'annuler à un seuil minimal de C_1 , selon l'équation:

$$ksed = ksedmax \frac{C_1 - C_1min}{C_1max} \quad (E.4)$$

Où		
$ksedmax$	= vitesse maximale de sédimentation	j^{-1}
C_1min	= concentration seuil minimal	$2 gO_2m^{-3}$
C_1max	= concentration seuil maximal	$8 gO_2m^{-3}$

Les vitesses de dégradation k_1 et k_2 sont identiques, et la vitesse k_3 correspond à une dégradation plus lente. Seule la dégradation aérobie est prise en compte; ainsi la limitation de cette dégradation par les concentration d'oxygène dissous est équivalente à celle de l'équation 4.18. Le relargage, ainsi que la vitesse de nitrification, sont limitées par la concentration d'ammonium et d'oxygène de manière identique à celle établie pour la retenue (Equations 4.16 et 4.17).

Annexe F

Résultats

F.1 Les résultats du calage

L'ensemble des résultats présentés dans cet annexe est composé des simulations des deux modèles (trois boîtes et unidimensionnel); les variables sont présentées dans l'ordre suivante: température, oxygène dissous, ammonium, et DCO. En dépit du manque de données mesurées pour quelques variables sur certaines dates, nous présentons tout l'ensemble des résultats pour permettre une comparaison entre les variables.

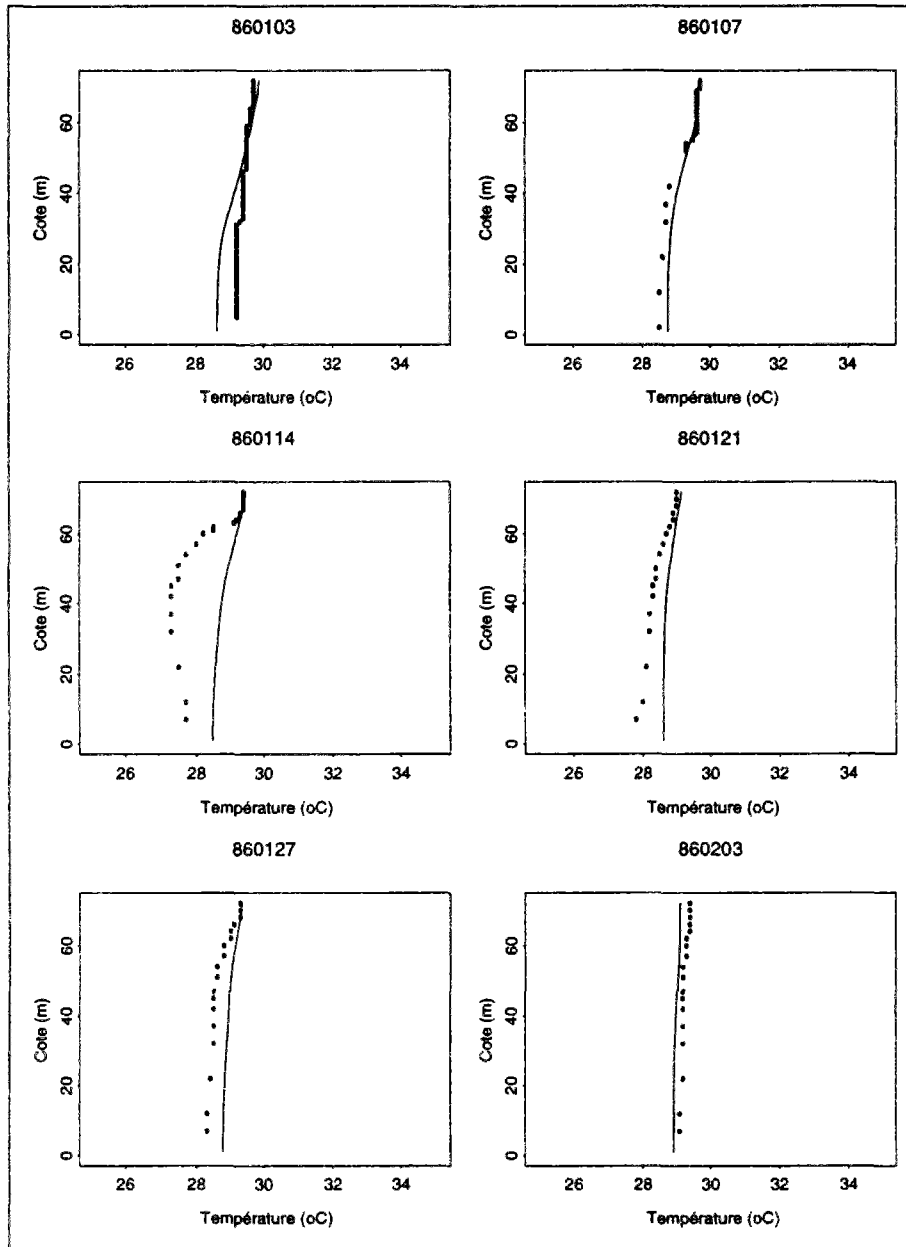


FIG. F.1 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

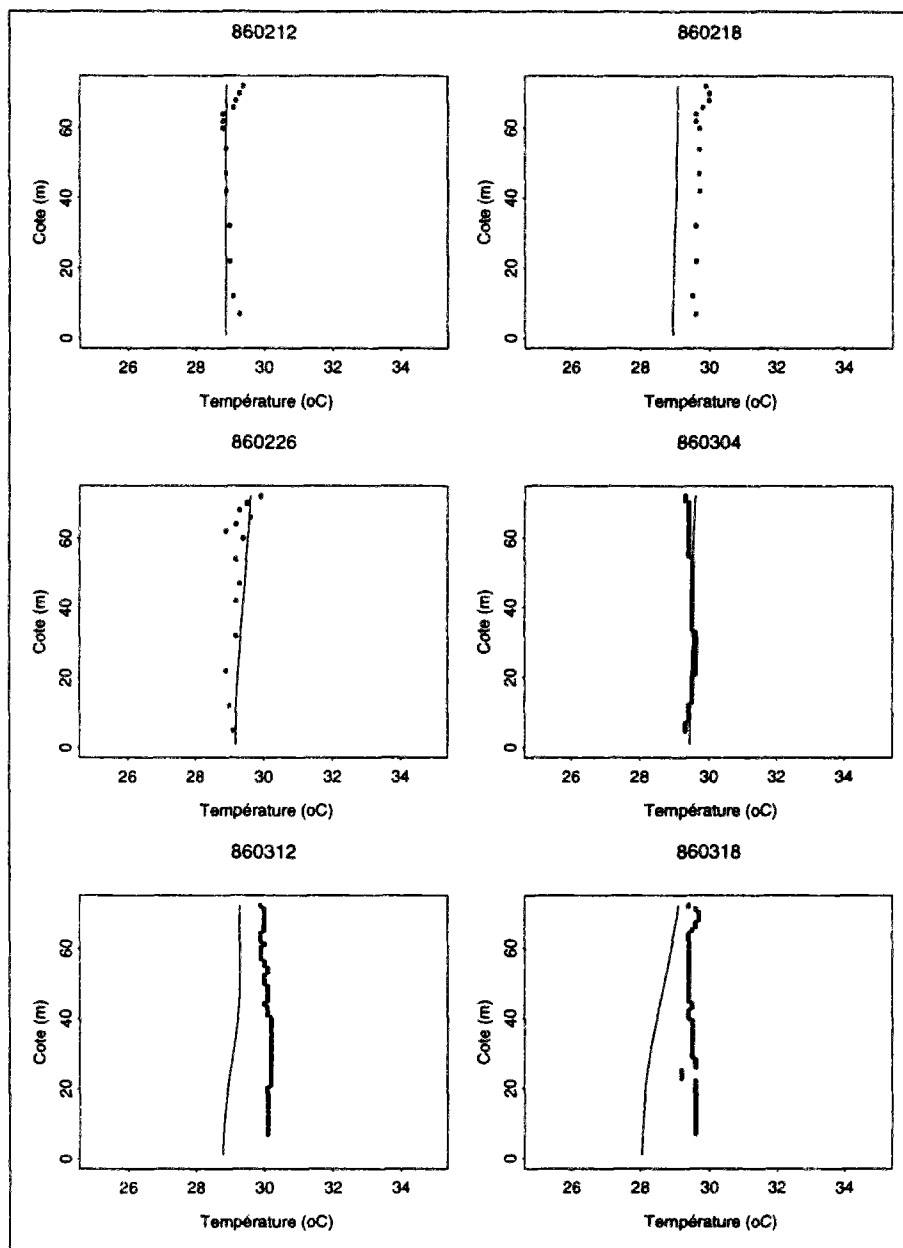


FIG. F.2 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

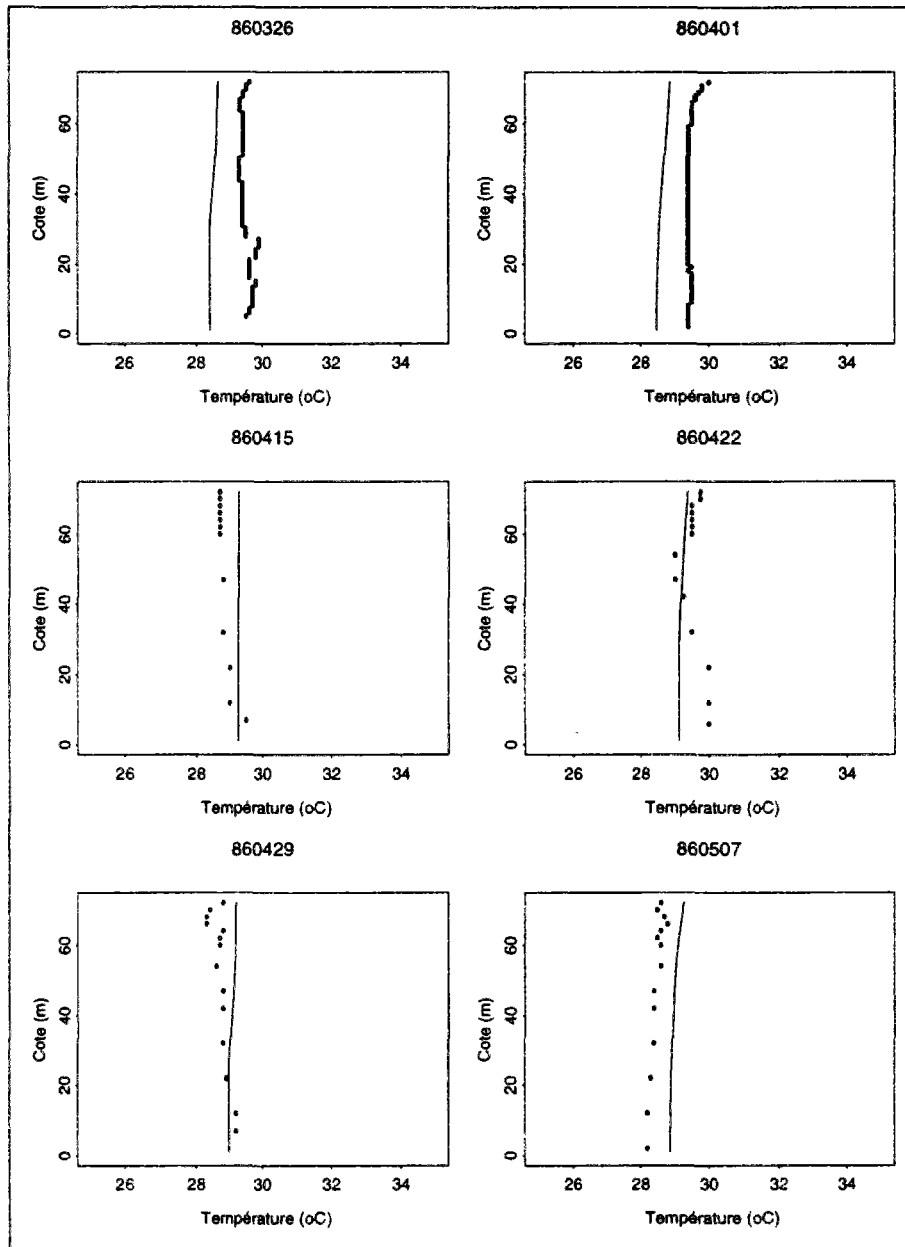


FIG. F.3 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

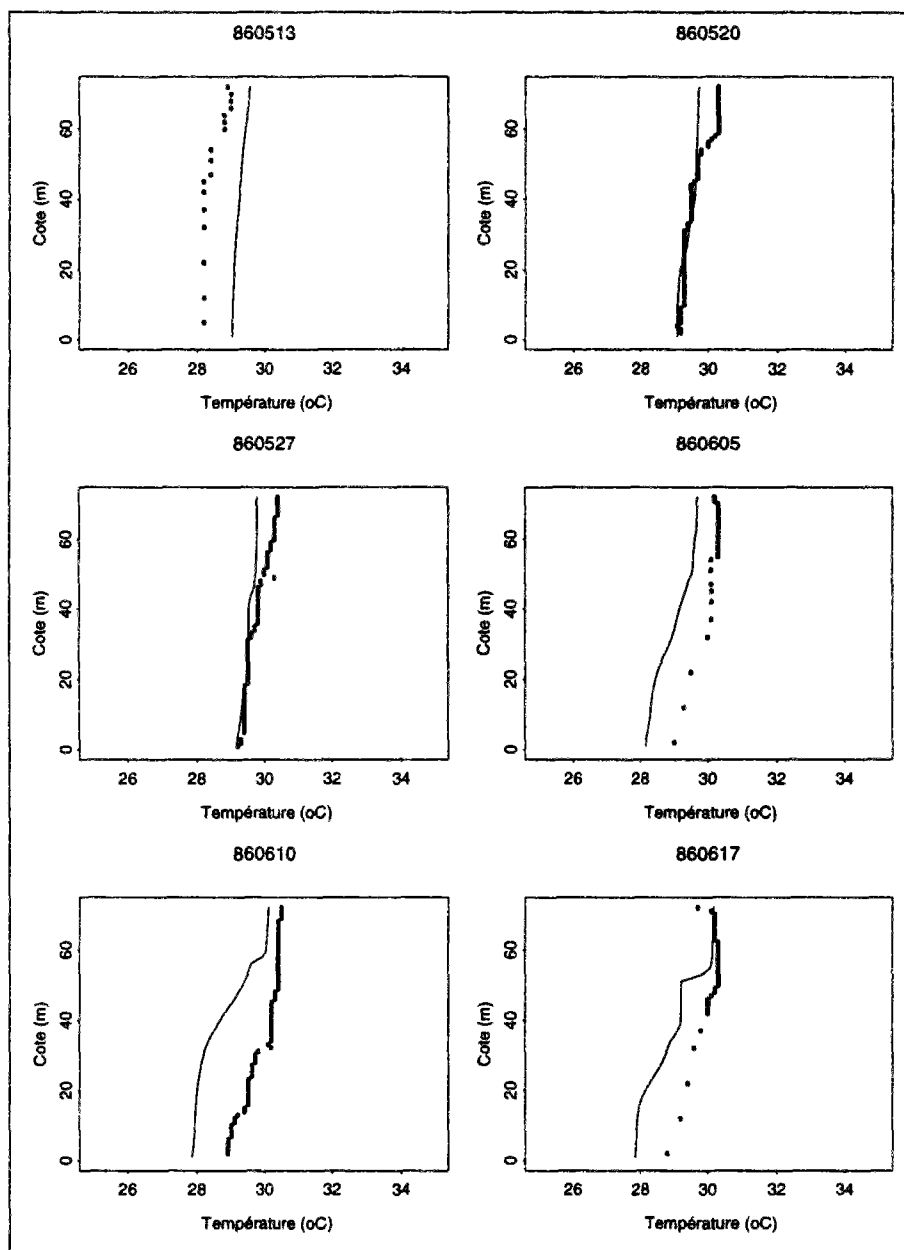


FIG. F.4 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

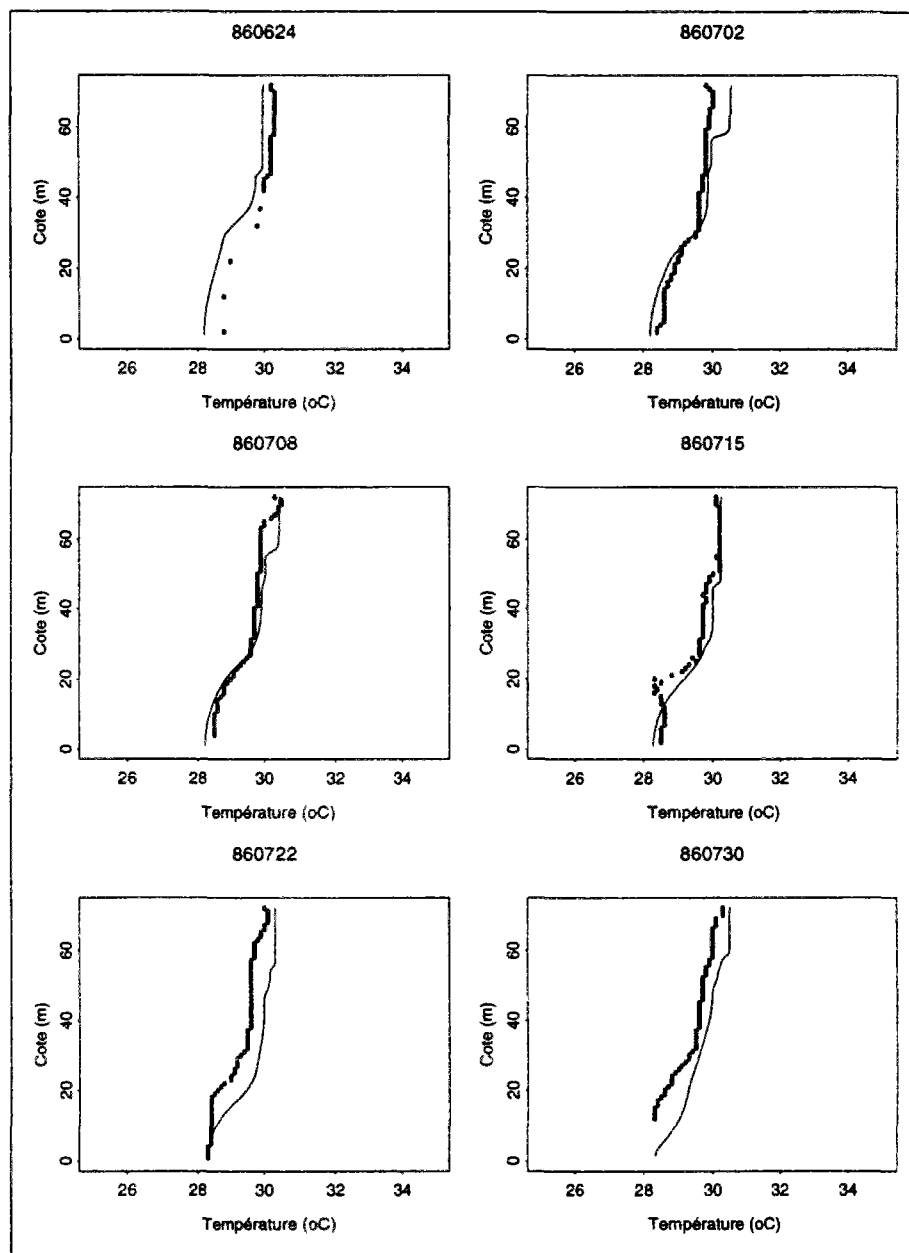


FIG. F.5 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

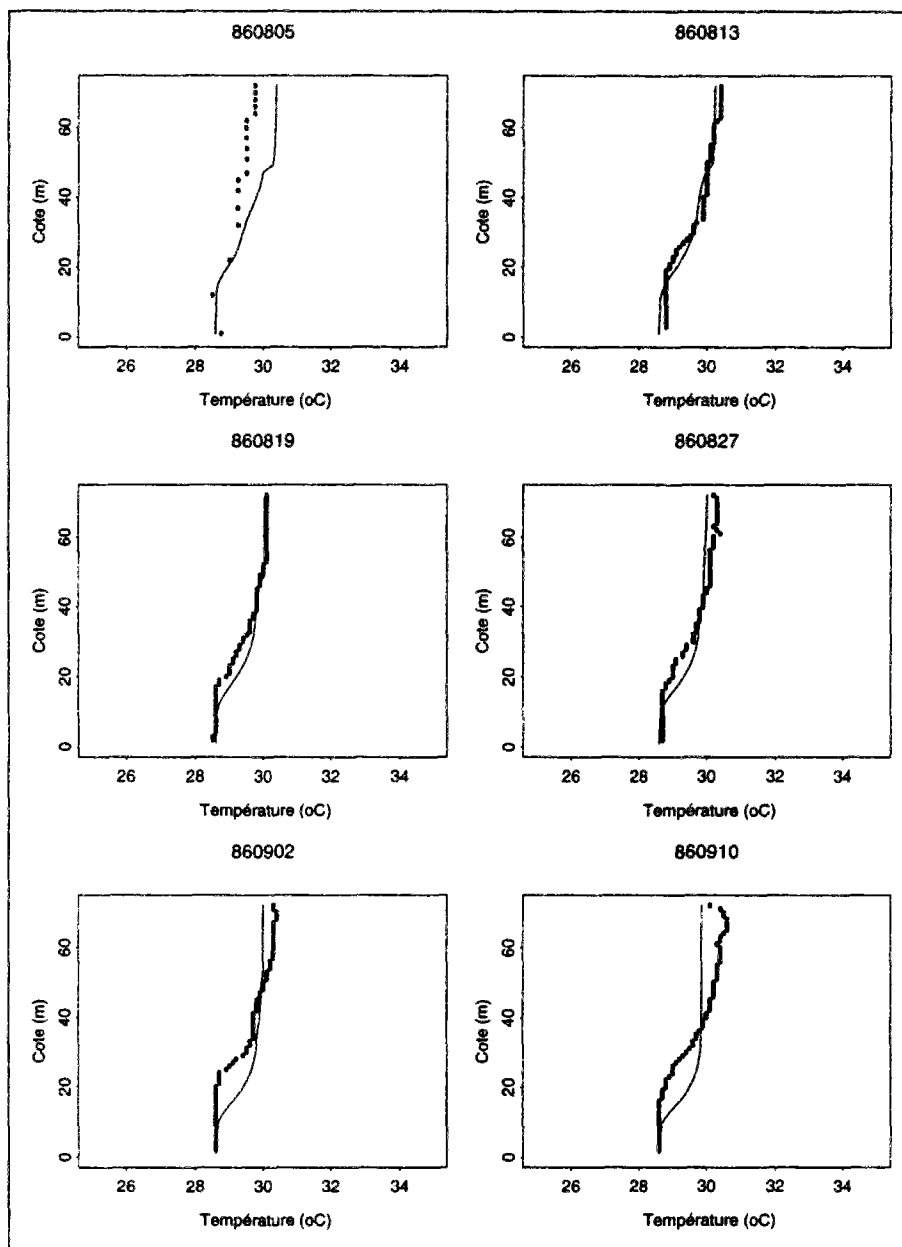


FIG. F.6 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

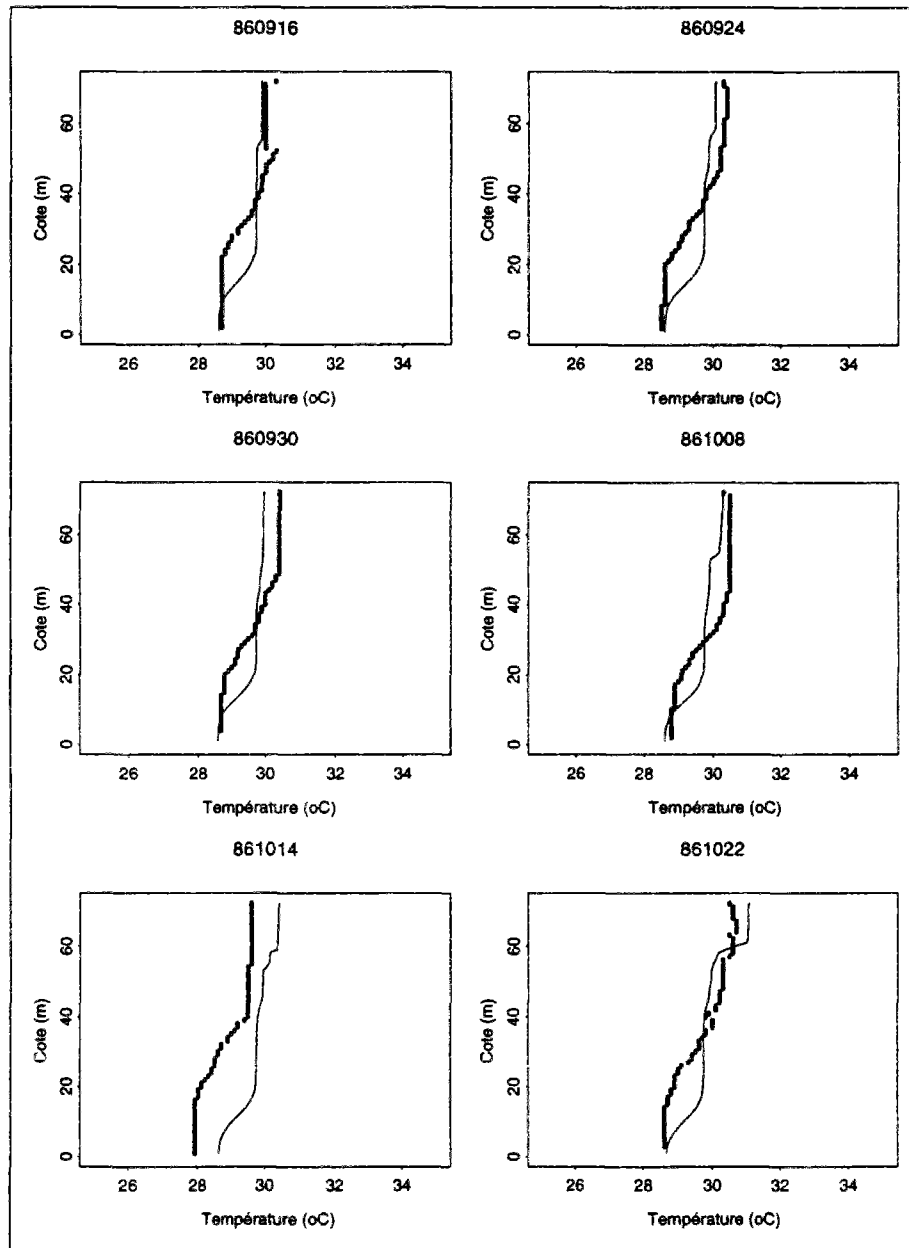


FIG. F.7 - *Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.*

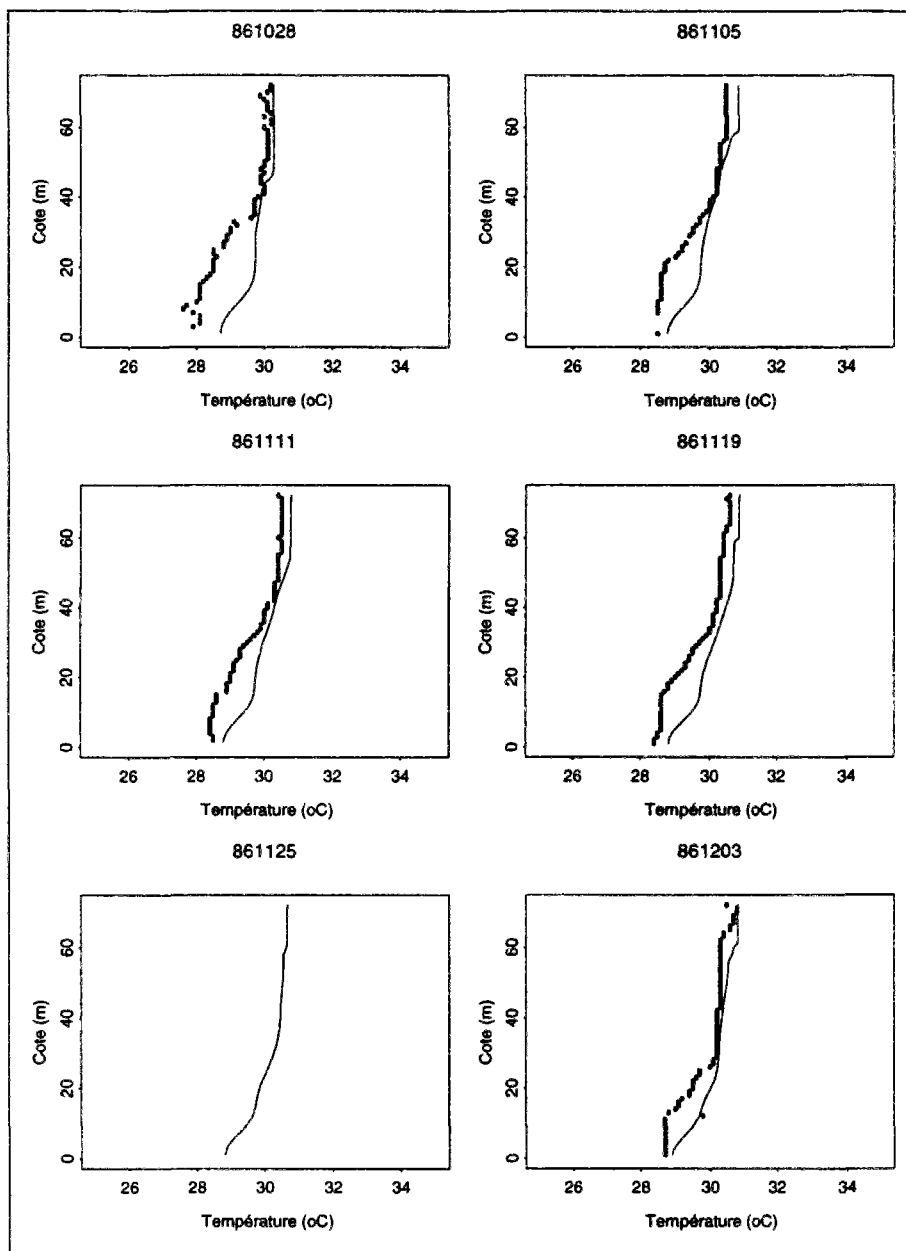


FIG. F.8 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

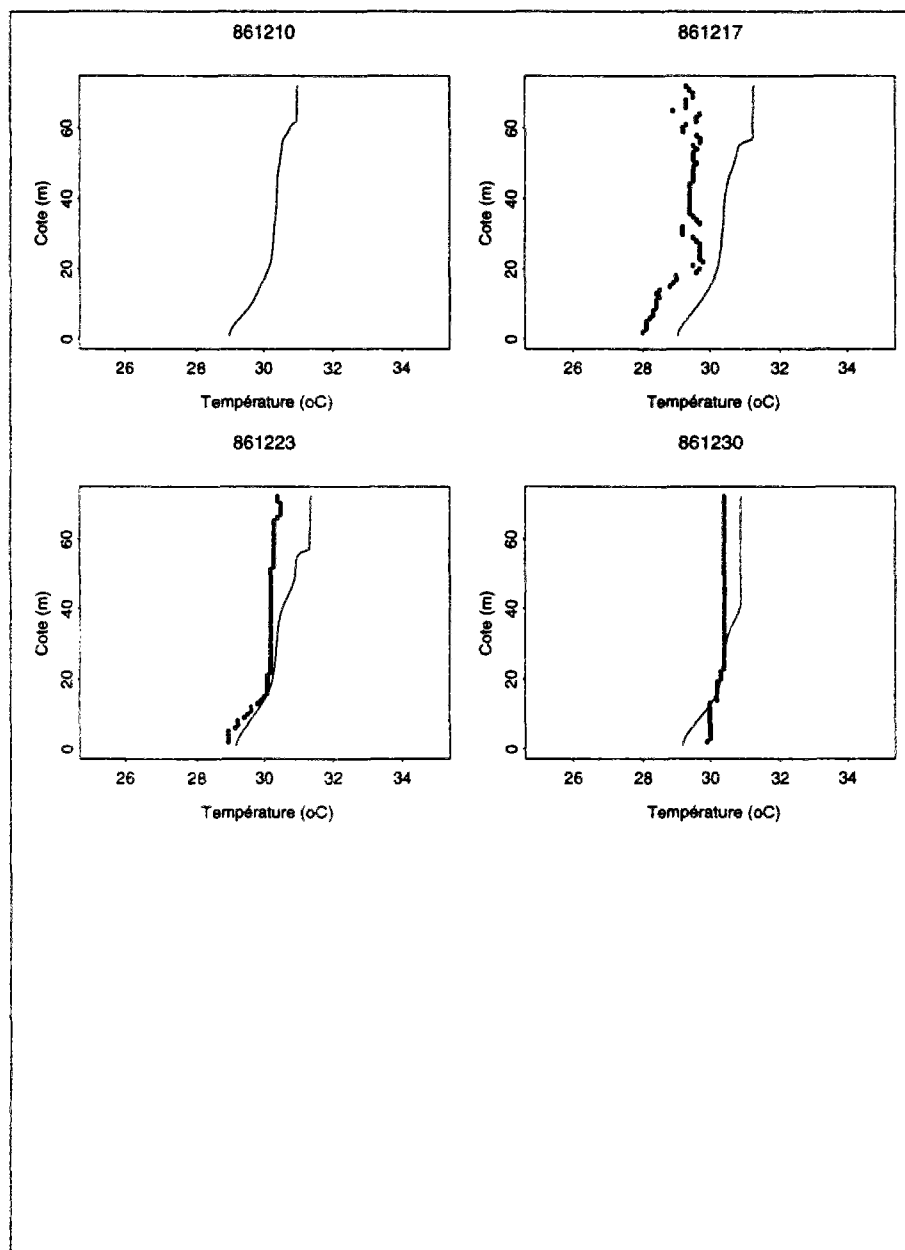


FIG. F.9 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

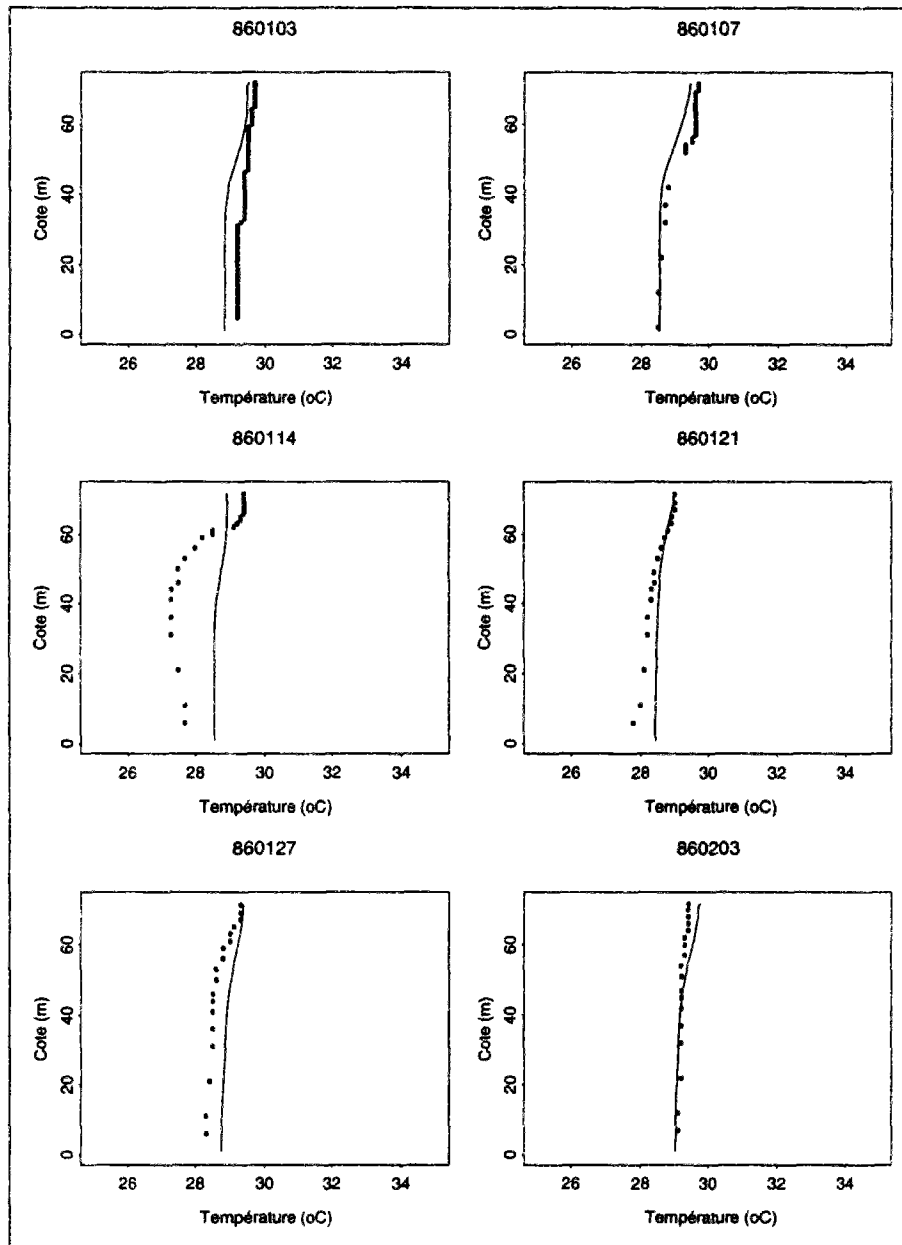


FIG. F.10 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

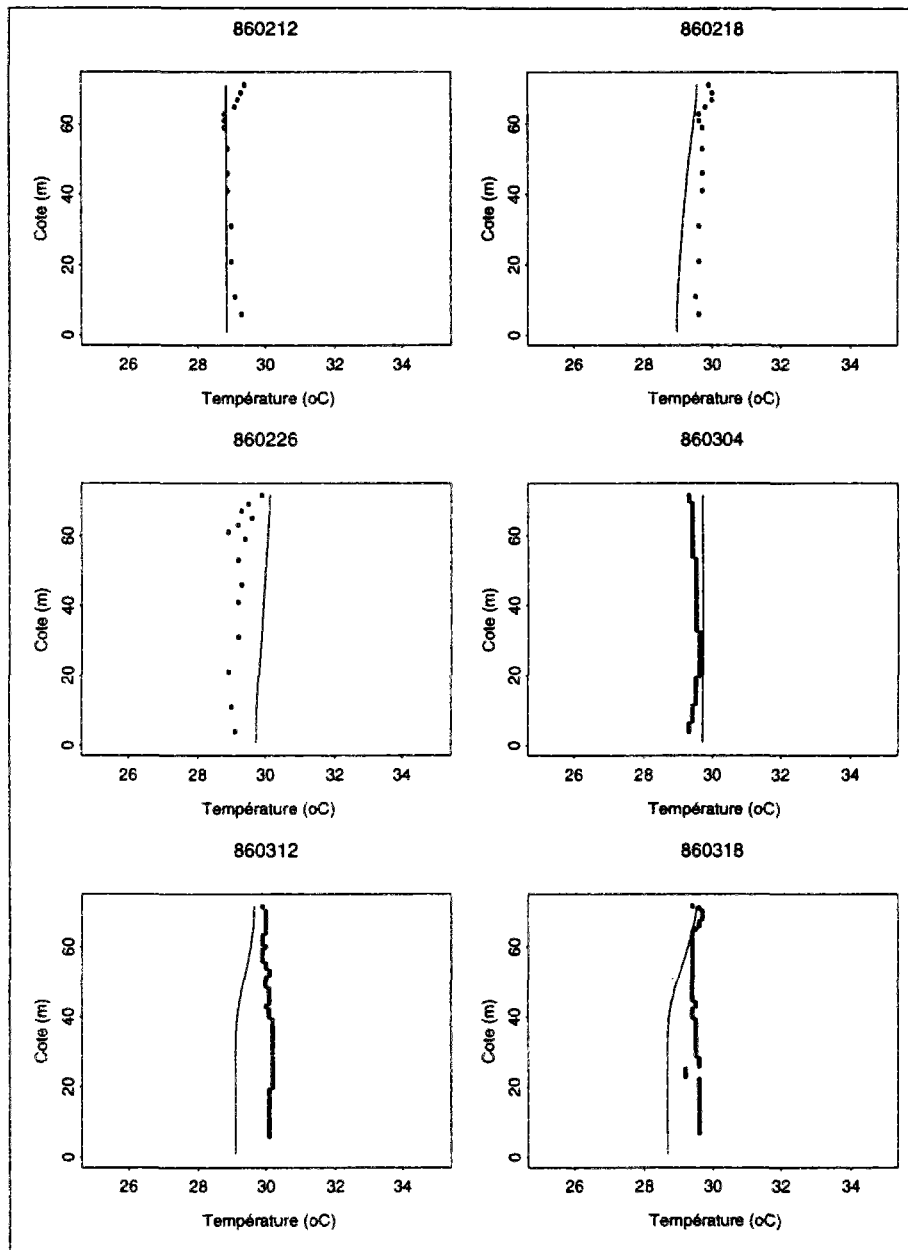


FIG. F.11 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

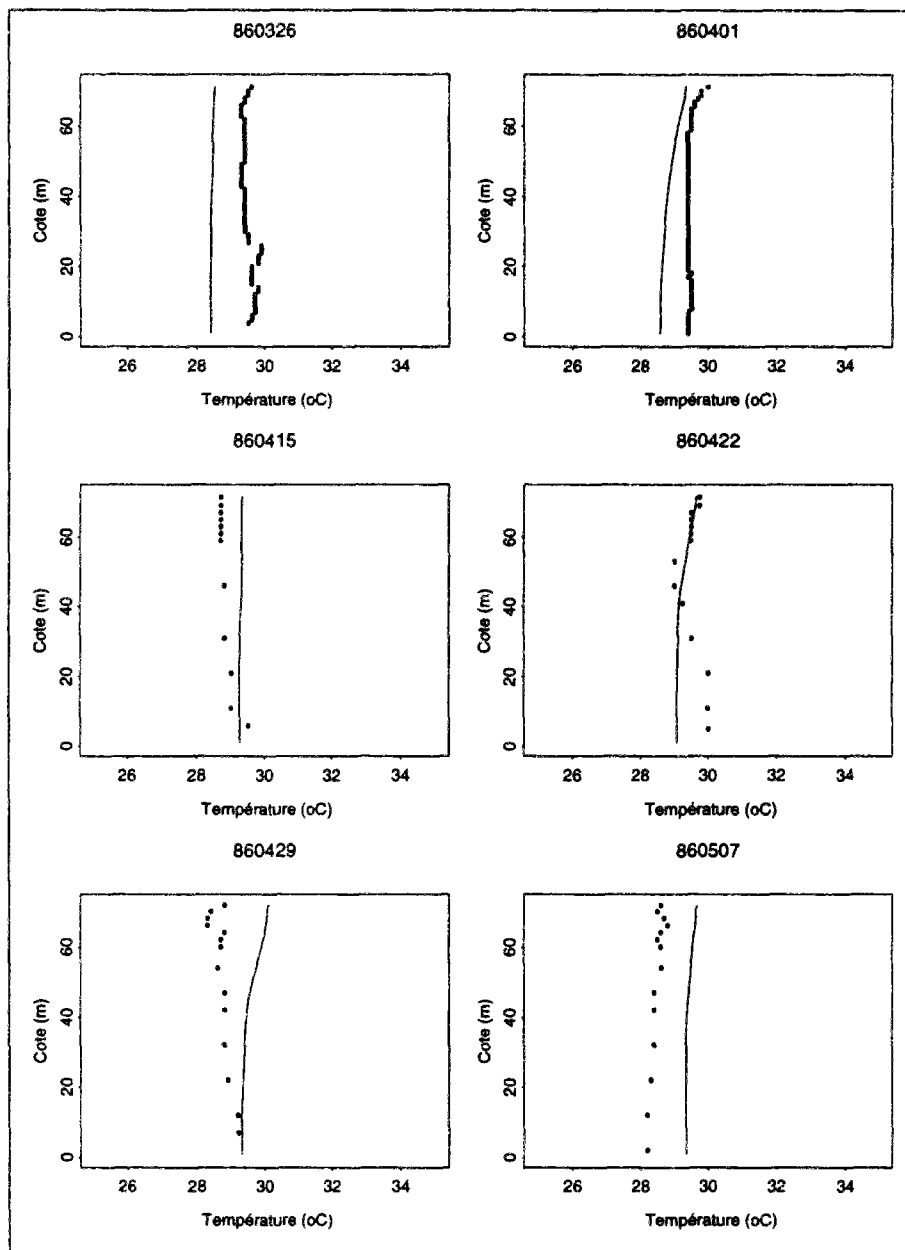


FIG. F.12 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

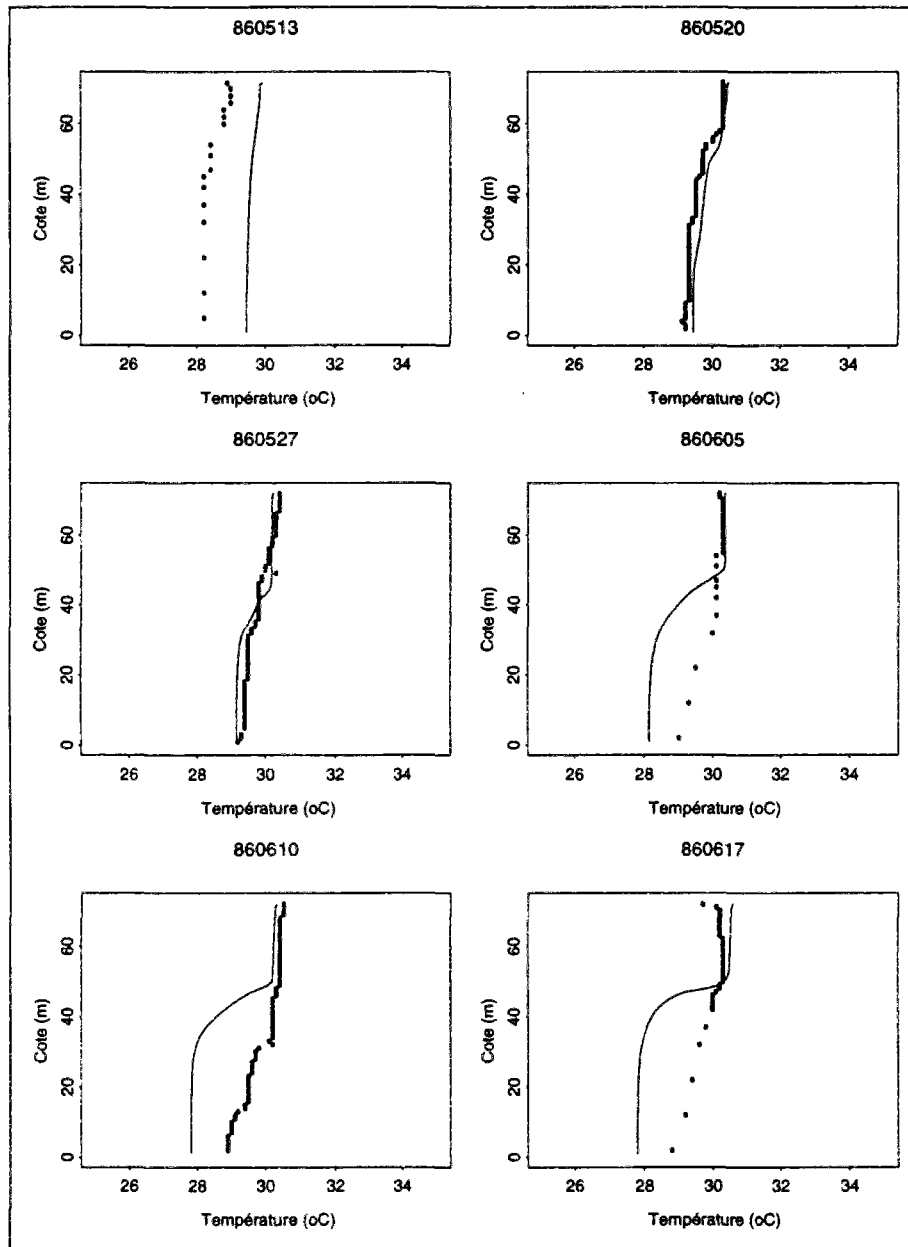


FIG. F.13 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

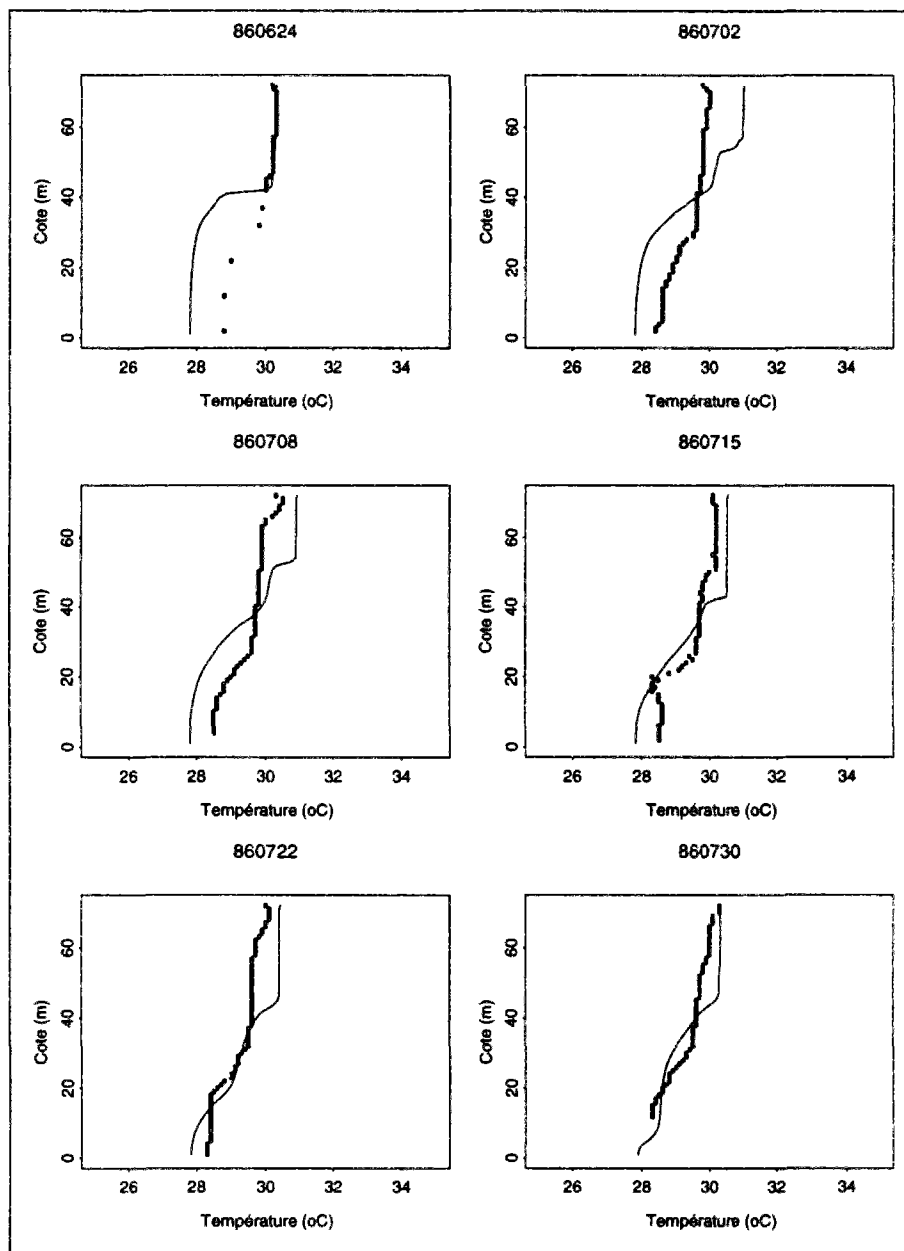


FIG. F.14 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

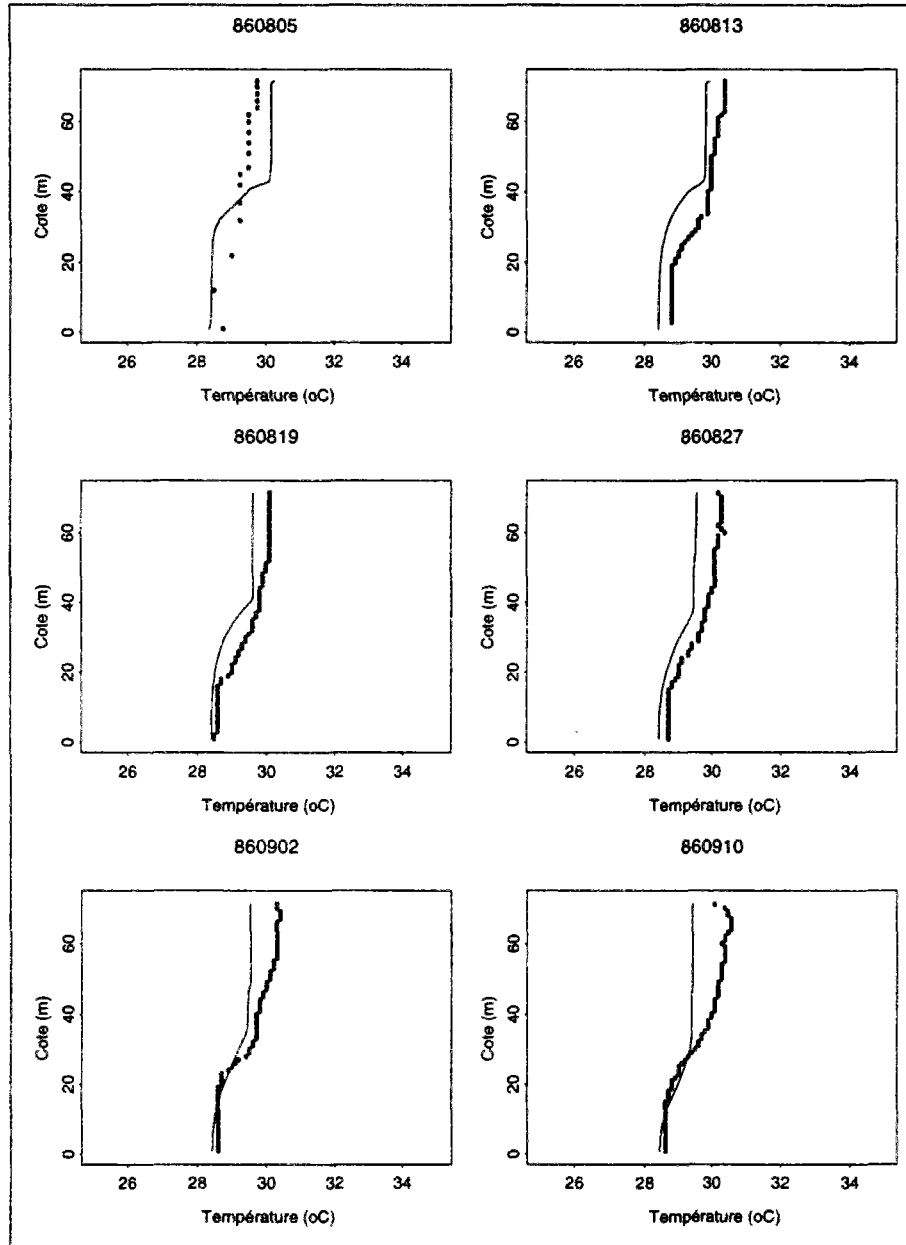


FIG. F.15 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

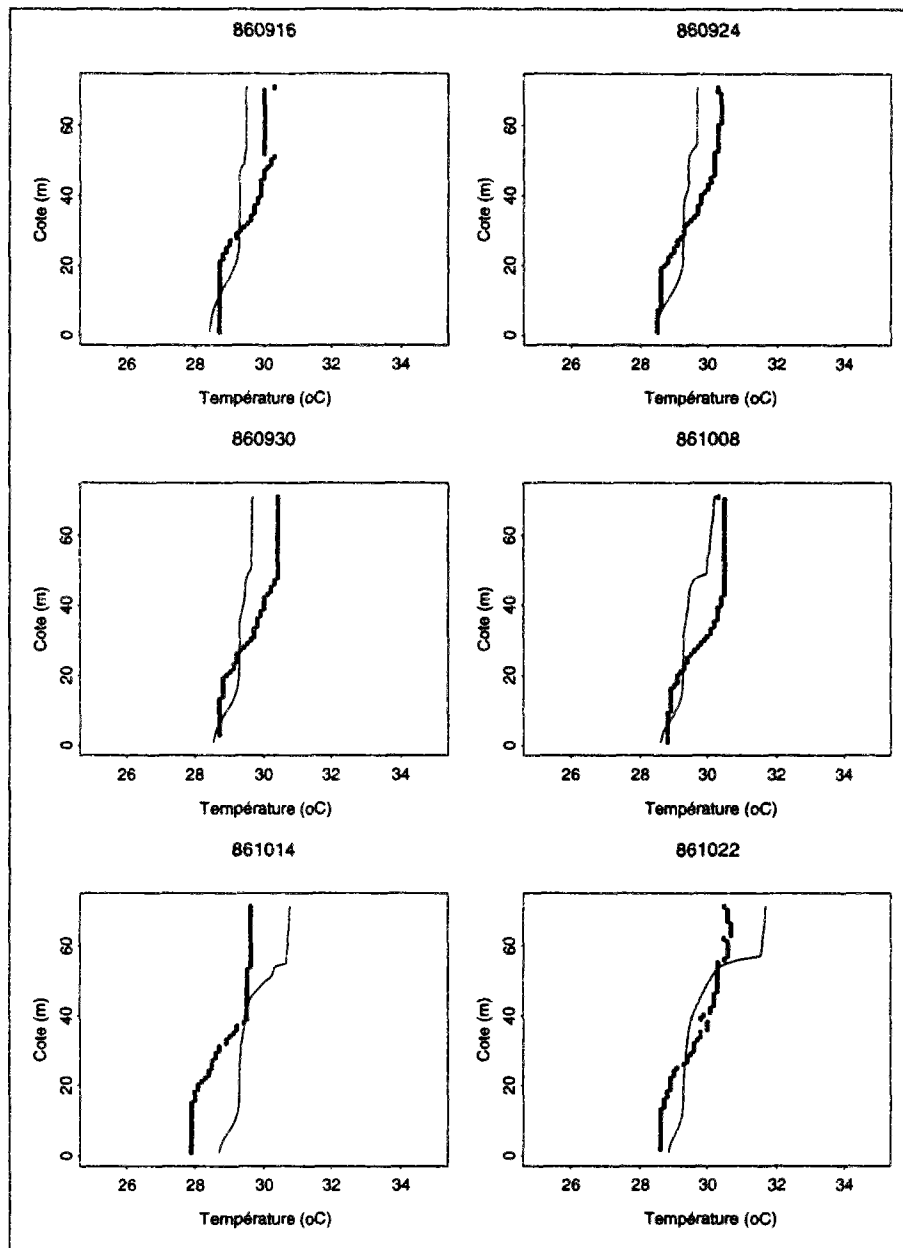


FIG. F.16 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

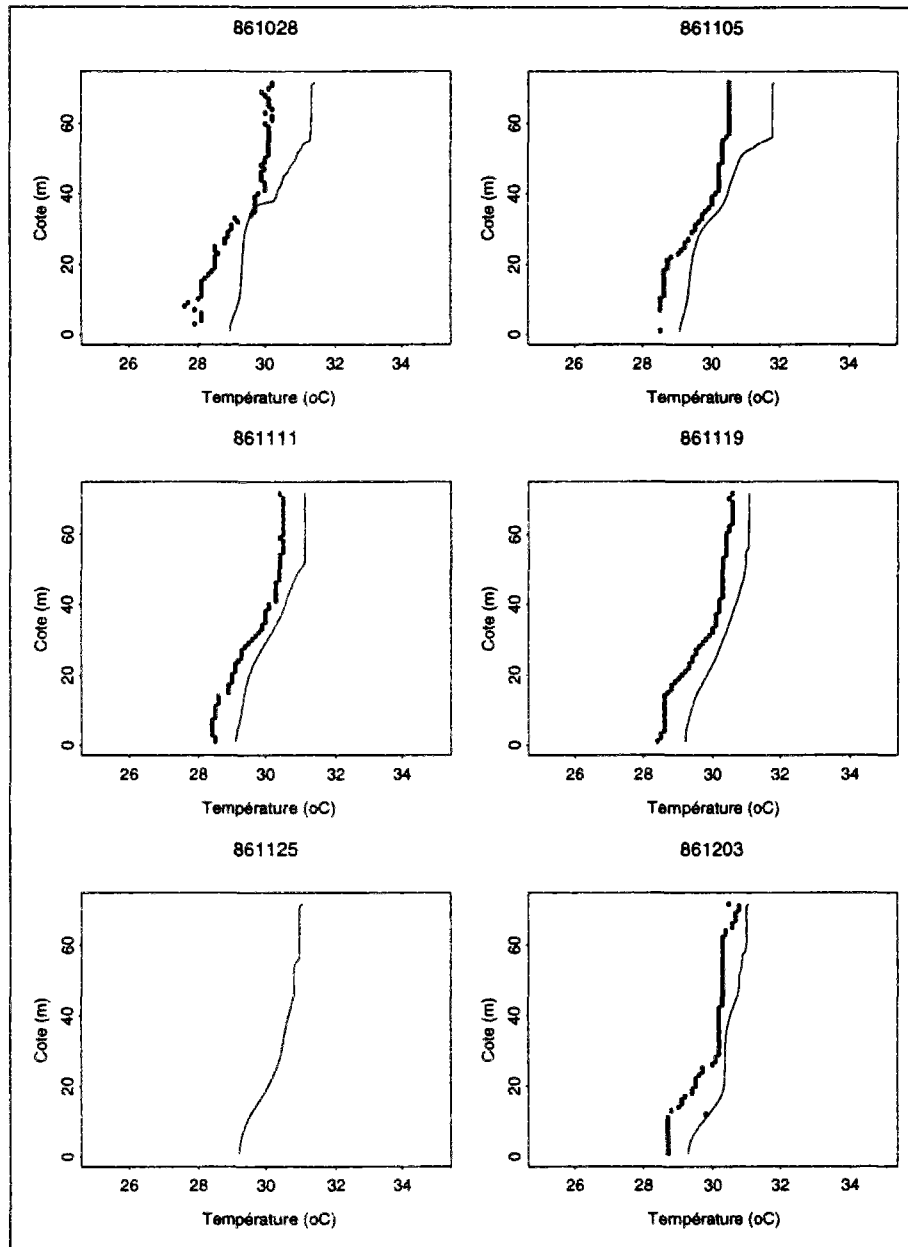


FIG. F.17 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

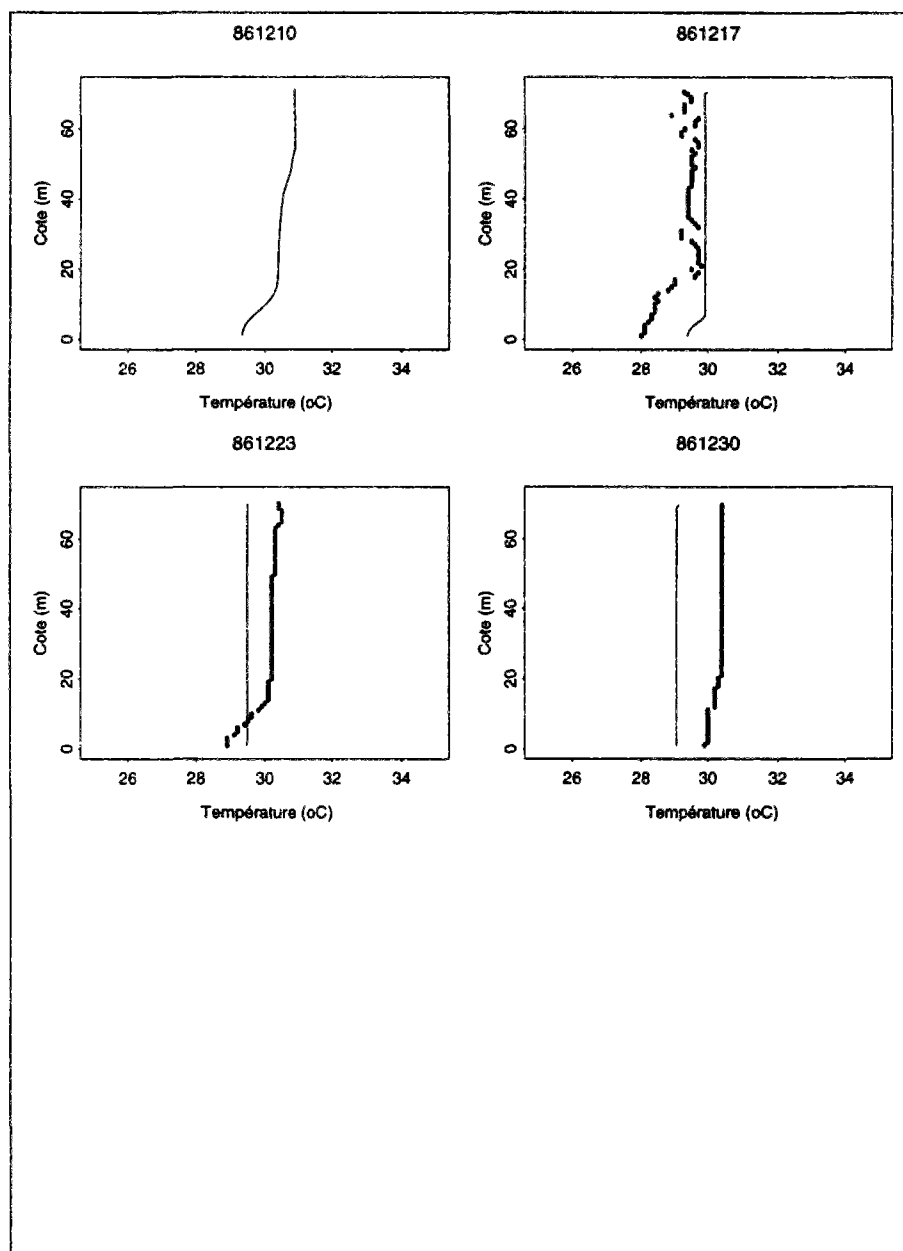


FIG. F.18 - Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

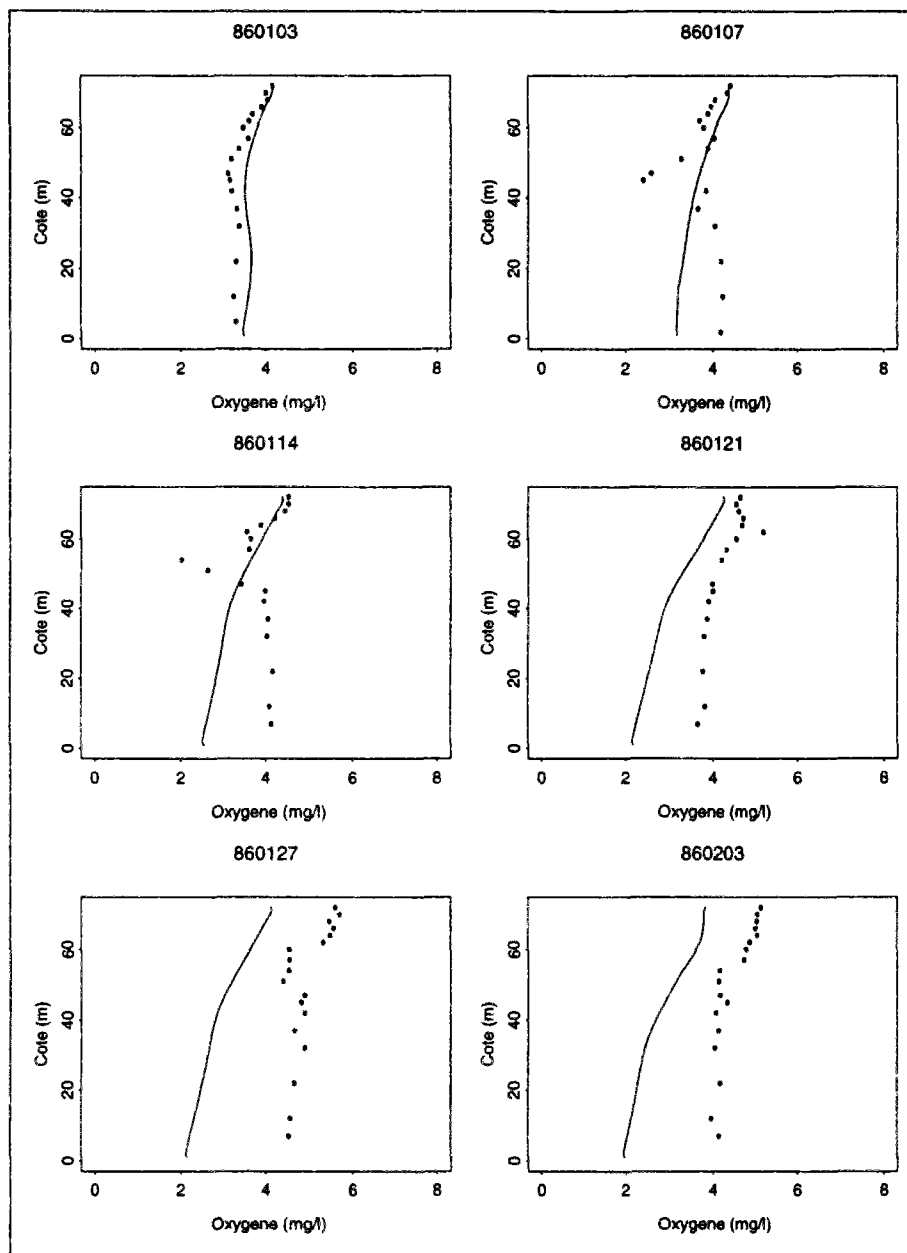


FIG. F.19 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

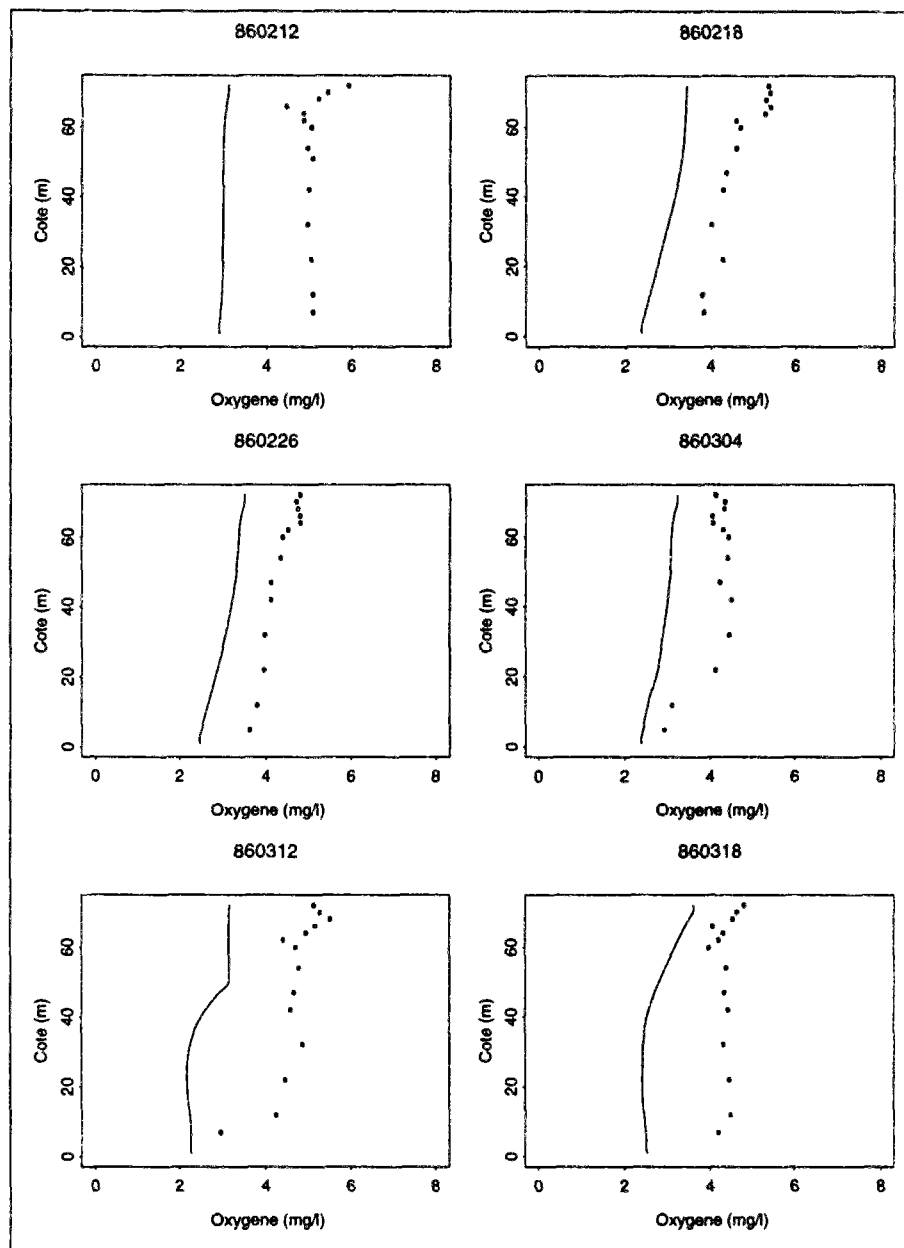


FIG. F.20 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

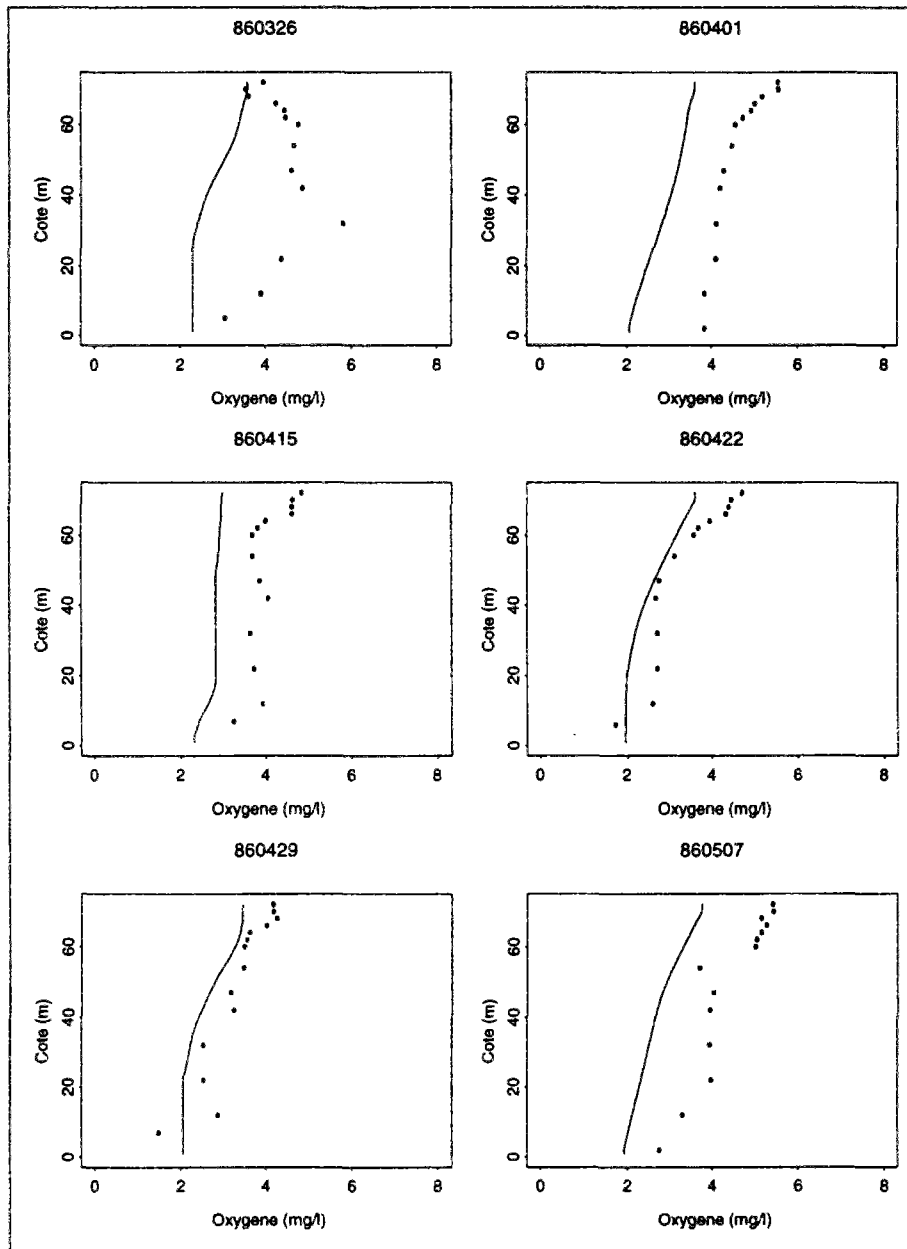


FIG. F.21 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

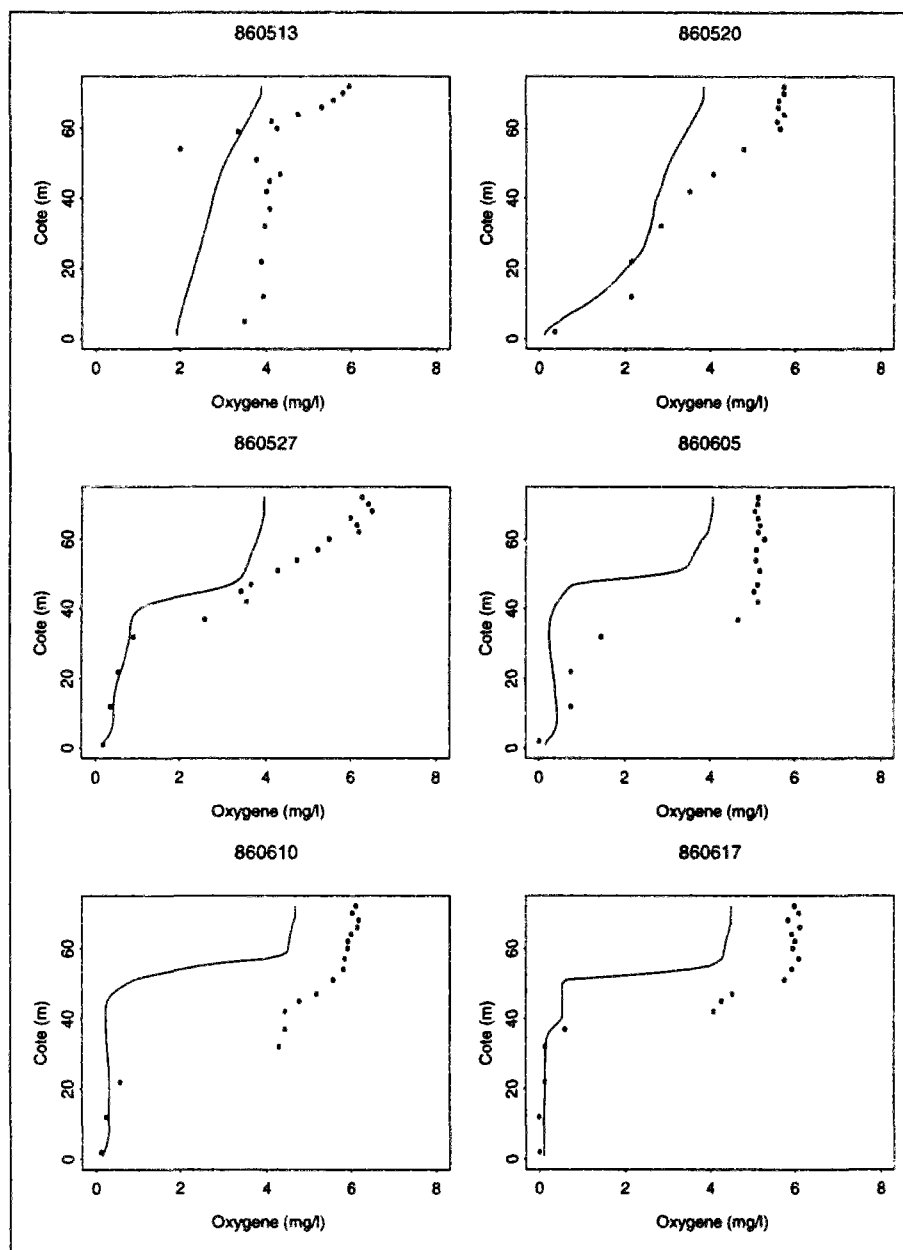


FIG. F.22 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

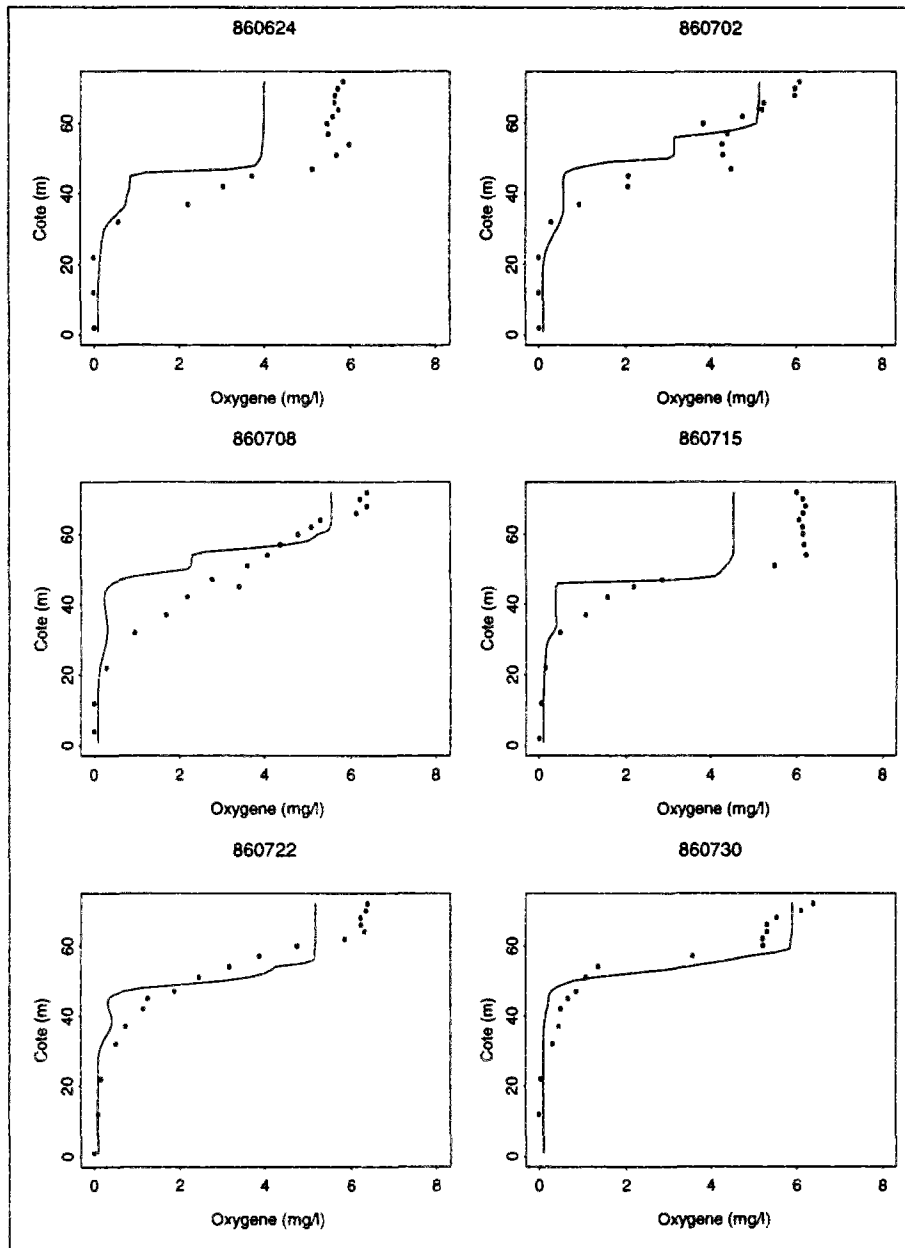


FIG. F.23 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

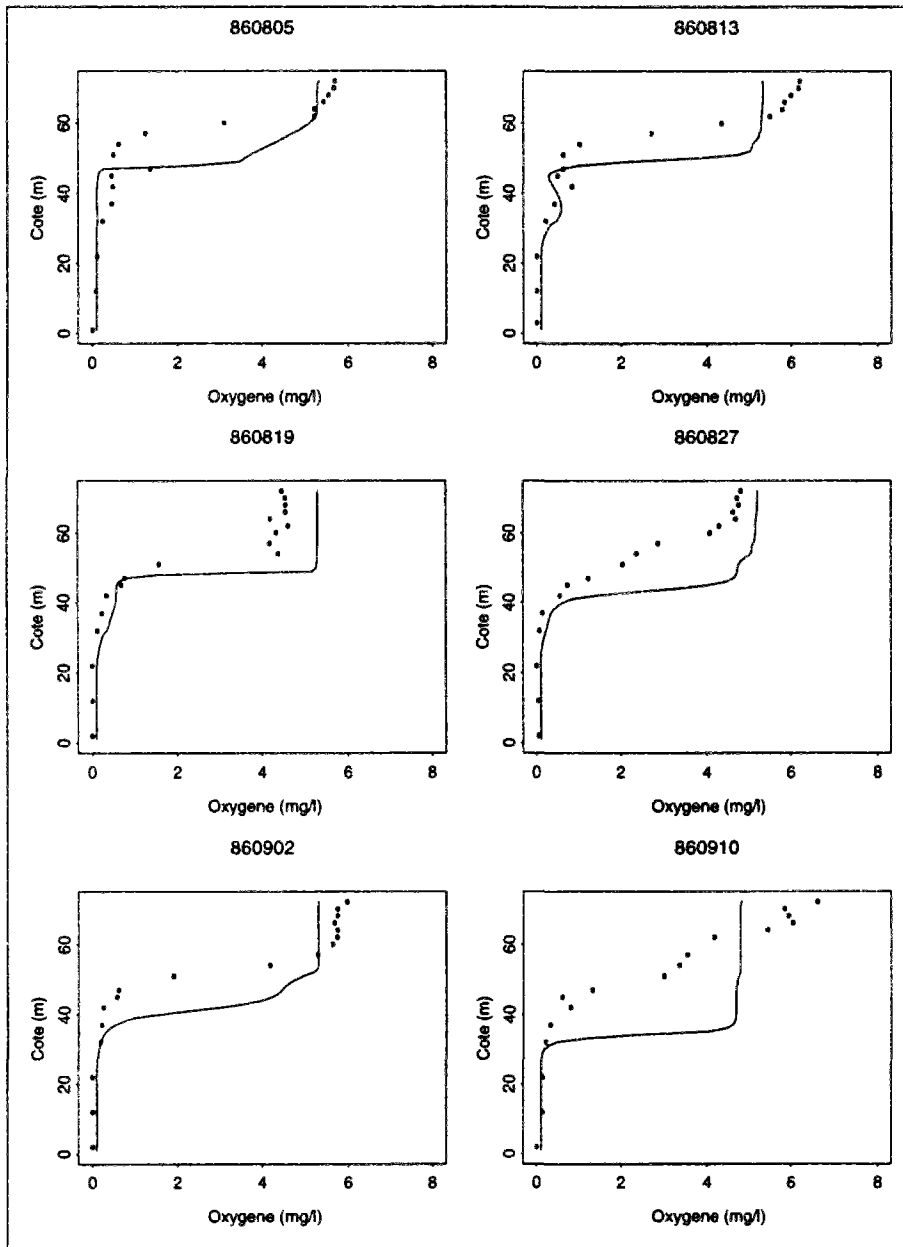


FIG. F.24 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

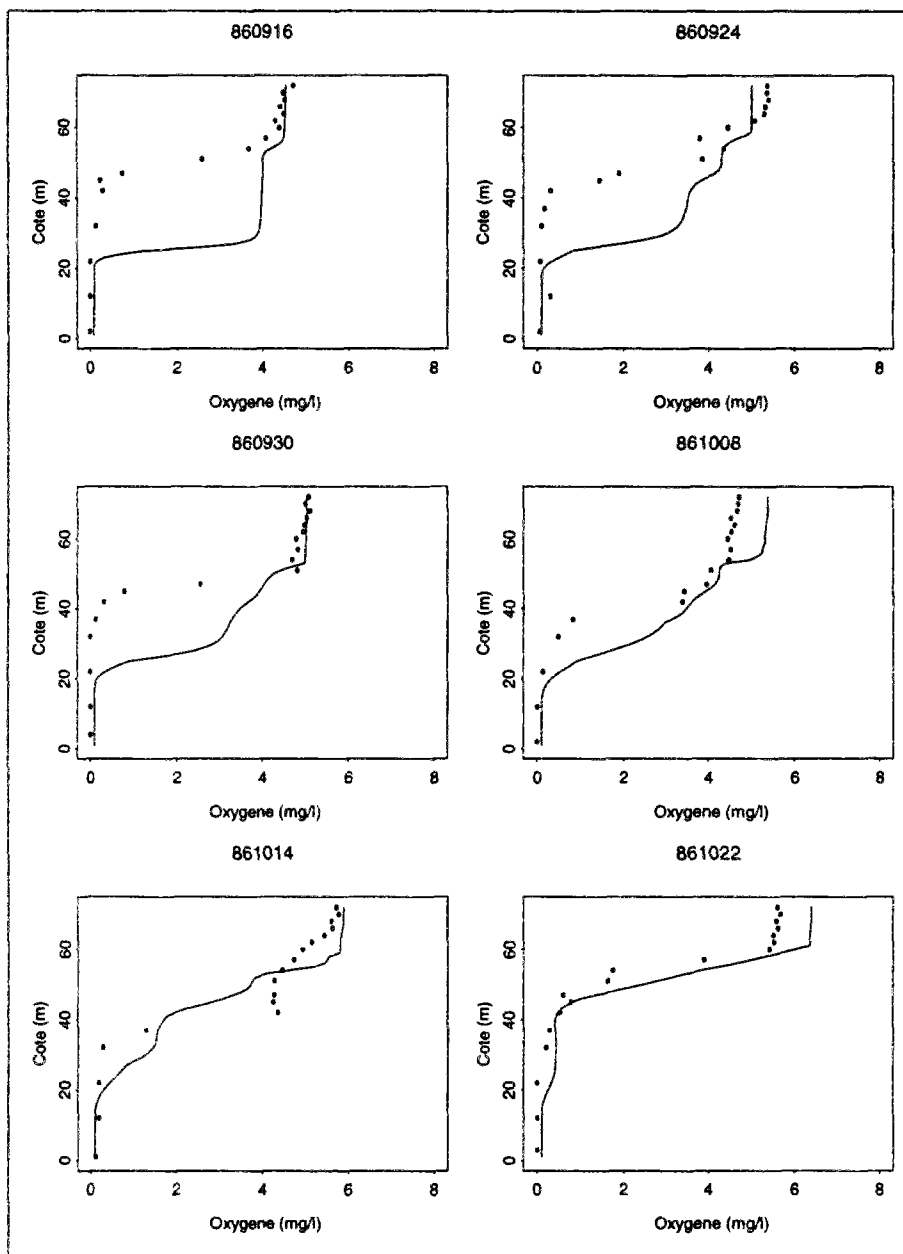


FIG. F.25 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

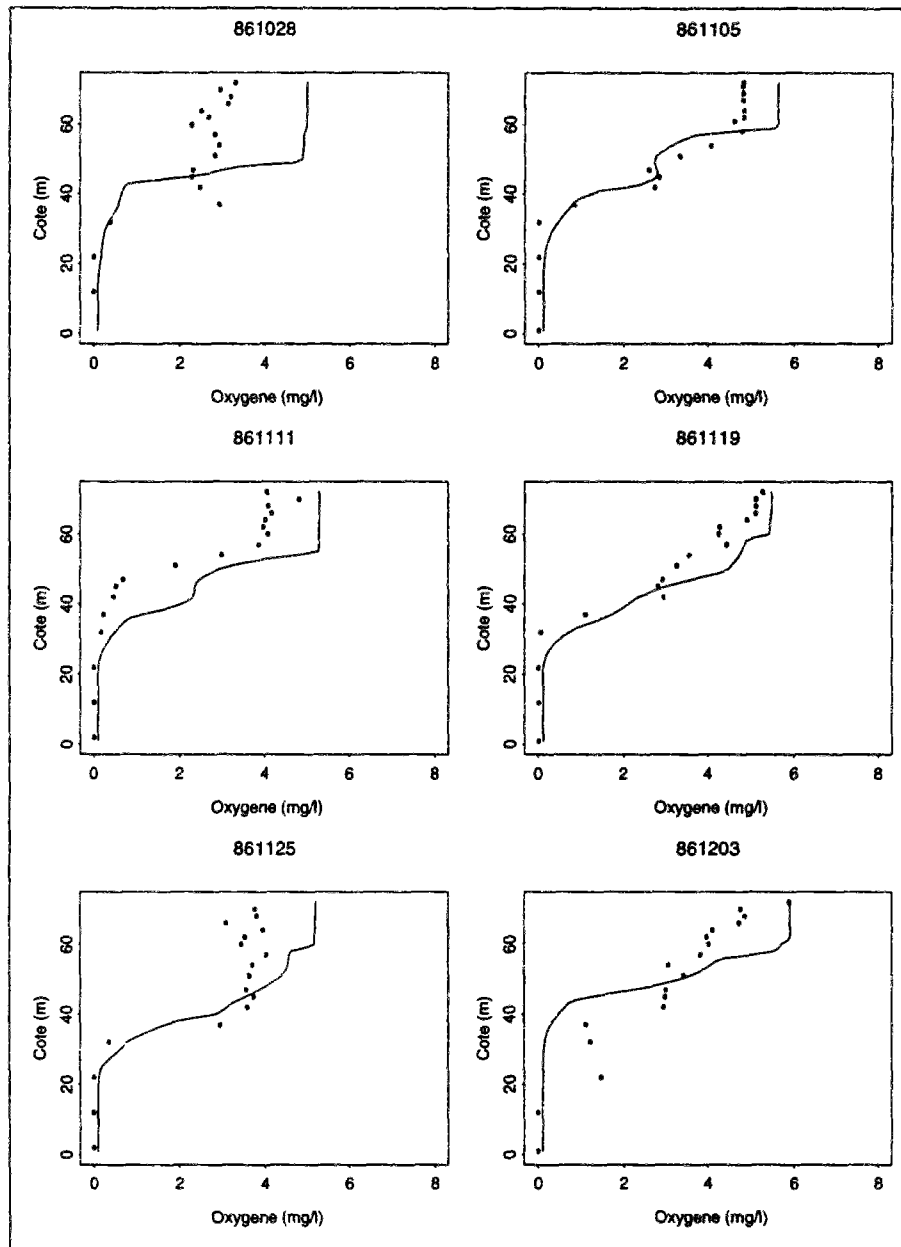


FIG. F.26 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

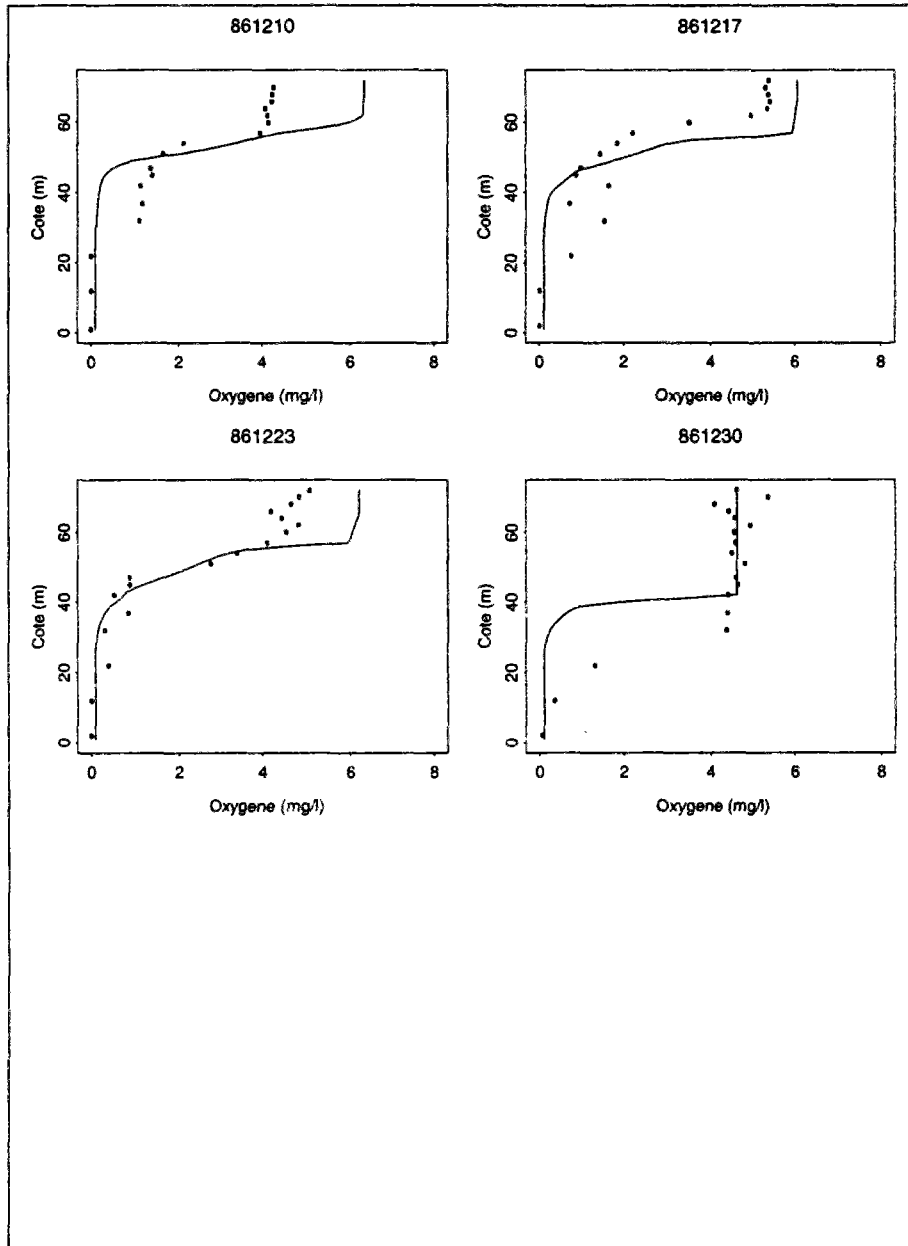


FIG. F.27 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

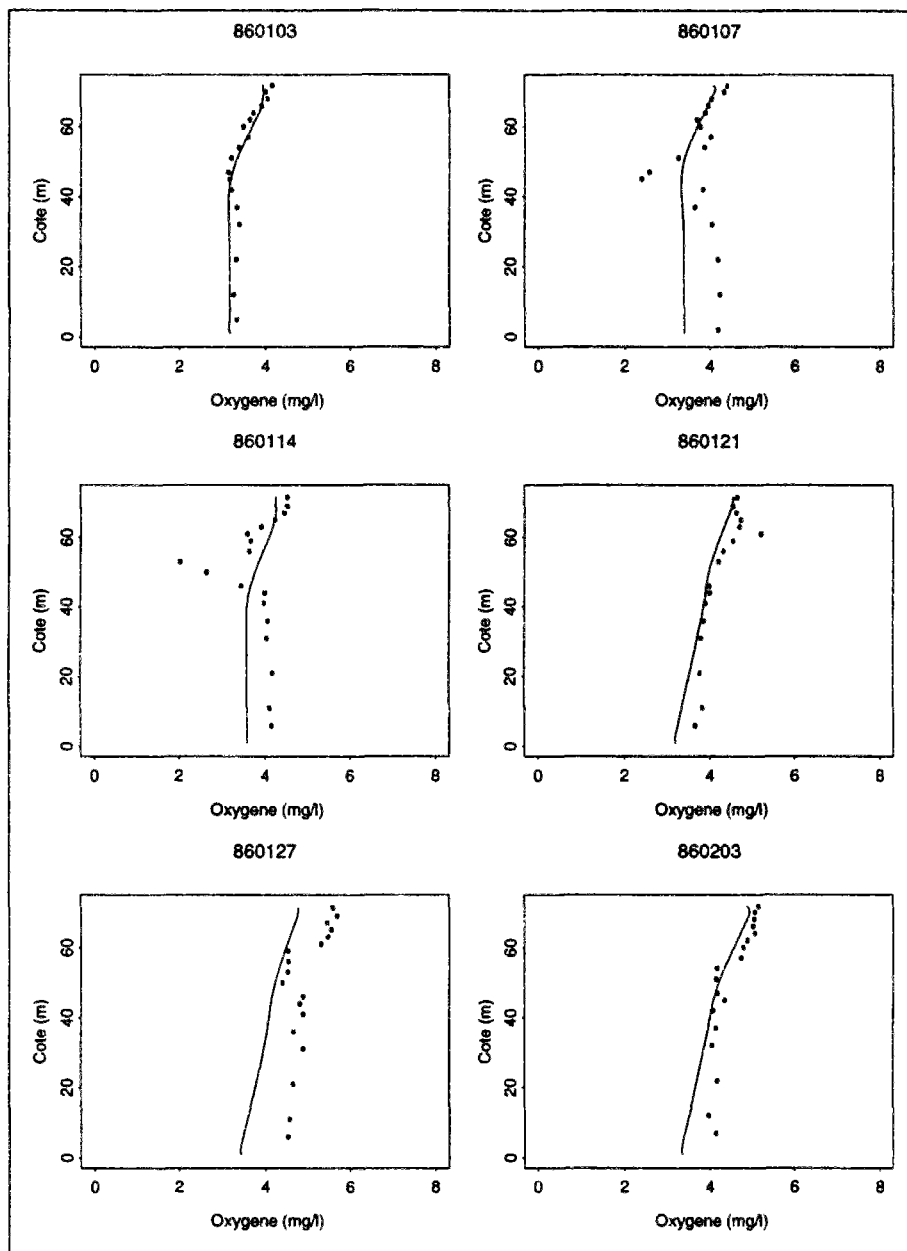


FIG. F.28 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

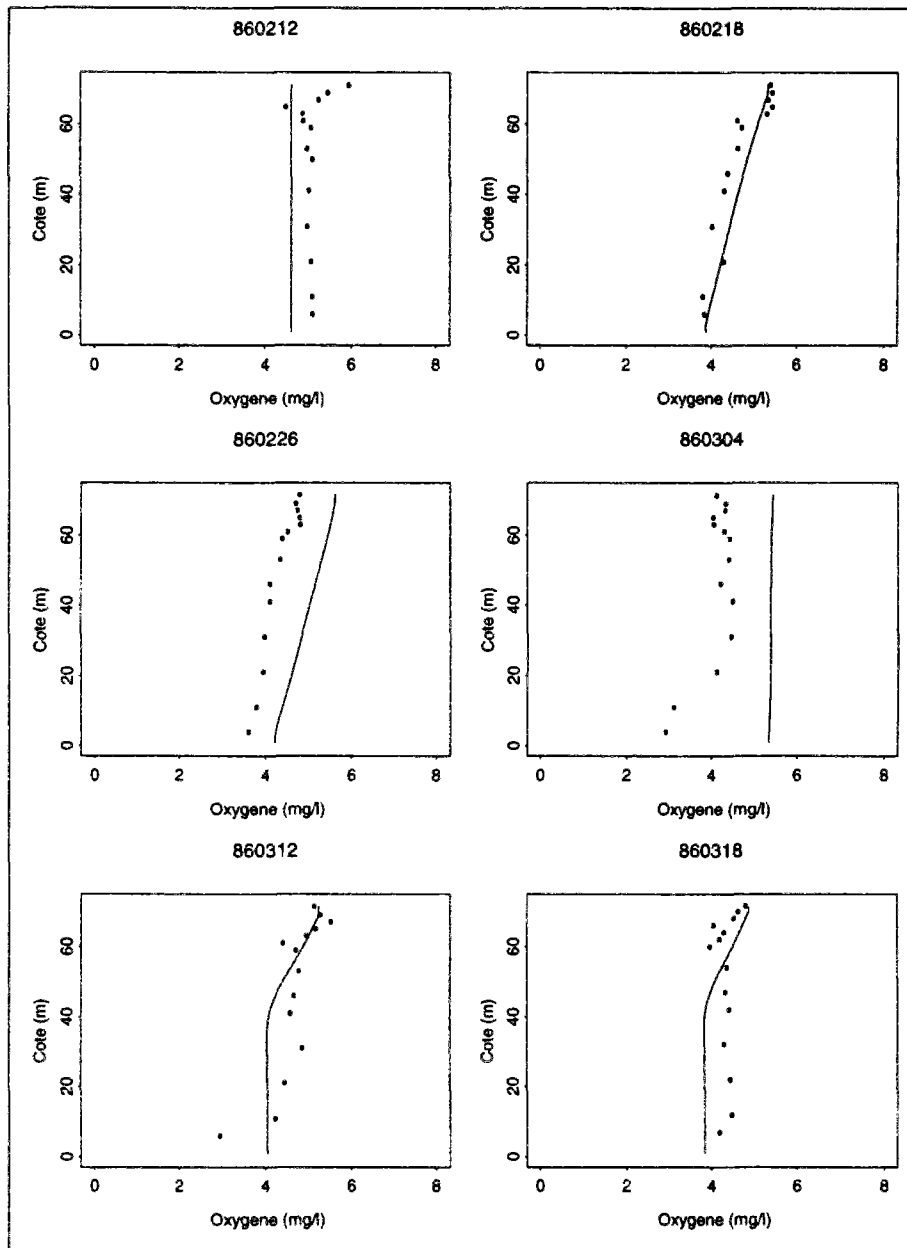


FIG. F.29 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

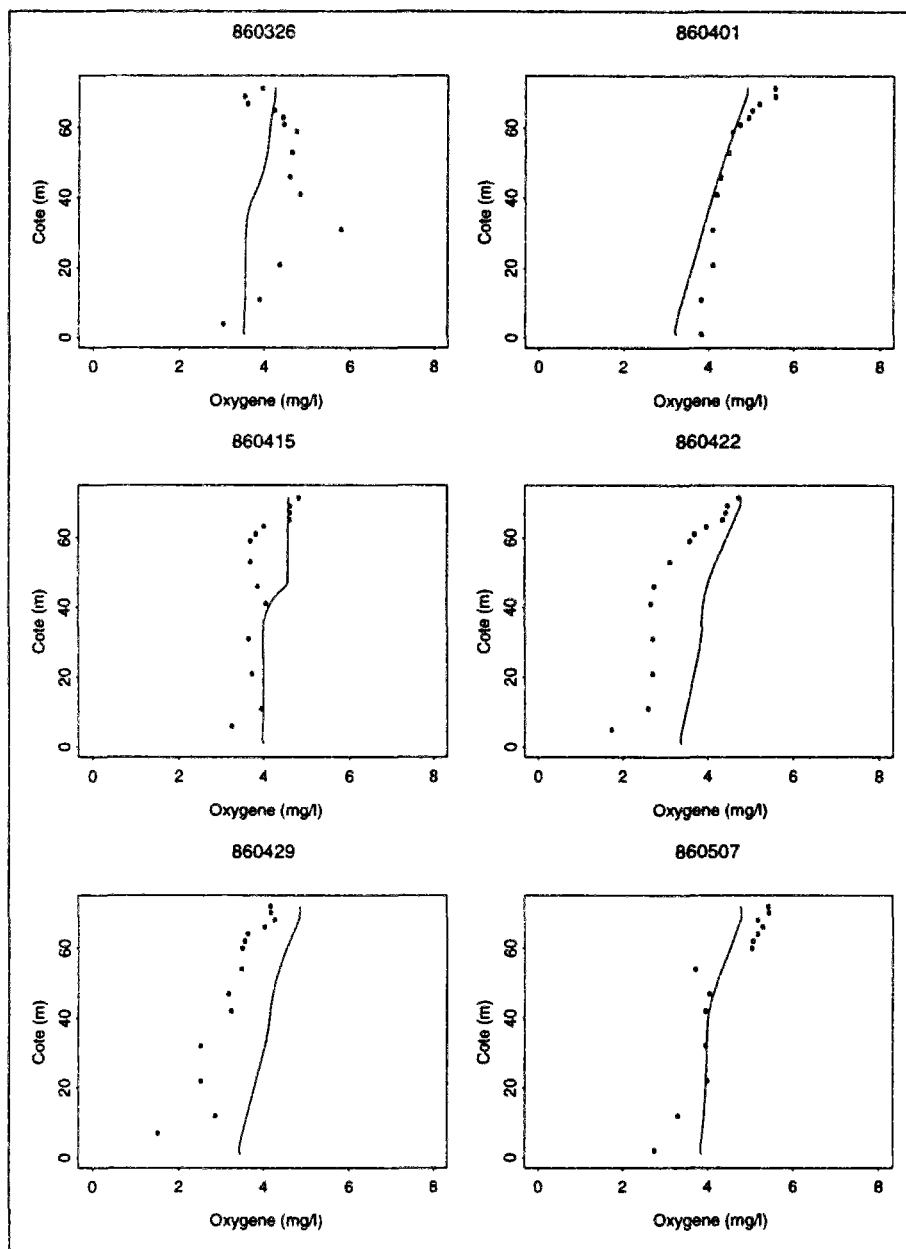


FIG. F.30 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

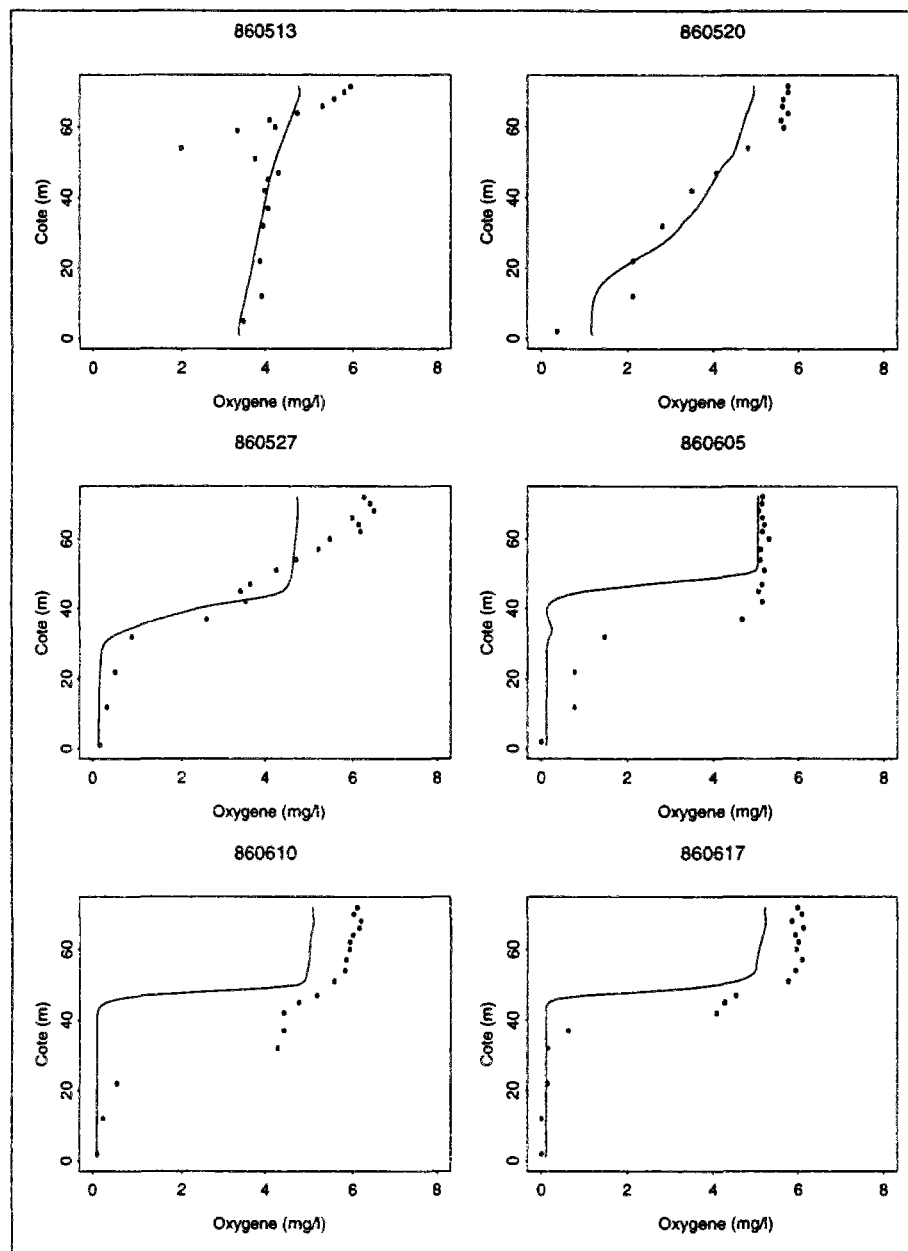


FIG. F.31 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

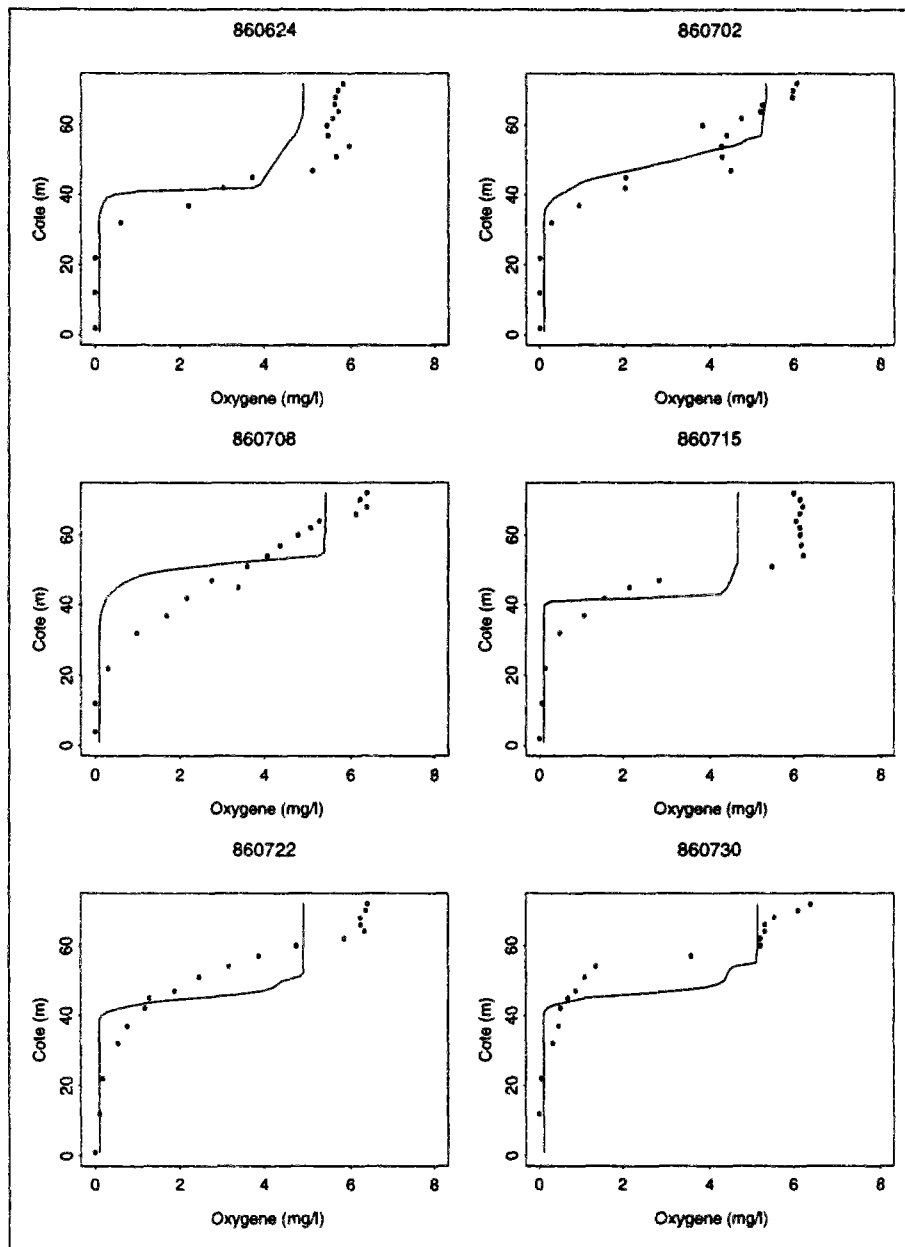


FIG. F.32 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

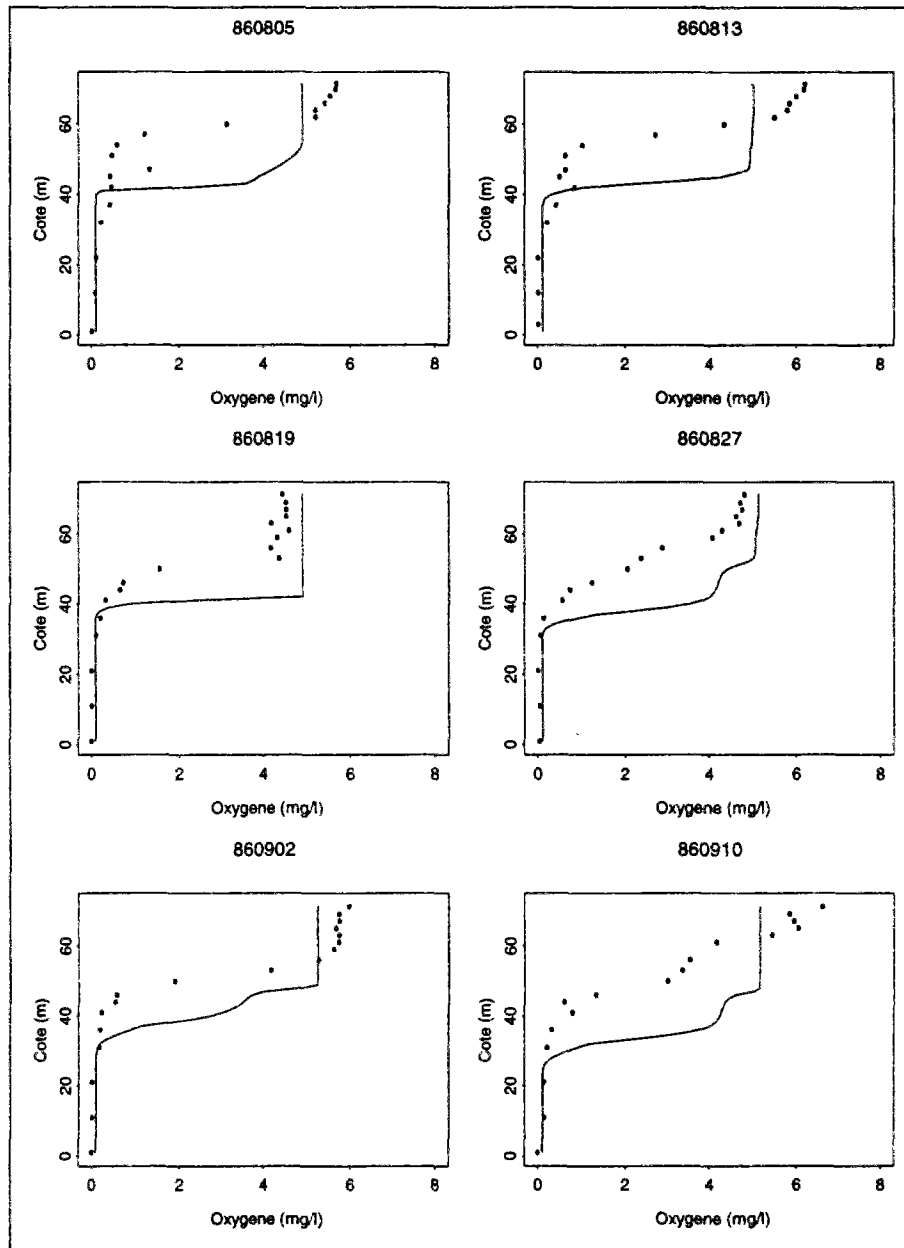


FIG. F.33 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

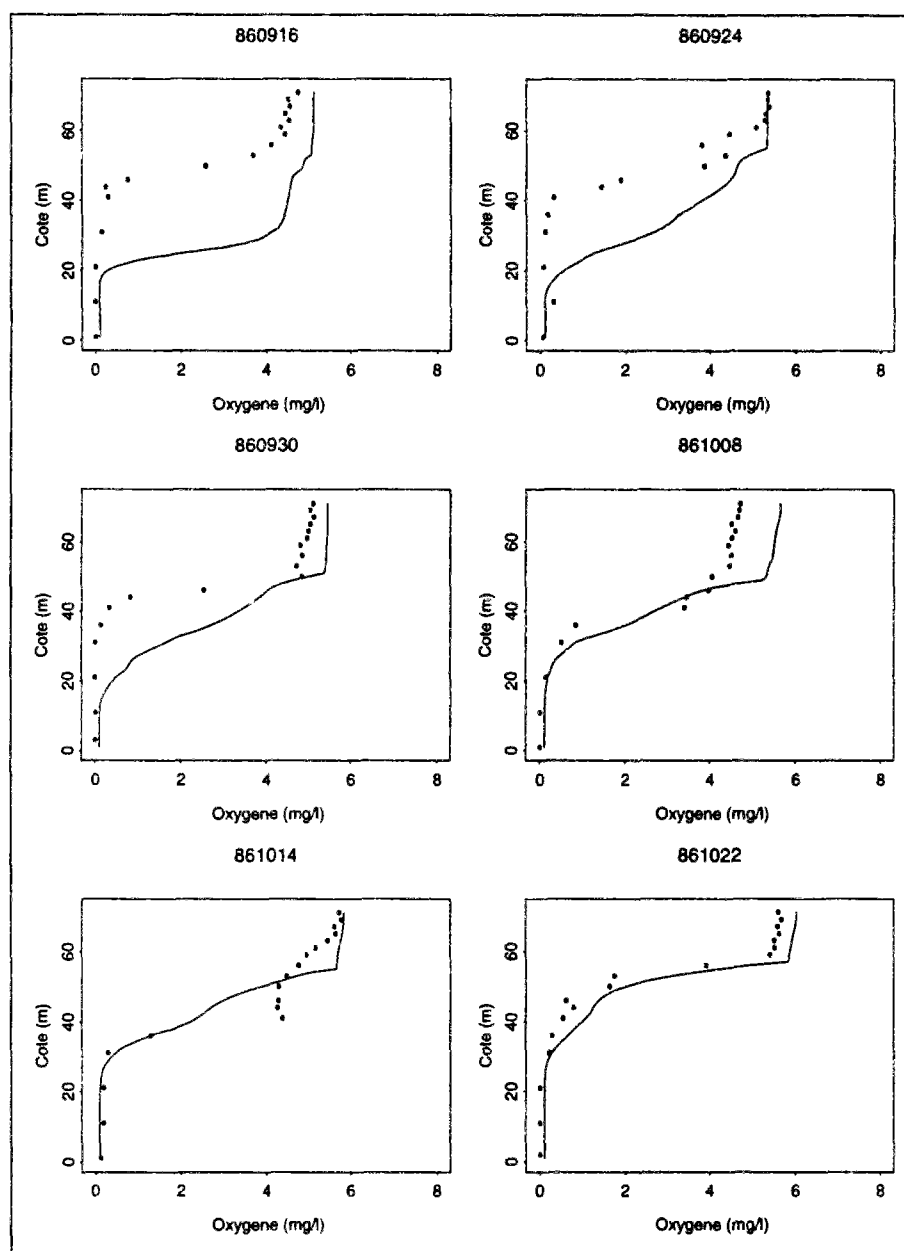


FIG. F.34 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

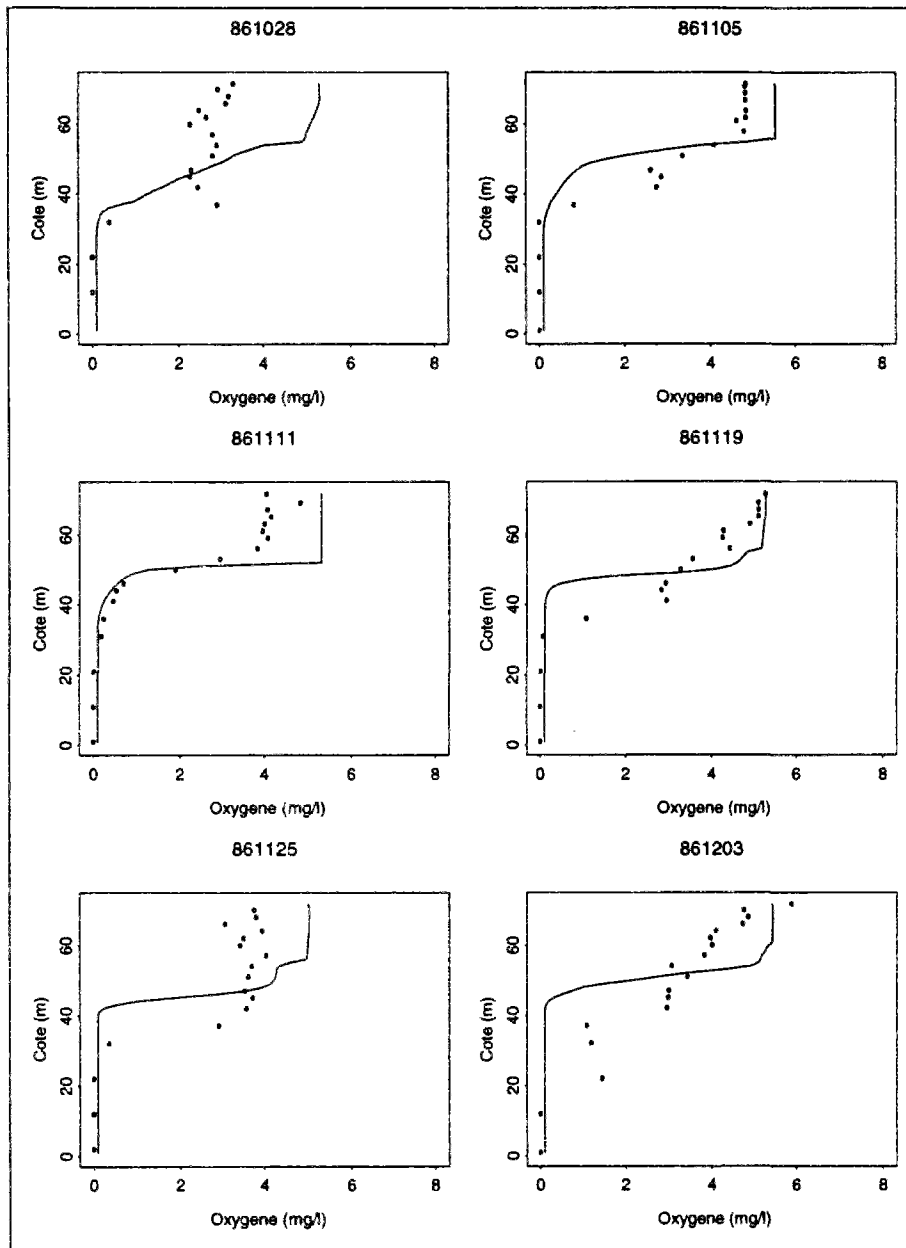


FIG. F.35 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

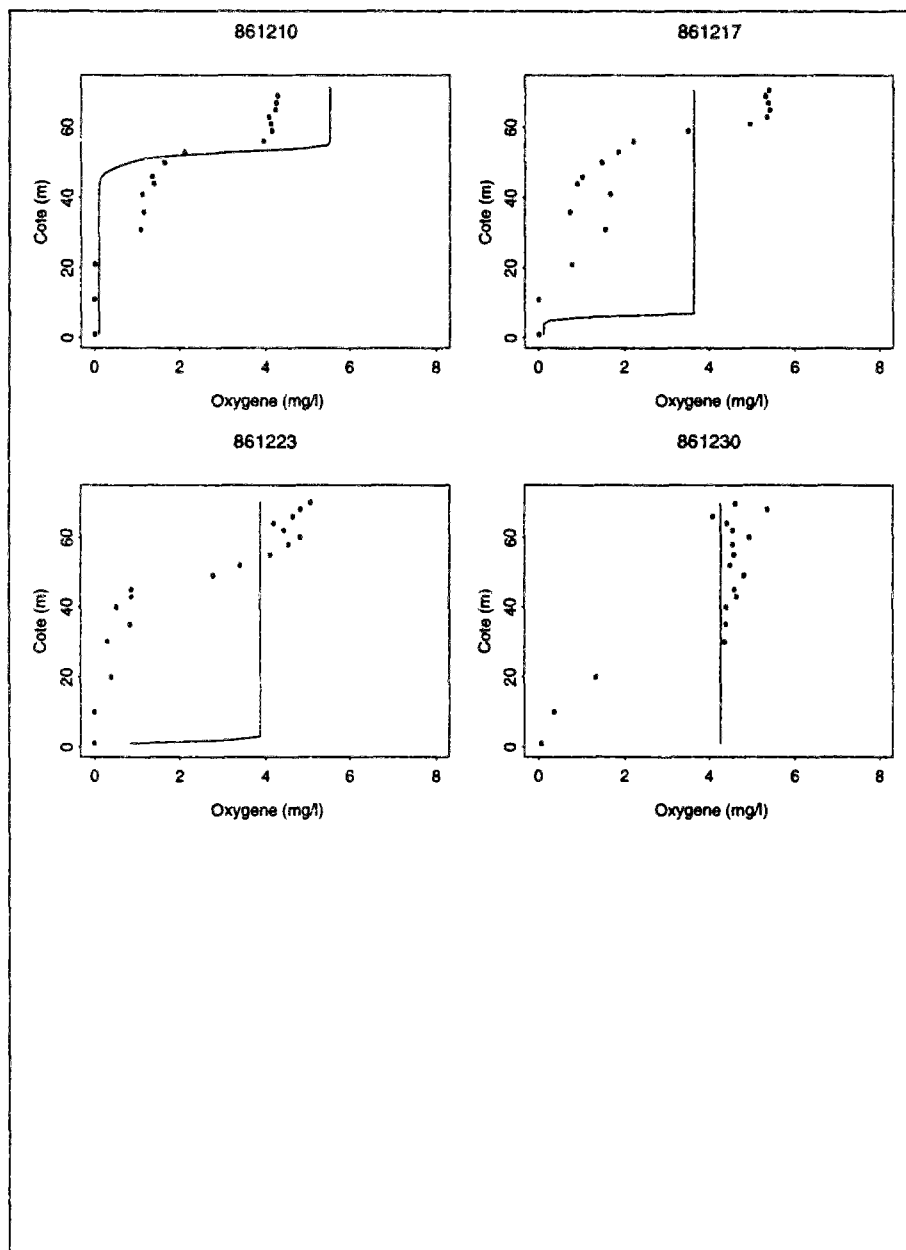


FIG. F.36 - Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

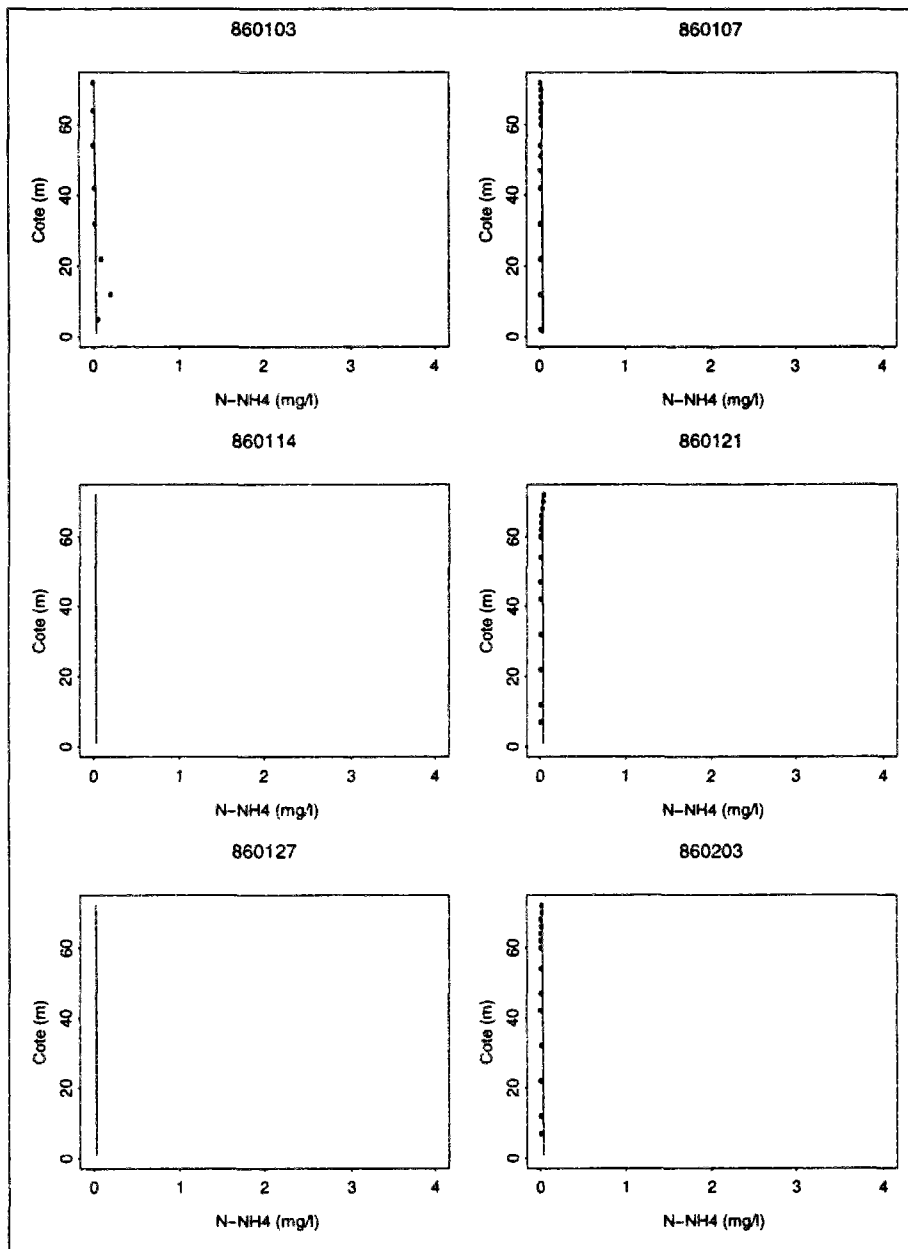


FIG. F.37 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

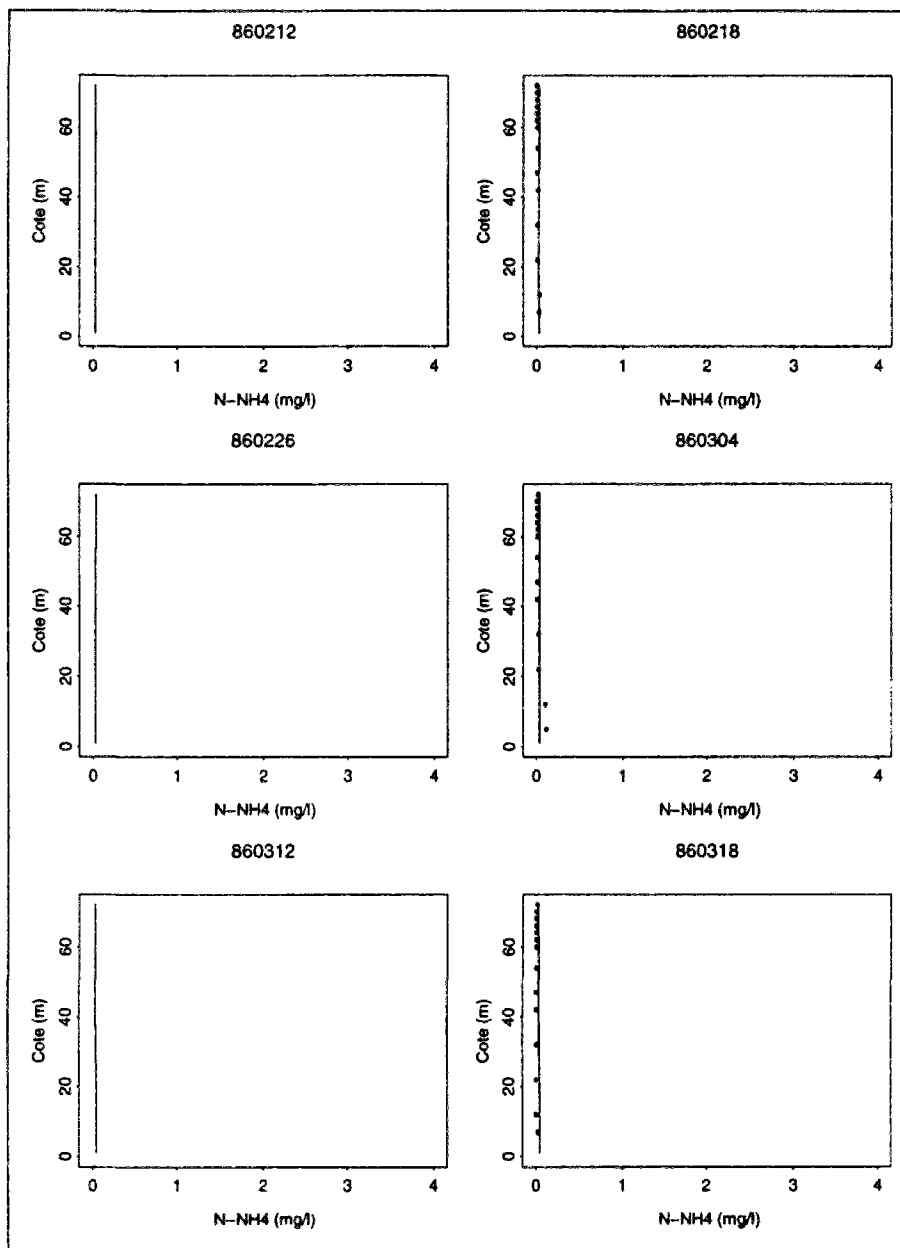


FIG. F.38 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

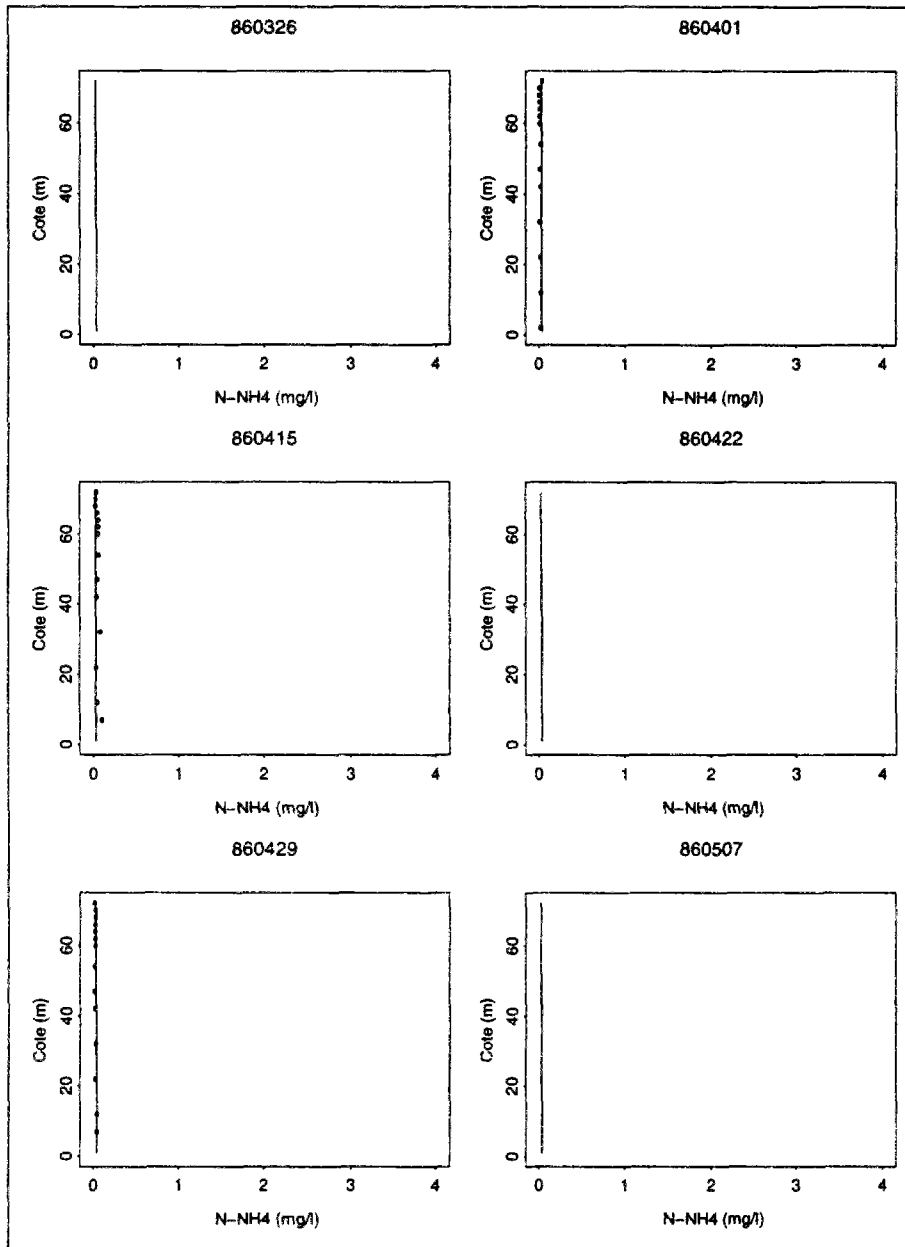


FIG. F.39 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

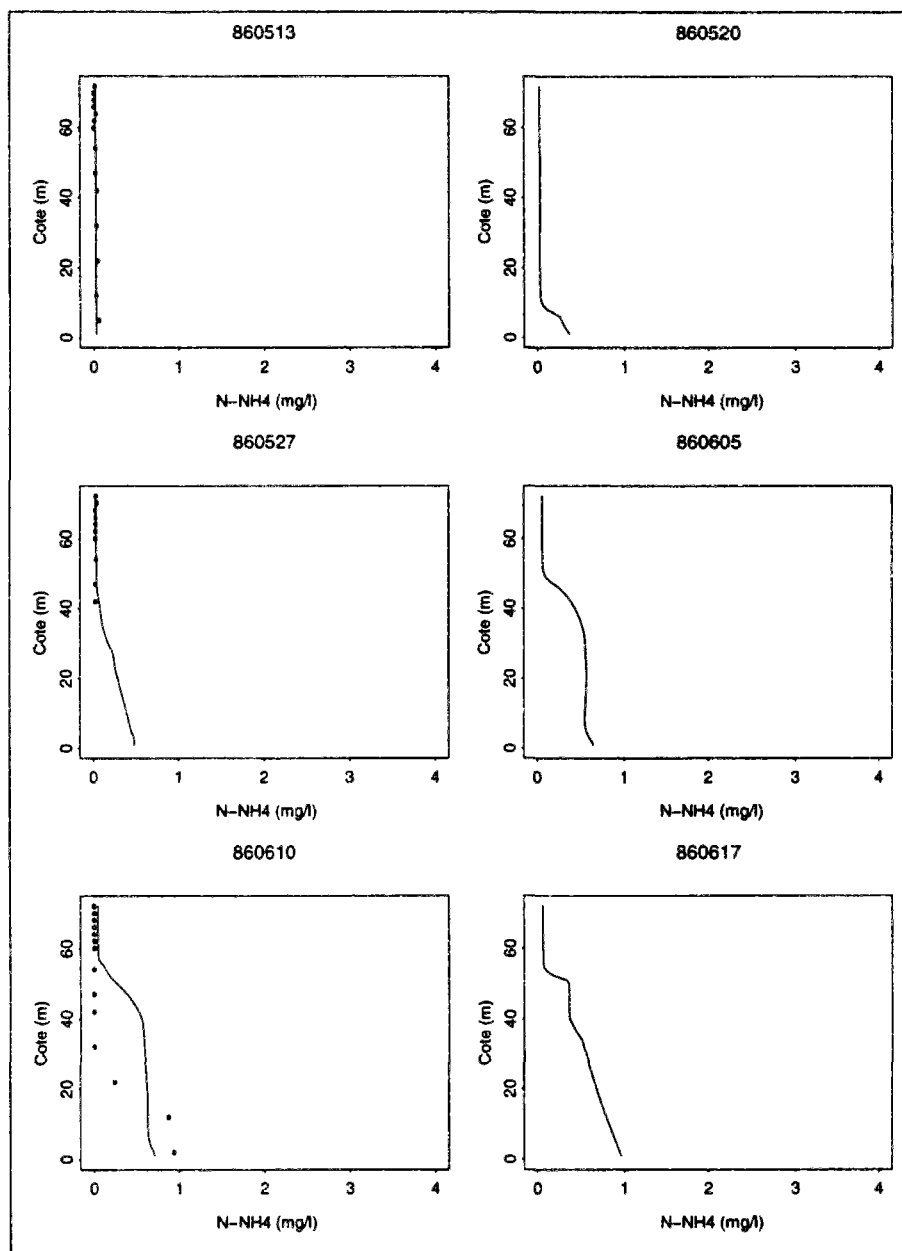


FIG. F.40 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

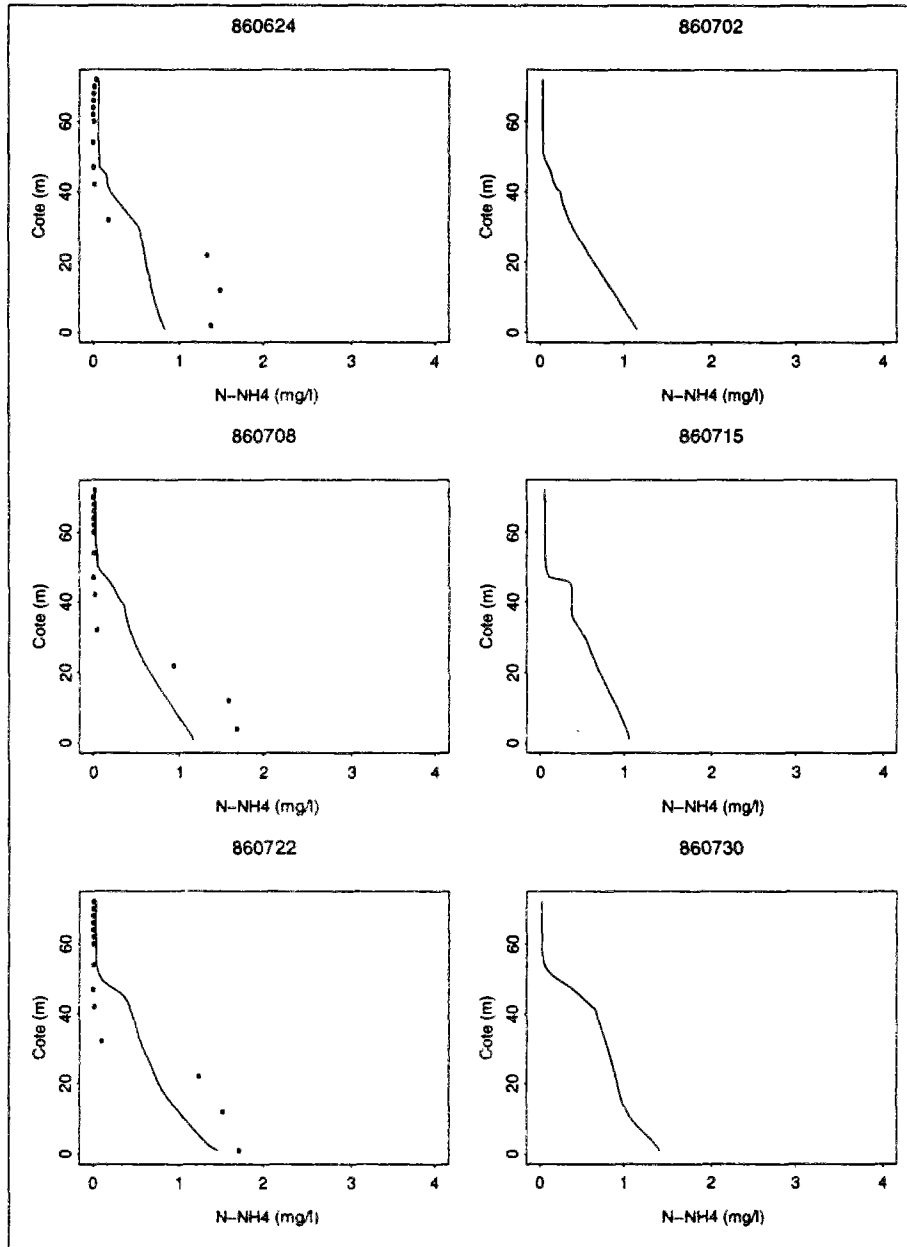


FIG. F.41 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

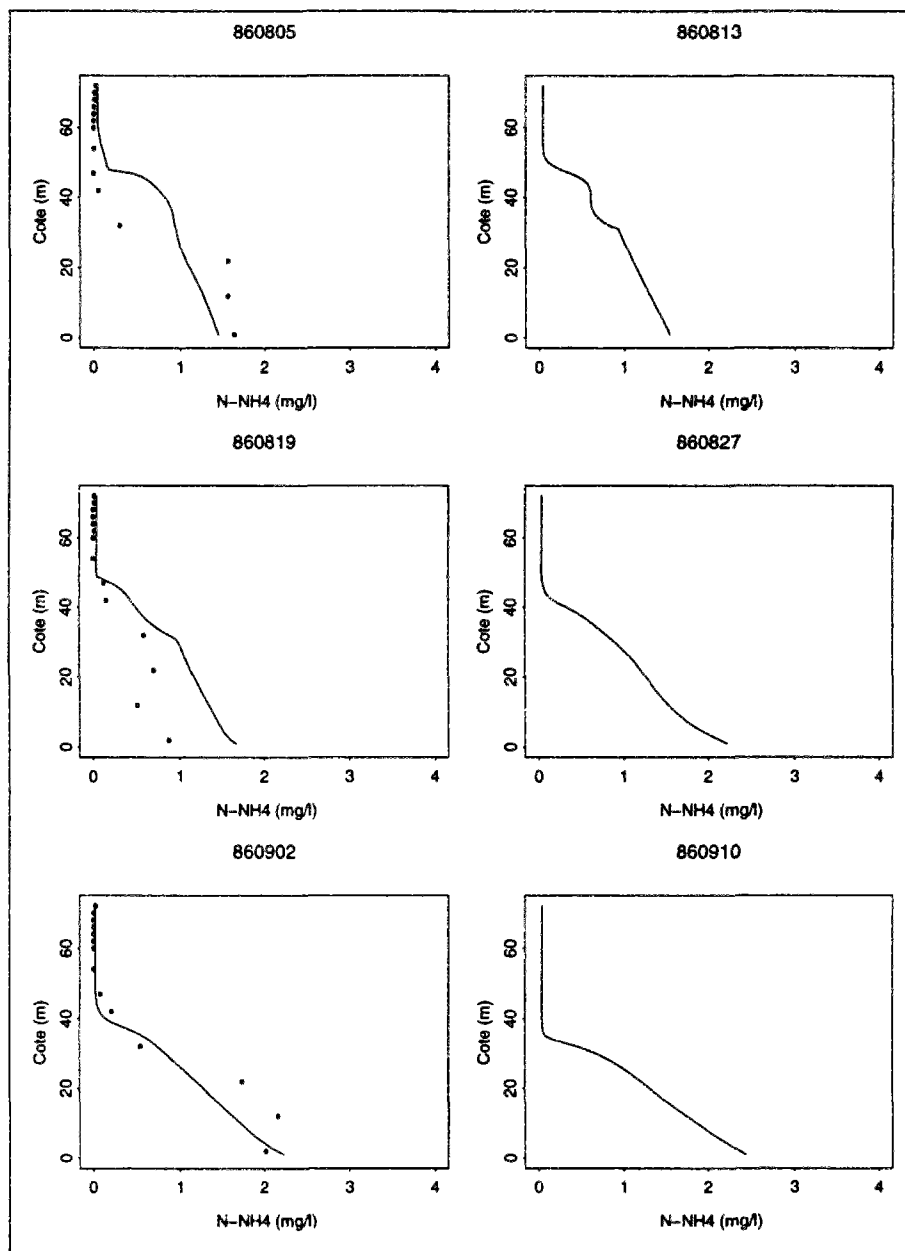


FIG. F.42 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

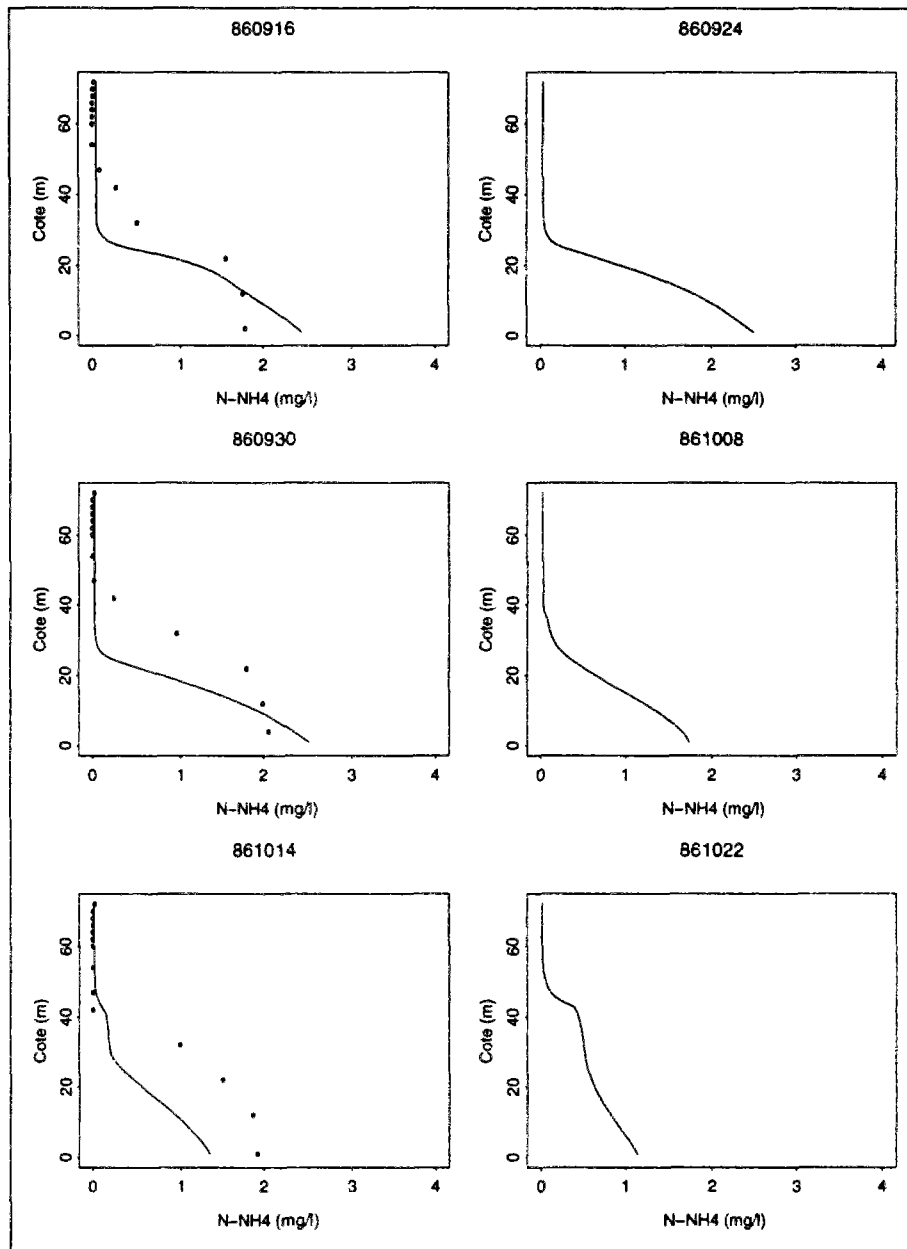


FIG. F.43 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

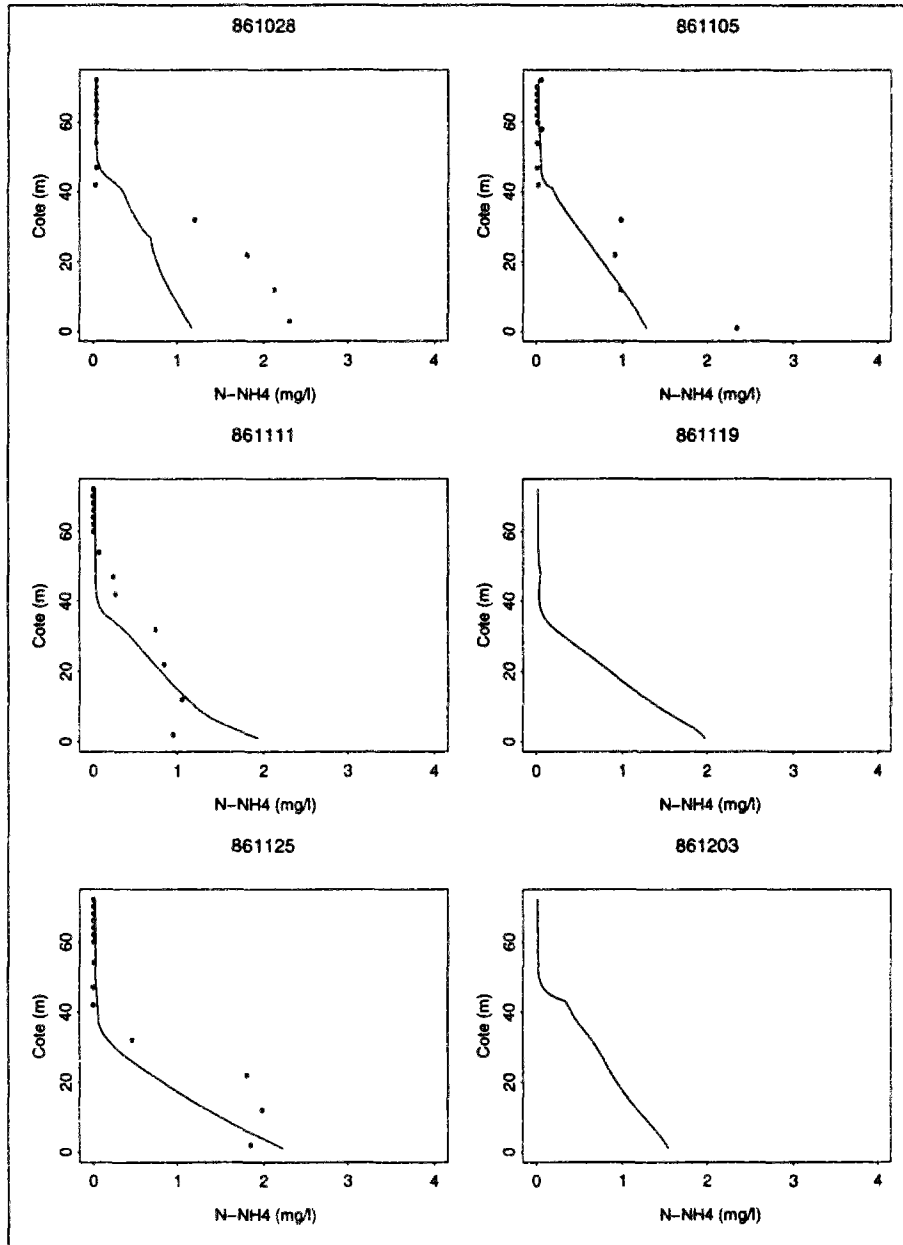


FIG. F.44 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

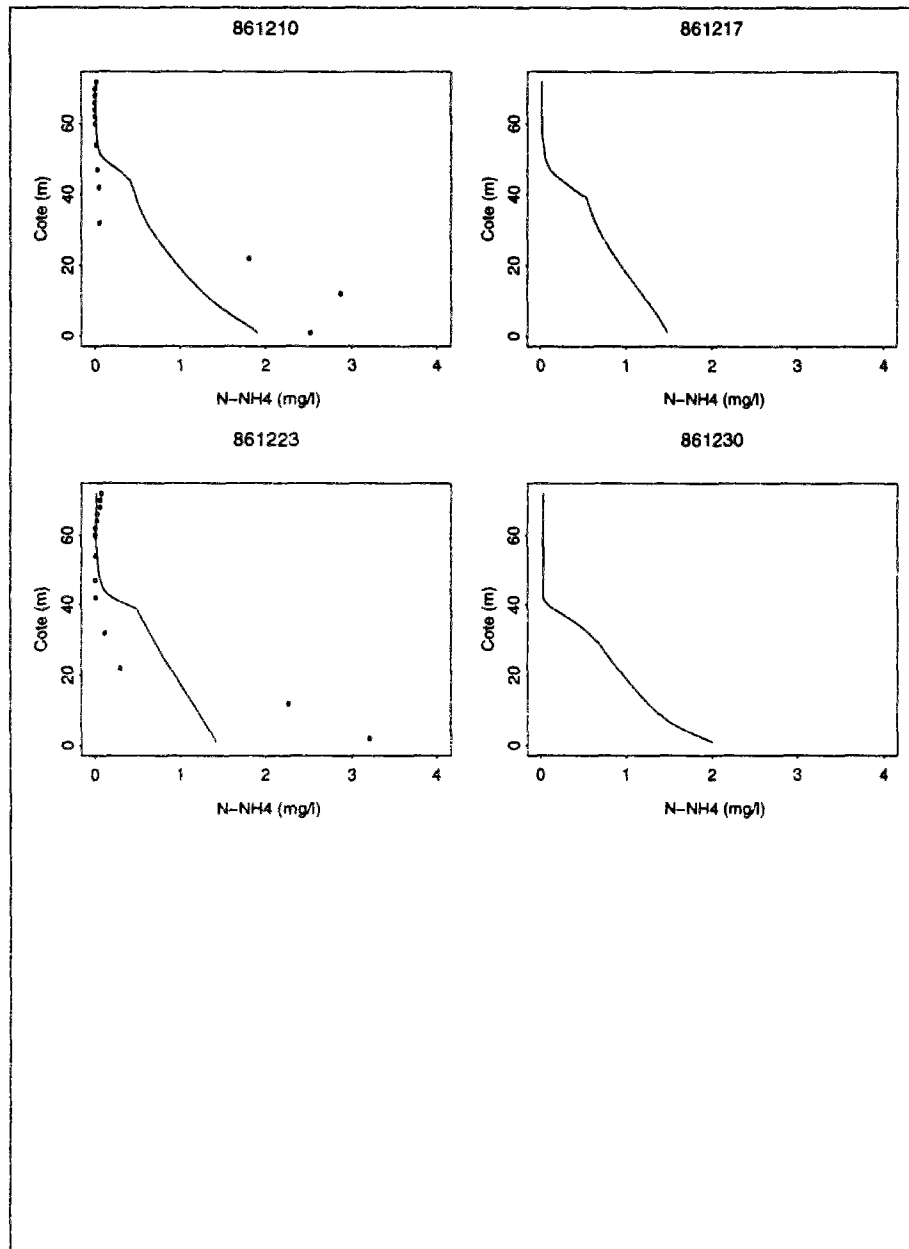


FIG. F.45 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

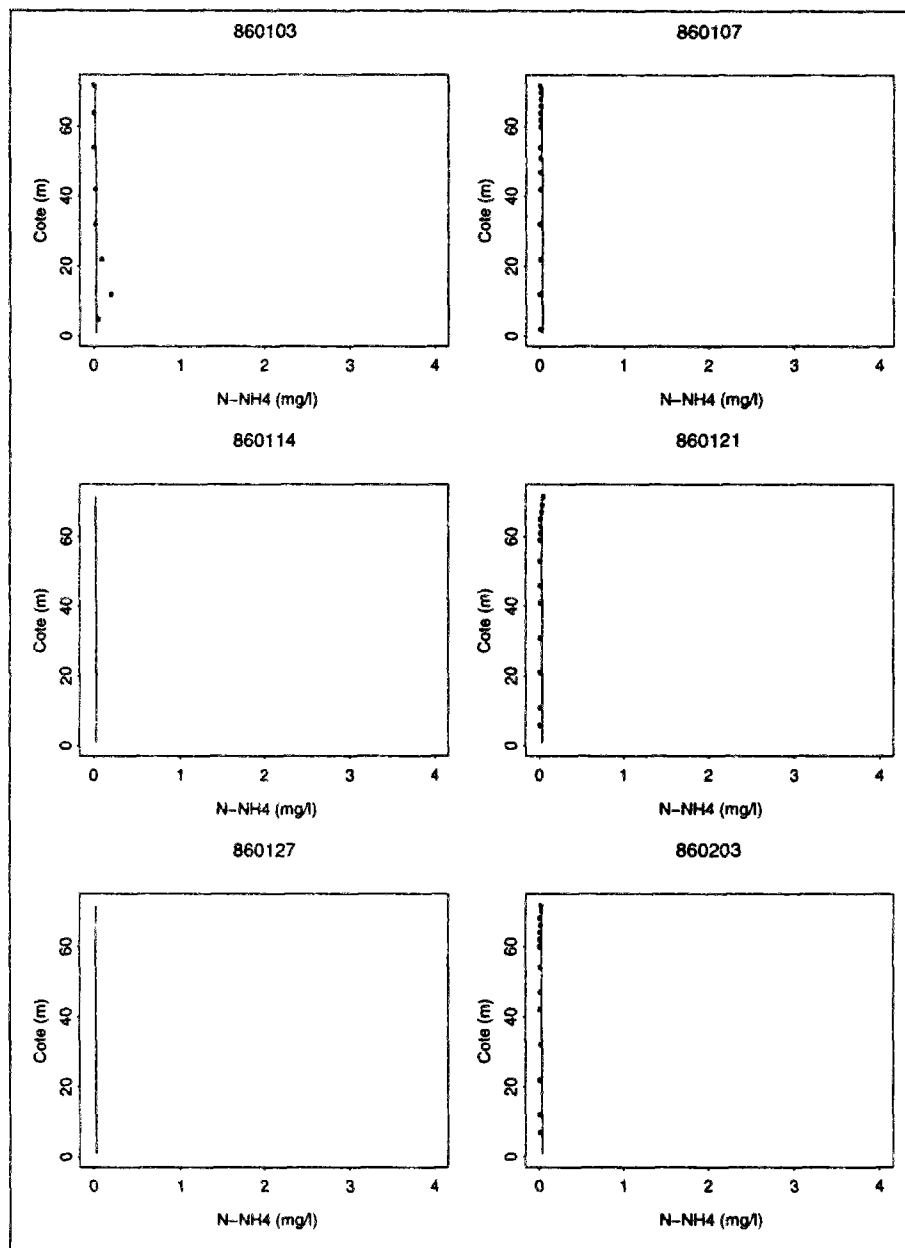


FIG. F.46 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

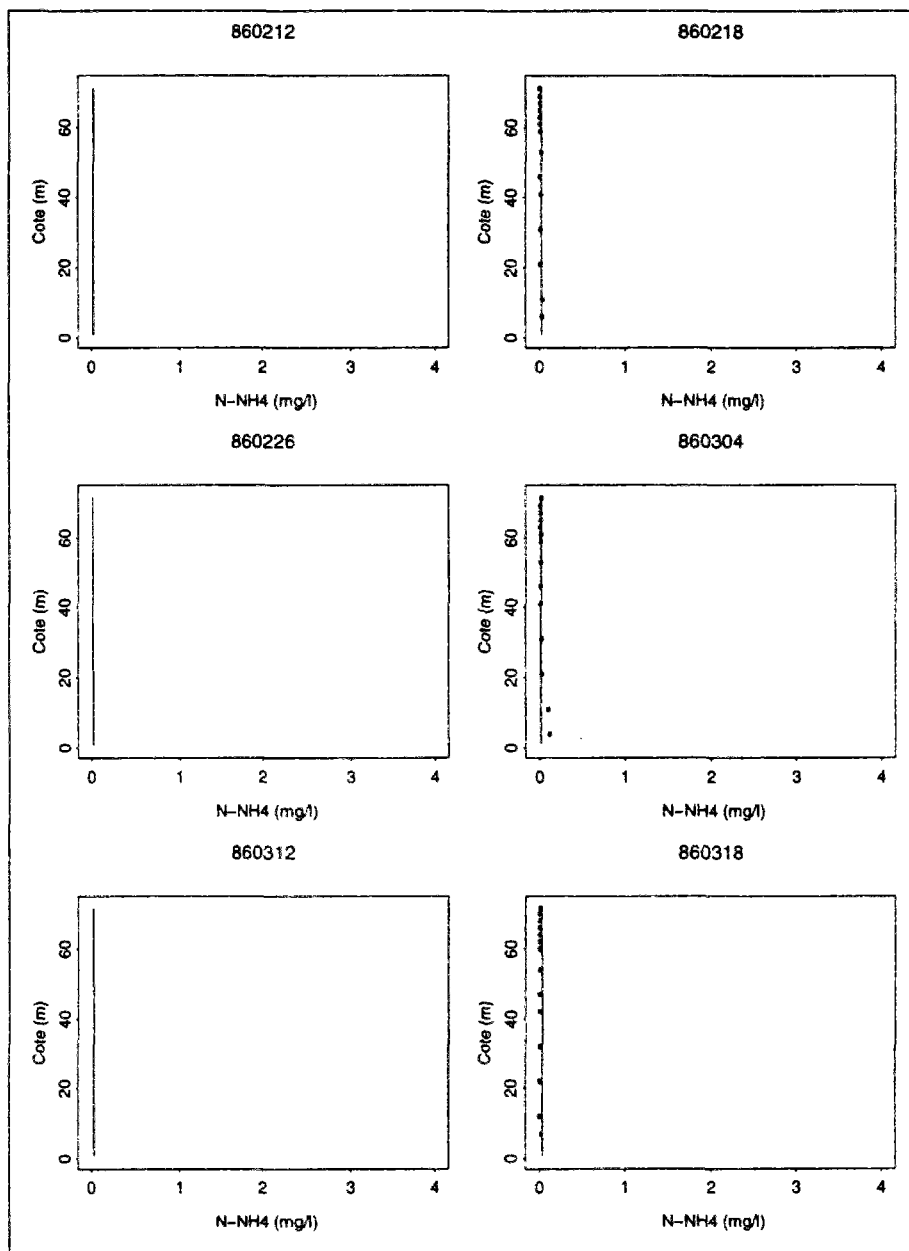


FIG. F.47 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

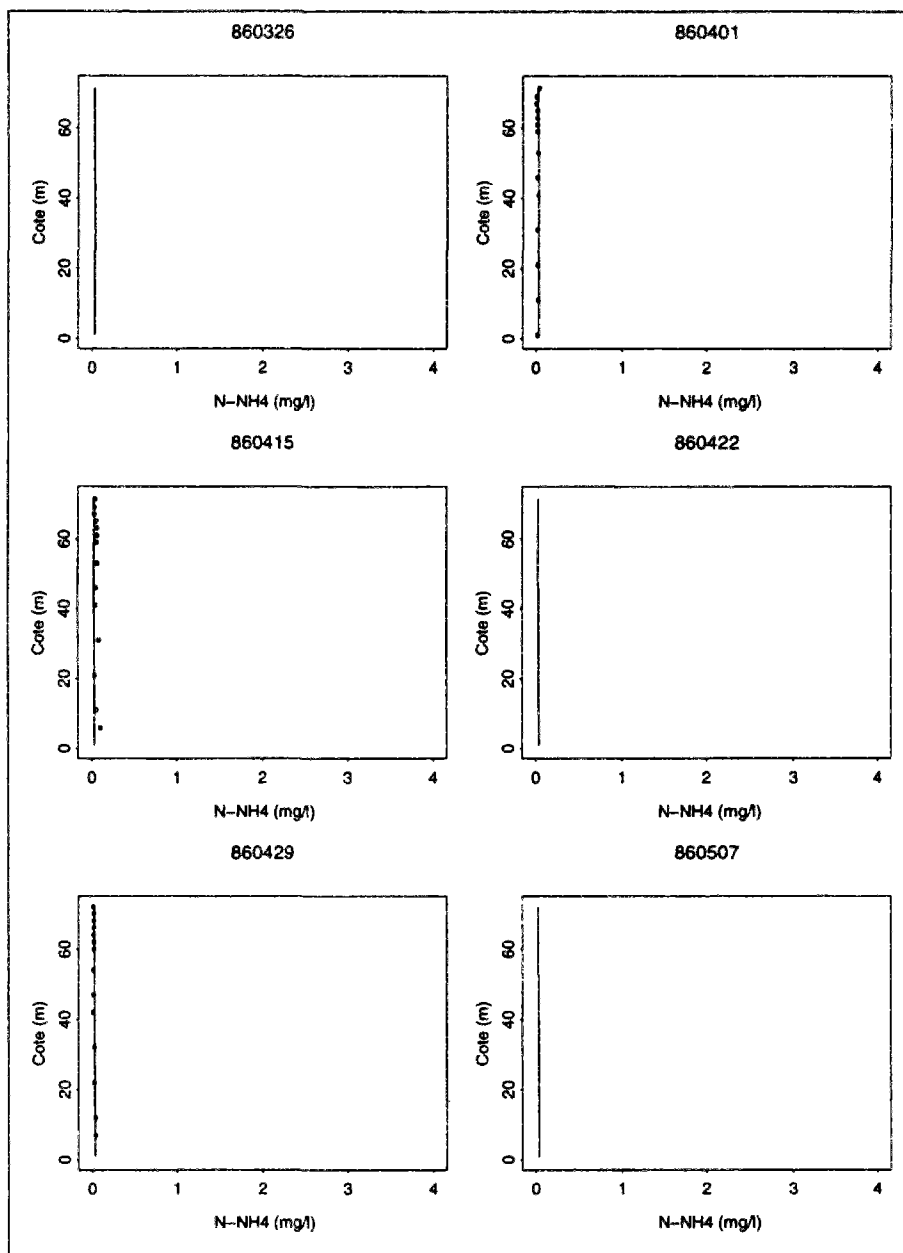


FIG. F.48 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

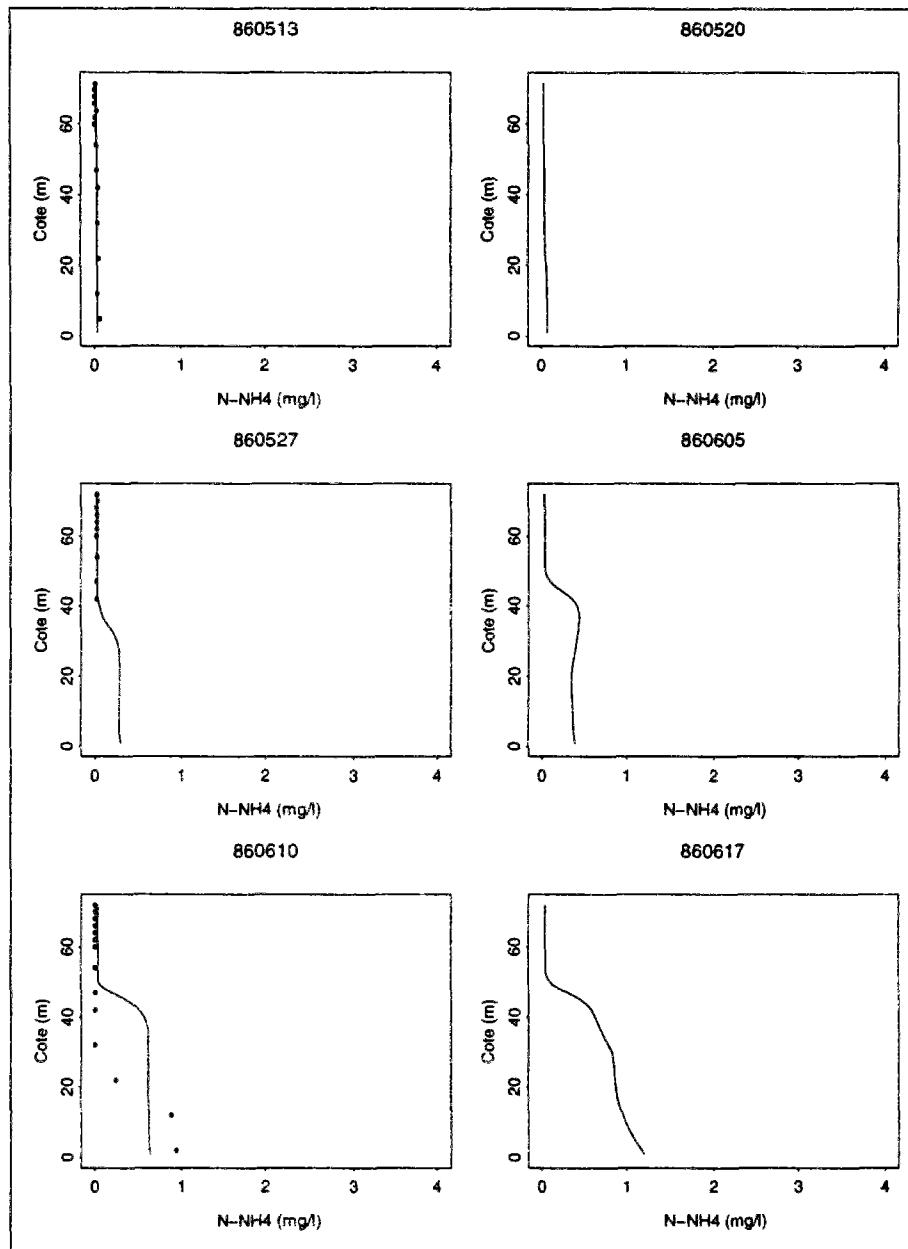


FIG. F.49 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

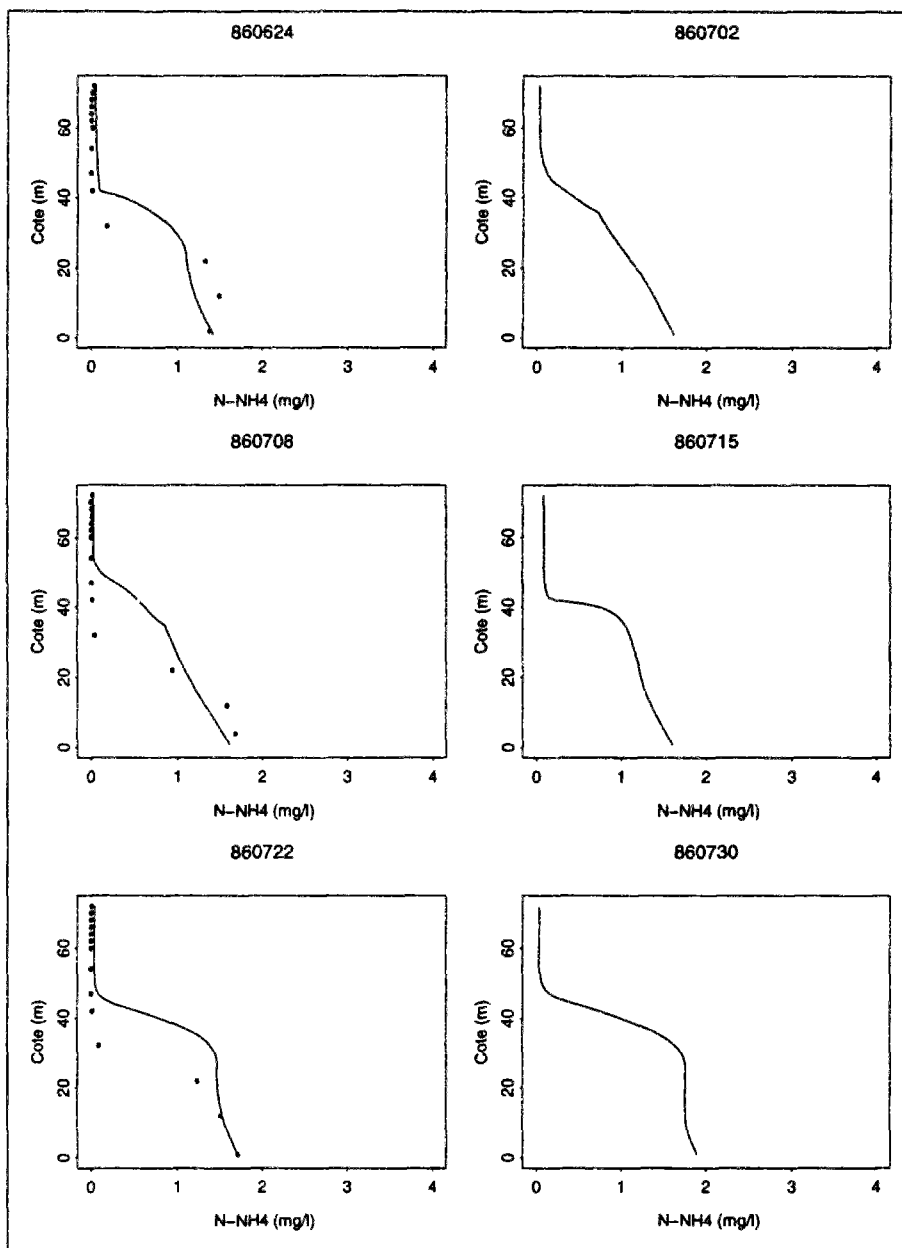


FIG. F.50 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

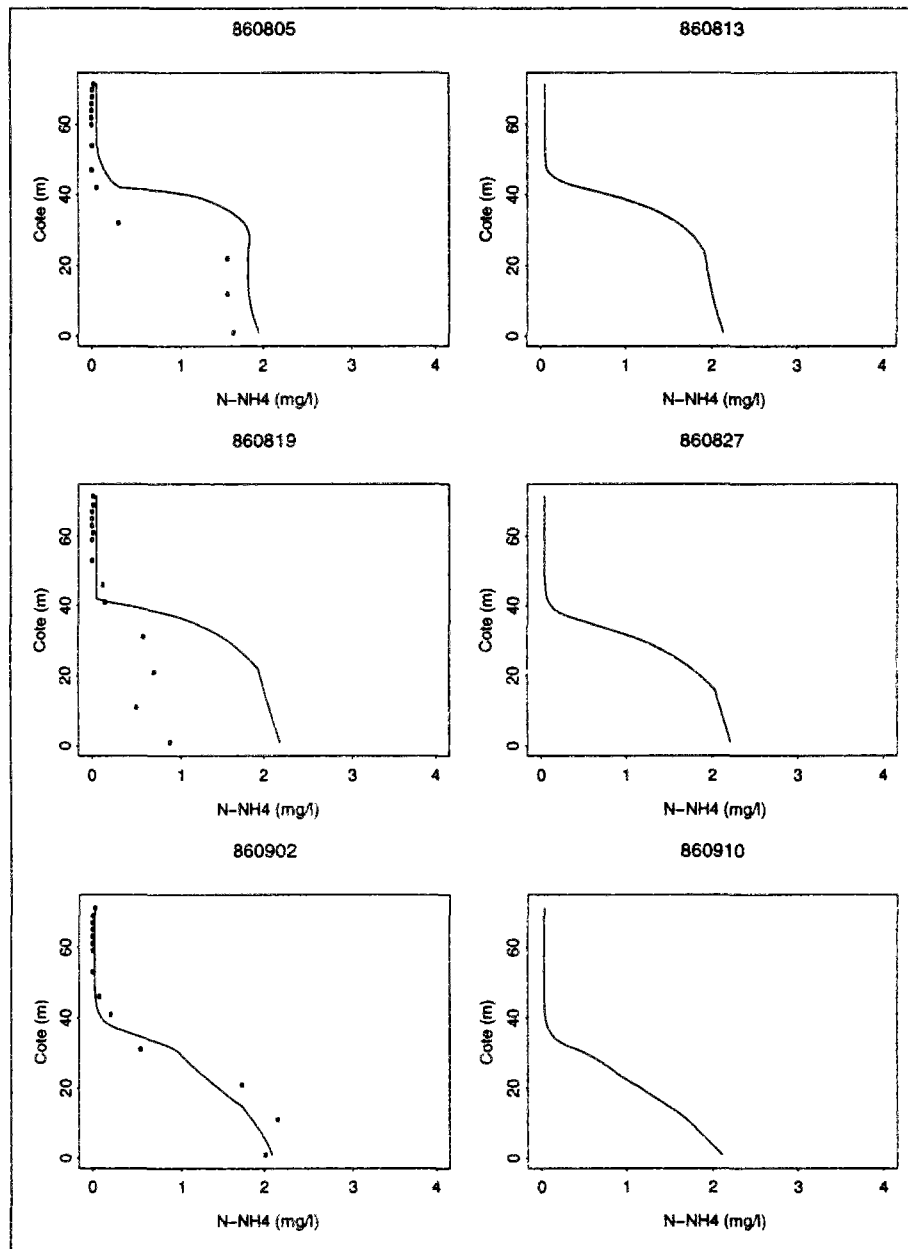


FIG. F.51 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

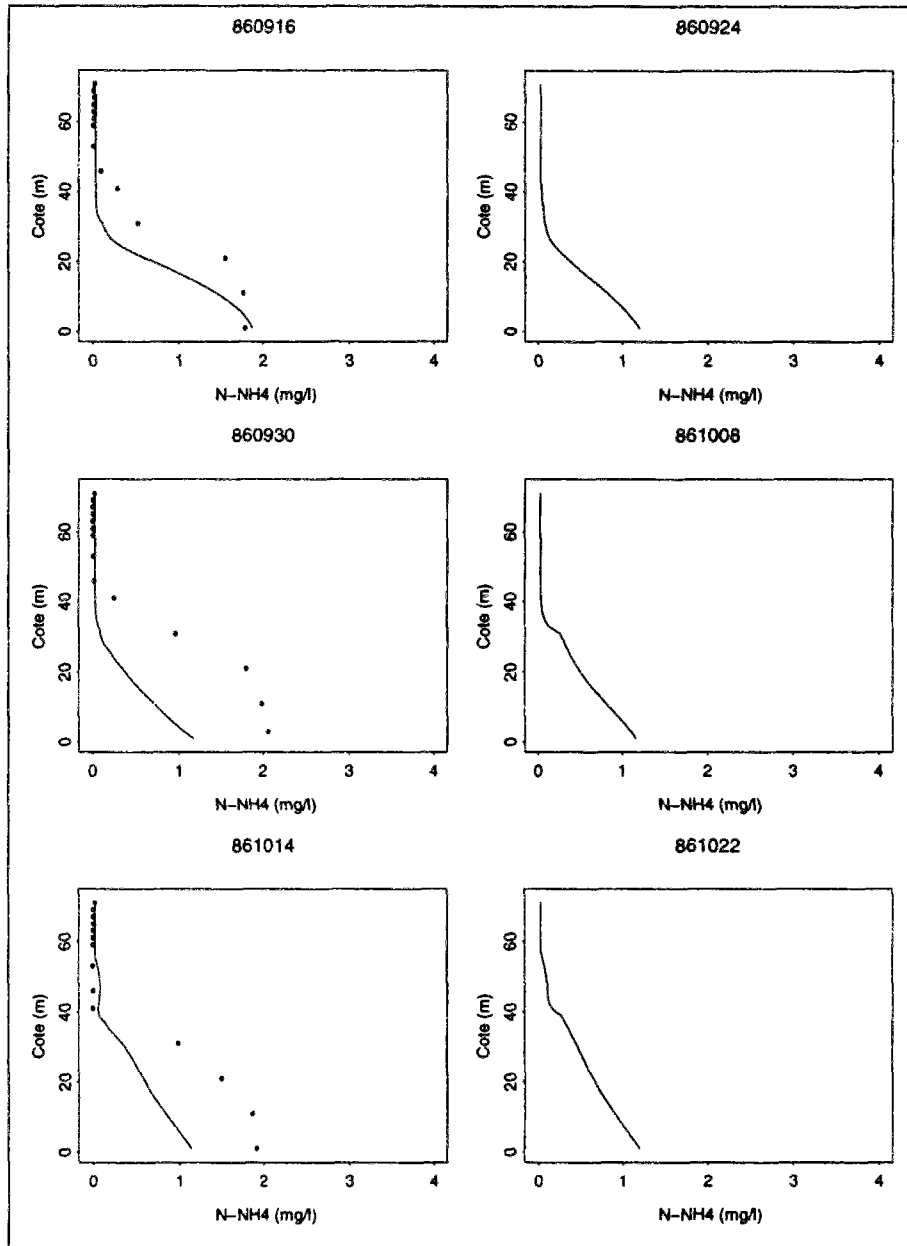


FIG. F.52 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

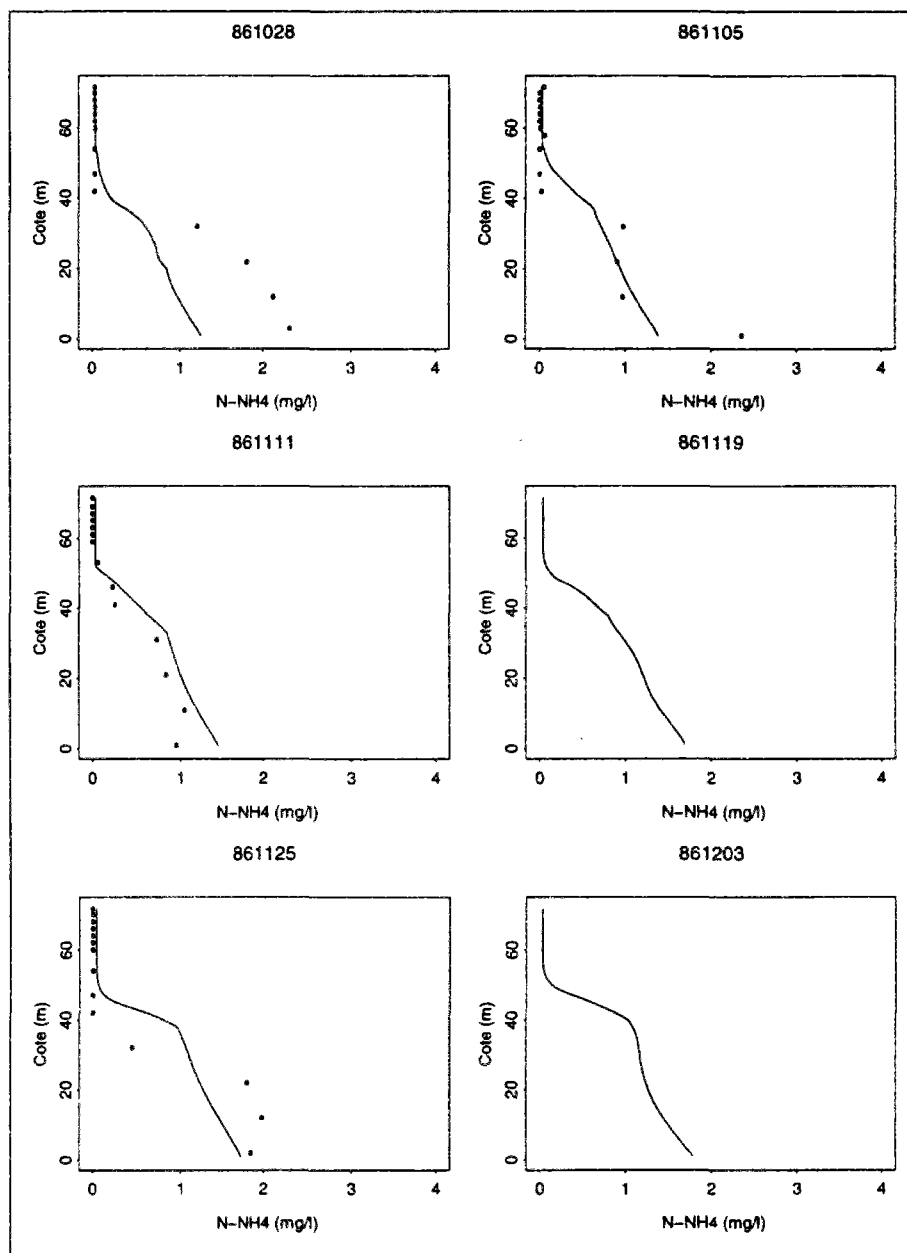


FIG. F.53 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

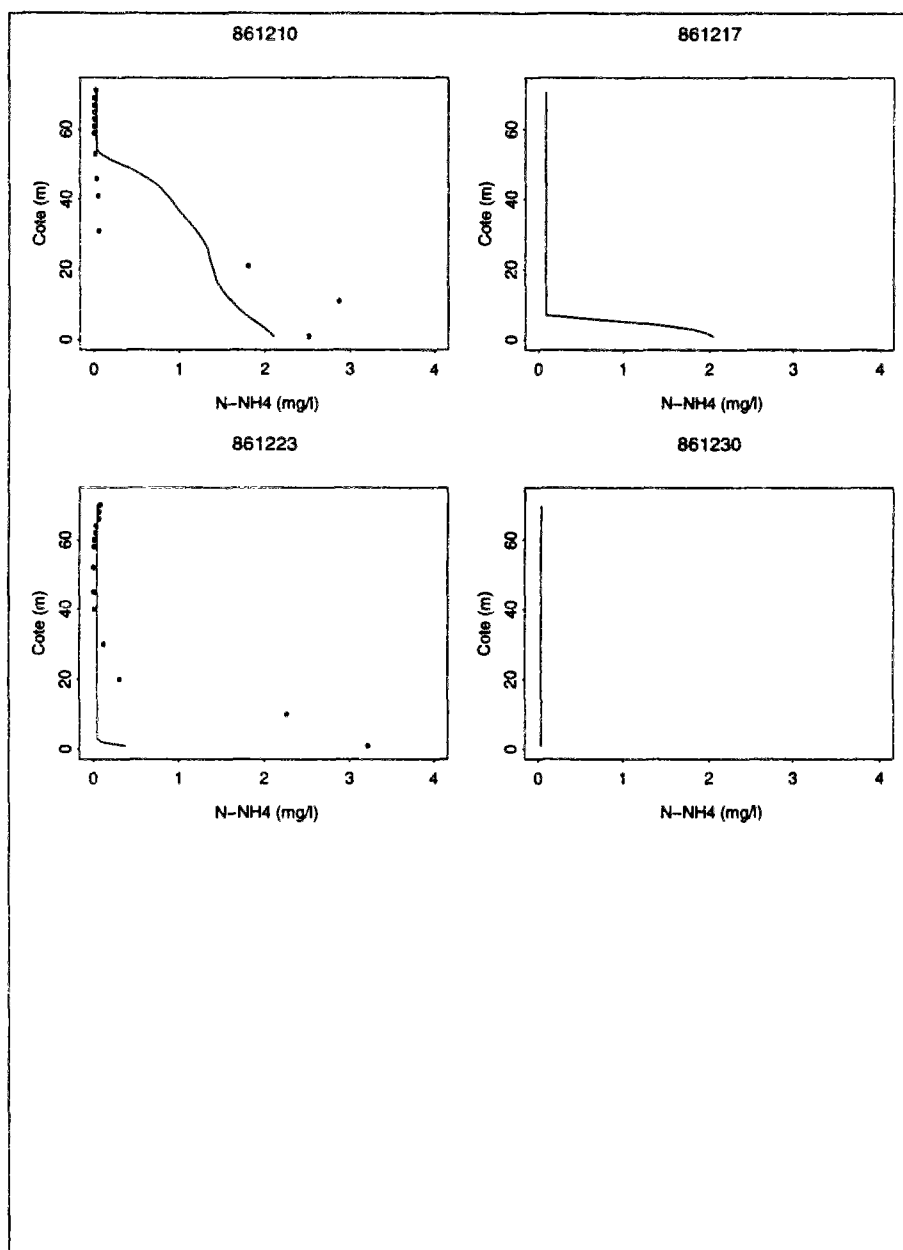


FIG. F.54 - Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

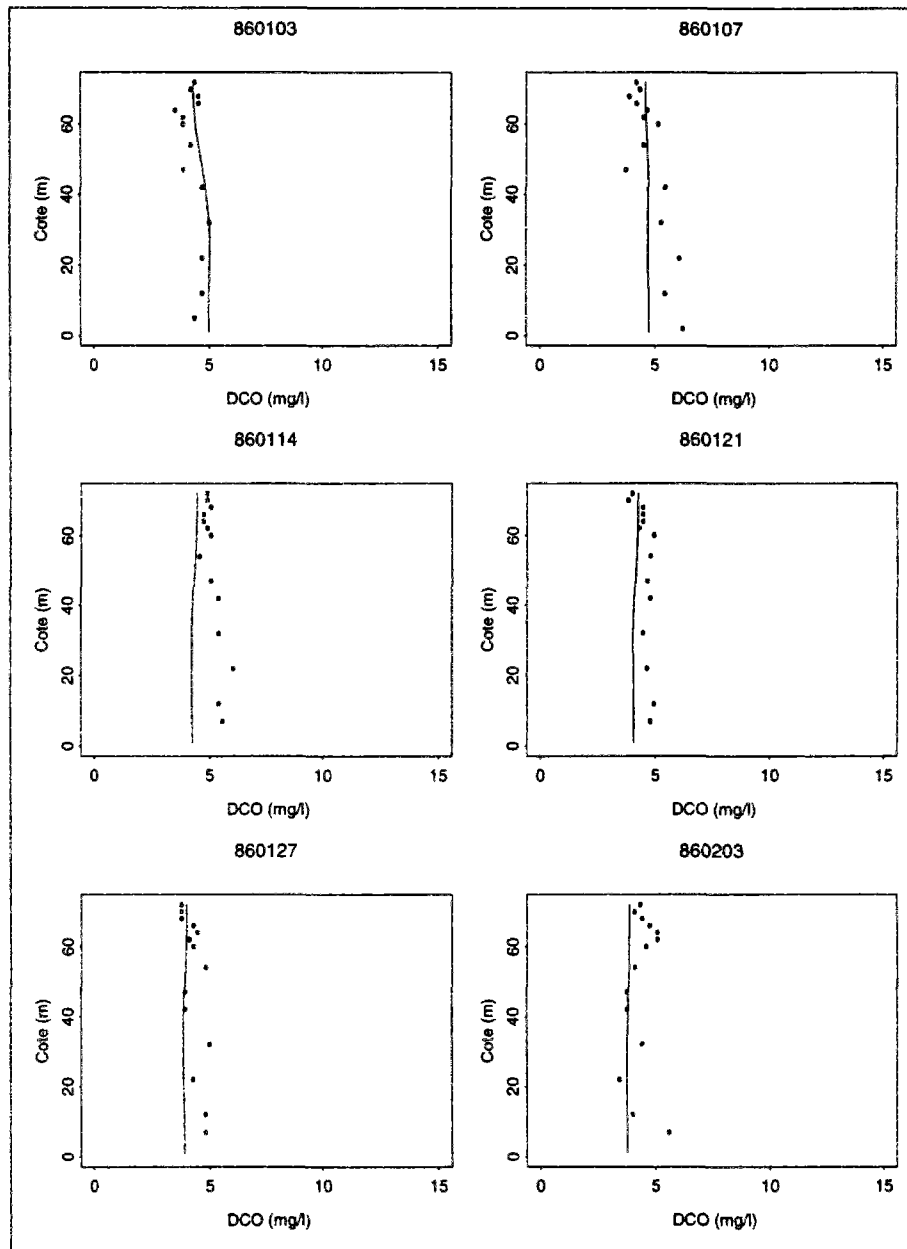


FIG. F.55 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

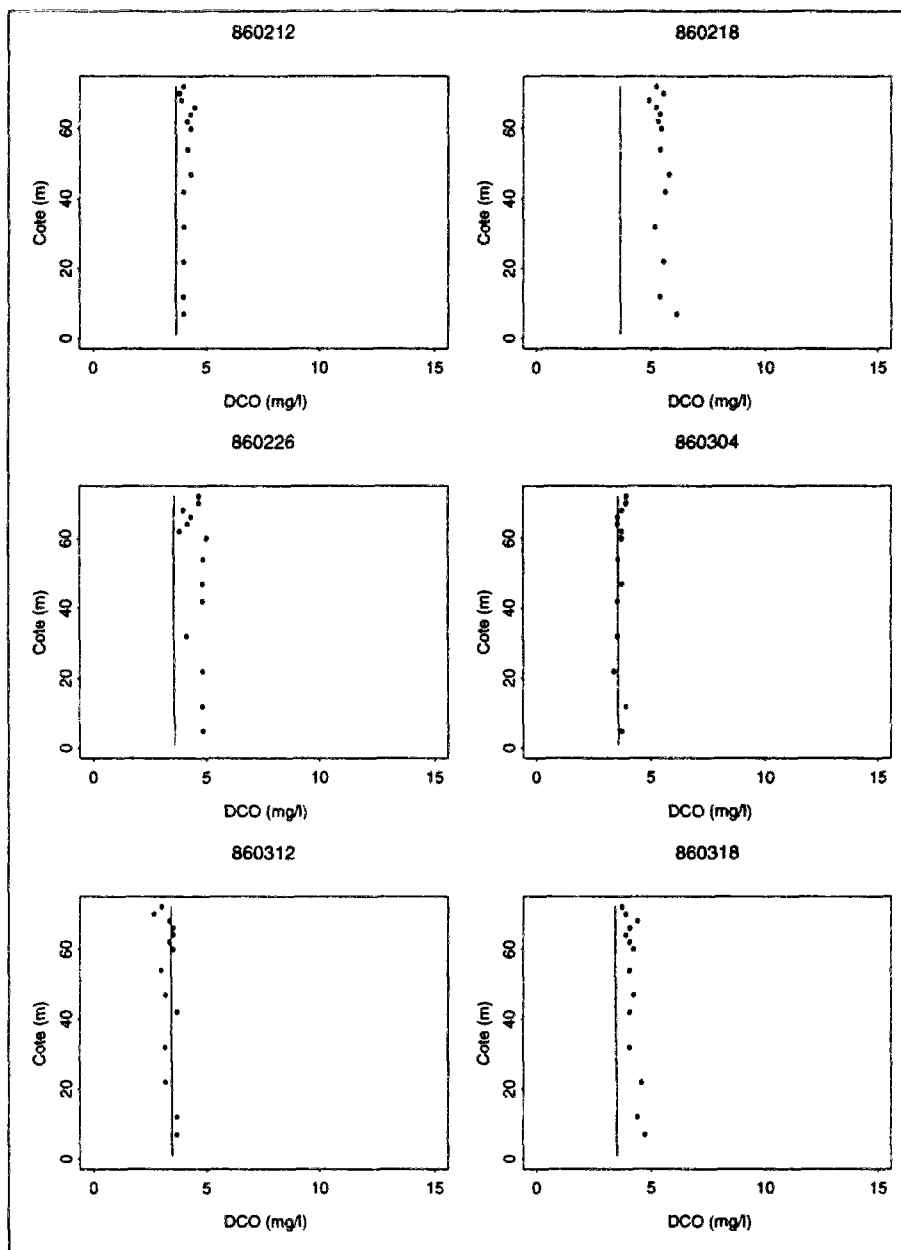


FIG. F.56 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

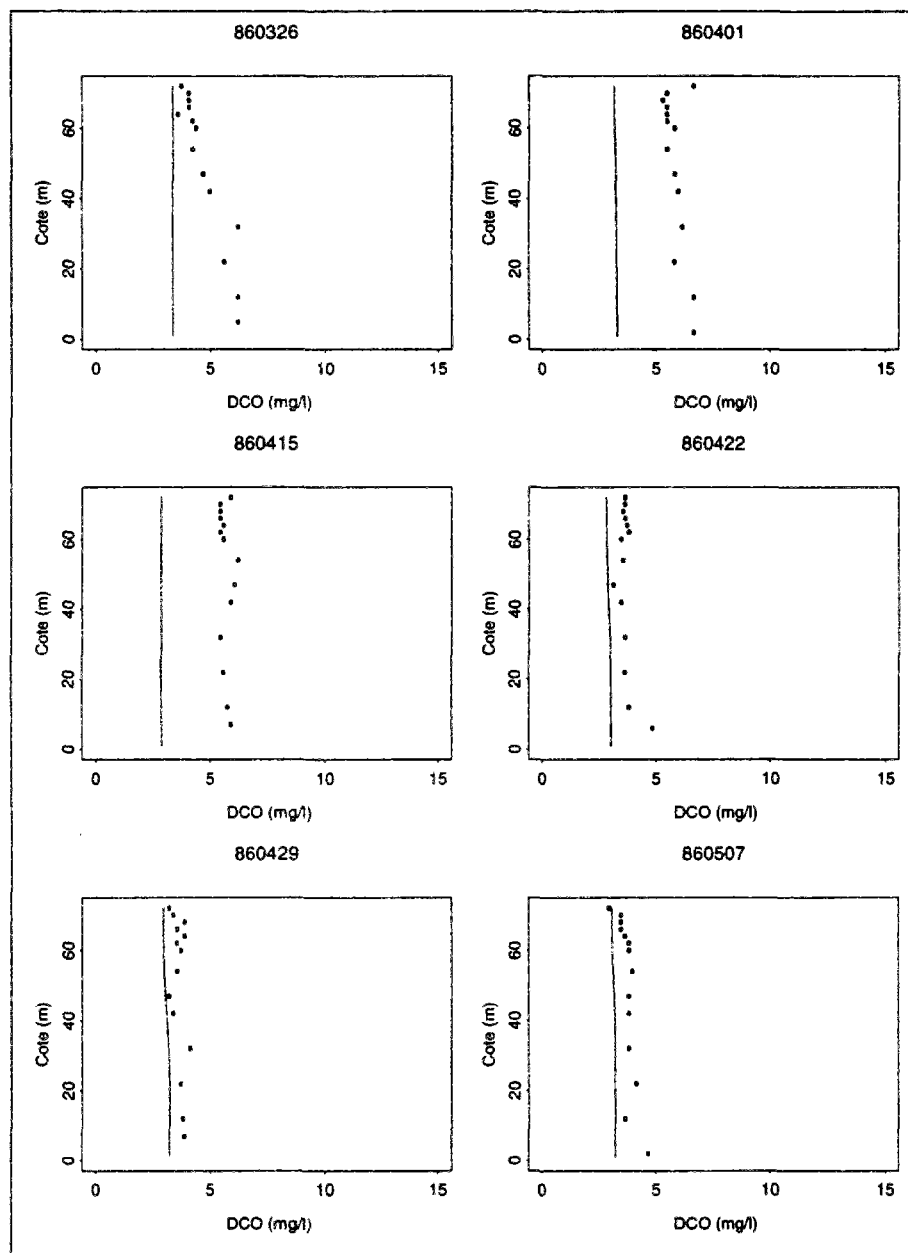


FIG. F.57 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

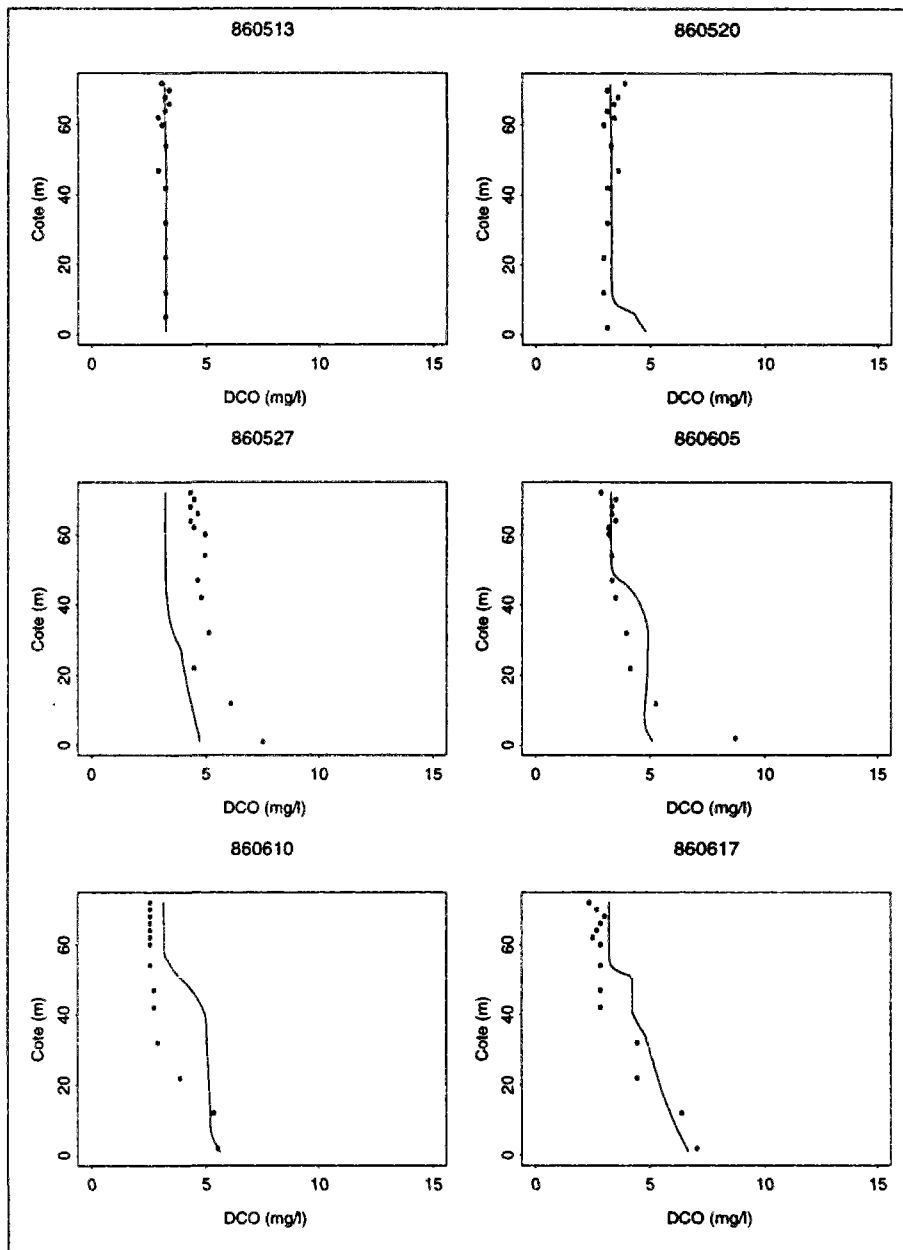


FIG. F.58 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

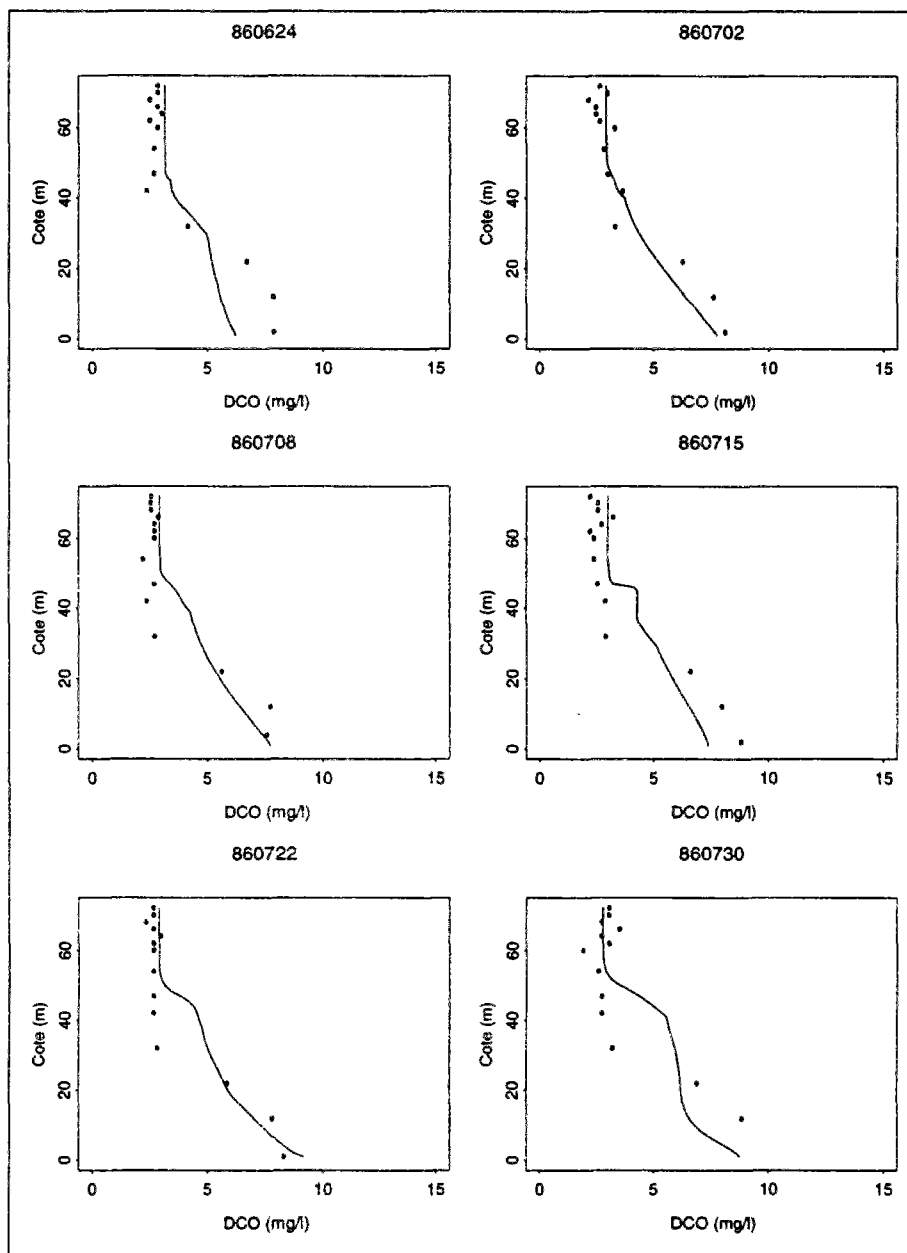


FIG. F.59 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

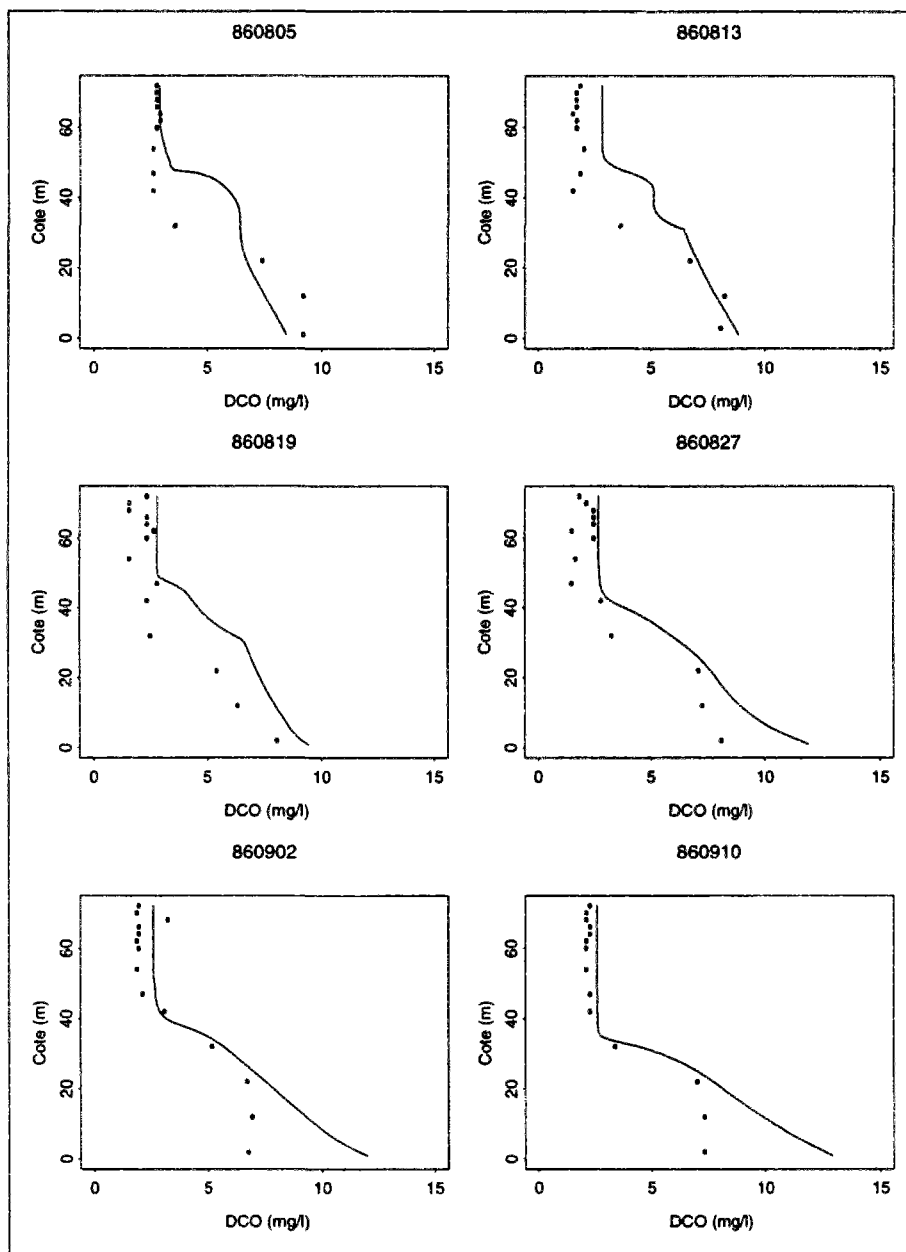


FIG. F.60 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

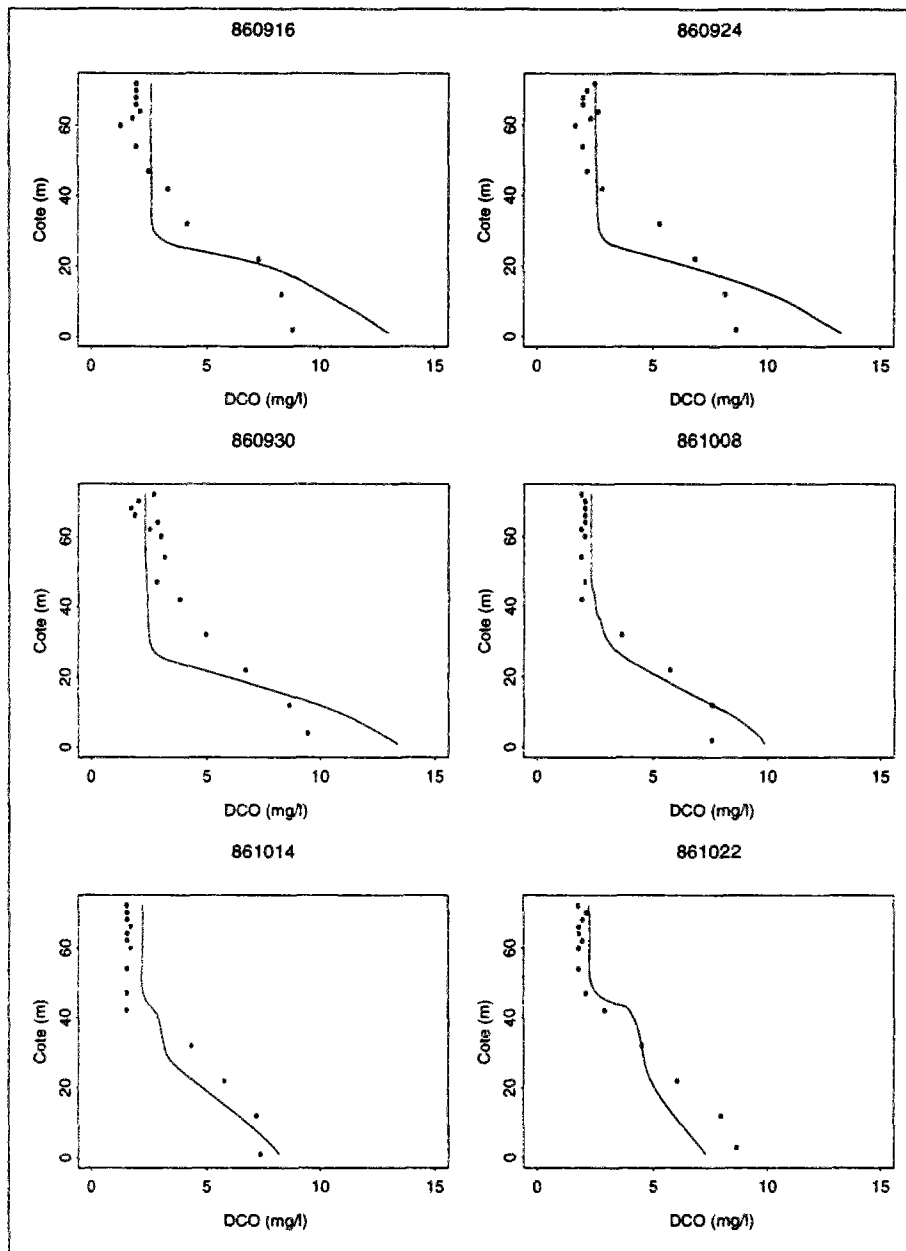


FIG. F.61 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

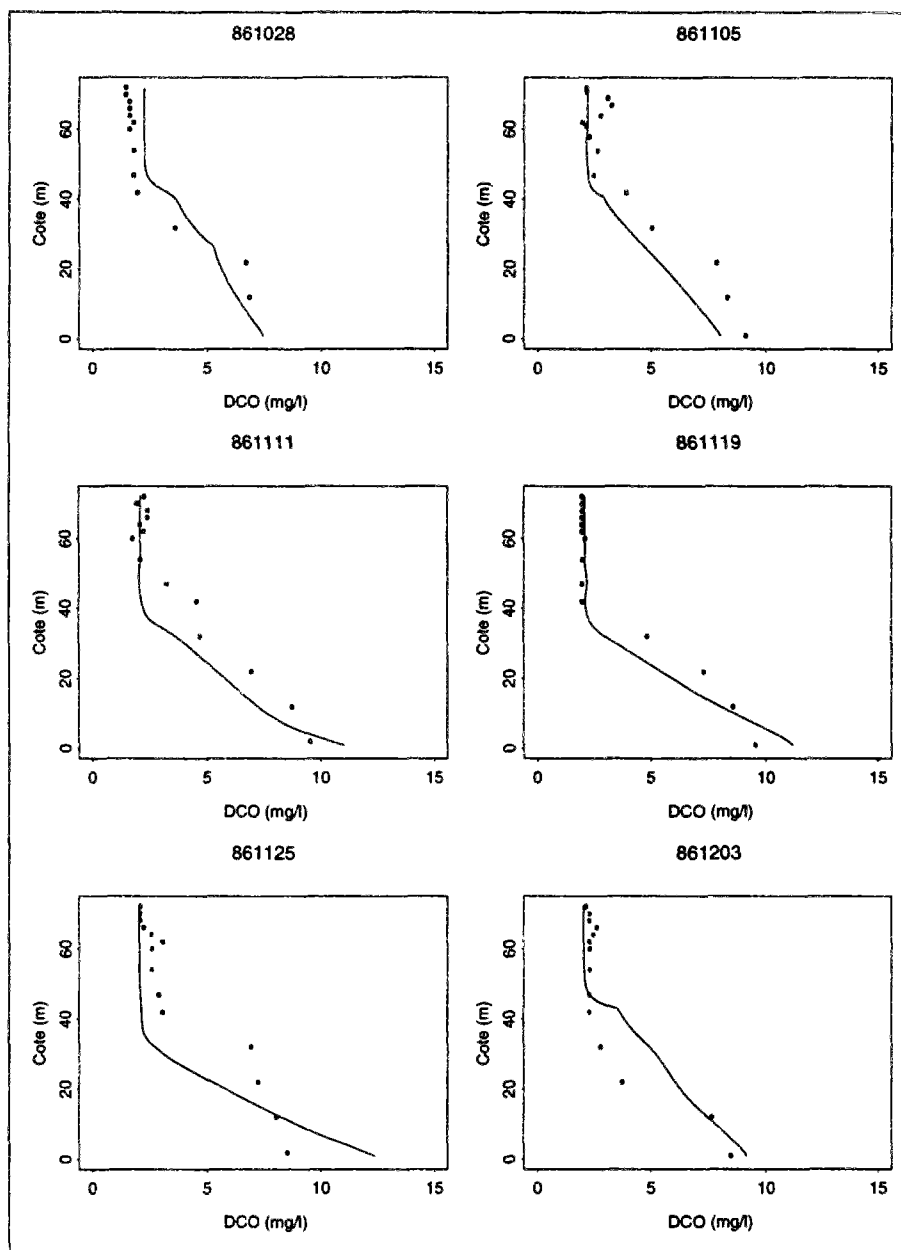


FIG. F.62 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

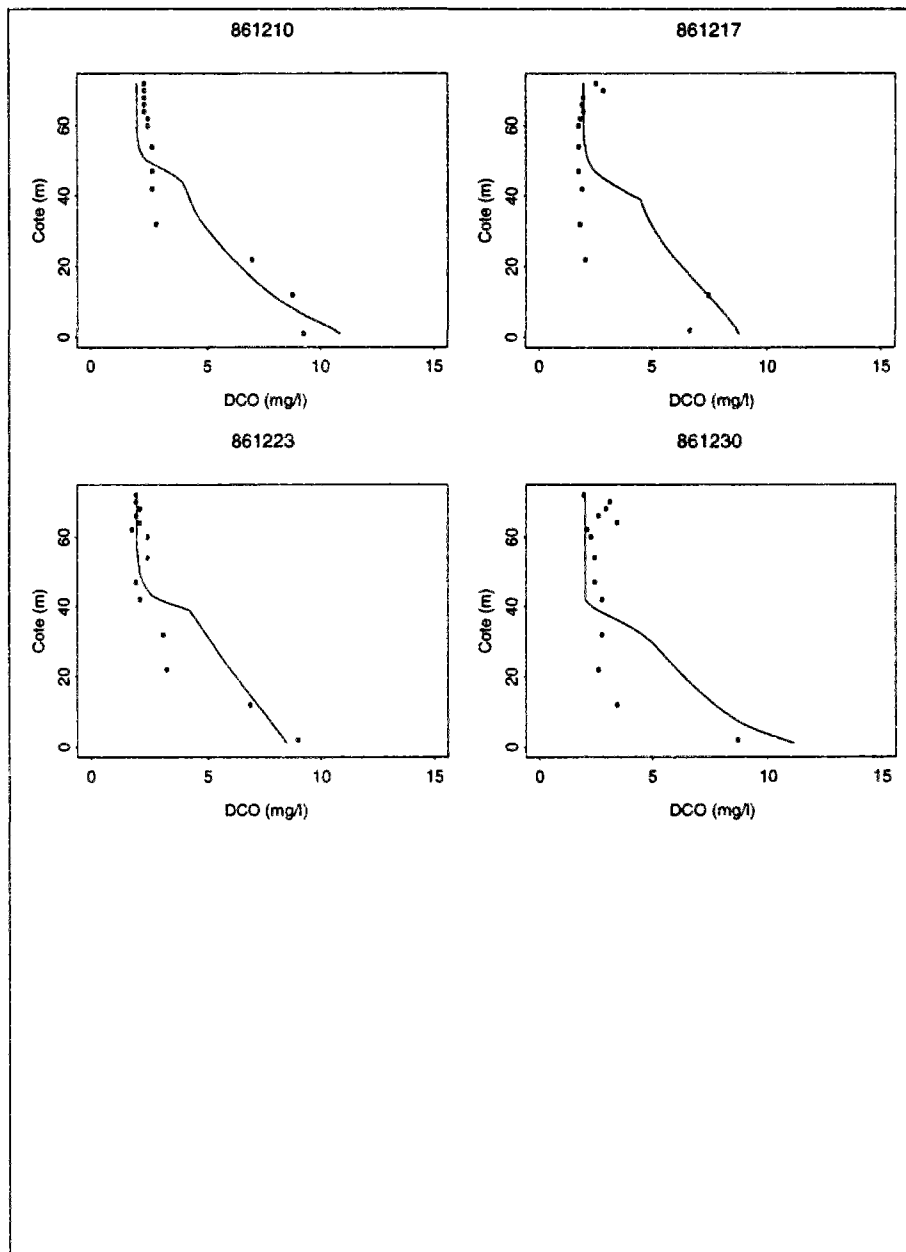


FIG. F.63 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle trois boîtes et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

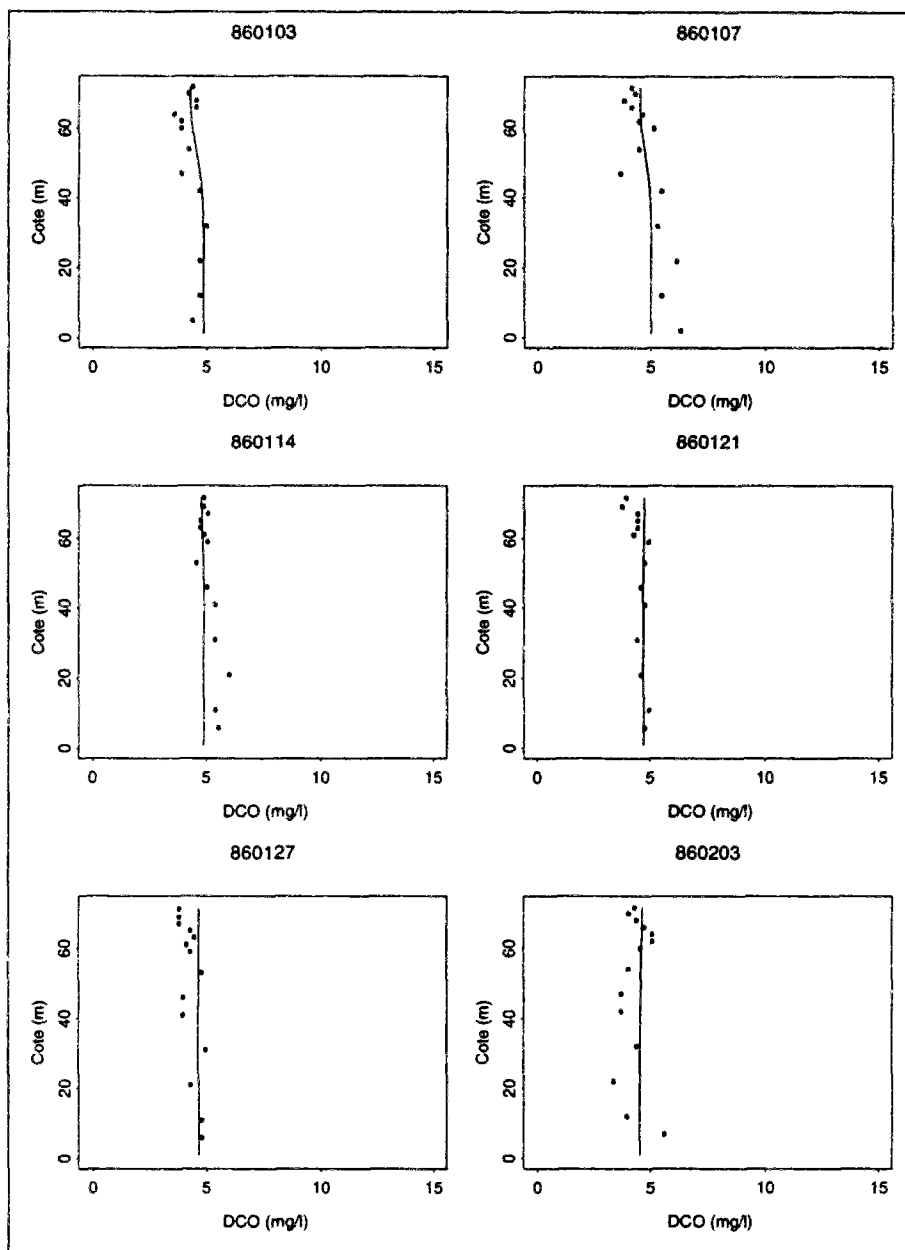


FIG. F.64 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

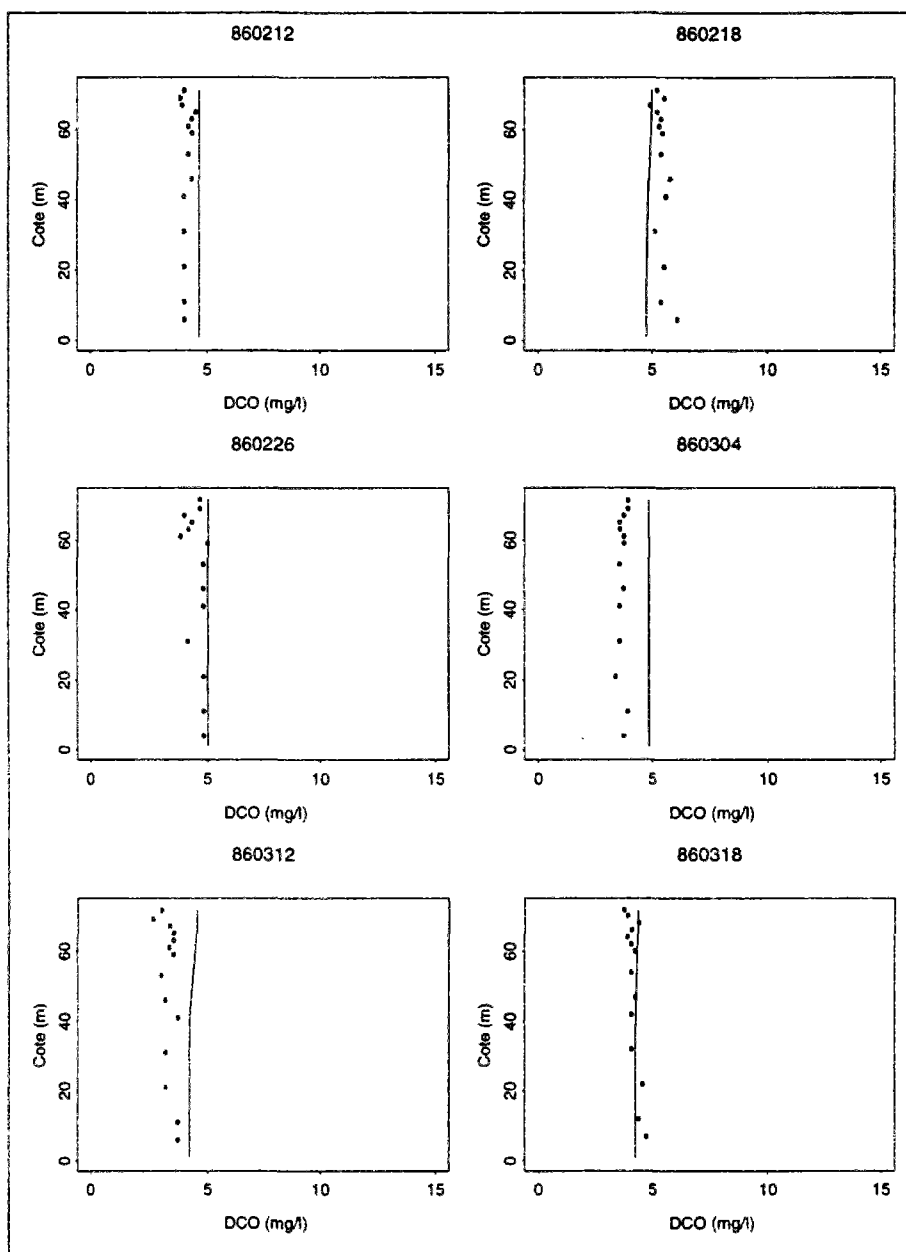


FIG. F.65 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

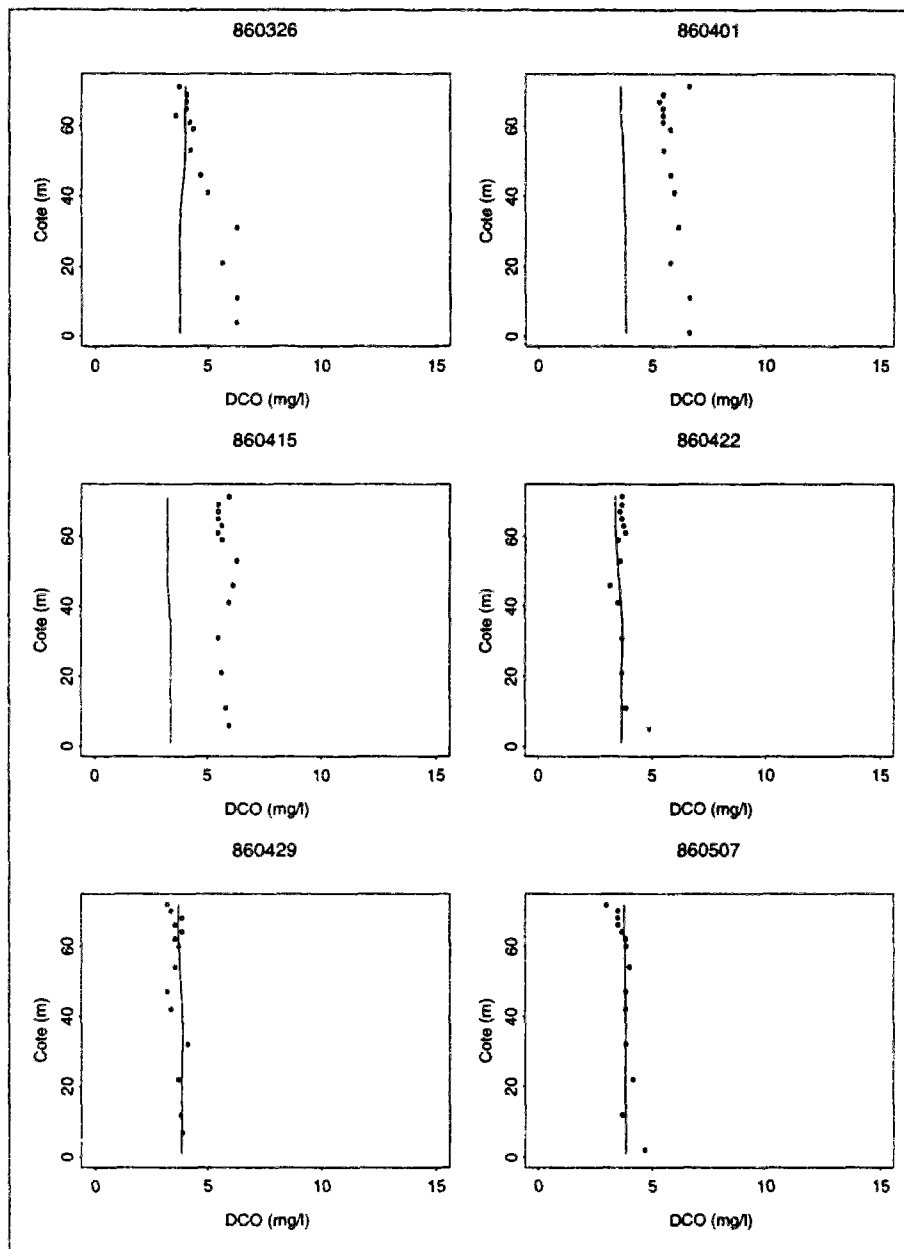


FIG. F.66 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

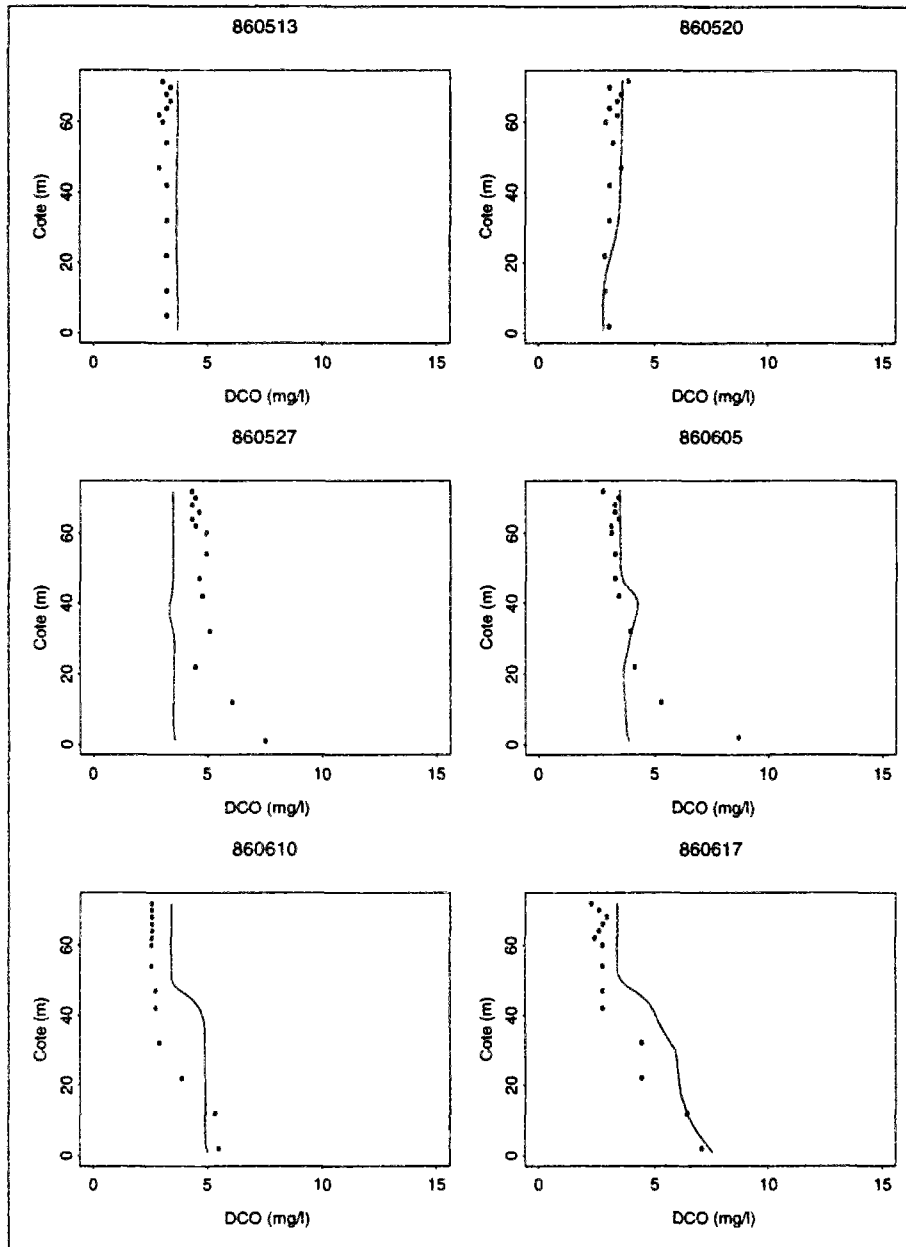


FIG. F.67 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

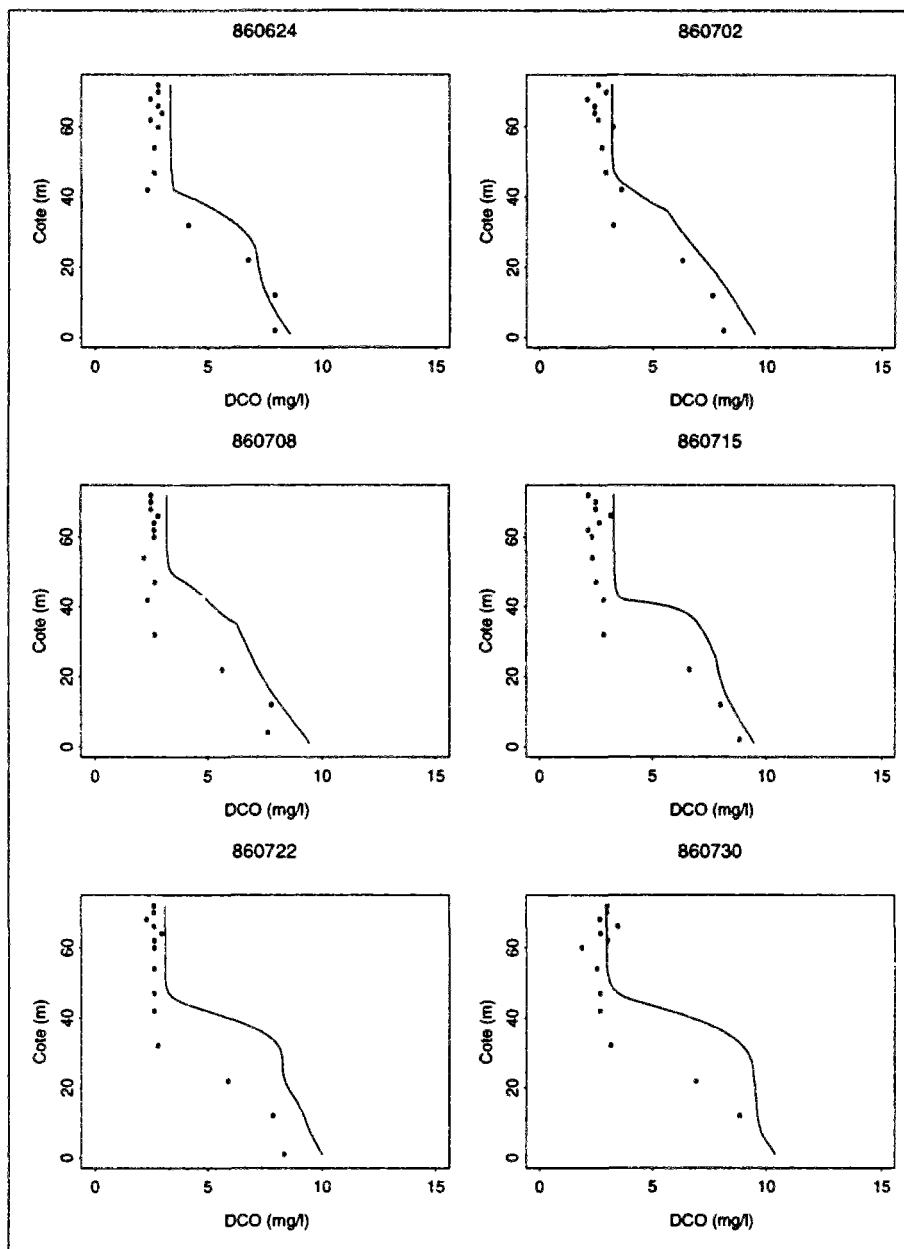


FIG. F.68 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

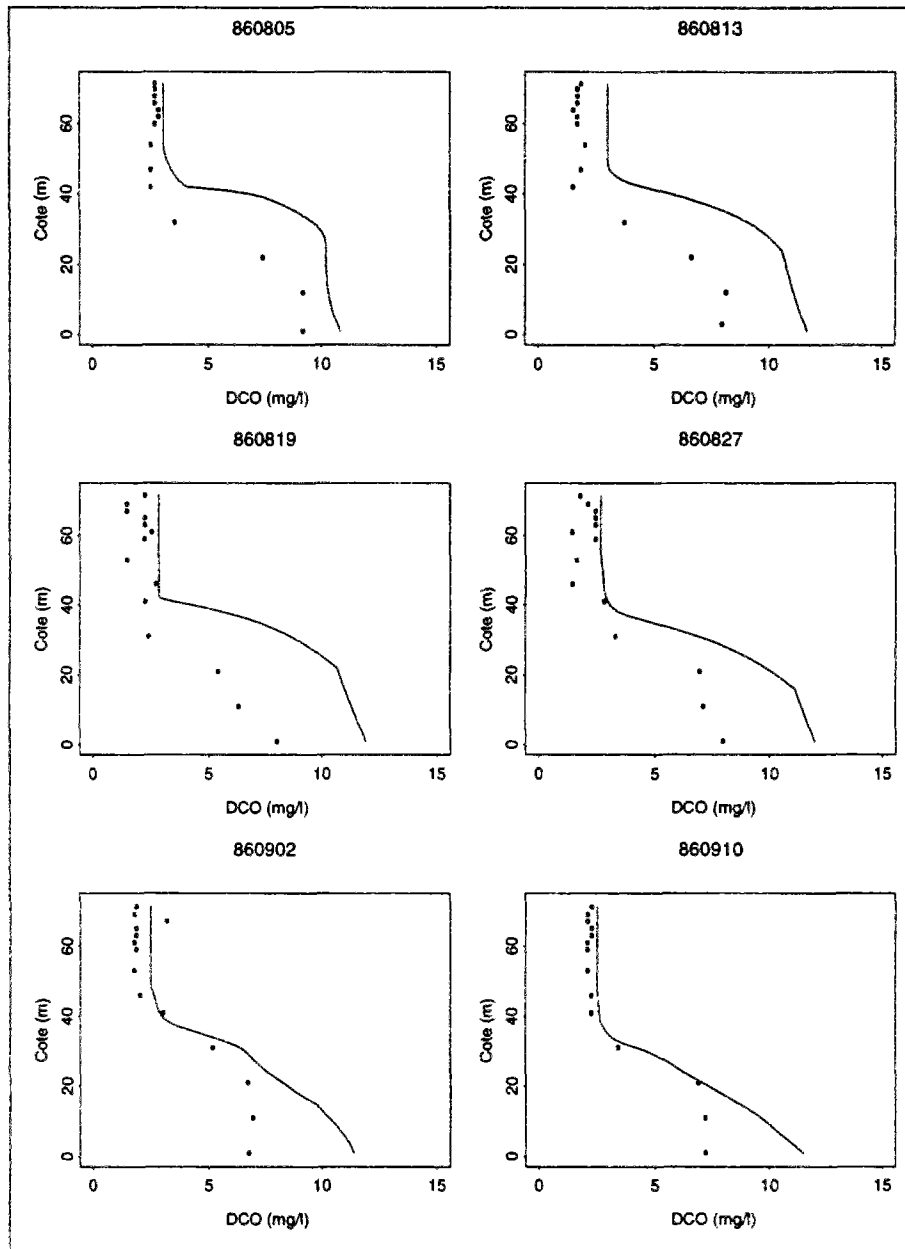


FIG. F.69 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

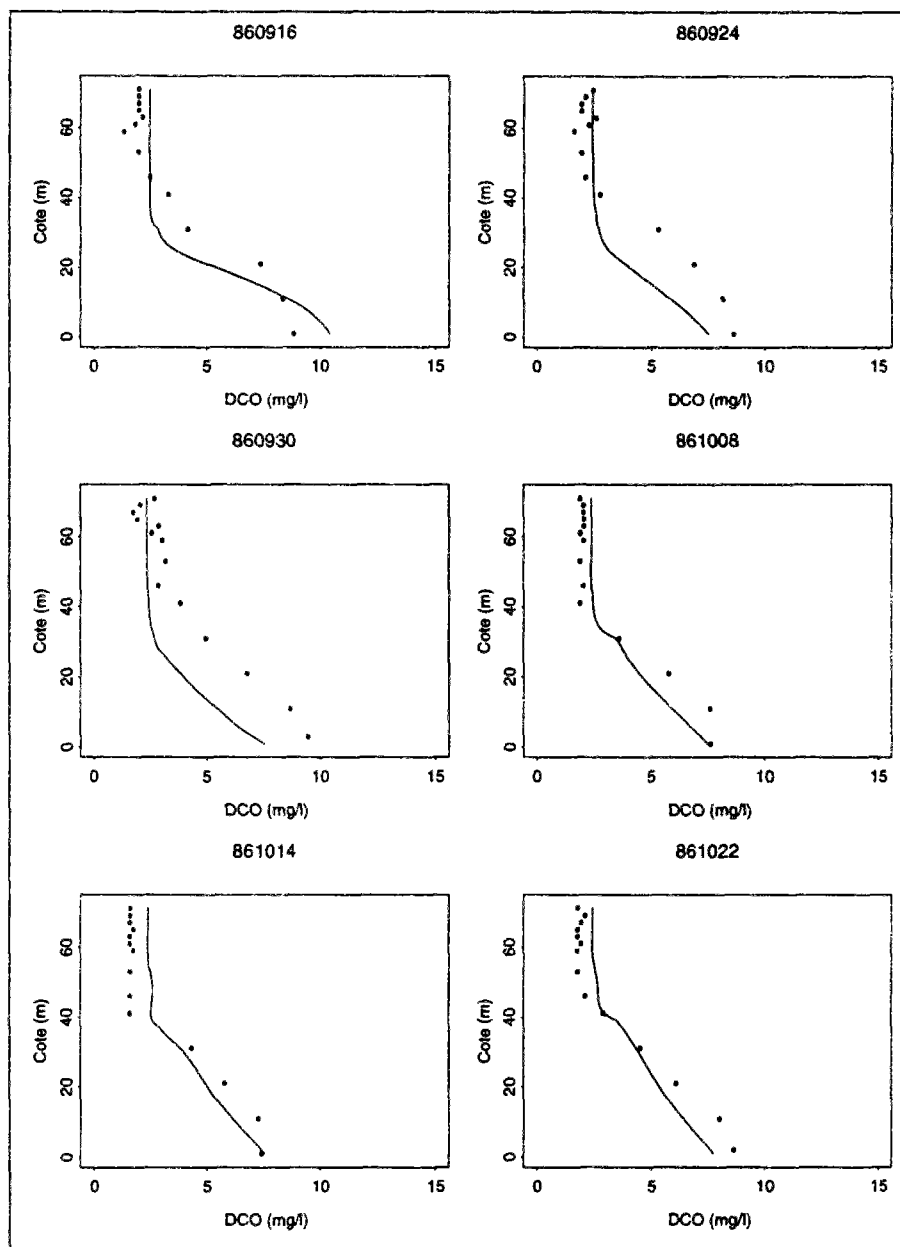


FIG. F.70 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

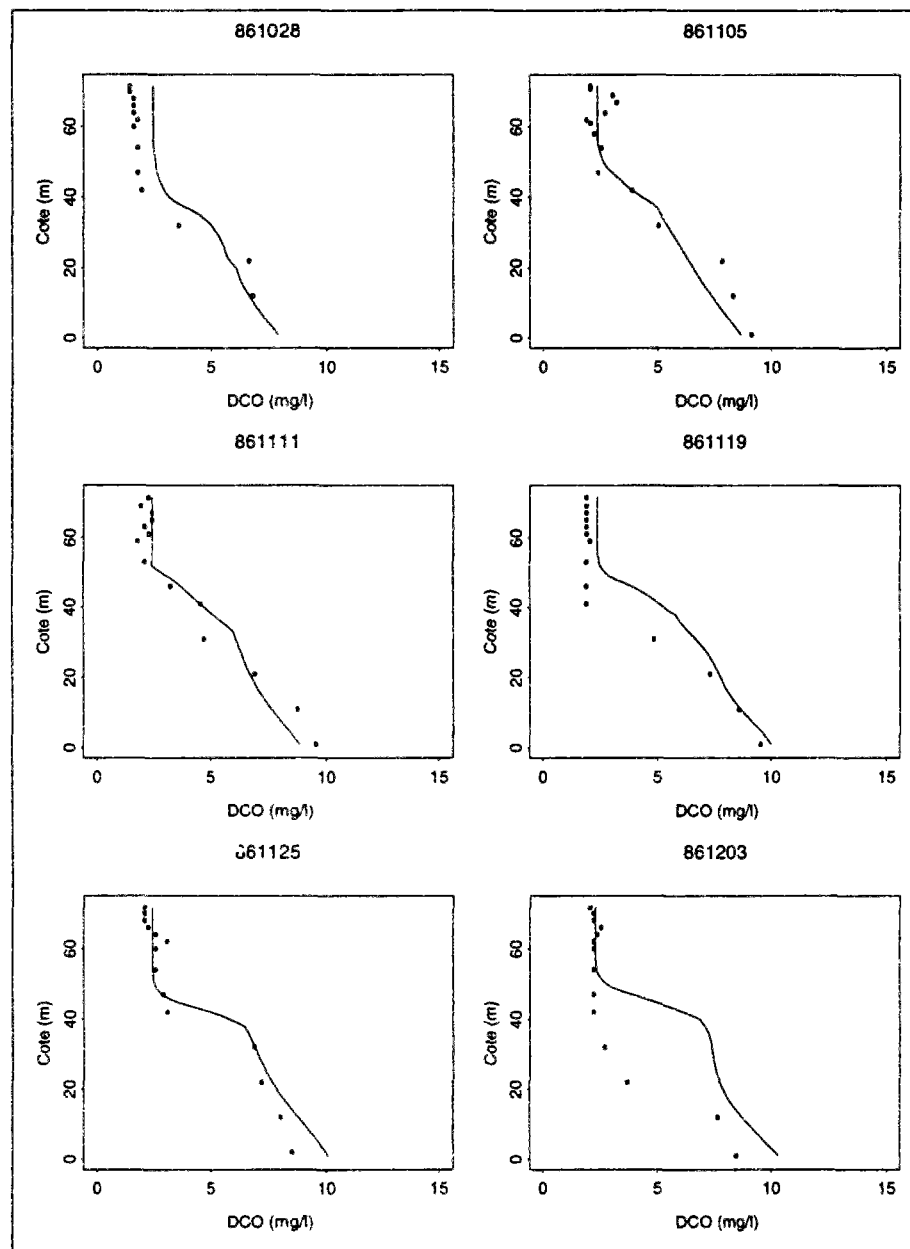


FIG. F.71 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

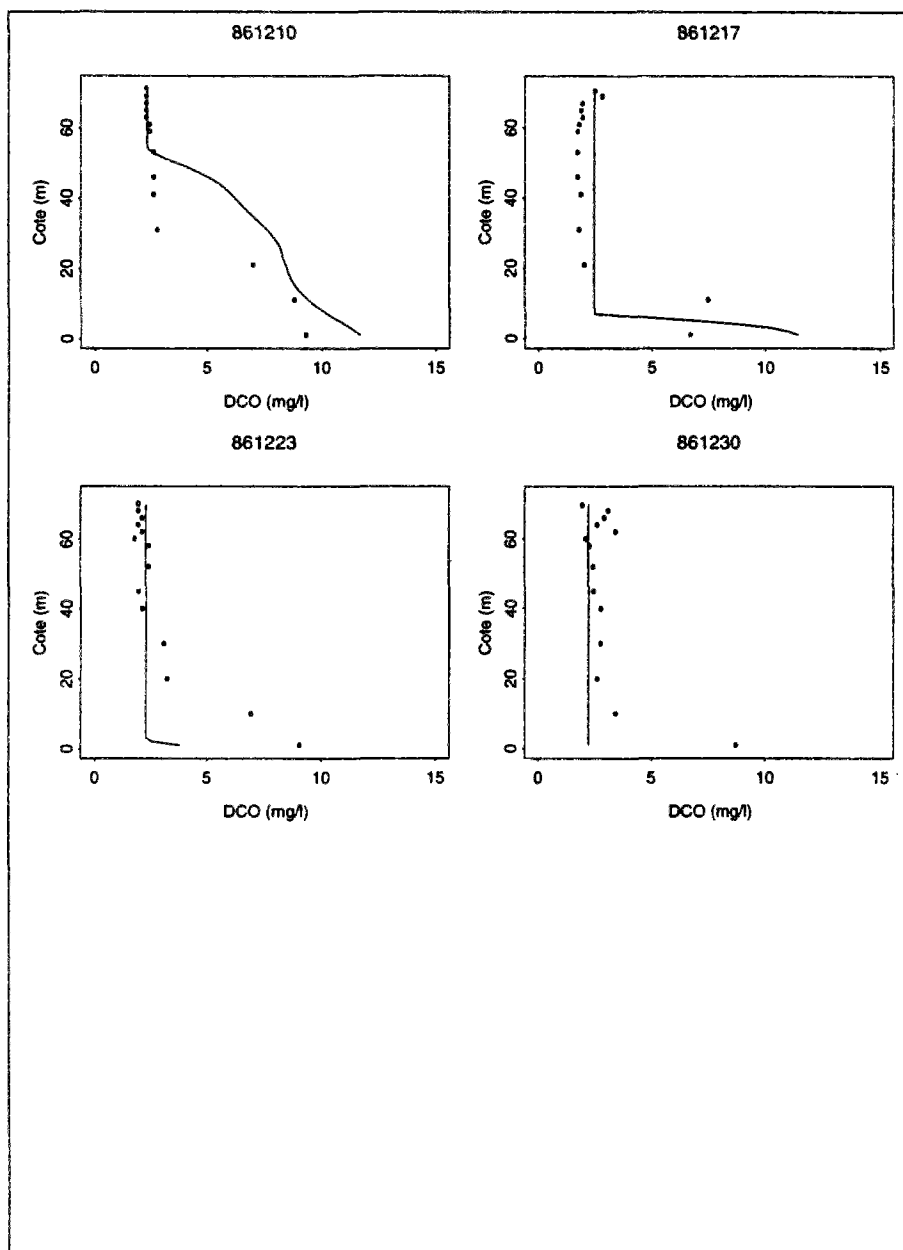


FIG. F.72 - Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

F.2 Les résultats de la validation

L'ensemble des résultats de la validation du modèle unidimensionnel est présenté dans l'ordre suivante: température, oxygène dissous, ammonium, et DCO.

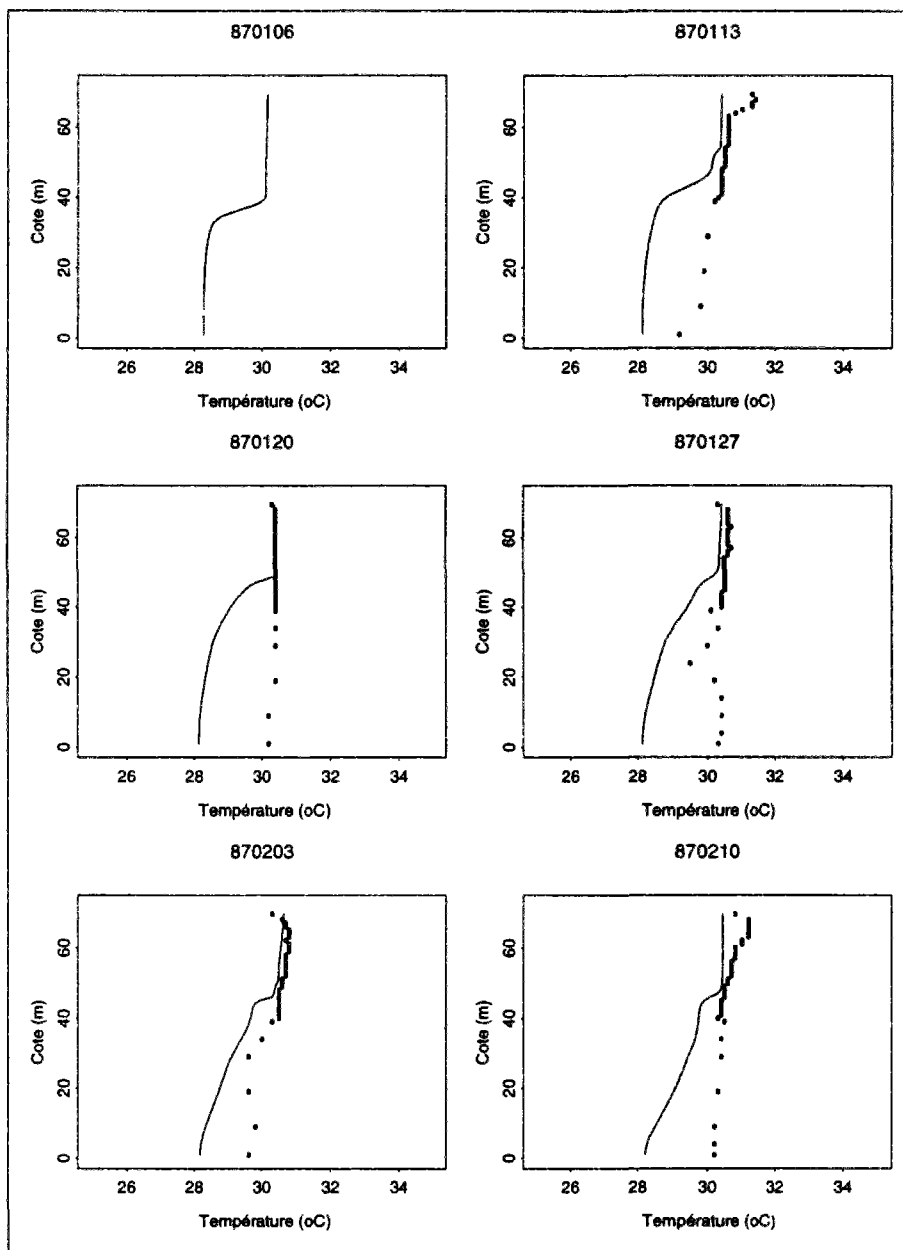


FIG. F.73 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

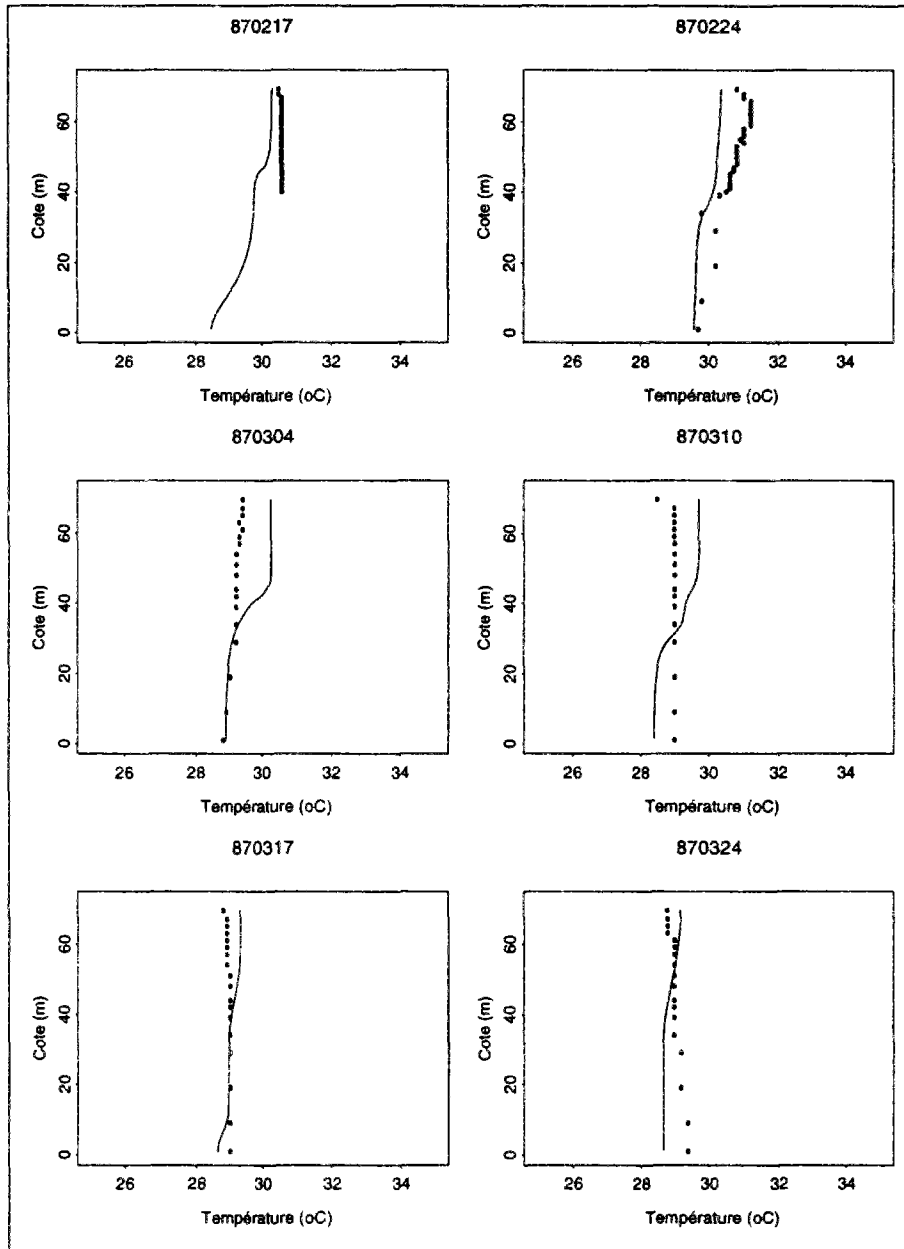


FIG. F.74 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

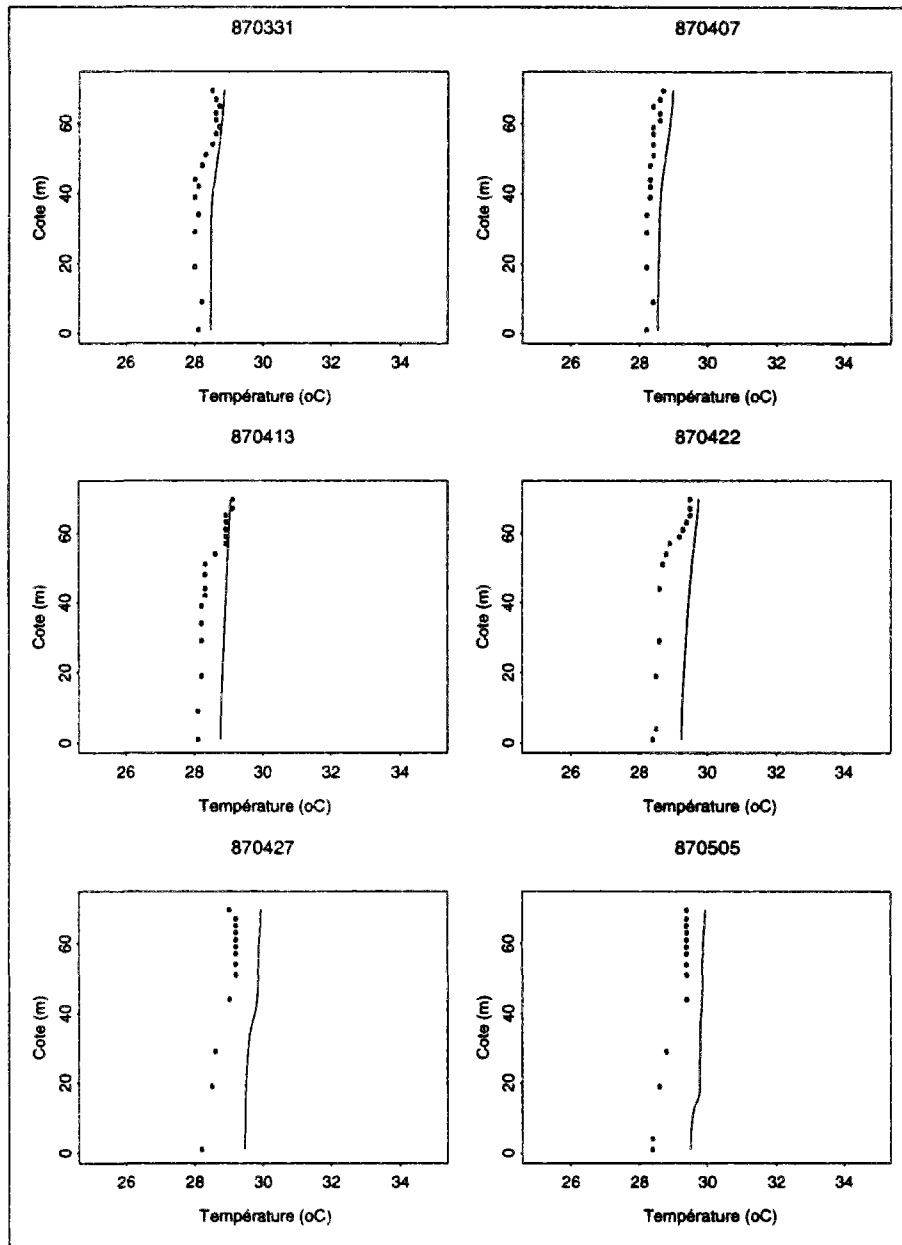


FIG. F.75 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

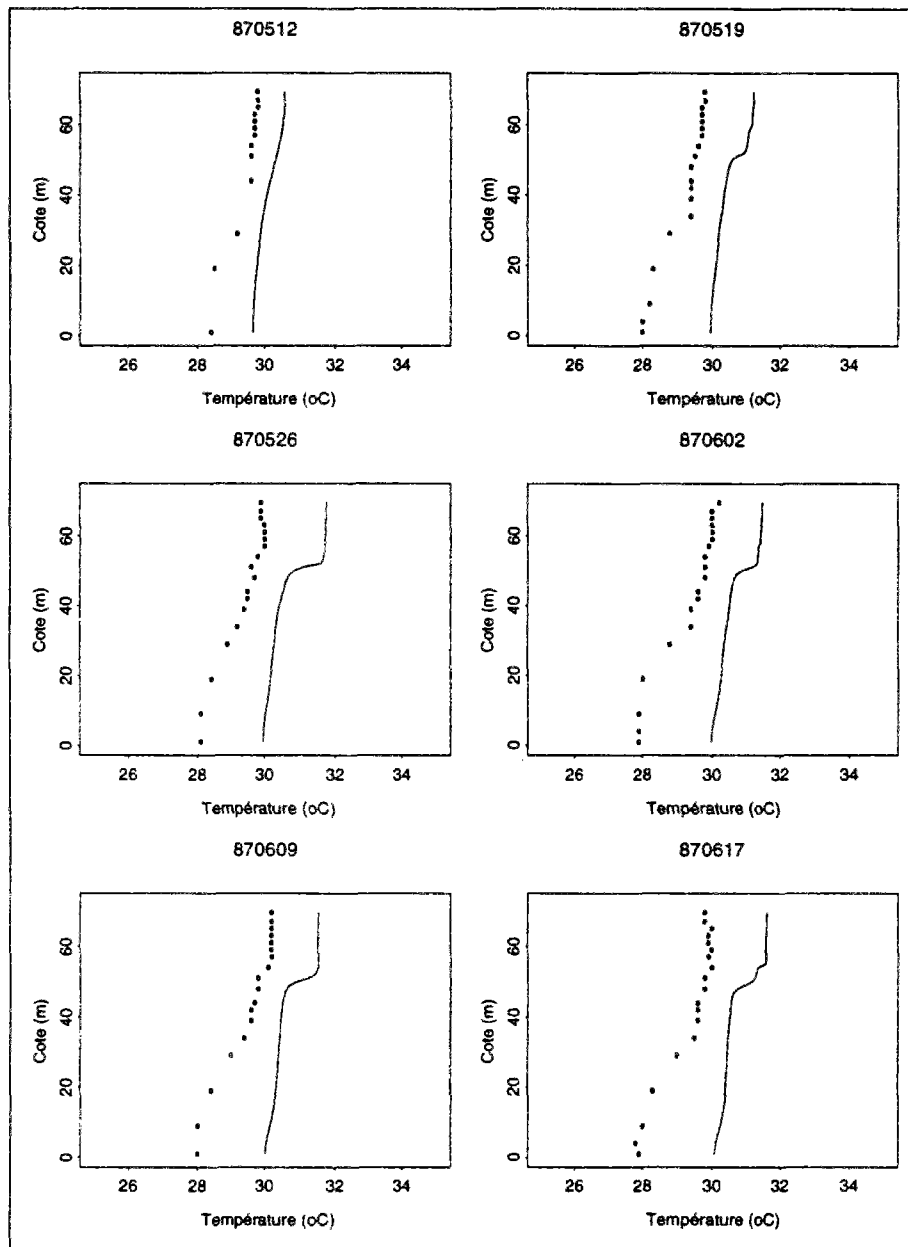


FIG. F.76 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

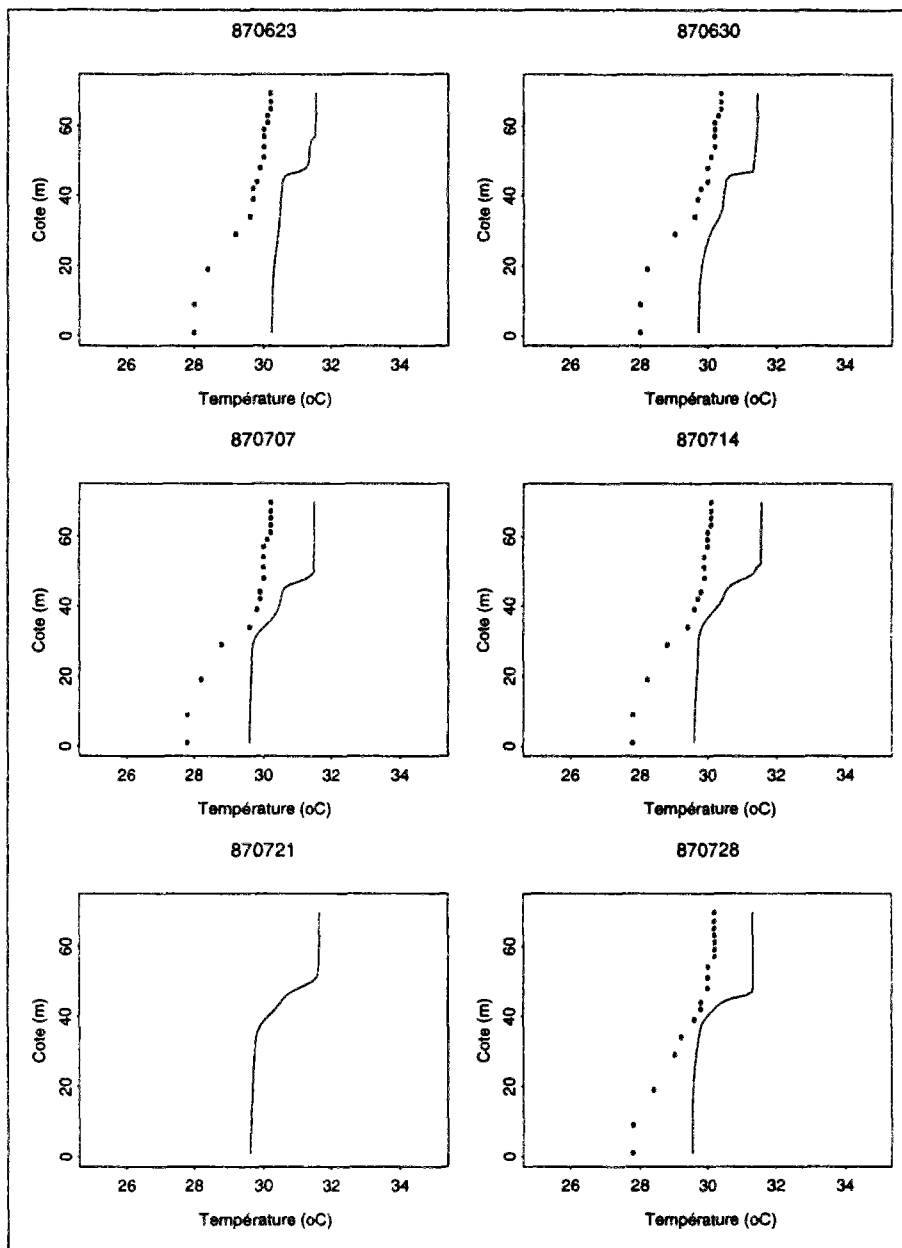


FIG. F.77 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

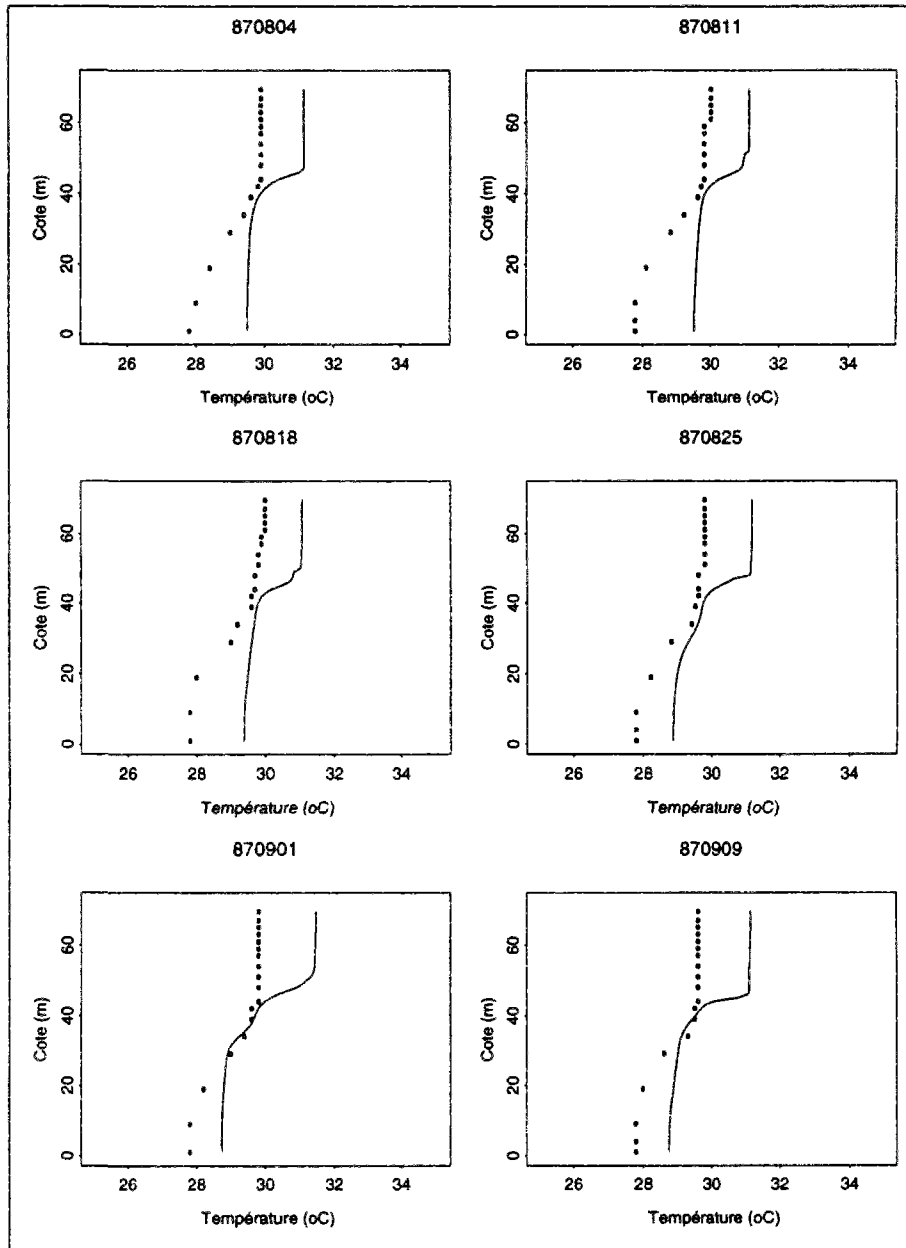


FIG. F.78 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

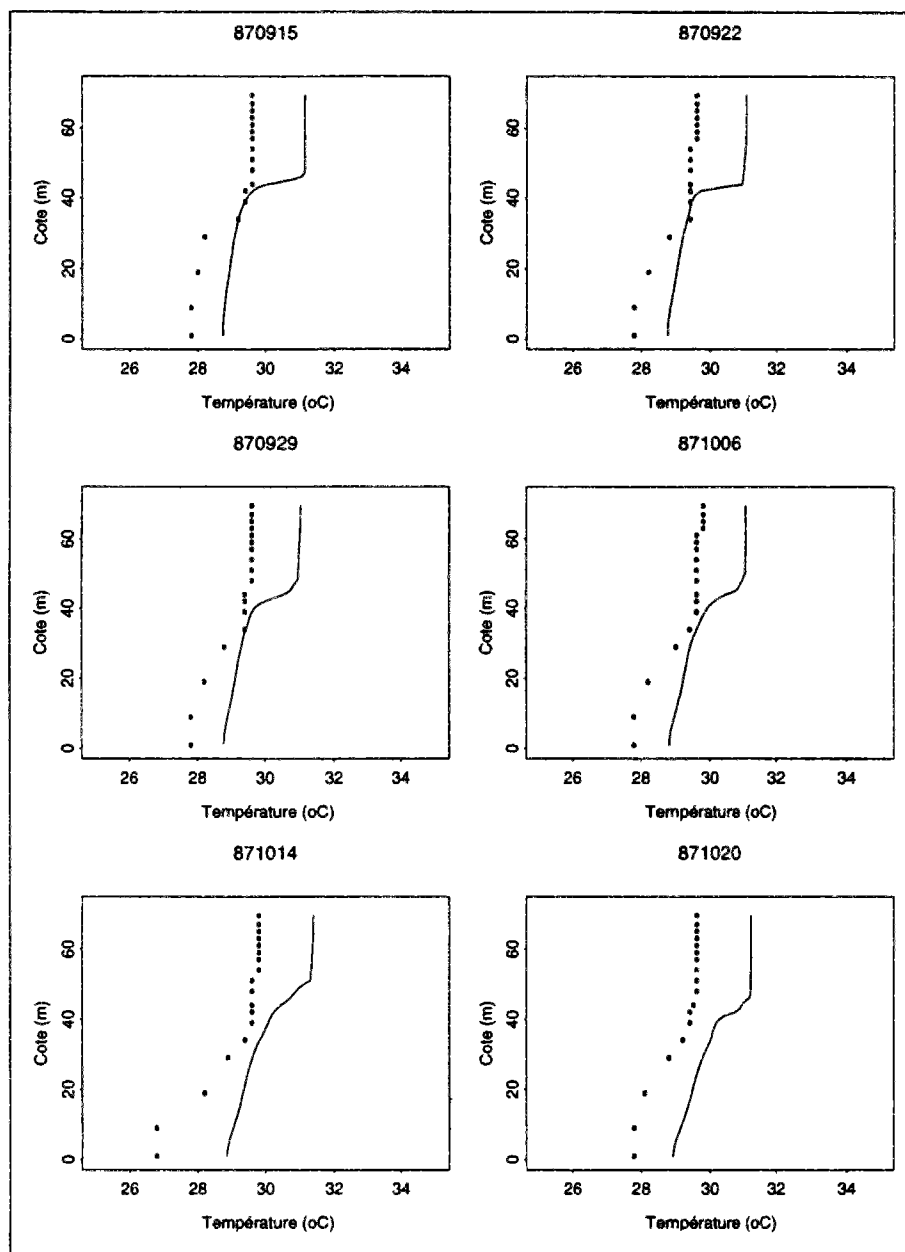


FIG. F.79 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

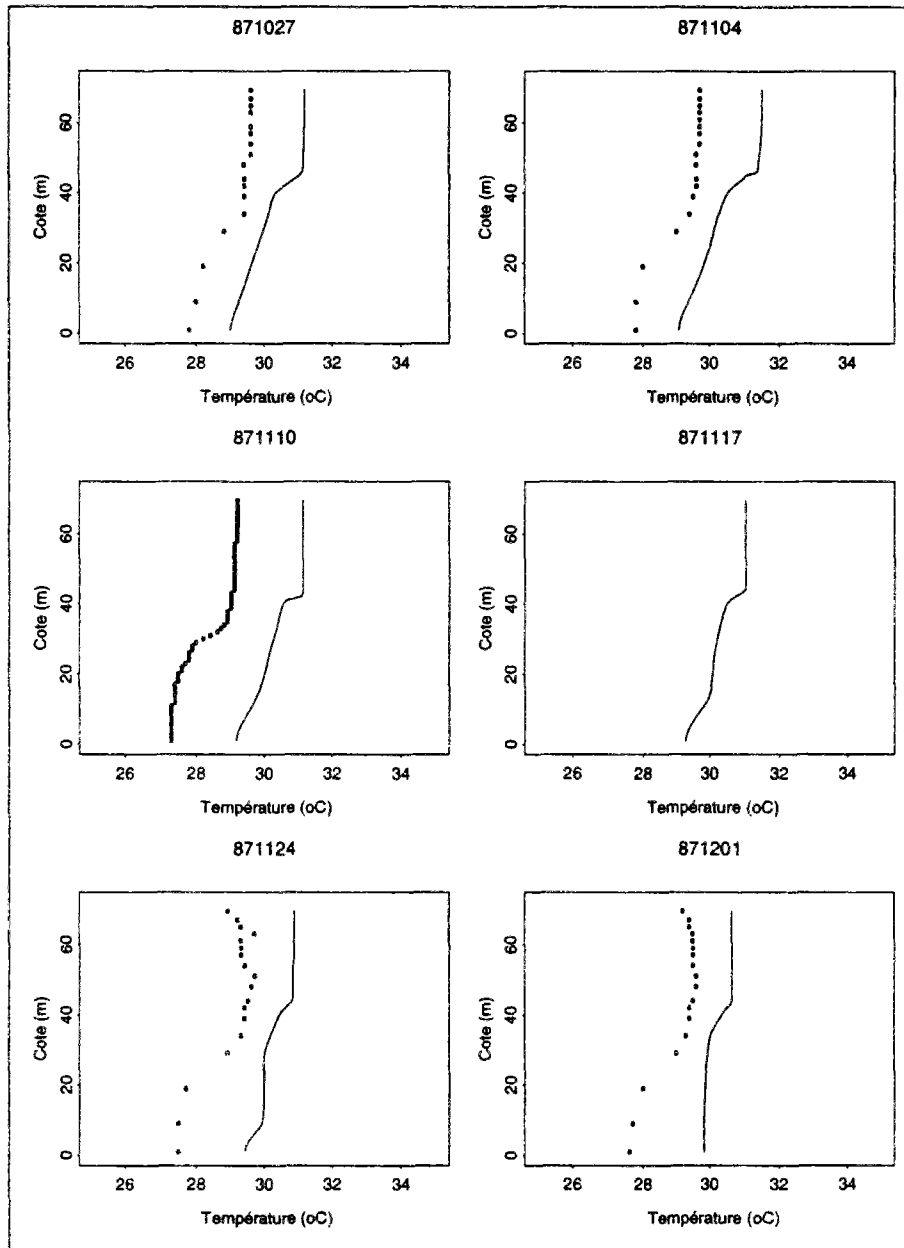


FIG. F.80 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

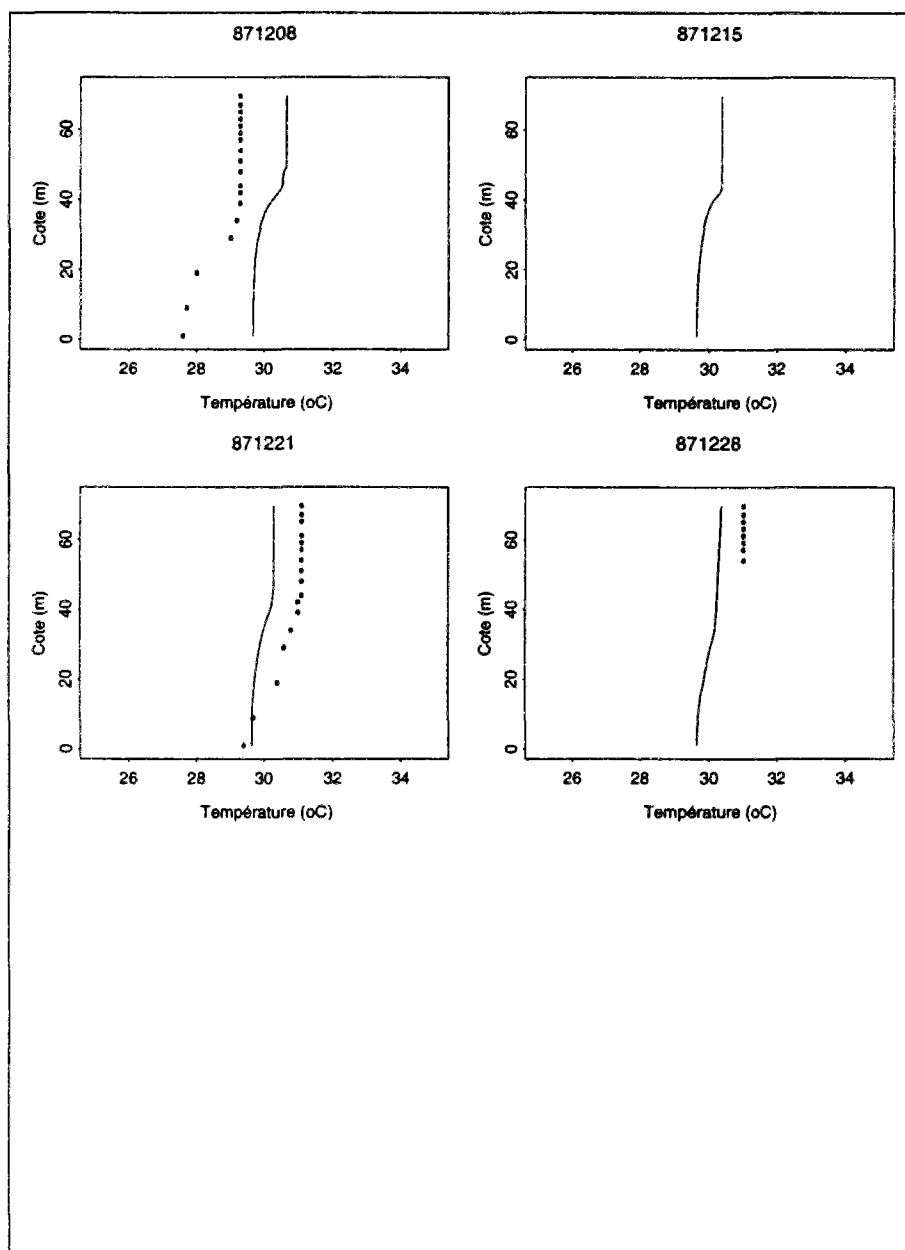


FIG. F.81 - Validation du modèle. Profils de température. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

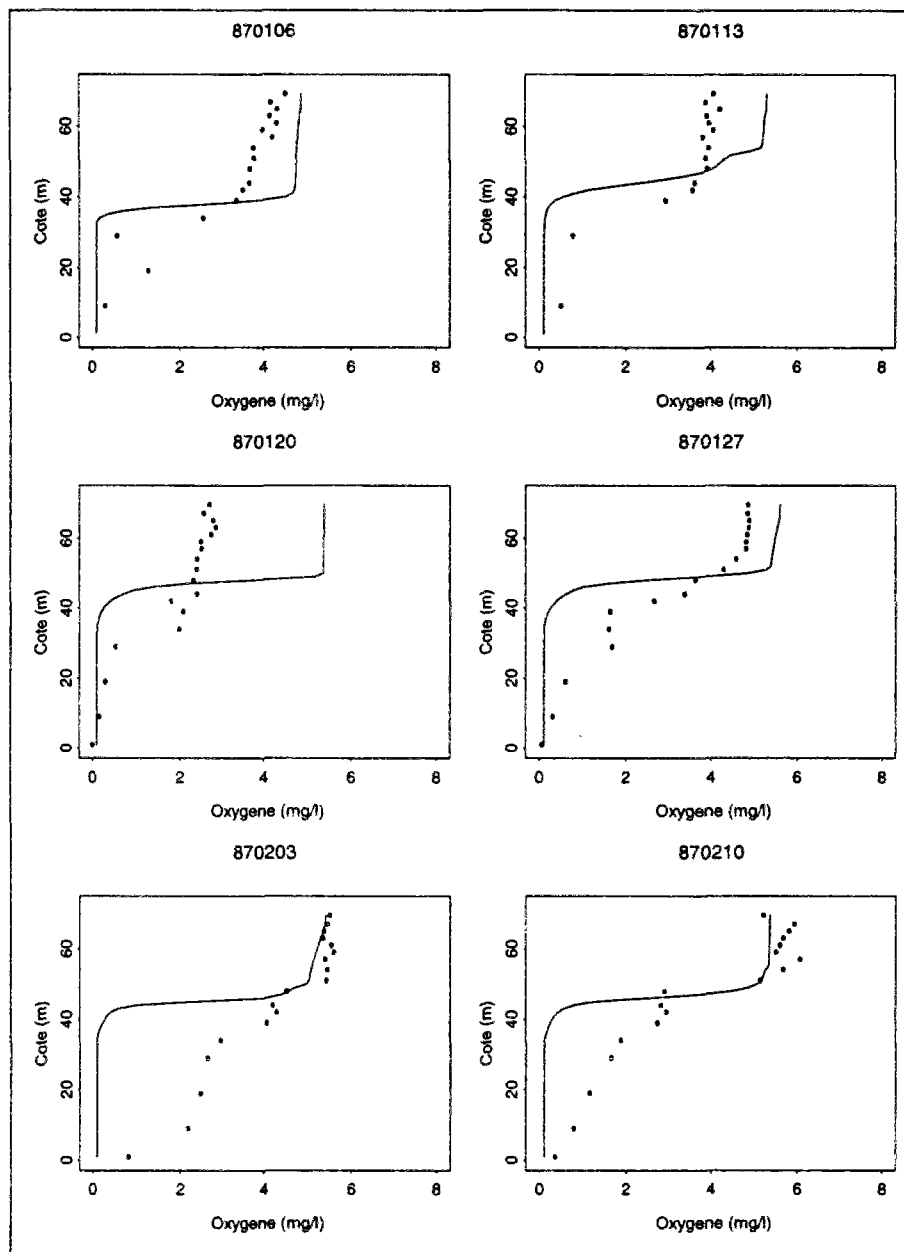


FIG. F.82 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

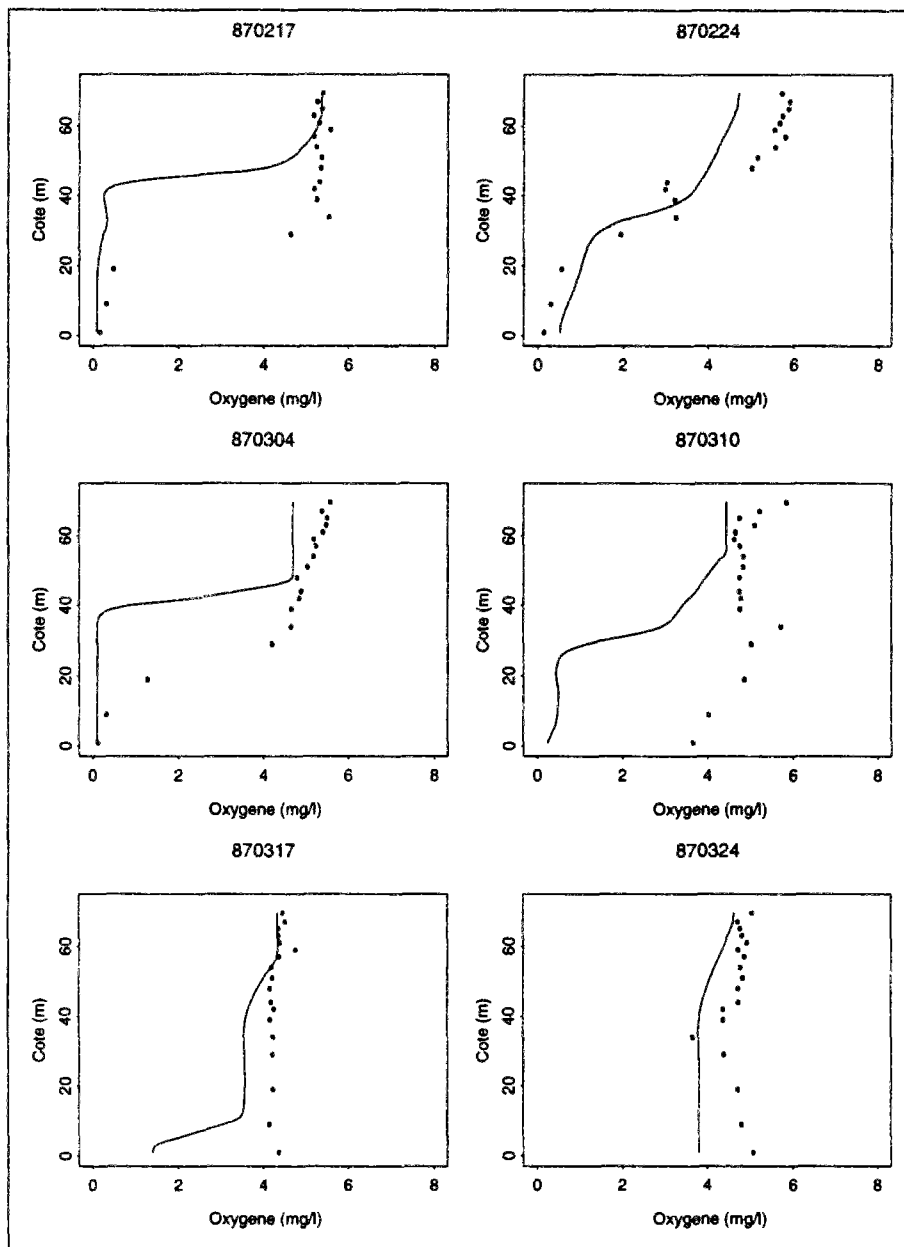


FIG. F.83 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

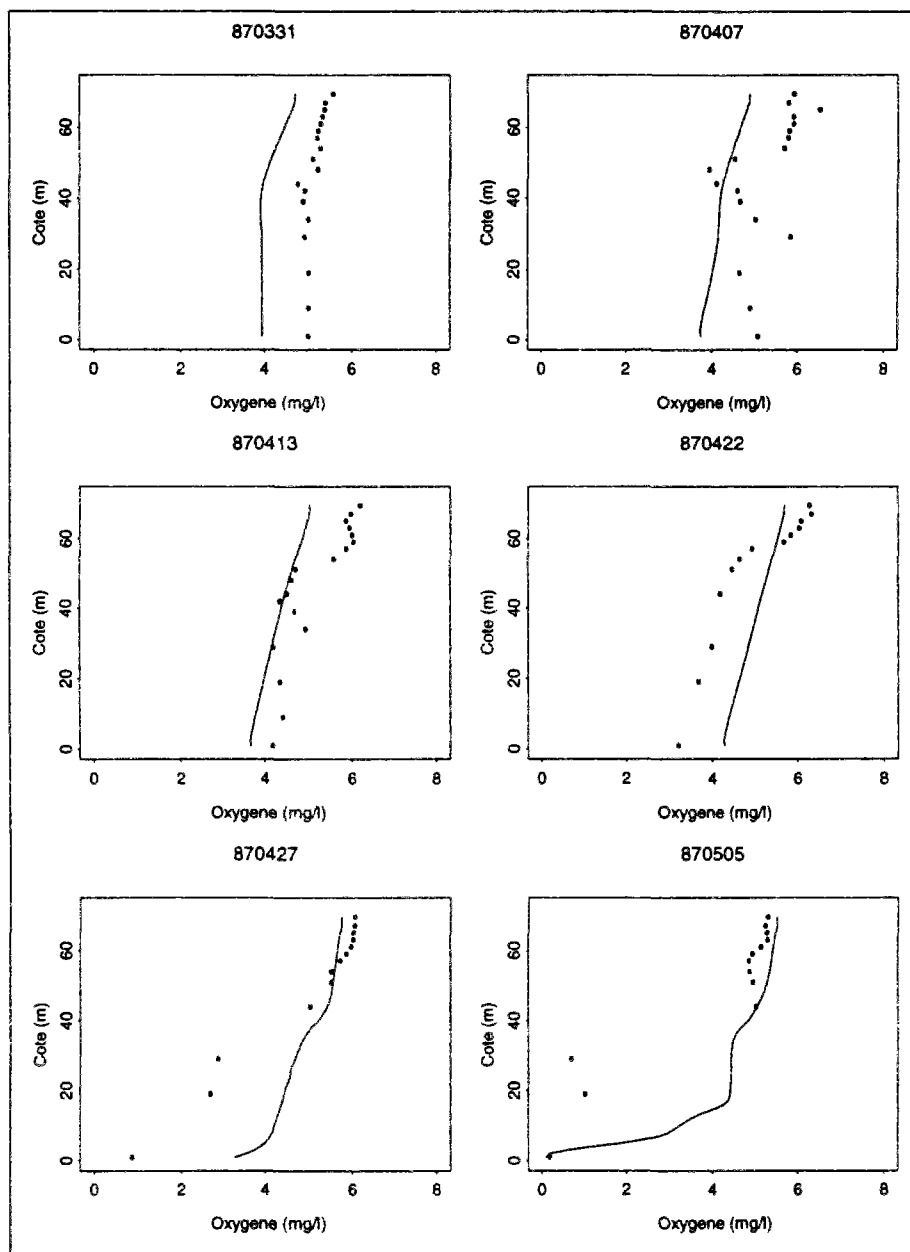


FIG. F.84 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

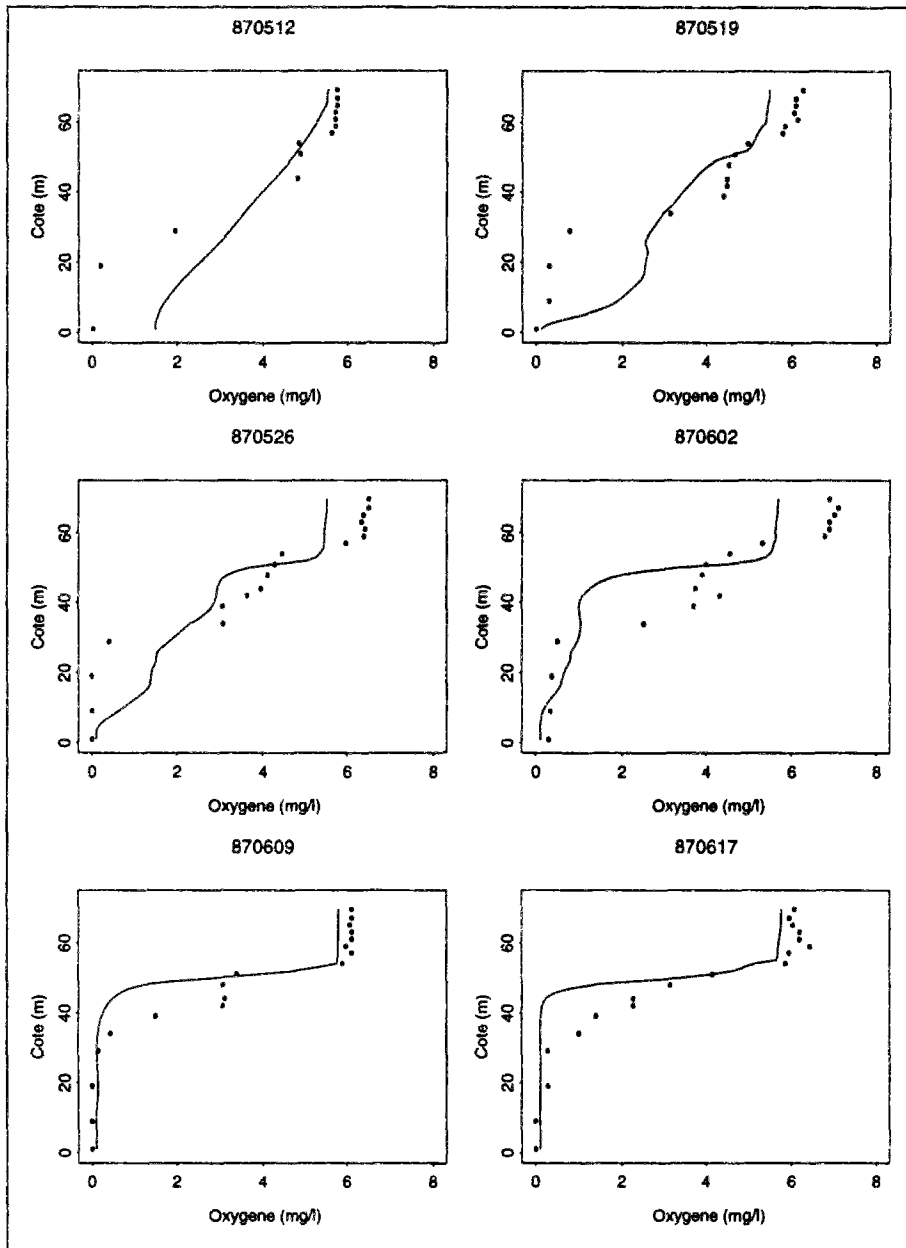


FIG. F.85 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

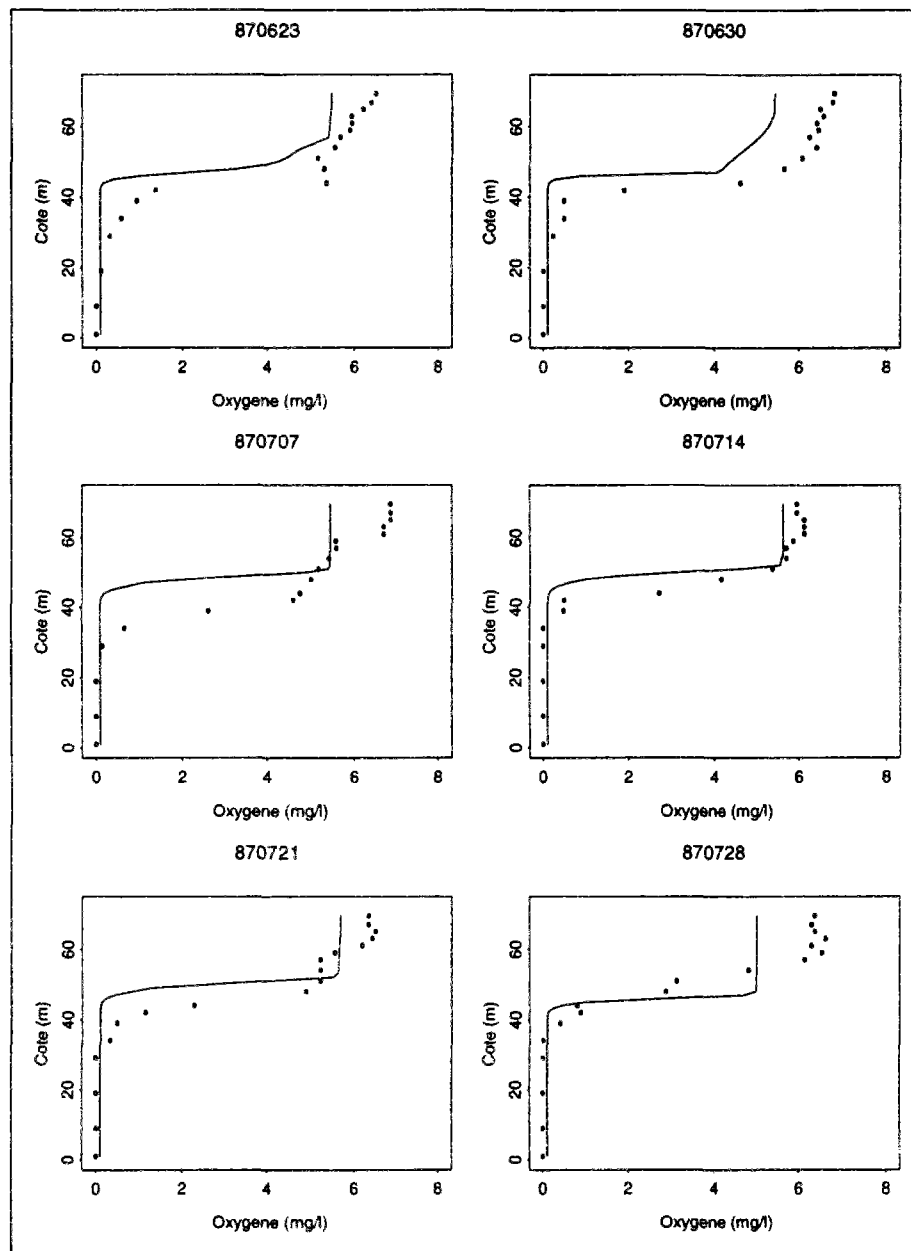


FIG. F.86 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

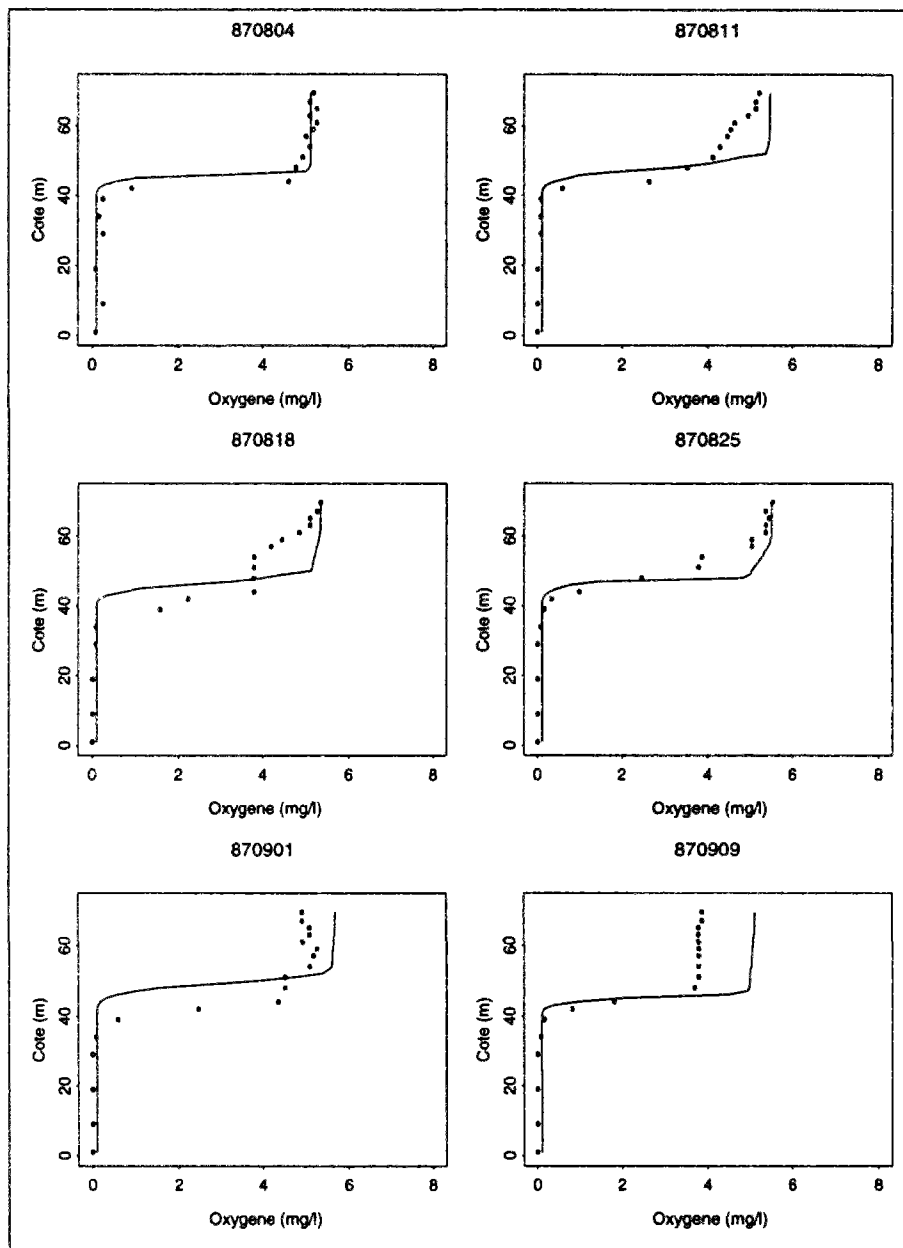


FIG. F.87 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

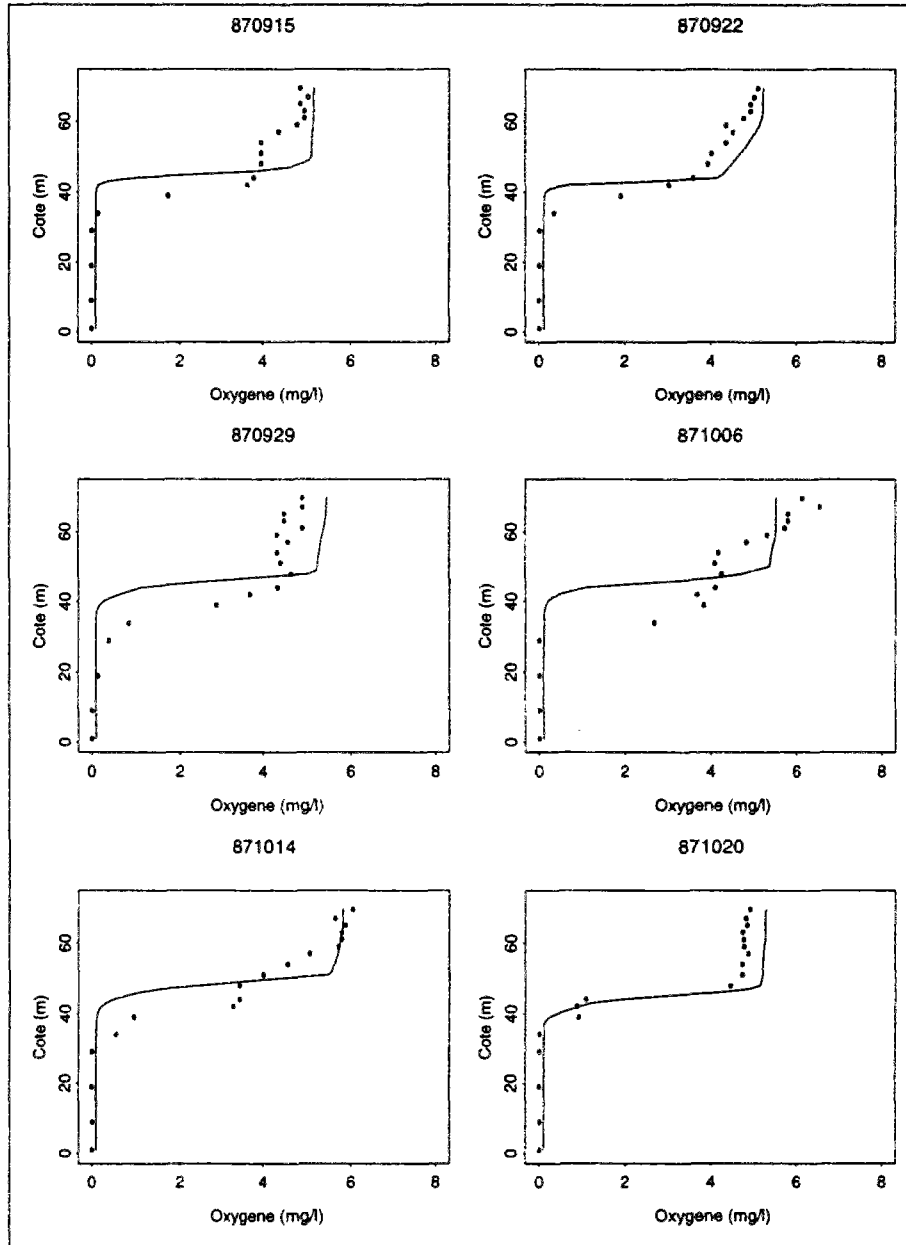


FIG. F.88 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

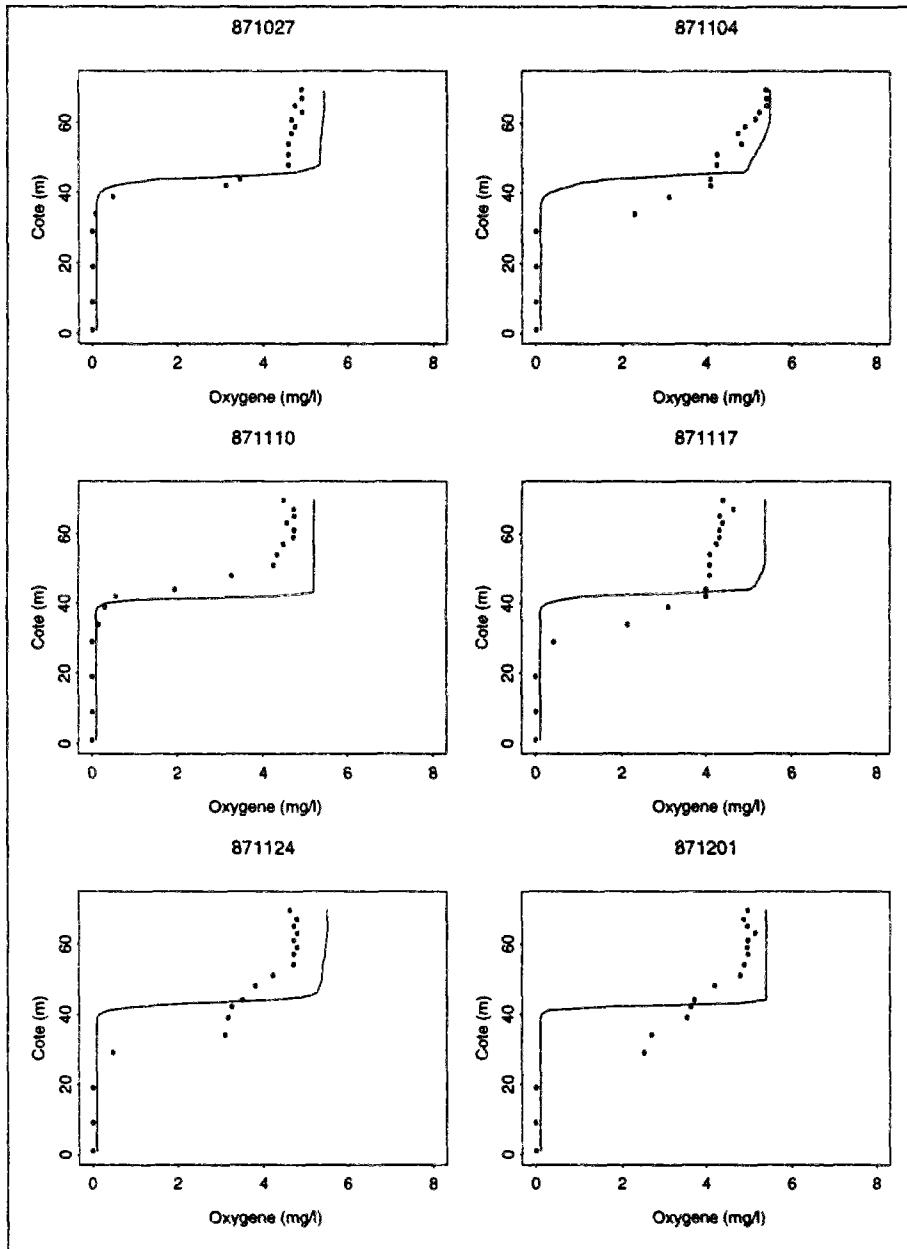


FIG. F.89 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

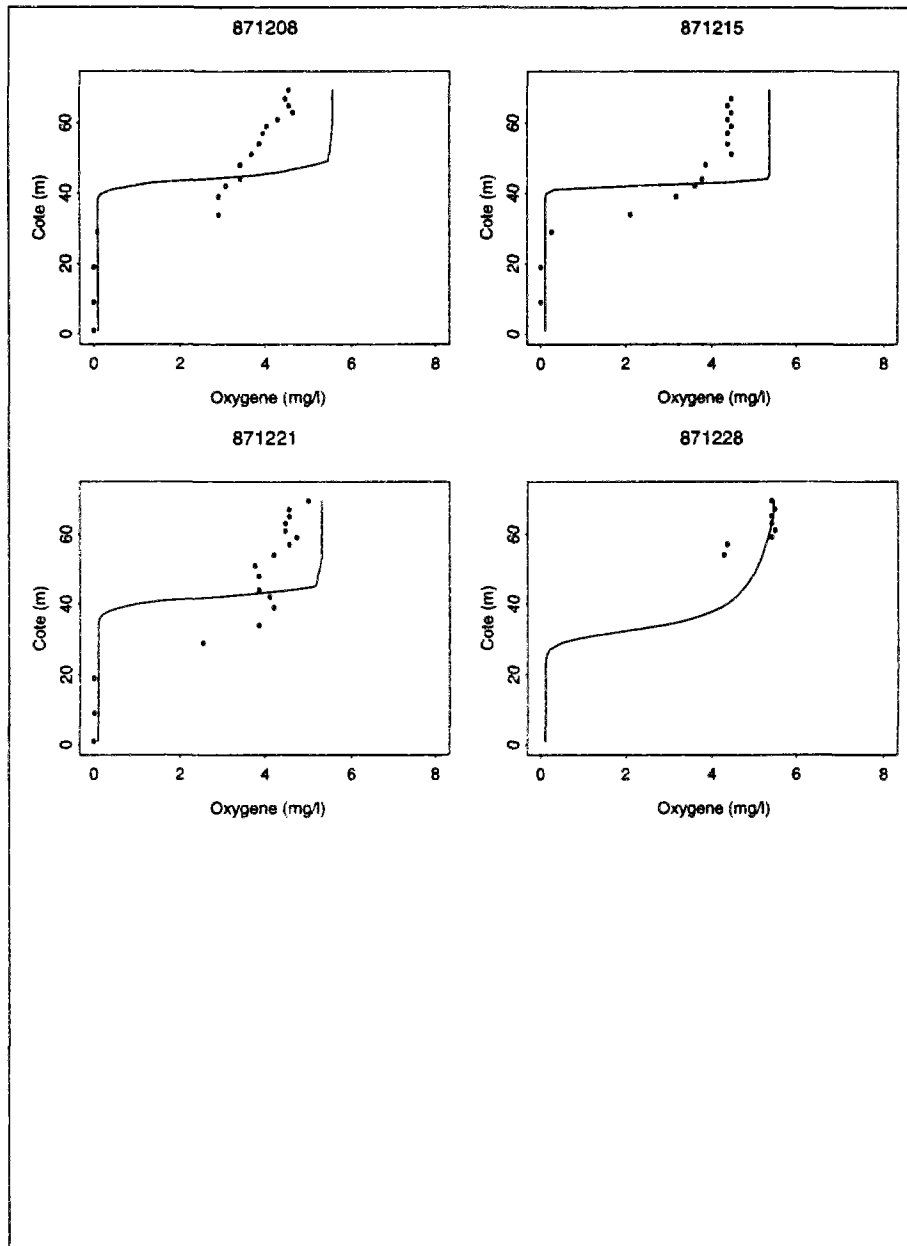


FIG. F.90 - Validation du modèle. Profils d'oxygène dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

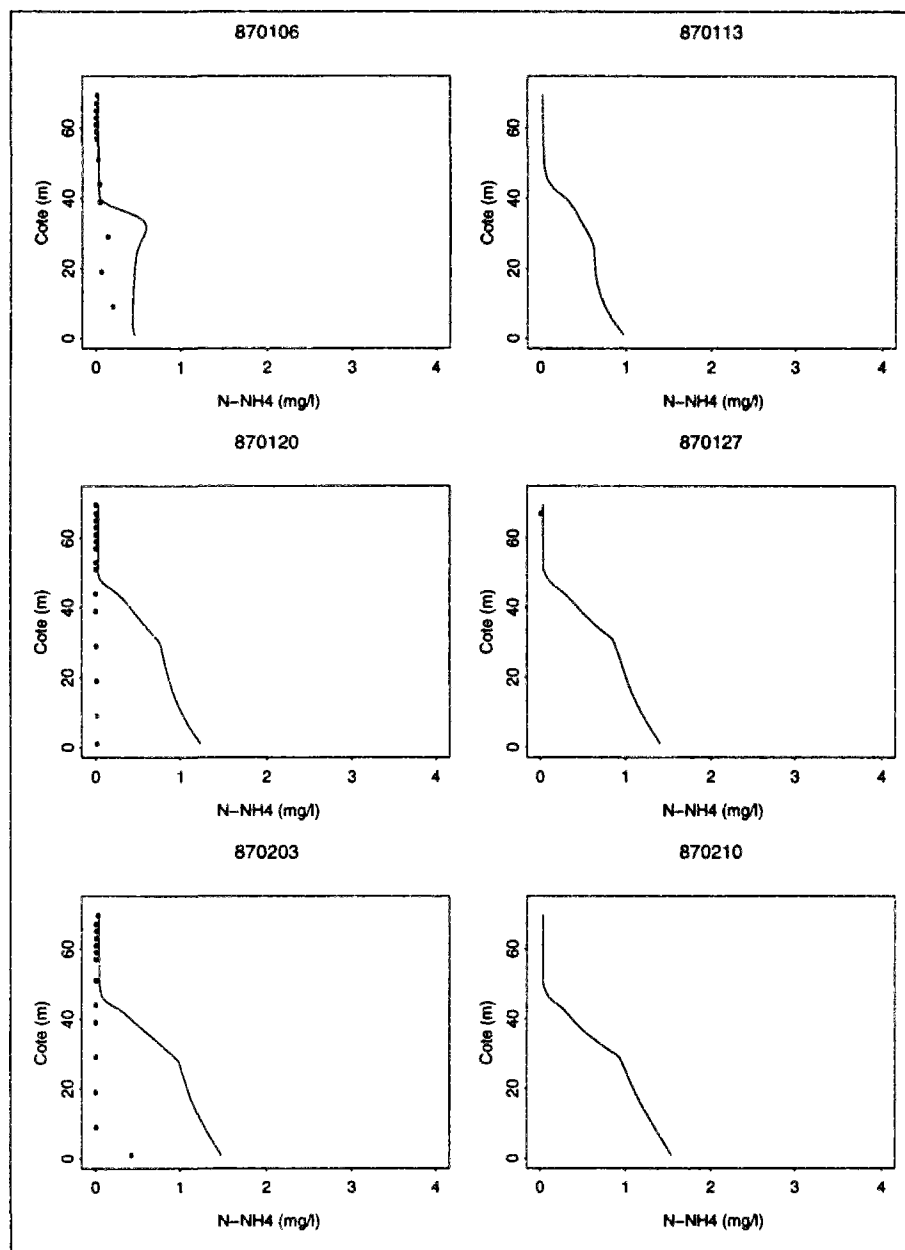


FIG. F.91 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

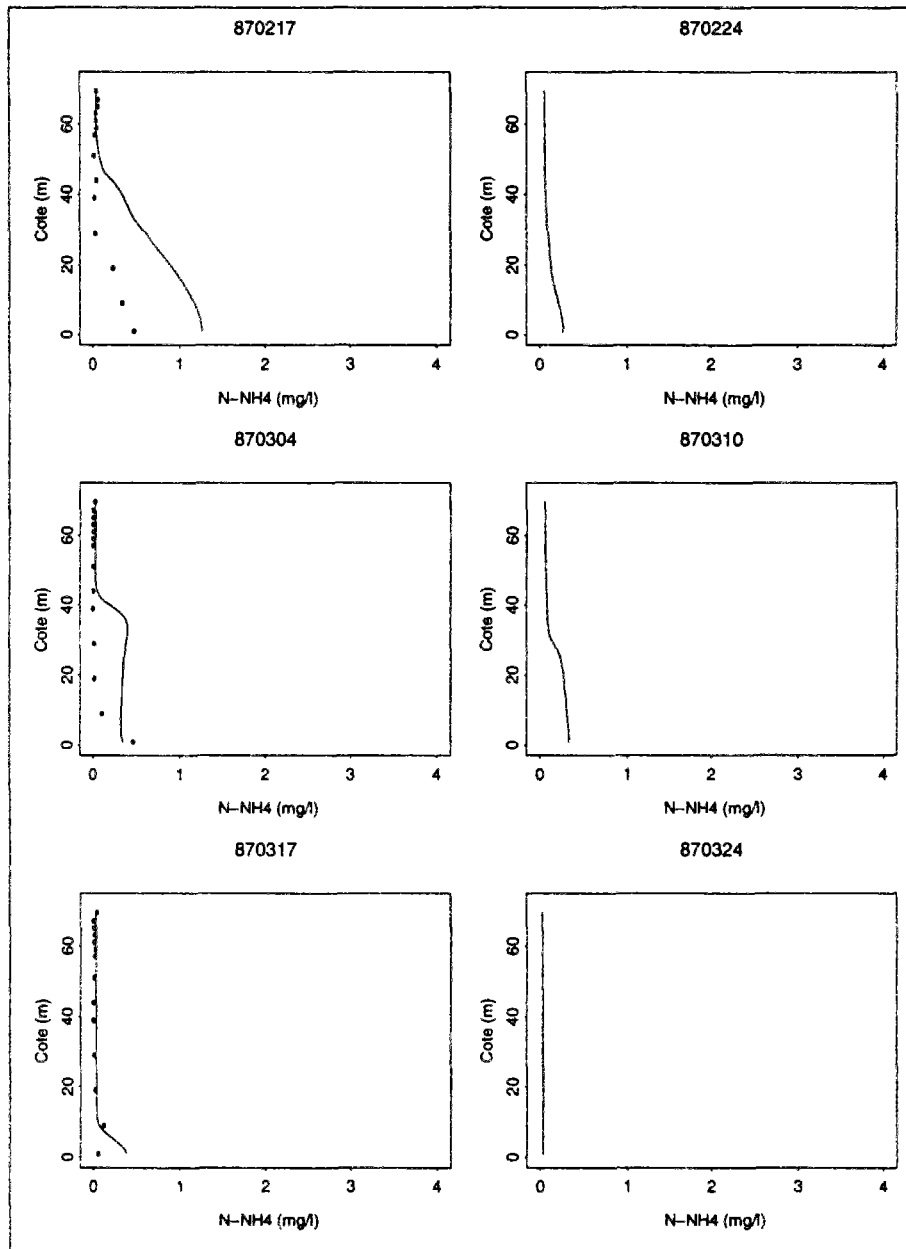


FIG. F.92 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

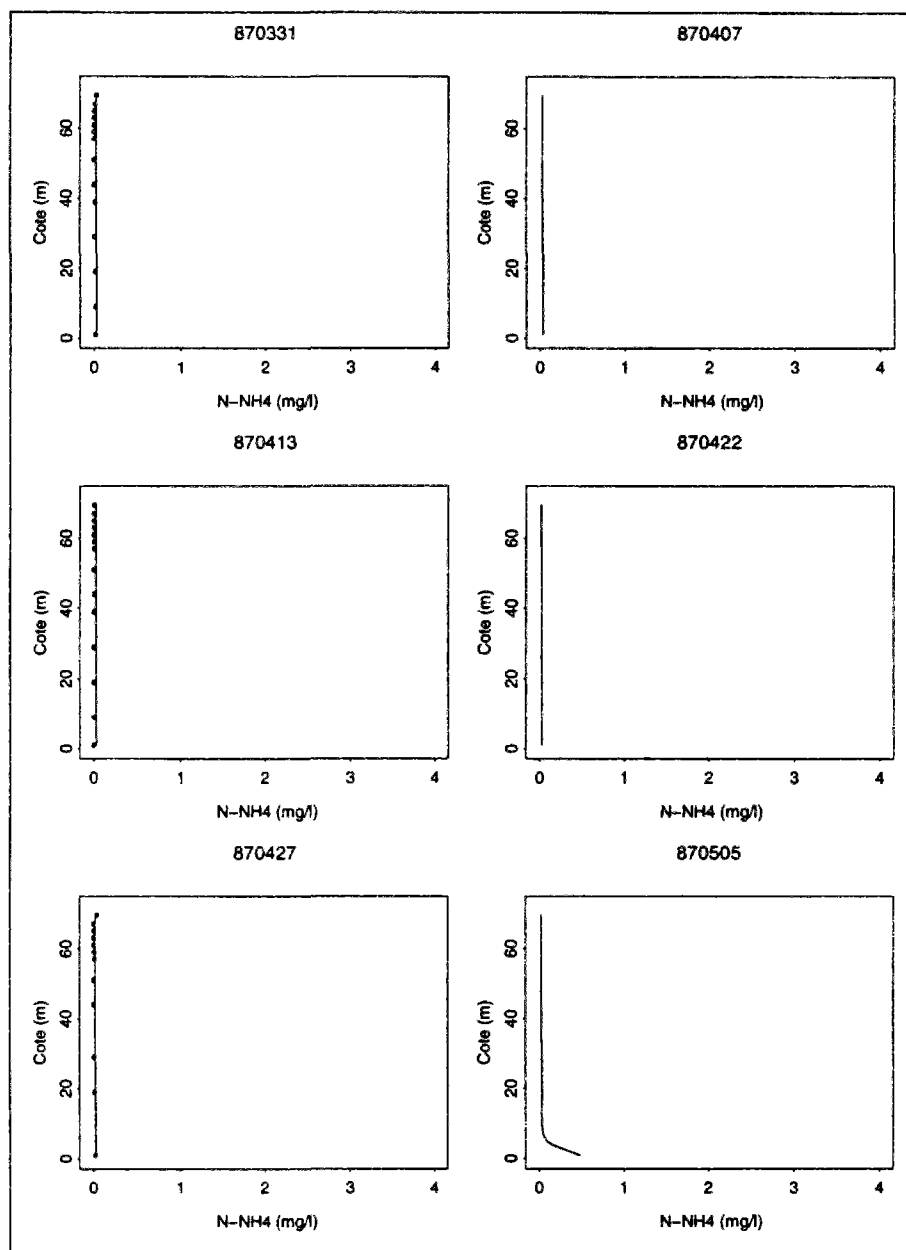


FIG. F.93 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

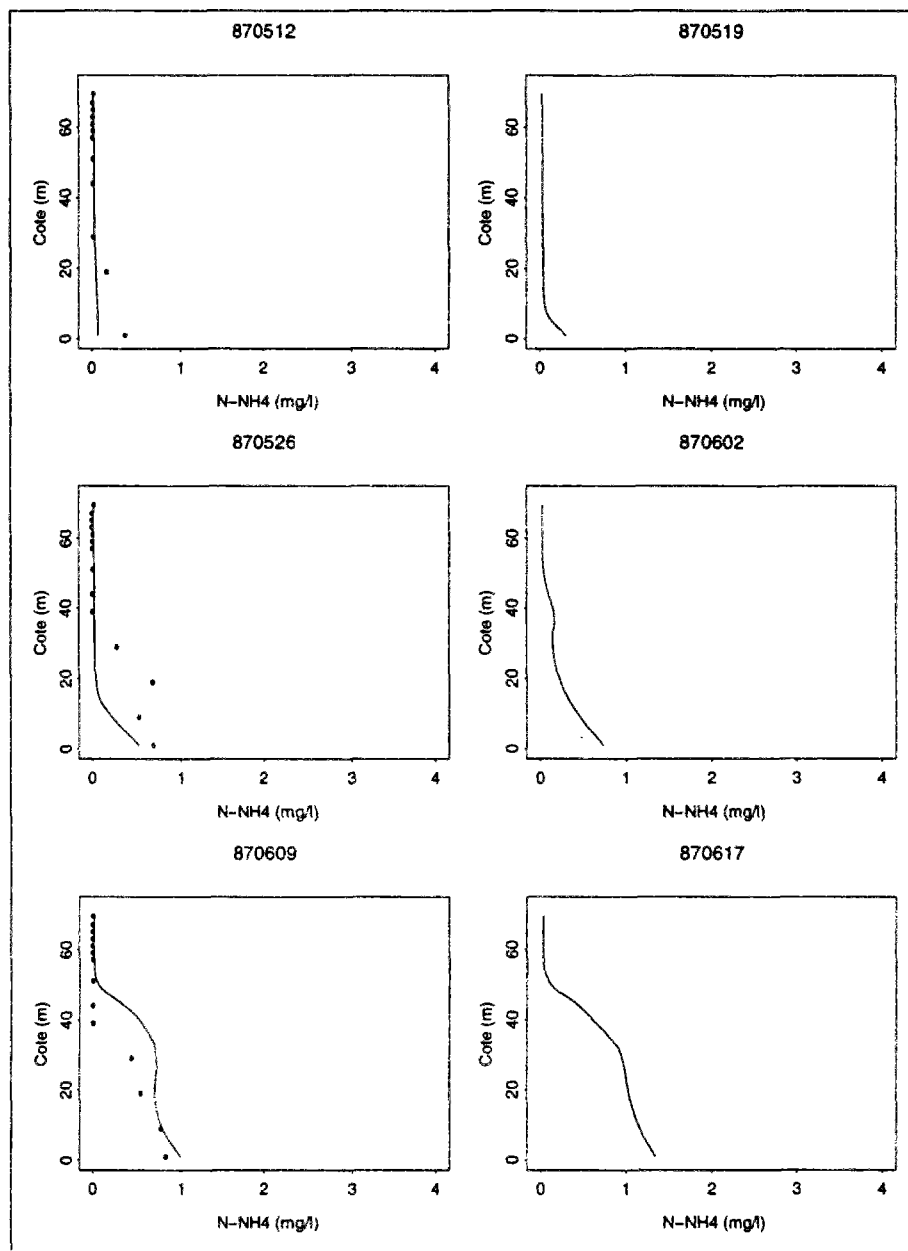


FIG. F.94 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

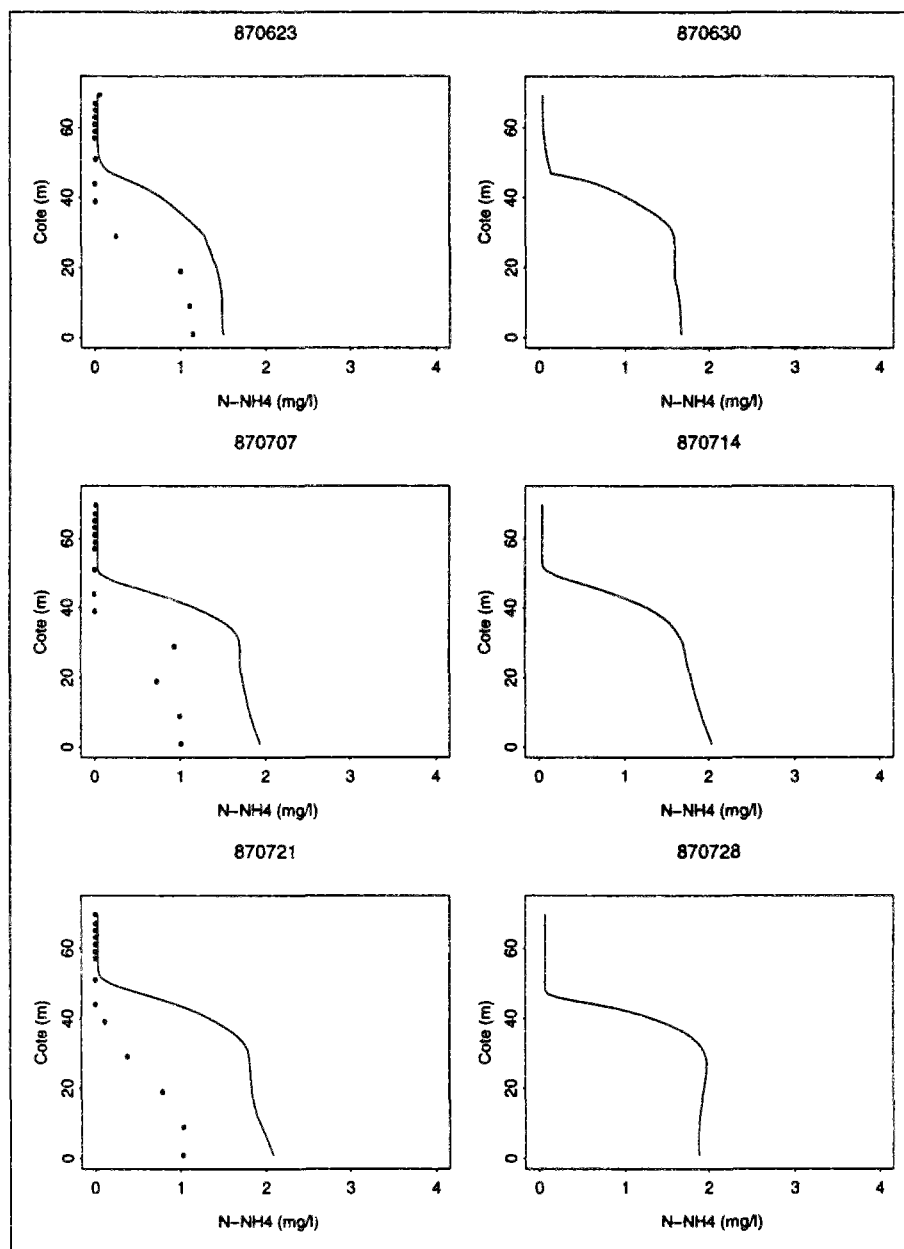


FIG. F.95 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

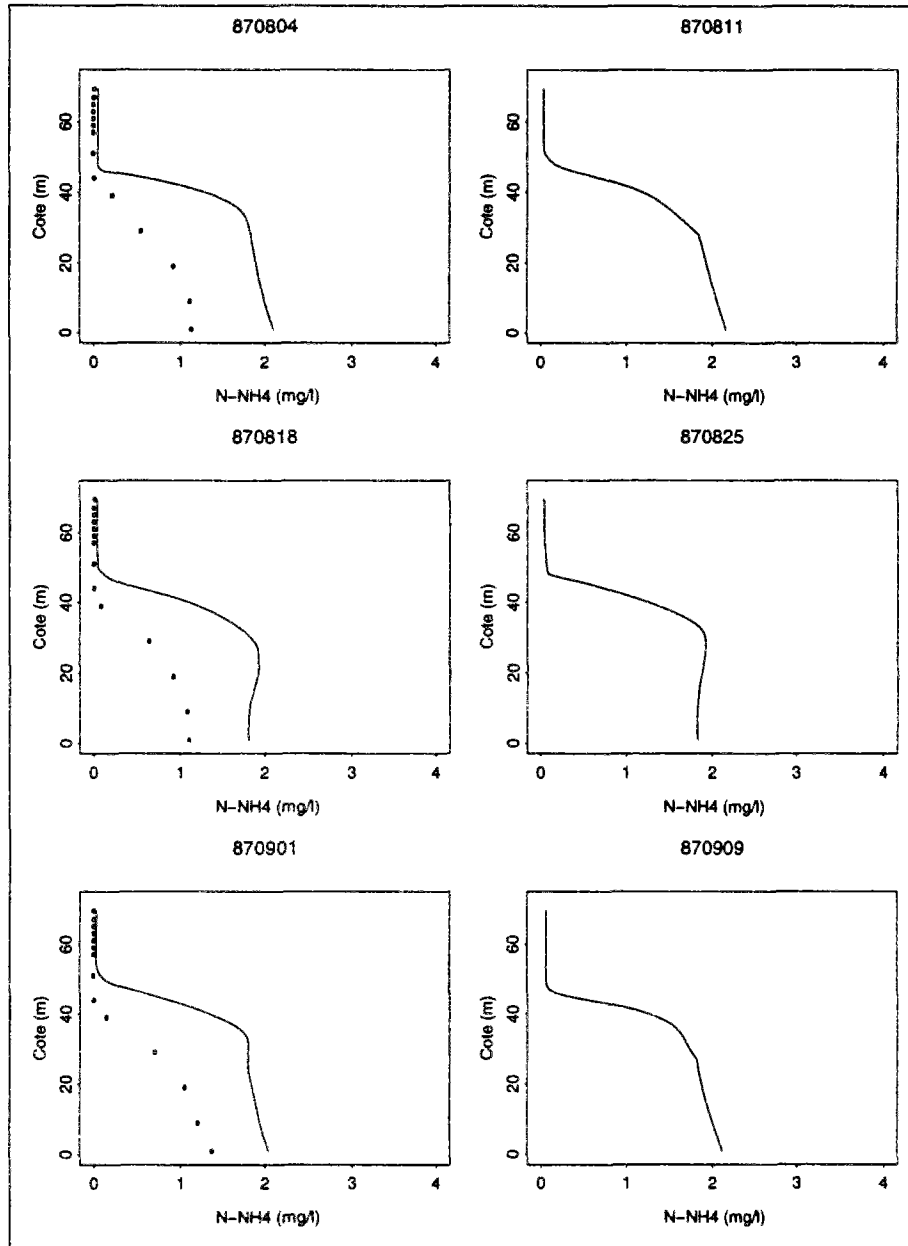


FIG. F.96 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

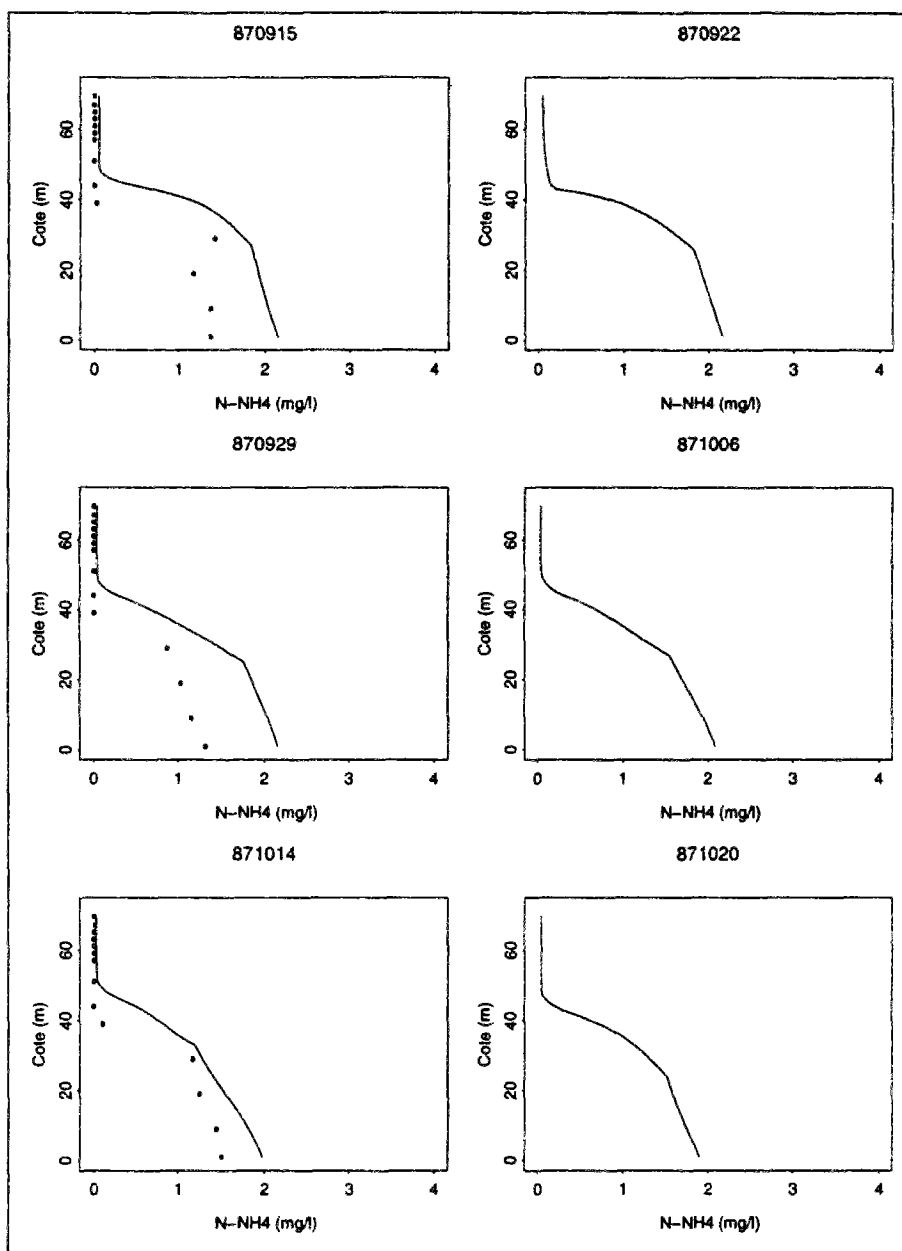


FIG. F.97 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

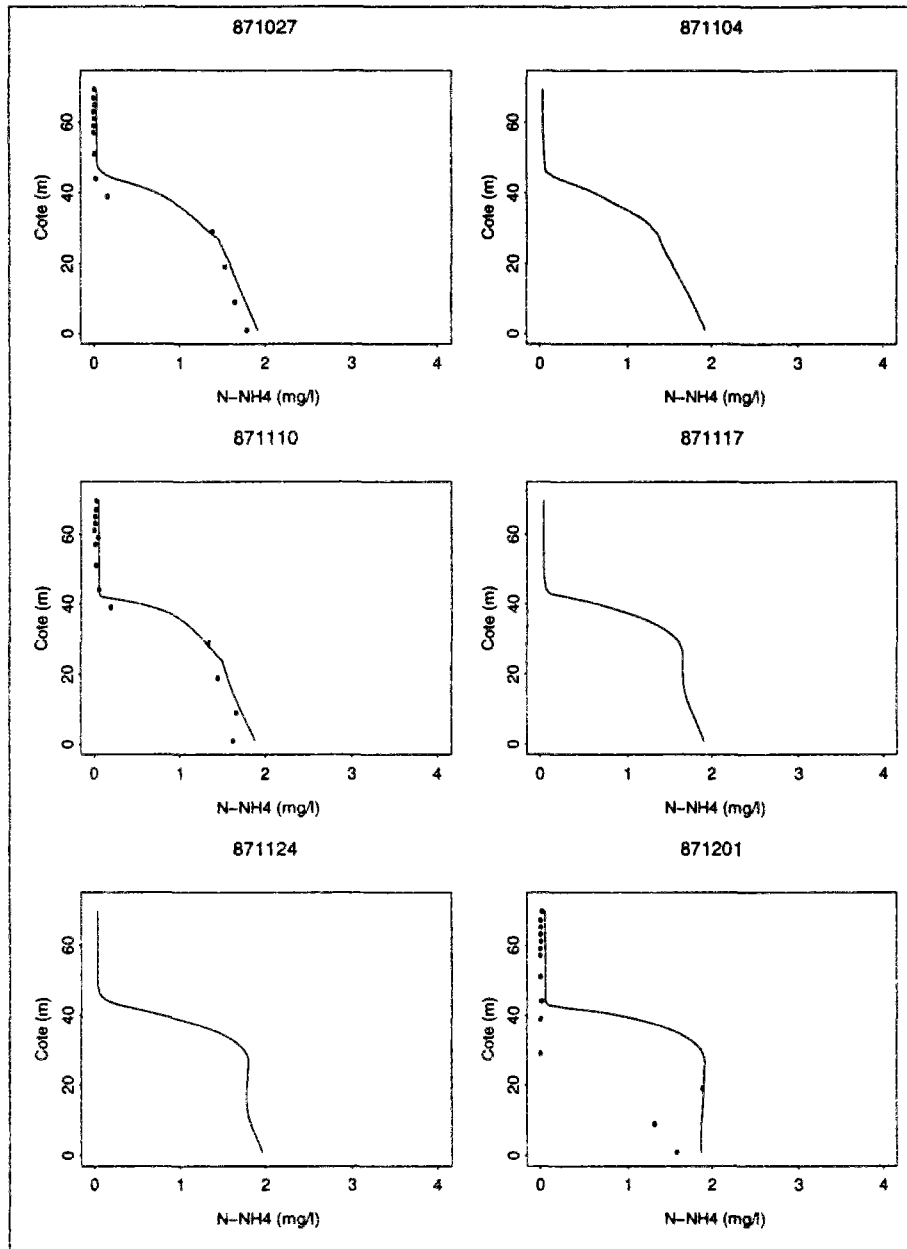


FIG. F.98 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

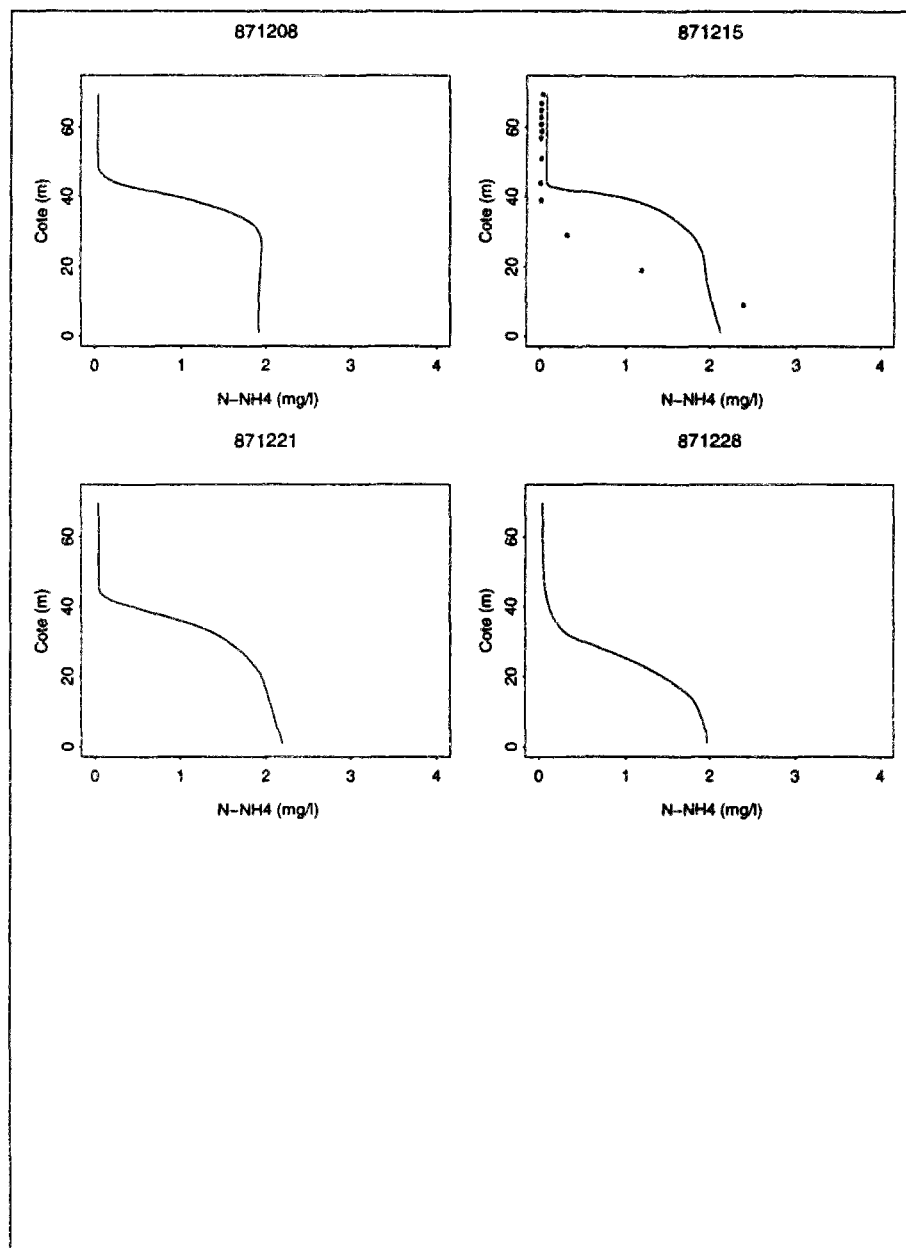


FIG. F.99 - Validation du modèle. Profils d'ammonium dissous. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

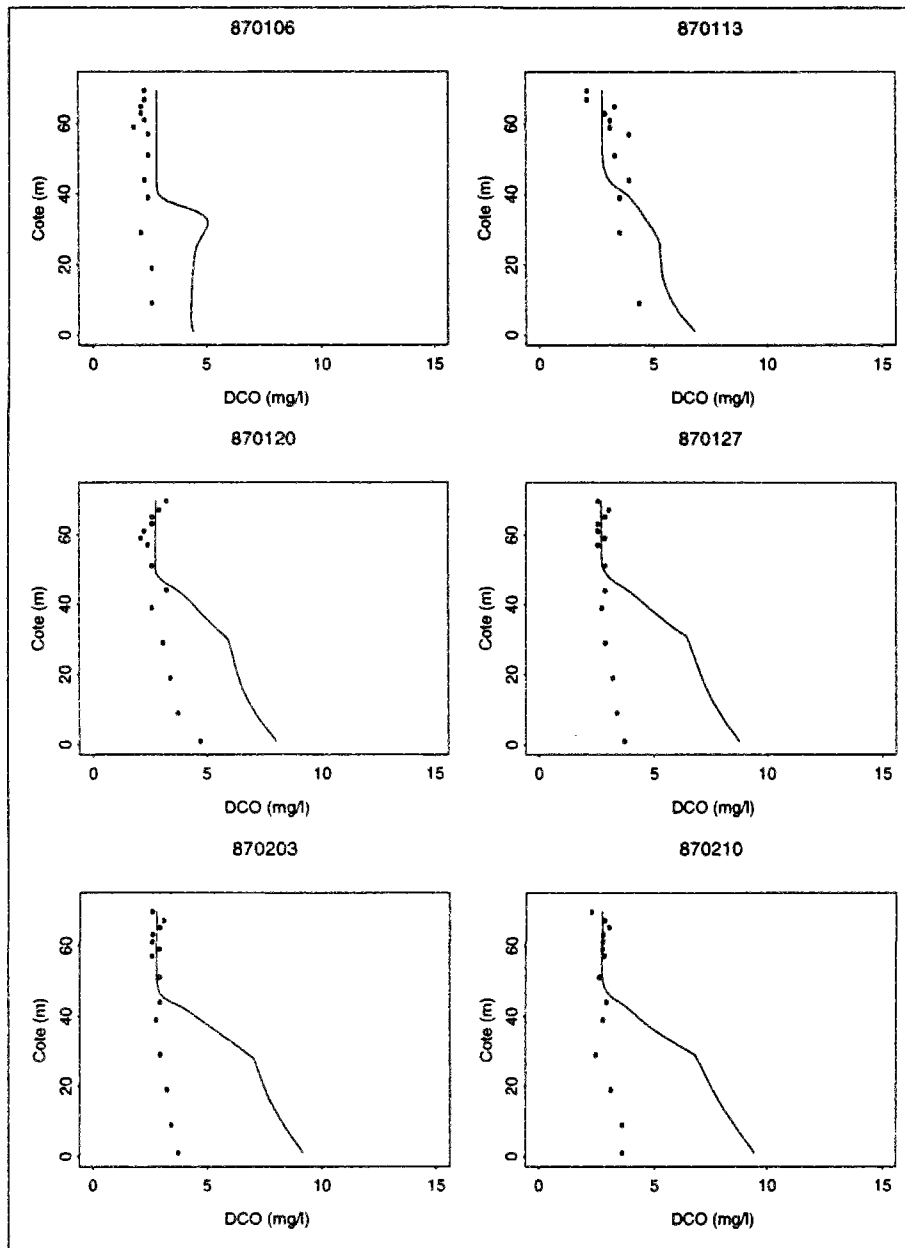


FIG. F.100 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

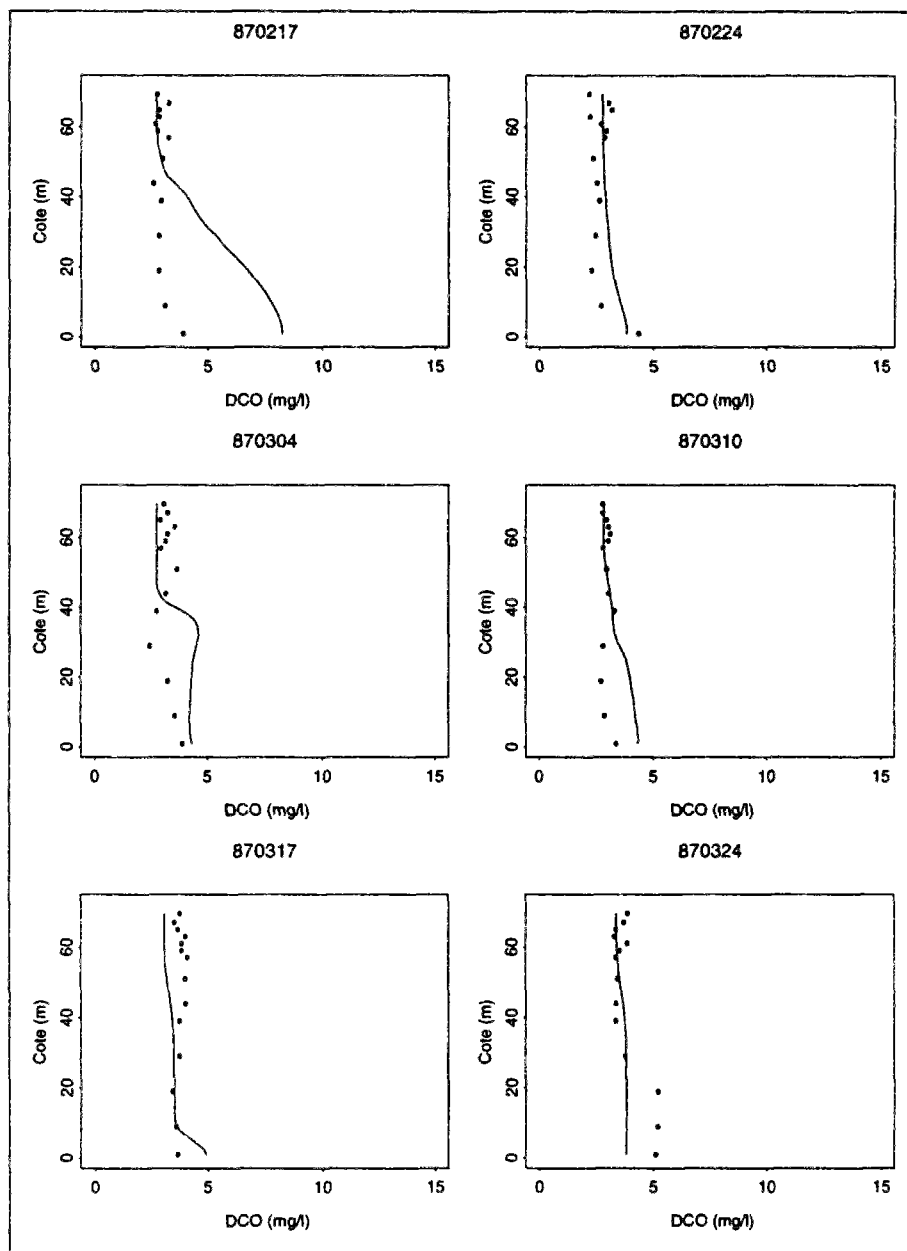


FIG. F.101 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

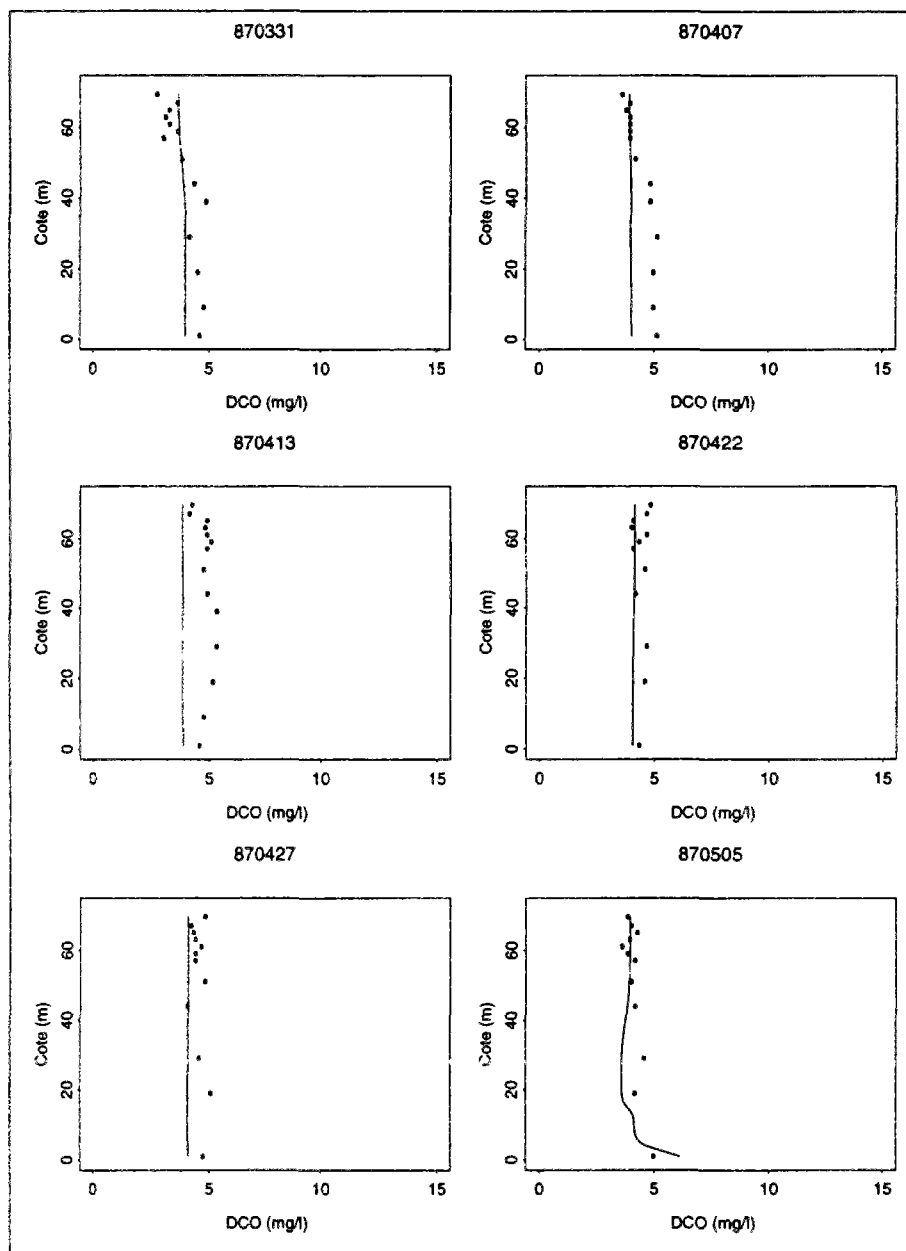


FIG. F.102 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

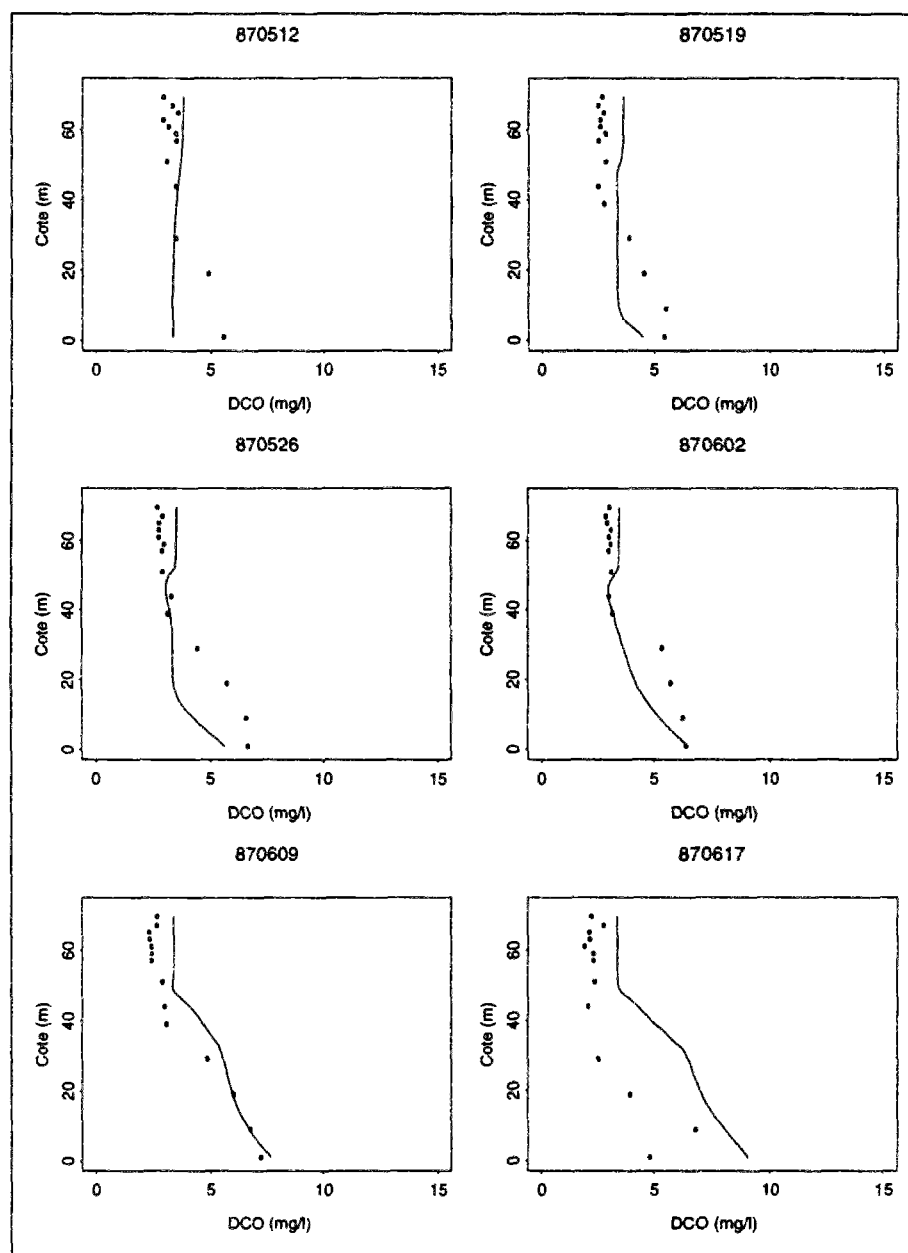


FIG. F.103 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

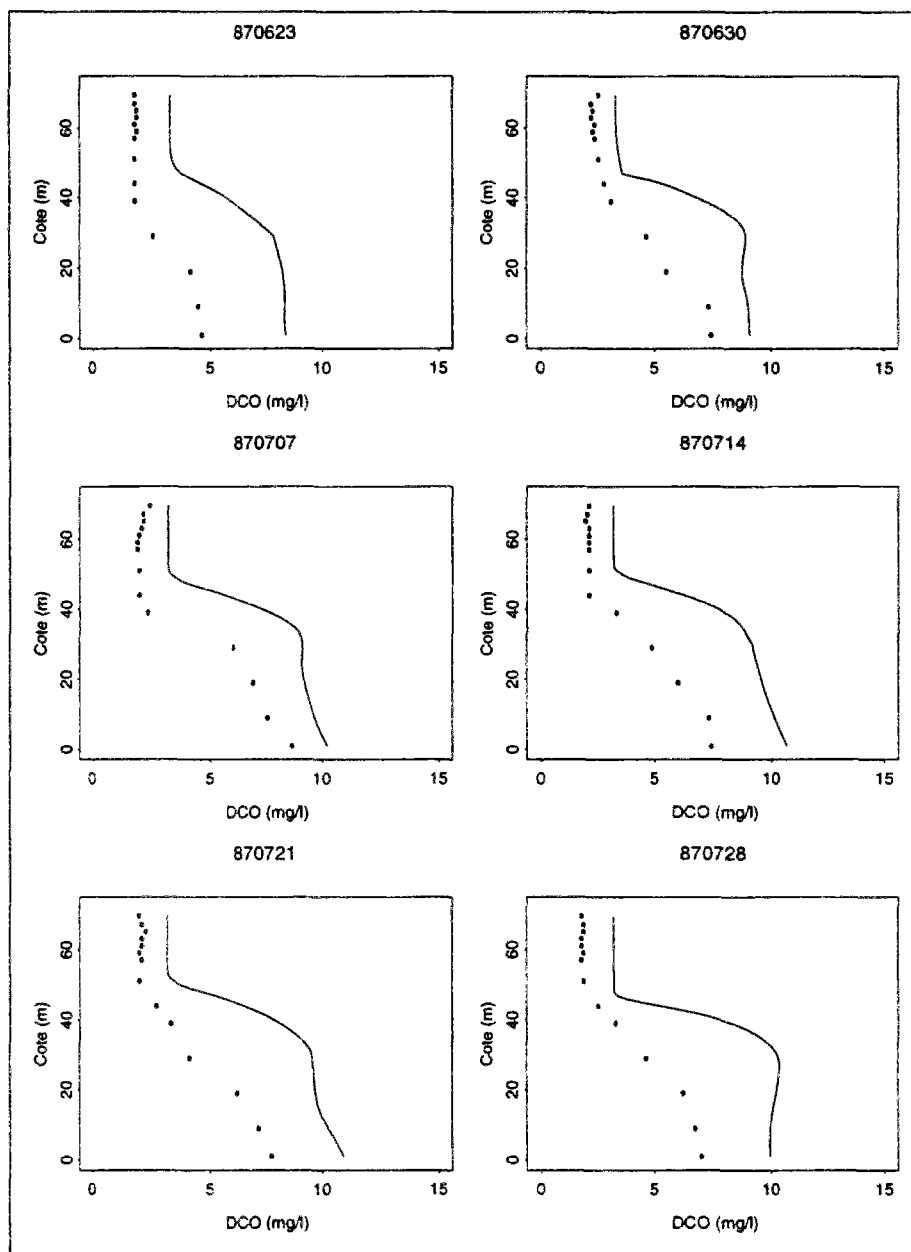


FIG. F.104 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

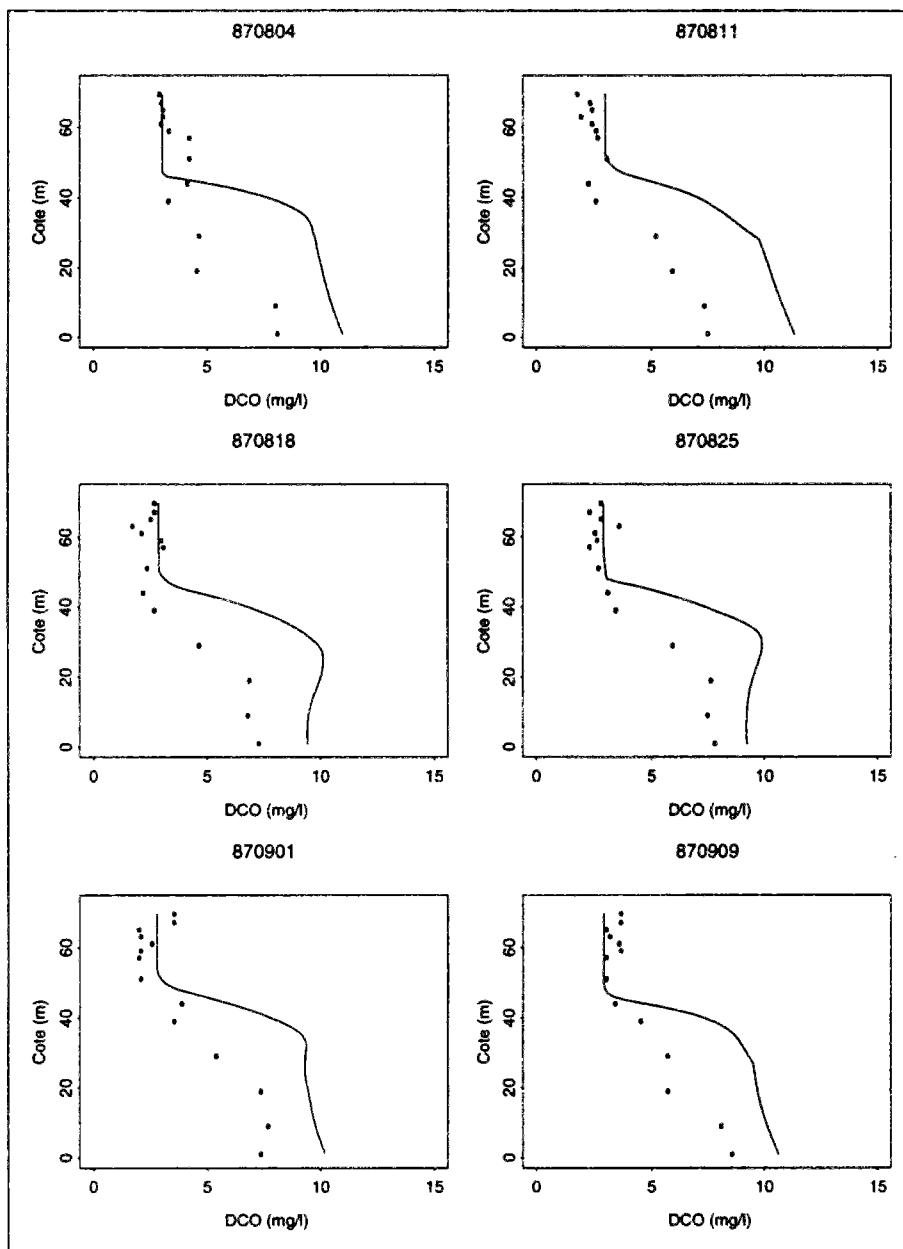


FIG. F.105 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

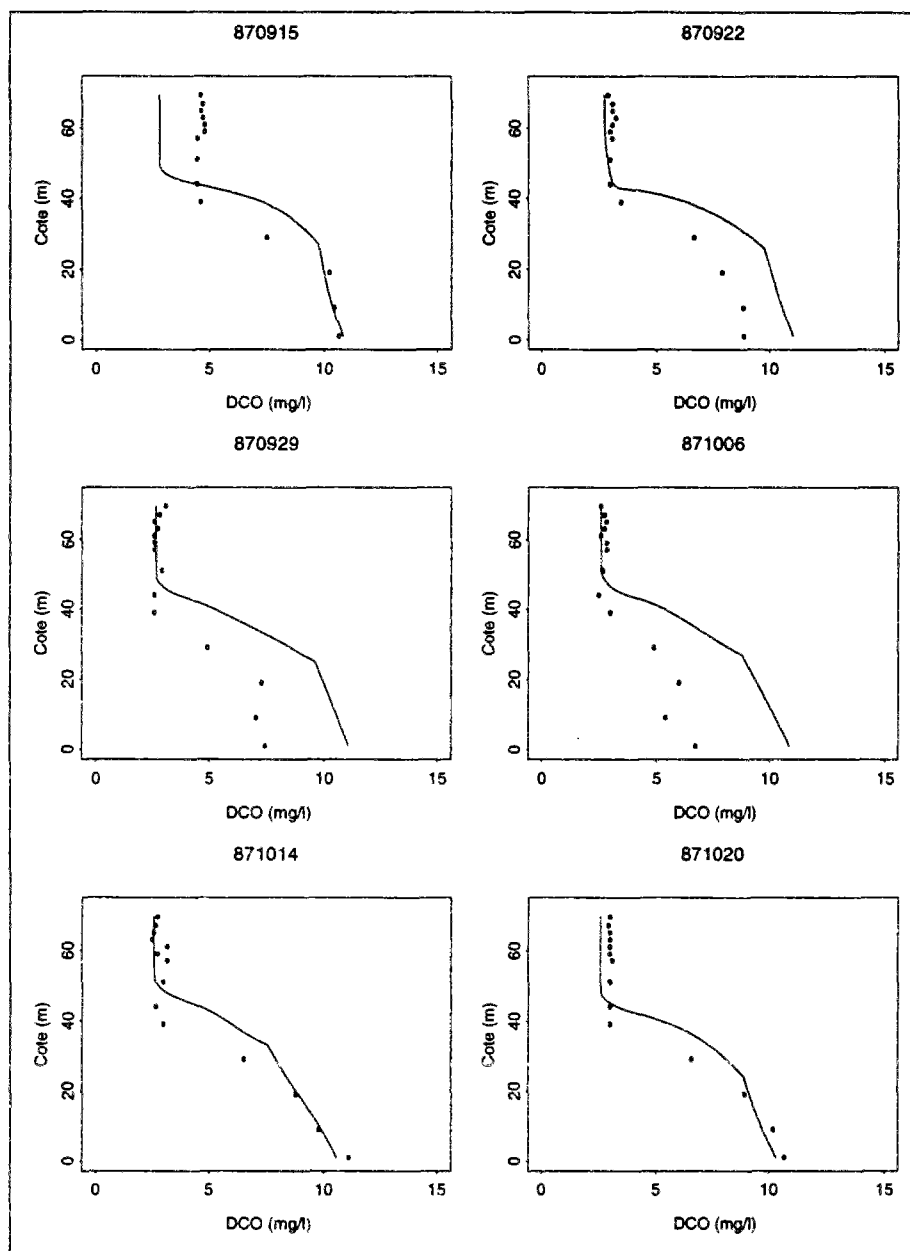


FIG. F.106 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

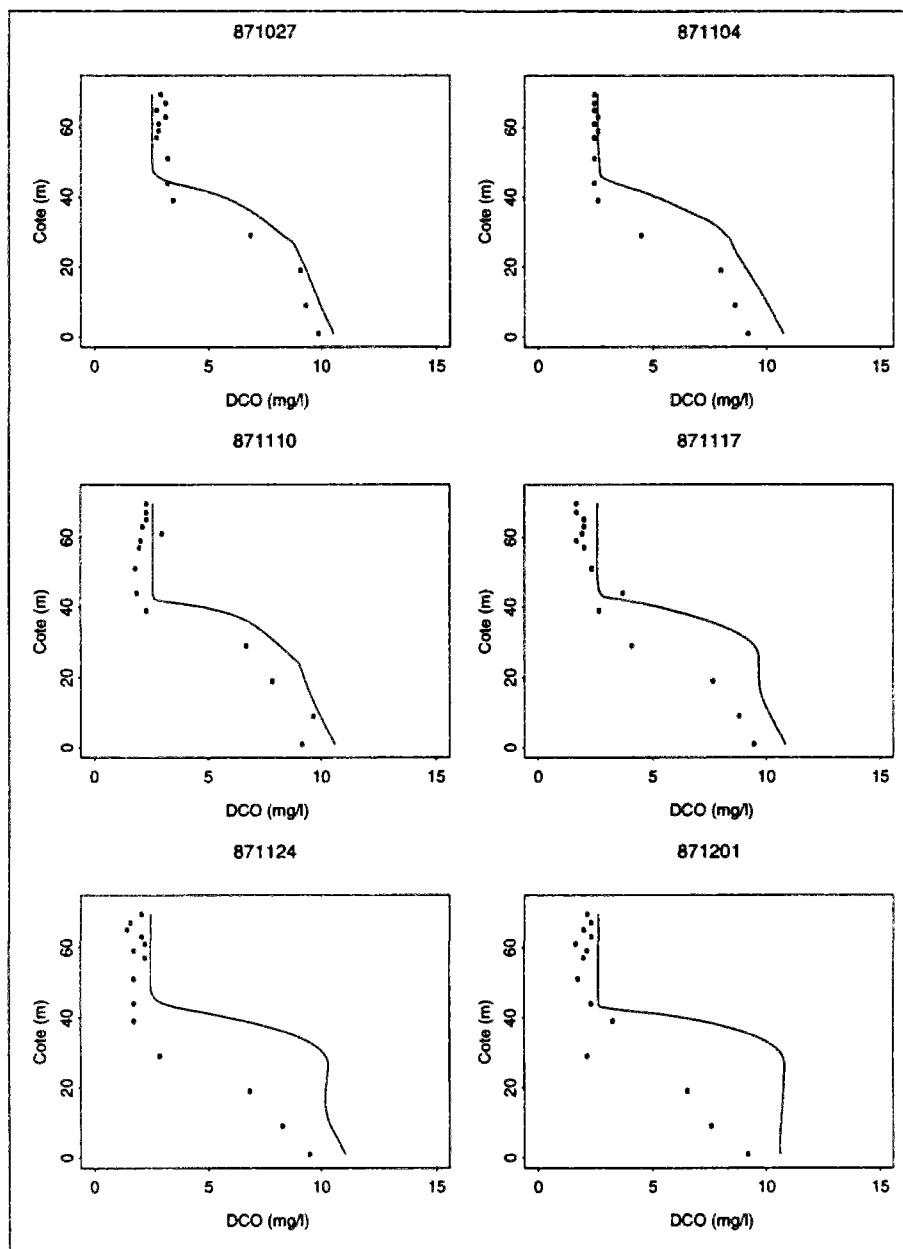


FIG. F.107 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.

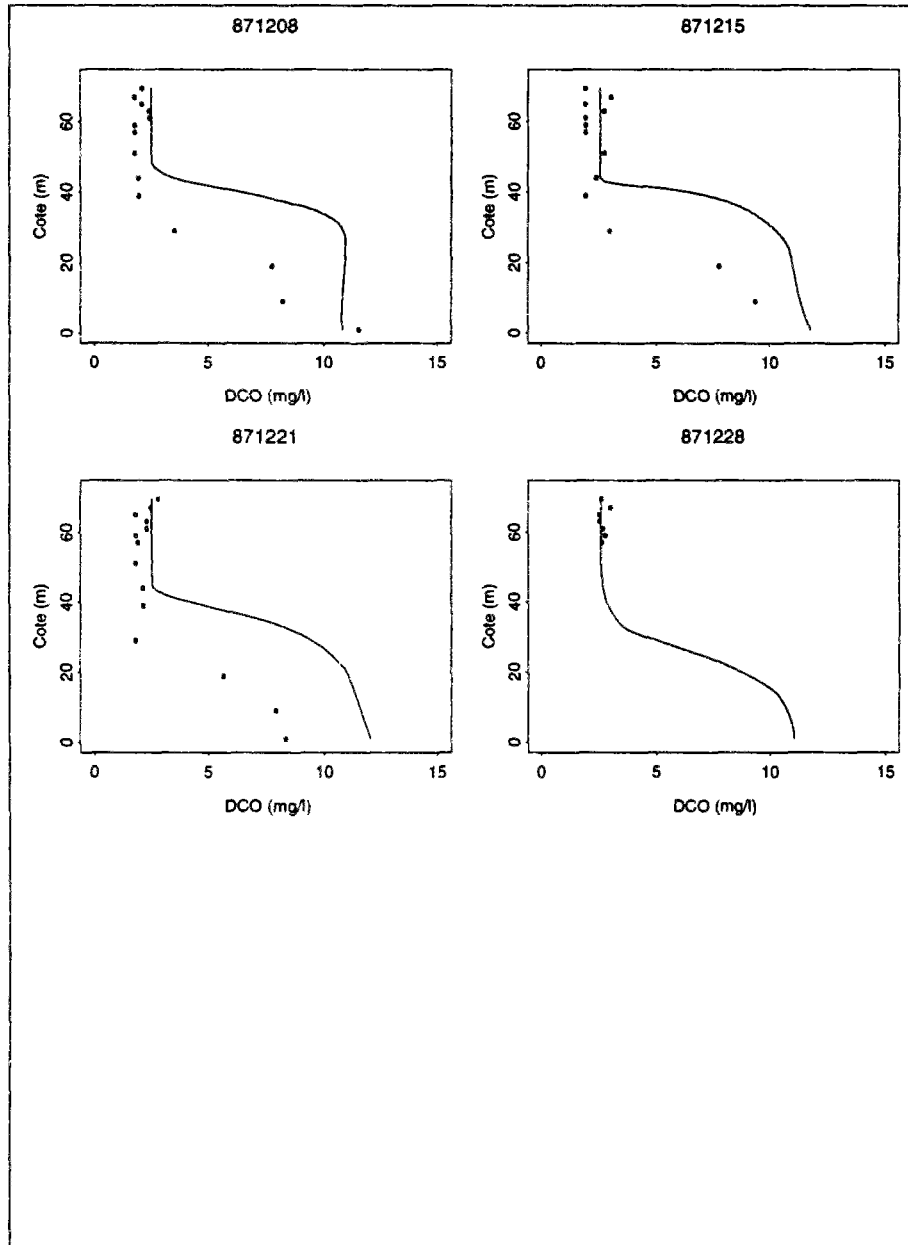


FIG. F.108 - Validation du modèle. Profils de la DCO. Le trait correspond aux résultats du modèle unidimensionnel et les points aux mesures sur le site. Les dates sont marquées en haut de chaque dessin en année/mois/jour.