Record Number:

Author, Monographic: Cluis, D.

Author Role:

Title, Monographic: Analyse des réactions en rivière : modèles mathématiques de qualité -

Revue de littérature

Translated Title: Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1973
Original Publication Date:
Volume Identification:

Extent of Work: 127

Packaging Method: pages

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 23

Location/URL:

ISBN: 2-89146-024-3

Notes: Rapport annuel 1973-1974

Abstract: 20.00\$
Call Number: R000023
Keywords: rapport/ ok/ dl

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

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 23 1973

Rapport rédigé pour INRS-Eau

Analyse des réactions en rivière: modèles mathématiques de qualité -Revue de littérature

par

D. Cluis

ISBN 2-89146-024-3 DEPOT LEGAL Tous droits de traduction, de reproduction et d'adaptation réservés c 1973 - Institut national de la recherche scientifique

SOMMAIRE

Analyse des réactions en rivière: modèles mathématiques de qualité - Revue de littérature.

Une revue de la littérature est faite sur les types de modèles mathématiques permettant de simuler les réactions d'une rivière à certains facteurs. Après avoir précisé le concept de modèle mathématique et les différents types de pollution, on décrit la progression des connaissances concernant le mélange et la dispersion, l'évolution de l'oxygène dissous, la pollution thermique et radioactive en rivière ainsi que les modèles d'écosystèmes aquatiques.

Mots-clés: modèles de rivière, qualité de l'eau, mélange, DBO, écosystème.

Cluis, D. (1973). "Analyse des réactions en rivière: modèles mathématiques de qualité - Revue de littérature". *INRS-Eau*, Rapport Technique No 23, 127 p.

ABSTRACT

River reactions analysis: mathematical modelling of quality parameters.

A litterature review has been performed about the different types of mathematical modelling which permit the simulation of river reactions to various changes. The mathematical modelling concept of the different types of river pollution are described and a review is given of the advances in knowledge about mixing and dispersion, changes in dissolved oxygen, thermal and radioactive pollutions as well as the aquatic ecosystem models.

Key-words: river models, water quality, mixing, BOD, ecosystem.

Cluis, D. (1973). "Analyse des réactions en rivière: modèles mathématiques de qualité - Revue de littérature". INRS-Eau, Rapport Technique No 23, 127 p.

Table des matièr**e**s

Chap	itre 1	
		Pages
Intr	oduction aux concepts de modèles mathématiques	1
1-1	Que comporte un modèle	1
1-2	Définitions et types de modèles mathématiques	1
1-3	La construction du modèle	3
1-4	Causes d'incertitudes	3
1-5	Analyse du modèle	4
1-6	Objectifs généraux des modèles de qualité	5
		•
Chap	pitre 2	
Aspe	ects généraux de la pollution en rivière	7
2-1	Réponse d'une rivière à des charges organiques	7
2-2	Réponse d'une rivière à des matériaux toxiques	8
2-3	Polluants spécifiques des rivières	9
Chap	oitre 3	
Méla	inge et dispersion dans les rivières	12
3-1	Facteurs affectant le temps et la distance nécessaires à un mélange complet	12

		Pages
3-1-1	Caractéristiques de la rivière	12
3-1-2	Caractéristiques des effluents	12
3-1-3	Caractéristiques de génie civil	12
3-2	Modèles de mélange pour les rivières	13
3-3	Estimation des paramètres du modèle	15
3-4	Inconvénients du modèle unidimensionnel	17
3-5	Modèle dit de Zone-Morte	18
systèn	ographie sur le mélange et la dispersion dans les nes a q uatiques	21 a
Chapit	re 4	
Modèle	s d'oxygène dissous pour les rivières	22
4-1	Introduction	22
4-2	Modèle de Streeter-Phelps	22
4-3	Facteurs prédominants dans les systèmes OD et	
	de DBO	24
4-4	Modèles de Dobbins-O'Connor	27
4-5	Signification et Evaluation des constantes	
	du modèle	32
4-5-1	Evaluation des constantes de désoxygénation	32
4-5-2	Evaluation de la constante de réaération	37
4-5-3	Evaluation des effets des dépôts de fond	40

		Pages
4-5-4	Effets de photosynthèse et de respiration	44
4-5-5	Estimation de L_O - N_O - D_O	49
4-5-6	Correction de température des constantes de temps	49
4-6	Erreurs sur les paramètres et valeurs caractéristi-	
	ques	50
4-7	Procédures générales de la construction du modèle	53
Bibliog	raphie sur l'auto-épuration et les modèles d'oxygène	
	et rivières	54 a
Chapitr	e 5	
Modèles	de pollution thermique	55
5-1	Introduction	55
5-2	Effets physiques de la pollution thermique sur	
	la qualité de l'eau	58
5-3	Effets biologiques de la pollution thermique	58
5-4	Effets chimiques de la pollution thermique	62
5-5	Effets de la pollution thermique sur la capacité	
	d'assimilation des rejets des rivières	64
5-6	Prédiction de la dissipation de la chaleur	67
5-6-1	Bilans d'énergie	67
5-6-2	Evaluation des différentes quantités du bilan	
	d'énergie	69

		Pages
5-6-3	Dissipation de la chaleur en rivières	76
5-6-4	Coins d'eau chaude	79
5-7-1	Solutions qu'on peut apporter à la pollution	
	thermique	81
5-7-2	Tendances dans les normes utilisées pour le	
	contrôle de la pollution thermique aux USA	81
Biblio	graphie sur la pollution thermique	84 a
Chapitr	e 6	
Modèles	de disposition des rejets radioactifs	85
6-1	Introduction	85
6-2	Concentrations acceptables des corps radioactifs	
	dans les environnements aquatiques	86
6-3	Transport des éléments radioactifs dans les	
	rivières	89
6-3-1	Modèle mathématique	89
Biblio	graphie sur les rejets radioactifs	97 a

Chapit	re 7	Pages
Modèle:	s des écosystèmes aquatiques	98
7-1	Introduction	98
7-2	Quelques modèles d'écosystèmes	100
7-3	Modèle d'écosystème de Chem	107
7-3-1	Concept d'éléments nutritifs limitants	109
7-3-2	Effets de la température et de la respiration	111
7-3-3	Effets de la lumière et de l'ombre autoportée	111
7-3-4	Perte dans le système et déplacement de familles	
	d'algues	112
7-3-5	Développement du modèle	113
Biblio	graphie sur les modèles mathématiques des écosystèmes	
aquatio	ques	122

Figures

F-1	Processus de construction d'un modèle mathématique	Pages 3 a
 F-2	Processus itératif de construction du modèle	3 a
F-3	Etapes dans la dégradation en rivière	7 a
F-4	Décroissance de la concentration d'un poison	8
F-5	Forme graphique de la solution de l'équation 3	14
F-6	Concentrations du traceur en fonction du temps à	
	2 sections	17
F-7	Ecoulement principal et Zone -Morte	19
F - 8	Composantes de la courbe en sac de Streeter-Phelps	24 a
F-9	Intéraction entre les systèmes de l'OD et de la DBO	27
F-10	Courbe typique de réponse de la DBO à un rejet	33
F-11	Détermination de la constante de temps de la DBO	37
F-12	Effet de la température et de l'OD sur la demande	
	benthique	42
F-13	Evaluation de laboratoire des coefficients L_a et S	43
F-14	Comparaison des variations dues à la photosynthèse, obser	-
	vées et calculées de l'oxygène dissous dans le temps	46
F-15	Variations de niveau de l'OD au cours de la journée	48
F-16	Sectionnage d'un système riverain hypothétique	
	pour la construction d'un modèle	54
F-17	Prévisions de la répartition des différentes sources	
	d'énergie primaire aux Etats-Unis pour la production	
	d'électricité	57

		Pages
F-18	Schéma de l'écoulement de l'énergie dans un écosystème	, ages
	aquatique	60
F-19	Répartition des familles d'algues avec la température	60
F-20	Graphique de tolérance thermique d'un poisson	
	hypothétique par rapport à sa température d'acclimatation	63
F-21	Variations de K ₁ et K ₂ avec la température	63
F-22	Réponse de l'oxygène dissous d'une rivière à la	
	température	66
F-23	Dissipation de la chaleur par évaporation, radiation,	
	conduction et advection en janvier et juin	68
F-24	Mécanismes de transfert de chaleur à travers la	
	surface de l'eau	70
F-25	Coin chauffé vers l'amont	80
F-26	Bilan-masse des éléments radioactifs pour un tronçon	
	de rivière	89
F-27	Section transversale d'une rivière	92
F-28	Modèle de dispersion comparé aux mesures	94
F-29	Modèle d'adsorbtion-désorbtion comparé aux mesures	95
F-30	Représentation en compartiments d'un écosystème	
	aquatique	99
F-31	Ecosystème à 3 compartiments	101
F-32	Modèle d'un écosystème dépendant d'un seul nutrient	102
F-33	Effet d'une entrée sinusoidale d'azote sur un modèle	104
F-34	Effet d'un échelon d'azote sur le modèle	104
F-35	Réponse du modèle à un apport instantané d'azote	105

F-36 (a)	Définition d'un écosystème	Pages 108
F36	Equation de Michaelis-Menton	110
F-37	Succession des familles d'algues	112
F-37 (a)	Profils typiques des concentrations pour	
	l'écosystème hypothétique	114
F-38	Réponse écologique à différentes vitesses	
	de décomposition des déchets	115

Tableaux

T-1	Types de pollution	Pages 9
T-2	Normes de qualité des eaux de surface	
	destinées à la distribution	11
T-3	Erreurs probables dans la mesure des paramètres	
	du bilan de l'oxygène dissous	51
T-4	Valeurs typiques des paramètres du modèle	52
T - 5	Bilan d'énergie d'une centrale électrique	
	à vapeur	56
T-6	Résumé des critères de température selon	
	l'usage	82
T-7	Facteurs de concentration pour différents	
	éléments radioactifs tels qu'observés sur le	
	terrain	87
T-8	Concentration maximale acceptable pour les	
	radioéléments	88
T-9	Taille initiale des compartiments et valeurs	
	des coefficients du modèle d'azote	103
T-10	Equations différentielles du modèle de Chen	
	d'un écosystème aquatique	116

CHAPITRE I

INTRODUCTION AUX CONCEPTS DES MODELES MATHEMATIQUES

La description idéale des systèmes les plus complexes (lacs, rivières etc.) devrait tenir compte de toutes les variables du système et de leurs nombreuses et complexes interactions. Une telle description, même pour un système des plus petits, est généralement irréalisable et on doit rechercher une représentation simplifiée; c'est ce qu'on appelle un modèle.

1.1 Que comporte un modèle

Quoiqu'il n'existe pas de théorie rigide sur la construction d'un modèle, le processus peut être résumé comme suit et comporte:

- i) un choix des variables les plus importantes et les plus sensibles.
- ii) la supposition que ces variables peuvent décrire le système pour un objectif défini.
- iii) l'établissement de relations entre ces variables (équations) pour représenter la dynamique du système .

1.2 <u>Définition et types de modèles mathématiques</u>.

Les modèles physiques, chimiques et économétriques ont de nombreuses applications dans le domaine de la qualité de l'eau; ici, nous nous limiterons aux modèles mathématiques. Un modèle mathématique peut être défini comme le rassemblement d'affirmations mathématiques (équations) contenant des quantités mathématiques, des opérations et des relations ainsi que leurs définitions. Cet ensemble, dans une certaine optique, représente la réalité physique.

Pour que cela soit vrai, un tel modèle doit être:

- i) valide donner des réponses compatibles avec les connaissances du modeleur sur la réalité.
- ii) général s'appliquer à une large gamme de conditions cela n'est pas toujours possible,p.e. un modèle d'oxygène dissous ne s'applique pas à tous les types de rivières.
- iii) capable de prédire.

On souhaite aussi qu'un modèle mathématique puisse:

- iv) atteindre relativement facilement les solutions par des techniques mathématiques disponibles.
- v) donner des résultats quantitatifs.

Il existe deux types principaux de modèles mathématiques - le premier type s'appelle le modèle déterministique et se formule en considérant les mécanismes de base de la réalité et en les exprimant par un système d'équations. Rien n'est laissé à la chance et il est supposé que la représentation de la réalité peut se mettre sous une forme explicite. De façon classique, le modèle apparaîtra comme un ensemble d'équations différentielles ou aux différences finies.

Le second type de modèle est le modèle statistique - (ou encore stochastique), où le manque de connaissances ou l'impossibilité de mesurer correctement certains paramètres peut conduire à attribuer un comportement aléatoire au système. Ce procédé est appelé couramment l'addition d'un terme d'erreur comme dans la relation suivante:

terme déterministe terme aléatoire ou erreur

Les équations ou les relations déduites de méthodes comme les séries chronologiques, les analyses spectrales ou les régressions sont des modèles statistiques. Les techniques comme les regressions sont purement empiriques et n'impliquent pas nécessairement de relation de cause à effet. L'approche statistique des modèles est la plus réaliste, car même les meilleures données sont sujettes à une erreur et les modèles sont jugés en comparant les valeurs calculées avec les valeurs observées.

1.3 La construction du modèle

Comme on l'a mentionné plus haut, très peu de base formelle théorique existe pour la construction des modèles. La méthode est, en général, itérative, c'est-à-dire effectuée par des essais successifs et, à moins que le système à représenter soit compris en détail, il y a peu de raison de croire que le premier modèle construit sera le modèle définitif. Une représentation graphique de la construction d'un modèle est donnée aux figures l et 2, avec des données prélevées dans le domaine réel et des modèles formulés dans le domaine symbolique.

1.4 Causes d'incertitude.

Si on considère un processus réel représenté par la fonction suivante:

$$X = f(N_1, N_2, ...N_m)$$

où X est la réponse variable à prévoir et N_1 , N_2 , ... N_m sont un ensemble de variables dont X dépend. Un modèle a été construit qui calcule une observation Y_i :

$$Y_{i} = g(X_{1i}, X_{2i}, ..., X_{ri}) + C_{i}$$

où Y; est la réponse du modèle

 $X_1 \dots X_2$ sont les variables du modèle

C est un terme d'erreur.

DOMAINE SYMBOLIQUE

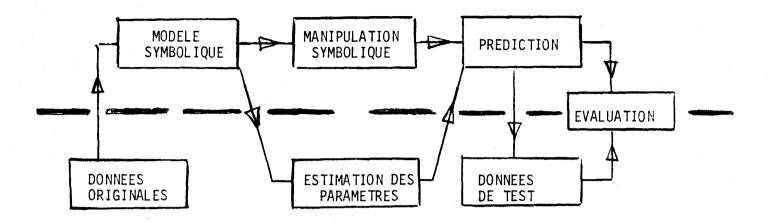
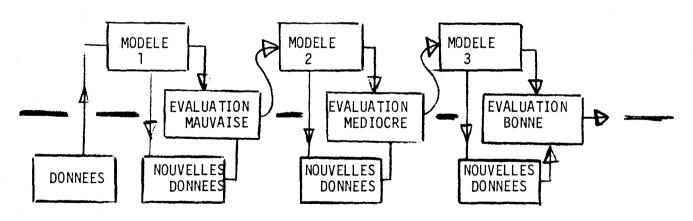


FIG 1. PROCESSUS DE CONSTRUCTION D'UN MODELE MATHEMATIQUE

DOMAINE SYMBOLIQUE



DOMAINE REEL

FIG. 2. PROCESSUS ITERATIF DE CONSTRUCTION D'UN MODELE

En général r est inférieur ou égal à m et g est une représentation fonctionnelle de f.

Une première source d'incertitude provient du fait que (N_1, N_2, N_m) sont identifiés de façon incorrecte ou incomplète à $(X_1, X_2, ... X_r)$; par exemple, trop peu de variables, ou les mauvaises ont été sélectionnées.

Une seconde source d'incertitude est dûe au fait que g n'est qu'une approximation de f (p.e. une relation linéaire est utilisée alors que la vraie relation est non-linéaire).

Une troisième source d'incertitude provient du fait que Y et X_1 , $X_2, \ldots X_r$ peuvent être entachés d'erreurs de mesure. En plus de cela, les paramètres du modèle peuvent avoir été estimés avec des données entachées d'erreurs.

Le type du modèle - déterministe ou statistique - est établi selon que son constructeur choisit de ne pas, ou de tenir compte de ces incertitudes et de la connaissance du phénomène.

1.5 Analyse du modèle

Une fois que le modèle a été formulé et est exprimé en un système d'équations, il doit être résolu ou analysé; pour des systèmes complexes, cette analyse peut constituer une grande partie du problème général. La méthode peut prendre la forme i) d'une analyse réelle; ii) d'une analyse numérique; iii) ou d'une simulation.

Dans l'analyse réelle, on calcule la solution analytique; par exemple, un système simple peut être représenté par l'équation différentielle ordinaire suivante:

$$A \frac{dy}{dt} + \frac{y}{c} = B$$

pour un ensemble de conditions initiales y = 0 pour t = 0, la solution est visiblement:

$$y = CB (1-e^{-t/AC})$$

Mais ce genre de solution ne peut être obtenu que très rarement par l'analyse réelle. Dans ce cas son utilité est faible. Une procédure usuelle consiste à approximer une solution aux équations du modèle par analyse numérique. La méthode de Ringe-Kutta est un exemple classique d'une technique numérique itérative.

La troisième méthode de résolution est la simulation. Cela peut être défini vaguement comme une combinaison d'analyse réelle et numérique. Les méthodes de Monte-Carlo en sont un exemple classique

1.6 Objectifs généraux des modèles de qualité

Dans les paragraphes précédents, on a résumé quelques-uns des concepts de base des modèles mathématiques. Mais tout modèle, qu'il ait une implication en qualité de l'eau ou dans d'autres domaines est largement déterminé par ses buts. En ce qui concerne les modèles de qualité, leurs objectifs tombent dans une ou plusieurs des catégories suivantes:

- i) un but peut être de développer un outil efficace capable de produire l'information nécessaire sur un lac ou une rivière avec précision grâce à un minimum de données d'entrée. Le modèle peut être alors considéré comme un "raccourci": un modèle de bassin, par exemple, peut servir comme base pour des décisions de gestion.
- ii) un autre but peut être le développement d'un outil capable d'éclairer sur la nature des relations d'entrée-sortie d'un système particulier de qualité de l'eau: le modeleur cherche à comprendre le mécanisme interne d'un système complexe.

iii) Un autre objectif, souvent le plus important, est d'identifier les forces ou les phénomènes qui sont responsables d'un certain type de réaction d'un système de qualité de l'eau. Une analyse de sensibilité est l'étape suivante. Si on suppose qu'une variable de qualité y peut s'exprimer par:

$$y = a + b X_1^3 + c X_2^3$$

où X_1 et X_2 sont les variables importantes du système. La sensibilité de y à la variable X_1 Peut s'évaluer par une différenciation partielle sur la variable X_1 :

$$\frac{\partial y}{\partial X_1} = 3 b X_1^2$$

la sensibilité de y pour un changement unitaire de X_1 peut être déduite de cette relation; on peut procéder de la même façon avec les autres variables.

CHAPITRE 2

ASPECTS GENERAUX DE LA POLLUTION EN RIVIERE

2.1 Réponse d'une rivière à des charges organiques

Quand une rivière est sujette à une charge importante en matière organique, le processus normal de l'auto-épuration bactérienne se produit, ce qui donne des zones distinctes de pollution. Différents schémas existent pour décrire ces zones; le seul que nous allons décrire ici est celui utilisé en Amérique du Nord. Une situation typique est montrée à la Figure 3: une charge organique est introduite dans une rivière et l'on montre les changements vers l'aval en oxygène dissous, dans la population bactérienne et dans les dépôts de boues. Il n'existe pas de division rigide entre les zones, mais chacune d'entre elles a des caractéristiques bien particulières. La zone d'eau propre est la condition prévalant dans la rivière avant le rejet de la charge. Dans la zone de dégradation, l'oxygène dissous diminue, la turbidité augmente avec l'augmentation de la population bactérienne et des niveaux d'ammoniaque et de gaz carbonique supérieurs à la normale sont présents. Les formes supérieures de la vie animale (p.e. les poissons) ont tendance à fuir cette zone quand les conditions en oxygène deviennent défavorables.

Dans la zone de décomposition active les niveaux d'oxygène dissous peuvent s'approcher de zéro et les produits caractéristiques de décomposition anaerobique tels que l'hydrogène sulfuré et le méthane sont présents. La zone de récupération est caractérisée par un niveau d'oxygène croissant parce que le taux de réaération est plus grand que le taux de décomposition. Les quantités d'ammoniaque et de nitrate grandissent et la population bactérienne décroît. Des poussées extensives d'algues peuvent avoir lieu à cause de la disponibilité de matières nutritives minéralisées. Après que la récupération complète a eu lieu, la zone d'eau claire réapparaît et l'équilibre dans l'oxy-

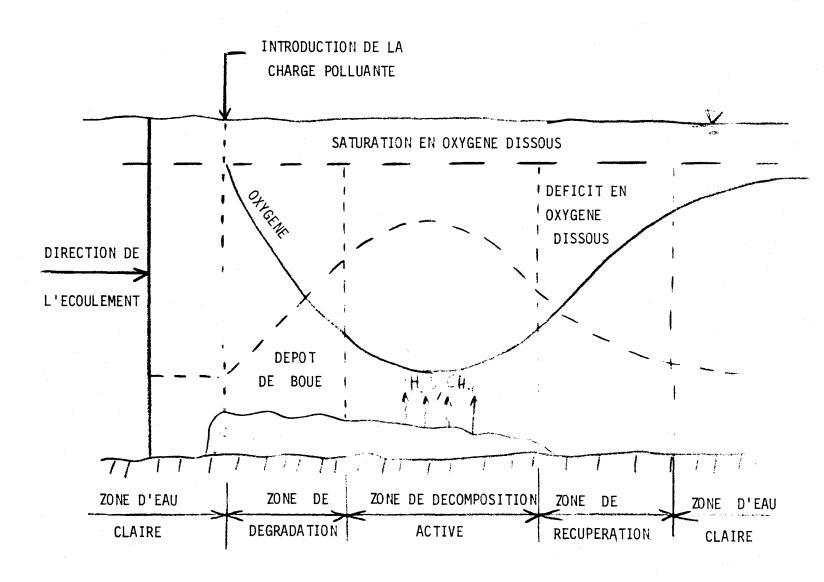


FIG. 3 - ETAPES DANS LA DEGRADATION EN RIVIERE

gène est de nouveau obtenu. A ce moment, les formes supérieures de la vie animale sont de nouveau présentes.

2.2 Réponse d'une rivière à des matériaux toxiques.

En général, quand un toxique (métal lourd, phénol, cyanure etc) est introduit dans une rivière, une situation peut se développer comme cela est montré à la Figure 4.

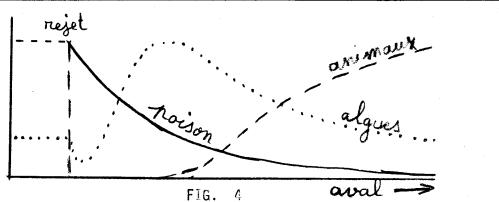


Diagramme représentant la décroissance de la concentration d'un roicon

dans une rivière et la variation correspondante dans les nombres des algues et des espèces d'animaux.

Les formes supérieures de la vie animale sont normalement les premières à répondre à la toxicité. Une conséquence de cela est que des formes de vie plus résistantes, comme les algues, peuvent répondre à cela par une croissance augmentée. Le toxique présente une décroissance de vie exponentielle, due à la dilution et à la précipitation, ainsi qu'à la dégradation biologique. Il est extrêmement difficile de prévoir les effets d'une toxine particulière parce que la toxicité elle-même est, à son tour, déterminée par toute une série de variables incluant (i) les espèces d'organismes, l'état de développement etc. (ii) les conditions de l'environnement comme le pH, l'acidité et la température, (iii) les caractéristiques hydrauliques comme les conditions de mélange,

(iv) la dégradation et les propriétés complexantes de la toxine ellemême.

2.3 <u>Polluants spécifiques des rivières</u>

Avant que les polluants spécifiques de rivières puissent être identifiés, on doit d'abord définir ce qui constitue la pollution. En général, la pollution est définie comme l'addition de quelque chose à l'eau de la rivière qui change ses qualités naturelles de telle sorte qu'un utilisateur aval ne reçoive pas l'eau avec les caractéristiques naturelles qui proviennent de l'amont. En vérité, un polluant peut, pour ces raisons, être à peu près n'importe quoi qui est ajouté à l'eau par l'homme. Les différents types de pollution sont résumés au Tableau I.

TABLEAU 1

TYPES DE POLLUTION

Chimique	Physique	Physiologique	Biologique
Organique (toxique ou non)	couleur turbidité	goût	bactéries virus
	thermique		parasites
Inorganique (toxique ou non)	matière en suspension		
(coxique ou non)	radioactivité		

La plupart des polluants potentiels ont été groupés dans le Tableau 2 et les niveaux autorisés, ainsi que les niveaux souhaitables pour les eaux de surface, sont donnés quand ces normes s'appliquent. Dans le sens le plus strict, si un corps dépasse le critère de concentration autorisé dans une étendue particulière, on peut considérer qu'il constitue un polluant. Les chiffres présentés au Tableau 2 sont les critères américains utilisés pour les eaux de surface. Le Canada de son coté a développé une liste de standards pour les eaux potables tout à fait similaire. Les standards pour les eaux potables sont nécessairement beaucoup plus rigides que les critères généraux des eaux de surface.

TABLEAU 2

Normes de qualité des eaux de surface destinées à la distribution.

(Source: FWPCA - US dept. of the Interior - Water Quality Criteria 1968)

Constituent or characteristic	Permissible criteria	Desirable criteria
Physical:		
Color (color units)	75	<10
Odor	Narrative	Virtually absent
Temperature *	do	Narrative
Turbidity	do	Virtually absent
Microbiological:		
Coliform organisms	10,000/100 ml ³	<100/J00 ml ⁻¹
Fecal coliforms		
Inorganic chemicals: Alkalinity	(mg/l)	(mg/l)
Alkalimity	Narrative	Narrative
Animonia	0.5 (as N)	<u.u1< td=""></u.u1<>
Arsenic * Barium *	1.0	ADSent
Boron *		
Cadmium *	0.01	do
Chloride *	250	do
Chromium,* hexavalent	0.05	Airconf
Copper *	1.0	Virtually about
Dissolved oxygen	>4 (monibly inean)	Near saturation
brooditod Crygon Latta tunta tata tata	≥3 (individual sample)	
Fluoride *	Narrative	Narrative
Hardness *	do	do
Iron (filterable)	0.3	Virtually absent
Lead *	0.05	Absent
Manganese * (filterable)	0.05	do
Nitrates plus nitrites *	10 (as N)	Virtually absent
pH (range)	6.0 - 8.5	. Narrative
Phosphorus *	Narrative	do
Selenium *	0.01	Absent
Silver *	0.05	do
Sulfate *	250	<50
Total dissolved solids * (filterable residue).		
Uranyl ion * Zinc *	5	Absent
Organic chemicals:		virtually absent
Carbon chloroform extract * (CCE)	0.15	<0.04
Cyanide *	n 20	Abcopt
Methylene blue active substances *	0.5	Virtually abount
Oil and grease *	Virtually absent	Aheant
Pesticides:		nosent
	0.017	do
Chlordane *		
DDî *	0.042	do
Dieldrin #	0.017	do
Endrin *	0.001	do
Heptachlor *	0.018	do
Heptachlor epoxide *	0.018	do
	0.056	
Methoxychlor *	0.035	do
Organic phosphates plus	0.1 "	do
carbamates.*	0.005	· .
Toxaphene *	0.005	do
Herbicides:	0.1	
2,4-D plus 2,4,5-T, plus 2,4,5-TP *	0.1	do
Phenois *	0.001	do
Radioactivity: Gross beta *	(pc/l)	(pc/l)
Gross beta *	1,000	<100
Kadium-226 *	5	>1
Strontium-90 *	1U	</td

CHAPITRE 3

MELANGE ET DISPERSION DANS LES RIVIERES

Les processus naturels d'assimilation et de dilution dans les rivières peuvent être améliorés par un mélange et une dispersion adéquate des rejets immédiatement après leur introduction dans l'eau qui les reçoit. Dans la section suivante, quelques-uns des facteurs influençant le mélange sont passés en revue.

- 3.1 <u>Facteurs affectant le temps et la distance nécessaires pour un</u> mélange complet.
- 3.1.1 Caractéristiques de la rivière.
- a) vitesse, gradients de vitesse, turbulence, courant dû aux tourbillons ou aux marées:
- b) forme du lit, largeur et profondeur ainsi que leurs rapports;
- c) gradients de densité (qui peuvent être causés par la température ou par les solides dissous);
- d) rugosité du fond et forme de la berge (zones mortes).
- 3.1.2 <u>Caractéristiques des effluents.</u>
- a) Débit par rapport au débit de l'eau de la rivière
- b) Différence de densité entre l'effluent et le corps d'eau qu i le reçoit (cela peut être causé par la température ou les solides dissous).
- 3.1.3 Caractéristiques de génie civil.
- a) Localisation de la bouche (sur le bord de la rivière ou au milieu de la rivière)
- b) nombre d'orifices;
- c) vitesse du courant à partir de l'orifice.

3.2 Modèles de mélange pour les rivières

L'équation de continuité pour le transport d'un corps conservatif en rivière peut s'exprimer par:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D^{mt} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D^{mt} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D^{mt} \frac{\partial c}{\partial z} \right).$$

Terme de dispersion turbulente non advective

$$-\frac{\partial(V_xC)}{\partial x} - \frac{\partial(V_yC)}{\partial y} - \frac{\partial(V_zC)}{\partial z} \qquad \dots (1)$$

Transfert de masse par le mouvement convectif du fluide.

Dans cette équation c = la concentration du corps

x,y,z, = les trois coordonnées de direction

 V_x, V_y, V_z , = les vitesses correspondantes

D^{mt} = le coefficient de diffusivité qui inclut à la fois la diffusion moléculaire et la diffusion turbulente (ce terme peut aussi être une fonction de x,y,z)

Traditionnellement, dans les modèles de qualité de l'eau et pour des raisons évidentes, l'équation l'est simplifiée en considérant la situation moyenne dans une section de la rivière, c'est-à-dire que l'on considère un modèle unidimensionnel que l'on peut écrire comme ceci:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 c}{\partial_x^2} - \overline{u} \frac{\partial c}{\partial x}$$
(2)

où x = la distance longitudinale en direction de l'aval

 \overline{u} = vitesse moyenne de la rivière

 D_i = coefficient de diffusion longitudinal

L'équation 2 peut se résoudre directement et la solution analytique est donnée par:

$$C = \frac{M}{A \sqrt{4\pi D_{l} t}} \exp - \frac{(x - \overline{u}t)^{2}}{4 D_{l} t}$$
(3)

où M = la quantité de polluant injectée instantanément

A = 1'aire de la section de la rivière au point x

L'équation 3 est une équation de distribution normale avec une asymétrie droite et est tracée à la Figure 5. La distribution est asymétrique à cause du fait que la variable t est au dénominateur du terme exponentiel.

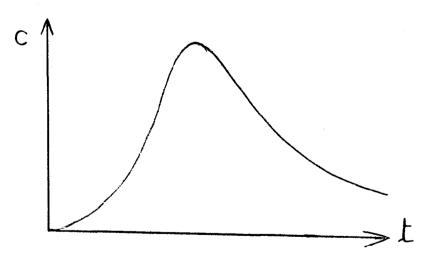


Figure 5
Forme graphique de la solution de l'équation 3.

3.3 Estimation des paramètres du modèle.

Les valeurs pour \overline{u} , vitesse moyenne de la rivière peuvent être obtenues de façon classique; d'un autre coté, une étude soit par traceur, soit par colorant est nécessaire pour estimer le coefficient D_L . Dans une telle étude, le colorant est injecté en amont et la distribution de la concentration comme fonction du temps est observée à une station fixe en aval. Si on effectue une transformation logarithmique de l'équation 3 on peut obtenir une forme linéaire :

log
$$Ct^{\frac{1}{2}} = log \frac{M}{A(4\pi D_1)^{\frac{1}{2}}} - \frac{(X - \overline{u}t)^2}{4 D_L t} log e \dots (4)$$

Si l'on trace $\log Ct^{\frac{1}{2}}$ par rapport à $\frac{(x-Ut)^2}{t}$ pour une série de données prises à une station fixe on doit obtenir une ligne droite dont la pente est égale à $\log e/4D_l$.

En théorie au moins, le colorant ou le traceur doit être envoyé dans la rivière de façon instantanée pour que le procédé décrit ci-dessus soit applicable. Même pour les rivières les plus petites, une décharge instantanée est impossible et, en réalité, le colorant est en général, versé dans la rivière selon une source-ligne à partir d'un bateau traversant la rivière. Pour contourner ce problème, il existe diverses procédures; la plus simple prend en compte la mesure de distribution de colorant à deux endroits et de noter les temps auxquels le maximum de concentration passe à chaque station. A ce moment là, on utilise la relation suivante :

$$D_{L} = \frac{M^{2}}{4 A^{2} (c_{1}^{2} - c_{2}^{2})} (\frac{t_{2} - t_{1}}{t_{2} \cdot t_{1}}) \dots (5)$$

où C_1 = maximum de concentration à la section l

 C_2 = maximum de concentration à la section 2

 t_1 = temps de passage du maximum à la section l

 t_2 = temps de passage du maximum à la section 2

Fischer (1964) a proposé une méthode pour évaluer D qui est peutêtre plus sûre que la méthode décrite ci-dessus. La méthode de Fischer fait l'hypothèse que le centroïde de la distribution du colorant se déplace en correspondance exacte avec la vitesse moyenne de l'écoulement dans la rivière. Chaque étape de la procédure peutêtre décrite comme suit:

- (i) établir deux sections de la rivière A et B à l'amont et à l'aval de la section à être évaluée;
- (ii) établir N points d'échantillonnage bien distribués dans chaque section;
- (iii) injecter le colorant assez loin en amont de façon à ce qu'il passe dans la section amont A sous une forme bien dispersée;
- (iv) pendant que le colorant descend la rivière, il faut prendre des échantillons pour chaque station à des intervalles de temps égaux t_1 , t_2 ... t_m . Les temps t_1 à t_m doivent couvrir le temps de passage complet du colorant.

Le temps moyen de passage \overline{t} à chaque section est donné par:

où C_{ij} est la concentration du colorant au point d'échantillonnage j à l'instant $t_i;$

le temps de parcours est alors de façon simple:

$$\Delta t = \overline{t}_{B} - \overline{t}_{A} \qquad \dots (7)$$

Une relation peut aussi être obtenue pour le coefficient D_L ; c'est la suivante:

$$D_{L} = \frac{1}{2} \overline{u} \frac{\sigma_{B}^{2} - \sigma_{A}^{2}}{\overline{t}_{B} - \overline{t}_{A}}$$
(8)

où σ_A^2 et σ_B^2 sont les variances des courbes de temps de concentration aux stations la plus amont et la plus aval respectivement.

Un exemple de cette méthode est donné à la Figure 6 et montre le genre de résultat que l'on peut obtenir.

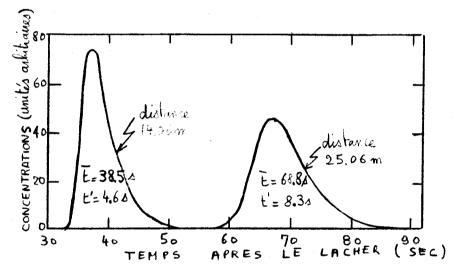


FIGURE G: CONCENTRATIONS DU TRACEUR EN FONCTION DU TEMPS A 2 SECTIONS.

3.4 Inconvénients du modèle de mélange uni-dimensionnel.

Comme cela a été montré par Thackston et al (1967), les méthodes que l'on vient de décrire pour estimer le coefficient D_L ne sont pas capables de produire les "meilleures" valeurs de D_L et \overline{u} , parce que ces deux valeurs sont influencées à un degré plus ou moins grand par la différence entre les données observées et le modèle uni-dimendionnel (c'est-à-dire que les courbes observées pour les concentra-

tions de colorant présentent en général des longues queues vers la droite). Ils ont proposé une méthode des moindres carrés non-linéaires pour estimer \overline{u} et D_L en utilisant l'algorithme Marquardt. Ce programme acceptera comme entrée n'importe quel modèle mathématique dans lequel une variable dépendante peut être exprimée comme une fonction d'un certain nombre de variables indépendantes et d'un nombre arbitraire de paramètres. Il calcule les estimés, par les moindres carrés, des paramètres à partir des données.

Un autre désavantage du modèle uni-dimensionnel se trouve dans son incapacité de prendre en considération les zones mortes (les zones d'eaux plus ou moins stagnantes le long des berges de la rivière et à proximité du fond) causées par les méandres, les débris et les autres obstructions.

3.5 Modèle dit de zone-morte.

Hayes et al (1966) ont formulé un modèle de mélanges qui prend les zones mortes en considération. On suppose, (et cela est basé sur l'examen visuel du comportement des colorants dans une rivière naturelle), que le colorant peut être piègé dans certaines zones où il n'y a pas ou peu d'écoulement sur les bords de la rivière . Ces zones conservent une partie du colorant jusqu'à ce que la plus grande partie ait été convoyée par la rivière et le relâchent par la suite graduellement dans le courant principal. C'est la raison pour laquelle une longue queue de colorant se produit après que l'écoulement principal du colorant soit passé par toutes les sections de la rivière. Le modèle de zone morte a été obtenu en divisant la rivière en deux sections géométriques distinctes, c'est-à-dire l'écoulement principal d'une part et la zone morte d'autre part. A l'intérieur de l'écoulement principal, les mécanismes de transport dominant sont la turbulence longitudinale et latérale et on pourrait décrire convenablement ces phénomènes par le modèle uni-dimensionnel

précédent, représenté par l'équation (2). Dans la zone morte, la vitesse longitudinale est essentiellement nulle et le transport latéral est considéré comme étant le seul mécanisme important. Le transport longitudinal dans la zone morte est supposé être négligeable par rapport à celui qui a lieu dans le courant principal. Une représentation schématique de la relation entre le courant principal et la zone morte est montré à la Figure 7.

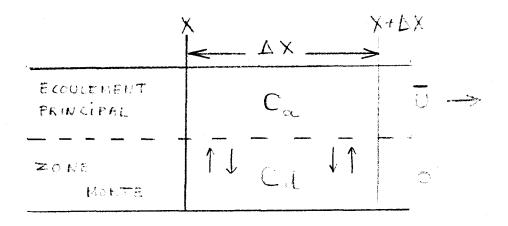


FIG. 7 - Ecoulement principal et zone morte en rivière

Ecrivons l'équation de continuité pour un élément ΔX :

 A_a = la surface de la section de l'écoulement principal;

P = la surface mouillée de contact entre les deux zones;

et N_d = l'accroissement de débit spécifique provenant de la zone morte vers l'écoulement principal;

on obtiendra alors la relation suivante:

$$\frac{\partial C_a}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} - \overline{u} \frac{\partial C_a}{\partial x} + \frac{P}{A_a} N_d \dots (9)$$

où $C_a = 1a$ concentration du colorant dans l'écoulement principal; $C_d = 1a$ concentration du colorant dans la zone morte.

Si, en plus de cela, on fait l'hypothèse que la zone morte est homogène c'est-à-dire complètement mélangée, et que le transfert de masse entre l'écoulement principal et la zone morte est proportionnel à la différence des concentrations dans ces zones, alors:

$$N_d = K (C_d - C_a)$$
(10)

où K = coefficient de transfert de masse

l'équation (10) devient:

$$\frac{\partial C_a}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} - \overline{u} \frac{\partial C_a}{\partial x} + \frac{KP}{A_a} (C_d - C_a) \dots (11)$$

et

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = K \frac{P}{A_d} (C_a - C_d) \qquad \dots (12)$$

Si K_a = le rapport entre la surface mouillée entre les zones au volume de l'écoulement principal

K_d = rapport entre la surface mouillée entre les deux zones au volume de la zone morte

les équations (11) et (12) deviennent:

$$\frac{\partial C_a}{\partial t} = D_a \frac{\partial C_a^2}{\partial x^2} - \overline{u} \frac{\partial C_a}{\partial x} + K_a (C_d - C_a) \dots (13)$$

et

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = K_d (C_a - C_d) \qquad \dots (14)$$

Maintenant, si l'on suppose que, ax=0, une quantité M de colorant est injectée dans le courant principal, les conditions initiales et aux limites sont données par:

Conditions initiales:
$$t=0$$
, $C_a(X,0) = \frac{M}{A_a} \delta(x)$ et $C_d(X,0) = 0$

Les conditions aux limites, $x = \infty$, $C_a(X,t)$ = une quantité finie $\delta(x)$ = soit une fonction de Dirac ou une fonction delta.

Les équations (13) et (14) peuvent se résoudre de différentes façons (i) en prenant les transformés de Laplace, (ii) en se donnant des valeurs très approximatives des paramètres, (iii) en transformant simultanément les données observées et celles du modèle par la transformation de Fourier et (iv) en estimant les paramètres du modèle statistiquement en appliquant l'algorithme de Marquardt. Hays (1966) et Thackston et Schnelle (1970) ont décrit la méthode précédente avec plus de détails.

BIBLIOGRAPHIE SUR LE MELANGE ET LA DISPERSION DANS LES SYSTEMES AQUATIQUES

- 1- BAILEY, T.E. et al "Mixing and Dispersion Studies in San Francisco Bay" J. ASCE San Div 92(5):23 (1966).
- 2- BATH, T. et al "Concentration Profiles Downstream from Instantaneous Pollution Loadings" J.W. P.C.F. 42(4):582 (1970).
- 3- BELLA, D.A. and GRENNEY, W.J. "Finite-Difference Convection Errors" J. ASCE 96(6):1361 (1970).
- 4- BELLA, D.A. "Simulating the effect of Sinking and Vertical Mixing on Algal Population Dynamica" J-WPCF 42(2):R 140 (1970).
- 5- BRUCH, J.C. and STREET, R.L. "Two-Dimensional Dispersion" J. ASCE San Div 93(6):17 (1967).
- 6- BUCHANAN, T.J. "Time of Travel of Soluble Contaminants in Streams" J. ASCE San Div 90(3):1 (1964).
- 7- CANDY, C.T. "Dispersal of Effluents in the Great Lakes" Water Research 4(1):79 (1970).
- 8- FALK, L.L. "Waste Dispersion in Receiving Waters" J. WPCF 35(11) (11):1464 (1963).
- 9- FISCHER, H.B. "The Mechanism of Dispersion in Natural Streams"

 J. ASCE Hydr. div. 99(6) -197-167
- 10- FISCHER, H.B. "The Effects of Bends on Dispersion in Streams" Water Resources Research 5(2):496 (1969).

- 11- GUYMON, G.L. et al "A General Mumerical Solution of the Two-Dimensional Diffusion-Convection Equation by the Finite Element Method" Water Resources Res. 6(6):1611 (1970).
- 12- HAYS, J.R. and KRENKEL, P.A. "Mathematical Modeling of Mixing

 Phenomena in Rivers" in <u>Advances in Water Quality Impro-</u>

 <u>vement</u> Univ. of Texas Press, Austin (1968).
- 13- HETLING, L.J. and O'CONNELL, R.L. "A Study of Tidal Dispersion in the Potemac River" Water Resources Res. 2(4):825 (1966).
- 14- JONAS, M.K. <u>et al</u> "Thermal Stratification in Lakes: Analytical and Laboratory Studies" Water Resources Res 5(2):484 (1969).
- 15- KRENKEL, P.A. "Waste Dispersion Characteristics of Streams Using Turbulent Diffusion Phenomenon" J. WPCF 34(12):1203 (1962).
- 16- MORTIMER, C.M. "Physical Factors with Bearing on Eutrophication in Lakes in General and In Large Lakes in Particular" in: Eutrophication: Causer, Consequences, Correctives National Academy of Sciences, Washington, D.C. (1969).
- 17- OSTER, C.A. <u>et al</u> "Numerical Solution to the Convective Diffusion Equation" Water Resources Res 6(6):1747 (1970).
- 18- PATTERSON, C.C. and GLOYNA, E.F. "Dispersion Measurement in Open Channels" J. ASCE San Div 91(31):17 (1965).
- 19- PATTERSON, C.C. "A Discussion of Mathematical Modeling of Mixing Phenomena" in: Advances in Water Quality Improvement Univ. of Texas Press, Austin (1968).

- 20- PAULSON, R.W. "The Longitudinal Diffusion Coefficient in the Delaware River Estuary as Determined from a Steady-State Model" Water Resources Res 5(1):59 (1969).
- 21- RHODIN, E.Y. "Behavior of Nonconservative Pollutants in Aqueous Environment. J. WPCF 41(11):R 475 (1969).
- 22- SELLECK, R.E. "A Model of Mixing and Dispersion in San Francisco Bay" J. WPCF 40(11):1873 (1968).
- 23- SHULL, R.D. and GLOYNA, E.F. "Transport of Dissolved Wastes in Rivers" J. ASCE San Div 95(6):995 (1969).
- 24- THACKSTON, E.L. and KRENKEL, P.A. "Longitudinal Mixing in Natural Streams" J. ASCE San Div 93(5):67 (1967).
- 25- THACKSTON, E.L. and SCHNELLE, K.B. "Predicting Effects of Dead Zones on Stream Mixing" J. ASCE San Div 96(2):319 (1970).
- 26- WU, J. "An Estimation of Wind Effects on Dispersion in Wide Channels" Water Resources Res 5(5):1097 (1969).
- 27- STEWART, R.E. <u>et al</u> "Diffusion of servage effluent from ocean outfall" J. ASC_ San Eng Div.
- 28- THACKSTON, E.L. et al "Least squares estimation of mixing coefficient" J. ASCE San Div 93(3):47 (1967).

CHAPITRE 4

MODELES D'OXYGENE DISSOUS POUR LES RIVIERES

4.1 Introduction

Durant les cinquante dernières années, les ingénieurs ont été intéressés à évaluer la capacité d'assimilation des charges organiques dans les rivières. En d'autres mots, ils cherchaient à savoir combien de charges organiques pouvaient être traitées par une rivière par les processus naturels d'oxydation biologique et de réaération sans pour cela donner lieu à des conditions préjudiciables (c'est-à-dire zone de décomposition active comme cela est montré dans la Figure 3). En conséquence de cela, l'oxygène dissous (OD) est devenu l'indicateur le plus utilisé de la qualité des eaux d'une rivière et les modèles d'oxygène dissous ont servi comme base de gestion de nombreuses rivières. Le choix de l'oxygène dissous comme indicateur numéro l de la qualité de l'eau a été déterminé, surtout par défaut, puisque c'est l'un des rares paramètres significatifs de qualité de l'eau que l'on puisse monitorer avec une précision raisonnable sur une base régulière. A cela s'ajoute le fait que la plupart des processus biologiques importants dans une rivière sont dépendant de l'oxygène. Dans les paragraphes suivants, différents types de modèles d'oxygène dissous seront discutés plus en détail.

4.2 Modèle de Streeter-Phelps

Les équations classiques de Streeter-Phelps furent obtenues en 1926 et ont été largement utilisées (soit dans la version originale, soit sous des formes modifiées) pour prédire la réponse d'une rivière à des charges organiques. Les équations de base de ce modèle simple sont données par:

$$L = L_0 e^{-K_1 t}$$
(15)

et
$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \dots (16)$$

où L = DBO (demande biologique en oxygène) au temps t (mg/l)

 L_0 = DBOinitial au temps t = 0 (mg/l)

D = déficit par rapport à la saturation en OD (oxygène dissous)
 au temps t (mg/l)

t = temps (jours)

 K_1 = constante de gradient DBO (jour⁻¹)

 K_2 = constante de gradient de réaération (jour $^{-1}$).

Ces relations sont particulièrement simples et supposent que la charge organique est décomposée par des processus aérobique d'origine bactérienne dans la rivière, ce qui exerce une demande en oxygène qui doit être satisfaite en totalité par la réaération naturelle de la rivière. Les grandeurs relatives des forces de désoxygénation et de réaération détermineront la nature du profil en oxygène dissous (courbe en sac de l'OD). Une courbe typique d'oxygène dissous est représentée à la Figure 8 et montre l'interaction de ces deux forces.

Deux points de cette courbe ont une signification particulière: (i) le déficit critique, $D_{\rm C}$ et (ii) le déficit à l'inflection, $D_{\rm i}$. Les temps (ou les distances) correspondant à ces deux points sont notés $t_{\rm C}$ et $t_{\rm i}$ respectivement et peuvent être obtenus directement de l'équation (16). Si on dérive l'équation (16) par rapport au temps et que l'on annule le résultat avec la condition que

$$\frac{\partial^2 D}{\partial t^2}$$
 < 0 on obtient le résultat suivant :

$$t_c = \frac{1}{K_1(f-1)} \log_e \left\{ f \left[1 - (f-1) \frac{D_0}{L_0} \right] \right\} \dots (17)$$

où $t_{_{\hbox{\scriptsize C}}}$ est le temps du déficit critique et f est un facteur d'auto-

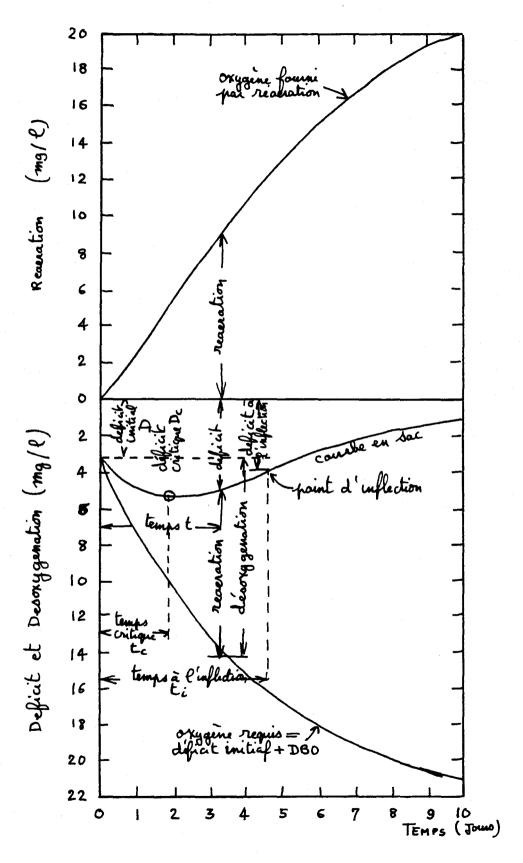


FIGURE 8 - COMPOSANTES DE LA COURBE EN SAC DE STREETER-PHELPS

épuration qui se trouve égal au rapport K_2/K_1 . Les valeurs numériques de f peuvent varier de .5 pour un étang ou une eau stagnante jusqu'à un maximum de 5 pour des torrents très turbulents . Le point d'inflexion se produit quand la réaération dépasse la desoxygénation et quand le taux de récupération est maximum. Si la dérivée seconde de l'équation (16) est égalée à zéro et résolue pour t, on obtient la solution suivante:

$$t_i = \frac{1}{K_1(f-1)} \log_e f^2 \{ [1-(f-1)] \frac{D_0}{L_0} \} \dots (18)$$

Les valeurs de D_c et D_i peuvent être obtenues en introduisant t_c et t_i dans l'équation (16) successivement.

Le modèle de Streeter-Phelps, comme cela a été énoncé plus tôt considère que deux processus seulement controlent le niveau d'oxygène dissous dans une rivière c'est-à-dire, (i) l'utilisation bactérienne de l'oxygène dans la décomposition des corps organiques et (ii) la réaération naturelle. De nombreux autres facteurs influencent le niveau d'oxygène dissous dans une rivière et à cause de ces facteurs, le modèle de Streeter-Phelps ne peut être utilisé, dans le meilleur des cas, que pour des estimations préliminaires de la réponse d'une rivière à des charges organiques. Malgré cela, on doit noter que ce modèle, avec l'addition d'un terme d'erreur, a trouvé de très vastes applications comme base de modèles de gestion de la qualité de l'eau.

4.3 <u>Facteurs prédominants dans les systèmes OD et de DBO</u>.

Avant qu'un modèle décrivant convenablement le système d'oxygène dissous (OD) et de demande biologique en oxygène (DBO) puisse être formulé, on doit passer en revue les facteurs principaux ayant une influence sur ces phénomènes. En plus de la décomposition bactérienne et de la réaération naturelle, tous ou quelques-uns des processus suivants jouent un rôle dans la détermination du niveau d'oxygène dissous

d'une rivière:

- (i) la diminution de la DBO de la rivière par sédimentation ou adsorption;
- (ii) l'addition de DBO le long de la rivière par la remise en circulation des dépôts de fond ou par la diffusion de produits organiques partiellement décomposés de la couche du fond de la rivière vers l'eau qui se trouve au-dessus;
- (iii) l'addition de DBO sur un tronçon de rivière dû à un ruissellement local;
- (iv) la consommation d'oxygène nécessaire pour satisfaire la demande des organismes aérobiques des dépôts de fond.
- (v) la consommation de l'oxygène de l'eau par l'action réductrice des gaz $(CH_4, CO_2, et H_2S)$ provenant des processus de décomposition anaérobiques des dépôts de fond.
- (vi) l'addition d'oxygène par l'action photosynthétique des algues (libres ou attachées) et des plantes (macrophytes).
- (vii) la consommation d'oxygène par la respiration des algues et des plantes .
- (viii) la redistribution continuelle à la fois de la DBO et de l'oxygène par les effets de turbulence.
- (ix) les effets de nitrification de la matière organique sur la DBO.
- (x) les changements dans la forme du lit qui altèrent la turbulence de surface et par conséquent les transfers d'oxygène à partir de l'atmosphère.
- (xi) les effets des solides en suspension et dissous sur le taux de diffusion de l'oxygène de la surface vers la surface principale.
- (xii) les variations diurnes de la DBO, de l'oxygène dissous, de la température, des vitesses, etc.

Il est évident que la plupart des processus que nous venons de citer agissent comme des puits d'oxygène alors que les processus photosynthétiques des algues et des plantes ne sont que la seule source importante. En plus de cela, la plupart de ces processus peuvent avoir des variations spatio-temporelles pour une rivière donnée. En général, les termes du bilan en oxygène pour une rivière peuvent s'écrire:

$$\frac{\partial O_2}{\partial t^2} = D(x,t) \frac{\partial^2 O_2}{\partial x^2} - V(x,t) \frac{\partial O_2}{\partial x} + \sum_{i=1}^{N} S_i(x,t) \dots (19)$$

où 0_2 = concentration en oxygène dissous.

V = vitesse de l'écoulement

D = coefficient de dispersion

x = distance longitudinale

t = temps

 S_i = source ou puits d'oxygène dissous (i= 1,2,....N)

Le système formé par l'oxygène dissous et la demande biologique en oxygène a des interactions très intimes, c'est-à-dire, il est nécessaire de décrire le système de la demande biologique en oxygène avant que le système de l'oxygène dissous puisse être prédit. Cette interaction est décrite graphiquement à la Figure 9. Les variables les plus importantes de l'environnement dans ce système sont les caractéristiques hydrauliques et physiques de l'écoulement, l'éclairement solaire et la température de l'eau:

~

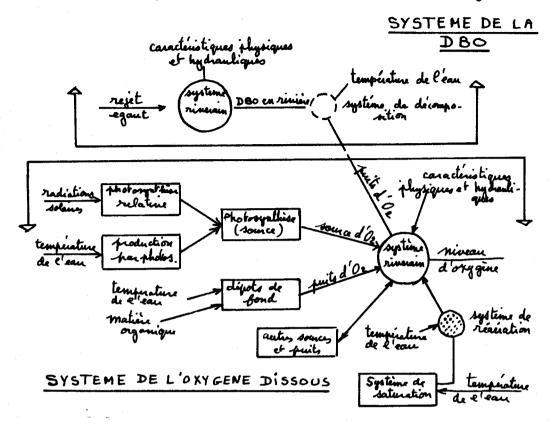


FIGURE 9- INTERACTION ENTRE LES SYSTEMES DE L'OXYGENE DISSOUS ET DE LA DBO EN RIVIERE

4.4 <u>Les modèles de Dobbins-O'Connor</u>

Une des premières tentatives réelles pour obtenir un modèle plus précis d'oxygène dissous et de demande biologique en oxygène (OD-DBO) a été faite en 1964 par Dobbins. Il a formulé un modèle relativement simple (mathématiquement) qui tient compte des principales sources d'oxygène dissous et des principaux puits. Pour que le système soit résoluble, il a fait les hypothèses suivantes (certaines sont valides, d'autres ne le sont pas):

- (i) l'écoulement est permanent et uniforme;
- (ii) les évolutions de l'oxygène dissous et de la demande biologique en oxygène sont permanentes, c'est-à-dire:

$$\frac{\partial O_2}{\partial t}$$
 et $\frac{\partial DBO}{\partial t}$ = 0 pour n'importe quelle section de la rivière.

- (iii) la diminution de la demande biologique en oxygêne par l'oxydation bactérienne peut être considérée comme une réaction cinétique de premier ordre.
- (iv) la diminution de la demande biologique en oxygène par sédimentation et absorption est une réaction du premier ordre.
- (v) la diminution de l'oxygène dissous par des processus aérobiques dans les dépôts de fond et par la respiration des plantes, l'addition d'oxygène dissous par photosynthèse et l'addition de demande biologique en cxygène par les dépôts de fond et les écoulements locaux peuvent être considérés comme uniformes le long d'un tronçon donné de la rivière.
- (vi) la demande biologique en oxygène et l'oxygène dissous sont uniformément distribués à travers chaque section de la rivière, c'est-à-dire qu'un modèle de mélange unidimensionnel peut être appliqué.

Une fois que l'hypothèse d'un mélange unidimensionnel a été adoptée, les sources et les puits d'oxygène dissous peuvent être directement incorporés au modèle. On obtient alors les équations suivantes pour le système de l'oxygène dissous et de la demande biologique en oxygène:

$$\frac{dL}{dt} = D_L \frac{d^2L}{dx^2} - \overline{u} \frac{dL}{dx} - (K_1 + K_3) L + L_a \qquad(20)$$

et

$$\frac{dC}{dt} = D_L \frac{d^2C}{dx^2} - \overline{u} \frac{dC}{dx} + K_2 (C_s - C) - K_1 L - D_B \dots (21)$$

où L = la concentration de la demande biologique en oxygène (M/L^3) D_L = coefficient de dispersion longitudinale (L^2/T) x = distance longitudinale le long de la rivière (L).

u = vitesse moyenne de l'écoulement (L/T)

 $K_3 = taux de disparition de la DBO par sédimentation ou adsorption <math>(T^{-1})$

 $L_a = taux d'addition de la DBO le long d'un tronçon de rivière (M/L<math>^3$)T

 K_1 = constante de diminution de la DBO par l'oxydation bactérienne (T^{-1})

C = concentration d'oxygène dissous (M/L³)

t = temps(T)

 K_2 = coefficient de réaération (T^{-1})

 C_d = concentration de saturation pour l'oxygène dissous (M/L³)

D_B = taux net de diminution de l'oxygène dissous par les dépôts de fond, les algues et les plantes, qui peut être positif ou négatif selon la grandeur relative de ces trois termes et selon que de la photosynthèse ou de la respiration a effectivement lieu (M/L³)/T

Ces équations pour les profils de la DBO et de l'OD peuvent être résolues une fois que les conditions aux limites et les conditions initiales ont été établies en utilisant l'hypothèse du régime permanent

 $(\frac{dL}{dt} = 0 \text{ et } \frac{dC}{dt} = 0)$. En ce qui concerne l'équation 20 les conditions

aux limites sont L = $L_0(L_0$ = concentration de DBO à partir d'une source de pollution mélangée avec l'écoulement au point de rejet) à X = 0.

Quand $X \rightarrow \infty$, un équilibre doit exister entre le taux d'addition et les taux globaux de retrait de la DBO; à cause de cela, on a $(K_1 + K_3)$ L=La et la solution de l'équation (20) c'est-à-dire le profil de la DBO devient:

Il faut noter que m se présente sous la forme de l'une des racines d'une équation du second degré.

Pour l'équation (21) on utilise en général les conditions aux limites suivantes:

$$C = C_0$$
 à $x = 0$

L est donné par l'équation (22)

et quand $x \to \infty$ un équilibre doit exister entre le taux d'addition de l'oxygène dissous par réaération et photosynthèse et le taux net de diminution par oxydation et demande des dépôts de fond c'est-àdire que l'on a:

$$K_2 (C_s - C) = \frac{K_1 L_a}{K_1 + K_3} + D_B$$

La solution devient alors:

$$D = \frac{K_1 \left(L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3}\right) \left(e^{mx} - e^{rx}\right)}{K_2 - \left(K_1 + K_3\right)} + D_0 e^{rx}$$

$$+ \left[\frac{D_B}{K_2} + \frac{K_1 L_a}{\left(K_1 + K_3\right)}\right] \left(1 - e^{rx}\right) \dots (23)$$

où D = $(C_s - C)$ où le déficit en oxygène dissous par rapport à la saturation et

$$r = \frac{\overline{u} - \sqrt{\overline{u}^2 + 4K_2D_L}}{2D_L}$$

Une vérification rapide montrerait que les équations (22) et (23) se ramènent aux équations (15) et (16) du modèle de Streeter-Phelps quand on rend les effets de la dispersion longitudinale négligeables. Dans ce cas, les coefficients L_a , K_3 et D_B sont posés égaux à 0.

Par la suite, Dobbins et d'autres auteurs ont étudié les réponses des équations (22) et (23) à des changements dans le coefficient de dispersion longitudinal D_{L} et ont conclu que:... pour la plupart des systèmes d'eau courante, l'effet de la turbulence sur le système DBO-OD est négligeable. Avec cette hypothèse O'Connor et Ditoro (1970) ont proposé un modèle de la forme:

$$\frac{\partial D}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial D}{\partial x} - K_2 D + K_d L(x) + K_N N(x) + S - P(t) + R \dots (24)$$

οù

D(x,t) = déficit de la concentration en oxygène dissous

0 = débit volumétrique de la rivière

K₂ = coefficient de réaération

 K_d = coefficient de désoxygénation dû à la DBO d'origine carbonée

 K_N = coefficient de désoxygénation dû à la DBO d'origine nitrée

L(x) = concentration de la DBO carbonnée

N(x) = concentration de la DBO nitrée

S = demande en oxygène des dépôts de fond (constante)

P(t) = source en oxygène dissous due à la photosynthèse

R = puits d'oxygène dissous dû à la respiration des algues (constante).

Pour une condition initiale D(x,0) = 0, x > 0 est une condition aux limites arbitraires $D_0(t)$ l'équation (24) a la solution suivante:

$$D(x,t) = D_0 \left(t - \frac{x}{u}\right) e^{-K_2(x/\overline{u})}$$

$$+ \frac{K_d L_o}{K_2^{-K_d}} \left[e^{-K_d(x/\overline{u})} - e^{-K_2(x/\overline{u})} \right]$$

$$+ \frac{K_N N_o}{K_2^{-K_d}} \left[e^{-K_N(x/\overline{u})} - e^{-K_2(x/\overline{u})} \right]$$

$$+ \frac{K_N N_o}{K_2^{-K_N}} \left[e^{-K_N(x/\overline{u})} - e^{-K_2(x/\overline{u})} \right]$$

$$+ \frac{S}{K_2} \left[1 - e^{-K_2(x/\overline{u})} \right]$$

$$+ \frac{S}{K_2} \left[1 - e^{-K_2(x/\overline{u})} \right]$$

$$+ R \left[1 - e^{-K_2(x/\overline{u})} \right]$$

Ni les modèles de Dobbins ou O'Connor et Ditoro ne sont assez raffinés pour être utilisés comme la base de la gestion de la qualité de l'eau. En fait, la précision de ces modèles ne dépend pas seulement de leur degré de complexité mathématique, mais aussi sur la précision des différents paramètres introduits dans le modèle. Pour ces raisons, l'ensemble de la discussion qui va suivre sera consacrée à une description des différents paramètres et des méthodes expérimentales destinée à les évaluer.

4.5 Signification et Evaluation des Constantes du Modèle.

4.5.1 Evaluation des constantes de désoxygénation $(K_1, K_d, K_N \text{ et } K_3)$

Une technique généralement utilisée consiste à prélever un échantillon des rejets après qu'ils ont été mélangés et dilués dans l'écoulement et de procéder au test standard de la DBO en laboratoire sur cet échan-

tillon. On interprète la constante de DBO dérivée de cette procédure comme la constante K_1 . Les inconvénients de cette méthode vont être mis en évidence, en particulier, par la procédure suivie lors du test de la DBO.

Des résultats typiques d'un test de la DBO sont montrés à la Figure 10 et en général on exprime la réaction de la DBO par une réaction cinétique du premier ordre de la forme:

$$DBO_{t} = L_{T} (1 - 10^{-K_{1}t}) \qquad(26)$$

 ODO_{+} = la DBO ou la quantité de rejets oxidés au temps t

 L_{T} = la DBO du premier ordre total ou DBO carbonné de l'échantillon

 K_1 = constante de temps (dans la base 10)

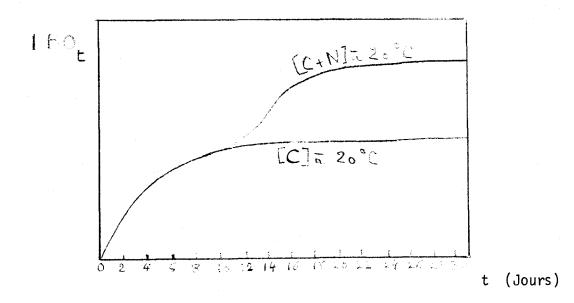


Figure 10 - Courbe typique de réponse de la DBO pour un rejet carboné seulement et un rejet carboné et nitré.

Comme L_T et K_L sont tous les deux inconnus, plusieurs méthodes ont été utilisées pour les déterminer simultanément à partir des résultats du test de la DBO. Parmi ces procédures, se trouve la méthode des moindres carrés de Reed et Thériault (1927) que l'on considère comme la plus précise. Il existe aussi diverses méthodes graphiques comme celle de la pente utilisée par Thomas (1937). Toutes ces procédures donnent des résultats légèrement différents ; pour cette raison les valeurs obtenues pour K_1 donneront des résultats variés selon la technique de calcul utilisée . De plus, les valeurs de K_1 changeraient selon le type de rejet dont il s'agit. En général, on peut s'attendre à ce que la valeur de K_1 (dans la base 10) soit normalement distribuée soit avec une valeur moyenne de .075 jour $^{-1}$ et une déviation standard de .028 jour $^{-1}$. On a aussi observé des variations diurnes de K_1 ; on peut en déduire donc que K_1 n'est pas une vraie constante et qu'il doit être déterminé pour chaque ensemble de conditions : rivière, type de rejet, intervalle de temps.

On peut voir sur la figure 10 que la courbe de la DBO monte rapidement vers le haut après six ou sept jours; cette demande accrue se rapporte à la demande en élément nitré et elle est causée par l'action des bactéries de nitrification comme les <u>Nitrosomonas</u> et les <u>Nitrobacter</u> qui oxydent l'ammoniaque des rejets en des nitrites et des nitrates. Une équation générale décrivant l'oxydation d'un rejet peut être écrite de la façon suivante:

$$C_a H_b O_c N_d P_e S_f + (a + .25b + 1.25d + 1.25e + 1.5f - .5c) O_2 \rightarrow aCO_2$$

+ (.5b - .5d - 1.5e -F) $H_2 O + dNO_3 - + ePO_4 + fSO_4 + (d+3e+2F)H^+$
.....(27)

Il est évident, à partir de l'équation (27) que le rapport des éléments carbonés et nitrés dépendra de la composition originale du rejet et de la disponibilité en oxygène.

Pour les rivières où des effluents ayant subi un traitement primaire sont déchargés avec un haut degré d'azote non-oxydé, la DBO d'origine nitrée, peut représenter un facteur hautement significatif. Les composants d'origine nitrée de la demande biologique en oxygène totale peuvent être déterminés par (i) la supression par le bleu de methylène des bactéries de nitrification dans un échantillon pour obtenir la DBO carbonée et l'absence de cette suppression dans un autre échantillon pour obtenir la DBO d'origine carbonée plus la DBO d'origine nitrée, (ii) les mesures des concentrations en azote organique et en ammoniaque et, à partir de ces résultats, on évalue la DBO d'origine nitrée.

Une fois que les valeurs expérimentales de K_1 ont été déterminées, le coefficient K_3 peut être estimé en tenant compte aussi de la contribution possible de L_3 . Si la dispersion longitudinale peut être considérée comme négligeable, l'équation (22) peut être écrite comme suit:

$$L - \frac{L_a}{2.3 (K_1 + K_3)} = \left[L_0 - \frac{L_a}{2.3 (K_1 + K_3)}\right] 10^{-(K_1 + K_3)t}$$

....28

Maintenant si des données de DBO sont obtenues pour une section de rivière, trois cas possibles peuvent se présenter. Ces cas et les méthodes pour calculer K_3 sont les suivantes:

Cas 1- La DBO , L, est décroissante avec la distance le long du tronçon et, en plus, L est moindre que la quantité $L_0^{-K_1t}$ Ceci suggère que la DBO décroit plus rapidement que le taux de réduction dû à l'oxydation (K_1) seul. On conclut alors que K_3 est positif et l'on suppose pour simplifier que L_a = 0 et à partir de l'équation (28) on calcule K_3 .

- Cas 2 La DBO est décroissante, mais L est plus grand que la quantité L_0 (10 $^{-K_1}$ t). Ceci suggère que le taux d'addition de la DBO le long du tronçon dépasse le taux de retrait de la DBO par adsorption et sédimentation (K_3). On suppose alors que K_3 =0 et l'on calcule L_a à partir de l'équation (28).
- Cas 3 La DBO est constante ou croît le long du tronçon. Ceci est similaire au cas 2 et l'on utilise alors la même procédure.

Il a été montré que, pour les rivières où les vitesses dépassent 0.6 pied/sec., le dépôt de sédiments est négligeable; en conséquence K_3 peut être considéré comme presque nul dans de telles rivières.

Les valeurs de K_d et de K_N peuvent être estimées presque directement à partir des données des rivières sur la DBO d'origine carbonée et sur la DBO d'origine nitrée respectivement. On peut noter que c'est seulement avec l'usage du modèle de O'Connor et Ditoro [équation (25)] qu'il est nécessaire d'estimer les valeurs de K_N . Si les valeurs de la DBO de la rivière sont tracées sur papier logarithmique en fonction de la distance vers l'aval (cela veut dire que l'on suppose une réaction du premier ordre pour la disparition) on obtient en général un tracé similaire à celui qui est représenté à la Figure ll. En utilisant cette technique, Gannon (1966) et d'autres auteurs ont considéré que la constante ainsi obtenue était plus grande d'un facteur deux environ, que la constante obtenue par des analyses en laboratoire seulement.

Des valeurs de $L_{\rm a}$ ont aussi été obtenues en laboratoire et cet aspect de la question sera discuté plus tard.

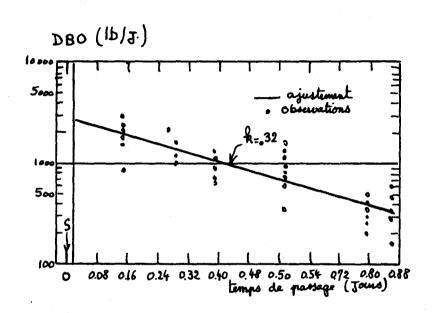


Figure 11 - Détermination de la constante de temps de la DBO à partir de données en rivière.

4.5.2 Evaluation de la constante de réaération (K_2)

Le taux d'absorption de l'oxygène de l'atmosphère par un volume d'eau V à une concentration uniforme d'oxygène est donnée par l'équation suivante:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{K_L A_S (C_S - C)}{V} \qquad \dots 29$$

 $o\bar{u}$ K_1 = coefficient d'absorption

 C_s = concentration de saturation

A_s = surface de contact.

On doit noter, que quand on applique cette équation à une rivière,

D = $(C_S - C)$ et à ce moment, l'équation (29) devient

$$\frac{dC}{dt} = \frac{K_L A_S}{V} D = K_2 D \qquad(30)$$

où $K_2 = \frac{K_L A_s}{V}$ qui est le coefficient de réaération.

Il est difficile de mesurer A_s spécialement dans un écoulement turbulent, c'est pourquoi on utilise en général, la relation suivante:

$$A_{s} = b A_{o} \qquad \dots (31)$$

où A_o = surface de contact apparente.

b = coefficient = 1 (pour une surface non turbulente)

Maintenant, si l'on reporte l'équation (31) dans l'équation (30), il est évident que K_2 est devenu K_L b où H est égal à la profondeur moyenne.

 ${\rm K}_{\rm L}$ est alors un coefficient fondamental qui doit rester le même pour des rivières différentes.

En opposition avec cela, le coefficient K_2 dépend de la profondeur.

Le coefficient de réaération ne peut pas être mesuré directement pour une rivière sauf en utilisant des méthodes très élaborées de traceurs; C'est pour cela qu'un énorme effort a été fourni pour essayer d'obtenir des relations (théoriques et empiriques) entre K_2 et les paramètres de base de la rivière. Ces efforts ont été passés en revue par Bennett et Rathbun (1971) et seulement un petit nombre des formules généralement acceptées sera développé ici.

Une formule semi-théorique développée par 0'Connor décrit K_2 comme suit:

$$K_2 = \frac{\left(D_{\rm m} \, \bar{u}\right)^{\frac{1}{2}}}{2.303 \, {\rm H}^{3/2}}$$
(32)

où K_2 = coefficient de réaération (dans la base 10)

 $D_{\rm m}$ = diffusivité moléculaire de l'oxygène à la température de la rivière (à 20°C, = 2.14 X $10^{-5} {\rm cm}^2/{\rm sec}$)

u = vitesse moyenne de l'écoulement

H = profondeur moyenne de la rivière.

Différents modèles empiriques ont aussi été dirigés et il semble qu'ils donnent de bons résultats. Isaacs et Goudy (1968) ont obtenu la relation suivante en utilisant une regression:

$$K_2 = 3.739 \frac{\overline{u}}{H^{3/2}} (1.0241)^{T-20} \dots (33)$$

où K_2 = coefficient de réaération dans la base 10

u = vitesse moyenne de l'écoulement (pi/sec)

H = profondeur de la rivière (pi.)

T = température de la rivière (°C)

La constante 3.739 de l'équation (33) peut être interprétée comme suit:

$$\chi = \frac{(Dm^{1/2})}{(v^{1/6}g^{1/6})}$$

où v =viscosité kinématique du liquide (cm 2 /sec)

g =aération causée par la gravité (pi²/sec)

 $\boldsymbol{\chi}$ -constante sans dimension

Thackston et Krenkel (1969) utilisant eux aussi des techniques de regression avec les données dans un canal de dérivation, ont obte-nu la relation suivante qui, incidemment, apparaît être la meilleure jusqu'à présent:

$$K_2 = .000125 \left[1 - \left(\frac{\overline{u}}{\sqrt{gh}}\right)^{1/2}\right]^{\sqrt{\frac{S_e g}{h}}} \cdots (34)$$

où K_2 = coefficient de réaération(dans la base 10)

u = vitesse moyenne de la rivière

g = constante de gravité

h = profondeur

S_e = pente de la ligne d'énergie.

Il est intéressant de noter que les coefficients de réaération qu'ils aient été obtenus pour des rivières ou pour des canaux ont été calculés par une méthode du bilan de l'oxygène où tous les paramètres de ce budget doivent être connus (une équation du genre de l'équation 25), à l'exception bien sûr du coefficient K_2 . Une conséquence de cela est que la plupart des mesures de K_2 ont été faites pour des situations simples, comme celle d'un canal recevant une charge polluante, avec aucune demande en oxygène provenant des dépôts de fond, et aucun effet ni de photosynthèse, ni de respiration. Le calcul de K_2 , pour une rivière naturelle, est une tâche extrêmement difficile et souvent entachée d'une grosse erreur.

4.5.3 <u>Evaluation des effets des dépôts de fond</u>

Dans certaines rivières ayant des dépôts organiques de fond importants (qui peuvent être d'origine soit naturelle, soit humaine) on a observé que la demande en oxygène dissous et la contribution à la DBO de ces sédiments peuvent compter pour 50% et plus de la diminution en oxygène

dissous. A cause de cela, le rôle des dépôts de fond doit être évalué avant qu'aucun modèle précis de rivière ne puisse être formulé. Dans le modèle de Dobbin, la demande benthique en oxygène est incluse dans le terme D_B combinée avec les effets de photosynthèse. O'connor et Ditoro ont divisé le terme D_B en ses trois composants c'est-à-dire S, P et R, soit la demande de fond, l'effet de photosynthèse et la respiration respectivement. Une approche de ce type sera développée ici et en addition, les méthodes pour évaluer S et L_a seront décrites dans cette section.

La demande benthique en oxygène, S, peut être causée par un ou plusieurs des trois facteurs suivants:

- (i) la consommation de l'oxygène par le produit final soluble de la décomposition benthique qui diffuse dans la couche d'eau supérieure;
- (ii) le déplacement de l'oxygène des couches supérieures de l'eau par des bulles anaérobiques de gaz provenant de ces dépôts (CH₄ et H₂S);
- (iii) l'utilisation de l'oxygène par des organismes aérobiques (bactéries ou formes supérieures) à l'interface entre les sédiments et l'eau.

Le terme S à son tour est influencé par différents facteurs tels que la concentration en oxygène de l'eau supérieure, la température de l'eau et le caractère de la communauté biologique. Les effets globaux de la température et de l'oxygène dissous sont représentés graphiquement à la Figure 12.

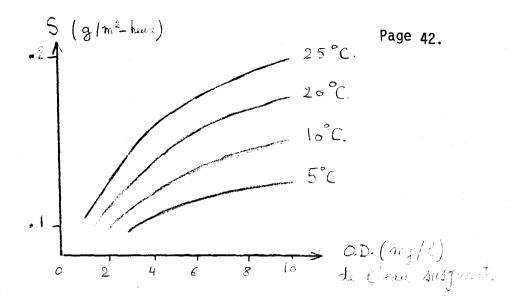


Figure 12 - Effet de la température et de l'oxygène dissous sur la demande benthique.

Fair et Geyer (1965) ont donné une équation empirique que l'on peut utiliser pour calculer S:

$$S_m = 3.14 \times 10^{-2} Y_0 C_T W \frac{5 + 160w}{1 + 160w} \sqrt{t_a} \dots (35)$$

où S_m = maximum journalier de la demande benthique en oxygène (g/m²)

 Y_0 = DBO (5 jour à 20° C) en gramme par kilogramme de matière volatile dans les sédiments.

 $C_T = Y/Y_0$ ou Y = valeur de la DBO indice 5 corrigée pour la température (g / kilogramme de matière volatile)

W = taux journalier de dépôt de matière volatile (kilogramme/m²)

t_a = durée pendant laquelle l'accumulation des dépôts prend place (en jour - jusqu'à 365)

La formule de Fair et Geyer peut, au mieux, être utilisée pour une estimation préliminaire de S et pour des estimations plus précises la demande benthique doit être évaluée <u>in situ</u> ou au laboratoire. En général on préfère la méthode <u>in situ</u>, mais elle n'est pas toujours possible, d'un point de vue opérationnel.

Souvent, il est nécessaire d'apporter des échantillons de sédiments qui n'ont pas été remués au laboratoire pour faire une analyse dans des conditions de rivière simulée. Ogunrombi et Dobbins (1970) ont décrit une technique utile de laboratoire.

Un échantillon des sédiments de surface est récolté (une carotte obtenue par la draggeuse d'Eckman) et envoyé immédiatement au laboratoire où il est placé dans une chambre scellée. De l'eau de la rivière ayant une DBO et de l'oxygène dissous en quantité connue passe alors au-dessus de cet échantillon à des débits proportionnels aux conditions naturelles. L'oxygène dissous et la DBO à la sortie sont ensuite controlés périodiquement. Un graphique de cette expérience se trouve à la Figure 13. Avec cette procédure, on obtient une estimation à la fois pour S et L_a .

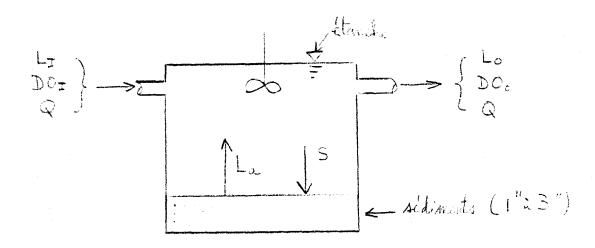


Figure 13 - Evaluation de laboratoire des coefficients L_a et S.

Si on effectue un bilan masse du système, on peut obtenir les expressions suivantes:

$$L_{a} = \frac{\Delta L}{\Delta t} + (\frac{1 + K_{1}T}{T}) L \qquad(36)$$

et

$$S = \frac{DO_{\underline{I}}}{T} - \frac{C}{T} - K_{1}L - \frac{\Delta C}{\Delta t} \qquad(37)$$

où L_a = contribution des sédiments à la DBO

T = Q/V = temps de résidence

 K_1 = constante de temps de la DBO

 DO_T = concentration de l'oxygène dissous à l'entrée

A partir de plusieurs expériences effectuées sur des sédiments différents , Ogunrombi et Dobbins ont trouvé que (i) les valeurs L_a ont tendance à être de l'ordre de 28% de S (ii) les valeurs obtenues par cette méthode ont tendance à être plus fortes que celles que l'on mesure $\underline{in\ situ}$, (iii) que L_a et S augmentent avec l'épaisseur des sédiments jusqu'à un maximum pour 15 cm et (iv) que les valeurs S et L_a diminuaient exponentiellement avec le temps pour un système non alimenté.

4.5.4 Effets de photosynthèse et de respiration

Les effets de photosynthèse et de respiration des algues représentent la plus grande complication dans la plupart des modèles de DBO-OD. L'équation chimique de la photosynthèse et de la respiration peut s'écrire:



 $(c_{106} H_{263} O_{110} N_{16} P_1) + 138 O_2$

....(38)

composition de la cellule d'algues

La photosynthèse ne peut se produire que quand le rayonnement solaire est disponible pour fournir l'énergie à la production de matière organiques, et la respiration, elle, n'a lieu que la nuit. (par exemple, l'oxydation de la matière organique pour produire de l'énergie)

Il est évident que la photosynthèse produit de l'oxygène et que la respiration la consomme, il en résulte des fluctuations diurnes de plusieurs mg/1 d'oxygène dissous. Une représentation caractéristique du phénomène est montrée à la Figure 14. Il faut noter que le maximum de l'oxygène dissous correspond pratiquement exactement au maximum de l'éclairement solaire et que les minima se produisent durant la nuit. Une augmentation de n'importe lequel des nutrient (CO2, N ou P), alors que tous les autres nutrients sont en excès, causera une situation favorisant la surproduction par photosynthèse. C'est la raison pour laquelle les charges en éléments nutritifs, en plus des charges organiques, peuvent causer des problèmes importants au niveau de l'oxygène dissous dans une rivière.

La quantification des effets de photosynthèse et de respiration est extrêmement difficile et la plupart des constructeurs de modèles ont choisi, jusqu'à récemment, d'ignorer ces effets.

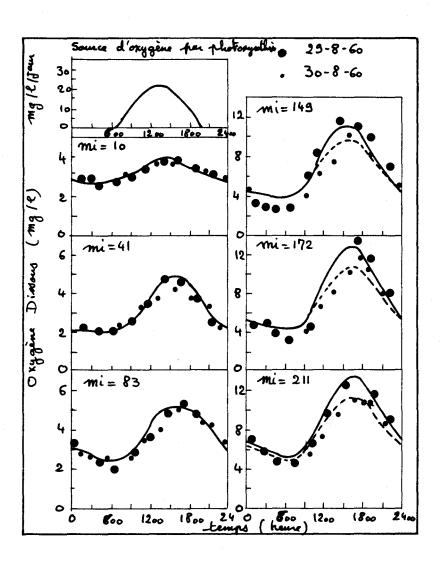


FIGURE 14. Comparaison des variations dûes à la photosynthèse, observées et calculées de l'oxygène dissous dans le temps.

Quelques progrès ont été réalisés par O'Connor (1966 et 1967) et O'Connor et Ditoro (1970). Ils font l'hypothèse que le taux de production d'oxygène par la photosynthèse des algues est une fonction périodique de la forme:

$$P(t) = P_{m} \sin \left[\frac{\pi}{p} (t-t_{s})\right] \text{ quand } t_{s} \leq t \leq t_{s} + P$$

$$= 0 \text{ quand } t_{s} + P \leq t \leq t_{s} + 1$$

où $P_m = au taux maximum de production d'oxygène (mg/1-jour)$

 t_s = le temps où la source de lumière commence (en jours)

On suppose que cette fonction se répète périodiquement chaque jour et l'équation (39) exprime P(t) pour une journée seulement et l'extension périodique de cette fonction peut être exprimée comme une série de Fourier $\left[\begin{array}{c} voir \ 0'Connor \ et \ Ditoro \ (1970) \end{array}\right]$.

$$P(t) = P_{m} \left\{ \frac{2p}{\pi} + \sum_{n=1}^{\infty} b_{n} \cos \left[2m\pi \left(t - t_{s} - \frac{P}{2} \right) \right] \right\} \dots 40$$

$$b_{n} = \cos (n\pi p) \frac{\frac{4\pi}{p}}{\left(\frac{\pi}{p} \right)^{2} - (2\pi n)^{2}} \dots (41)$$

Maintenant, en faisant les modifications convenables pour tenir compte de K_2 l'équation (40) peut être simplement ajoutée à l'équation (25) de façon à prendre en compte les effets de photosynthèse. Ce terme additionnel de photosynthèse peut alors être écrit:

$$- P_{m} \begin{cases} \frac{2p}{\pi K_{2}} & (1 - e^{-K_{2}(x/\overline{u})}) & \dots (42) \end{cases}$$

$$+ \sum_{n=1}^{\infty} \frac{bn}{\sqrt{K_{2}^{2} + (2\pi n)^{2}}} \cos \left[2\pi n \left(t - t_{s} - \frac{p}{2} \right) - tan^{-1} \left(\frac{2\pi n}{K_{2}} \right) \right]$$

$$- e^{-K_{2}(x/\overline{u})} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{b_{n}}{\sqrt{K_{2}^{2} + (2\pi n)^{2}}} \cos \left[2\pi n \left(t - t_{s} - \frac{p}{2} - \frac{x}{u} - tan^{-1} \left(\frac{2\pi n}{K_{2}} \right) \right]$$

Les méthodes pour évaluer P_m et R sont largement iteratives (séries d'essais successifs) ce qui implique un grand nombre de manipulations avant d'obtenir une bonne concordance entre les valeurs observées et les valeurs prédites. Une estimation grossière peut être obtenue à partir des fluctuations journalières pour n'importe quelle section de l'écoulement. Une telle situation hypothétique est représentée à la Figure 15.

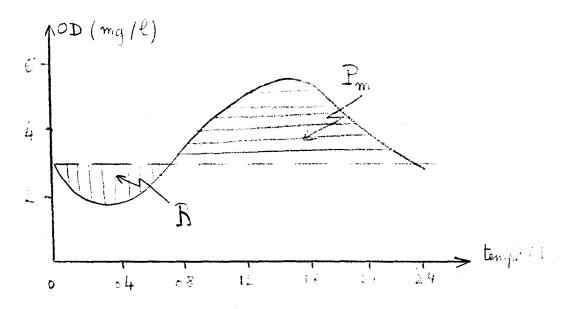


Figure 15 - Variations de niveau de l'oxygène dissous au cours de la journée.

On peut prédire le niveau d'oxygène dissous pour n'importe quelle section en ne considérant que les effets de réaération, de demande biologique en oxygène due à la décomposition bactérienne des éléments nitrés et carbonés, de la demande biologique en oxygène due à l'adsorption et à la demande benthique. Les déviations au-dessus de cet état peuvent être attribuées à la photosynthèse et les déviations au-dessous de cet état peuvent être attribuées à la respiration des algues. Les surfaces intégrées au-dessus et au-dessous de ce niveau moyen représenteront les estimations respectives de $P_{\rm m}$ et R. En général il est nécessaire de réajuster ces valeurs préliminaires par la suite dans le processus de réglage-fin du modèle.

4.5.5 Estimation de L_0 , N_0 et D_0 .

Les estimations de L_0 , N_0 et D_0 peuvent être obtenues très simplement en faisant le bilan masse de la demande biologique en oxygène dûe aux éléments carbonés, de la demande biologique en oxygène dûe aux éléments nitrés et de l'oxygène dissous, immédiatement en amont et en aval du rejet.

4.5.6 <u>Corrections de température des constantes de temps</u>.

En général, une constante de temps est déterminée à 20° C (K_1 ou K_3) elle peut être convertie à la température de la rivière au moyen de l'équation suivante

$$(K_{base 10})_{T} = (K)_{20} \circ_{C}^{\Theta(T-20)} \dots (43)$$

où T = la température de l'eau (20°C)

 \odot = 1.047 pour les températures entre 10° C et 32° C

= .985 pour des températures entre 32°C et 40°C

= 1.126 pour des températures entre 2°C et 10°C

Les corrections de température pour K_2 sont déjà incorporées dans l'équation (33) décrite plus haut.

4.6 Erreurs sur les paramètres et valeurs caractéristiques

Bennett et Rathbun (1971) ont effectué une analyse de sensibilité et des erreurs sur les équations de l'oxygène dissous de Dobbin. (Voir les équations 21 et 22). Ils ont compilé un résumé des erreurs possibles pour les différents paramètres. Ce résumé est montré au Tableau 3. L'erreur quadratique moyenne est la valeur moyenne de la racine carrée des déviations du paramètre mesuré par rapport à la vraie valeur de ce paramètre. On doit noter que les valeurs présentées au Tableau 3 ne sont que des estimations et servent seulement d'indicateur sur la grandeur relative des erreurs.

TABLEAU 3

ERREURS PROBABLES DANS LES MESURES DES PARAMETRES DU BILAN DE

L'OXYGENE DISSOUS

Paramètre	Ecart quadratique moyen	Maximum
K _] (base 10)	.05 jour ⁻¹	.30 jour ⁻¹
K ₃ (base 10)	.10 jour ⁻¹	.50 jour ⁻¹
D _o	.10 mg/1	1.0 mg/l
L _o	2.0 mg/1	10 mg/l
P _m	2.0 mg/1-jour	10 mg/l-jour
S	5.0 mg/1-jour	20 mg/l-jour

Des valeurs typiques sont présentées au Tableau 4

TABLEAU 4

VALEURS TYPIQUES DES PARAMETRES DU MODELE

Paramètre	Valeur
Surface de la section	320.0 pieds ²
Profondeur	1.90 pied
Température	28.0 ⁰ C
Débit	295.0 pc/s
K _c (base e)	.80 jour ⁻¹
K _N (base e)	1.90 jour ⁻¹
P_{m}	22.0 mg/l-jour
R	22.0 mg/1-jour
t _s	0700
P	13 (heures)
•	

4.7 Procédures générales de la construction du modèle

Une fois que le modèle de base a été décidé, que ce soit le modèle de Streeter-Phelps, de Dobbin ou d'O'Connor et Ditoro ou n'importe quelle autre formulation, le problème existe toujours de savoir comment cela doit être appliqué à un système complet de rivières recevant un grand nombre de charges. Comme cela a été mentionné durant tout l'exposé précédent, la rivière est découpée en tronçons. Cette technique de sectionnement se prête bien aux calculs numériques utilisés en relation avec les ordinateurs. En général, le choix des sections est basé sur des discontinuités d'ordre hydraulique, chimique ou biologique du système riverain. Une situation hypothétique est présentée à la Figure 165. Des discontinuités particulières peuvent être causées par des changements soit dans le régime de l'écoulement, soit dans la profondeur de la rivière, soit dans les caractéristiques des sédiments, soit dans les caractéristiques de la photosynthèse. D'autres facteurs comme des rejets supplémentaires, des aménagements ou des affluents peuvent aussi avoir une influence sur le tronçonnage. La lonqueur des sections peut varier de quelques centaines de pieds à quelques milles. Une contrainte supplémentaire sera bien sûr, imposée pour les longs systèmes par la capacité de mémoire de l'ordinateur. Une fois que le choix des sections a été effectué, on considère chaque tronçon comme un élément indépendant avec ses entrées et ses sorties et son ensemble particulier de paramètres $(K_1, K_2, K_3, P_m, R \text{ etc.})$; on applique alors le modèle choisi, ce qui donne un système de N équations différentielles à N inconnues. Ce système peut alors être résolu dans un certain nombre de conditions variées et les résultats combinés servent à prédire les niveaux d'oxygène dissous et de demande biologique en oxygène pour la rivière entière. Le livre de Thomann (1972) donne plus de détails sur la façon de construire ce modèle.

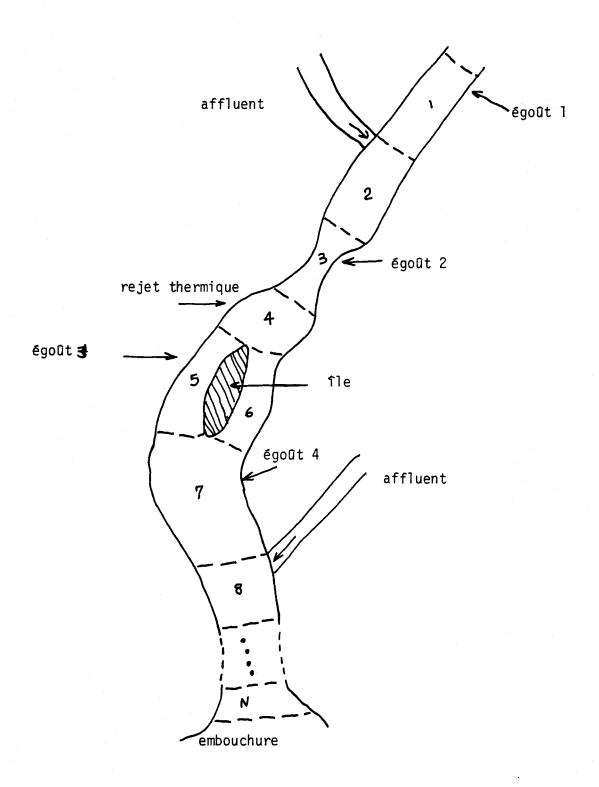


FIGURE 16 - Sectionnage d'un système riverain hypothétique pour la construction d'un modèle.

- I- BAILEY, T.E. "Estuarine Oxygen Resources Photosynthesis and Reaeration" J.A. Sce. San Div 96 (2):279 (1970)
- 2- BELLA, D.A. "Dissolved Oxygen Variations in Stratified Lakes" J.A. Sce San Div 96(5):1129 (1970).
- 3- CAMP, T.R. "Field Estimates of Oxygen Balance Parameters" J.A. Sce San Div 91 (5):1 (1965)
- 4- COURCHAINE, R.J. "Significance of Nitrification in Stream Analysis-Effects on the Oxygen Balance" J. WPCF 40(5):835 (1968).
- 5- CUSTER, S.W. and KRUTCHKOFF, R.G. "Stochastic Model for BOD and DO in Estuaries" J.A. Sce. San Div 95(5): 865 (1969)
- 6- DITORO, D.M. "Stream Equations and Method of Characteristics" J.A. Sce. San Div. 95(4):699 (1969)
- 7- DITORO, D.M. and O'CONNOR, D.J. "The Distribution of Dissolved Oxygen in a Stream with Time Varying Velocity" Water Resources Res. 4(31): 639 (1968)
- 8- DOBBINS, W.E. "BOD and Oxygen Relationships in Streams" J.A. Sce San Div. 90(3):53 (1964)
- 9- DRESNACK, R. and METZGER, I. "Oxygen Response and Aeration in Streams" Purdue Industrial Waste Conf. pp. 262 (1968).
- 10- FRANKEL, R.J. and HANSEN, W.W. "Biological and Physical Responses in a Freshwater Dissolved Oxygen Model" in: <u>Advances in Water</u>

 Quality Improvement, Univ. of Texas Press, Austin (1968).
- 11- GANNON, J.J. "River and Laboratory BOD Rate Considerations. J.A. Sce. San Div. 92 (1): 135 (1966).

- 12- HOOVER, T.E. and ARNOLDI, R.A. "Computer Model of Connecticut River Pollution" J. WPCF 42(2):R67 (1970).
- 13- HUNTER, J.U. and WHIPPLE, W. "Evaluationg Instream Aeration of Polluted Rivers" J WPCF 42(8):R249 (1970).
- 14- IRVIN, W.H. et al "Impoundment Destratification by Mechanical Pumping J.A. Sce San Div 92(6):21 (1966).
- 15- ISAACS, W.P. and GAUDY, A.F. "Atmospheric Oxygenation in a Simulated Stream" J.A. Sce San Div 94(2):319 (1968).
- 16- JASKE, R.T. Digital Simulation System for Prediction of Water Quality" in: Advances in Wat. Poll. Res. pp. 201 (1969).
- 17- JULIANO, D.W. "Reaeration Measurements in an Estuary" J.A. Sce San Div. 95(6): 1165 (1969).
- 18- KARTCHNER, A.D. <u>et al</u> "Modeling Diurnal Fluctuation in Stream Temperature and Dissolved Oxygen" Purdue Industrial Waste Conf. pp. 436 (1968).
- 19- KOTHANDARAMAN, v. and EWINE, B.B. "A Gribabukustuc Analysis of Dissolved Oxygen-Biochemical Oxygen Demand Relationship in Streams" J. WPCF 41(2):R73 (1969).
- 20- KRENKEL, P.A. et al "Impoundment and Temperature Effect on Waste Assimilation" J.A. Sce 95(1):37 (1969)
- 21- LIEBMAN, J.C. and LOUCKS, D.P."A Note on Oxygen Sag Equations" J. WPCF 38(12): 1963 (1966).
- 22- LOUCKS, D.P. and LYNN, W.R. "Probabilistic Models for Predicting Stream Quality" Water Resources Res 2(3): 593 (1966)

- 23- MANCZAK, H. "The Course of Self-Purification Process of Canalized Highly Polluted Rivers" in: <u>Advances in Wat. Poll. Res.</u> pp.1 (1969)
- 24- MANCZAK, H. and KRASNODERSKI, R. "A Mathematical Model of Self-Purification Process in a Canalized Highly Polluted River" in: Advances in Wat. Poll. Res. (in press)
- 25- METZGER, I. "Effects of Temperature on Stream Aeration" J.A. Sce 94(6): 1153 (1968)
- 26- McDONNEL, A.J. and HALL, S.D. "Effect of Environmental Factors on Benthal Oxygen Uptake" J. WPCF 41(8): R353 (1969).
- 27- McKEOWN, J.J. et al "Studies on the Behaviour of Benthal Deposits of Wood Origin" J. WPCF 40(2): R333 (1968)
- 28- NOVOTNY, V. "Mathematical Modeling of Water Quality Changes in a River Basin" in: Advances in Wat. Poll. Res. (in press)
- 29- O'CONNELL, R.L. and THOMAS, N.A. "Effect of Benthic Algae on Stream Dissolved Oxygen" J.A. Sce San Div 91(3):1 (1965)
- 30- O'CONNOR, D.J. "An Analysis of Dissolvee Oxygen Distribution in the East River J. WPCF 38 (11): 1813 (1966)
- 31- O'CONNOR, D.J. "The Temporal and Spatial Distribution of Dissolved Oxygen in Streams" Water Resources Res 3(1):65 (1967)
- 32- O'CONNOR, D.J. and DITORO, D.M. "Photosynthesis and Oxygen Balance in Streams" J.A. Sce San Div 96(2):547 (1970)
- 33- O'CONNOR, D.J. and DITORO, D.M. "Analysis of the Dissolved Oxygen Variation in a Flowing Stream" in: Advances in Water Quality Improvement, Univ. of Texas Press, Austin (168)

- 34- OLDAKER, W.H. et al "Pilot-Plant Study of Benthic Oxygen Demand of River Bottom Sediments" J. WPCF 40(10):1688 (1968)
- 35- ORLOB, G.T. et al "Modeling of Water Quality Behavior in an Estuarial Environment" in: Adv. in Wat. Poll, Res. pp. 845 (1969)
- 36- OGUNROMBI, J.A. and DOBBINS, W.E. "The Effects of Benthal Deposite on the Oxygen Resources of Natural Streams" J. WPCF 42(4):538 (1970)
- 37- PENCE, G.D. et al "Time-Varying Dissolved Oxygen Model" J.A. Sce San Div 94(2):381 (1968)
- 38- SONNICHEN, J.C. and O , C.A. "Examination of the Thermocline"

 J.A. Sce San Div 96(2):353 (1970)
- 39- SYMONS, J.M. et al "Management and Measurement of DO in Impoundments" J.A. Sce San Div. 93(6):181 (1967)
- 40- THACKSTON, E.L. and KRENKEL, P.A. "Reaeration Prediction in Natural Streams" J.A. Sce 95(1): 65 (1969)
- 41- THACKSTON, E.L. and SPEECE, R.E. "Review of supplemental Reaeration of Flowing Streams" J. WPCF 38(10):1614 (1966)
- 42- THAYER, R.P. and KRUTCHKOFF, R.G. "Stochastic Model for BOD and DO in Streams" J.A. Sce, San Div 93(3):59 (1967)
- 43- THOMANN, R.V. "Recent Results from a Mathematical Model of Water Pollution in the Delaware Estuary" Wat. Res. Res. 1(3): (1965)
- 44- TSIVOGLOU, E.C. et al "Tracer Measurement of Stream Reaeration II Field Studies" J. WPCF 40(2):285 (1968)

- 45- VARMA, M.M. and DIGIANO, F. "Kinetics of Oxygen Uptake by Dead Algae" J. WPCF 40(4):613 (1968)
- 46- O'CONNOR, D.J. et al "Lecture Notes on Mathematical Modeling of Aquatic Systems" Manhattan College (1971)
- 47- BENNETT, J.P. and RATHBUN, R.E. "Reaeration in Open-Channel Flow"
 Open File Reports U.S. Dept of the Interior Geological
 Survey, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado
 April (1971)
- 48- THERIAULT, E.J. "The Oxygen Demand of Polluted Waters" Public Health Bull. 173, Washington, U.S. Public Health Service (1927).
- 49- THOMAS, H.A. "The Slope Method of Evaluating the Constants of the First-Stage Biochemical Oxygen-Demand Curve" Sewage Works Journal 9(3):425-430 (1937)
- 50- FAIR and GEYER "Water Supply and Waste Water Disposal" John Wiley & Sons. New York (1965)
- 51- THOMANN RIV. "Systems Analysis and Water Quality Management" 286 pp. Env. Sci. Serv.- Div. ERA (1972.)

CHAPITRE 5

MODELES DE POLLUTION THERMIQUE.

5.1 Introduction

Jusqu'à très récemment, les ingénieurs et les scientifiques s'occupant de problèmes de la qualité de l'eau se sont principalement intéressés aux polluants organiques, aux éléments nutritifs et aux toxiques. L'attention portée aux problèmes de pollution thermique ou pollution causée par la chaleur est beaucoup plus actuelle. On appelle pollution thermique à peu près n'importe quel évènement qui modifie de façon substantielle la température de l'eau et qui, par là même, a un effet néfaste sur l'écologie de l'eau, et la vie qui en dépend. 70% de la pollution thermique est causée par les centrales thermo-électriques, les autres 30% sont dûs aux industries du pétrole, aux industries chimiques, à la sidérurgie et aux industries de la pâte et du papier.

Les usines thermo-électriques utilisent comme combustibles, soit des éléments fossiles(pétrole, charbon) soit du combustible nucléaire. Dans une usine moderne et efficace fonctionnant au charbon, 5,300 BTU soit à peu près 67% de la chaleur, est perdu par kw/heure d'énergie produite. Pour une usine nucléaire dont le rendement est encore plus mauvais, le chiffre correspondant est de 7,100 BTU par kw/heure produite. Parker et Krenkel (1969) ont calculé le bilan d'énergie d'une centrale électrique fonctionnant à la vapeur (Tableau 5).

TABLEAU 5

BILAN D'ENERGIE D'UNE CENTRALE ELECTRIQUE A VAPEUR

Rendement global	40%
Rendement de la génératrice	97.5%
Equivalent-Chaleur de 1 kw/heure	3413 BTU
Energie du combustible requis 4313/0.4	8533 BTU
Pertes de chaleur dans la chaudière(10% du combus- tible)	853 BTU
Energie transmise à la turbine 8533-853	7680 BTU
Pertes en chaleur dans la génératrice (2.5% de la quantité fournie)	87 BTU
Energie à la sortie de la génératrice	3413 BTU
Energie nécessaire à la génératrice = énergie à la sortie de la turbine	3500 BTU
Energie restant dans la vapeur quittant la turbine et récupérée par le condenseur 7680-3500	4180 BTU
Eau de refroidissement nécessaire pour une élévation de température de 10°:(4180 + 87) / 10 X 8.33	51 Gal.
Eau de refroidissement pour une élévation de tem- pérature de 15°: (418 + 87) / 1.5 X 8.33	34 Gal.

Le problème de la pollution thermique ne peut que s'accroître du fait de la demande croissante en énergie et de la diminution des ressources hydroélectriques non exploitées. Les prévisions américaines en énergie sont présentées au Tableau 17. - Les ressources hydrauliques pourront satisfaire une plus grande part de la demande au Canada.

Avant qu'un rejet thermique puisse être rejeté dans un volume aquatique (rivière ou lac), ses effets potentiels sur le milieu (physiques, chimiques et biologiques) doivent être évalués. S'il est évident que des effets nocifs vont apparaître, il peut être nécessaire d'envisager d'autres méthodes de dissipation de la chaleur (par exemple, des tours de refroidissement).

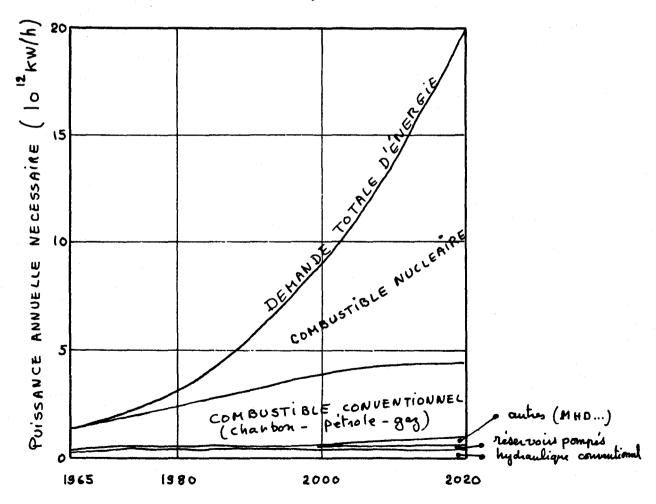


FIGURE 17- Prévisions de la répartition des différentes sources d'énergie primaire aux Etats-Unis pour la production d'électricité.

5.2 Effets physiques de la pollution thermique sur la qualité de l'eau.

Les caractéristiques de l'eau, comme la viscosité, la pression de vapeur, la densité, la tension superficielle et la solubilité des gaz sont directement reliées à la température; de là un rejet thermique peut influencer les caractéristiques fondamentales de l'eau et à son tour, influencer les processus de sédimentation, d'adsorption, d'échanges ioniques, de flocculation et d'infiltration qui se produisent dans une rivière. D'autre part, un accroissement dans la température accroît la tension de vapeur d'eau et, comme conséquence, accroît l'évaporation. Comme l'évaporation peut être le mécanisme principal de dissipation de chaleur, il en résulte que dans une certaine mesure, la pollution thermique est un phénomène auto-régulé.

5.3 Effets biologiques de la pollution thermique.

Les effets d'un rejet thermique sur les diverses formes de la vie aquatique, peuvent s'observer à un ou plusieurs des différents endroits du système de refroidissement:

- i) à l'entrée en causant des dommages organiques aux poissons
- ii) au condenseur et à la tuyauterie de sortie en causant des dommages mécaniques et en créant des effets de température sur les espèces les plus petites.
- iii) dans le canal de dérivation (s'il y a lieu) en causant des effets de température et des effets reliés à la température.
- iv) dans la zone de mélange du cône chaud dans la rivière en causant des effets de température.
- v) une fois mélangé à l'eau -en causant des effets de température et des effets reliés.

Quand de l'eau de refroidissement est pompée à travers les condenseurs, une montée soudaine de température de 10 à 20°C a lieu, ce qui est plus ou moins fatal à la plupart des formes biologiques de la vie. En plus de cela, les changements de pression et les corps chimiques ajoutés à l'eau peuvent avoir des effets nocifs. L'impact général des effets du condenseur sur la rivière dépendra de la proportion de l'écoulement total qui est utilisée pour des buts de refroidissement.

Si un canal est utilisé pour la dissipation de la chaleur avant le rejet dans l'écoulement principal de l'eau, un phénomène connu comme l'auto-pollution peut se produire. Un canal naturel (qui n'est pas soumis à un rejet thermique) a, en général, une structure d'écosystème semblable à celle qui est représentée dans la Figure 18. La matière organique est produite sous la forme d'algues, qui à leur tour sont controlées par les herbivores et ainsi de suite, avec à la fin, une perte nette de matière organiques relativement petite. Maintenant, si un rejet thermique a lieu, les herbivores et les carnivores étant particulièrement sensibles à la chaleur, vont mourir et les algues, qui sont beaucoup moins sensibles, vont se développer. Le résultat net de cela est que de grandes quantités de matières organiques se trouvent sous la forme d'algues flottantes qui vont être entraînées dans l'écoulement principal, qui vont se décomposer et utiliser l'oxygène disponible et, de là, créer une auto-pollution.

La plupart des effets de la pollution thermique se manifestent dans l'écoulement principal sur les poissons qui, en particulier, ont une réponse particulièrement nette au phénomène. Les organismes peuvent être divisés sur la base de leur tolérance en température; on appelle organismes eurythermiques, les organismes qui peuvent subir sans dommage, une grande gamme de températures, et stenothermiques, ceux qui ne supportent qu'une gamme assez étroite de variations. Les algues

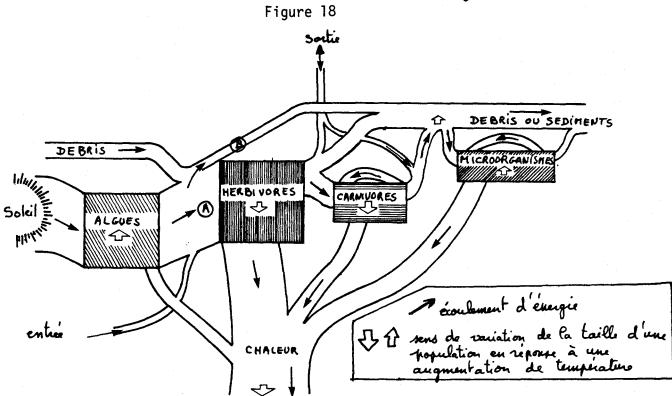
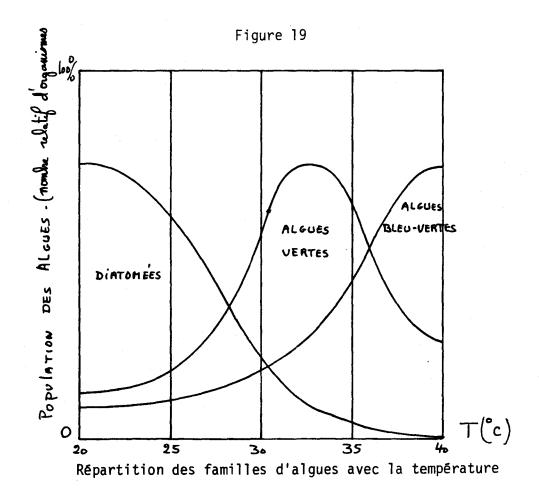


Schéma de l'écoulement de l'énergie dans un écosystème aquatique



sont des organismes eurythermiques et ne montrent qu'une petite réponse aux changements de température de moins de 10° C. Il peut y avoir certains changements dans les types d'algues présentes, en particulier un changement des espèces vertes vers les espèces bleues-vertes plus résistantes à la chaleur. La séquence complète de la succession des différents types d'algues avec la température est montrée à la Figure 19. Les algues qui fixent l'azote préfèrent les eaux plus chaudes et,en conséquence, la pollution thermique peut indirectement causer une pollution par excès de nutrient (azote) - ceci peut être présenté comme une autre forme d'auto-pollution.

Les herbivores ou les zooplancton sont des organismes strictement stenothermiques et des changements dans la température de 2^OC peuvent causer la disparition de 80% des espèces. Malgré cela, il se trouve que les populations sont remplacées très rapidement, surtout si les algues (leur principale source de nourriture) sont présentes et abondantes.

Comme cela a été mentionné plus haut, les poissons sont très sensibles aux changements de température. Ceci, combiné au fait qu'ils ne peuvent maintenir par eux-mêmes une température constante de leur corps et que la température de leur corps est reliée directement à la température de l'environnement, les rend particulièrement sensibles à la pollution thermique. Pour cette raison, à cause du fait que la vitesse de leur métabolisme est directement fonction de la température, ils peuvent littéralement se métaboliser eux-mêmes jusqu'à la mort en présence d'une eau chaude. Un facteur atténuant est que le poisson peut s'ajuster ou s'acclimater à des températures de l'eau plus hautes si l'accroissement a lieu lentement (par exemple, un poisson-rouge peut survivre d'une température de 16°C à 40°C, si les variations sont lentes). D'autres facteurs peuvent influencer la réponse d'un poisson à la température (le type de ce poisson, son âge, sa condition physique, la saison,).

Malgré tout, un diagramme de tolérance thermique pour certaines espèces de poissons peut être particulièrement utile pour prédire les effets globaux de la pollution thermique sur une population de poissons d'une rivière. Un tel diagramme est présenté à la Figure 20.

Voici un exemple de l'utilisation que l'on peut faire de ce tableau. Supposons que la température moyenne d'une rivière soit 10° C et que l'on se propose de l'élever par des apports de chaleur à une température de 20° C . A partir du tableau, il est évident que l'on aura un taux de mortalité plus grand que 10%, mais moindre que 50% pour l'espèce particulière de poissons considérée. En réalité la situation n'est pas si simple, et d'autres facteurs comme la durée de l'exposition et les migrations de poissons en dehors de la zone à haute température, doivent être pris en considération.

5.4 Effets chimiques de la pollution thermique.

La plupart des réactions chimiques sont sensibles à la chaleur avec, en première approximation, un doublement de la vitesse de réaction pour une augmentation de température de 10°C. Plus précisément, la variation de la constante d'équilibre K de la réaction chimique avec la température peut s'exprimer comme:

$$\frac{d(\ln K)}{dt} = \frac{E_a}{RT^2} \qquad(44)$$

où T = température absolue (OK)

R = constante universelle des gaz (cal/K-mole)

 E_a = énergie d'activation (cal/mole)

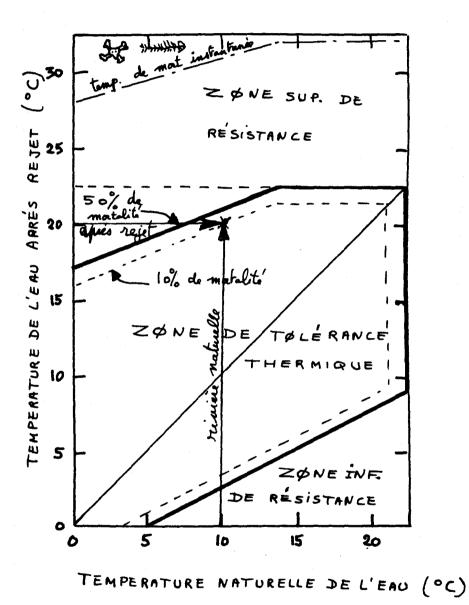


FIGURE 20 - Graphique de tolérance thermique d'un poisson hypothétique par rapport à sa température d'acclimatation.

Si l'on intègre l'équation (44) entre les température T_1 et T_2 , on obtient l'équation bien connue de vant Hoff:

$$\ln \frac{K_2}{K_1} = \frac{E_a(T_2 - T_1)}{RT_1 T_2} \qquad(45)$$

De cette façon, les conséquences de n'importe quelle élévation de température sur une réaction chimique spécifique qui se trouve naturellement dans la rivière, peuvent être directement évaluées.

5.5 <u>Effets de la pollution thermique sur la capacité d'assimilation</u> des rejets des rivières.

Comme on l'a vu, K_1 , K_2 et les autres paramètres des équations du bilan de l'oxygène sont dépendants de la température, il est logique de conclure que la pollution thermique a un effet sur les capacités d'assimilation des rejets dans les rivières. Considérons le cas simplifié où K_1 et K_2 sont les seuls paramètres prépondérants de ces équations. Il est évident qu'une augmentation de température provoque une augmentation à la fois de K_1 et K_2 , mais leur taux relatif d'accroissement est différent, alors que K_1 croît avec un taux plus grand. La conséquence est que l'effet global de la pollution thermique est de réduire cette capacité d'assimilation. La réponse de K_1 et K_2 à la température est montrée à la Figure 21.

Un exemple des effets nets de la pollution thermique est montré à la Figure 22. Une rivière qui peut convenablement assimiler une charge organique de 28,000 livres par jour de DBO à 5°C présente des conditions critiques d'oxygène dissous si la température est augmentée jusqu'à 35°C. Les autres effets de la température sur les processus en rivière ont, en général, pour conséquence d'augmenter les puits d'oxygène dissous comme la demande benthique et la respiration.

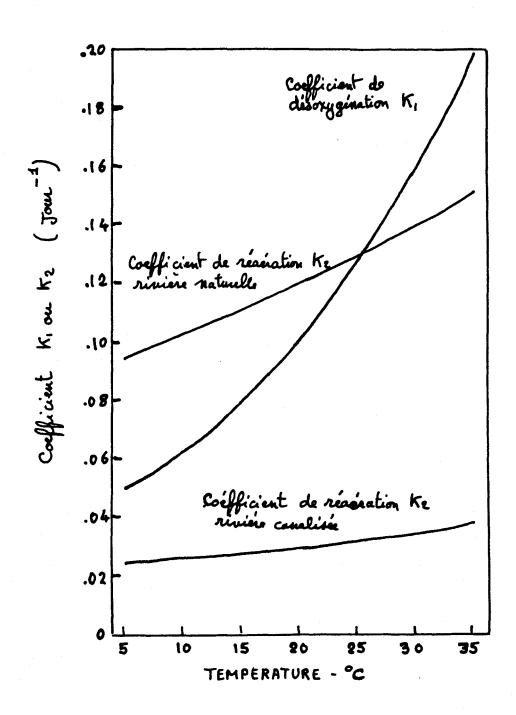


FIGURE 21 - Variations de K_1 et K_2 avec la température.

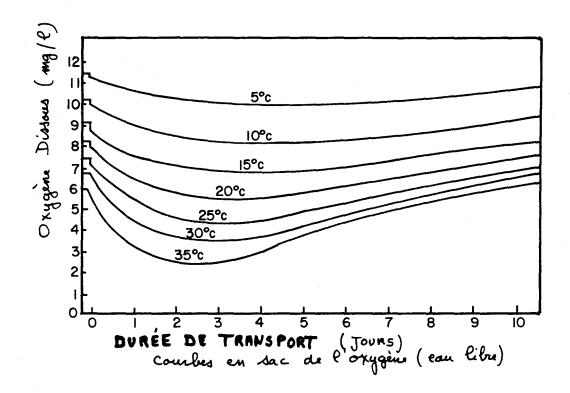


FIGURE 22 - Réponse de l'oxygène dissous d'une rivière à la température.

5.6 Prédictions de la dissipation de la chaleur.

Avant d'essayer de prédire les conditions de dissipation de la chaleur, on doit passer en revue les mécanismes qui la contrôlent. Les plus importants mécanismes sont l'évaporation, la conduction, la radiation et l'advection. Les proportions relatives de ces différents termes sont montrés à la Figure 23 pour janvier et juin (en prenant comme exemple un lac de l'Illinois.)

On peut noter qu'en janvier, la grandeur relative des pertes de chaleur par conduction augmente. On doit aussi noter que les pertes de chaleur causées par l'évaporation sont bien plus élevées en été qu'en hiver. Les sources et les puits de chaleur sont résumés à la Figure 24, avec (pour chaque mécanisme) l'ordre de grandeur des valeurs.

5.6.1 Bilans d'énergie.

Quoique d'autres méthodes aient aussi été utilisées (bilan d'eau et théorie des transferts de masse) l'approche du bilan d'énergie pour calculer la réponse d'un système aquatique à des entrées et à des sorties de chaleur est la méthode la plus précise (les erreurs probables étant de l'ordre de grandeur de 5% si l'on mesure avec soin les entrées et les sorties). Les différents composants du bilan d'énergie par unité de surface d'eau peuvent s'exprimer comme suit:

$$Q_s - Q_r + Q_a - Q_{ar} - Q_{bs} + Q_v - Q_e - Q_h - Q_w = Q$$
(46)

οù

 $\mathbf{Q}_{\mathbf{S}}$ = radiations Ondes Courtes incidentes sur la surface de l'eau

 Q_r = radiations Ondes Courtes réfléchies

Q_a = radiations Ondes-Longues provenant de l'atmosphère

 Q_{ar} = radiations Ondes-Longues reflechies

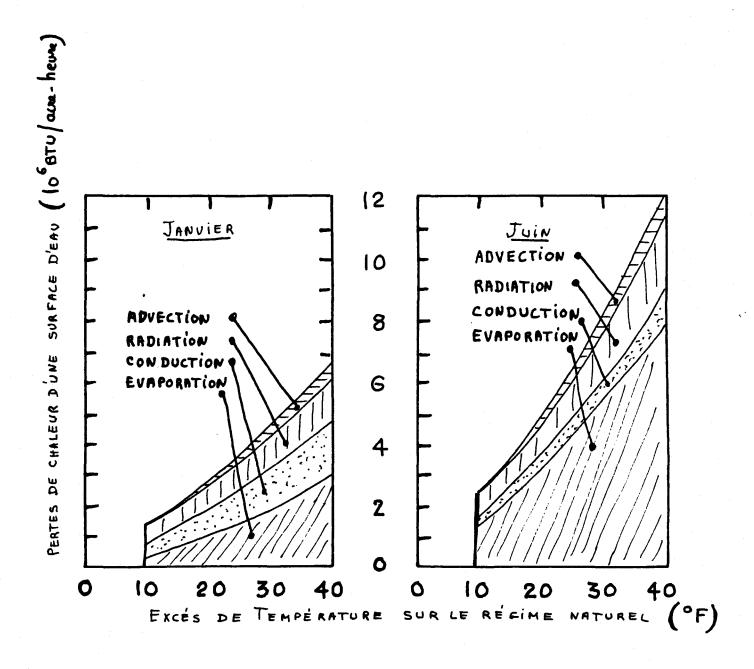


FIGURE 23 - Dissipation de la chaleur par évaporation, radiation, conduction et advection en janvier et en juin.

 Q_{bs} = radiations ondes longues emises par l'eau;

Q_v = énergie apportée par les entrées (incluant le ruissellement et la précipitation et en tenant compte des sorties);

 Q_{α} = énergie nécessaire à l'évaporation;

 Q_h = énergie transférée par conduction (chaleur sensible)

 Q_{w} = énergie perdue par l'eau évaporée;

Q = accroissement d'énergie emmagasiné dans le système.

Les différents termes de l'équation (46) seront brièvement discutés en ce qui concerne les méthodes de mesure ou l'évaluation de leur grandeur.

5.6.2 <u>Evaluation des différentes quantités de l'équation du bilan</u> d'énergie.

i) Radiations ondes courtes Q_s

Les radiations ondes courtes proviennent directement du soleil et peuvent être mesurées avec précision par un Pyroheliomètre. Le résultat est influencé par la latitude, la nébulosité, l'heure du jour, et la saison.

ii) Radiations ondes longues Q_a

La température de l'air et l'humidité détermine la quantité des radiations ondes longues qui augmentent avec l'humidité dans l'air. Ce phénomène est remarquablement bien représenté par l'équation empirique suivante:

$$Q_a = .97 \sigma (T_w^4 - BT_a^4)$$
(46b)

VITESSE NETTE A LAQUELLE LA CHALEUR TRAVERSE LA SURFACE

FIGURE 24 - Mécanismes de transfert de chaleur à travers la surface de l'eau.

où Q_a = radiations ondes longues effectives (incluant les quantités absorbées et réfléchies) (BTU/pi²)

 σ = constante de Stephan-Boltzman

 $T_a = \text{température de l'air } (^{O}V)$

 $T_w = température de l'eau (OF)$

B = émissivité atmosphérique (%)

Bien que ceci puisse être mesuré directement par le radiomètre à face plane de Gier-Dunkle, il est généralement plus facile de calculer la radiation réfléchie onde courte et onde longue Q_r et Q_{ar} .

iii) La réflectivité solaire et la réflectivité atmosphérique peuvent être exprimées respectivement comme:

$$R_{ar} = Q_r/Q_s$$
 et $R_{ar} = Q_{ar}/Q_a$ (47)

et les études citées dans la littérature ont montré que R_{ar} = .03 et R_{sr} = .06; une équation peut être écrite pour la réflectivité solaire:

$$R_{sr} = a S_a^b \qquad \dots (48)$$

où S_a est l'altitude du soleil en degrés et a & b sont des constantes.

iv) Radiation réfléchie, ondes longues, Q_{bs}

L'eau ne conserve pas les ondes longues et se comporte comme un corps noir; pour cette raison, la loi de Stefan-Boltzman de la puissance quatre peut être utilisée pour faire des prédictions:

$$Q_{bs} = .97 \sigma (T_0 + 273)^4 \dots (49)$$

=
$$1.171 \times 10^{-7} \text{ cal/cm}^2 - \text{deg.}^4 - \text{jour}$$

Il est évident, à partir de cette équation, que la seule variable nécessaire pour calculer la radiation onde longue réfléchie est la température de l'eau.

v) Energie utilisée pour l'évaporation, Q_e

Le terme d'évaporation Q_e est le terme le plus important dans le calcul du bilan d'énergie et une équation empirique valable a été développée:

$$Q_e = .51 \text{ u } (e_w - e_a) \Theta$$

où u = vitesse du vent à une certaine altitude (mph)

e_a= pression de vapeur d'eau (millibars)

 e_W^- pression de vapeur saturante d'eau déterminée à partir de la température de la surface de l'eau (millibars)

 Q_e = énergie utilisée pour l'évaporation (BTU/pi²-jour)

O = période de temps; (heures)

Cette formule s'applique bien pour les réservoirs mais des facteurs de vitesse et de turbulence peuvent limiter son application à des rivières.

vi) Energie conduite comme chaleur sensible, $Q_{\overline{W}}$

La chaleur entrera ou quittera le système d'eau par conduction selon que la température de l'air est plus élevée ou moins élevée que la température de l'eau. La vitesse de ce transfert est égale au produit d'un coefficient de transfert de chaleur par la différence des températures. Encore ici, une relation empirique doit être utilisée pour estimer cet échange et cette relation s'écrit:

$$Q_h = .138 u (t_a - t_w) \theta(51)$$

où Q_h = énergie conduite comme chaleur sensible (BTU/Pi²)

u = vitesse moyenne du vent (mph)

 t_a = température de l'air (${}^{O}F$): and

 $t_w = température de l'eau (OF)$

→ = période de temps (heure)

vii) Energie emportée par l'eau d'évaporation, $Q_{_{\!\!\!W}}$

L'énergie emportée par l'eau d'évaporation est un terme sans grande importance si on la compare aux autres sources et puits de chaleur et peut en général être négligée: malgré cela, une relation décrivant cette perte a été exprimée comme ceci:

$$Q_{w} = \rho_{e} C E (T_{e} - T_{b})$$
(52)

où $Q_w = (cal/cm^2 - jour)$

 ρ_e = densité de l'eau évaporée (g/cm³)

C = chaleur spécifique de l'eau (cal/g)

E = volume de l'eau évaporée (g/cm²-jour)

 T_{o} = température de l'eau évaporée ($^{\circ}$ C)

 T_h = base de référence des températures ($^{\circ}$ C)

viii) Energie advectée, Q,

Le changement net d'énergie par unité de surface et par unité de temps pour une surface d'eau recevant les entrées et les sorties peut être calculé par la relation de bilan d'énergie suivante:

$$Q_{v} = \left[C_{si} \ V_{si} \ \rho_{si} (T_{si} - T_{b}) + C_{gi} \ V_{gi} \ \rho_{gi} (T_{gi} - T_{b}) \right]$$

$$- C_{so} \ V_{so} \ \rho_{so} (T_{so} - T_{b}) - C_{go} \ V_{go} \ \rho_{go} (T_{go} - T_{b})$$

$$- C_{p} \ V_{p} \ \rho_{p} (T_{p} - T_{b}) \right] \frac{1}{A} \qquad(53)$$

οù

 $Q_v = \text{energie advectée (cal/cm}^2 - \text{jour)}$

C = chaleur spécifique de l'eau (≥ l cal/g-deg.)

V = volume des entrées ou des sorties (cm³/jour)

 ρ = densité de l'eau (\sim 1 g/cm³)

T = température de l'eau (°C)

A = surface moyenne de l'élément d'eau (cm²)

et les indices suivants représentent:

si = entrée par ruissellement

gi = entrée d'eau souterraine

so = sortie par ruissellement

go = sortie par eau souterraine

p = précipitation

b = référence de température (généralement 0°C)

Souvent, les entrées et les sorties par ruissellement peuvent être directement mesurées et l'on suppose que les entrées et les sorties d'eaux souterraines sont égales. Si plus de précision est nécessaire pour les entrées et les sorties, il est alors nécessaire d'effectuer un bilan d'eau plus précis. Les entrées thermiques sont incluses dans le terme d'énergie advectée.

ix) Accroissement dans l'énergie emmagasinée, Q

Le changement dans l'énergie emmagasiné peut être soit positif, soit négatif, selon la grandeur des différents composants du bilan d'énergie. La relation entre entre Q et la température de l'eau est simplement:

$$Q = [c \rho_1 V_1 (T_1 - T_b) - c \rho_2 U_2 (T_2 - T_b)] \frac{1}{At} ... (54)$$

dans laquelle

Q = augmentation / diminution dans l'énergie emmagasiné du corps d'eau considéré (cal/cm²-jour)

c = chaleur spécifique de l'eau (≈ /cal/g)

 ρ_1 densité de l'eau à la température $T_1 (\simeq 1g/cm^3)$

 T_1 = température moyenne du corps considéré au début de la période (0 C)

 ρ_2 densité de l'eau à la température $T_2 (\sim 1 \text{ g/cm}^3)$

 V_1 = volume de l'eau au début de la période (cm³)

 V_2 = volume de l'eau à la fin de la période (cm³)

T₂= température moyenne du corps d'eau à la fin de la période (^OC)

 T_b = référence de température (${}^{0}C$)

A = surface moyenne de l'eau (cm^2)

t = durée de la période du bilan (jours)

Cette approche que l'on vient de décrire pour prédire la température de l'eau, peut être directement utilisée pour les zones: d'eau aménagé comme les lacs et les réservoirs (Delay et Seaders 1966). Ces auteurs, comme d'autres, ont montré comment cette méthode pouvait être appliquée pour prédire la température dans des rivières.

5.6.3 <u>Dissipation de la chaleur en rivières</u>.

Les rivières ont certaines caractéristiques physiques qui rendent l'application pure et simple de la méthode du bilan énergétique impossible. Cette méthode du bilan d'énergie, peut malgré tout être appliquée avec succès si on prend en compte la nature dynamique de la rivière et les relations qui existent entre le débit et le niveau, c'est-à-dire la surface; de plus on doit utiliser une approche itérative c'est-à-dire tronçon par tronçon. Raphael (1962) donne le modèle mathématique suivant applicable aux lacs ou aux rivières:

$$\frac{dT_{W}}{dt} = \frac{Q_{t}A + m_{i} (T_{i} - T_{W})}{m_{W}} \qquad (55)$$

où

t = temps (heure)

m_u = masse totale du lac ou du tronçon de rivière

 T_{W}^{-} = température moyenne du lac ou du tronçon de rivière (O F)

 m_i = masse de l'eau qui entre

 T_i = température de l'eau qui entre (0 F)

A = surface du lac ou du tronçon de rivière (acres)

 Q_t = transfert total de chaleur par la surface (BTU/pd²-hr)

Quand on applique cette formule à une rivière, la rivière est découpée en tronçons et la température de sortie d'un tronçon amont devient la température d'entrée du tronçon aval.

La deuxième approche à la prédiction de température en rivière suppose une décroissance exponentielle de température en aval de la source de chaleur. De nombreux modèles ont été proposés et deux seulement seront présentés. Le Bosquet (1946) a formulé un modèle simple, mais utile, qui relie la décroissance exponentielle de la température à certaines constantes de rivières qui doivent être déterminées expérimentallement. Le modèle s'écrit:

$$\frac{dF}{dt} = -\frac{K A_s F}{L} \qquad \dots (56)$$

où F = l'excès de température de l'eau par rapport à l'air à la distance D en milles (OF)

K_= coefficient de perte de chaleur (BTU/pi²-heure-^oF)

 $A_s = surcace de la rivière (pi²)$

L = poids de l'eau (lb)

L'intégration et la simplification de l'équation (56) conduit à:

$$\frac{Q \log_{10} \frac{F_A}{F}}{.0102 \text{ WD}} = K$$
(57)

où

Q = debit moyen (pi³/s)

 F_A = excès initial de température (^{O}F)

W = largeur moyenne de la rivière (pi)

D = longueur du tronçon (mi.)

Les valeurs de K trouvées varient de 6 à 18 BTU/pi²-hre-^OF d'excès de température de l'eau par rapport à l'air.

Edinger et Geyer (1968) ont proposé un modèle unidimensionnel de régime permanent qui est très semblable au modèle unidimensionnel de mélange par convection. Ce modèle s'exprime:

οù

 ρ = densité de l'eau (lb/pi³)

Cp = capacité calorifique de l'eau (BTU/lb)

u = vitesse moyenne de la rivière (pi/jour)

 $K = \text{coefficient d'échange (BTU/pi}^2 - \text{jour/}^0 F)$

T = température de l'eau (OF)

E = température d'équilibre de l'eau (OF)

La solution de l'équation (58) est donnée par

$$\frac{T - E}{T_0 - E} = \exp\left[-\frac{K X_X}{\rho Cp u H}\right] \qquad(59)$$

ωĎ

 T_0 = température de l'eau de l'extrémité amont du tronçon de rivière (^{O}F)

H = profondeur moyenne de la rivière (pi)

Une méthodologie pour déterminer le coefficient d'échange K et des graphes pour calculer E à partir de valeurs connues K sont présentés dans l'article original.

5.6.4 Coins d'eau chaude.

Quand un effluent chauffé est rejeté dans un volume d'eau, il peut selon les caractéristiques relatives du rejet et du volume d'eau récepteur (i) se mélanger complètement,(ii) monter à la surface ou (iii) établir un écoulement stratifié. Dans certaines circonstances il se produit un phénomène où un coin d'eau chaude peut se former en amont. Cette zone d'eau chaude peut avoir un effet néfaste sur la vie aquatique en amont,ou même,il peut s'étendre assez loin vers l'amont qu'il atteigne l'entrée du système de refroidissement par eau. Ces deux situations sont évidemment indésirables. Une représentation schématique du phénomène du coin d'eau chaude est représentée à la Figure 25. De nombreux efforts ont été effectués pour prédire la longueur L et la profondeur H de ces coins. Les résultats de ces efforts sont nombreux et variés et ne seront pas décrits ici; la forme de la solution de ces modèles est en général la suivante:

$$\frac{L}{H} = f(F_{\Delta}, Re_{\Delta}, \frac{H}{2}, V_{r})$$
(60)

οù

F = nombre de Froude de densité amont =
$$\sqrt{\frac{u}{\rho}} \frac{\overline{u}}{\rho_2}$$

Re = nombre de Reynolds densimétrique amont =
$$\sqrt{\frac{\Delta_{\rho}}{\rho}} \frac{gH}{v}$$

B = largeur du canal

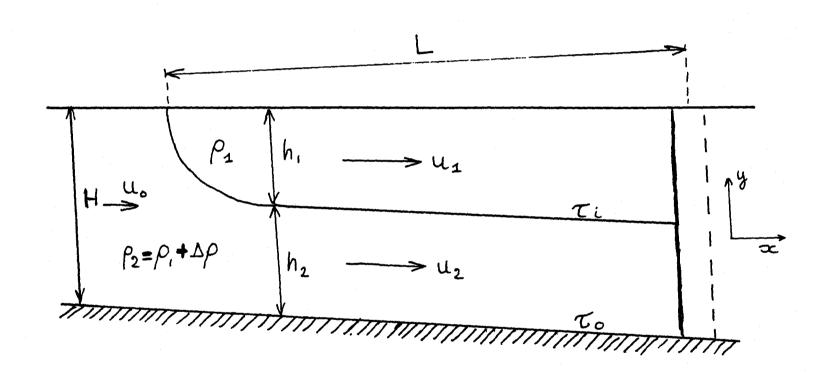


FIGURE 25 - Coin chauffé émis vers l'amont.

5.7.1 Solutions qu'on peut apporter à la pollution thermique.

En général, les systèmes de refroidissement au fil de l'eau, peuvent être utilisés si l'élévation maximum de température dans la rivière ne dépasse pas 5⁰F par rapport à la température naturelle. Un tableau plus détaillé des critères de température pour les divers usages de l'eau est montré au Tableau 6.

5.7.2 <u>Tendances dans les normes utilisées pour le contrôle de la pollution thermique aux U.S.A.</u>

La construction des grandes tours de refroidissement a été très accélérée par la Loi Fédérale sur le contrôle de la Pollution (FWPCA) chargée d'établir des critères de qualité. Son paragraphe lo C 3 décrit ainsi le but recherché en établissant les normes:

"Les normes établies par suite de cette loi devront protéger la santé et le bien-être publics, améliorer la qualité de l'eau, et servir les buts de cette loi. L'autorité qui fixera les normes devra prendre en considération leurs usages et valeurs pour les systèmes publics d'approvisionnement en eau, la propagation des poissons et de la faune aquatique, des utilisations pour la récréation et les usages agricoles, industriels et autres usages utiles..."

Voila la philosophie du FWPCA: assurer que les eaux sont également protégées pour tous les usages utiles.

Le développement des poissons et de la faune est un, l'utilisation par l'industrie en est un autre.

Ceci est particulièrement vrai pour les rivières où l'un ou plusieurs des différents usages existaient déjà: l'industrie ne doit pas être autorisée à détruire la faune; de même les critères établis pour la

TABLEAU 6

RESUME DES CRITERES DE TEMPERATURE SELON L'USAGE

Us age	Changement par rapport à la température ambiante	limite supérieure	taux de changement
Natation			
Approvisionnement			
Vie aquatique			
rivières	5 ⁰ F	85 ⁰ F	1 ⁰ F/heure
lacs	3 ⁰ F	68 - 93 ⁰ F	
mer	1.5 ⁰ F	·	1 ⁰ F/heure
rrigation		85 ⁰ F	
Processus		95-100 ⁰ F	
industriels		30 100 1	
Refroidissement		100-120 ⁰ F	

Si les températures que l'on peut prévoir sont plus grandes que ces niveaux permissibles, des étangs de refroidissement, ou en dernier ressort, des tours de refroidissement doivent être employées.

propagation des poissons ne doivent ni détruire, ni imposer des charges intolérables aux industries qui utilisent les rivières.

La règle générale d'un traitement égal pour des usages utiles variés pourrait apparaître simple, mais elle n'a généralement pas été appliquée. Quand l'exercice consistant à fixer des critères commença, les états tendirent à établir des standards favorisant les usages existants et particulièrement l'industrie. La propagation de la faune restait secondaire. Aujourd'hui la tendance s'est complètement renversée et l'on peut se demander souvent si les critères de qualité de l'eau, proposés par le Gouvernement Fédéral aux Etats ne vont pas transformer nos rivières en de gigantesques pêcheries et fermer les industries situées sur leurs rives. Les deux positions sont néfastes et un retour à une vue plus équilibrée s'impose.

Il existe quatre (4) types de standards de températures dans les différents états:

- Le premier, universellement utilisé, est l'imposition d'une valeur de température absolue: on fixe une température maximum à ne pas dépasser pour chaque volume d'eau à l'intérieur de l'Etat. Ces nombres varient d'un cours d'eau à l'autre et sont fonction généralement des relevés historiques naturels auxquels on ajoute un peu de chaleur artificielle.
- Le second standard, hautement sensible et adopté universellement, consiste à fixer un DT, c'est-à-dire l'accroissement maximum de température permissible par rapport à l'état sans production artificielle de chaleur: les poissons sont extrêmement sensibles aux <u>petites variations</u> de température et tombent malades et meurent si la température s'élève trop au-dessus de la température du reste de la rivière, même si la température absolue reste dans leur gamme de développement. Un point capital de controverse est la détermination logique de DT.

Le troisième standard, relativement peu utilisé, relie DT au temps, et permet une progression graduelle, par exemple une augmentation de 10F. par heure avec une augmentation totale de température de dépassant pas 5° à 7° F. sur une période de 12 heures. Cette approche est justifiée techniquement, car la vie aquatique est sensible aux taux d'accroissement et peut s'ajuster si ce taux est assez faible. Ce type de standards est peu utilisé car il est extrêmement difficile à controler (monitor) que ce soit par le pollueur ou l'agence de controle. Ce standard a un bel avenir dans la mesure où les techniques instrumentales de monitoring se développeront. Finalement, très liée à chaque critère, existe la notion de "zone de mélange". C'est une région où l'on permet que l'eau chaude se déverse directement du système de refroidissement. On accepte généralement l'existence d'une petite bande où aucune limitation de température n'existe afin de faciliter le mélange et la dilution de la chaleur. Le critère choisi doit prendre effet à la limite de cette zone. Chaque cas est traité en particulier, mais des principes généraux s'appliquent, en particulier, que cette zone ne doit pas occuper toute la largeur de la rivière et créer ainsi un "bloc technique", passage obligatoire pour le poisson. On recommande comme zone de mélange une bande longue et étroite, n'occupant pas plus du tiers de la largeur.

Dans le cas des lacs, la zone de mélange consiste en un cercle de rayon défini, centré sur la source de débit.

BIBLIOGRAPHIE SUR LA POLLUTION THERMIQUE

- 1- BREZINA, E.R. et al "Thermal Discharge and Water Quality in a 1500 Acre Reservoir. J. WPCF 42(1):2A (1970).
- 2- BROWN, G.W. "Predicting Temperatures of Small Streams" Water Resources Res. 5(1):68 (1969).
- 3- COUTANT, C.C. "Biological Aspects of Thermal Pollution I" CRC Critical Reviews in Env. Cont 1 (3):341 (1970).
- 4- DELAY, W.H. and SEADERS, J. "Predicting Temperatures in Rivers and Reservoirs" J. ASCE San Div 92(11):115 (1966).
- 5- DINGMAN, S.L. <u>et al</u> "The Effects of Thermal Pollution on River Ice Conditions" Water Resources Res 4(2):349 (1968).
- 6- EDINGER, J.E. "The Response of Water Temperatures to Meteorological Conditions. Water Resources Res 4(5):1137 (1968).
- 7- EDINGER, J.E. <u>et al</u> "The Variation of Water Temperatures Due to Stream Electric Cooling Operations" J. WPCF 40(9):1632 1968).
- 8- GERBER, H.B. et al "Bibliography on Thermal Pollution" J. ASCE San Div 93(3): 85 (1967).
- 9- KRENKEL, P.A. and PARKER F.L. "Biological Aspects of Thermal Pollution" 407 pp. Vanderbilt University Press, Nashville, Tenn. (1969).
- 10- LOF, G.O.G. and WARD, J.C. "Economics of Thermal Pollution Control" J. WPCF 42(12): 2102 (1970).

- 11- MOYER, S. and RANEY' E.C. "Thermal Discharges from Large Nuclear Plant" J. ASCE San Div 95(6):1131 (1969).
- 12- PARKER, F.L. and KRENKEL, P.A. "Engineering Aspects of Thermal Pollution 351 pp. Vanderbilt University Press, Nashville, Tenn. (1969).
- 13- PARKER, F.L. and KRENKEL, P.A. "Physical and Engineering Aspects of Thermal Pollution" CRC Critical Reviews in Env. Control 2(1): 101-192 (1970).
- 14- RAPHAEL, J.M. "Power Division J. ASCE Proceedings 88:159(1962).
- 15- LE BOSQUET, A.M. J. New Eng. Water Works Ass. 60:111 (1946).

CHAPITRE 6

MODELES DE DISPOSITION DES DECHETS RADIOACTIFS

6.1 <u>Introduction</u>

La radioactivité est un processus par lequel certains noyaux se désintègrent spontanément en libérant de l'énergie; en général, il en résulte la formation de nouveaux noyaux. Ce phénomène est accompagné par l'émission de un ou plusieurs types de radiations comme les radiations alpha, beta ou gamma. Deux types de décomposition peuvent se produire:

i) la décroissance radioactive naturelle:

ou ii) la radioactivité induite:

$$^{27}A1 - ^{4}He \rightarrow ^{30}P + ^{1}N$$
(62)

La décroissance des isotopes radioactifs continue jusqu'à ce qu'un élément stable soit atteint.

L'unité standard de radioactivité est le curie qui est défini comme: un curie est un élément qui se désintègre à la vitesse de 3.7 \times 10 10 atomes par seconde. Les unités utilisées en pratique sont le micro (10^{-6}) curie et le pico (10^{-12}) curie.

Les rejets radioactifs peuvent avoir comme origine, les mines ou les usines de traitement de l'uranium, les modes de fabrication de combustibles nucléaires, les sous-produits des réacteurs etc. De tels déchets peuvent être classés dans l'une des trois larges catégories suivantes, basées sur leur niveau d'activité: i) un haut niveau - concentration inférieure à < 10 mC/ml; (ii) un niveau moyen - compris entre <10 mC/ml et < 1 μ C/ml; et (iii) un bas niveau < 1 μ C/ml.

Les déchets de niveau haut et moyen sont en général conservés jusqu'à ce qu'une décroissance significative ait eu lieu dans la radioactivité de façon qu'ils puissent être rejetés dans l'environnement. Les déchets de bas niveau sont en général rejetés directement dans le sous-sol ou dans un volume d'eau. Le volume des déchets radioactifs de bas niveau rejetés annuellement en Amérique du Nord a été estimé à 140,000,000 m³, constituant par là même un problème assez important quant à la disposition de ces rejets. Pour cette raison et à cause du fait que les matériaux radio-actifs sont souvent utilisés comme traceurs dans les rivières et les lacs, il est souhaitable de prédire leur comportement quand on les rejette dans de tels volumes d'eau. Le succès récent des centrales nucléaires d'électricité et les volumes importants de déchets de bas niveau qui en sont le sous-produit ont contribué à mettre l'accent sur les aspects du modelage.

6.2 <u>Concentrations acceptables de corps radio-actifs dans les</u> environnements aquatiques.

Quand un matériau radio-actif est rejeté dans un lac ou une rivière, les niveaux résultant de radio-activité ne sont pas la seule chose à considérer pour la simple raison que les facteurs de concentration doivent être pris en compte. Ces facteurs de concentration sont ac-

centués par le fait que certains organismes comme les algues, le zooplancton et les poissons peuvent reconcentrer ces éléments radio-actifs. On appellera facteurs de concentration pour n'importe quel organisme, le rapport entre la concentration du matériau considéré, dans l'organisme, et la concentration du matériau dans l'eau. Cette concentration en corps radio-actifs s'accumule durant toute la chaîne alimentaire aquatique et certains factuers individuels de concentration peuvent être aussi hauts que 850,000. Certaines valeurs caractéristiques de ces coefficients sont données au Tableau 7 pour la rivière Columbia et pour le lac White Oak.

TABLEAU 7

Facteurs de concentration pour différents éléments radioactifs tels qu'observés sur le terrain dans la Rivière Columbia et le lac White Oak.

élément	lieu	phytoplancton	algues filamenteuses	larves d'insectes	poisson
Na ²⁴	Riv. Columbia	500	500	100	100
Cu ⁵⁴	11	2,000	500	200	50
terres-rares	н	1,000	500	200	100
Fe ⁵⁹	п	200,000	10,000	100,000	10,000
_P 32	II	200,000	10,000	100,000	100,000
_P 33	Lac White Oak	150,000	850,000	100,000	30,000-70,000
Sr ⁹⁰ -Y ⁸⁸	ıı .	75,000	500,000	100,000	20,000-30,000

On a tenu compte de ces facteurs de concentration en établissant les niveaux acceptables des éléments radio-actifs dans les systèmes aquatiques; malgré cela, il est particulièrement difficile, sinon impossible, de quantifier les relations qui existent entre les facteurs de concentration et les concentrations dans l'eau. Une conséquence de cela est que les niveaux acceptables ont été fixés à des valeurs assez basses. (Voir Tableau 8).

TABLEAU 8

Concentration maximale acceptable des éléments radioactifs (source 1CRP, 1959)

éléments radioactifs	eau μC/ml	air, μC/ml
Carbon-14	8x10 ⁻⁹	1 x 10 - 4
Sodium-24	3X10 ⁻⁴	5X10 ⁻⁶
Phosphore-32	2X10 ⁻⁶	2X10 ⁻⁸
Argon-41	-	4X10 ⁻⁷
Calcium-45	9X10 ⁻¹	1X10 ⁻⁶
Fer-59	5X10 ⁻⁴	2X10 ⁻⁸
Cobalt-60	3X10 ⁻⁴	3X10 ⁻⁹
Strontium-89	1X10 ⁻⁴	1X10 ⁻⁶
Strontium-90	1x10 ⁻⁶	1 1 1 1 0 - 8
Yitrium-91	3X10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁸
Zirconium-95	6X10 ⁻⁶	1X10 ⁻⁸
Niobium-95	1X10 ⁻⁹	3X10 ⁻⁸
Ruthenium-105	1X10 ⁻⁴	2X10 ⁻⁹
Iodine-131	2X10 ⁻⁵	3X10 ⁻⁹
Caesium-137	2X10 ⁻⁴	5X10 ⁻⁹
Cerium-144	1x10 ⁻⁴	2X10 ⁻⁹
Promethium-147	2X10 ⁻⁸	3X10 ⁻⁸
0r-198	5X10 ⁻⁶	8×10 ⁻⁸
Polonium-210	7X10 ⁻⁶	7X10 ⁻¹²
Radium-226	1X10 ⁻⁹	1X10 ⁻¹¹
Thorium(nature1)	1X10 ⁻⁶	וו-סוגו
Uranium (naturel)	2X10 ⁻⁴	2X10 ⁻¹¹
Uranium-233	3X10 ⁻⁴	4x10 ⁻¹²
Plutonium-239	5x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹⁹

6.3 Transport des éléments radio-actifs dans les rivières.

Pour décrire le transport des éléments radio-actifs dans les rivières, on doit prendre en considération quatre processus: (i) le mélange (turbulent et moléculaire), (ii) la décroissance naturelle de la radio-activité des éléments, (iii) l'adsorption sur les plantes, les matériaux en suspension et les sédiments de la rivière, et (iv) la désorption des plantes, des matériaux en suspension et des sédiments de la rivière. L'ordre de grandeur de chacun de ces processus dépendra de la nature de l'élément radio-actif considéré, des caractéristiques d'hydraulique de la rivière, du développement de la flore aquatique et des caractéristiques des sédiments. Si l'on considère seulement le mélange et que l'on suppose que les éléments radio-actifs sont conservatifs et que l'on utilise alors les équations du mélange en rivière (modèle uni-dimensionnel ou de zone morte) alors, on trouvera une différence considérable entre les valeurs prédites et les résultats observés.

6.3.1 Modèle mathématique.

Shih et Gloyna (1967) ont obtenu une relation pour le transport des éléments radio-actifs dans les rivières et ce résultat va être décrit dans la section qui suit. Ils divisent le système aquatique en deux phases: une phase solide, la phase des sédiments, et une phase liquide. Pour obtenir leur relation, ils effectuent le bilan-masse du système total. Cette situation est représentée schématiquement à la Figure 26.

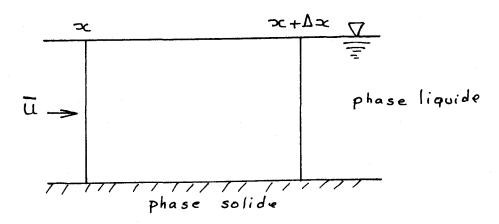


Fig. 26 - Bilan-masse des éléments radio-actifs pour un tronçon de rivière.

Maintenant, le bilan-masse pour un élément radio-actif spécifique (conservatif) s'écrit:

Dispersion Turbulente
$$\frac{\partial (CA \Delta x)}{\partial t} = AN \begin{vmatrix} -AN \\ x + \Delta x \end{vmatrix} + \frac{CC - QC}{x + \Delta x}$$

+
$$\sum_{i=1}^{\Sigma} A_{s_i}^{N_{s_i}}$$

adsorbtion-désorbtion

où C = concentration de l'élément radio-actif dans l'eau x = distance longitudinale à partir du point d'injection A = section transversale pour la phase liquide $A_{S_i} = surface$ de contact entre le i ème solide absorbant et l'eau $A_{S_i} = taux$ de transfert de masse par dispersion longitudinale $A_{S_i} = taux$ de transfert de masse du i ème solide absorbant vers l'eau.

Il est évident, à partir des discussions précédentes, dans les modèles de mélange, que les deux premiers termes de l'équation 63 s'écrivent:

D
$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$
 et $\frac{1}{u} \frac{\partial C}{\partial x}$ respectivement; le problème consiste à évaluer le

troisième terme.

Supposons que le taux de libération du matériau radio-actif à partir du i^{ème} corps absorbant soit donné:

$$N_{s_i} = K_i (C_{s_i} - C_{s_i}^0)$$
(64)

où K_i = coefficient de transfert de masse entre l'eau et le i^{ème} corps absorbant.

 c_{si}^{0} = concentration d'équilibre du radio-élément associé avec le i^{ème} corps absorbant.

C_s = concentration de radio-éléments dans le i^{ème} corps absorbant.

Remarque: La quantité ($C_{s_i} - C_{s_i}^0$) est le terme moteur de la réaction d'absorption.

L'équation (64) suppose donc une cinétique linéaire du premier ordre. Les principaux éléments constitutifs du premier terme de l'équation (63) sont les sédiments et les plantes aquatiques. Si une rivière a une section transversale telle que représentée à la Figure 27, la surface de contact pour les sédiments A_S et la i^{ème} famille de plantes aquatiques devient respectivement:

$$A_{s} = (W + 2H) \Delta x$$
(65)

еt

$$A_{P_i} = a_i M_i A \Delta x$$
(66

où M_i = biomasse par unité de volume d'eau pour la i^{ème} famille de plantes aquatiques.

a; = surface de contact par unité de biomasse de plante

W = largeur du fond du canal

H = périmètre mouillé de la partie de la section du canal constituant les berges.

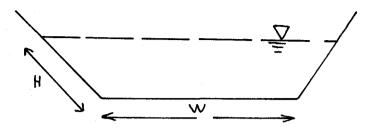


Fig. 27 - Section Transversale d'une rivière

Maintenant, on sépare les sédiments du fond et les sédiments des berges et l'on fait les substitutions pertinentes dans les équations 65 et 66; on obtient:

L'équation (67) est maintenant réintroduite dans l'équation (63) après avoir été divisée par A Δx , on effectue un passage à la limite: $\Delta x \rightarrow 0$, on exprime ensuite C_s^0 comme une fonction de C de la forme g_i^0 (C), et on substitue les valeurs pour N_s^0 . Le résultat de ces manipulations donne l'équation du modèle suivant:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \overline{u} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{K_1}{H} \left[Cs_1 - g_1(C) \right] + \frac{2K_2}{W} \left[Ca_2 - q_1(C) \right]$$

$$-\sum_{i=3}^{N} a_i M_i K_i \left[Ca_i - g_i(C) \right] \qquad \dots (68)$$

Les équations décrivant les cinétiques de l'adsorption non-équilibrée dans les corps adsorbants sont les suivantes:

$$\frac{\partial C_{s_1}}{\partial t} = \frac{K_1}{D_1} \left[g_1(C) - C_{a_1} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{sédiments} \\ \text{de fond} \end{array} \right] \dots (69)$$

$$\frac{\partial C_{a_2}}{\partial t} = \frac{K_2}{D_2} \left[g_2(C) - C_{s_2} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{sédiments} \\ \text{des berges} \end{array} \right] \dots (70)$$

et
$$\frac{\partial C_{s_i}}{\partial t} = a_i K_i \left[g_i(C) - C_{s_i}\right] - \left[\begin{array}{c} plantes \\ aquatiques \end{array}\right]$$
(71)

où D et D2 sont les profondeurs efficaces des sédiments de fond et des sédiments de berges. On définit généralement la profondeur efficace comme la profondeur à laquelle la concentration du ratioélément est égal ou inférieur à .001 x la valeur de la concentration à l'interface.

Les équations (68) à (71) forment un système d'équations et ce système peut se résoudre puisqu'on a N + 1 équations à N + 1 inconnues. Ce qui reste à faire est d'établir les conditions aux limites suivan tes:

$$C(x,0) = 0; x > 0$$

$$Lim C(x,t) + 0$$

$$x \to \infty$$

$$Lim C(x,t) \to C_{\infty} \text{ (valeur fini)}$$

$$t \to \infty$$

$$C_{s_{i}}(x,0) = 0; x > 0$$

$$plus la condition initiale$$

$$C(0,0) = C_{o} \text{ (concentration instantanee du mélange)}$$

(72)

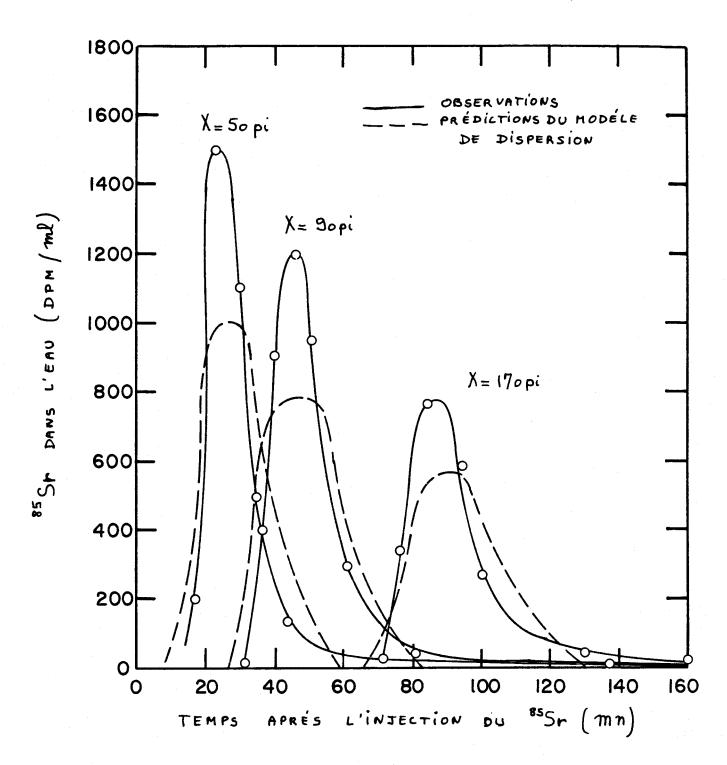


FIGURE 28 - Modèle de dispersion comparé aux mesures.

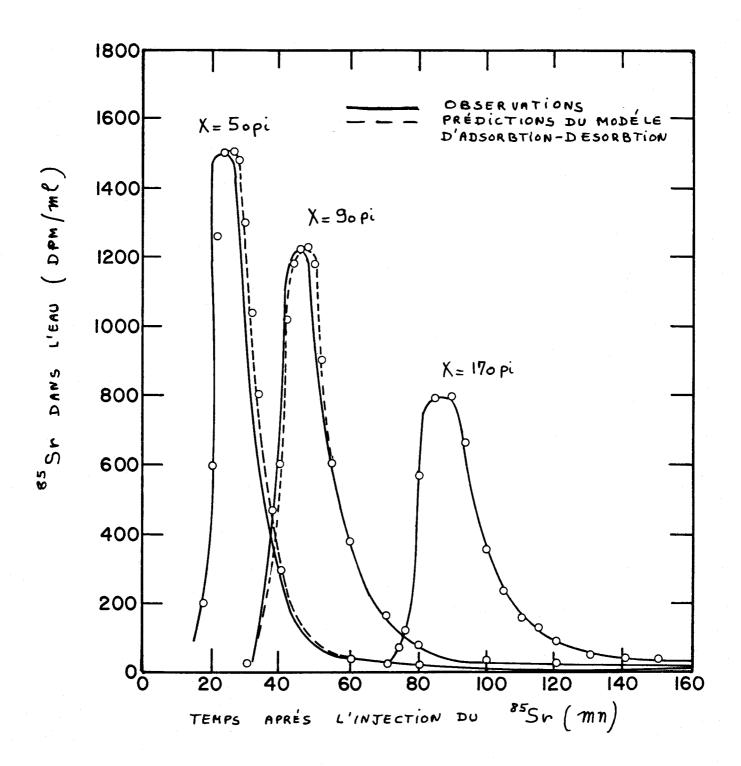


FIGURE 29 Modèle de Adsortfton-desorbtion-comparé aux mesures.

La solution numérique de ce système d'équations n'a pas été effectuée en général; Shih et Gloyna ont simplifié le système pour n'inclure seulement que les sédiments et le mélange; leur modèle a été résolu analytiquement. Ils ont vérifié expérimentalement ce modèle dans un canal de laboratoire avec une base de sédiments artificiels. Des résultats caractéristiques de cette étude sont montrés aux Figures 28 et 29.

Plus tard, Shull et Gloyna (1969) ont formulé un modèle qui peut être utilisé pour décrire le comportement à long terme des radio-éléments dans une rivière. Ils ont fait l'hypothèse d'une relation à paramètre "global" contre la concentration du radio-élément dans l'eau et la concentration de ce même radio-élément dans le corps absorbant. Ces relations sont la forme suivante:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \left(\frac{b}{R} \right) \left(KC - S \right)$$
 (phase liquide)(73)

et
$$\frac{\partial C}{\partial t} = b$$
 (KC - S) (phase solide)(74)

où C = concentration du radio-élément dans l'eau

S = concentration de surface sur le corps absorbant du radio-élément absorbé

b = coefficient de transfert de masse

R = rayon hydraulique du canal

K = coefficient de la distribution générale des concentrations que l'on interprête comme le rapport de la concentration de surface du radio-élément absorbé à la concentration de ce même radio-élément dans le fluide qui l'entoure. Trois composants sont intégrés dans le terme K, c'est-à-dire (i) le coefficient K_b de la surface des sédiments benthiques, (ii) le coefficient K_p de plantes attachées, et (iii) le coefficient K_7 de la zone morte.

Le coefficient de surface de sédiments benthiques est donné par:

$$K_b = K_d dw$$
(75)

où d = profondeur effective des sédiments (comme définie ci-dessus)

w = poids unitaire du système de sédiments

K_d = coefficient d'adsorption estimé en laboratoire par des expériences de liaison.

Le coefficient de plantes attachées peut s'exprimer comme suit:

$$K_{p} = K_{c} P$$
(76)

où K_C = coefficient de concentration pour un type particulier de plante et de radio-élément (évaluation de laboratoire)

p = masse sèche des plantes attachées par unité de surface du système benthique.

Le coefficient de zone morte s'exprime simplement comme suit:

$$K_z = \frac{V_z}{A_z} \qquad \dots (76)$$

où V_z = volume moyen des zones mortes par unité de longueur du canal.

A_z = surface moyenne des interfaces des zones mortes par unité de longueur du canal.

 A_z et V_z peuvent être estimés à partir de la configuration géométrique de la rivière.

BIBLIOGRAPHIE SUR LES REJETS RADIOACTIFS

- 1- Atomic Energy Commission "Disposal of Radioactive Wastes, Vol I & II" Conference Proceedings Monaco (1959).
- 2- EISENBUD, M. "Environmental Radioactivity" McGraw-Hill Book Company, Inc., New York, (1963).
- 3- GLUECKAUF, E. "Atomic Energy Waste Its Nature, Use and Disposal" Interscience Publishers Inc., New York, (1961).
- 4- International Atomic Energy Agency "Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters" Conference Proceedings, Vienna, (1966).
- 5- International Atomic Energy Agency "Disposal of Radioactive Wastes into Fresh Water" Safety Series #10 Vienna (1963).
- 6- MAWSON, C.A. "Management of Radioactive Wastes" Van Nostrand Nuclear Science Series, Princeton, N.J. (1965).
- 7- PORCELLA, D.B. and FRIEND, A.G. "Field Studies of Specific Radionuclides in Fresh Water" J. WPCF 38(1):102 (1966).
- 8- SADDINGTON, K. and TEMPLETON "Disposal of Radioactive Waste" George Newnes Ltd. London (1958).
- 9- SHIH, C.S. and GLOYNA, E.F. "Radioactivity Transport in Water-Mathematical Model for the Transport of Radionuclides"
 Report CRWR#18 Center for Research in Water Resources,
 University of Texas, Austin (1967).
- 10- SHULL, R.D. and GLOYNA, E.F. "Transport of Dissolved Wastes in Rivers" J. ASCE San Div 95(6):995 (1969).

CHAPITRE 7

MODELES DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

7.1 Introduction

Une grande partie des chapitres précédents ont été consacrés aux discussions sur les modèles d'oxygène dissous et de demande-bio-logique en oxygène. Quoique ces modèles aient servi à quelques occasions dans le passé pour simuler convenablement la qualité des eaux dans des buts de gestion, les efforts les plus récents ont été dirigés vers les modèles de réponse de chacun des composants individuels de l'écosystème. On pense que cette approche conduira à des modèles plus réalistes et, par conséquent, à une meilleure compréhension des relations entre les facteurs de l'environnement (que ce soit des polluants ou non) et les composants biologiques de l'écosystème.

On peut visualiser un écosystème comme une série de composants comme les espèces des populations, les déchets organiques, les éléments nutritifs disponibles, les minéraux primaires et secondaires et les gaz atmosphériques reliés ensembles par une chaîne alimentaire, les déplacements des éléments nutritifs et l'écoulement énergétique. En général, les modèles des écosystèmes aquatiques prennent la forme d'une série de cases obtenues en subdivisant l'écosystème et en groupant certains organismes dans un petit nombre de catégories basées sur des similarités fonctionnelles, par exemple: les algues, les plantes à racines, le zooplancton, les poissons, etc. Ce type de représentation généralisé par des compartiments est représenté à la Figure 30 (pour une rivière ou un lac). Les flèches épaisses représentent l'écoulement de l'énergie (utilisation de la nourriture et des éléments nutritifs dissous).

FIGURE 30

Représentation en comparţiments d'un écosystème aquatique (d'après HRBACEK, 1969)

Les flèches plus fines continues représentent les contre-courants de remise à la disposition de la matière particulière non vivante et les flèches fines pointillées montrent les contre-courants de la matière organique et inorganique dissoute. Pour que le passage entre la case des éléments nutritifs dissous à celle des algues, des macrophytes et du periphyton puisse avoir lieu, une source d'énergie extérieure est nécessaire, c'est-à-dire le soleil.

7.2 Quelques modèles d'écosystèmes.

Les premiers modèles à compartiments se sont surtout occupés de quantifier les éléments énergétiques de l'écosystème aquatique (le mouvement, l'utilisation et la mise en réserve de l'énergie). Lindemann (1942), dans un article maintenant classique, fut le premier à essayer de quantifier l'écosystème en utilisant un modèle à compartiments. Ce modèle était extrêmement simple et décrivait les relations entre différents compartiments comme suit:

$$\frac{AN}{dt} = \lambda_N + \lambda_N^1 \qquad \dots (77)$$

où A_N = contenu en énergie du $N^{\mbox{i\`eme}}$ compartiment.

 $\lambda_{\rm N}$ = taux de transfert de l'énergie à partir du compartiment précédent (A $_{\rm N-1}$)

 $\lambda_{\rm N}^{\rm I}$ = somme de (i) le taux de dissipation de l'énergie du compartiment ${\rm A}_{\rm N}$ et (ii) le taux de perte d'énergie passant au compartiment suivant.

Un exemple de ce système à trois compartiments illustrant la relation de l'équation (77) est donné à la Figure 31. Le terme moteur de la réaction est l'énergie solaire. Lindemann a fait la supposition que le rendement du compartiment N était égal à $\frac{\lambda_{\text{N}}}{\lambda_{\text{N}}}$

Cette hypothèse s'est révélée fausse par la suite.

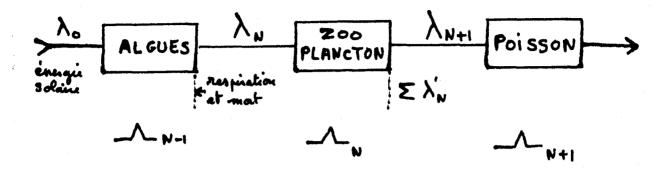


Figure 31 - Ecosystème à trois compartiments.

Lindemann a mesuré les variations de la biomasse des différents compartiments d'un lac et a utilisé la méthode du bilan de l'énergie, ce qui lui a permis d'exprimer les valeurs de $\lambda_{\rm N}$ et $\lambda_{\rm N}^{-1}$. Par la suite, une grande partie de cette théorie a été améliorée par Odum (1957), Teal (1957), Odum (1960), Patten (1966) et d'autres auteurs. L'étude de Patten (1966) présente une signification particulière puisqu'il a utilisé un modèle à quatre compartiments, a défini des coefficients de transfert d'énergie, des coefficients de décomposition, et a résolu le système d'équations.

Brezonik (1968) a effectué une tentative significative pour décrire les transferts d'azote à travers un modèle d'écosystème de lacs à sept compartiments; ses objectifs étaient de comprendre le processus de l'eutrophisation du lac (dégradation). Son modèle comporte les compartiments séparés suivants: les algues, les plantes, les herbivores, la matière organique dissoute et en suspension, la couche de sédiments et la réserve d'azote dans l'eau du lac. Ce système est représenté schématiquement à la Figure 32.

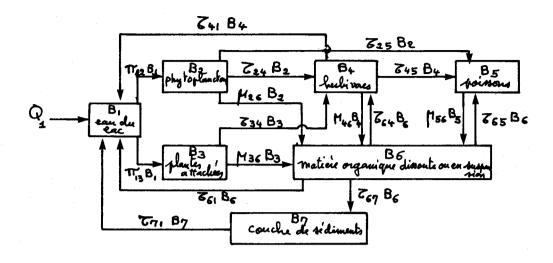


FIGURE 32 - Modèle d'un écosystème dépendant d'un seul nutrient (Azote)

Les coefficients de transfert dé rivant l'écoulement de l'azote du compartiment i au compartiment j sont donnés par τ_{ij} (jour la lors que les coefficients de mortalité entre les compartiments i et j sont notés μ_{ij} . De la même façon, il note π_{ij} le taux fractionnaire de la productivité primaire (utilisation de l'oxygêne de l'eau du lac) entre le compartiment i et le compartiment j. Le taux net d'accumulation de l'azote pour chaque compartiment B_i est simplement la somme des taux d'entrée vers le compartiment B_i à partir des autres compartiments moins la somme des taux de sortie de B_i vers les autres compartiments. Ceci établit qu'une équation différentielle peut être écrite, pour chaque compartiment, en supposant une réaction du premier ordre par rapport au compartiment précédent.

Remarque: Q est le taux total des entrées d'azote dans le lac.

Le système résultant d'équations différentielles du premier ordre a été résolu numériquement et la réponse du modèle à différents types d'entrées a été étudiée. Les valeurs des différents coefficients de transfert a été prise dans la littérature,quand cela était possible. Les autres ont été estimées. Ces coefficients avec l'état initial de chacun des compartiments sont montrés au Tableau 9.

On a fait ensuite varier \mathbf{Q}_1 de façon sinusolidale avec une amplitude de .20 kgN/jour et une période de 365 jours. La réponse des différents compartiments à cette entrée est montrée à la Figure 33. On peut noter que les compartiments répondent selon une sinusoide amortie avec les compartiments B_1 et B_6 qui présentent les plus grandes fluctuations.

TABLEAU 9

Taille initiale des compartiments et valeurs des coefficients du modele d'azote

compartiment	val. init.	coeffic.	val. init.	coeffic.	val. init.
Β,	35	TY12	0.0357	J24	0.10
B,	5	TY 13	0.0085	T4,	5ه.٥
\mathcal{B}_3	16	M26	0.15	T45	o.35
B ₄		M3-6	0.02	T.	0.02
B ₅	10	M46	0.35	J64	0.005
B_{ϵ}	50	M 56	0.035	$\mathcal{T}_{\epsilon \gamma}$	0.01
B_7	0		_		
				,	

· les coefficients omis sont nuls · Q1 = 0.5 leg/N/Jour en régime fermement.

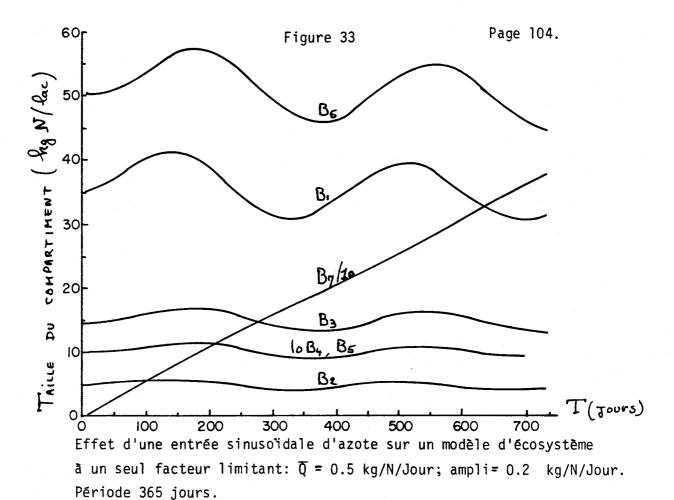
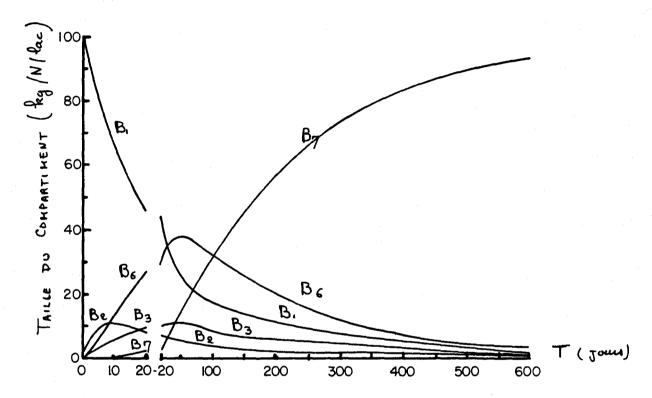


Figure 34 Q = 0.5 kg/N/jour Q2=0.2 kg/N/jour CONPARTIMENT (Ag N/ Pac) BG 50 В, 30 B7/10 20 DC B₃ 10 B+, B5 TAILLE 10 Be T (Jours) 200 100 300 500 700 400 600 Effet d'un échelon d'Azote comme entrée d'un modèle d'écosystème lère année $Q_1 = 0.5 \text{ kg/N/Jour}$ à un seul facteur limitant-

 $Q_2 = 0.2 \text{ kg/N/Jour}$

Figure 35

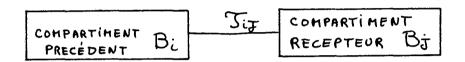


Réponse d'un modèle d'écosystème à un seul facteur limitant à un apport instantané d'azote-

- 100 kg/N dans le compartiment d'azote inorganique à t=0
- tous les autres compartiments initialement vides.

Les Figures 34 et 35 montrent les réponses des compartiments à un échelon et à une impulsion, respectivement, à l'entrée.

Le modèle de Brezonik ne considère que la situation où le transfert d'un niveau à un autre niveau est bien représenté par une réaction du premier ordre par rapport au compartiment précédent. Ceci est une situation hautement artificielle et il se peut que des relations plus réalistes puissent être appliquées; par exemple:



- (i) reaction du premier ordre (receveur,) $\frac{dB_{j}}{dt} = \tau_{ij}$ B_{j}
- (ii) réaction du deuxième ordre $\frac{dB_{j}}{dt} = {}^{\tau}ij {}^{B}i {}^{B}j$
- (iii) relation de Michaelis-Menton, $\frac{dB_{j}}{dt} = \frac{\tau_{ij} B_{i} B_{j}}{K_{\tau ij} + B_{i}}$
- où $K_{\tau i j}$ = constante de Michaelis pour la réaction.
- (iv) relation de Lotka-Volterra $\frac{dB_{j}}{dt} = \tau_{ij} B_{i} B_{j} (1 \alpha B_{j})$

où α = coefficient d'auto-inhibition du compartiment receveur.

Une solution consisterait à utiliser celle de ces quatre relations que l'on pense s'appliquer le mieux, par exemple, la relation de Michaelis-Menton pour la consommation par les algues de l'azote inorganique, et la cinétique du premier ordre pour les transferts vers les sédiments.

Ce modèle à compartiments a des inconvénients sérieux. Le premier est qu'il est quelques fois difficile sinon impossible d'évaluer expérimentalement certains coefficients. Le deuxième est que la plupart des coefficients de transfert ne sont pas constants avec des fluctuations journalières ou saisonnières et, de plus, sont sensibles à des facteurs de l'environnement comme la température, la luminosité, la turbidité et les propriétés du mélange du volume d'eau. Malgré ces inconvénients, le modèle d'écosystème à compartiments présente un potentiel considérable comme outil de gestion.

7.3 <u>Modèle d'écosystème de Chen.</u>

Quoique le modelage d'écosystème soit maintenant à la mode, et que des nouveaux modèles soient formulés avec régularité, le modèle le plus significatif jusqu'à ce jour du point de vue de la qualité de l'eau, est celui mis en forme par Chen (1970). Ce modèle va donner lieu pour cette raison aux discussions qui suivent.

Chen considère que l'écosystème aquatique (lac ou rivière) est constitué de quatre groupes principaux: (i) les substances abiotiques comme CO_2 , les éléments nutritifs, etc, (ii) les producteurs-les algues et les plantes à racines (iii) les consommateurs- le zooplancton et le poisson, et (iv) les dégradateurs-les bactéries et les champignons. Les relations schématiques entre les divers composants du système sont montrées à la Figure 36(a). Les points saillants du modèle de Chen sont développés individuellement dans les paragraphes qui suivent.

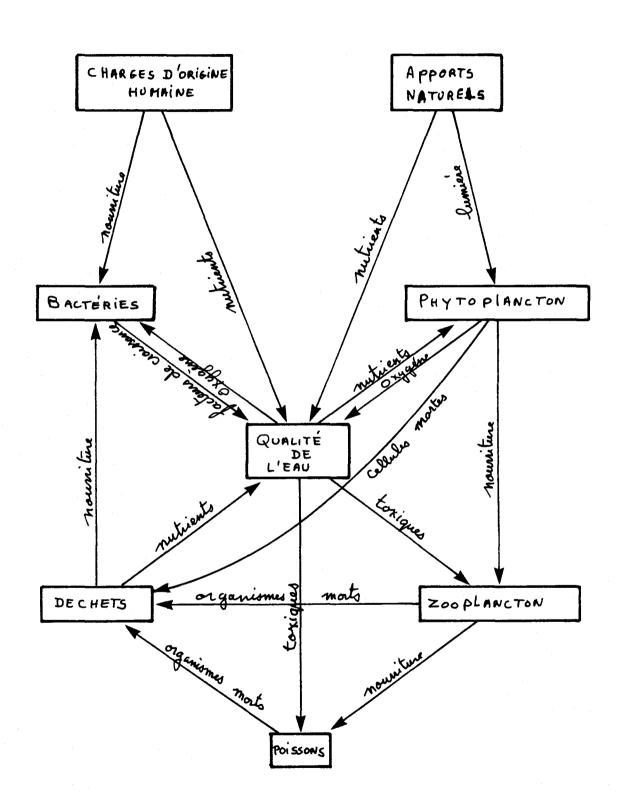


FIGURE 36 (a) Définition d'un écosystème.

7.3.1 Concept d'éléments nutritifs limitants.

Dans le processus photosynthétique (production des algues) la vitesse de réaction totale est controlée par la réaction la plus lente (réaction critique) du système. Plusieurs facteurs de l'environnement comme la luminosité, l'azote et le phosphore peuvent devenir les éléments limitants et controler l'activité totale des algues. On peut donc écrire la vitesse de réaction sous la forme fonctionnelle suivante:

$$\mu = K \cdot f(A) \cdot f(I) \cdot f(CO_2) \cdot \dots \cdot f(N) \cdot F(P) \cdot \dots \cdot (79)$$

où μ = constance de vitesse de réaction

K = coefficient arbitraire

f(A) = fonction de la biomasse des algues

f(I)= fonction de l'intensité de la lumière

 $f(CO_2)$ = fonction de la concentration en CO_2

f(N)= fonction de la concentration en azote inorganique

f(P)= fonction de la concentration en phosphore

L'équation (79) peut devenir une pseudo-équation du premier ordre car certains facteurs, s'ils sont en excès peuvent se simplifier et ne laisser qu'un ou deux facteurs limitants.

Les cinétiques des éléments nutritifs limitants sont décrits de façon classique par l'équation de Michalis-Menton.

$$\mu = \frac{\mu m}{K_a + X} \qquad \dots (80)$$

où u = taux de croissance

 μ_{m} = taux de croissance maximum

 $\rm K_S$ = constante egale à la valeur de X quand μ = $\mu_m/2$

X = concentration de l'élément nutritif limitant.

Graphiquement, l'équation (80) est représentée à la Figure 36

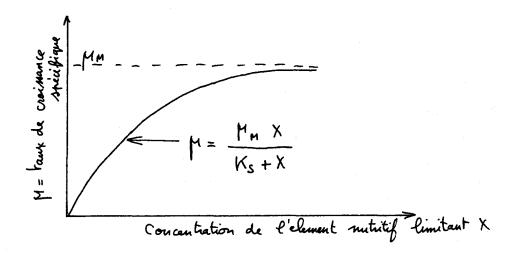


Figure 36 - Equation de Michaelis-Menton

L'équation (80) peut se généraliser comme une fonction de plusieurs facteurs limitants; elle prend alors la forme:

$$\mu = \widehat{\mu}(\frac{X_1}{K_1 + X_1}) \quad (\frac{X_2}{K_2 + X_2}) \quad \cdots \quad (\frac{T_N}{K_N - X_N}) \quad \ldots (81)$$

où $\hat{\mu}$ = taux de croissance maximum quand X_1 , X_2 , X_3 , X sont tous en excès les valeurs de $\hat{\mu}$ vont de .02 - à .15 par heure pour les communautés d'algues dans la nature.

Chen a utilisé l'équation (81) dans sa formulation de l'équation de la biomasse des algues.

7.3.2 Effets de la température et respiration

Chen n'a pas été très original en traitant les effets de la température sur les réactions biologiques. Il a utilisé simplement l'approximation qui dit que le taux de réaction double pour une augmentation de température de 10° C. Il a traité les effets de la respiration en supposant que les pertes de biomasse dues à la respiration des algues étaient égales à 10% de la production de la biomasse par ces mêmes algues.

7.3.3 Effets de la lumière et de l'ombre auto-portée.

Chen a utilisé les relations empiriques qui expriment la radiation incidente comme une fonction de la nébulosité:

$$I = I_s (1 - .65 c^2)$$
(82)

où I = radiation solaire incidente à la surface de l'eau

I_s = radiation incidente par ciel clair

C = nébulosité exprimée en pourcentage.

Pour décrire l'atténuation de la lumière à travers la colonne d'eau, il a utilisé la loi de Beer-Lambert pour exprimer l'extinction de la lumière avec la profondeur:

$$\frac{dI}{dx} = - (\alpha_1 C_1 + \alpha_2 C_2 \dots + \alpha_N C_N) I \dots (83)$$

où I = l'intensité des radiations par n'importe quelle profondeur.

X = distance sous la surface de l'eau

C_i = concentration de la substance i dans l'eau qui peut absorber la lumière (turbidité, couleur, etc.)

 α_i = constante d'atténuation pour la substance i

Si tous les facteurs de l'équation (83) sont maintenus constants à l'exception de la densité des algues, cette équation se réduit à:

$$\frac{dI}{dx} = (a + \alpha C) I \qquad \dots (84)$$

où a = niveau de base causé par tous les autres facteurs sauf les algues.

C = densité des algues

lpha = coefficient d'ombre auto-porté pour les algues.

Les valeurs typiques pour a et α sont 1.7 x 10^{-3} cm $^{-1}$ et α 4.95 x 10^{-6} par mg/l par cm, respectivement.

7.3.4 <u>Perte dans le système et déplacement de familles d'algues</u>

La source principale de perte pour le système des algues de la zone euphotique (la zone où la lumière pénètre) est supposée être la prédation par le zooplancton, la sédimentation et le transport par les mélanges verticaux et/ou horizontaux. Le déplacement d'une espèce d'algues vers une autre dépend surtout des conditions des éléments nutritifs (succession des familles d'algues). Le modèle en a tenu compte; un exemple hypothétique de succession des algues est montré à la Figure 37.

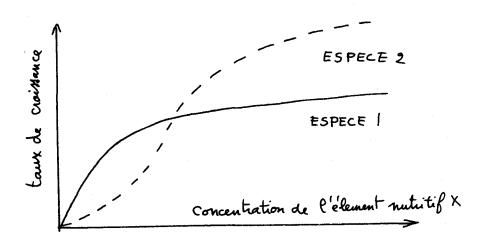


Figure 37 - Succession des familles d'algues.

La succession des familles d'algues peut aussi être influencée par d'autres facteurs comme la température de l'eau, la saison, les conditions d'éclairement.

7.3.5 Développement du modèle.

Une équation différentielle a été formulée pour décrire la vitesse de changement de la biomasse dans les compartiments du phytoplancton, du zooplancton, des poissons et des déchets. Les équations de continuité de la masse ont été écrites pour des substances conservatives ou non-conservatives par exemple, l'azote, le phosphore ou l'oxygène dissous. En plus, les bilans de l'eau et des éléments nutritifs ont été établis. Les équations du système sont rassemblées au Tableau 10.

Le modèle a été essayé pour un système de rivière hypothétique, de 50 pi. de large, 10 pi. de profondeur et tronçonné en éléments de 1,500 pi. de long. Quatre espèces d'algues, une espèce de zooplancton, et un rejet azoté ont été inclus dans le système. Les prédictions du modèle sont montrées à la Figure 37a.

On a aussi soumis ce modèle à une analyse de sensibilité et un exemple de la réponse des différents paramètres à des vitesses de décomposition des déchets est montré à la Figure 38.



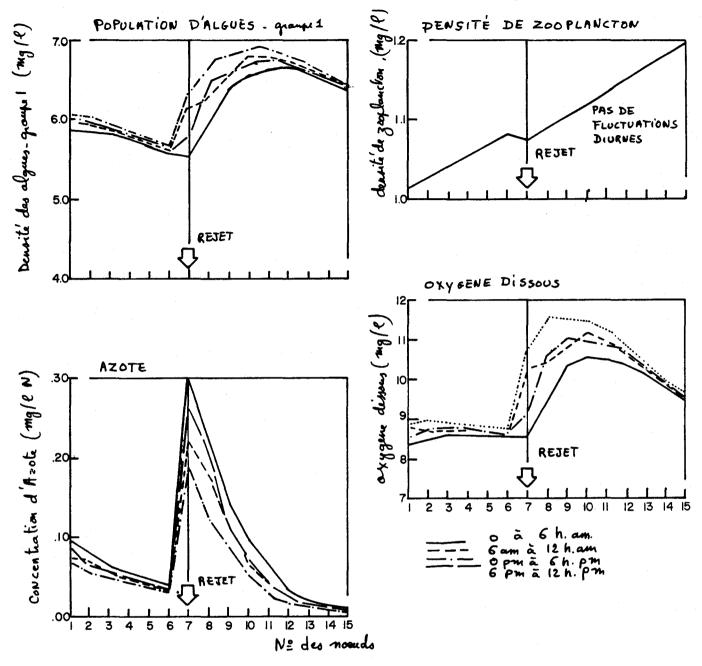


Figure 37 (a)

Profils typiques des concentrations pour l'écosystème hypothétique.

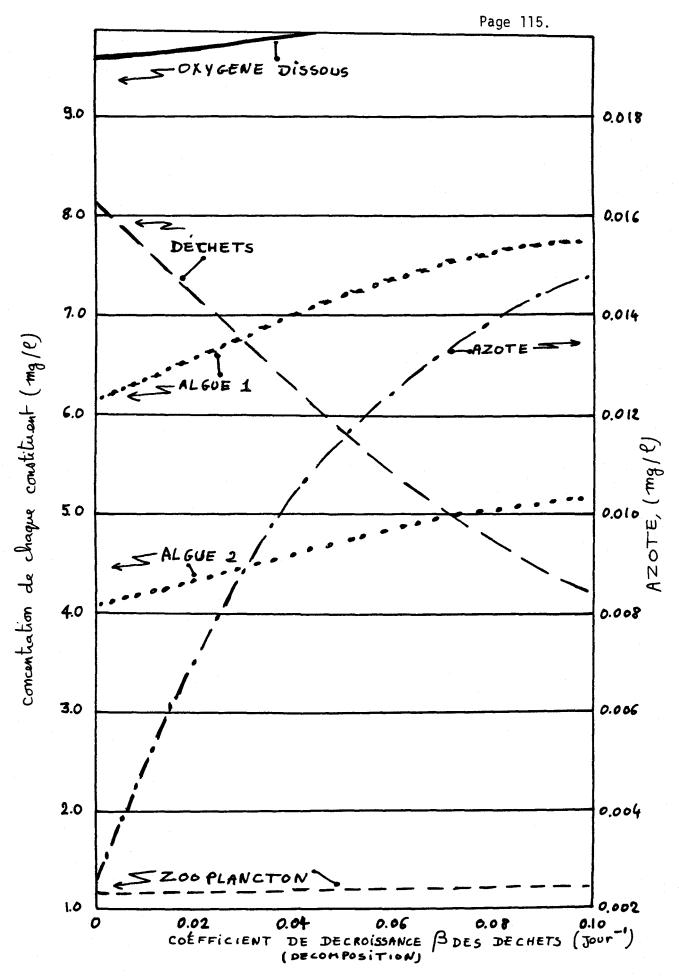


FIGURE 38 - Réponses écologiques à différentes vitesses de décomposition des déchets.

Tableau 10

EQUATIONS DIFFERENTIELLES DU MODELE DE CHEN (1970)

D'UN ECOSYSTEME AQUATIQUE

1) Conservation de l'eau:

$$\frac{d\overline{V}}{dt} = Q_i - Q_o + P - E + Q_{in} - Q_{ou}$$

2) Continuité de la masse pour une substance conservative:

3) Continuité de la masse pour une substance non-conservative:

4) Bilan des éléments nutritifs:

$$\frac{d(\overline{Vc})}{dt} = T + AE \frac{dc}{dx} - \frac{1}{Yp} \sum_{i=1}^{2} M_i p_i + dz + BD$$

5) Biomasse du phytoplancton:

6) Biomasse du zooplancton:

$$\frac{d(Vz)}{dt} = T + AE \frac{dz}{dx} + Z \sum_{i=1}^{2} g_i P_{fi} - mz - \frac{1}{YF} \cdot \delta \cdot F$$

7) Biomasse des poissons:

$$\frac{d(VF)}{dt} = \frac{1}{V} F \sum_{j=1}^{N} V_j - h F$$

8) Déchets:

$$\frac{dD}{dt} = sp + \frac{m}{Y_z} - K_dD$$

9) Oxygène dissous:

$$\frac{d(V_0)}{dt} = T + AE \frac{do}{dt} + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^{2} (\mu_i - r) P_i - Kd (DBO)$$

LEGENDES

volume du tronçon de rivière (ou de lac)

Q: - débit provenant de l'amont

Qo = débit sortant vers l'aval

P = précipitation sur ce tronçon

E = évaporation de ce tronçon

Q: apport de débit local

Oou = perte de débit locale

t = temps

c = concentration d'un constituant dans la case

C: = concentration d'un constituant dans la case amont

 C_{in} = concentration associée avec Q_{in}

surface traversale de la section

= coefficient global de diffusion

= gradient de concentration selon l'axe 3C

K = coefficient de décroissance

= transfert advectif total

= constante de croissance pour le phytoplancton du groupe £

= rendement du phytoplancton pour un élément nutritif spécifique

concentration en masse du phytoplancton du groupe i

= coefficient de retour des nutrients du zooplancton

= concentration de la biomasse du zooplancton

B = coefficient de recyclage à partir des sédiments

D = déchets accumulés au fond

r = vitesse de respiration

S = vitesse de sédimentation

= rendement du zooplancton

9 = taux de croissance spécifique du zooplancton

P: = facteur de préférence pour le phytoplancton du groupe :

m = mortalité du zooplancton

taux de croissance spécifique du poisson

F = rendement du poisson

🔭 = taux de croissance spécifique du poisson pour la case 🕏

V; = volume de la case ;

V = volume total du système

h = facteur de capture

KL = vitesse de dégradation bactérienne

= concentration de 1'0.D.

facteur de conversion en l'oxygène et la biomasse des algues

DBO = demande biochimique en oxygène

 $\mathbf{K}_{\mathbf{b}}$ = vitesse de décroissance de la DBO

Ks = vitesse de prélèvement de l'oxygène par les sédiments

 K_{\bullet} = coefficient de réaération

As = surface

O_s = concentration de saturation de l'oxygène

BIBLIOGRAPHIE SUR LES MODELES MATHEMATIQUES DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

- 1- BREZONIK, P.L. 1968 "Application of mathematical models to the eutrophication process. Proc. 11th Conf. Great Lakes Res., Milwaukee, Wis. April, 1968.
- 2- BREZONKI, P.L. 1969 "Eutrophication: The Process and its Potential for Modeling" Proc. Eutrophication Workshop Southeast, St. Petersburg, Fla.
- 3- CASSIE, R.M. 1967 "Mathematical models for the interpretation of inshore plankton communities. In Estuaries, G.H. Lauff (ed.). Amer. Assoc. Adv. Sci. Pub. 83, Washington, D.C.
- 4- CHEN, C.W. (1968) "A Proposed Ecologic Model for a Eutrophying Environment" Report to FW CA, Southwest Region.
- 5- CHEN, C.W. (1970) "Concepts and Utilities of an Ecologic Model"
 J. ASCE San Div 96(5):1085.
- 6- DITORO, D.M. <u>et al</u> (1970) "A Dynamic Model of Phytoplankton Populations in Natural Waters" Environmental Eng. and S. Prog. Manhattan College, N.Y.
- 7- DALE, M.B. (1970) "Systems Analysis and Ecology" Ecology 51(1):2.
- 8- FEE, E.J. (1969) "A Numerical Model for the Estimation of Photosynthetic Production, Integrated over Time and Depth, In Natural Waters" Limnol. and Oceanogr. 14(6):906.
- 9- HAYES, F.R. 1963 "Chemical characteristics of fresh water. Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Publ. 10, 112-17.

- 10- HUTCHINSON, G.E. 1957 "Concluding remarks" Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol. 22, 415-27.
- 11- JUDAY, C. (1940) "The Annual Energy Budget of an Inland Lake" Ecology 21:438.
- 12- LINDEMAN, R.L. 1942 "The trophic dynamic aspect of ecology" 23, 415-27. Ecology.
- 13- MACFADYEN, A. 1964 "Energy flow in ecosystems and its exploitation by grazing" In Grazing in Terrestrial and Maine Environments. British Ecol. Soc. Symp. 4,3-20.
- 14- MANN, K.H. 1969 "The Dynamics of Aquatic Ecosystems, Adv. in Ecological Res. 6:1.
- 15- MARGALEF, R. 1963 "On certain unifying principles in ecology" Ameri Naturalist 97, 357-74.
- 16- MARGALEF, R. 1964 "Correspondence of the classic types of lakes and the structural and dynamic properties of their population" Verh. Internat. Verein. Limnol. 15, 169.
- 17- MARGALEF, R. 1967 "Laboratory analogues of estuarine plankton systems" In <u>Estuaries</u>, G.H. Lauff (ed.) Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ. 83, Washington, D.C.
- 18- MEREDITH, D.D. 1970 "Modeling of the Great Lakes Water System", Wat. Res. Bulletin 6(1):55.
- 19- MOREAU, D.H. 1970 "Concepts of Mathematical Models" in Proc. Eutro. Workshop, St. Pete., Fla.
- 20- NOONEY, G.C. 1965 "Mathematical Models Reality and Results"
 J. Theor. Biol., 9(2):239.

- 21- NORTH, W.J. 1967 "Integration of environmental conditions by a marine organism. In <u>Pollution and Marine Ecology</u>, T.A. Olson and F.J. Burgess (eds.) Wiley, N.Y.
- 22- ODUM, H.T. 1956 "Primary production in flowing waters" Limnol.
 Oceanogr. 1, 102-117.
- 23- ODUM, H.T. 1957 "Trophic Structure and Productivity of Silver Springs", Ecol. Monogr. 27:55.
- 24- ODUM, H.T. 1960 "Biological Potential and Analog Circuits for the Ecosystems" Am. Scientist, 48:1.
- 25- ODUM, H.T. 1967 "Biological circuits and the marine systems of Texas" <u>In Pollution and Marine Ecology</u>, T.A. Olson and F. J. Burgess (eds.) Wiley N.Y.
- 26- PARKER, R.A. 1968 "Simulation of an Aquatic Ecosystem" Biometrics, 24:803.
- 27- PATTEN, B.C. 1966 "The Biocoenetic Process in an Estuarine Phytoplankton Community" Oak Ridge Nat. Lsb Rept ORNL-3946.
- 28- PATTEN, B.C. 1968 "Mathematical Models of Plankton Production" Int. Revue ges. Hydrobiol. 53(3):357.
- 29- PATTEN, B.C. 1969 "Models of Aquatic Ecosystems" in Proc. Eutro. Workshop, St. Pete., Fla.
- 30- PAULIK, G.J. 1967 "Digital simulation of natural animal communities" <u>In Pollution and Marine Ecology</u> T.A. Olson and F.J. Burgess (eds.). Wiley, New-York.
- 31- PIELOU, E.G. 1969 "An Introduction to Mathematical Ecology" Wiley-Interscience, N.Y.

- 32- RAWSON, D.S. 1955 "Morphomatry as a dominant factor in productivity of large lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. XII, 164-75.
- 33- RILEY, G.A. 1939 "Correlations in Aquatic Ecology" J. Marine Res. 2:56.
- 34- RILEY, G.A. 1965 "A mathematical model of regional variations in plankton" Limnol. Oceanogr. <u>10</u>, Special Supplement, R. 202-215.
- 35- RILEY, G.A. 1967 "The plankton of estuaries" In <u>Estuaries</u>
 G.H. Lauff (ed.) Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ. 83, Washington, D.C.
- 36- RILEY, G.A., STOMMEL, H. and BUMPUS, D.F. 1949 "Quantitative ecology of the plankton of the western North Atlantic.

 Bull. Bingham Oceanogr. Collection, Yale University 12, 1-169.
- 37- RYTHER, J.H. and YENTSCH, C.S. 1957 "The estimation of phytoplankton production in the ocean from chlorophyll and light data. Limnol. Oceanogr. 2, 281-286.
- 38- SAUNDERS, G.W. 1963 "The biological characteristics of fresh water. Great Lakes Res. Div. University of Michigan. Fab. 10, 245-257.
- 39- SHANNON, E.E. 1969 "Multivariate Techniques for the Classification of Lakes and the Study of Eutrophication" Proc. Eutro. Workshop, St. Pete., Fla.
- 40- SLOBODKIN, L.B. 1962 "Energy in Animal Ecology" Adv. Ecol. Res. 1:69.

- 41- SMITH, F.E. 1967 "Effects of enrichment in mathematical models"

 Presented at Internat. Conf. on Eutrophication, University
 of Wisconsin, Madison, June, 1967.
- 42- STEELE, J.H. 1958 "Plant production in the northern North Sea.

 Marine Res., Scot. Home Dept. () 1-36.
- 43- STEELE, J.H. 1961 "Primary production" <u>In Oceanography</u>, M. Sears (ed.). Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ. 67, Washington, D.C.
- 44- TEAL, J.M. 1957 "Community Metabolism in a Temperate Cold Spring" Ecol. Monogr. 27:283.
- 45- THOMANN, R.V. <u>et al</u> 1970 "Modeling of the Nitrogen and Algal Cycles in Estuaries" Water Poll. Res. Conference, San Francisco.
- 46- WATT, K.E.F. 1966 "The nature of systems analysis" <u>In Systems</u>
 Analysis in Ecology, K.E.F. (ed.). Acad. Press, N.Y.
- 47- WATT, W.E.F. 1968 "Ecology and Resource Management" McGraw-Hill New-York.
- 48- BLOOM, S.g. LEVIN, A.A et RAINES, G.E 1969 "Mathematical simulation of ecosystems-A preliminary model applied to a lotic freshwater environment" Battelle Memorial Institute. Columbus Laborato ries.

SELECTED WATER RESOURCES ABSTRACTS	i. Repart	No. 3.	To go cossion is a
INPUT TRANSACTION FORM			- W
RIVER REACTIONS ANALYSIS: MATHE QUALITY PARAMETERS (Analyse des réactio mathématiques de qualité - Revue de lit	ns en rivièr		5. Report Date 6. 8. Postormy J Organization Kepas (No.
No Audmo(2) Cluis, D.			ist. Projekt da
2. Organication			
Québec Université. Institut Nat Scientifique-Eau.	el. Como senférica de 2011 maio espação e e e e e e e e e e		
12. Someoria Organization 15. Septimental Notes INRS-Eau, Technical Report No 2		p.	13 Type of Repeat and Period Covered
16. Adreiget			
A litterature review has been p thematical modelling which perm various changes. The mathematic pes of river pollution are desc ces in knowledge about mixing a gen, thermal and radioactive po models.	it the simulation all modelling ribed and a rind dispersion	ation of ri concept of review is g n, changes	iver reactions to f the different ty-given of the advan-in dissolved oxy-
17a. Descriptors		,	
*Rivers, *River system, *Water *Temperature, Heat balance, Mod Dispersion, Ecosystems, Aquation	lel studies,	Oxygen dema	and, Radioactivity,
17b Idenaifiers			
*Water quality models, *River m meters.	nodels, River	pollution	, Water quality para-
Marking and Middle day to 50 a			
en e	22 Yold/ Alter	Send To:	
	A 200		RCES SCIENTIFIC INFORMATION CENTER ENT OF THE INTERIOR D. C. 20240

INRS-Eau

M. Cantin