

Article

« Modélisation d'un écosystème lotique pollué par une charge organique : prise en compte de l'hydrodynamique et des mécanismes de transport »

B. Cazelles et D. Fontvieille

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 2, n° 2, 1989, p. 183-209.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705028ar>

DOI: 10.7202/705028ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Modélisation d'un écosystème lotique pollué par une charge organique : prise en compte de l'hydrodynamique et des mécanismes de transport

Modelisation of a lotic ecosystem polluted by a pigsty waste : hydrodynamic and transport mechanisms

B. CAZELLES (1), D. FONTVIEILLE (2)

RÉSUMÉ

L'article décrit la partie hydrophysique d'un modèle écologique de simulation des transferts de carbone organique dans un cours d'eau pollué par le rejet d'une porcherie. Cette partie est constituée d'un modèle hydrodynamique inspiré du modèle de Saint-Venant, couplé à un modèle de transport basé sur l'équation classique de convection-diffusion. Ces modèles sont appliqués à un écoulement unidirectionnel, non uniforme et non stationnaire.

Les équations de ces deux modèles sont résolues par une méthode aux différences finies utilisant des schémas implicites. L'ajustement des paramètres est réalisé à partir de résultats d'expériences de traçage à la rhodamine.

Appliqués au carbone organique dissous de l'Albenche, les modèles montrent l'extrême étalement des nuages dû aux seuls phénomènes physiques. L'une des interprétations possibles de l'écart entre les valeurs expérimentales et les valeurs calculées au niveau de la station aval, peut être l'importance de la consommation du carbone par les biocoenoses benthiques.

Mots clés : *cours d'eau, modèle, simulation, hydrodynamique, mécanismes de transport, dispersion longitudinale, auto-épuration.*

(1) Anjou-Recherche, BP 76, 78600 Maisons-Laffitte, détaché à l'Université de Savoie.

(2) Laboratoire d'Ecologie, Université de Savoie, BP 1104, 73011 Chambéry et UA CNRS 367, Université Lyon I, 69622 Villeurbanne Cédex.

SUMMARY

A simulation model of organic carbon movement was designed for a river polluted by piggery wastes.

The physical dynamics of this model, as described in this paper, include a hydrodynamic component inspired by a Saint Venant's model coupled with a transport model based on the classical advection-diffusion equation. The model is applied to unidirectional, non-uniform, unsteady flow conditions.

The equations were solved by a finite difference method using implicit schemes. The parameters of the equation were adjusted to fit flow conditions determined with a rhodamine dye tracer.

When applied to the dissolved organic carbon transport in the Albenche river, the model showed that the distribution of organic carbon in space and in time was due to physical processes only. The differences in concentration between the observed and the expected values in the downstream station could represent the consumption of benthic biotic organic carbon.

Key-words : *stream, model, simulation, hydrodynamic, transport mechanisms, longitudinal dispersion, self-purification.*

NOTATIONS

- A : surface mouillée de l'écoulement (L^2)
 B : largeur de la section de l'écoulement, largeur au miroir (L)
 Ba : biomasse des macroinvertébrés benthiques ($M.L^{-3}$)
 BF : largeur au fond, largeur au radier (L)
 Bi : biomasse bactérienne ou microbienne ($M.L^{-3}$)
 C : moyenne spatiale de c ou concentration en substrat organique ($M.L^{-3}$)
 Cpbi : concentration en substrat organique particulaire dans le compartiment benthique ($M.L^{-2}$)
 Cpsi : concentration en substrat organique particulaire en suspension ($M.L^{-3}$)
 Cq : concentration en matière organique dissoute des apports ($M.L^{-3}$)
 c : concentration moyenne d'une substance ($M.L^{-3}$)
 ca, cai : coefficient de la relation débit-surface mouillée
 cq : coefficient de la relation débit-débit d'apport
 D_L : coefficient de dispersion longitudinale ($L^2.T^{-1}$)
 d : longueur du tronçon étudié (L)
 ea, eai : coefficient de la relation débit-surface mouillée
 eq : coefficient de la relation débit-débit d'apport

- g : accélération de la pesanteur ($L.T^{-2}$)
 H : hauteur d'eau (L)
 H_m : hauteur d'eau moyenne (L)
 I : pente moyenne du cours d'eau
 i : indice indiquant soit la classe de taille des particules organiques, soit le numéro du tronçon considéré
 J : coefficient de perte de charge
 K_d : taux de dégradation de la rhodamine (T^{-1})
 K_{xi} : tenseur du coefficient de diffusion turbulente ($L^2.T^{-1}$)
 k : coefficient de frottement
 P_m : périmètre mouillé (L)
 Q : débit ($L^3.T^{-1}$)
 q : débit d'apport ($L^3.L^{-1}.T^{-1}$)
 q_d : débit d'apport diffus ($L^3.L^{-1}.T^{-1}$)
 q_p : débit d'apport ponctuel ($L^3.T^{-1}$)
 R_H : rayon hydraulique (L)
 t : temps (T)
 U : vitesse longitudinale moyenne ($L.T^{-1}$)
 u_i : vecteur vitesse moyenne ($L.T^{-1}$)
 U_p^* : vitesse de frottement au fond ($\sqrt{g.I.R_H}$) ($L.T^{-1}$)
 x : distance sur l'axe longitudinal (L)
 α : pente des berges, fruit des berges
 α_i : coefficient rentrant dans le calcul de β_{DL}
 β_{DL} : coefficient rentrant dans le calcul de D_L
 β_i : coefficient rentrant dans le calcul de β_{DL}
 δ : fonction de Dirac
 T_q : proportion du débit d'apport ponctuel par rapport à l'apport total

1 - INTRODUCTION

L'intérêt des hydrobiologistes pour les modèles écologiques est relativement récent mais depuis quelques années, la construction et l'utilisation de modèles d'écosystèmes aquatiques se sont considérablement accélérées. Un grand nombre d'ouvrages a déjà été publié à ce sujet : PATTEN (1975), CANALE (1976), HALL et DAY (1977), INNIS et O'NEIL (1979), JORGENSEN (1979), RINALDI *et al.*, (1979), SCAVIA et ROBERTSON (1979), BIWAS (1981), DUBOIS (1981), MITSCH *et al.*, (1981), BECK et Van STRATEN (1983), JORGENSEN (1983), JORGENSEN et MITSCH (1983), LAUENROTH *et al.*, (1983), ORLOB (1983), BECK (1985), STRASKRABA et GNAUCK (1985), JORGENSEN (1986).

La modélisation des écosystèmes permet de synthétiser et d'intégrer, à l'aide de différentes relations mathématiques, les connaissances acquises sur ces systèmes. Leurs simulations numériques en donnent une vision analytique et mécaniste. Elles permettent notamment, d'en obtenir des images dynamiques et de tester d'une part, la cohérence du savoir acquis, d'autre part, différentes hypothèses sur leur structure et leur fonctionnement.

Les résultats exposés ici constituent l'aboutissement de la première phase d'un travail qui a pour objectif l'écriture d'un modèle écologique d'écosystème lotique. Cet outil doit permettre de mieux appréhender les phénomènes d'auto-épuration grâce auxquels un cours d'eau retrouve un nouvel équilibre à la suite d'un enrichissement par un apport organique (WUHRMANN, 1972).

La principale caractéristique des écosystèmes lotiques est un écoulement longitudinal dont la modélisation nécessite la prise en compte de l'hydrodynamique et des mécanismes de transport. Le travail présenté ici est consacré exclusivement à cet aspect du modèle global.

2 - MILIEU D'ÉTUDE - CAMPAGNES DE MESURES

L'expérimentation a été conduite sur l'Albenche (Savoie, France), cours d'eau de basse montagne (2ème ordre) situé dans le bassin versant du lac du Bourget (fig. 1). Ses principales caractéristiques sont les suivantes :

- bassin versant à caractère agricole, superficie 18 km² ;
- longueur totale 11.6 km ; longueur étudiée 3.2 km ;
- largeur moyenne 2.5 m (de 1 m à 4 m) ;
- pente du cours d'eau dans son ensemble, de 1.2 à 2.5 ‰ ;
- pente moyenne du tronçon étudié 2 ‰ ;
- profondeur moyenne 0.2 m (de 0.05 à 0.6 m avec alternance de faciès à caractère lotique et lentique) ;
- valeurs extrêmes du débit instantané pendant la période d'étude : 15 à 6 000 l.s⁻¹ ;
- sinuosité non négligeable.

Les caractéristiques de largeur et de profondeur de l'Albenche peuvent varier de façon considérable en un même point en fonction du régime hydrologique.

Ce ruisseau reçoit en amont de son cours, deux fois par jour, les eaux de lavage d'une porcherie, puis présente en aval tous les stades d'une auto-épuration menée pratiquement à son terme.

Le tronçon étudié s'étend sur 3.2 km à partir du point de rejet de la porcherie (station sup. : 430 m ; station inf. : 360 m d'altitude).

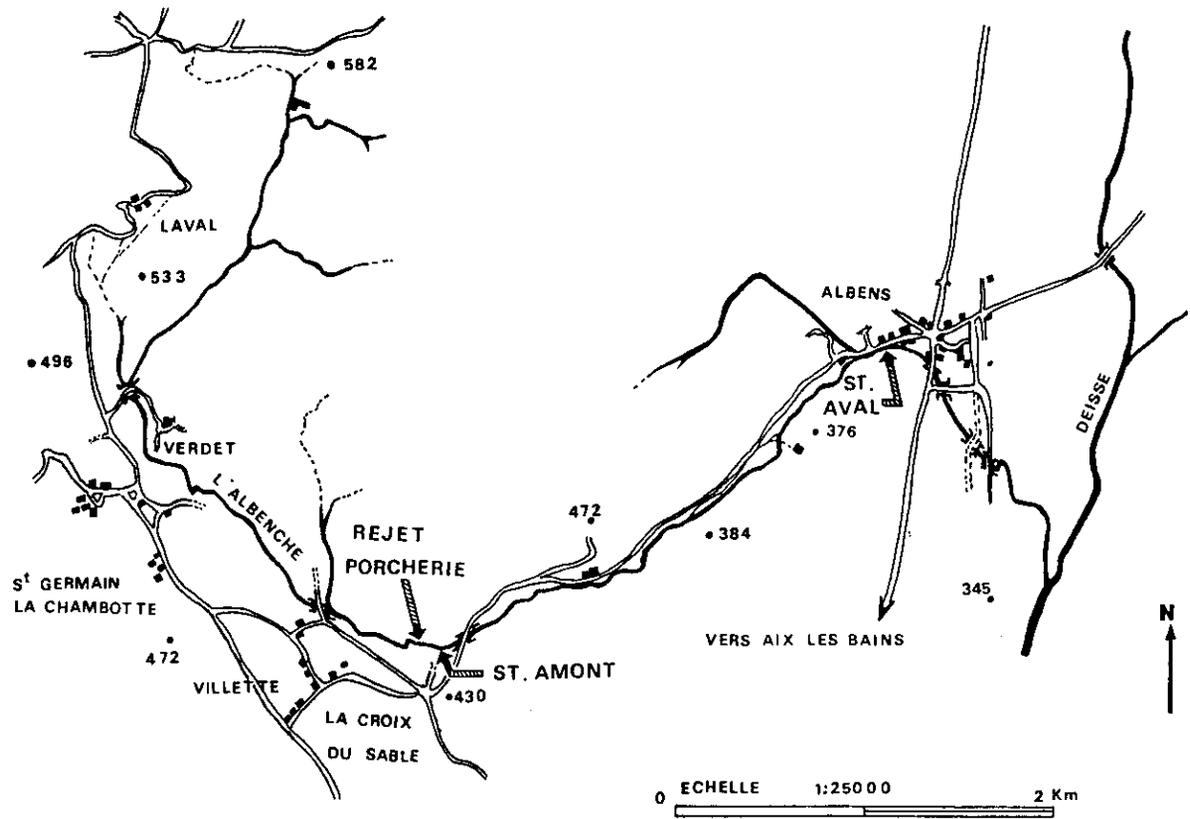


Figure 1.- L'Albenche.

Figure 1.- The Albenche river.

Pour évaluer l'importance relative des processus participant à l'auto-épuration, des mesures ont été effectuées pendant deux périodes :

- la première d'octobre 1981 à avril 1982 ;
- la seconde de novembre 1982 à mars 1984.

Les mesures réalisées lors de chaque période ont porté sur les principaux compartiments du système (fig. 2). Elles ont été effectuées selon les méthodes décrites dans les travaux précédemment publiés à ce sujet (FONTVIEILLE et CAZELLES, 1985 ; FONTVIEILLE, 1987 ; FONTVIEILLE et CAZELLES, 1988). En ce qui concerne le compartiment aquatique, rappelons que chaque période est constituée de plusieurs campagnes de prélèvements (8 pour la première et 30 pour la seconde) de 27 heures chacun. Durant ces campagnes, l'eau est analysée à raison d'un échantillon par heure, chacun étant constitué par le mélange de quatre prélèvements effectués à un quart d'heure d'intervalle.

Les principaux résultats des travaux préliminaires (FONTVIEILLE et CAZELLES, 1985 ; FONTVIEILLE, 1987 ; FONTVIEILLE et CAZELLES, 1988) ont mis en évidence :

- la faible importance des processus biologiques dans l'auto-épuration durant les périodes de fortes eaux ;
- le rôle prépondérant des crues et donc des mécanismes hydrodynamiques, dans l'accumulation et l'exportation des matières organiques ; la charge organique des sédiments de l'Albenche semble être conditionnée essentiellement par l'alternance de phases cumulatives et de phases émissives déterminées par le régime hydrologique.

3 - MODÉLISATION DES FLUX DE CARBONE ORGANIQUE

La première campagne de mesures a permis d'appréhender les principales caractéristiques du système et de son environnement. Son interprétation, complétée par une recherche bibliographique (BOLING *et al.*, 1975 ; DE ANGELIS *et al.*, 1975 ; CLESCERI *et al.*, 1977 ; Mac INTIRE et COLBY, 1978 ; O'NEIL *et al.*, 1979 ; WEBSTER *et al.*, 1979 ; THEREN *et al.*, 1981 ; NEWBOLD *et al.*, 1983 ; WEBSTER, 1983) a conduit à la structure du modèle schématisée à la figure 3.

L'écriture du modèle est centrée sur les transferts de carbone organique et non sur ceux de l'oxygène en raison des particularités du cours d'eau :

- apports trophiques allochtones largement dominés par le carbone organique ;
- écoulement fortement turbulent assurant une oxygénation telle que les déficits locaux ont pu être négligés.

Dans les petits cours d'eau comme l'Albenche, le rôle du compartiment benthique a une importance prépondérante en ce qui concerne les processus détritiques (LOCK, 1981 ; HARREMOES, 1982 ; HVITVED-JACOBSEN, 1982 ; BOYLE et SCOTT, 1984 ; LOCK *et al.*, 1984).

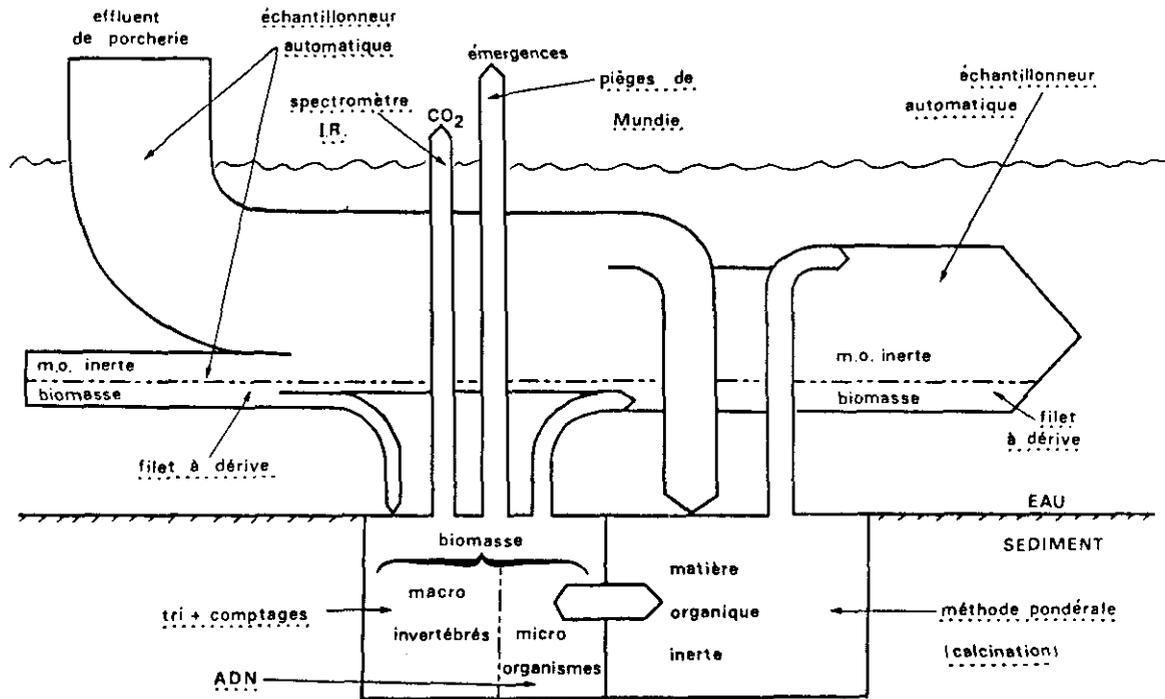


Figure 2.- Diagramme des compartiments carbonés mesurés dans l'Albenche.

Figure 2. - Schematic representation of the components of the carbon cycle taken into consideration in the Albenche river.

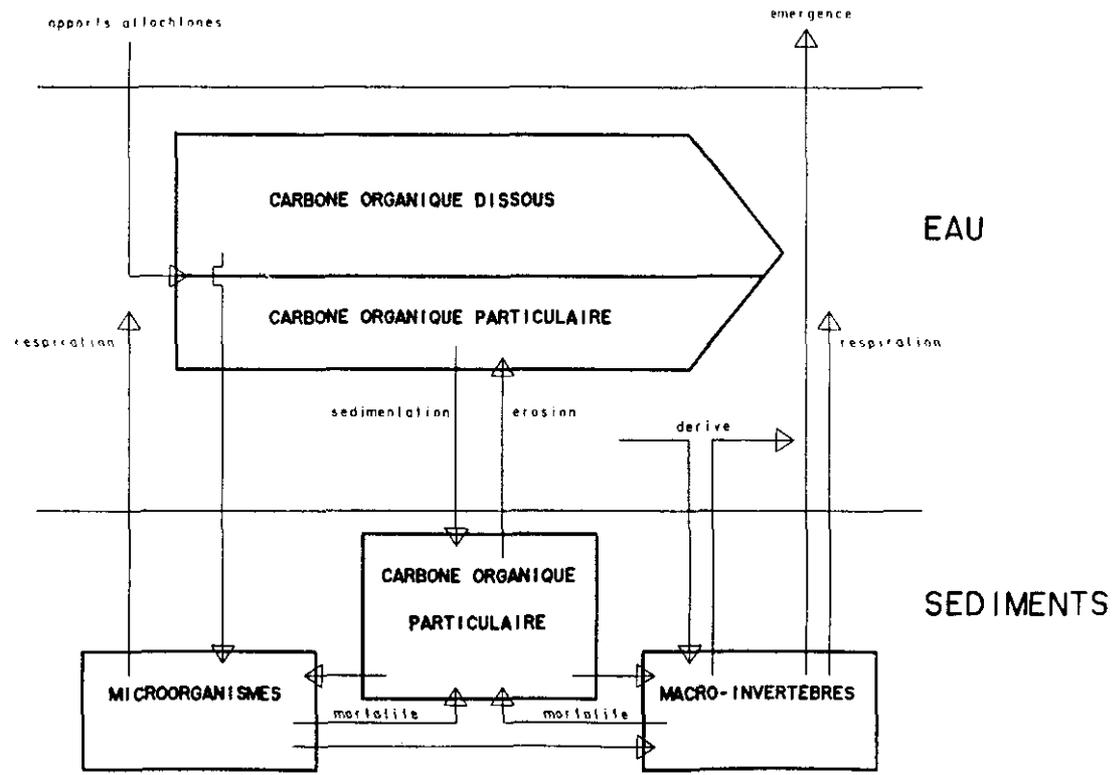


Figure 3.- Schématisation du modèle des flux de carbone organique dans l'Albenche.

Figure 3.- Schematic representation of the model simulating the carbon fluxes in the Albenche river.

Les mesures effectuées sur l'Albenche montrent bien que les phénomènes biologiques sont négligeables à l'intérieur même de la masse d'eau, (inférieurs au seuil de détection de la méthode de mesure de la production de CO₂ (FONTVIEILLE et RENAUD, 1982)). De ce fait seuls les phénomènes se déroulant dans le compartiment benthique sont considérés.

Le modèle global décrit l'évolution de cinq variables d'état : le carbone organique dissous C, le carbone organique particulaire en suspension Cps, le carbone organique particulaire benthique Cpb, la biomasse des microorganismes Bi et la biomasse des macroinvertébrés Ba. Il permet de considérer éventuellement différentes classes de taille de carbone organique particulaire. Les transferts entre ces différents compartiments sont régis par des processus physiques (convection, diffusion, sédimentation ...) et/ou physiologiques (assimilation, excrétion, mortalité ...).

Basée sur le principe de conservation de masse, la formulation mathématique du modèle est constituée par un système d'équations aux dérivées partielles (1) qui décrivent l'évolution de chaque compartiment en fonction du temps et de la distance longitudinale. Cette représentation spatio-temporelle permet de coupler les processus biologiques et les processus physiques, couplage essentiel à la description correcte de la dynamique d'un tel écosystème.

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial C}{\partial t} &= \text{transport} - \text{consommation par Bi} + \text{apports} \\
 \frac{\partial C_{psi}}{\partial t} &= \text{transport } i - \text{sédimentation } i + \text{érosion } i + \text{apports } i \\
 \frac{\partial C_{pbi}}{\partial t} &= \text{sédimentation } i - \text{érosion } i + \text{consommation } i \text{ par Bi et} \\
 &\quad \text{Ba} + \text{mortalité } i \text{ de Bi et Ba} \\
 \frac{\partial B_i}{\partial t} &= \text{assimilation.consommmation de C et C}_{pbi} - \text{respiration} \\
 &\quad - \text{mortalité} - \text{prédation par Ba} \\
 \frac{\partial B_a}{\partial t} &= \text{assimilation.consommmation de C}_{pbi} \text{ et Bi} - \text{respiration} \\
 &\quad - \text{mortalité} \pm \text{dérive} - \text{émergence}
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

La modélisation des mécanismes de transport permet de décrire l'évolution spatio-temporelle des concentrations en carbone organique et particulaire dans la veine liquide et dans les sédiments. Les concentrations prédites permettent de décrire l'évolution des compartiments biologiques, puis d'interpréter le rôle de ces compartiments dans le fonctionnement global du système (CAZELLES, 1987).

Seule la modélisation des termes liés aux mécanismes de transport du matériel organique dissous sera développée ici. Le détail de la construction du modèle global (1) et de son application, ont été décrits dans un précédent travail (CAZELLES, 1987) et fera l'objet de publications ultérieures.

4 - MODÉLISATION DE L'HYDRODYNAMIQUE ET DES MÉCANISMES DE TRANSPORT

Le mélange et le transport de substances solubles dans l'écoulement d'un cours d'eau sont des phénomènes complexes. Ils résultent d'interactions entre les mécanismes de convection et de turbulence (SAYRE, 1973 ; FISCHER, 1973). Ces deux mécanismes sont fortement dépendants des caractéristiques de l'écoulement (champ de vitesse, frottements, etc. et de la géométrie de l'écoulement).

La modélisation du transport des substances solubles dans l'Albenche a été réalisée à partir de deux modèles : un modèle hydrodynamique et un modèle de transport. Le modèle hydrodynamique permet d'accéder aux caractéristiques de l'écoulement nécessaires à la mise en oeuvre du modèle de transport.

L'Albenche est un petit cours d'eau à forte pente où alternent les zones lentes et les zones rapides. Dans ce type d'eau courante, le caractère non-uniforme de l'écoulement est accentué par les apports latéraux et les échanges avec le sous-écoulement (HUFF *et al.*, 1982 ; BENCALA *et al.*, 1983 ; BENCALA et WALTERS, 1983). Cette non-uniformité a été parfaitement vérifiée expérimentalement dans le cas de l'Albenche.

Le rôle prépondérant des crues dans le fonctionnement de l'écosystème (FONTVIEILLE et CAZELLES, 1985) a, en outre, justifié l'introduction dans les modèles de termes permettant la description de périodes de régimes non-stationnaires.

L'ensemble de ces contraintes nous a obligés à construire des modèles unidirectionnels, non uniformes et non stationnaires.

4-1 Modèle hydrodynamique

Les contraintes exposées ci-dessus nous ont conduits à utiliser dans un premier temps, le modèle classique de Saint-Venant en considérant que :

- les calculs hydrodynamiques ne sont pas affectés par la composition de l'eau ;
- le mélange est complet dans chaque section de l'écoulement ;
- la forme géométrique des sections est trapézoïdale.

$$\frac{\partial A(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial Q(x,t)}{\partial x} = q(t)$$

$$\frac{\partial U(x,t) \cdot A(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial U^2(x,t) \cdot A(x,t)}{\partial x} + g \cdot A(x,t) \cdot \frac{\partial H(x,t)}{\partial x}$$

$$= g \cdot (I(x) - J(x,t)) \cdot A(x,t) - U(x,t) \cdot q(t)$$

(2)

$$\begin{aligned}
 A(x,t) &= H(x,t) \cdot \left(BF + \frac{2 \cdot H(x,t)}{\operatorname{tg} \alpha} \right) \\
 B(x,t) &= BF + 2 \cdot H(x,t) / \operatorname{tg} \alpha \\
 P_m(x,t) &= BF + 2 \cdot H(x,t) / \sin \alpha \\
 R_H(x,t) &= A(x,t) / P_m(x,t)
 \end{aligned}
 \quad \left. \vphantom{\begin{aligned} A(x,t) \\ B(x,t) \\ P_m(x,t) \\ R_H(x,t) \end{aligned}} \right\} (3)$$

$$q(t) = \frac{c_q \cdot Q(0,t) \cdot e^{q}}{d} \quad (4)$$

$$J(x,t) = \frac{U(x,t)^2}{k^2 \cdot R_H(x,t)^{4/3}} \quad (5)$$

A partir des valeurs expérimentales de $A(x,t)$, $H(x,t)$, $B(x,t)$ mesurées au niveau des stations amont et aval, un algorithme d'optimisation nous a permis d'obtenir les valeurs optimum de la largeur au radier (BF) et du fruit des berges (α) : BF = 1.5 m ; $\alpha = 17^\circ$.

Dans un cours d'eau comme l'Albenche, les frottements ont une grande importance et le calcul des pertes de charges ($J(x,t)$ par une relation semi-empirique comme celle de STRICKLER (5) n'est pas satisfaisante (BEDFORD *et al.*, 1983). De plus, les caractéristiques de l'écoulement sont extrêmement hétérogènes, aussi bien dans l'espace (alternances de zones à faciès lotique et à faciès lentique), que dans le temps. Les crues peuvent modifier la géométrie du cours d'eau au point que pour un même débit, les caractéristiques hydrodynamiques d'une même station (surface mouillée, coefficient de frottement ...) soient totalement modifiées. Dans ce cas, le coefficient de frottement k ne peut plus être considéré comme constant et son estimation pose de nombreux problèmes (JARRETT, 1984).

Compte tenu des variations des caractéristiques de l'écoulement, nous avons opté pour une simplification du modèle : l'équation de continuité du modèle de Saint-Venant a été conservée et l'équation dynamique remplacée par une équation empirique (LEOPOLD *et al.*, 1964) utilisée par de nombreux hydrobiologistes :

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial A(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial Q(x,t)}{\partial x} &= q(t) \\
 A(x,t) &= c_a \cdot Q(x,t)^{ea}
 \end{aligned}
 \quad \left. \vphantom{\begin{aligned} \frac{\partial A(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial Q(x,t)}{\partial x} \\ A(x,t) \end{aligned}} \right\} (6)$$

Dans le tableau 1 sont portés différents résultats du modèle hydrodynamique. Ce tableau est une bonne illustration de la grande variabilité des caractéristiques de l'écoulement de l'Albenche.

Tableau 1.- Résultats du sous-modèle hydrodynamique ; comparaison des valeurs de débit et de surface mouillée mesurées et calculées (les débits calculés en station 4 le sont à partir des valeurs enregistrées par le limnigraphe). Les valeurs mesurées sont obtenues en moyennant les mesures effectuées dans les zones à faciès lotique et lénitique, the values measured in the lotic and in the lentic part of each station.

Q enregistré au limnigraphe ($m^3 \cdot s^{-1}$)	Q mesuré en station 1 ($m^3 \cdot s^{-1}$)	Q calculé en station 4 ($m^3 \cdot s^{-1}$)	Q mesuré en station 4 ($m^3 \cdot s^{-1}$)	A calculée en station 1 (m^2)	A mesurée en station 1 (m^2)	A calculée en station 4 (m^2)	A mesurée en station 4 (m^2)
0.307	0.353	0.429	0.367	0.778	0.778	0.858	0.810
0.152	0.172	0.213	0.164	0.568	0.574	0.628	0.489
0.120	0.104	0.170	0.166	0.529	0.450	0.655	0.661
1.111	0.741	1.379	1.055	1.001	0.992	1.208	1.168
0.525	0.358	0.697	0.625	0.814	0.709	0.881	0.856
0.089	0.077	0.126	0.124	0.481	0.469	0.600	0.630
0.068	0.096	0.099	0.090	0.500	0.530	0.498	0.484
0.080	0.074	0.115	0.092	0.526	0.548	0.584	0.617
0.029	0.028	0.044	0.072				
0.029	0.031	0.044	0.030				
0.071	0.073	0.103	0.140				
0.048	0.071	0.071	0.075				
0.043	0.044	0.066	0.064				
0.059	0.061	0.086	0.063				
0.048	0.042	0.071	0.082				
0.048	0.039	0.071	0.087				
1.988	2.000	2.371	2.630				
0.097	0.352	0.292	0.488				
0.097	0.084	0.139	0.144				
0.071	0.067	0.103	0.136				
0.113	0.161	0.161	0.148	0.581	0.625	0.577	0.546
0.236	0.324	0.324	0.363	0.720	0.807	0.791	0.791
0.404	0.542	0.542	0.607	0.843	1.015	0.919	0.945
0.199	0.276	0.276	0.330	0.685	0.745	0.678	0.701
0.752	0.982	0.982	0.925	1.012	1.286	1.094	1.179

4-2 Modèle de transport

Toutes les représentations mathématiques des phénomènes de transport et de mélange sont basées sur le principe de conservation d'une grandeur scalaire transportée par l'écoulement. Elles sont fondées sur les équations de bilan des eaux de surface qui expriment l'évolution des paramètres physiques représentatifs de l'évolution du milieu (FABRE et RAMANY BALA, 1980 ; CAUSSADE *et al.*, 1982). A partir de ces équations de bilan des eaux de surface, on peut écrire des modèles pratiques applicables à des données expérimentales de terrain, à l'aide d'hypothèses supplémentaires :

- simplification à l'aide de l'"approximation" de BOUSSINESQ, qui permet, notamment, de ne pas tenir compte des effets des variations de masse volumique ;
- prise en compte des moments statistiques des variables locales instantanées pour un écoulement turbulent.

On aboutit, ainsi, à l'équation classique de convection-diffusion pour un écoulement tridimensionnel :

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u_i \cdot \frac{\partial c}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{xi} \cdot \frac{\partial c}{\partial x_i} \right) \quad (7)$$

avec i directions de l'écoulement.

Dans le cas d'un cours d'eau comme l'Albenche, l'écoulement se fait préférentiellement dans la direction longitudinale. On peut donc intégrer l'équation (7) sur une section droite de l'écoulement, de façon à obtenir une équation unidimensionnelle (modèle unifilaire) exprimant les variations des variables uniquement dans le sens de l'écoulement. On obtient alors :

$$\frac{\partial A(x,t) \cdot C(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial Q(x,t) \cdot C(x,t)}{\partial x} = + \frac{\partial}{\partial x} \left(A(x,t) \cdot D_L(x,t) \cdot \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} \right) \quad (8)$$

Dans cette équation, D_L est le coefficient de dispersion longitudinale qui exprime l'influence des profils de vitesse et de la répartition des concentrations dans les sections mouillées de l'écoulement. De nombreuses formulations ont été proposées pour le calculer, soit à partir des caractéristiques hydrodynamiques de l'écoulement (ELDER, 1959 ; FISCHER, 1967, 1968 ; LIU, 1977 ; LIU et CHENG, 1980), soit à partir d'expériences de traçages (FISCHER, 1964). Dans notre cas, la formulation adoptée est celle de LIU (1977) :

$$\left. \begin{aligned} D_L(x,t) &= \beta D_L \cdot \frac{U(x,t)^2 \cdot B(x,t)^3}{U_p^*(x,t) \cdot A(x,t)} \\ \beta D_L &= \alpha_i \cdot \left(\frac{U(x,t)}{U_p^*(x,t)} \right)^{\beta_i} \end{aligned} \right\} \quad (9)$$

avec i numéro du tronçon étudié lorsque plusieurs tronçons sont considérés.

Pour appliquer l'équation (8) au cas d'une substance non-conservative, différents termes, sources et puits, sont introduits. L'équation (10) permet de prendre en compte des apports diffus ($q(t) \cdot C_q(x,t)$) et une disparition ($K_d \cdot A(x,t) \cdot C(x,t)$) :

$$\frac{\partial A(x,t) \cdot C(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial Q(x,t) \cdot C(x,t)}{\partial x} = Cq(t) \cdot q(t) - Kd \cdot A(x,t) \cdot C(x,t) + \frac{\partial}{\partial x} \left(A(x,t) \cdot D_L(x,t) \cdot \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} \right) \quad (10)$$

4-3 Ajustement des paramètres des modèles

Les deux équations du modèle (6 et 8) sont résolues par des méthodes aux différences finies utilisant des schémas de discrétisation implicite..

Les paramètres sont ajustés à l'aide :

- de valeurs expérimentales de débits et de surfaces mouillées mesurées au niveau des stations amont et aval (fig. 1) ;
- d'expériences de traçage à l'aide d'un traceur fluorescent, la rhodamine B.

En ce qui concerne l'équation (9), dans un premier temps βDL est considéré comme un paramètre à ajuster lors de chaque simulation.

Certaines caractéristiques hydrodynamiques de l'écoulement, lors de chaque campagne de traçage simulée, sont portées dans le tableau 2.

Tableau 2.- Valeurs (pour un régime quasi stationnaire) et plages de valeurs (pour un régime non-stationnaire) de certaines caractéristiques hydrodynamiques de l'Albenche durant les expériences de traçage.

Table 2.- Hydrodynamic characteristics of the Albenche river during the dye tracing experiments.

Date du traçage	Station	Q (m ³ .s ⁻¹)	A (m ²)	Hm (m)	Up* (m.s ⁻¹)	D _L (m ² .s ⁻¹)
23.12.82	amont	0.285	0.755	0.217	0.204	0.313
	aval	0.389	1.085	0.267	0.179	1.413
14.02.83	amont	0.165	0.641	0.196	0.194	0.555
	aval	0.230	0.942	0.247	0.172	3.091
09.05.03	amont	0.390	0.830	0.229	0.209	0.363
		à	à			à
	aval	0.395	0.832			0.369
		à	à			à
16.06.83	amont	0.520	1.175	0.280	0.183	0.826
		à	à			à
	aval	0.530	1.180			0.837
		à	à			à
26.10.83	amont	0.066	0.487	0.165	0.178	1.346
		à	à	à	à	à
	aval	0.077	0.509	0.171	0.181	1.647
		à	à	à	à	à
26.10.83	amont	0.105	0.762	0.218	0.161	6.614
	à	à	à	à	à	
26.10.83	aval	0.111	0.774	0.220	0.163	7.174
	à	à	à	à	à	
26.10.83	amont	0.055	0.461	0.160	0.175	1.890
	aval	-----	-----	-----	-----	-----

Une analyse exhaustive du comportement des deux sous-modèles aux variations de chaque paramètre a été effectuée (CAZELLES, 1987). Elle a permis de souligner l'importance des paramètres liés à la convection et donc de l'hydrodynamique pour positionner correctement le pic des nuages simulés par rapport au pic des nuages expérimentaux, et des paramètres liés à la dispersion longitudinale pour ajuster la forme des nuages simulés.

La sensibilité du modèle de transport aux caractéristiques hydrodynamiques du ruisseau s'est révélée telle qu'il a fallu prendre en compte une rupture de pente au point 2 400 m et l'apport ponctuel d'un petit affluent au point 2 900 m.

En conséquence, deux lots de paramètres ont été constitués (correspondant respectivement à l'amont et à l'aval du point 2 400 m). En outre, le débit d'apport a été subdivisé en un débit d'apport ponctuel et un débit d'apport diffus réparti sur l'ensemble du tronçon étudié. Pour tenir compte de ces éléments, les équations (4) et (6) sont remplacées par les équations (11) et (12) :

$$\left. \begin{aligned} qd(t) &= \left(\frac{1 - Tq}{d} \right) \cdot cq \cdot Q(0, t)^{eq} \\ qp(t) &= Tq \cdot Cq \cdot Q(0, t)^{eq} \end{aligned} \right\} \quad (11)$$

$$\left. \begin{aligned} \frac{\partial A(x, t)}{\partial t} + \frac{\partial Q(x, t)}{\partial x} &= qd(t) \\ Q(x, t) &= Q(x, t) + \delta(x - 2900) \cdot qp(t) \\ A(x, t) &= cai \cdot Q(x, t)^{eai} \end{aligned} \right\} \quad (12)$$

La figure 4 illustre la sensibilité du modèle aux caractéristiques hydrodynamiques de l'écoulement. L'ajustement des valeurs calculées aux valeurs expérimentales dans la station aval nécessitait l'affectation de valeurs, qui nous ont semblées non réalistes, au coefficient β DL de l'équation (9). Ces valeurs étaient trois à dix fois plus élevées que celle de la station amont (cf. légende fig. 5). Un terme de disparition de la rhodamine a donc été introduit dans l'équation de transport (fig. 5) en correspondance avec les phénomènes d'adsorption et de photodégradation constatés par différents auteurs (BENCALA *et al.*, 1983 ; BUJON, 1983).

Les résultats de la simulation des expériences de traçage à des débits différents sont portés sur la figure 6. Elle montre que les modèles utilisés ainsi que la valeur des paramètres adoptés permettent de retrouver l'allure des variations et les ordres de grandeur des concentrations. Ces résultats peuvent être considérés comme satisfaisants en regard :

- des problèmes posés par la grande variabilité des caractéristiques de l'écoulement et par sa complexité (JARRETT, 1984) ;
- de l'adoption d'hypothèses simplificatrices dans l'établissement des modèles ; il faut souligner que le modèle simule des concentrations moyennes dans l'espace, alors que les valeurs expérimentales ne sont que des valeurs ponctuelles mesurées dans la zone la plus représentative de l'écoulement de chaque station.

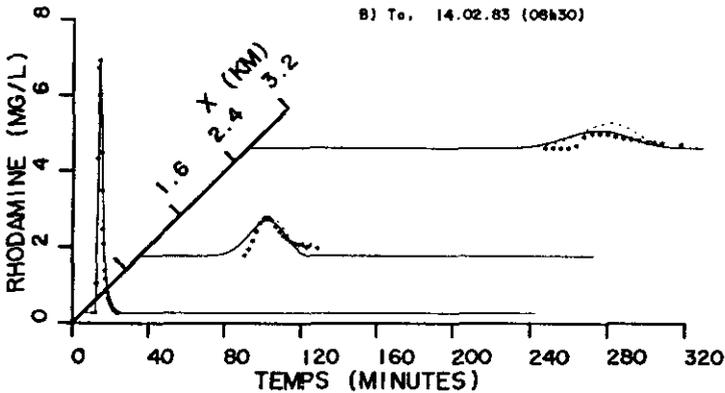
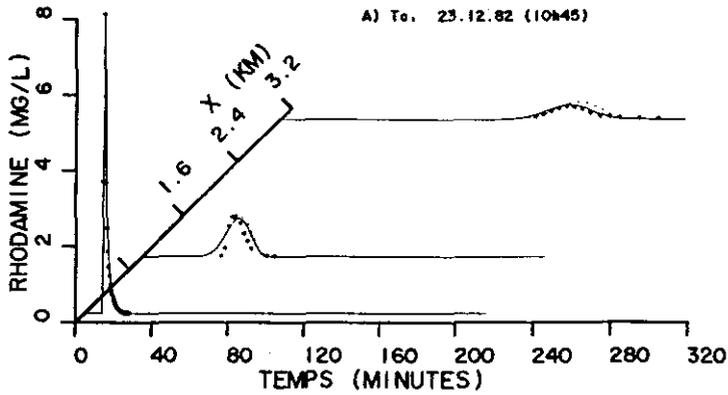


Figure 4.- Sensibilité du modèle aux caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau.

Figure 4.- Sensibility of the model in relation to the hydrodynamic characteristics of the stream.

(a : $Q = 285$ l/s ; b : $Q = 165$ l/s ; * : valeurs expérimentales)

- ligne pointillée : prise en compte d'un seul tronçon et d'un seul lot de paramètres (a : $\beta = 0.008$, $Tq = 0.00$; b : $\beta = 0.03$, $Tq = 0.00$) ;
- ligne continue : prise en compte de 2 tronçons et donc de 2 lots de paramètres ainsi que du petit affluent au kilomètre 2.9
(a : $\beta(1) = 0.008$, $\beta(2) = 0.15$, $Tq = 0.2$; b : $\beta(1) = 0.03$, $\beta(2) = 0.5$, $Tq = 0.2$).

(a : $Q = 285$ l/s ; b : $Q = 165$ l/s ; * : experimental values)

- broken line : considering the river as a single stretch, with a single set of parameters (a : $\beta = 0.008$, $Tq = 0.00$; $\beta = 0.03$, $Tq = 0.00$) ;
- solid line : considering :
1) two stretches in the river and thus two sets of parameters and
2) the small tributary at the point 2.9 km (a : $\beta(1) = 0.008$, $\beta(1) = 0.008$, $\beta(2) = 0.15$, $Tq = 0.2$; b : $\beta(1) = 0.03$, $\beta(2) = 0.5$, $Tq = 0.2$).

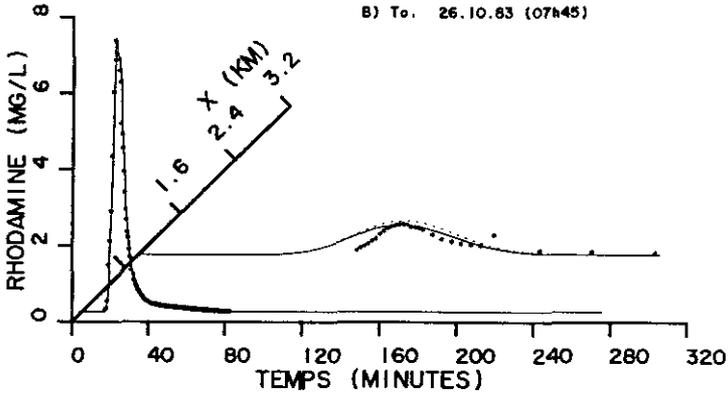
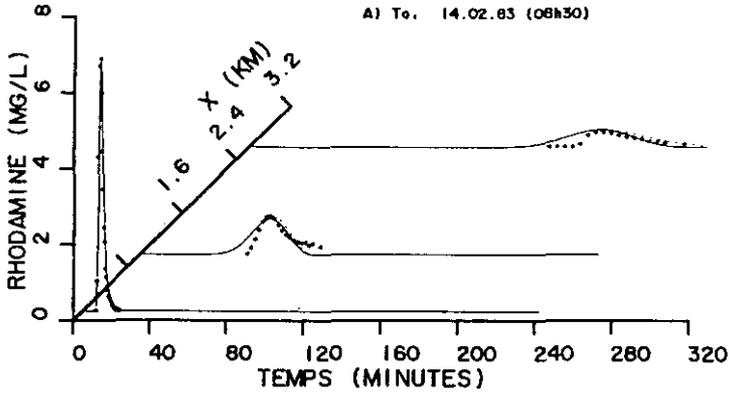


Figure 5.- Influence de l'introduction d'un terme de disparition sur le comportement des modèles lors de simulation de campagnes de traçage.

Figure 5.- Consequences of the introduction of a term which simulates the disappearance of the dye on the simulation of the dye tracer experiments.

(a : $Q = 165$ l/s ; B = Q 55 l/s ; * : valeurs expérimentales)

- ligne pointillée : (a : $\beta(1) = 0.03$, $\beta(2) = 0.50$, $K_d = 0$; b : $\beta(1) = 0.45$, $\beta(2) = 1$, $K_d = 0$) ;
- ligne continue : prise en compte d'un terme de disparition (a : $\beta(1) = 0.03$, $\beta(2) = 0.15$, $K_d = 1.5 \cdot 10^{-5}$; b : $\beta(1) = 0.45$, $\beta(2) = 1$, $K_d = 1.5 \cdot 10^{-5}$).

(a : $Q = 165$ l/s ; b : $Q = 55$ l/s ; * : experimental values)

- broken line : (a : $\beta(1) = 0.03$, $\beta(2) = 0.50$, $K_d = 0$; b : $\beta(1) = 0.45$, $\beta(2) = 1$, $K_d = 0$) ;
- solid line : taking in account the sink term : (a : $\beta(1) = 0.03$, $\beta(2) = 0.15$; $K_d = 1.5 \cdot 10^{-5}$; b : $\beta(1) = 0.45$, $\beta(2) = 1$, $K_d = 5 \cdot 10^{-5}$).

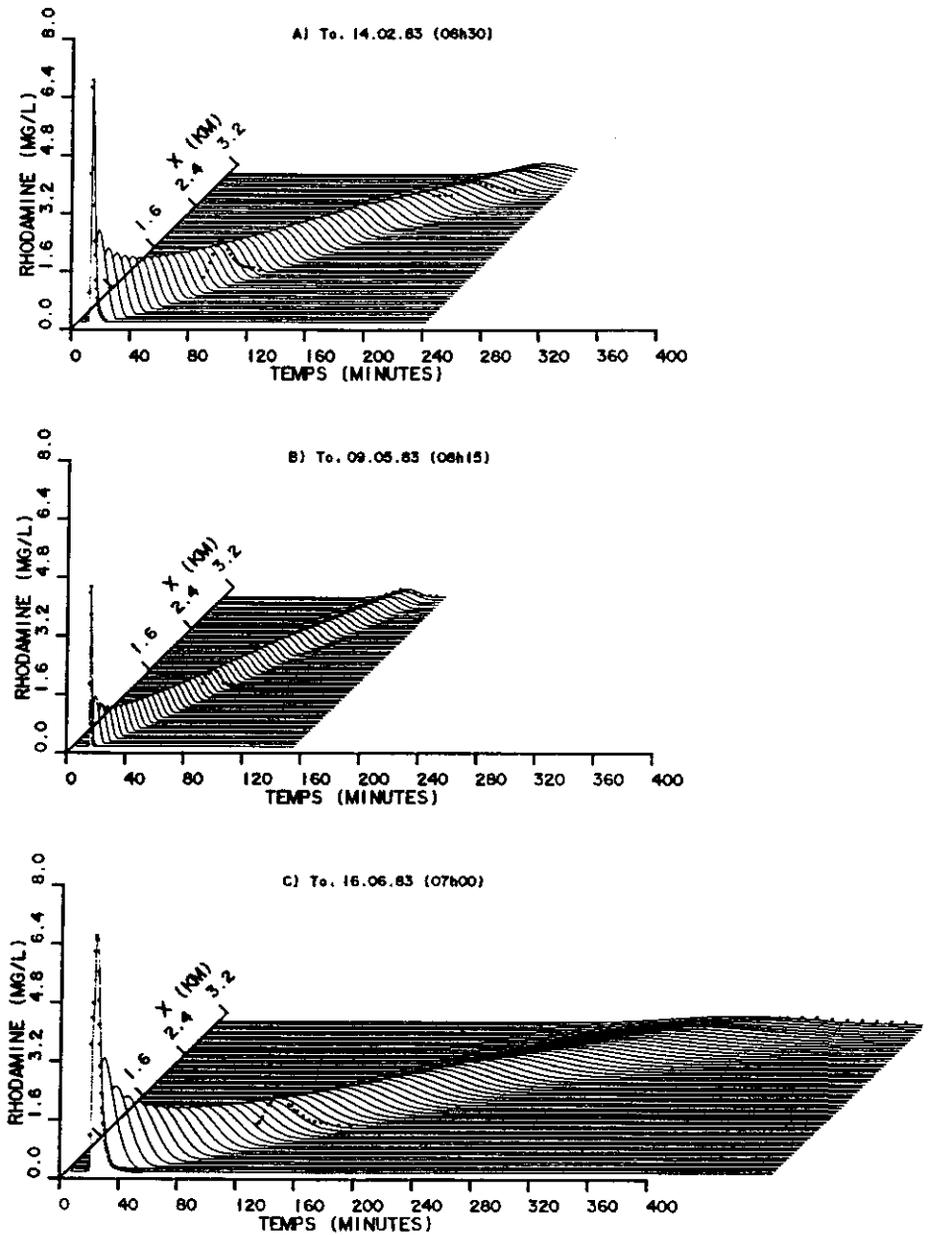


Figure 6.- Simulation d'expériences de traçage dans l'Albenche.

Figure 6.- Simulation of dye tracer experiments in the Albenche river.

(a : $Q = 165$ l/s ; b : $Q = 395$ l/s ; c : $Q = 77$ l/s ; * : valeurs expérimentales).

(a : $Q = 165$ l/s ; b : $Q = 395$ l/s ; c : $Q = 77$ l/s ; * : experimental values).

Dans le cas de faibles débits (fig. 6c) les valeurs calculées s'éloignent des valeurs expérimentales, le nuage simulé arrivant trop tardivement dans la station aval. Compte tenu de l'importance de ces périodes dans l'hydrologie de l'Albenche, il sera sans doute souhaitable pour la suite du travail, de prendre en compte d'autres phénomènes de mélange dans la structure du modèle de transport. Le stockage temporaire des substances dissoutes dans les zones mortes dues aux irrégularités de l'écoulement et à son absence d'uniformité, semble en particulier d'un grand intérêt pour un petit cours d'eau comme l'Albenche (VALENTINE et WOOD, 1977 ; SABOL et NORDIN, 1978 ; BENCALA et WALTER, 1983).

5 - APPLICATION DES MODÈLES AU TRANSPORT DU C.O.D. DANS L'ALBENCHE

L'utilisation de ces modèles pour simuler le transport du carbone organique dissous (C.O.D.) dans l'Albenche, nécessitait la connaissance des valeurs des concentrations à l'entrée du tronçon étudié. Ces valeurs peuvent être rattachées à 2 catégories : celles observées dans le milieu en l'absence de rejets (le "bruit de fond" du ruisseau) et celles qui concernent le rejet de la porcherie. Nous avons utilisé pour valeurs "d'entrée" les valeurs expérimentales de C.O.D., mesurées au niveau de la station amont entre :

- le 15.08.83 à 22 heures et le 17.08.93 à 1 heure ;
- le 04.10.83 à 18 heures et le 05.10.83 à 21 heures.

Les modèles simulent le transport du C.O.D. sur une période de 48 heures, avec un pas de temps de 15 minutes et sous l'hypothèse que le cycle de 24 heures des flux, mesuré au niveau de la station amont, se reproduise de façon identique pendant toute la période simulée.

Ces campagnes correspondent à des périodes d'étiage de l'Albenche durant lesquelles les variations de débit sont faibles. Ces dernières ont, néanmoins, été prises en compte lors des simulations.

Durant ces périodes d'étiage, l'apport du rejet de la porcherie est en moyenne de 150 kg de carbone par jour. Il représente de 8 à 44 % de la charge naturelle de l'eau en carbone organique total de l'eau. La valeur du rapport entre le carbone dissous et le carbone particulaire du rejet varie de 10 à 160 % (FONTVIEILLE, 1987).

Après avoir initialisé les concentrations tout le long du cours d'eau, les modèles simulent le régime transitoire. Pour ces calculs, le C.O.D. est considéré comme une substance conservative. Une valeur nulle est donc affectée au terme de disparition dans le modèle de transport ($K_d = 0$, équation (10)). La valeur du "bruit de fond" du ruisseau en carbone organique dans la station amont est affectée à la concentration des apports (C_q).

Les valeurs des paramètres sont celles obtenues après ajustement grâce aux simulations du transport de la rhodamine. Ces valeurs, ainsi que celles de certaines caractéristiques de l'Albenche se trouvent dans les tableaux 3 et 4. L'évaluation du coefficient β_{DL} , n'était pas possible en

raison du fait que les expériences de traçage n'ont pas été concomitantes avec les campagnes de mesures du C.O.D.. Il a été déterminé à l'aide de la deuxième relation de (9) et des valeurs obtenues à partir des traçages à la rhodamine (fig.7).

Tableau 3.- Caractéristiques de l'Albenche lors des deux simulations du transport du C.O.D.. La concentration des apports (Cq) est considérée égale à celle du "bruit de fond" du cours d'eau, mesurée en l'absence de rejets.

Table 3.- Some characteristics of the Albenche river used by the model for the D.O.C. transport simulations. The D.O.C. input (Cq) is taken equal to the background concentration of D.O.C. during the periods of absence of pigstry waste inflow.

DATE	15.08.83
Q	station amont de 21 à 29 l.s ⁻¹ station aval de 32 à 44 l.s ⁻¹
A	station amont de 0.345 à 0.380 m ² station aval de 0.592 à 0.641 m ²
Température	14 à 17 °C
Cq	120 à 250 mg C.l ⁻¹
Q	station amont de 29 à 38 l.s ⁻¹ station aval de 44 à 57 l.s ⁻¹
A	station amont de 0.380 à 0.412 m ² station aval de 0.641 à 0.684 m ²
Température	9.5 à 11.5 °C
Cq	250 à 340 mg C.l ⁻¹

Sur les figures 8 et 9, représentant les résultats des simulations du transport du C.O.D. à des dates différentes, on visualise les deux rejets quotidiens de la porcherie. On peut remarquer le fort étalement des rejets entre la station amont et la station aval, malgré leur faible dilution lorsque le débit est peu important (21 l.s⁻¹ le 15.08 et 38 l.s⁻¹ le 4.10). Ce fort étalement est due essentiellement à l'importance de la dispersion longitudinale. Lors de ces simulations le coefficient varie de 2 à 10 m².s⁻¹, ce qui est relativement important pour un petit cours d'eau. Pour des cours d'eau du même type, BENCALA et WALTER (1983) utilisent des coefficients de dispersion qui varient entre 0.1 et 0.5 m².s⁻¹ et BAJRAKTAREVIC-DOBRAN (1982) des coefficients variant entre 0.1 et 4 m².s⁻¹. Sur ces figures, l'importance de la rupture de pente au point 2 400 m sur l'étalement des nuages apparaît aussi, nettement.

Tableau 4.- Valeurs des paramètres des modèles utilisées lors des simulations du transport du C.O.D.

Table 4.- Values of parameters used by the model during the D.O.C. transport simulations

PARAMETRES	VALEURS UTILISEES	SIGNIFICATION
cq	1.289	. paramètres du calcul de la relation entre le débit et le débit d'apport A pour le premier et le deuxième tronçon
eq	0.955	
ca ₁	1.100	
ea ₁	0.300	
ca ₂	1.400	
ea ₂	0.250	. paramètres de la relation permettant le calcul du coefficient de dispersion longitudinale (D _L) pour le premier et le deuxième tronçon
α ₁	0.153	
β ₁	- 3.607	
α ₂	0.492	
β ₂	- 3.768	
Tq	0.200	. proportion de l'apport ponctuel

Ces simulations montrent bien que, même si la distribution du C.O.D tout au long du cours d'eau, peut être expliquée partiellement par les phénomènes hydrophysiques, ils sont insuffisants pour expliquer totalement les valeurs expérimentales mesurées. La surestimation des valeurs prédites par rapport aux valeurs mesurées, au niveau de la station aval, peut témoigner :

- du rôle, sur la disparition du C.O.D., de phénomènes physiques ou chimiques non pris en compte dans le modèle sous sa forme actuelle ;
- et surtout, d'une consommation due à l'activité des biocoenoses benthiques.

6 - CONCLUSIONS

Le modèle global proposé ((1) et fig. 3) fait la synthèse des deux types d'approche que l'on rencontre dans le domaine de la modélisation de systèmes aquatiques (SOMLYODY, 1982) :

- une approche hydraulique où l'aspect hydrodynamique est très développé et où, par contre, l'aspect biologique et biochimique est très réduit ; c'est le cas de beaucoup de modèle dit de qualité d'eau ;
- une approche écologique où contrairement à la précédente, l'aspect hydraulique est peu ou pas développé (modèle ponctuel ou chémostat par exemple) mais où un certain réalisme écologique est introduit dans le modèle.

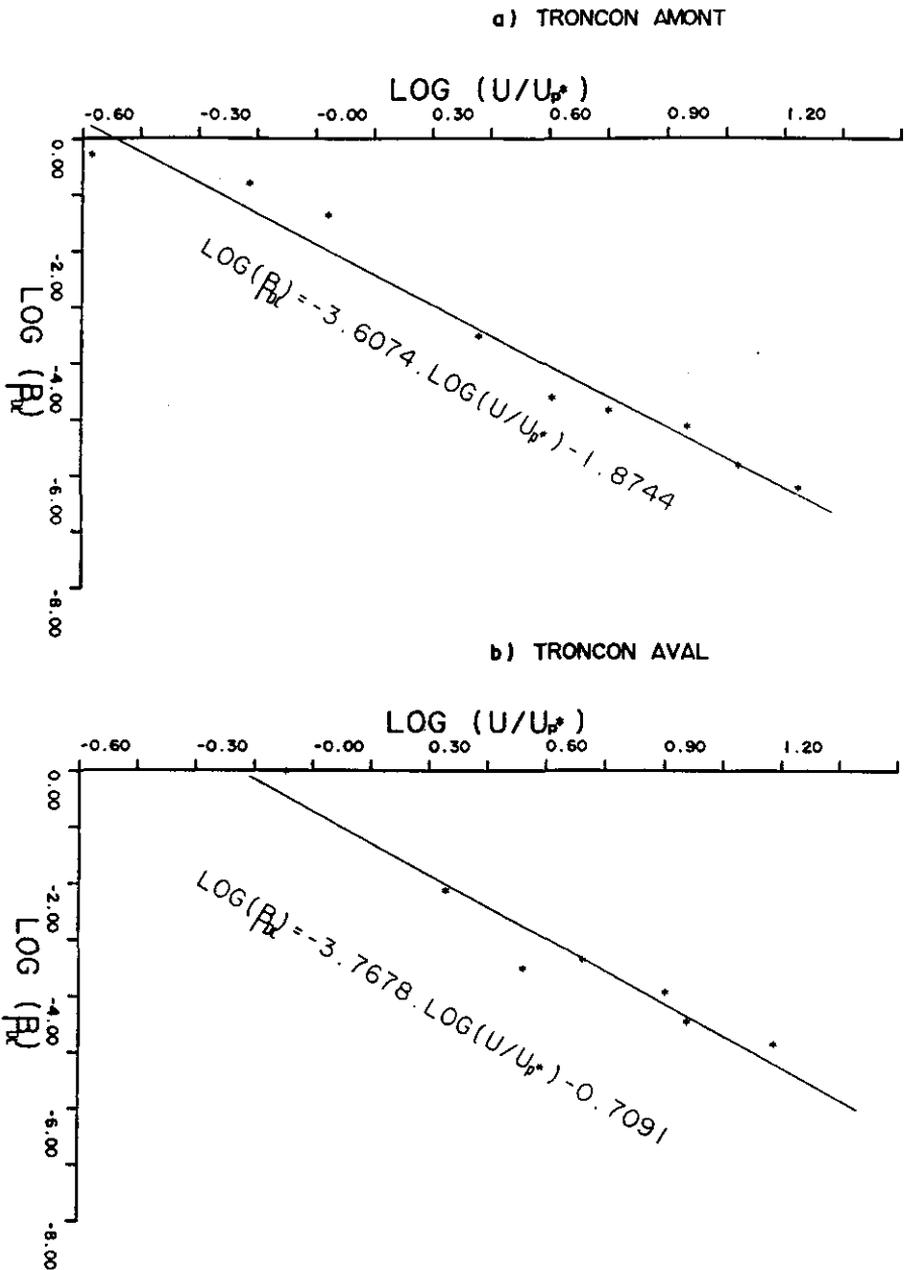


Figure 7.- Relations entre β_{DL} et U/U^* pour les 2 tronçons considérés.

Figure 7.- Relations between β_{DL} and U/U^* in the two stretches considered in the Albenche river.

Figure 8.- Simulation du transport du matériel dissous dans l'Albenche (TO : 15.08.83 à 22 h)

Les valeurs expérimentales (*) se trouvent dans les plans $x=0.150$ km (arrière plan de la figure, station amont) et $x=3.200$ km (premier plan de la figure, station aval).

Figure 8.- Simulation of the dissolved material transport in the Albenche river (TO: 15.08.83 at 22h)

The experimental values (*) are plotted on the background plane of the picture ($x=0.150$ km, upstream station) and on the foreground plane of the picture ($x=3.200$ km, downstream station).

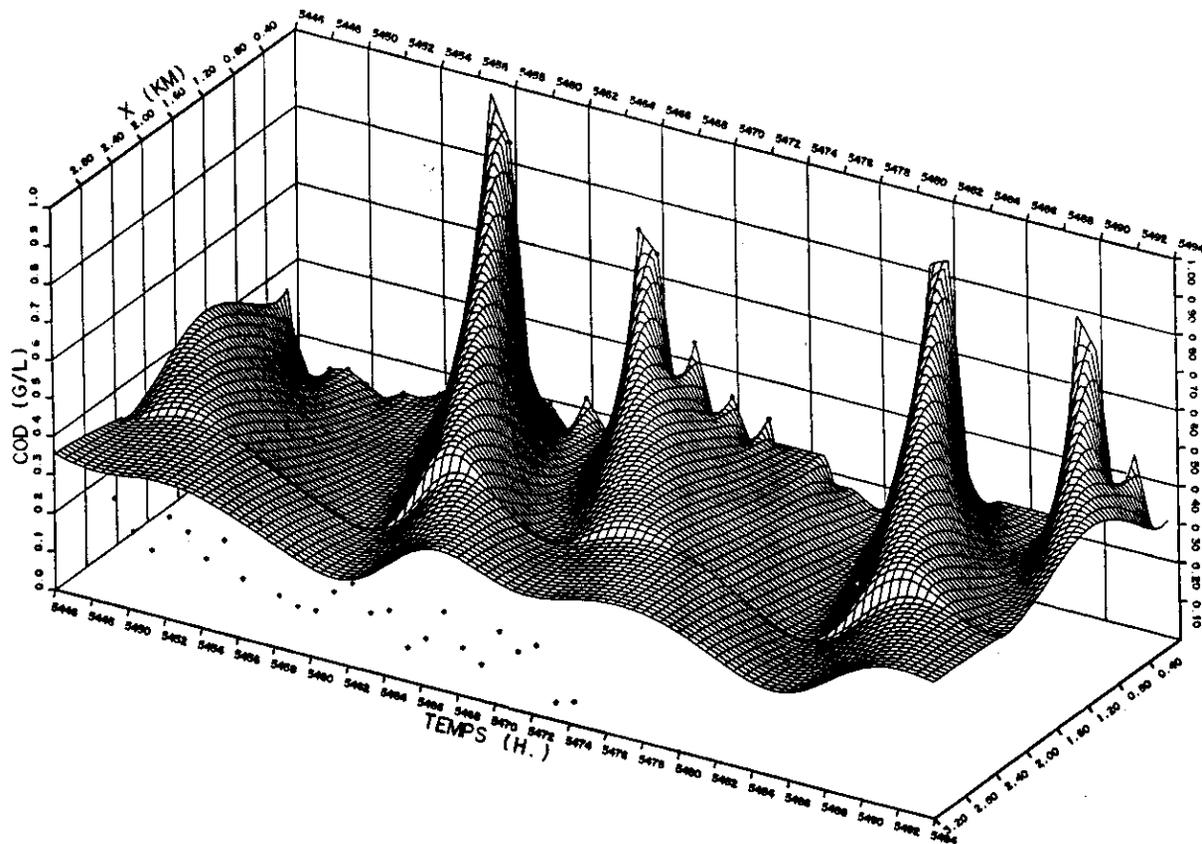
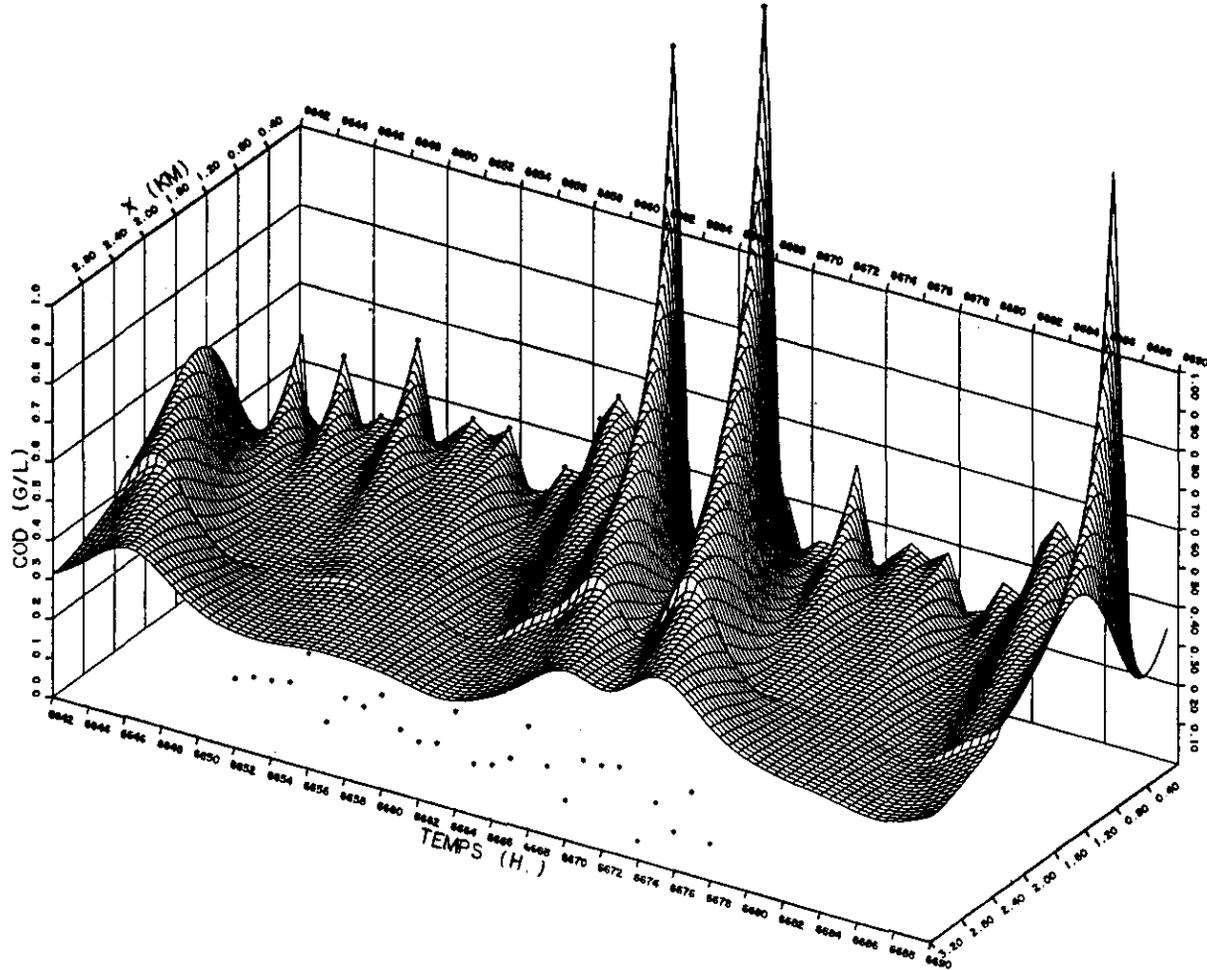


Figure 9.- Simulation du transport du matériel dissous dans l'Albenche (TO : 04.10.83 à 18 h)

Les valeurs expérimentales (*) se trouvent dans les plans $x=0.150$ km (arrière plan de la figure, station amont) et $x=3.200$ km (premier plan de la figure, station aval).

Figure 9.- Simulation of the dissolved material transport in the Albenche river (TO: 04.10.83 at 18 h)

The experimental values (*) are plotted on the background plane of the picture ($x=0.150$ km, upstream station) and on the foreground plane of the picture ($x=3.200$ km, downstream station).



La prise en compte de ces deux types d'approche, débouche sur des modèles dont la structure mathématique est relativement complexe (systèmes d'équations aux dérivées partielles). Cette complexité pose de nombreux problèmes lors de la mise en oeuvre du modèle, notamment lors de l'identification des paramètres. Une partie de ces difficultés peuvent être levées si l'on considère la faible influence, dans certains cas tel que celui de l'Albenche, des processus biologiques sur les mécanismes hydrophysiques. Cette constatation autorise le découplage de la mise au point des équations décrivant la partie physique de celle des équations décrivant la partie biologique du modèle. L'ajustement des nombreux paramètres du modèle global en est facilité.

Le but de ce premier travail, était de souligner l'importance des mécanismes hydrophysiques, notamment des mécanismes de transport, et de caler la partie hydrophysique du modèle à l'aide d'expérience de traçage.

En ce qui concerne les mécanismes hydrophysiques, la structure actuelle du modèle est satisfaisante mais pourrait encore être améliorée en prenant en compte, par exemple, les échanges entre l'écoulement et les zones mortes. On constate également, que dans un cours d'eau comme l'Albenche, la dispersion longitudinale a une grande importance. Elle explique le fort étalement du nuage de traçeur ou de polluant au niveau de la station aval. Elle influence donc les quantités de nourriture transportées par l'écoulement et disponibles pour les biocoenoses. Il faut souligner l'importance de l'incorporation de ce mécanisme de dispersion dans les modèles du type de celui écrit ici pour l'Albenche car ce mécanisme est très souvent négligé dans les modèles de petits cours d'eau.

Dans le cas du C.O.D., les valeurs expérimentales sont expliquées partiellement par la dispersion longitudinale. La comparaison des résultats et des mesures suggère que l'activité des biocoenoses benthiques est responsable de la disparition de plus de 35 % de la charge organique dissoute de l'eau de 15.08 (fig. 8) et de plus de 40 % le 04.10 (fig. 9). Cette hypothèse sera examinée dans une prochaine publication concernant le modèle biologique qui a été couplé au modèle hydrophysique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BAJRAKTAREVIC-DOBRIAN H. (1982). Dispersion in mountainous natural streams. *J. environ. Eng.*, 108(3): 502-514.

BECK M.B. (1985). *Water quality management : a review of the development and application of mathematical models*. Springer-Verlag, Berlin, 112 p..

BECK M.B., Van STRATEN G. (1983). *Uncertainty and forecasting of water quality*, Springer-Verlag, Berlin, 386 p..

BEDFORD K.W., SYKES R.M., LIBICKI C. (1983). Dynamic advective water quality

model for rivers. *J. environ. Eng.*, 109(3): 535-554.

BENCALA K.E., WALTERS R.A. (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream : a transient storage model. *Water Resour. Res.*, 19(3): 716-724.

BENCALA K.E., RATHBUN R.E., JACKMAN A.P. (1983). Rhodamine WT dye losses in a mountain stream environment. *Water Resour. Bull.*, 19(6): 943-950.

- BIWAS A.K. (1981). *Models for water quality management*. Mac Graw-Hill, New-York, 348 p..
- BOLING R.H., GOODMAN E.D., Van SICKLE J.A., ZIMMER K.W., CUMMINS K.W., PETERSEN R.C., REICE S.R. (1975a). Toward a model of detritus processing in a woodland stream. *Ecology*, 56: 141-151.
- BOLING R.H., PETERSEN R.C., CUMMINS K.W. (1975b). Ecosystem modeling for small woodland streams. In PATTEN B.C. (ed.), *Systems analysis and simulation in ecology*, Vol. III. Academic Press, New-York, 183-204.
- BOYLE J.D., SCOTT J.A. (1984). The role of benthic films in the oxygen balance in a east Devon river. *Water Res.*, 18(9): 1089-1099.
- BUJON G. (1983). Modélisation de la dispersion des substances solubles ou pseudo-solubles dans un cours d'eau. Application au cas de la Seine à l'amont de Paris. *La Houille Blanche*, 1: 45-53.
- CANALE R.P. (1976). *Modeling biochemical processes in aquatic ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, 389 p..
- CAUSSADE B., CHAUSSAVOINE C., MASBERNAT L. (1982). Modelling of turbulent fluxes in water surface ecosystems studies. *Mathematics and Computers in Simulation*, 24: 224-229.
- CAZELLES B. (1987). Modélisation d'un écosystème lotique : dynamique du carbone organique dissous et des microorganismes benthiques dans un cours d'eau pollué. Thèse de Doctorat n°6887, Université Lyon I, 427 p..
- CLESCERI L.S., PARK R.A., BLOMFIELD J.A., (1977). General model of microbial growth and decomposition in aquatic ecosystems. *Appl. environ. Microbiol.*, 33: 1047-1058.
- DUBOIS D.M. (1981). *Progress in ecological engineering and management by mathematical modelling*. Editions CEBEDOC, Liège, 1024 p..
- De ANGELIS D.L., GOLDSTEIN R.A., O'NEIL R.V. (1975). A model for trophic interaction. *Ecology*, 56: 881-892.
- ELDER J.W. (1959). The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. *J. Fluid Mechanics*, 5: 544-560.
- FABRE J., RAMANY BALA P. (1980). Equations générales de transfert de masse, de quantité de mouvement, d'énergie, dans les eaux de surface. *Annls Univ. Abidjan, Série C, Tomes XVI*: 70-102.
- FISCHER H.B. (1964). Determination of dispersion coefficients by change of moment method. Technical memorandum, N 64-6, California institute of technology, Pasadena.
- FISCHER H.B. (1967). The mechanics of dispersion in natural streams. *J. Hydraul. Div.*, 93: 187-216.
- FISCHER H.B. (1968). Dispersion predictions in natural streams. *J. Sanit. Eng.*, 94: 927-941.
- FISCHER H.B. (1973). Longitudinal dispersion and turbulent mixing in open channel flow. *Annual Rev. Fluid Mechanics*, 5: 59-77.
- FONTVIEILLE D. (1987). La circulation du carbone organique dans les écosystèmes lotiques : cas du phénomène d'auto-épuration. Thèse de Doctorat d'état n°8747, Université Lyon I, 189 p..
- FONTVIEILLE D., CAZELLES B. (1985). Modification de l'importance relative des flux de carbone organique d'un ruisseau pollué après une période de crues. *Verh. internat. Verein. Limnol.*, 22: 2270-2276.
- FONTVIEILLE D., CAZELLES B. (1988). Seasonal changes of some physiological and structural parameters in the sediments of an organically polluted stream. *Verh. internat. Verein. Limnol.*, 23: 1306-1312.
- FONTVIEILLE D., RENAUD M. (1982). A method of estimating the respiration of mud communities in shallow running water. *Water Res.*, 16, 5: 593-599.
- HALL C.A.S., DAY J.W. (1977). *Ecosystem modelling in theory and practice : an introduction with case histories*. Wiley, New-York, 684 p..
- HARREMOES P. (1982). Immediate and delayed oxygen depletion in rivers. *Water Res.*, 16: 1093-1098.
- HUFF D.D., O'NEIL R.V., EMANUEL W.R., ELWOOD J.W., NEWBOLD J.D. (1982). Flow variability and hillslope hydrology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 7: 91-94.
- HVITVED-JACOBSEN T. (1982). The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. *Water Res.*, 16: 1099-1105.
- INNIS G.S., O'NEIL R.V. (1979). *Systems analysis of ecosystems*. International Cooperative Publishing House, 425 p..
- JARRETT R.D. (1984). Hydraulics of high-gradient streams. *J. Hydraul. Eng.*, 110, 11: 1519-1539.

- JORGENSEN S.E. (1979). *State of the art in ecological modelling*. Pergamon Press, Oxford, 891 p..
- JORGENSEN S.E. (1983). *Application of ecological modelling in environmental management, part A. Development in environmental modelling 4*. Elsevier, Amsterdam, 722 p..
- JORGENSEN S.E. (1986). *Fundamentals of ecological modelling. Development in environmental modelling 9*. Elsevier, Amsterdam, 289 p..
- JORGENSEN S.E., MITSCH W.J. (1983). *Application of ecological modelling in environmental management, part B. Development in environmental modelling 4*. Elsevier, Amsterdam, 438 p..
- LAUENROTH W.K., SKOGERBOE G.V., FLUG M. (1983). *Analysis of ecological systems : state-of-the-art in ecological modelling. Development in environmental modelling 5*. Elsevier, Amsterdam, 920 p..
- LEOPOLD L.B., WOLMAN M.G., MILLER J.P. (1964). *Fluvial processes in geomorphology*. Freeman, San Francisco, 522 p..
- LIU H. (1977). Predicting dispersion coefficients of stream. *J. environ. Eng.*, 103: 56-69.
- LIU H., CHENG A.H.D. (1980). Modified fickian model for predicting dispersion. *J. Hydraul. Div.*, 106(6): 1021-1040.
- LOCK M.A. (1981). River epilithon : a high and organic energy transducer. In LOCK M.A. & WILLIAMS D.D. (eds), *Perspectives in running water ecology*. Plenum Press, New-York, p. 3-40.
- LOCK M.A., WALLACE R.R., COSTERTON J.W., VENTULLO R.M., CHARLTON S.E. (1984). River epilithon : toward a structural-functional model. *Oikos*, 42: 10-22.
- Mac INTIRE C.D., COLBY J.A. (1978). A hierarchical model of lotic ecosystems. *Ecol. Monogr.*, 48(2): 167-190.
- MITSCH W.J., BOSSERMAN R.W., KLOPATEK J.H. (1981). *Energy and ecological modeling. Development in ecological modeling 1*. Elsevier, Amsterdam, 839 p..
- NEWBOLD J.D., ELWOOD J.W., O'NEIL R.V., SHELDON A.L. (1983). Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystems : a study of nutrient spiralling. *Ecology*, 64(5): 1249-1265.
- O'NEIL R.V., ELWOOD J.W., HILDEBRAND S.G. (1979a). Theoretical implications of spatial heterogeneity in stream ecosystems. In INNIS G.S. & O'NEIL R.V. (eds). *Systems analysis of ecosystems*. International Cooperative Publishing House, p. 79-102.
- ORLOB G.T. (1981). Models for stratified impoundments. In BISWAS A.K. (ed.), *Models of water quality management*. Mac Graw-Hill, New-York, p. 273-313.
- PATTEN B.C. (1975). *Systems analysis and simulation in ecology*, Vol. III. Academic Press, New-York, 601 p..
- RINALDI S., SONCINI-SESSA R., STEHFEST H., TAMURA H. (1979). *Modelling and control of river quality*. Mac Graw-Hill, New-York, 380 p..
- SABOL G.V., NORDIN C.F. (1978). Dispersion in rivers as related to storage zones. *J. Hydraul. Div.*, 104, 5: 695-708.
- SAYRE W.W. (1973a). Natural mixing processes in riviers. In SHEN H.W. (ed.), *Environmental impact on rivers*, river Mechanics III. Fort Collins, Colorado, p. 6.1-6.37.
- SCAVIA D., ROBERTSON A. (eds). (1979). *Perspectives on lake ecosystem modelling*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, 326 p..
- SOHLYODY L. (1982). Water-quality modeling : a comparison of transport-oriented approaches. *Ecol. Modelling*, 17: 183-207.
- SRINANTHAKUMAR S., AMIRTHARAJAH A. (1983). Organic carbon decay in stream with biofilm kinetics. *J. Environ. Eng.*, 109, 1: 109-119.
- STRASKRABA M., GNAUCK A. (1985). *Freshwater ecosystems, modelling and simulation. Developments in environmental modelling 8*. Elsevier, Amsterdam, 309 p..
- THERIEN N., MORRISON K.A., COUPAL B. (1981). The impact of reservoir flooding on a freshwater benthic community. In MITSCH W.J., BOSSERMAN R.W. & KLOPATEK J.M. (eds), *Energy and ecological modeling*. Elsevier, Amsterdam, p. 249-259.
- VALENTINE E.M. & WOOD I.R. (1977). Longitudinal dispersion with dead zones. *J. Hydraul. Div.*, 103: 975-990.
- WEBSTER J.R. (1983). The role of benthic macroinvertebrates in detritus dynamics of streams : a computer simulation. *Ecol. Monogr.*, 53, 4: 383-404.
- WEBSTER J.R., BENFIELD E.F., CAIRNS J. Jr (1979). Model predictions of the effects of impoundment on particulate organic matter transport in a river system. In WARD J.V. & STANFORD J.A. (eds), *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New-York, p. 339-364.
- WUHRMANN K. (1972). Stream purification. In MITCHELL R. (ed.) : *Water pollution microbiology*. Wiley, New-York, p. 119-151.