

Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 12, n°2 - 3 (1987).

MODELISATION DU TRANSFERT DU CS-137
DE L'EAU VERS LE PHYTOPLANCTON ET
SIMULATION DES EXPERIMENTATIONS DE LABORATOIRE

Smitz, J.S., Everbecq, E., Comeliau, B.

Université de Liège
Unité de modélisation
Sart Tilman B5
4000 LIEGE

RESUME

La modélisation du phénomène de contamination/décontamination du système eau/algues SCENEDESMUS par le CS-137 a un double objectif : aider à quantifier les différents processus qui gouvernent la contamination/décontamination des algues, et mettre en évidence l'influence des diverses conditions d'expérimentation.

Le modèle développé est un modèle simple utilisant des équations de conservation pour l'eau, la biomasse algale et le CS-137; il est supposé que le phénomène de contamination est un phénomène d'adsorption.

Le modèle représente de manière très satisfaisante les expériences de laboratoires, et permet d'expliquer certains phénomènes curieux décelés par les expérimentateurs. Le modèle montre que le facteur de transfert à l'équilibre dépend des conditions d'expérimentations, et que ce facteur ne permet donc pas de quantifier de manière absolue le phénomène de radiocontamination.

1. RAPPEL : DESCRIPTION DES METHODES DE CULTURE

1) Culture batch

Un flacon ensemencé et fermé évolue à la lumière. On observe 4 périodes en quelques jours :

- phase de latence où le nombre de cellules est stationnaire;
- phase de croissance exponentielle;
- phase stationnaire de saturation;
- phase de décroissance.

On peut représenter assez bien les 3 premières phases par une loi du type (fig. 1.)

$$n(t) = \frac{n_m}{1 + \exp(\frac{a}{\mu t})} \quad (1.1.)$$

n est le nombre de cellules au temps t

n_m " " " à la saturation

n_0 " " " initial

$$a = \ln \left(\frac{n_m}{n_0} - 1 \right)$$

μ a la dimension d'un taux de croissance (valeur caractéristique voisine de $6 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$, soit 0.02 h^{-1}).

Les conditions dans lesquelles se font les cultures nous permettent de fixer de manière assez précises certains paramètres (IHE/CEN, 1980) :

$$n_0 \approx 10^6 \text{ cell/ml} \approx 10^{12} \text{ cell/m}^3$$

$$n_m \approx 10^7 \text{ cell/ml} \approx 10^{13} \text{ cell/m}^3$$

$$p_a \text{ (masse volumique de l'algue fraîche)} \approx 1000 \text{ kg/m}^3.$$

Les premières simulations ont été faites en supposant les cellules "cubiques", c'est-à-dire que si l_0 est la longueur d'une cellule, sa surface s_0 est égale à $l_0 \times l_0$, et son volume v_0 est égal à $l_0 \times l_0 \times l_0$.

Cependant, une représentation "cylindrique" semble mieux décrire les cellules de SCENEDESMUS, leur longueur étant voisine de $8 \cdot 10^{-6}$ m. (IHE / CEN, 1980) (valeurs variant de 7 à $9 \cdot 10^{-6}$ m).

Etant donné qu'en fin de croissance, la biomasse algale fraîche est d'environ 500 g/m^3 pour 10^{13} cellules, le diamètre de ces cellules doit être voisin de $2.8 \cdot 10^{-6}$ m. Ce sont ces valeurs qui seront utilisées dans les simulations.

2) Culture en continu

Le flacon est alimenté en continu par un milieu frais contenant du milieu nutritif (mais pas d'algues), le volume total étant maintenu constant grâce à un exutoire.

Au bout d'un certain temps, un équilibre s'établit : la population continue à croître, mais à cause des termes d'entrée et de sortie (débit d'appoint et débit à l'exutoire), la *biomasse* présente dans le flacon tend vers un état d'équilibre (les cellules continuant à se diviser comme si elles étaient en *phase "exponentielle" de croissance*).

Dans le cas d'une culture en continu, la biomasse des algues peut être représentée par une loi du type :

$$\frac{\partial}{\partial t} n = n (\mu - d) \quad (1.2.)$$

où n est le nombre de cellules au temps t ;

μ est un taux de croissance (S^{-1}); μ n'est pas nécessairement constant : μ diminue lentement au cours du temps, en fonction du vieillissement de la culture et de la dégradation des conditions du milieu de culture;

d est le taux de renouvellement de l'eau dans la culture en continu (S^{-1}).

SIMULATION DU TRANSFERT DU CS-137
 DE L'EAU VERS LE PHYTOPLANCTON
 NOMBRE DE CELLULES SIMULATION 2

$$n(t) = n_m (1/(1 + \exp(a-\mu t)))$$

$$\text{avec } n_m = 10^{13} \text{ cell/m}^3$$

$$n_0 = 10^{12} \text{ cell/m}^3$$

$$a = \ln\left(\frac{n_m}{n_0} - 1\right) = 2.20$$

$$\mu = 0.02 \text{ h}^{-1}$$

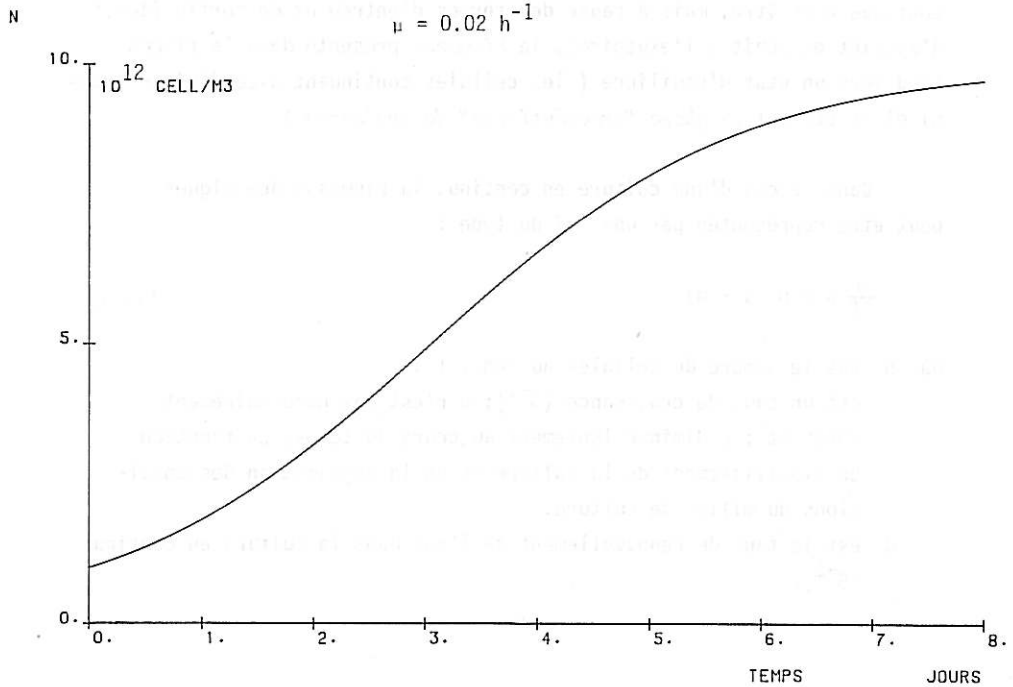


Fig. 1.

2. MODELISATION

Hypothèses

On suppose qu'il s'agit d'adsorption (donc que ce sont uniquement les sites de surface qui interviennent) (Pally, Foulquier, 1984).

L'adsorption sur les algues diminue lorsque le nombre de sites occupés augmente.

Equations

1) culture batch

$$n(t) = n_m (1/(1 + \exp(a - \mu t))) \quad (2.1.)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} C_A = -v_{AB} \cdot C_A \left(1 - \left(\frac{CSB}{CSB + CSB_{50}}\right)^2\right)^{(*)} + v_{BA} \cdot C_{SB} \cdot n \cdot s_0 \quad (2.2.)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} C_{SB} = v_{AB} \cdot \frac{C_A}{ns_0} \left(1 - \left(\frac{CSB}{CSB + CSB_{50}}\right)^2\right)^{(*)} - v_{BA} \cdot C_{SB} - C_{SB} \cdot \frac{1}{n} \frac{\partial}{\partial t} n \quad (2.3)$$

2) culture en continu

$$\frac{\partial}{\partial t} n = n(\mu - d) \quad (2.4.)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} C_A = -v_{AB} C_A \left(1 - \left(\frac{CSB}{CSB + CSB_{50}}\right)^2\right)^{(*)} + v_{BA} \cdot C_{SB} \cdot n \cdot s_0 + \frac{D}{V_A} (CA_0 - C_A) \quad (2.5.)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} C_{SB} = v_{AB} \cdot \frac{C_A}{ns_0} \left(1 - \left(\frac{CSB}{CSB + CSB_{50}}\right)^2\right)^{(*)} - v_{BA} \cdot C_{SB} - C_{SB} \cdot \frac{1}{n} \frac{\partial}{\partial t} n - \frac{D}{V_A} C_{SB} \quad (2.6.)$$

(*) peut éventuellement être remplacé par un terme de la forme

$$\left(1 - \left(\frac{CSB}{CSB_{max}}\right)\right)$$

avec

$$\left(1 - \left(\frac{CSB}{CSB_{max}}\right)\right) = 0 \quad \text{si} \quad C_{SB} \geq CSB_{max}$$

Il faut mentionner les éléments suivants :

- . Le terme $\frac{1}{n} \frac{\partial}{\partial t}$ n doit être omis s'il est < 0 ; la présence de ce terme montre que la radiocontamination dépend de la manière dont les algues se développent;
- . Lorsque les algues meurent, la biomasse phytoplanctonique morte entre dans un compartiment "matières organiques" (qui n'est pas représenté ici); les radioéléments adsorbés sur ces algues sont supposés non recyclés.

Signification des termes des équations

C_A	radioactivité de l'eau	(B_q/m^3)
CA_0	" initiale de l'eau (ou d'appoint)	(B_q/m^3)
C_{SB}	" surfacique du phytoplancton	(B_q/m^2)
CSB_0	" " initiale (ou d'appoint)	(B_q/m^2)
CSB_{max}	" " maximale du phytoplancton	(B_q/m^2)
CSB_{50}	" " de saturation	(B_q/m^2)
$CMB = C_{SB} \cdot \frac{s_0}{v_0 \cdot p_a}$	radioactivité "massique" du phytoplancton	(B_q/kg)
D	Débit d'appoint à la culture	(m^3/s)
n	nombre de cellules par mètre cube	$(n \text{ cell}/m^3)$
p_a	masse volumique du phytoplancton frais	(kg/m^3)
s_0	surface de la cellule	(m^2)
v_0	volume de la cellule	(m^3)
v_{AB}	vitesse de transfert du Cs-137 de l'eau vers le phytoplancton	(s^{-1})
v_{BA}	vitesse de transfert du Cs-137 du phytoplancton vers l'eau	(s^{-1})
V_A	volume de la culture	(m^3)
d	taux de renouvellement ($= D/V_A$)	(s^{-1})

En fonction de ces définitions, le *facteur de transfert* F (tel que habituellement utilisé) est égal à

$$F = \frac{CMB \times 1000}{C_A} (B_q/kg)/(B_q/l) \quad (2.7.)$$

Au point de vue mathématique, les équations de la culture batch sont en fait les mêmes que les équations de la culture en continu où on fait tendre le débit d'appoint vers zéro. Dans la recherche des états stationnaires (voir ci-après), les deux problèmes seront donc traités simultanément.

Recherche des points d'équilibre

Le point d'équilibre est atteint lorsque les dérivées par rapport au temps s'annulent.

A l'équilibre, on a :

$$0 = -v_{AB} \cdot C_A \left[1 - \left(\frac{CSB}{CSB + CSB_{50}} \right)^2 \right] + v_{BA} C_{SB} \cdot n_e s_o + \frac{D}{V_A} (CA_o - C_A) \quad (2.8.)$$

$$0 = -v_{AB} \cdot C_A \left[1 - \left(\frac{CSB}{CSB + CSB_{50}} \right)^2 \right] + v_{BA} C_{SB} n_e s_o + \frac{D}{V_A} \cdot n_e s_o C_{SB} \quad (2.9.)$$

On voit donc que les concentrations C_A et C_{SB} à l'équilibre dépendent :

- de la concentration initiale dans l'eau (CA_o);
- de la concentration en cellules à l'équilibre (n_e);
- mais aussi, pour la culture *en continu*, du *débit d'appoint* (D).

NB : La recherche de cet état stationnaire est développée au § 3.

Conclusions

Les expériences en laboratoire cherchant à quantifier la radiocontamination des algues à l'aide d'un facteur de transfert négligent généralement

ces 2 termes : - l'influence du débit d'appoint;
- l'influence de la division cellulaire.

La modélisation des expériences de laboratoire montre que les facteurs de transfert tels que calculés traditionnellement sont influencés par ces 2 termes, et *varient donc en fonction des conditions de l'expérience*. Leur représentativité ne peut donc être que relative.

Les paramètres que les expériences tentent de mettre en évidence devraient être des paramètres ne dépendant pas (a priori) des conditions de l'expérience. Les expériences devraient donc être élaborées de manière à déterminer par exemple les vitesses v_{AB} et v_{BA} .

3. RESULTATS DES PREMIERES SIMULATIONS

Les premières simulations ont pour but principal de déterminer, dans l'étude de la radiocontamination du phytoplancton, les avantages respectifs de la culture batch et de la culture en continu.

Il a été montré que la détermination d'un facteur de concentration n'est pas entièrement satisfaisante. Celui-ci dépend en principe des conditions de l'expérience, et est donc difficilement extrapolable. La première chose à faire est évidemment de vérifier ce fait et d'estimer l'importance des conditions d'expérience sur les flux de radiocontamination.

Dans le cas de la *culture en continu*, se pose de plus le problème des conditions initiales. En effet, il y a 3 possibilités :

- 1) Laisser démarrer la culture dans de l'eau contaminée, et alimenter par de l'eau contaminée;
- 2) Lorsque la culture est en phase stationnaire, contaminer uniquement par l'eau d'apport;
- 3) Lorsque la culture est en phase stationnaire, contaminer brusquement l'eau, puis continuer à alimenter avec de l'eau contaminée.

Les simulations décrites ci-après ont pour but essentiel d'estimer l'effet des conditions d'expérimentation. Actuellement, ce modèle n'est pas entièrement *calibré* : les valeurs des différents paramètres sont simplement *estimées* à partir des données existantes.

Les valeurs suivantes sont adoptées :

n, s_0, v_0 voir § 1

$CA_0 \sim 3.7 \cdot 10^7 B_q/m^3$ (ordre de grandeur des concentrations utilisées lors de telles expériences)

$CSB_0 : 0 B_q/m^2$

$CSB_{50} \sim 10^3 (B_q/m^2)$

$\frac{D}{V_A} \sim 6.10^{-6} s^{-1}$ (soit $0.02 h^{-1}$)

Estimation de v_{AB}

Si $C_A = 3.7 \cdot 10^7 \text{ B}_q/\text{m}^3$, la vitesse maximale d'assimilation v_{\max} peut être estimée à : $1.0 \text{ (B}_q/\text{kg frais. s)}$ (IHE / CEN, 1984).

Comme $v_{\max} \sim \frac{v_{AB} \cdot C_A}{v_o \cdot n \cdot p_a}$, on obtient

$$v_{AB} \sim 10^{-7}, 10^{-8} \text{ (s}^{-1}\text{)}$$

Estimation de v_{BA}

Les expériences de désorption montrent que le temps caractéristique de désorption est de l'ordre de 10 - 20 h. D'où

$$v_{BA} \sim 0.05, 0.1 \text{ (h}^{-1}\text{)}$$

$$\sim 10^{-5} \text{ (s}^{-1}\text{)}$$

Quelques simulations des expériences de laboratoire ont été réalisées par le modèle décrit ci-avant, en vue de représenter des conditions d'expérience relativement différentes. La comparaison entre les résultats des calculs et les valeurs mesurées expérimentalement est faite essentiellement via la valeur du "facteur de transfert" $((B_q/\text{kg frais})/(B_q/l))$ et son évolution au cours du temps de l'expérience, seules informations disponibles et comparables.

Simulation 1

Hypothèses : cas idéalisé de culture batch avec biomasse algale ayant atteint son état stationnaire (10^{13} cell/m³; masse fraîche 490 g/m³); concentration de l'eau contaminée à l'instant initial : $3.7 \cdot 10^7$ Bq/m³

Résultat de la simulation : le facteur de transfert évolue vers un état d'équilibre atteignant la valeur 6.7 $((B_q/\text{kg frais})/(B_q/l))$ après environ 48 h (fig. 3.1). A l'équilibre, l'activité adsorbée par le phytoplancton est très faible (de l'ordre de 1 %) comparée à l'activité restant dans l'eau (99 %).

Simulation 2

Hypothèses : culture batch avec croissance algale typique (phase de latence, puis phase de croissance "exponentielle", puis phase de saturation); les valeurs suivantes ont été adoptées :

$$CSB_{50} \sim 0.2 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^2$$

$$v_{AB} \sim 0.6 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$$

$$v_{BA} \sim 0.2 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$$

Concentration de l'eau contaminée à l'instant initial : $3.7 \cdot 10^7$ Bq/m³

Résultat de la simulation : (fig. 3.2) : on constate que le facteur de transfert augmente au cours du temps jusqu'à une valeur d'environ 25 $((B_q/\text{kg frais})/(B_q/l))$ après une période de 18 à 24 h, puis diminue jusqu'à atteindre un état d'équilibre après quelques jours. Cette phase

de diminution correspond à la période de croissance rapide des algues. L'état d'équilibre atteint est le même que celui atteint lors de la simulation 1 (facteur de concentration = 6.7).

Ce type de solution correspond bien à ce qui est décrit dans la littérature (voir fig. 2). Dans l'étude IHE/CEN (1984), est mentionné pour des conditions semblables un facteur de transfert de 89 ($(B_q/\text{kg sec})/(B_q/l)$); cette valeur, en supposant un rapport poids frais/poids sec de 10, donne un facteur de concentration basé sur le poids frais de 9 ($(B_q/\text{kg frais})/(B_q/l)$). La valeur numérique de 6.7 obtenue par le modèle est donc en très bon accord avec l'expérience.

On constate que le flux de déconcentration "phyto-phyto" qu'on peut associer à l'accroissement de surface dû à la division des cellules est souvent de l'ordre de la moitié du flux de décontamination "phyto-eau". Cette simulation, qui ne permet pas de quantifier de manière précise le rapport flux phyto-phyto/flux phyto-eau, permet cependant de conclure que *le flux phyto-phyto n'est pas du tout négligeable comparé aux autres flux de contamination et de décontamination (fig. 3.2.b.)*.

Simulation 3

Influence de l'activité initiale dans l'eau.

Hypothèses : culture batch dans les mêmes conditions que dans le cas 2, sauf la concentration de l'eau contaminée à l'instant initial, prise égale à $3.7 \cdot 10^6 B_q/m^3$

Résultat de la simulation : (fig. 3.3) : une concentration initiale réduite d'un facteur 10 montre peu d'effets : l'activité du phytoplancton est également réduite d'un facteur 10, le facteur de transfert restant donc pratiquement inchangé.

Cet effet est expliqué par le rôle peu important que joue le phénomène de saturation. Des expériences complémentaires devraient permettre de représenter ce processus de manière plus précise (détermination plus précise de CSB_{50}).

Simulations 4 et 5

Influence des cinétiques v_{AB} et v_{BA} .

Hypothèses : culture batch dans les mêmes conditions que dans le cas 2, sauf la vitesse de transfert eau-algue v_{AB} modifiée d'un facteur 2 (simulation 4), ou encore la vitesse de transfert algue-eau v_{BA} modifiée d'un facteur 2 (simulation 5).

Résultats : modifier d'un facteur 2 la valeur de la vitesse de transfert eau-algue entraîne une modification d'un facteur 2 du taux de contamination des algues, ce qui est normal puisque le rapport des vitesses de contamination/décontamination change d'un facteur 2. (fig. 3.4.)

Modifier d'un facteur 2 la valeur de la vitesse de transfert algue-eau modifie de manière inverse d'un facteur 2 la contamination des algues à l'équilibre. Cependant, on constate que la valeur maximale du facteur de concentration n'est pas du tout modifiée dans les mêmes proportions, le flux phyto-phyto atteignant alors le même ordre de grandeur que le flux de décontamination phyto-eau. (fig. 3.5.a et b)

Cette simulation montre l'importance de la détermination expérimentale de la vitesse de décontamination v_{BA} .

Simulation 6

Culture en continu

Hypothèses : culture en continu, débit spécifique de renouvellement : 0.02 h^{-1} ; on suppose que la biomasse algale a atteint son état d'équilibre, et que, à l'instant initial, l'eau est contaminée à une concentration de $3.7 \cdot 10^7 \text{ B}_q/\text{m}^3$, l'eau d'appoint est supposée contaminée à la même concentration.

Résultats obtenus : on constate (fig. 3.6) que le facteur de transfert calculé augmente rapidement jusqu'à atteindre une valeur 5 ($(\text{B}_q/\text{kg frais})/(\text{B}_q/1)$).

Les résultats des expériences de l'étude IHE/CEN (1984) présentaient des facteurs de transfert d'environ 4.5 à 5.0 (rapporté au poids frais). L'accord entre les résultats du modèle et les expériences de laboratoire est donc excellent.

Il est important de mettre en évidence le fait que les facteurs de concentration obtenus grâce aux cultures en continu sont en réalité représentatifs d'une culture en phase de *croissance exponentielle continue*, dont le taux de croissance "stationnaire" est évidemment égal au taux de renouvellement du milieu.

La modélisation réalisée permet de quantifier aisément la valeur relative des facteurs de concentration à l'équilibre dans les cultures en continu par rapport aux valeurs correspondantes obtenues dans les cultures "batch" : dans la culture en continu, le processus d'élimination d'une fraction des cellules algales contaminées est représentée par le terme $-\frac{D}{V_A} \cdot C_{SB}$. La faiblesse relative de la contamination dans une culture en continu dépend sensiblement du rapport entre le flux algues-eau (donc v_{BA}) et le flux algues-algues (donc D/v_A); plus ce dernier flux augmente en comparaison au flux algues-eau, plus la différence de contamination entre culture batch et culture en continu sera grande.

Il serait d'ailleurs possible, en faisant varier le débit d'appoint et en analysant les taux de contamination obtenus à l'équilibre, de vérifier de manière indirecte les valeurs des taux de décontamination.

Simulation 7

Hypothèses : culture en continu, débit spécifique de renouvellement : 0.02 h^{-1} ; on suppose que la biomasse algale a atteint l'équilibre, et que la contamination se fait uniquement à partir de l'eau d'appoint (concentration $3.7 \cdot 10^7 \text{ B}_q/\text{m}^3$).

Résultats obtenus : (fig. 3.7) la simulation montre que la concentration C_A atteint asymptotiquement la valeur nominale (95 % de la concentration limite après 5 jours); par rapport au cas précédent (simulation 6), on constate que la concentration dans les algues tend vers le même état d'équilibre, mais beaucoup plus lentement.

Simulation 8

Hypothèses : on suppose que l'eau est contaminée à une concentration de $3.7 \cdot 10^7 B_q/m^3$ et que l'eau d'appoint est à la même concentration, le taux de renouvellement étant de $0.02 h^{-1}$; on considère que l'inoculum d'algues est injecté dans l'eau contaminée.

Résultats obtenus : (fig. 3.8) les taux de contamination évoluent de la même manière que dans le cas de la simulation 2 (culture batch), les valeurs-limites atteintes étant voisines de celles obtenues dans le cas de la simulation 6 (culture en continu).

Simulation 9

Variation du débit d'appoint

Hypothèses : même situation que celle de la simulation 6, à l'exception du taux de renouvellement qui est diminué d'un facteur 2 (valeur adoptée : $0.01 h^{-1}$).

Résultats obtenus : (fig. 3.9) : on obtient le même type de solution que dans le cas de la simulation 6, le facteur de concentration atteint à l'état d'équilibre étant d'environ 5.8 ($(B_q/kg\text{frais})/(B_q/l)$). Pour rappel, le F.C. à l'équilibre obtenu avec un taux de renouvellement de $0.02 h^{-1}$ est d'environ 5.0 (même unité) - voir simulation 6 - et le F.C. à l'équilibre obtenu avec un taux de renouvellement nul - voir simulation 2 - est d'environ 6.8 (même unité).

On constate donc que la contamination varie de manière inverse en fonction du débit d'appoint, mais pas de manière linéaire.

Etablissement de la relation contamination/débit d'appoint

A partir des 2 équations de l'état d'équilibre de la culture en continu, on obtient, en éliminant C_A :

$$v_{AB} [C_{A_0} - n_e s_o C_{SB}] \left[1 - \left(\frac{C_{SB}}{C_{SB} + C_{SB_{50}}} \right)^2 \right] = v_{BA} \cdot C_{SB} n_e s_o + \frac{D}{v_A} \cdot C_{SB} n_e s_o \quad (3.1.)$$

où n_e est la densité de cellules algales à l'équilibre (cell/m^3).

Les effets de saturation étant faibles à l'équilibre dans les conditions simulées, et la fraction de radioactivité passant dans le plancton petite, on a :

$$\text{i) } 1 - \left(\frac{C_{SB}}{C_{SB} + C_{SB_{50}}} \right)^2 \sim 1$$

$$\text{ii) } C_{A_0} \gg n_e s_0 C_{SB}$$

on obtient donc

$$C_{SB \text{ stat}} \sim \frac{v_{AB} \cdot C_{A_0}}{n_e s_0 \left(v_{BA} + \frac{D}{V_A} \right)} \quad (3.2.)$$

En tenant compte que le facteur de transfert F

$$F = \frac{CMB \times 1000}{CA} \quad (3.3.)$$

où CMB est l'activité massique (B_q/kg frais)

$$CMB = C_{SB} \cdot \frac{s_0}{v_0 \cdot P_a} \quad (3.4.)$$

on a

$$F \sim \frac{1000 v_{AB}}{P_a \left(v_{BA} + \frac{D}{V_A} \right)} \quad (*) \quad (3.5.)$$

où $P_a = v_0 \cdot p_a \cdot n_e$ (kg frais/ m^3).

L'équation (*) établit donc la dépendance du facteur de concentration par rapport au taux de renouvellement D/V_A .

Comme mentionné précédemment, cette équation approchée permet également une estimation ou même une vérification indirectes des valeurs numériques des vitesses v_{AB} et v_{BA} .

4. CONCLUSIONS

La modélisation du phénomène de contamination/décontamination du système eau/algues SCENEDESMUS par le Cs-137 a un double objectif :

- 1) aider à comprendre et quantifier les différents processus qui gouvernent la contamination/décontamination (en milieu naturel ou en laboratoire);
- 2) mettre en évidence l'influence des diverses conditions d'expérimentation, en vue de fournir aux expérimentateurs les éléments d'appréciation nécessaires pour pouvoir déterminer les expériences les plus utiles et les plus efficaces.

Le modèle de radiocontamination par le Cs-137 développé au cours du présent travail est un modèle simple, utilisant des équations de conservation pour :

- l'eau,
- la biomasse algale,
- l'activité de l'eau,
- l'activité de la biomasse algale.

Les processus suivants sont incorporés dans le modèle :

- dilution/renouvellement par un débit d'appoint éventuel;
- croissance et mortalité de la biomasse algale;
- transfert de radioéléments de l'eau vers les algues (on suppose que ce phénomène est un phénomène d'adsorption, le flux étant pris proportionnel à la concentration dans l'eau, avec un terme de saturation quand la quantité de sites d'adsorption disponibles sur les algues diminue);
- transfert de radioéléments des algues vers l'eau (flux de décontamination, supposé proportionnel à la surface algale);
- transfert algues-algues (la croissance de la biomasse, par division cellulaire, s'accompagne d'un accroissement des sites de surface disponibles);

- transfert des radioéléments de la biomasse algale morte vers un compartiment "matières organiques détritiques" (non recyclage des radioéléments).

Le modèle est calibré *uniquement* sur base des estimations des différents paramètres qui ont pu être faites à partir des résultats des expériences antérieures et à partir des valeurs citées dans la littérature. Une calibration plus précise est possible, mais elle est superflue actuellement vu les objectifs fixés.

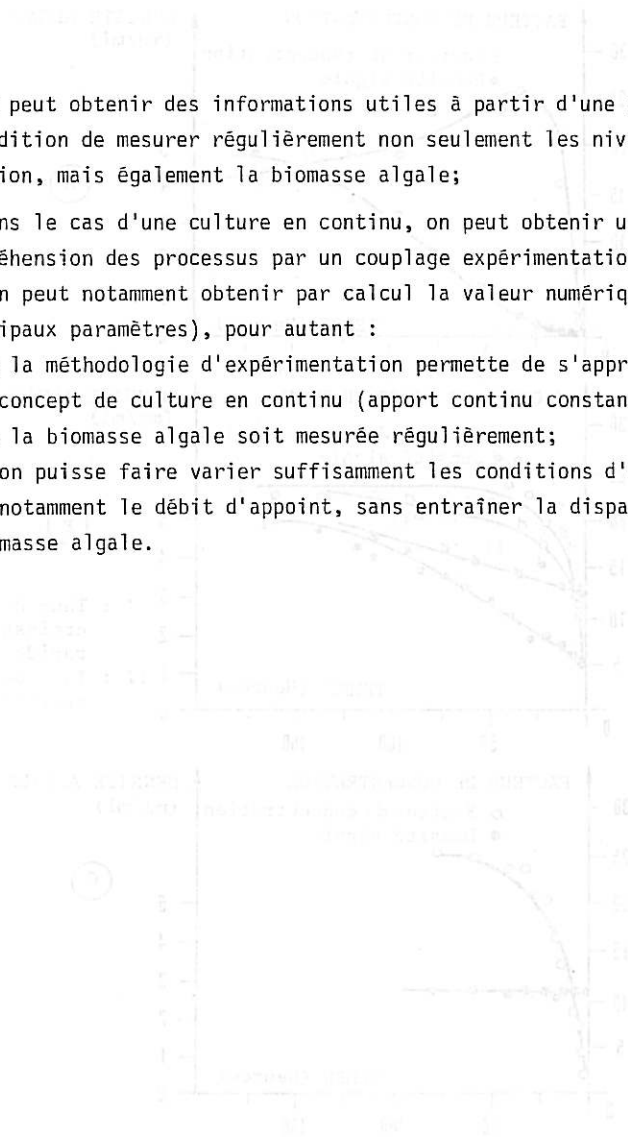
Les principaux résultats obtenus par cette première étude de modélisation et les conclusions qu'on peut en tirer se révèlent particulièrement intéressants :

- 1) il est possible avec un modèle relativement simple comme celui présenté ci-avant de représenter de manière très satisfaisante les expériences de laboratoire; la concordance entre résultats du modèle et valeurs mesurées expérimentalement est excellente. La modélisation permet même d'expliquer et de quantifier certains phénomènes curieux qui avaient été décelés par les expérimentateurs;
- 2) la radiocontamination telle que menée en laboratoire montre la présence d'une phase transitoire évoluant progressivement vers un état d'équilibre; les résultats démontrent que, à l'équilibre, dans les mêmes conditions (biomasse, concentration du substrat, débit d'appoint,...), une population algale atteint le même niveau de contamination finale quelle que soit son passé (conditions initiales, croissance lente ou rapide, ...);
- 3) il est illusoire de vouloir comprendre le phénomène de radiocontamination en se basant uniquement sur la notion de facteur de transfert à l'équilibre, car :
 - les valeurs à l'équilibre dépendent fortement des conditions d'expérimentation (cultures batch ou cultures en continu);
 - des processus essentiels interviennent pendant la phase transitoire;

4) on peut obtenir des informations utiles à partir d'une culture batch, à condition de mesurer régulièrement non seulement les niveaux de contamination, mais également la biomasse algale;

5) dans le cas d'une culture en continu, on peut obtenir une bonne compréhension des processus par un couplage expérimentation/modèle (et on peut notamment obtenir par calcul la valeur numérique des principaux paramètres), pour autant :

- que la méthodologie d'expérimentation permette de s'approcher au mieux du concept de culture en continu (apport continu constant par exemple);
- que la biomasse algale soit mesurée régulièrement;
- qu'on puisse faire varier suffisamment les conditions d'expérience, et notamment le débit d'appoint, sans entraîner la disparition de la biomasse algale.



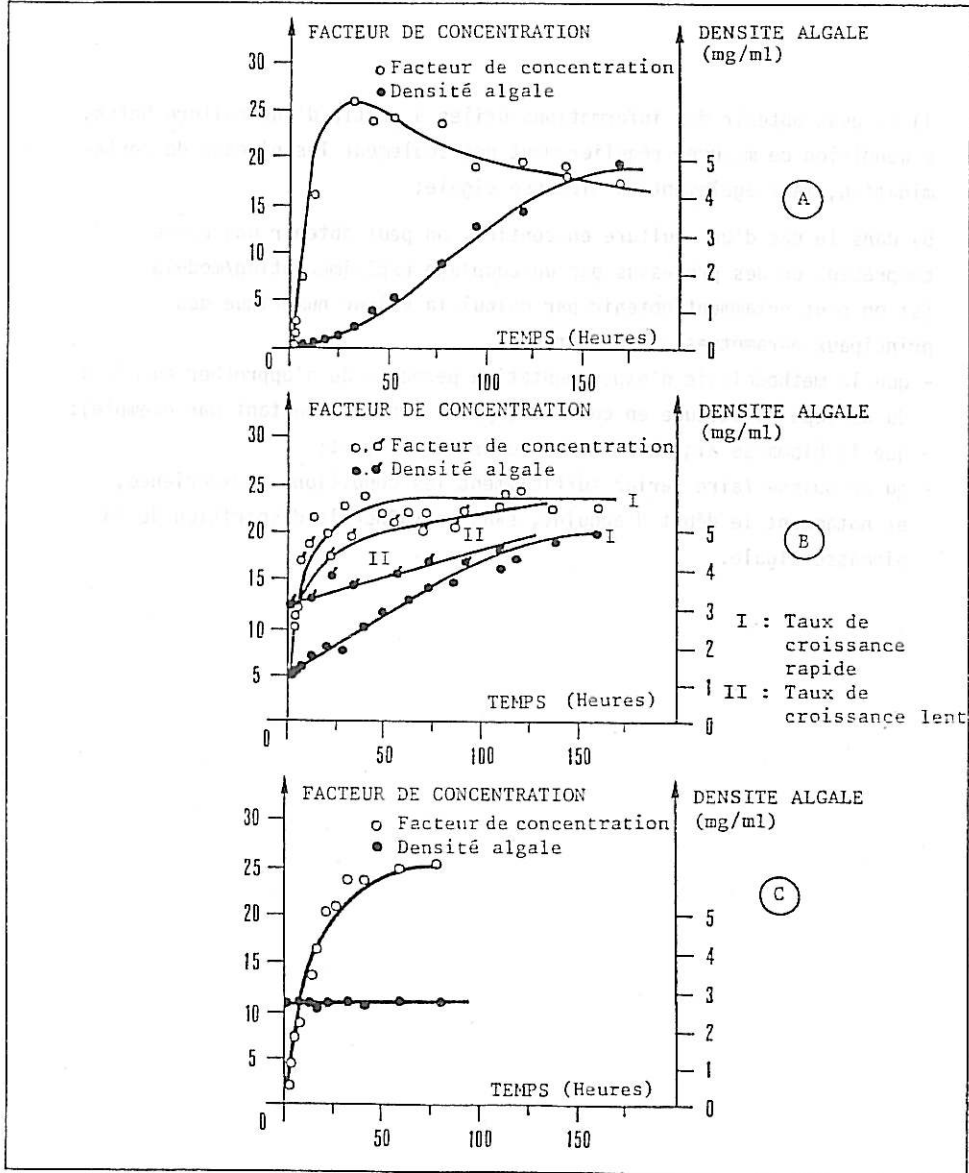


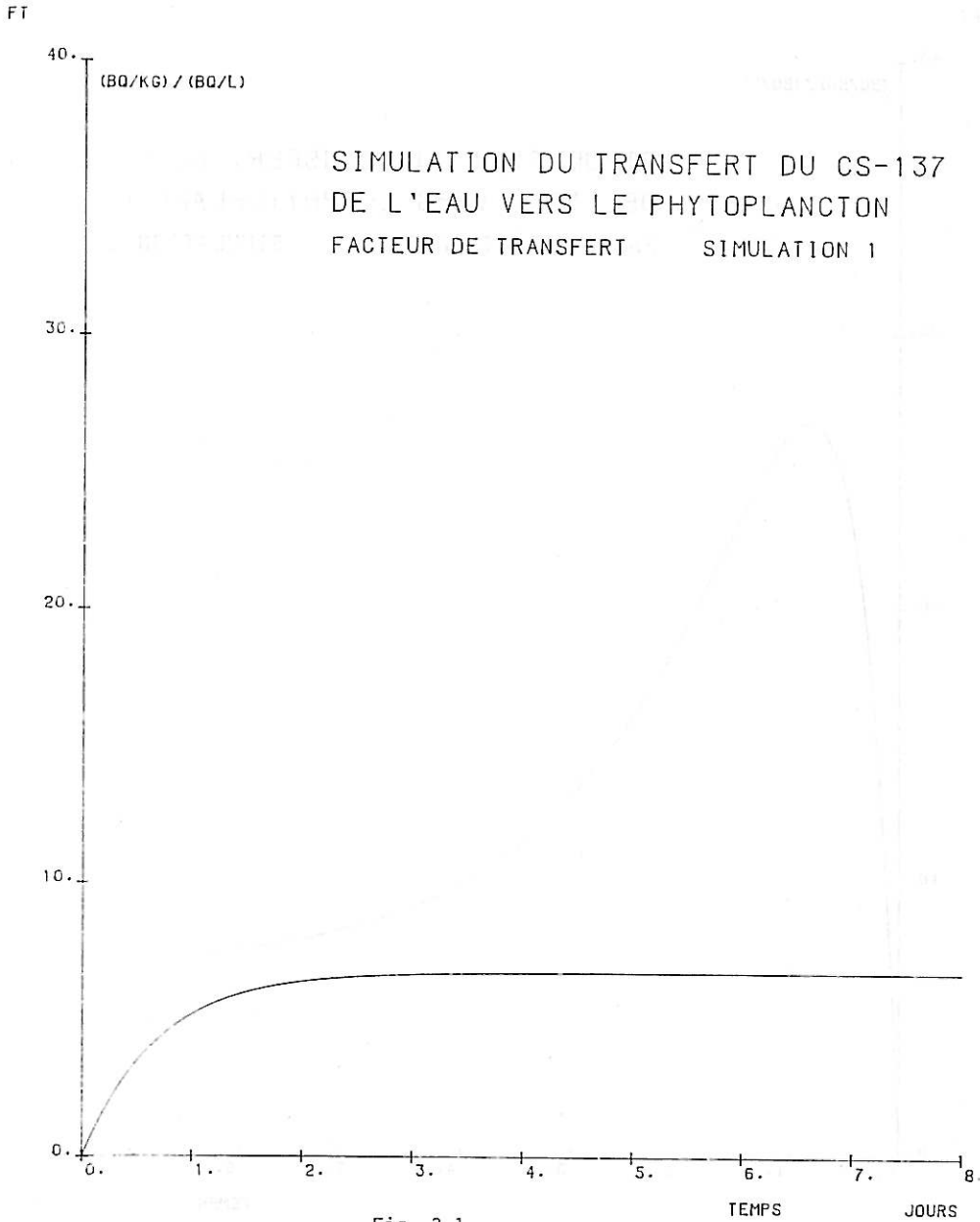
Fig.2 Facteur de concentration du césium 137 (en fonction du poids frais) et densité algale d'*Anabaena variabilis*.

A : Durant la phase totale de croissance

B : Durant la phase linéaire de croissance

C : Durant la phase stationnaire de croissance.

(D'après AOYAMA I., et Coll., 1976)



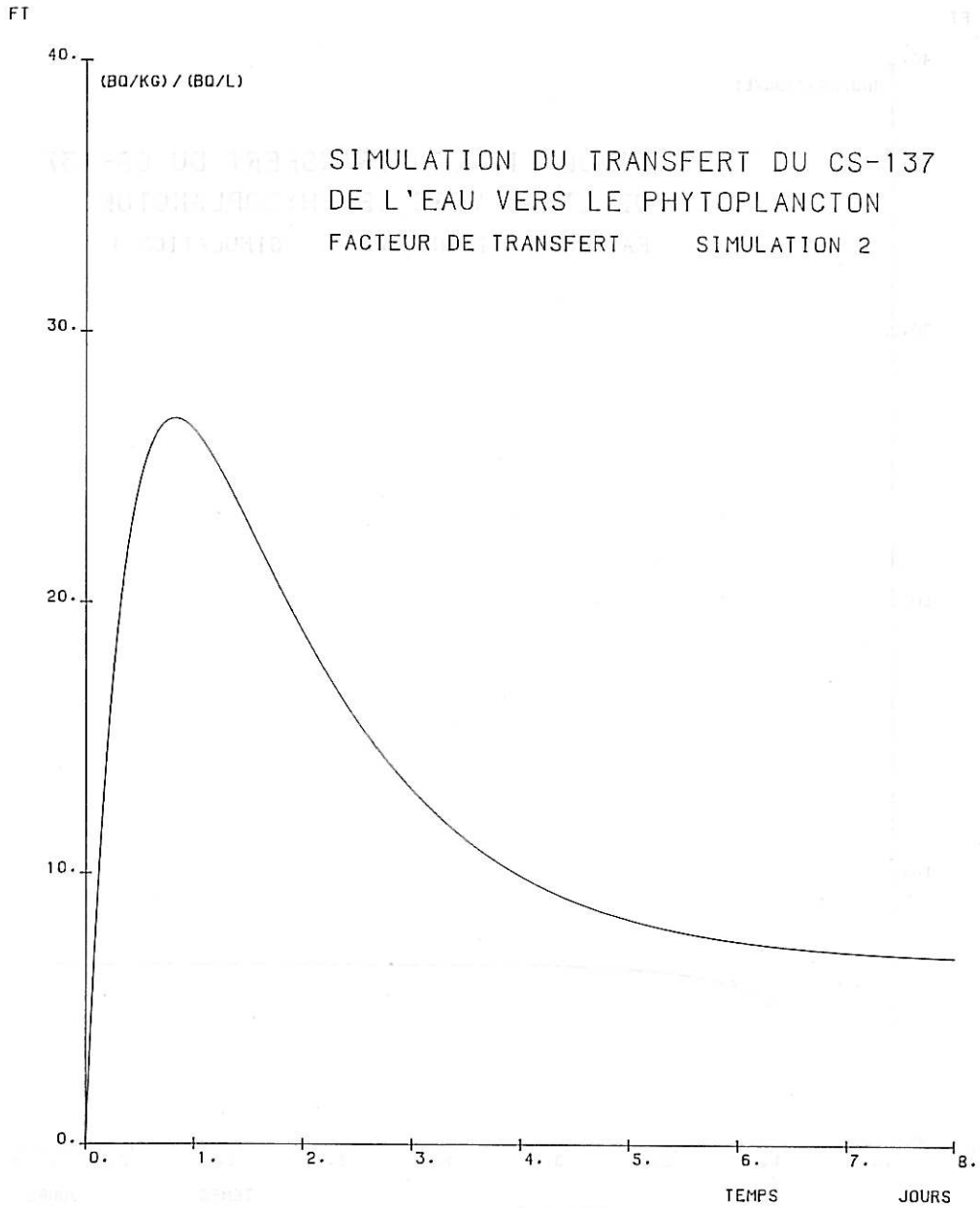
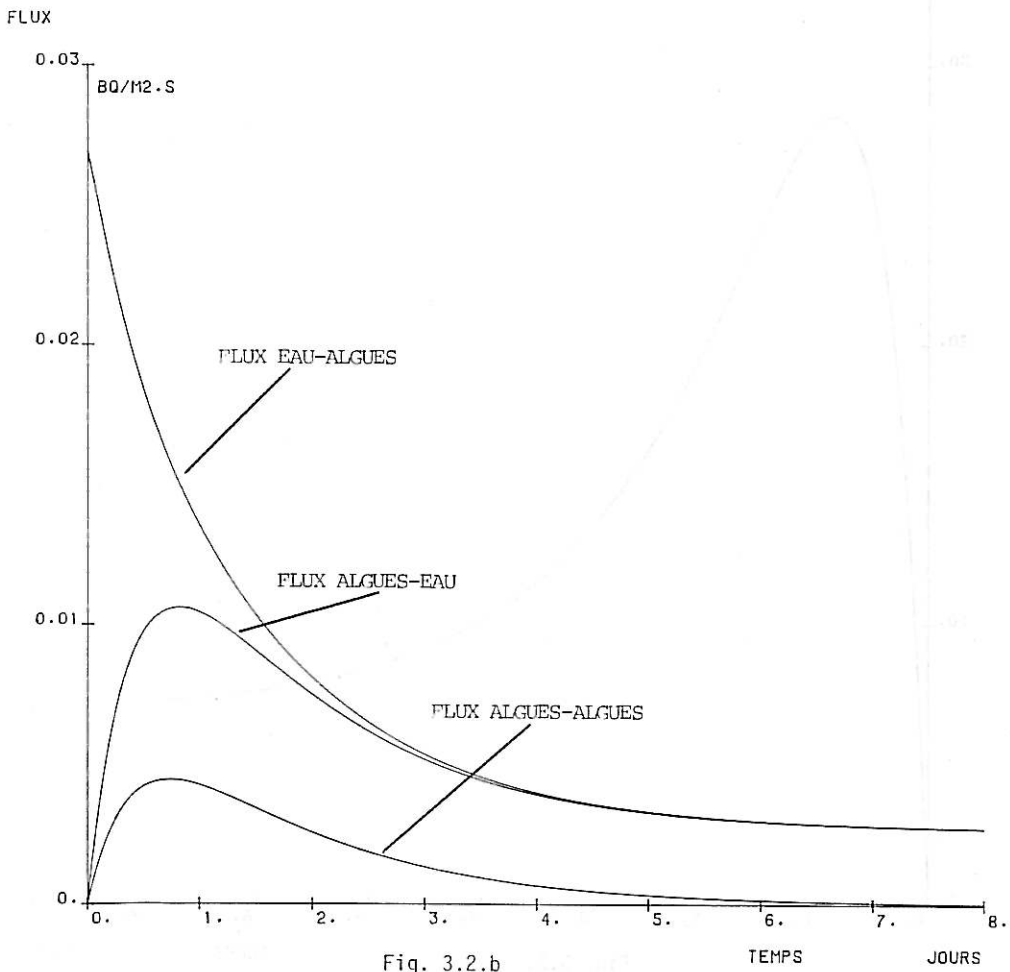
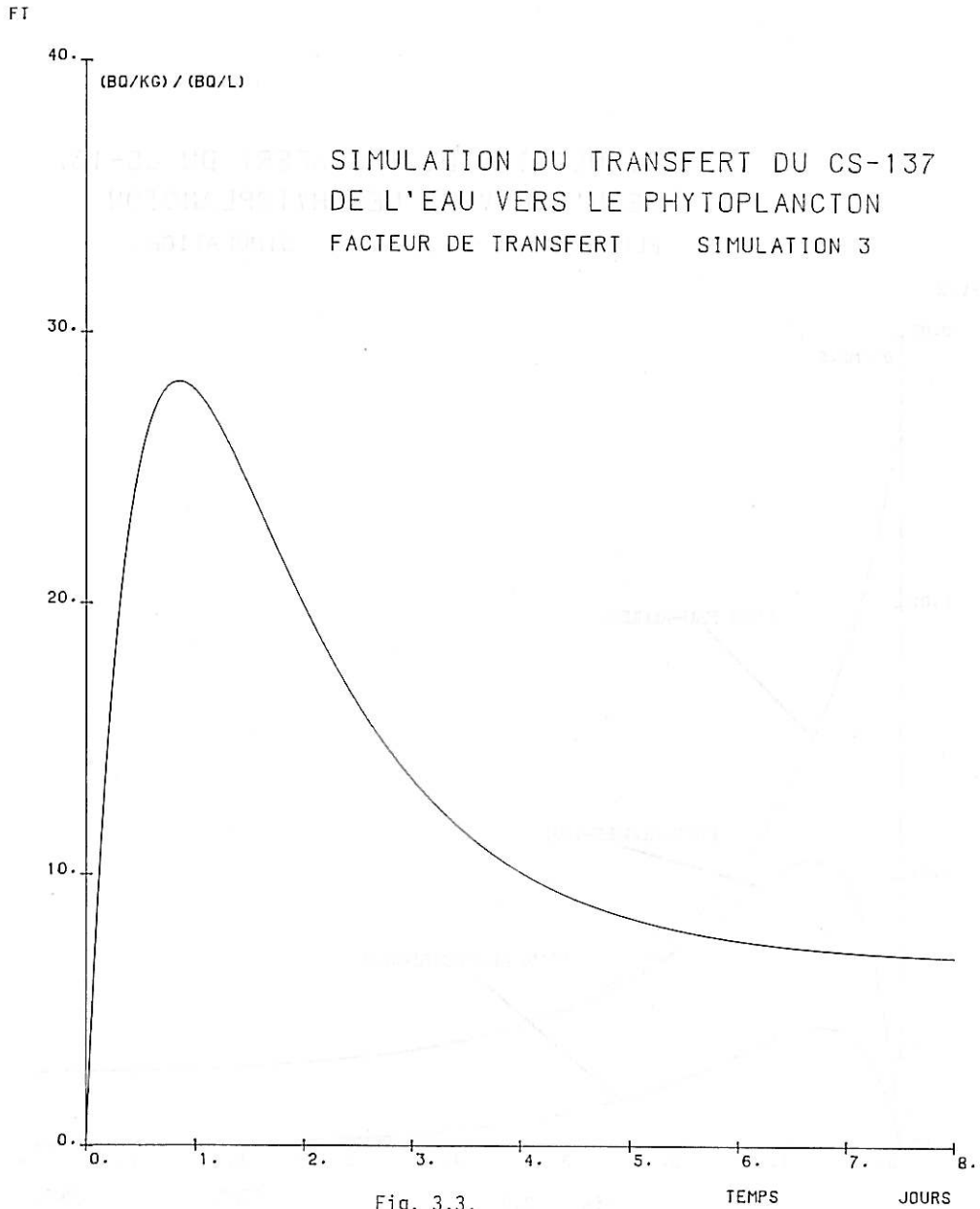
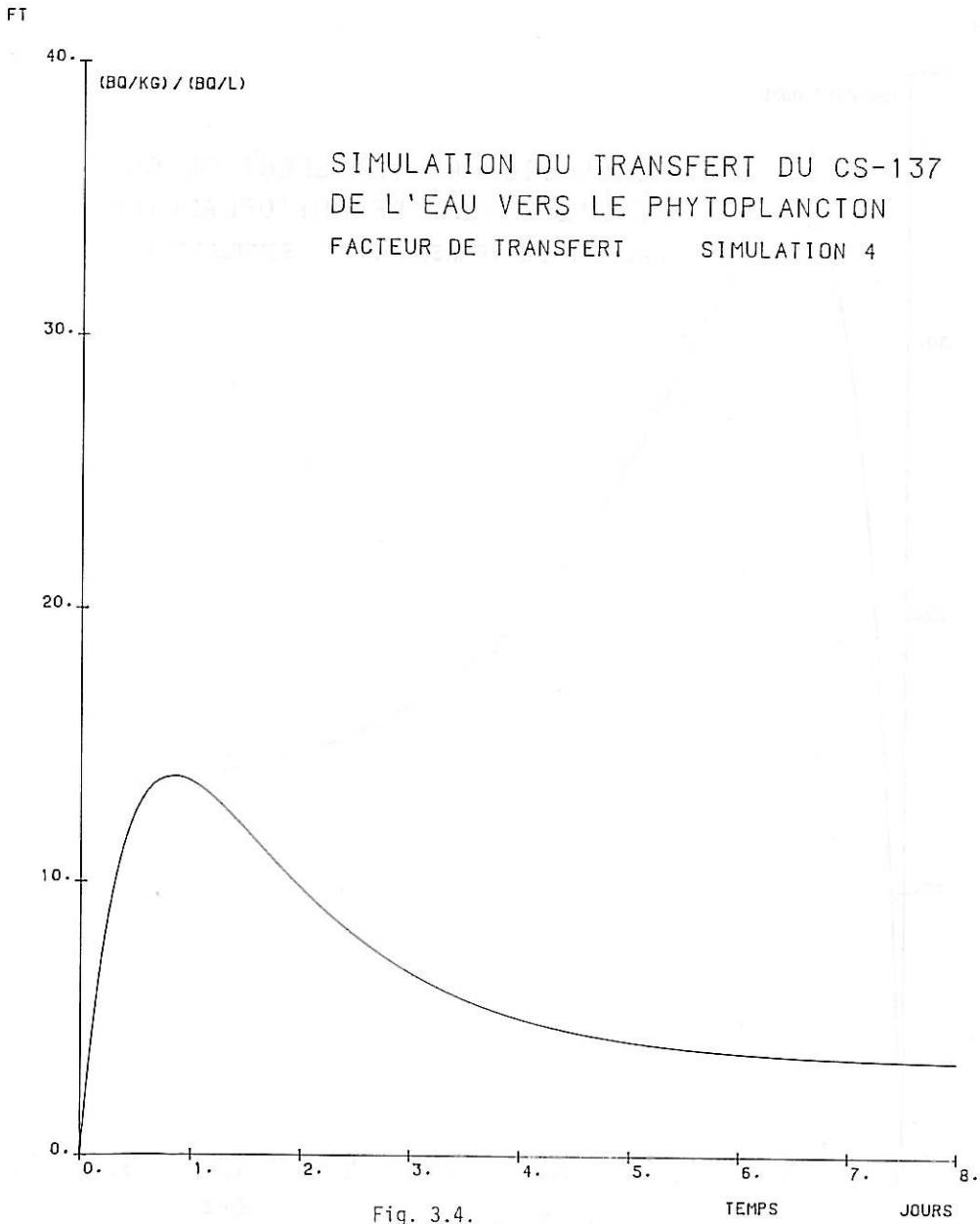


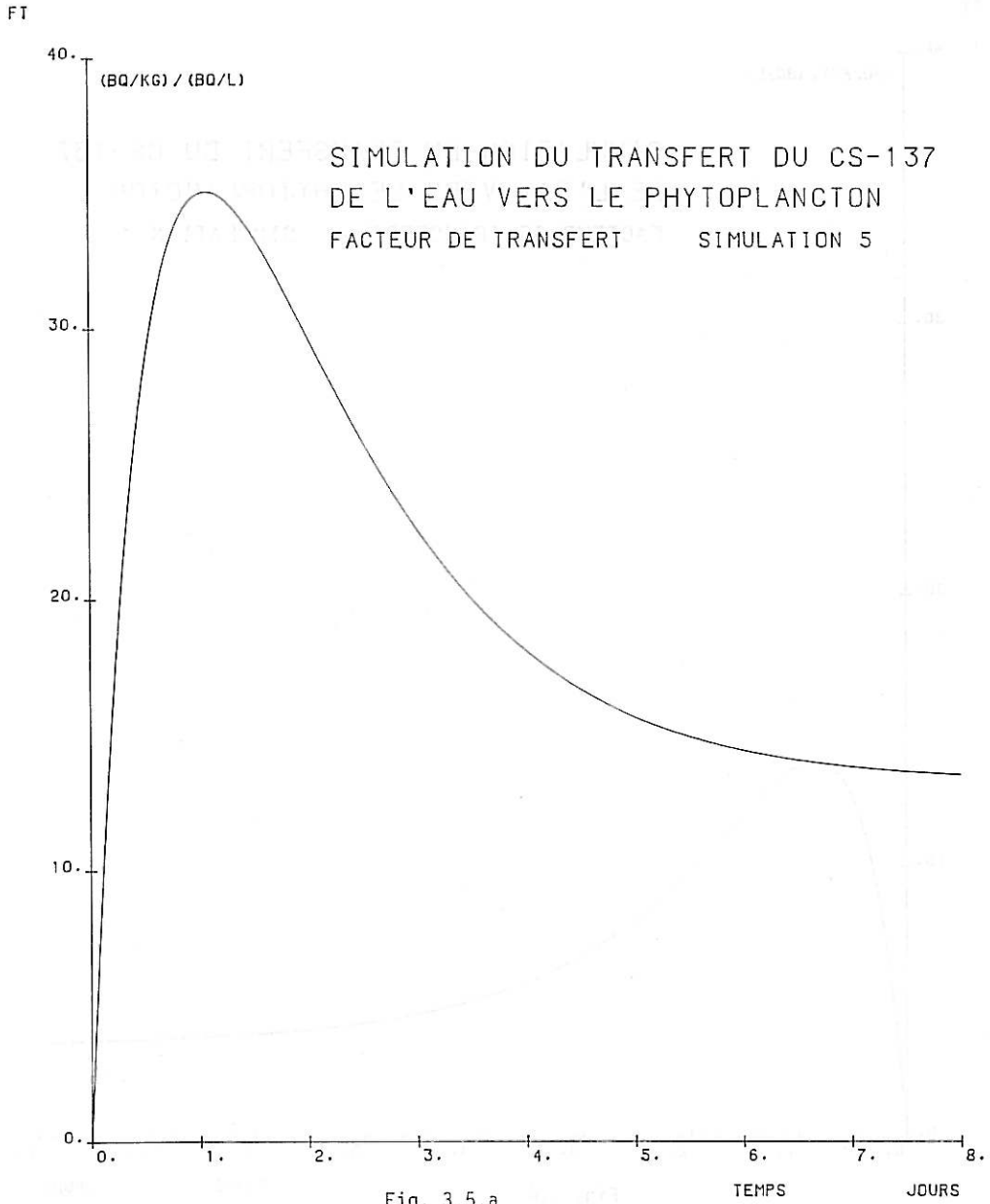
Fig. 3.2.a

SIMULATION DU TRANSFERT DU CS-137
DE L'EAU VERS LE PHYTOPLANCTON
FLUX SIMULATION 2

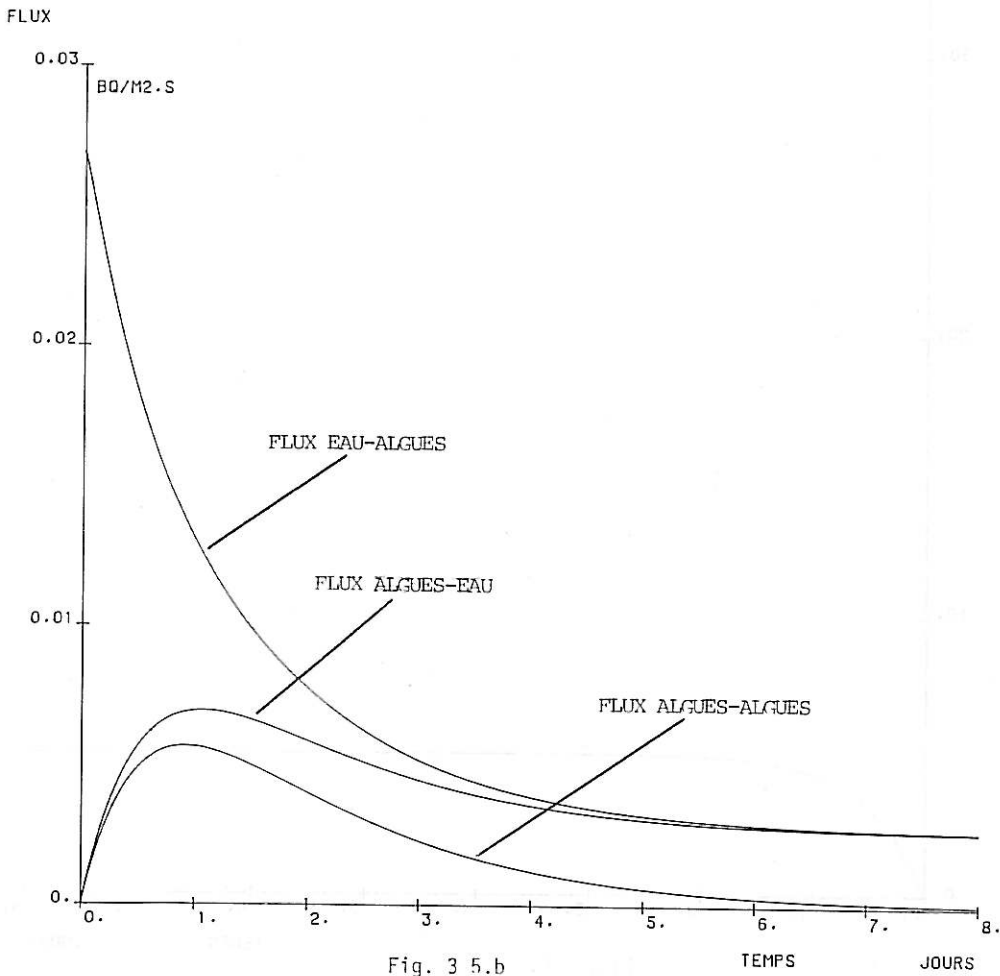


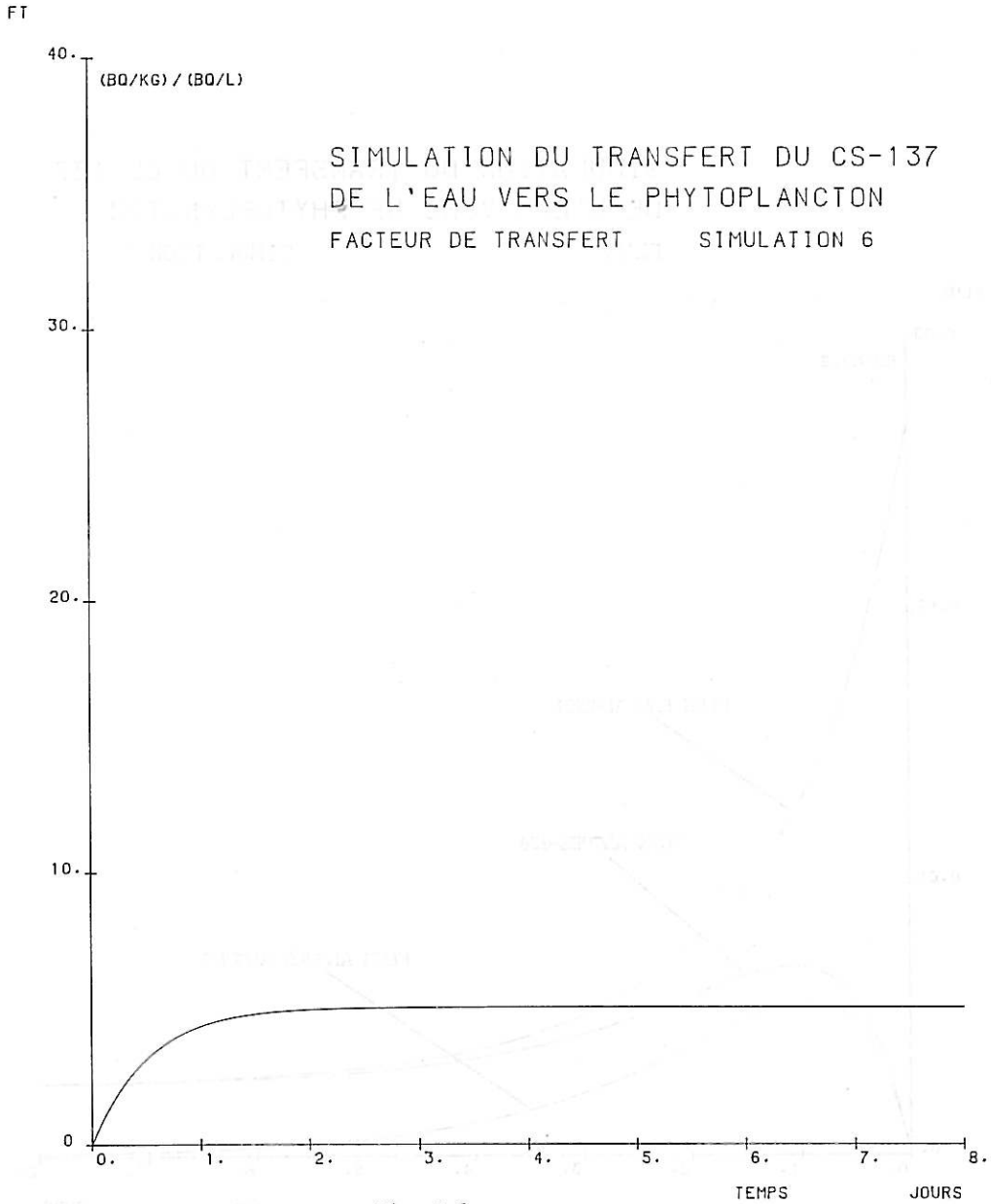


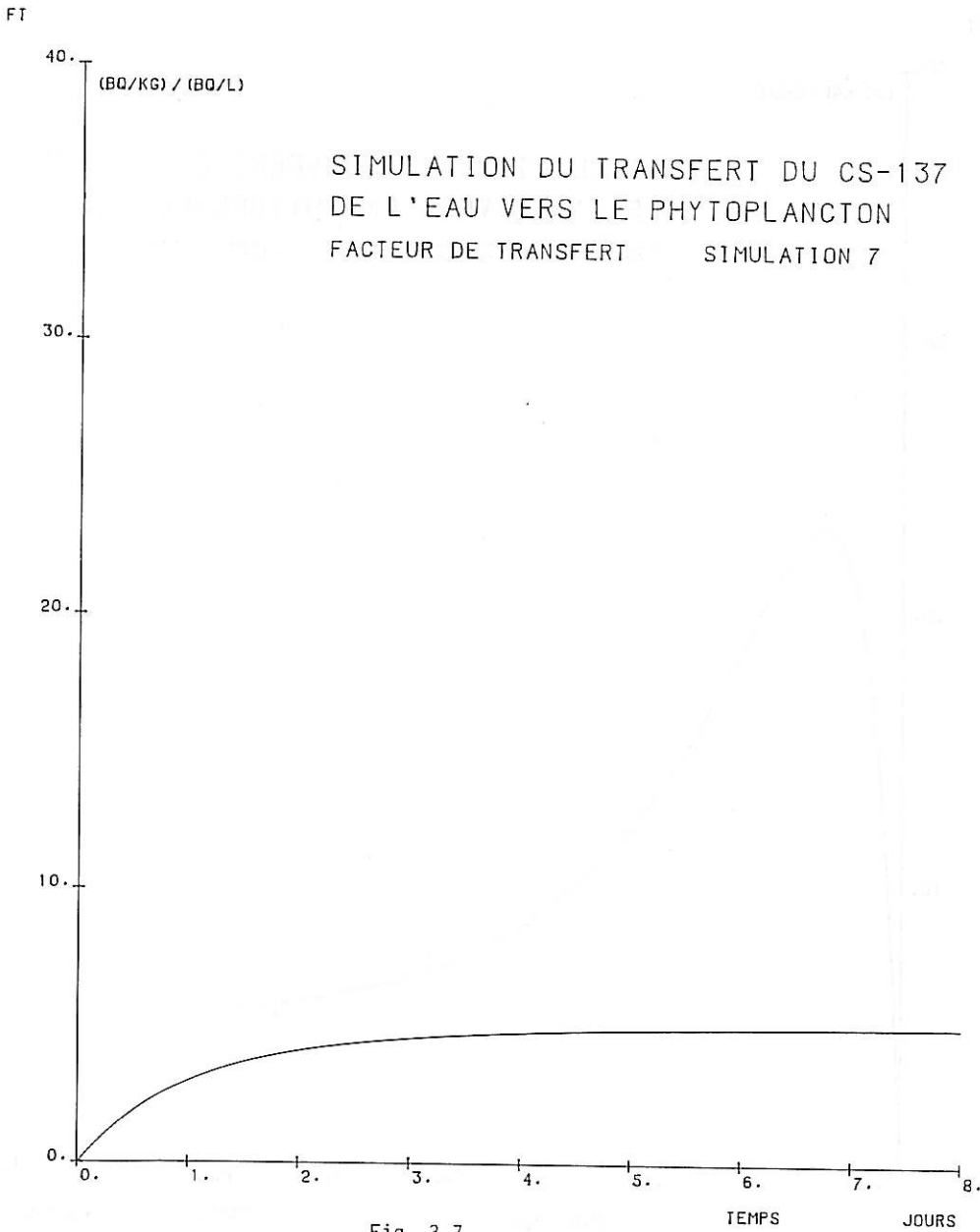


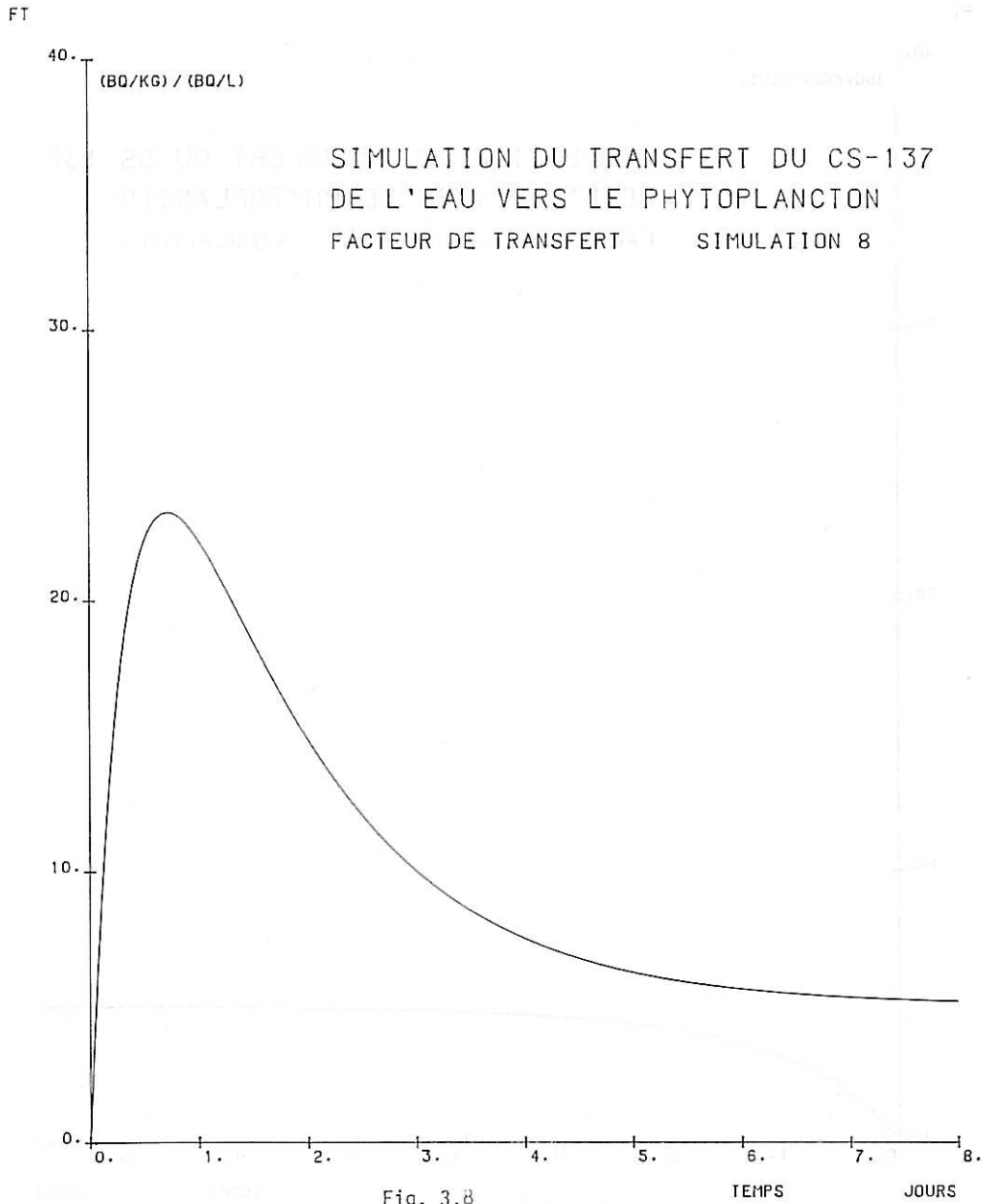


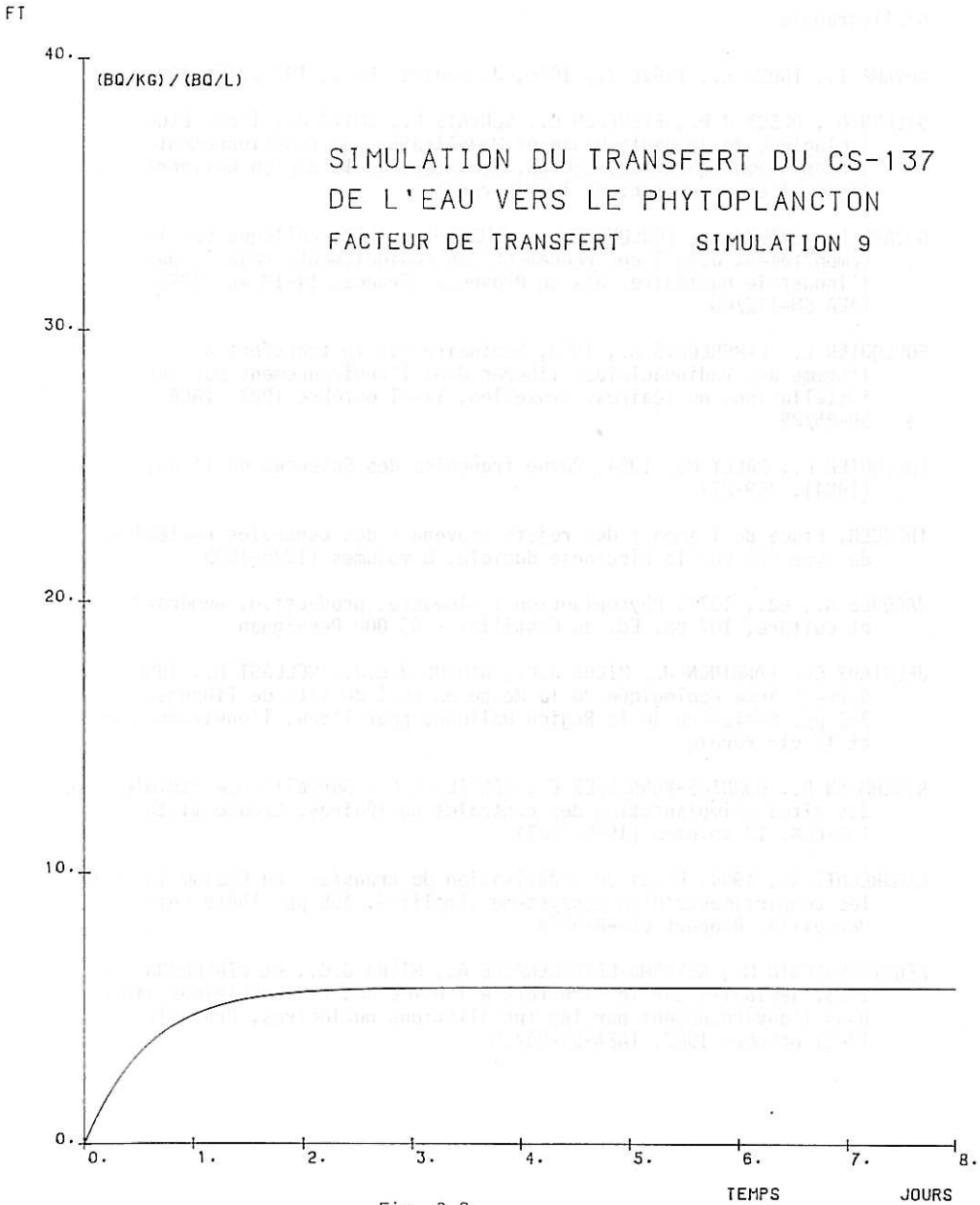
SIMULATION DU TRANSFERT DU CS-137
DE L'EAU VERS LE PHYTOPLANCTON
FLUX SIMULATION 5











Bibliographie

- AOYAMA I., INOMO K., INOVE Y., 1976, J. Radiat. Res., 1976, 17, 69-81
- BILLEN G., DESCY J.P., EVERBECQ E., SERVAIS P., SMITZ J., 1985, Etude écologique de la Haute Meuse et Modélisation du fonctionnement de l'écosystème aquatique, 250 pp. Ministère de la Région Wallonne pour l'eau, l'environnement et la vie rurale
- BOVARD P., GRAUBY A., FOULQUIER L., PICAT P., 1973, Colloque sur le comportement dans l'environnement des radioéléments rejetés par l'industrie nucléaire. Aix en Provence, France, 14-18 mai 1973, IAEA SM-172/60
- FOULQUIER L., LAMBRECHTS A., 1983, Séminaire sur le transfert à l'homme des radionucléides libérés dans l'environnement par les installations nucléaires. Bruxelles, 17-21 octobre 1983 IAEA-SR-85/29
- FOULQUIER L., PALLY M., 1984, Revue française des Sciences de l'Eau, 3 (1984), 259-277
- IHE/CEN, Etude de l'impact des rejets provenant des centrales nucléaires de type PWR sur la biocénose d'écologie. 8 volumes (1976-1983)
- JACQUES G., ed., 1979, Phytoplancton : biomasse, production, numération et culture, 107 pp. Ed. du Castillet - 66 000 Perpignan
- JEUNIAUX Ch., LAMBINON J., MICHA J.C., NIHOUL J.C.J., WOLLAST R., 1984, Surveillance écologique de la Meuse en aval du site de Tihange, 357 pp. Ministère de la Région Wallonne pour l'eau, l'environnement et la vie rurale
- KIRCHMANN R., BONNIJS-VANGELDER E., CANTILLON G., Surveillance radiologique des sites d'implantation des centrales nucléaires. Groupe mixte IHE-CEN. 17 volumes (1965-1983)
- LAMBRECHTS A., 1984, Essai de modélisation du transfert du Césium 137 dans les compartiments d'un écosystème simplifié, 188 pp. Thèse Univ. Marseille, Rapport CEA-R-5268
- MEURISSE-GENIN M., REYDAMS-DETOLLENAERE A., MICHA J.C., et KIRCHMANN R., 1983, Séminaire sur le transfert à l'homme des radionucléides libérés dans l'environnement par les installations nucléaires, Bruxelles, 17-21 octobre 1983, IAEA-SR-85/10

- PALLY M., FOULQUIER L., 1981, Synthèse bibliographique sur la capacité et les modalités de la fixation du radiocésium par les végétaux aquatiques, 255 pp. Rapport bibliographique CEA-BIB-235
- PICAT P., DEBEUNS G., MAUBERT H., CARTIER Y., LACROIX D., ANGELI A., DIRAISON J., CAUDOUX B., TEMPIER C., 1980, IIème Symposium International de Radioécologie, CEA-EDF, C.E.N. Cadarache, 19-22 juin 1979, 1980 351-381
- SMITZ J.S., EVERBECQ E., FRERE E., 1985, Modelling of radionuclide transport by sediments in waterways, 3d Meeting CRP Transport and Accumulation of radionuclides in waterways, IAEA, Casaccia, Rome, 1985
- UHLMANN D., 1979, Hydrobiology, 313 pp, John Wiley & Sons, Chichester

SAMENVATTING.

Modelisatie van het verschijnsel besmetting/ontsmetting van het systeem water/algen Scenedesmus door Cs-137 heeft een tweevoudig doel nl : helpen bij het kwantificeren van de verschillende factoren die besmetting/ontsmetting van algen beïnvloeden en de invloed van de verschillende experimentele condities bepalen.

Het ontwikkeld model is eenvoudig en maakt gebruik van bewaringsvergelijkingen voor water, de algen biomassa en Cs-137 ; er wordt verondersteld dat het besmettingsverschijnsel een adsorptie verschijnsel is.

Het model weerspiegelt voldoende de laboratoriumexperimenten en laat toe enkele merkwaardige verschijnselen die ondervonden werden uit te leggen.

Het model toont dat de transferfactor bij evenwicht afhankelijk is van de omstandigheden van de proefneming en dat deze factor dus niet toelaat op absolute wijze het verschijnsel van de radiocontaminatie te kwantificeren.

ABSTRACT.

Modelisation of the contamination/decontamination phenomenon of the water/algae Scenedesmus system by Cs-137 has a double purpose : help to quantify the different factors who influence the contamination/decontamination of the algae and to show the influence of the different experimental conditions.

The developed model is simple using conservation equations for water, the algae biomass and Cs-137. It is supposed that the contamination is an adsorption phenomenon.

This model represents satisfactorily the laboratory experiments and explains some curious phenomenons noticed by the experimentators. The model shows that the transfer factor ad equilibrium depends on the experimental conditions and this factor does not allow an absolute quantification of the radiocontamination phenomenon.