

Chapitre 4

Modélisation de la dégradation de la matière organique

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

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

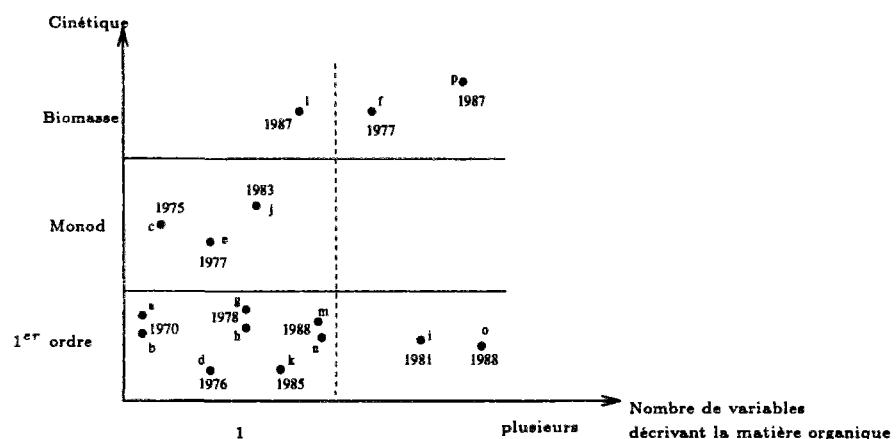


FIG. 4.1 - *Distribution temporelle de quelques modèles décrivant le compartiment de dégradation de la matière organique. L'axe vertical représente le type de cinétique utilisée et l'axe horizontal le nombre de types de matière organique simulé. Voir légende ci-dessous.*

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

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

4.1 Les modèles de dégradation de la matière organique

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

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

Où,

- | | | |
|-----|-----------------------------------------|----------------------|
| C | = concentration de la matière organique | (g m^{-3}) |
| k | = vitesse de la cinétique | (jour^{-1}) |
| t | = temps | (jour) |

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

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

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

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

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

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

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

Où,

C_s = constante de demi-saturation (g m^{-3})

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

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

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

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

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

Où,

B = biomasse bactérienne (g m^{-3})

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

Y = coefficient de rendement de la croissance bactérienne -

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

Différents types de matière organique

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

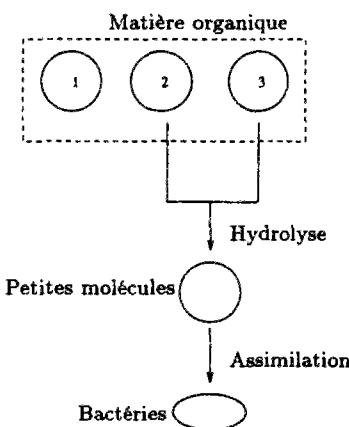


FIG. 4.2 - Schéma des processus de dégradation de la matière organique selon Billen et Servais. La macromolécule 1 représente la matière non dégradable, la macromolécule 2 la matière lentement dégradable, et la macromolécule 3 la matière rapidement dégradable.

Où,

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

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

4.2 Le modèle pour Tucurui

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

calage et la validation du modèle (Figure 1.2).

Les prémisses

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

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

4.2.1 Les variables d'état

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

4.2.2 La conceptualisation du système

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

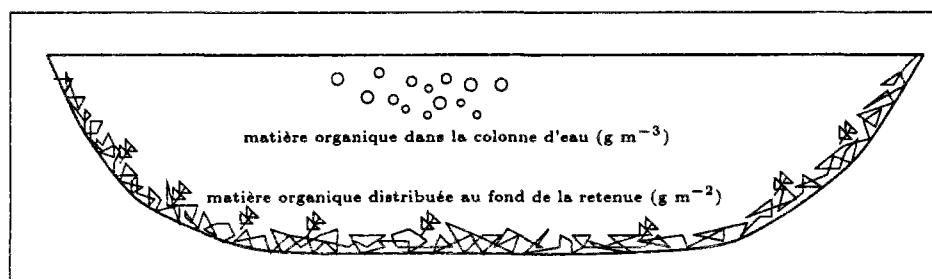


FIG. 4.3 - *Compartimentalisation conceptuelle de la matière organique dans la retenue de Tucurui.*

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

Première approche de conceptualisation

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

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

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

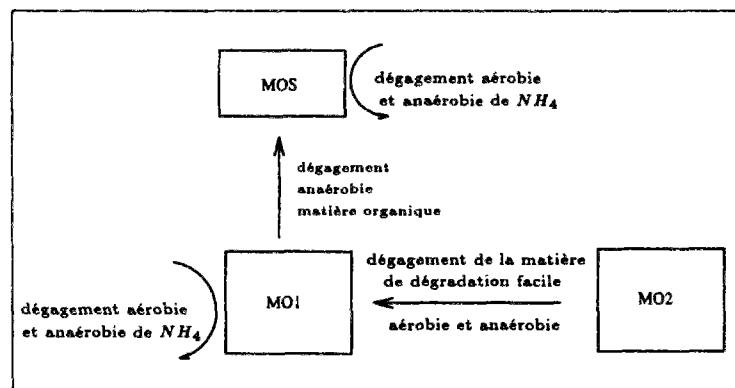


FIG. 4.4 - Première approche du modèle conceptuel de la dégradation de la végétation dans la retenue de Tucurui.

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

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

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

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

La deuxième approche de conceptualisation

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

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

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

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

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

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

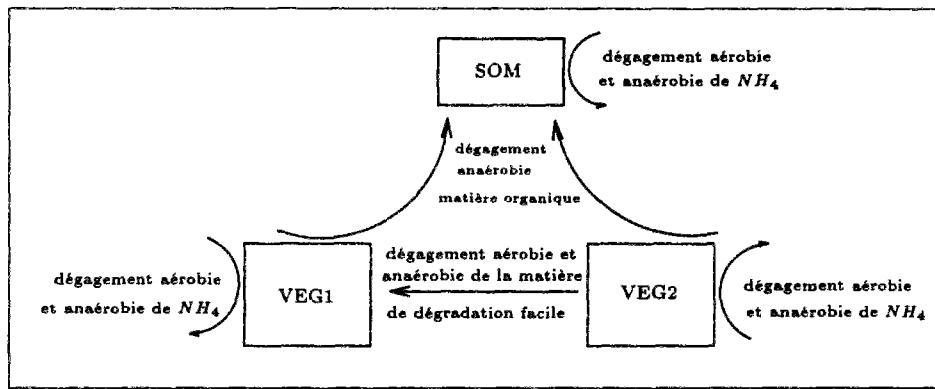


FIG. 4.5 - Deuxième approche du modèle conceptuel de la dégradation de la végétation dans la retenue de Tucurui.

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

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

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

4.2.3 Le modèle mathématique

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

$$krel = krel_{max} \frac{NH_4s - NH_4}{NH_4s} \quad (4.16)$$

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

$$knit = kn \frac{NH_4}{ksnit + NH_4} \frac{O_2}{ksnox + O_2} \quad (4.17)$$

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

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

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

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

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

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

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

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

$$ksed = ksedmax \frac{SOM_{in} - SOM_{in}min}{SOM_{in}max} \quad (4.21)$$

Où,

$ksedmax$	=	vitesse maximale de sédimentation	j^{-1}
SOM_{in}	=	matière organique dans le fleuve	gO_2m^{-3}
$SOM_{in}min$	=	concentration seuil minimal	$2 gO_2m^{-3}$
$SOM_{in}max$	=	concentration seuil maximal	$8 gO_2m^{-3}$

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

4.2.4 La station et l'année de calage

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

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

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

4.2.5 Les conditions initiales et limites

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

Les variables *VEG1* et *VEG2* ont été initialisées d'après l'estimation de la végétation immergée à Tucurui (paragraphe 3.1.2). Le remplissage de la retenue fut terminé en mars 1985. Pendant cette période l'immersion de la végétation n'était pas complètement achèvée; entre la fin du remplissage et le début de notre simulation (janvier 1986), la majorité de la végétation était encore vivante (Annexe A). Toutefois, pendant ces 16 mois, il y a probablement eu la dégradation de la matière organique immédiatement disponible (litière, feuilles mortes, parties des troncs et des branches en état de décomposition). Toute tentative d'évaluation de cette dégradation restera sur une forme hypothétique car les imprécisions sont fortes. Ainsi, compte tenu du temps de mortalité des arbres (1 an), des imprécisions lors de l'estimation de la végétation immergée (variabilité spatiale des espèces, quantité d'eau dans la végétation) et de la non prise en compte de certaines fractions de matière organique (écorces, racines, lianes, sols), nous préférerons garder les valeurs de l'estimation originelle de la végétation immergée sans y introduire aucune correction. La conversion du carbone en oxygène utilise un coefficient stœchiométrique de 2,67 gO₂ gC⁻¹ qui a été calculé à partir de la réaction d'oxydation aérobie de la matière organique (Tableau 2.2). Nous utilisons ainsi, un total de 1300 gO₂ m⁻² pour les feuilles et la litière, et un total de 49100 gO₂ m⁻² pour les troncs et les branches.

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

Coefficient	Définition	Unité
V	volume de la couche	m^3
A	surface du fond par couche	m^2
T	température de l'eau	$^\circ\text{C}$
SOM	matière organique en suspension (type 1)	$\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$
$VEG1$	matière organique au fond (type 1)	$\text{gO}_2 \text{ m}^{-2}$
$VEG2$	matière organique au fond (type 2)	$\text{gO}_2 \text{ m}^{-2}$
NH_4	concentration d'ammonium	gN m^{-3}
O_2	concentration en oxygène dissous	$\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$
AER	aération	$\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}\text{j}^{-1}$
μ_{11max}	vitesse de dégradation aérobie de la matière type 1	j^{-1}
μ_{12max}	vitesse de dégradation anaérobiose de la matière type 1	j^{-1}
μ_{21max}	vitesse de dégradation aérobie de la matière type 2	j^{-1}
μ_{22max}	vitesse de dégradation anaérobiose de la matière type 2	j^{-1}
μ_d	vitesse de décomposition de VEG2 à VEG1	j^{-1}
$krel_{max}$	relargage benthique d'ammonium maximal	$\text{gN-NH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$
$lyse$	fraction de la matière organique non minéralisée pendant l'anaérobiose	-
no_1	rapport N:O ₂ dans la matière organique type 1	gN/gO_2
no_2	rapport N:O ₂ dans la matière organique type 2	gN/gO_2
on	gramme d'oxygène par gramme d'ammonium oxydé	gO_2/gN
kn	vitesse de nitrification	j^{-1}
$ksnit$	constante de demi-saturation pour l'ammonium	gN m^{-3}
$ksnox$	constante de demi-saturation pour l'oxygène	$\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$
ka	constante d'aération	$\text{m}^{1/2} \text{ j}^{-1/2}$
θ	coefficient de température	-

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