

Le module de simulation biogéochimique C-RIVE

Lauriane Vilmin^{1,*}, Nicolas Flipo¹, Michel Poulin¹

¹ Centre de Géosciences, Mines ParisTech, UMR 7619 Sisyphe, 35 rue Saint-Honoré, 77 305 Fontainebleau

* lauriane.vilmin@mines-paristech.fr

1 Introduction

Dans le cadre du projet CARBOSEINE, la mise en place de mesures à haute fréquence devraient permettre de mettre en évidence les processus rapides mais aussi de mieux évaluer la qualité du milieu à chaque instant. Ainsi, les modèles pourront être mieux contraints et nous disposerons de nombreuses données de comparaison avec les résultats de simulation. De plus ces mesures permettront une meilleure compréhension des processus biologiques, dont la conceptualisation pourra être améliorée. Par exemple, l'échantillonnage horaire de quatre grands groupes de producteurs primaires en trois sites du domaine d'étude permettra d'améliorer la simulation des blooms algaux et donc des teneurs en oxygène dans la colonne d'eau.

PROSE (Even, 1995; Even et al., 1998, 2007; Flipo et al., 2004, 2007) permet de représenter des écoulements transitoires à pas de temps courts (quelques minutes) et sur des pas d'espace de quelques dizaines de mètres. Il est cependant nécessaire d'affiner la représentation spatiale du milieu et de pouvoir prendre en compte de nouveaux processus rapides. C'est pourquoi le module biogéochimique de PROSE a été extrait et totalement restructuré. En plus des avantages cités précédemment, le nouveau module externalisé, C-RIVE, pourra être couplé avec d'autres modèles hydrodynamiques et de transport. Il pourra également être utilisé en «stand-alone» pour représenter des expériences en batch ou la qualité de l'eau au niveau d'une seule station de mesure (bouée de mesure CARBOSEINE par exemple). Ce rapport présente la structure globale du modèle, la manière dont sont décrits le milieu et les espèces simulées, ainsi que les processus simulés et les évolutions par rapport à la dernière version de PROSE.

2 Structure globale du module C-RIVE

Le module C-RIVE est programmé en C-ANSI en se rapprochant, à l'aide des structures, d'une programmation orientée objet. A terme, l'objectif est d'en faire une librairie facilement couplable. La Figure 1 montre l'imbrication des structures à l'intérieur de la structure globale «simulation» du module C-RIVE.

Cette structuration permet de définir tous les paramètres, hormis ceux concernant les méthodes numériques de résolution, individuellement sur chaque section. Ceci concerne par exemple les forçages météorologiques ou encore les caractéristiques des espèces. Une description plus fine du milieu au niveau spatial, qui doit aller de paire avec l'affinage de sa description au niveau temporel,

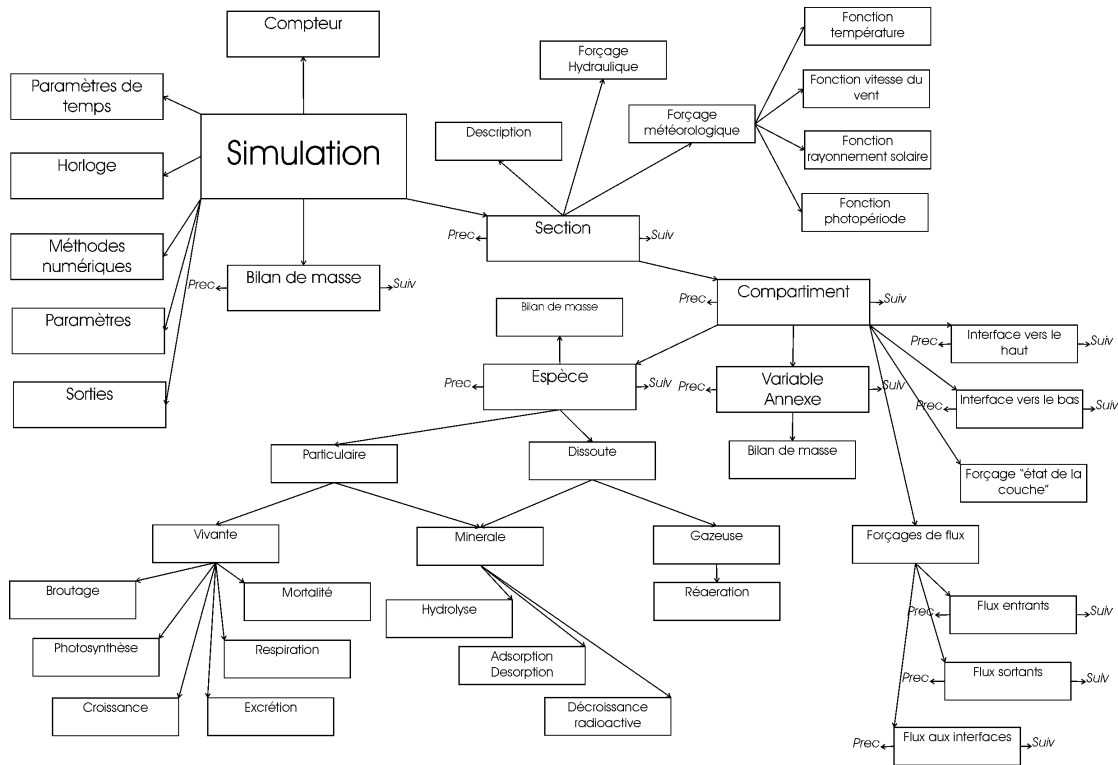


FIGURE 1 – Structuration globale du module biogéochimique C-RIVE

est ainsi permise. En effet, une mauvaise spatialisation des données météorologiques peut avoir un certain impact sur les résultats concernant la qualité du milieu, surtout à très faibles pas de temps. Il est par exemple improbable que le rayonnement solaire, qui joue un rôle majeur en ce qui concerne la production primaire, soit le même à Paris et à Poses. Il en est de même pour la température de l'eau le long des 250 km de fleuve.

3 Représentation spatiale du milieu

Plusieurs compartiments de chaque type (eau, vase ou périphyton) peuvent être définis. La notion d'interface a été ajoutée, ainsi les différentes couches peuvent se chevaucher. Dans PROSE, vase et périphyton recouvrent chacun une partie distincte du fond du cours d'eau. Dans C-RIVE, chaque compartiment «pointe» vers un tableau d'interfaces vers le haut (vers lesquelles les espèces de la couche en question sont érodées) et un tableau d'interfaces vers le bas (vers lesquelles les espèces particulières sédimentent). La Figure 2 montre de façon schématique une répartition possible des différents compartiments avec PROSE et avec le nouveau module C-RIVE.

Cette modification a été réalisée dans le but de modéliser plusieurs couches de vase et permettre les enchevêtrements de couches de vase et de périphyton.

Ce découpage du milieu rend possible l'introduction du phénomène de compaction des vases, ainsi que la discrétisation verticale de la colonne d'eau afin de simuler des gradients verticaux.

Selon le type d'interface, différents processus d'échange dissous et/ou particulières seront représentés (Tableau 1).

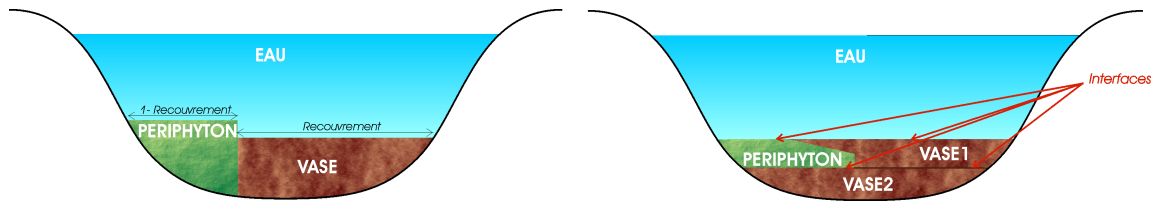


FIGURE 2 – Représentation d’un profil dans PROSE (à gauche) et C-RIVE (à droite)

	EAU	VASE	PÉRIPHYTON	AIR
EAU	dispersion	érosion sédimentation diffusion	arrachage érosion sédimentation diffusion	réaération
VASE		diffusion tassement	diffusion	réaération
PÉRIPHYTON			diffusion	réaération
AIR				×

TABLE 1 – Processus d’échange entre compartiments au niveau des différents types d’interfaces

Le développement d’un nouveau module simulant ces échanges aux interfaces, destiné à être couplé avec C-RIVE, est prévu. Pour le moment, seuls l’érosion, la sédimentation, l’arrachage et la diffusion sont représentés. La réaération à la surface libre est déjà présente dans C-RIVE. La manière dont seront représentés les interfaces dans le nouveau module est développée dans la section suivante.

4 Formalisation des échanges aux interfaces

4.1 Sédimentation et érosion

Les processus de sédimentation et d’érosion peuvent intervenir au niveau d’interfaces de type eau-vase. La sédimentation peut également avoir lieu de la colonne d’eau vers une couche de périphyton.

Deux approches sont disponibles pour simuler les processus d’érosion et de sédimentation (Flipo, 2009) :

- l’approche *mono-processus*,
- l’approche *simultanée*.

Dans les deux cas un terme d’échange net entre la colonne d’eau et la couche de vase, $F_{t,r}$, est calculé pour chaque espèce r à chaque instant. Les deux approches font intervenir la notion de capacité de transport, T_c .

4.1.1 Notations utilisées

Variables et paramètres utilisés dans l’expression des échanges aux interfaces

C_r	Concentration en espèce particulaire r	$[\text{ML}^{-3}]$
D	Variable dominante pour le calcul de T_c	variable
D_c	Valeur critique de la variable dominante pour le calcul de T_c	variable
$F_{ero,r}$	Flux surfacique d'érosion de la particule r	$[\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}]$
$F_{sed,r}$	Flux d'échange surfacique net de la particule r	$[\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}]$
$F_{t,r}$	Flux surfacique de sédimentation de la particule r	$[\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}]$
H	Hauteur d'eau totale	$[\text{L}]$
K_{ero}	Paramètre d'érodabilité	$[\text{TL}^{-1}]$
T_c	Capacité de transport	$[\text{ML}^{-1}\text{T}^{-1}]$
$V_{sed,r}$	Vitesse de chute de la particule r	$[\text{LT}^{-1}]$
c_s	Coefficient de protection	
d_r	Diamètre de la particule r	$[\text{L}]$
g	Constante de gravité	$[\text{LT}^{-2}]$
k	Paramètre dans le calcul de T_c	variable
m_r	Masse de particules de type r déposées	$[\text{M}]$
m_{tot}	Masse totale de particules déposées	$[\text{M}]$
q	Débit unitaire	$[\text{L}^2\text{T}^{-1}]$
q_s	Flux unitaire de sédiments	$[\text{ML}^{-1}\text{T}^{-1}]$
s	Densité spécifique du sédiment	
β	Paramètre dans le calcul de T_c	variable
λ	Paramètre adimensionnel	
ν	Viscosité turbulente verticale	$[\text{LT}^{-1}]$
ϕ	Paramètre adimensionnel	
ρ_{eau}	Masse volumique de l'eau	$[\text{ML}^{-3}]$
ρ_r	Masse volumique de la particule r	$[\text{ML}^{-3}]$
τ	Contrainte de cisaillement de l'écoulement moyen	$[\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}]$
τ_c	Contrainte de cisaillement critique à l'amorce du mouvement	$[\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}]$
ζ	Fraction de l'énergie hydraulique utilisée pour la remise en suspension des particules	

4.1.2 Capacité de transport

La capacité de transport traduit la masse de sédiments que peut transporter l'écoulement. Dans la plupart des modèles à base physique, la capacité de transport est calculée à partir de variables comme le débit, la vitesse d'écoulement, la pente, la contrainte de cisaillement de l'écoulement ou la puissance de l'écoulement (Prosser and Rustomji, 2000; Tayfur, 2002; Yang, 1996). L'équation employée est généralement la suivante (Tayfur, 2002; Yang, 1996) :

$$T_c = k(D - D_c)^\beta \quad (1)$$

où D est la variable dominante, D_c la valeur critique de la variable dominante lors de l'amorce du mouvement et k et β sont deux paramètres liés à l'écoulement et aux caractéristiques des

sédiments. Les variables dominantes les plus présentes dans la littérature sont la contrainte de cisaillement, la puissance hydraulique, la puissance hydraulique unitaire et la concentration (Yang, 1996).

4.1.3 Approche *mono-processus*

L'approche *mono-processus* suppose que la sédimentation et l'érosion ne surviennent pas en même temps. Il est considéré qu'il n'y a sédimentation que lorsque la capacité de transport est dépassée. En dessous de ce seuil, seule l'érosion survient. Deux formulations *mono-processus* ont fait l'objet de publications : celle employée dans WEPP, dans laquelle les équations diffèrent selon que la sédimentation ou l'érosion surviennent, et celle employée dans EUROSEM et LISEM où une seule équation est utilisée pour les deux processus. La première approche sera appelée par la suite *mono-processus discontinue* et la seconde *mono-processus continue*.

approche *mono-processus discontinue* Avant de calculer la valeur du flux net de particules par unité de surface, une comparaison du flux unitaire de particules avec la capacité de transport est nécessaire :

$$F_{t,r} = \begin{cases} \frac{K_{ero}(\tau - \tau_c)}{T_c}(T_c - q_s) & \text{si } q_s < T_c \quad (\text{érosion}) \\ \frac{\phi V_{sed,r}}{q}(T_c - q_s) & \text{si } q_s > T_c \quad (\text{sédimentation}) \end{cases} \quad (2)$$

ϕ est généralement fixé à 0.5 (Foster, 1982; Foster et al., 1995; Nord and Esteves, 2005; Tayfur, 2002). Les valeurs utilisées pour K_{ero} dans la littérature vont de 0.000284 (Hunt and Wu, 2004) à 0.0248 (Flanagan and Livingston, 1995). $V_{sed,r}$ est calculée selon l'équation 5.

approche *mono-processus continue* Pour cette approche, le flux net de particules par unité de surface s'écrit :

$$F_{t,r} = \frac{\lambda V_{sed,r}}{q}(T_c - q_s) \quad (3)$$

λ vaut 1 si q_s est supérieur à la capacité de transport T_c (cas de la sédimentation). La vitesse de sédimentation simulée est alors deux fois plus importante que dans l'approche *mono-processus discontinue* du modèle WEPP. Dans le cas de l'érosion, λ est soit une constante, soit une fonction de la cohésion du sol (Morgan et al., 1998).

4.1.4 Approche *simultanée*

L'approche *simultanée* suppose que la sédimentation et l'érosion ont lieu en même temps. Un terme est donc calculé pour chacun de ces processus. La somme de ces deux termes constitue l'échange net.

Sédimentation Le modèle de sédimentation est tiré de Hairsine and Rose (1992). Les particules sédimentent sous l'influence de la gravité. Le flux de sédimentation par unité de surface de l'espèce particulaire r vaut :

$$F_{sed,r} = V_{sed,r} \cdot C_{eau,r} \quad (4)$$

La vitesse de chute des particules dépend de leur diamètre. Elle est calculée selon les formules proposées par [Van Rijn \(1984\)](#) et [Yang \(1996\)](#) :

$$V_{sed,r} = \begin{cases} \frac{(s_r-1)gd_r^2}{18\nu} & \text{si } 10^{-6}m < d_r \leq 10^{-4}m \\ \frac{10\nu}{d_r} \left[\left(1 + \frac{0.01(s_r-1)gd_r^3}{\nu^2} \right)^{0.5} \right] & \text{si } 10^{-4}m < d_r \leq 10^{-3}m \\ 1.1 [(s_r-1)gd_r]^{0.5} & \text{si } 10^{-3}m < d_r \leq 2 \cdot 10^{-3}m \\ 3.32\sqrt{d_r} & \text{si } 2 \cdot 10^{-3}m < d_r \end{cases} \quad (5)$$

$$\text{avec } s_r = \frac{\rho_r}{\rho_{eau}}.$$

Erosion Dans le cas d'une approche *simultanée*, l'érosion est calculée de la manière suivante :

$$F_{ero,r} = \frac{m_r}{m_{tot}} \frac{\zeta c_s}{H} \frac{s}{s-1} T_c \quad (6)$$

4.2 Echanges à l'interface eau-périphyton

L'implémentation de ces échanges dans le logiciel PROSE est décrite dans le mémoire de thèse de N. [Flipo \(2005\)](#).

4.2.1 Les pertes en régime hydraulique stable

Les échanges entre la colonne d'eau et le périphyton sont représentés, en période de débit stable, à la fois par des pertes permanentes et une érosion similaire à celle exprimée au paragraphe précédent. Les pertes permanentes sont de 0.01 j^{-1} ([DeAngelis et al., 1995](#); [Dent and Henry, 1999](#)). Les espèces périphytiques (producteurs primaires attachés, espèces bactériennes représentatives du périphyton) ne sont soumises qu'à des pertes permanentes. En ce qui concerne les espèces de la colonne d'eau, une fraction *ret* des particules sédimentées est retenue dans la matrice du périphyton. Cette fraction est donc soumise aux mêmes pertes permanentes que les espèces périphytiques. La fraction non retenue ($1 - ret$) est soumise aux processus d'érosion comme défini dans la partie précédente.

4.2.2 L'arrachage

En période de crue, l'augmentation de la vitesse de l'eau peut provoquer un arrachage du périphyton. La biomasse peut être partiellement ou totalement arrachée ([Uehlinger et al., 1996](#)).

Dans le modèle, il est admis qu'il n'y a arrachage que si la pente instantanée d'augmentation du débit (p_q) est supérieure à la pente critique de l'hydrogramme. La détermination de la loi d'arrachage en fonction de la pente d'augmentation du débit passe par une analyse de plusieurs événements extrêmes. Pour chaque événement, un couple arrachage-pente de débit ($a(p), p$) est déterminé. Une régression permet d'obtenir la loi d'arrachage.

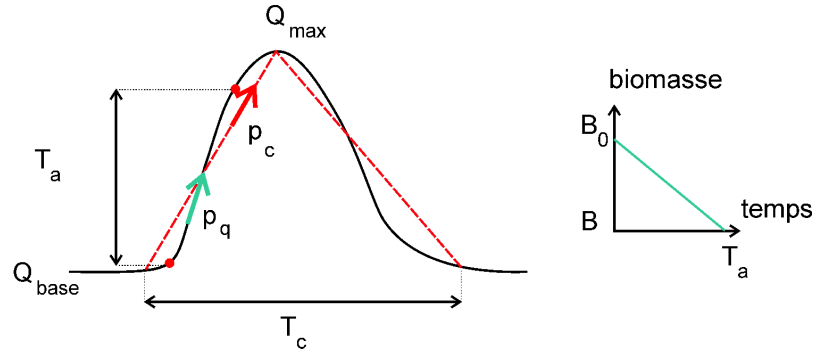


FIGURE 3 – Utilisation d'un hydrogramme pour caractériser l'arrachage. A gauche, réduction de l'hydrogramme réel (noir) en un hydrogramme idéalisé (pointillés rouges). A droite, schéma idéalisé de réduction de la biomasse lors d'une crue. T_c est le temps de passage de la crue, T_a le temps d'arrachage, p_c la pente critique au dessus de laquelle il y a effectivement arrachage, p_q la pente réelle sur un pas de temps Δt (Flipo, 2001; Flipo et al., 2004).

Tous les éléments composant le périphyton ne sont pas arrachés de la même manière. On introduit donc un paramètre k_i , entre 0 et 1, qui caractérise l'arrachage relatif à l'espèce i . L'évolution de la biomasse fixée de l'espèce i (B_i) est alors égale à :

$$\frac{\partial B_i}{\partial t} = -k_i a(p_q) B_i \quad (7)$$

4.3 Diffusion

La diffusion à l'interface séparant les couches [1] et [2] est, comme dans PROSE (Even et al., 2000), proportionnelle au gradient de concentration entre [1] et [2] (concentration dans l'eau interstitielle dans le cas d'une couche de vase ou de périphyton). Le flux diffusif d'espèce dissoute i de la couche [1] vers la couche [2] ($F_{d,1 \rightarrow 2,i}$ [$\text{MT}^{-1}\text{L}^{-2}$]) s'écrit :

$$F_{d,1 \rightarrow 2,i} = D_{S,i}(C_{1,i} - C_{2,i}) \quad (8)$$

$D_{S,i}$ est le coefficient de diffusion à l'interface [1]-[2] de l'espèce dissoute i . Ce paramètre dépend de l'espèce considérée et du type d'interface qu'elle traverse. $C_{1,i}$ et $C_{2,i}$ sont les concentrations en espèce i dans les couches [1] et [2] respectivement.

5 Représentation des espèces

Le Figure 4 présente les structures composant une espèce biogéochimique dans C-RIVE. Les espèces sont divisées en deux grands types — dissoutes et particulaires — et trois sous-types — espèces vivantes, minérales et gazeuses. Selon le type et le sous-type auxquels elles appartiennent, différentes structures représentant les processus biogéochimiques peuvent leur être attribuées.

Avec cette nouvelle structuration, il est maintenant plus aisé d'intégrer de nouvelles espèces, notamment gazeuses, et leurs caractéristiques.

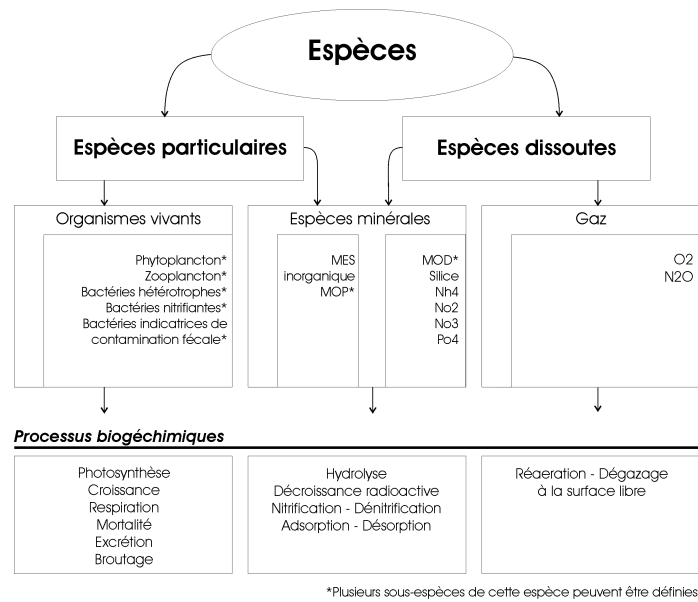


FIGURE 4 – Structuration des espèces biogéochimiques dans C-RIVE

6 Processus biogéochimiques identiques à PROSE-RIVE

Avant d'envisager une amélioration de la conceptualisation de certains processus simulés, ceux-ci sont modélisés de la même manière que dans le logiciel PROSE. Le module biogéochimique de PROSE est basé sur le modèle RIVE (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995). Dans cette section, ce modèle est présenté, sous forme d'une description exhaustive des processus pris en compte. Les espèces organiques (organismes vivants, matières organiques dissoute et particulaire) sont appréhendées par leur biomasse totale en carbone. Les concentrations des espèces particulaires sont relatives au volume total du compartiment, tandis que celles des espèces dissoutes correspondent à la concentration dans la colonne d'eau ou dans l'eau interstitielle des sédiments.

6.1 Notations utilisées

Les variables et paramètres de RIVE

Concentrations des espèces biogéochimiques

<i>PHY</i>	Biomasse phytoplanctonique	[ML ⁻³]
<i>F</i>	Biomasse des macromolécules fonctionnelles (protéines) du phytoplancton	[ML ⁻³]
<i>R</i>	Biomasse des produits de réserve (glucides, lipides) du phytoplancton	[ML ⁻³]
<i>M</i>	Biomasse des précurseurs ou métabolites du phytoplancton	[ML ⁻³]
<i>chl_a</i>	Chlorophylle <i>a</i>	[ML ⁻³]
<i>MES</i>	Matières en suspension minérale	[ML ⁻³]
<i>N</i>	Azote total consommable par les algues	[ML ⁻³]

P	Phosphore total consommable par les algues	$[ML^{-3}]$
NH_4^+	Ammonium	$[ML^{-3}]$
NO_2^-	Nitrites	$[ML^{-3}]$
NO_3^-	Nitrates	$[ML^{-3}]$
PO_4^{3-}	Orthophosphates	$[ML^{-3}]$
MOD	Matière organique dissoute	$[ML^{-3}]$
BH	Biomasse de bactéries hétérotrophes	$[ML^{-3}]$
BN	Biomasse de bactéries nitrifiantes	$[ML^{-3}]$
MOD_{labile}	Matière organique dissoute labile	$[ML^{-3}]$
O_2	Oxygène dissous	$[ML^{-3}]$
PIP	Phosphore inorganique particulaire	$[ML^{-3}]$

Croissance des organismes vivants

μ_i	Taux de croissance de l'espèce i	$[T^{-1}]$
$\mu_{max,i}^*$	Taux de croissance maximal de l'espèce i	$[T^{-1}]$

Producteurs primaires

$P(z)$	Taux de production photosynthétique à la profondeur z	$[T^{-1}]$
P_{max}^*	Taux de production photosynthétique maximal	$[T^{-1}]$
α^{**}	Capacité photosynthétique	$[L^2 \mu E^{-1}]$
β^{**}	Capacité de photoinhibition	$[L^2 \mu E^{-1}]$
$I(z)$	Rayonnement photosynthétique actif à la profondeur z	$[\mu E L^{-2} T^{-1}]$
I_0	Rayonnement photosynthétique actif à la surface de l'eau pour les espèces de la colonne d'eau et au fond de la rivière pour les espèces périphytiques	$[\mu E L^{-2} T^{-1}]$
η	Coefficient d'extinction lumineuse	$[L^{-1}]$
η_{base}	Terme de base de l'extinction lumineuse	$[L^{-1}]$
η_{chla}	Terme de l'extinction lumineuse fonction de la biomasse phyto-planctonique	$[L^2 M^{-1}]$
η_{mes}	Terme de l'extinction lumineuse fonction des matières en suspension	$[L^2 M^{-1}]$
K_M	Constante de demi-saturation vis-à-vis du quota cellulaire des petits métabolites	[sans dimension]
K_N	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'azote	$[ML^{-3}]$
K_P	Constante de demi-saturation vis-à-vis du phosphore	$[ML^{-3}]$
S_R	Taux de synthèse des produits de réserve	$[T^{-1}]$
$S_{R,max}^*$	Taux de synthèse maximal des produits de réserve	$[T^{-1}]$
R_{tot}	Taux de respiration	$[T^{-1}]$
R_M	Taux de respiration liée à la survie de la cellule	$[T^{-1}]$
R_μ	Taux de respiration liée à la dépense énergétique de croissance	[sans dimension]
E_{tot}	Taux d'excrétion total	$[T^{-1}]$
E_{cte}	Taux d'excrétion de base	$[T^{-1}]$
E_{phot}	Constante d'excrétion liée à la photosynthèse	[sans dimension]

Zooplancton

B	Taux de broutage	$[T^{-1}]$
B_{\max}^*	Taux de broutage maximal	$[T^{-1}]$
K_{PHY}	Constante de demi-saturation vis-à-vis de la concentration en phytoplancton	$[ML^{-3}]$

Bactéries hétérotrophes et matière organique

HY	Quantité de matière organique dissoute hydrolysée par unité de temps	$[ML^{-3}T^{-1}]$
HY_{\max}	Taux d'hydrolyse maximal de la matière organique dissoute	$[T^{-1}]$
K_H	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de la matière organique dissoute	$[ML^{-3}]$
K_{MOD}	Constante de demi-saturation pour le prélèvement de la matière organique dissoute labile par les bactéries	$[ML^{-3}]$

Bactéries nitrifiantes

$K_{NH_4^+}$	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'ammonium	$[ML^{-3}]$
$K_{NO_2^-}$	Constante de demi-saturation vis-à-vis des nitrites	$[ML^{-3}]$
K_{O_2}	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'oxygène dissous	$[ML^{-3}]$

Phosphore

PIP_{pot}	Quantité de phosphore inorganique particulaire potentielle	$[ML^{-3}]$
P_{ac}	Capacité d'adsorption du phosphore sur la matière en suspension	[sans dimension]
K_{ps}	Coefficient de Michaelis-Menten traduisant l'équilibre des concentrations en PIP , MES et PO_4^{3-} à chaque instant	$[ML^{-3}]$
K_{dt}	Coefficient d'amortissement numérique	[T]

Oxygène

p_{O_2}	Production d'oxygène par photosynthèse	$[ML^{-3}T^{-1}]$
$r_{O_2,i}$	Consommation d'oxygène par respiration de l'espèce i	$[ML^{-3}T^{-1}]$
K_{rea}	Coefficient de réaération à l'interface air-eau	$[T^{-1}]$
$[O_2]_{\text{sat}}$	Concentration d'oxygène dissous à saturation, fonction de la température de l'eau	$[ML^{-3}]$
τ_i	Coefficient stoechiométrique de consommation d'oxygène par respiration pour l'espèce i	[sans dimension]
Y_i	Rendement de croissance de l'espèce i	[sans dimension]
$prel_{S,i}$	Taux de prélèvement de substrat par la sous-espèce i de bactéries hétérotrophes	$[T^{-1}]$

Certains paramètres dépendent de la température de la façon suivante : $f(T) = f(T_{\text{opt}})e^{-\frac{(T-T_{\text{opt}})^2}{\sigma^2}}$, où T est la température de l'eau et T_{opt} représente la température optimale (maximum de f), et σ l'écart type de la fonction. * multiplication par $f(T)$, ** division par $f(T)$.

6.2 Les producteurs primaires

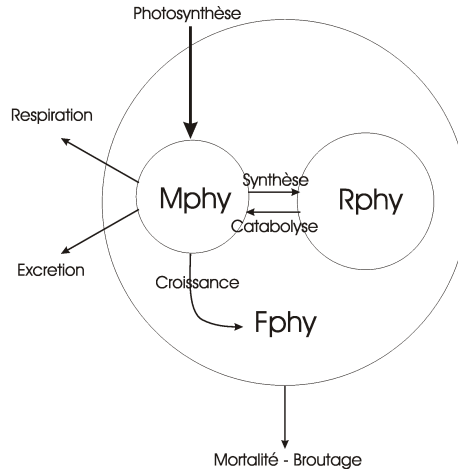


FIGURE 5 – Processus relatifs aux producteurs primaires

Le comportement des producteurs primaires est représenté à l'aide du modèle AQUAPHY (Lancelot et al., 1991). Les espèces phytoplanctoniques sont représentées par trois différents constituants cellulaires :

- les protéines qui sont les macromolécules constitutives de la cellule F ,
- les glucides et les lipides jouant le rôle de produits de réserve R ,
- les acides aminés, petites molécules précurseurs de la synthèse des protéines S .

A tout moment la biomasse totale d'une espèce phytoplanctonique p est égale à la somme des constituants internes :

$$[PHY]_p = [F]_p + [R]_p + [M]_p \quad (9)$$

Photosynthèse La production primaire suit la relation photosynthèse-irradiance suivante (Platt et al., 1977) :

$$P(z) = P_{\max} \left(1 - e^{-\frac{\alpha I(z)}{P_{\max}}}\right) e^{-\frac{\beta I(z)}{P_{\max}}} \quad (10)$$

L'irradiance suit la loi de Beer-Lambert : $I(z) = I_0 e^{-\eta z}$. $\eta = \eta_{\text{base}} + \eta_{\text{chl}a} [\text{chl}a] + \eta_{\text{mes}} [MES]$. La prise en compte de la chlorophylle a ($\text{chl}a$) dans le calcul du coefficient d'extinction permet de représenter l'auto-ombrage.

On suppose que les producteurs primaires périphtyques ne sont pas photoinhibés lorsqu'ils sont attachés par contre ils le sont lorsqu'ils sont en dérive dans la colonne d'eau (Hill and Boston, 1991).

Croissance Des fonctions de limitation basées sur une fonction de Michaelis-Menten sont utilisées pour traduire la limitation de la croissance par les éléments nutritifs :

$$\mu_{PHY_p} = \mu_{\max,PHY_p} \left(\frac{\frac{[M]_p}{[PHY]_p}}{\frac{[M]_p}{[PHY]_p} + K_M} \right) \left(\frac{[N]}{[N] + K_N} \right) \left(\frac{[P]}{[P] + K_P} \right) \quad (11)$$

$[N]$ et $[P]$ désignent les concentrations en azote et phosphore minéraux utilisables par les algues, ($[N] = [NO_3^-] + [NH_4^+]$) et ($[P] = [PO_4^{3-}]$).

Synthèse et catabolyse des produits de réserve Le carbone fixé dans la cellule par photosynthèse correspond à des petites molécules précurseurs devant être transformées, soit en protéines (croissance ou production nette), soit en produits de réserve.

Ces deux processus sont fonction du stock de précurseurs. Une fonction de Michaelis-Menten, dépendant du quota de précurseurs, est introduite pour le calcul de la synthèse des produits de réserve :

$$S_R = S_{R,\max} \frac{\frac{[M]_p}{[PHY]_p}}{\frac{[M]_p}{[PHY]_p} + K_M} \quad (12)$$

Les glucides et les lipides sont susceptibles d'être catabolysés pour produire des précurseurs et de l'énergie *via* la respiration. Une cinétique du premier ordre est utilisée pour représenter la catabolyse.

Respiration La respiration comprend deux termes, l'un (R_M) assurant la survie de la cellule, l'autre (R_μ) correspondant à une dépense énergétique de croissance :

$$R_{\text{tot},p} = R_{M,p} + R_{\mu,p} \mu_{PHY_p} \quad (13)$$

Excrétion L'excretion est calculée de façon empirique en fonction du taux de photosynthèse :

$$E_{\text{tot}} = E_{\text{cte}} + E_{\text{phot}} P \quad (14)$$

La mortalité Outre le terme de broutage, la disparition de la biomasse phytoplanctonique est représentée sous la forme d'une cinétique du premier ordre traduisant la lyse d'origine virale ou bactérienne. Le terme de mortalité du phytoplancton s'applique à l'ensemble de la biomasse et est réparti sur chacun des constituants F , R , M en fonction de leurs quotas respectifs. Les organismes morts sont ensuite répartis dans les différents types de matière organique selon des proportions définies par l'utilisateur.

6.3 Le zooplancton

Le broutage des espèces phytoplanctoniques ne prend pas en compte les phénomènes de préférence et de sélection. Il est exprimé en fonction d'un terme de broutage maximal (B_{\max}) et d'une fonction de Michaelis-Menten dépendant de la concentration totale du milieu en phytoplancton :

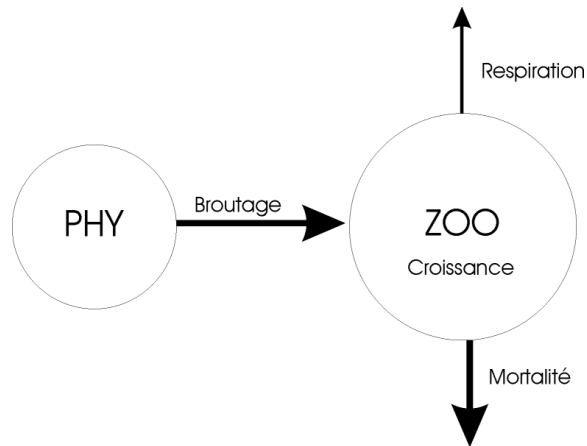


FIGURE 6 – Processus relatifs aux espèces zooplanctoniques

$$B = B_{\max} \frac{[PHY]}{[PHY] + K_{PHY}} \quad (15)$$

La croissance du zooplancton n'a lieu qu'au dessus d'un certain seuil de concentration en phytoplancton. La matière broutée non employée pour la croissance est excrétée. La mortalité est exprimée de la même manière que celle des espèces phytoplanctoniques.

6.4 Les bactéries hétérotrophes et la matière organique

Dans PROSE, les phases particulaire et dissoute de la matière organique sont distinguées. Les bactéries hétérotrophes consomment la matière organique dissoute labile.

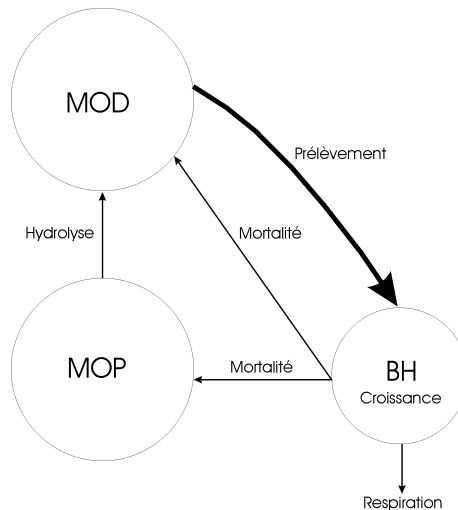


FIGURE 7 – Processus relatifs à la matière organique et aux bactéries hétérotrophes

La matière organique particulaire La transformation de la matière organique particulaire en matière dissoute est exprimée sous forme de cinétiques du premier ordre. En plus des apports

allochtones, introduits ponctuellement, il existe un terme de production autochtone correspondant à la mortalité des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton.

La matière organique dissoute L'hydrolyse exoenzymatique de la matière organique dissoute est liée à la biomasse bactérienne. Cette hydrolyse représente l'étape limitante de l'utilisation de la matière organique par les bactéries. Elle est exprimée à l'aide d'une fonction de Michaelis-Menten dépendant de la concentration en matière organique dissoute.

$$HY = -HY_{\max} \frac{[MOD]}{[MOD] + K_H} (\Sigma_b [BH]_b) \quad (16)$$

La croissance des bactéries hétérotrophes Le stock de matière organique dissoute labile par l'hydrolyse de la matière organique dissoute et l'excrétion algale, selon une expression du premier ordre. Il constitue la fraction de matière organique dissoute directement assimilable par les bactéries et limite la croissance bactérienne :

$$\mu_{BH} = \mu_{\max, BH} \frac{[MOD]_{labile}}{[MOD]_{labile} + K_{MOD}} \quad (17)$$

Le stock de substrat prélevé par la croissance des bactéries hétérotrophes est estimé à l'aide du rendement de la croissance bactérienne, paramètre attribué par l'utilisateur à chaque espèce bactérienne.

Lorsque le taux d'oxygène est insuffisant pour assurer la respiration de la biomasse bactérienne, les nitrates sont consommés dans les mêmes proportions que l'oxygène manquant pour assurer la dégradation de la matière organique. Cette dénitrification conduit à une élimination des nitrates du milieu sous forme de N_2 et de N_2O (espèces non simulées par PROSE).

Les nutriments non utilisés pour la croissance sont minéralisés. Les bactéries sont également sujettes à la lyse, exprimée de la même manière que pour le phytoplancton.

6.5 Les bactéries nitrifiantes

L'oxydation de l'ammonium par les bactéries nitrifiantes se fait en deux étapes, chacune réalisée par une espèce différente.

Les bactéries nitrosantes oxydent l'ammonium en nitrites, tandis que les bactéries nitratantes transforment les nitrites en nitrates. L'activité des bactéries nitrifiantes est liée à la concentration en ammonium ou en nitrites. La limitation de la croissance des bactéries nitrifiantes est prise en compte au moyen d'une loi de Michaelis-Menten. La réaction est inhibée par des faibles concentrations en oxygène.

$$\mu_{BNitrosantes} = \mu_{\max, BNitrosantes} \left(\frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K_{NH_4^+}} \right) \left(\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2}} \right) \quad (18)$$

$$\mu_{BNitratantes} = \mu_{\max, BNitratantes} \left(\frac{[NO_2^-]}{[NO_2^-] + K_{NO_2^-}} \right) \left(\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2}} \right) \quad (19)$$

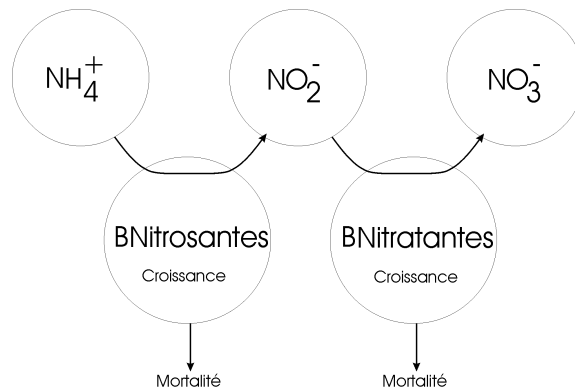


FIGURE 8 – Processus liés aux bactéries nitrifiantes

La quantité d'ammonium ou de nitrites oxydée dépend du rendement des bactéries nitrifiantes, paramètre relatif à chaque espèce. La disparition des bactéries nitrifiantes suit la même relation que la mortalité des autres organismes vivants du modèle.

6.6 L'azote

L'ammonium Outre l'activité de nitrification, l'ammonium est aussi prélevé par le phytoplancton pour sa croissance. La dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes se traduit par une restitution de l'azote ammoniacal au milieu.

Les nitrites Les nitrites sont produits lors de la première étape d'oxydation de l'ammonium par les bactéries nitrifiantes nitrosantes.

Les nitrates Les nitrates sont aussi produits lors de la nitrification, et prélevés par le phytoplancton lorsque la concentration en ammoniacale n'est plus suffisante. Ils peuvent également être consommés par les bactéries hétérotrophes en cas d'hypoxie. Par exemple, les bactéries respirent 90 % d'oxygène et 10 % de nitrates lorsque la concentration en oxygène dissous est de 4.5 mg/l.

6.7 Le phosphore

La reminéralisation du phosphore par les bactéries a lieu lors de la phase d'hydrolyse (Shan et al., 1994). Il y a donc restitution rapide et complète au milieu du phosphore organique dissous sous forme minérale.

Les espèces phytoplanctoniques prélèvent directement le phosphore sous forme minérale pour assurer leurs besoins de croissance (Cotner and Wetzel, 1992).

Le phénomène d'adsorption des orthophosphates a été introduit dans une version récente de PROSE (Poulin et al., 2009). Le phosphore dissous peut être adsorbé sur la matière en suspension minérale pour donner du phosphore inorganique particulaire. Il ne peut dans ce cas plus être prélevé pour les besoins de croissance des organismes vivants.

Deux formulations de l'adsorption peuvent être utilisées dans PROSE.

La première correspond à une loi de Langmuir, amortie par un coefficient d'amortissement numérique qui est fonction du pas de temps pour éviter les oscillations de la quantité de phosphore dissous dans le milieu.

Dans ce cas, le calcul des phénomènes d'adsorption et de désorption suit l'algorithme suivant.

Tout d'abord, la quantité de phosphore inorganique particulaire potentielle est calculée à partir de la quantité de phosphore sous forme d'orthophosphates et de la quantité de matière en suspension à l'instant t :

$$[PIP_{\text{pot}}]^t = [MES]^t \cdot P_{\text{ac}} \cdot \frac{[PO_4^{3-}]^t}{[PO_4^{3-}]^t + K_{\text{ps}}} \quad (20)$$

P_{ac} et K_{ps} sont considérés constants et doivent être définis par l'utilisateur.

La différence $\delta_{PIP} = [PIP_{\text{pot}}]^t - [PIP]^t$ est ensuite calculée.

– Si $\delta_{PIP} > 0$:

– si $\delta_{PIP} > [PO_4^{3-}]^t$, $\delta'_{PIP} = [PO_4^{3-}]^t$,

– si $\delta_{PIP} < [PO_4^{3-}]^t$, $\delta'_{PIP} = \delta_{PIP}$.

– Si $\delta_{PIP} < 0$, il y a désorption de phosphore sous forme d'orthophosphate : $\delta'_{PIP} = \delta_{PIP}$.

Dans les deux cas, la concentration en orthophosphates à l'instant $t + dt$ est :

$$[PO_4^{3-}]^{t+dt} = [PO_4^{3-}]^t - \delta'_{PIP} \cdot \frac{dt}{dt + K_{dt}} \quad (21)$$

Le coefficient d'amortissement numérique K_{dt} est défini par l'utilisateur en fonction de l'amortissement souhaité. Si $K_{dt} = dt$, l'échange sera réduit de moitié par rapport à l'échange non amorti (lorsque $K_{dt} = 0$, de fortes oscillations numériques peuvent apparaître).

L'utilisateur peut également choisir d'utiliser une formulation de Freundlich, comme proposée par [Némery et al. \(2005\)](#). La formulation de Freundlich fait intervenir un «temps caractéristique» qui peut s'interpréter comme le temps de contact entre la phase dissoute et la phase particulaire. Soit e l'espèce pour laquelle on calcule les phénomènes d'adsorption-désorption. Lorsque l'utilisateur choisit la formulation de Freundlich, l'algorithme de calcul est le même que pour la première formulation. Seule l'équation d'équilibre entre les concentrations en e adsorbée (e_{ads}), en matières en suspension sur lesquelles elle peut s'adsorber (MES) et en e dissoute (e_{diss}) change :

$$[e_{\text{ads}}] = a \cdot [MES] \cdot e_{\text{diss}}^b \cdot T_c^d \quad (22)$$

où T_c est le temps caractéristique, dépendant du site d'étude et a , b et d sont des paramètres expérimentaux.

6.8 L'oxygène

L'oxygène est une variable clé du fonctionnement de l'écosystème. La variation de cette variable intègre simultanément les respirations des différents organismes et l'activité photosynthétique. De plus, dans la colonne d'eau, un terme de réoxygénation aux barrages ainsi qu'une diffusion à l'interface eau-air sont introduits :

$$\frac{d[O_2]}{dt} = p_{O_2} - r_{O_2,PHY} - r_{O_2,BH} - r_{O_2,BN} + \quad (23)$$

$$K_{rea}([O_2]_{sat}(T) - [O_2]) \quad (24)$$

$$p_{O_2} = \sum_i P_i[F]_i \quad (25)$$

$$r_{O_2,PHY} = \tau_{PHY} \sum_i R_{tot,i}[F]_i \quad (26)$$

$$r_{O_2,BH} = \tau_{BH} \sum_i (1 - Y_{BH_i}) prel_{S,i}[BH]_i \quad (27)$$

$$r_{O_2,BN} = \tau_{BN} \sum_i \frac{\mu_{BN_i}}{Y_{BN_i}} [BN]_i \quad (28)$$

K_{rea} résulte de la diffusion turbulente et de l'action du vent à la surface (Thibodeaux et al., 1994).

7 Améliorations de la représentation des processus biogéochimiques

7.1 Possibilité de simplification de la représentation du phytoplancton

L'utilisateur peut demander que le phytoplancton soit représenté avec ses trois compartiments F , R et S ou seulement avec un compartiment (cf. Figure 9). Dans le cas de l'écosystème Seine, le choix de cette dernière conceptualisation peut être préférable. En effet, le modèle à trois compartiments est surtout employé dans le cas d'eaux arctiques, où moins de nutriments sont accessibles, d'où l'importance de représenter les réserves que les espèces peuvent constituer. Dans le cas de la Seine, les nutriments nécessaires à la croissance algale sont toujours accessibles et une représentation simplifiée est justifiée.

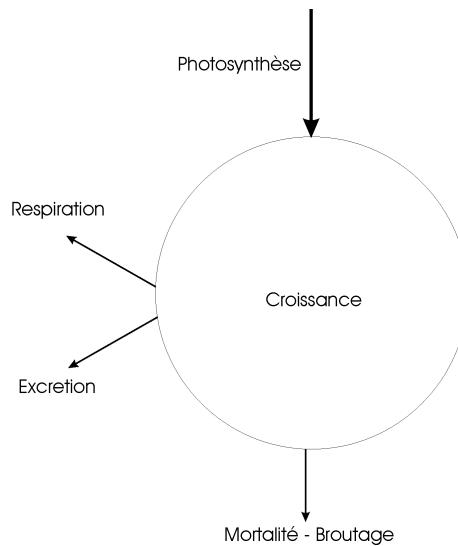


FIGURE 9 – Processus relatifs au phytoplancton dans le cas d'un seul compartiment constitutif

7.2 Les processus d'adsorption-désorption

Dans C-RIVE, les processus d'adsorption-désorption ne concernent plus seulement le PO_4^{3-} ; ils ont été généralisés à toutes les espèces dissoutes minérales. Les espèces particulières sur lesquelles ces dernières peuvent s'adsorber sont définies par l'utilisateur.

Lors du calcul de l'adsorption de l'espèce minérale dissoute considérée, il n'y a pas création d'une nouvelle espèce (comme le phosphore inorganique particulaire dans PROSE) mais, pour chaque espèce particulaire, la masse de chaque espèce minérale dissoute adsorbée est disponible.

L'utilisateur a le choix entre deux formulations :

- la formulation employée pour l'adsorption des orthophosphates dans PROSE, avec les coefficients P_{ac} , K_{ps} et K_{dt} à définir ;
- la formulation de Freundlich (Némery et al., 2005).

7.3 Introduction du N_2O

L'introduction de l'oxyde nitreux, l'un des plus importants gaz à effet de serre intervenant dans le réchauffement de la planète, permet de simuler son émission lors des processus de nitrification lorsque l'oxygène dissous passe en dessous d'un seuil critique et lors de la dénitrification des nitrates par les bactéries hétérotrophes. Les cinétiques employées sont celles proposées dans Billen et al. (2009).

Emission de N_2O lors de la nitrification Dans la cas de très faibles concentrations en oxygène ($[O_2] < [O_2]_{critique}$), les nitrites sont utilisés comme accepteurs d'électrons pour l'oxydation de l'ammonium par les bactéries nitrosantes. La croissance des bactéries nitrosantes est ainsi modifiée et dépend de la concentration en nitrites :

$$\mu_{BNitrosantes} = \mu_{max,BNitrosantes} \left(\frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K_{NH_4^+}} \right) \left(\frac{[NO_2^-]}{[NO_2^-] + K_{NO_2^-}} \right) \left(\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2}} \right) \quad (29)$$

Et la production de N_2O vaut (Cébron et al., 2005) :

$$prod_{N_2O} = V_{max,N_2O} \left(\frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K_{NH_4^+}} \right) \left(\frac{[NO_2^-]}{[NO_2^-] + K_{NO_2^-}} \right) [BNitrosantes] \quad (30)$$

où V_{max,N_2O} est le taux de production de N_2O , exprimé en [mgN/mgC].

Emission de N_2O lors de la dénitrification La production de N_2O est considérée comme proportionnelle à la dénitrification.

7.4 Stoechiométrie C/N/P

La stoechiométrie couramment utilisée pour la composition en carbone, azote et phosphore de la matière organique, est le rapport de Redfield molaire (C/N/P = 106/6/1, [Redfield et al. \(1963\)](#)). La stoechiométrie C/N/P de la matière organique est définie dans PROSE par l'utilisateur. Généralement, ce sont les paramètres de Redfield qui sont attribués à toutes la matière organique, vivante ou non. Cependant, si une stoechiométrie différente est attribuée à l'une des espèces, les quantités d'azote ou de phosphore ne seront pas conservées. Par exemple, si l'on garde le rapport de Redfield pour toutes la matière organique sauf les chlorophycées, auxquelles on attribue le rapport molaire C/N/P = 106/9/1, lors du processus de mortalité, pour 106 moles de carbone passant du phytoplancton à la matière organique non vivante, 9 moles d'azote seront déduites du phytoplancton et seulement 6 seront transmises à la matière organique non vivante. La quantité d'azote totale n'est donc pas conservée.

C'est pourquoi, dans C-RIVE, la stoechiométrie C/N/P de la matière organique est variable et peut être modifiée par la mortalité des organismes vivants ou par l'excrétion phytoplanctonique. Ainsi, l'utilisateur peut attribuer à chaque espèce une stoechiométrie différente tout en respectant la conservation de la quantité d'azote et de phosphore dans le modèle.

De plus, le ratio de REDFIELD a été estimé pour la matière organique marine et non pas des eaux douces. [Meybeck \(1982\)](#) donne des valeurs de ratios C/N/P pour la matière organique de différentes rivières. Ses résultats sont présentés dans le Tableau 4.

	C/N gC/gN	C/P gC/gP	Source
Rivières			
matière organique totale	12	46	Meybeck (1982)
matière organique dissoute	20	1000	Meybeck (1982)
matière organique particulaire	8.8	22	Meybeck (1982)
Environnement marin			
plancton	5.7	41	Redfield et al. (1963)

TABLE 4 – Stoechiométrie C/N/P de la matière organique en rivière

Une bibliographie plus approfondie sur les stoechiométries C/N/P des différents constituants en rivière doit être réalisée, afin d'améliorer notre estimation des flux de carbone, azote et phosphore.

8 Conclusion et perspectives

Un nouvel outil de modélisation biogéochimique, C-RIVE, a été développé pour permettre l'étude des processus d'un écosystème à diverses échelles de temps. Sa structure permet une représentation fine de l'espace et d'introduire facilement de nouvelles espèces et leurs caractéristiques. Des améliorations ont été apportées vis-à-vis de la dernière version de PROSE en ce qui concerne notamment l'adsorption des espèces dissoutes, le cycle de l'azote et la stoechiométrie des espèces.

Dans le module C-RIVE, une amélioration de la représentation des différents processus est prévue en tenant compte des campagnes de mesure en continu qui seront menées sur l'agglomération

parisienne. Par la suite, la gestion des échanges aux interfaces devra se faire grâce au couplage de C-RIVE avec un module calculant les flux d'espèces échangés aux interfaces, qui devra être développé.

Ce module sera ensuite couplé à des modules d'hydrodynamique et de transport ; nous disposerons alors d'un nouvel outil de modélisation de l'écosystème, permettant des entrées de données spatialisées (paramètres et variables de forçage) et parallélisable afin de réduire les temps de calcul tout en améliorant la complexité de représentation des processus. Le module pourra également être validé en «stand-alone» pour simuler des manipulations en batch.

Remerciements

Ce travail a été effectué grâce au soutien financier du programme R2DS et de la région Île-de-France.

Références

- Billen, G., J. Garnier, and P. Hanset (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine River system. *Hydrobiologia* 289, 119–137.
- Billen, G., V. Thieu, M. Silvestre, J. Garnier, and P. Servais (2009). Modifications récentes apportées au modèle Sénèque/Riverstrahler. Technical report, PIREN-Seine.
- Cébron, A., J. Garnier, and G. Billen (2005). Nitrous oxide production and nitrification kinetics by natural bacterial communities of the lower Seine river (France). *Aquatic Microbial Ecology* 41(1), 25–38.
- Cotner, J. B. and R. G. Wetzel (1992). Uptake of organic and inorganic phosphorus compounds by phytoplankton and bacterioplankton. *Limnology and Oceanography* 37(2), 232–243.
- DeAngelis, D., M. Moreau, D. Neergaard, P. Mulholland, and E. Marzolf (1995). Modelling nutrient-periphyton dynamics in streams : the importance of transient storage zones. *Ecological Modelling* 80, 149–160.
- Dent, C. and J. Henry (1999). Modelling nutrient-periphyton dynamics in streams with surface-subsurface exchange. *Ecological Modelling* 122, 97–116.
- Even, S. (1995). *Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Le modèle PROSE*. Ph. D. thesis, Ecole des Mines de Paris.
- Even, S., J.-M. Mouchel, M. Delbec, and M. Poulin (2000). Validation du modèle PROSE 2.0 sur la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses. Technical report, Centre d'Informatique Géologique, Ecole des Mines de Paris.
- Even, S., J.-M. Mouchel, P. Servais, N. Flipo, M. Poulin, S. Blanc, M. Chabanel, and C. Paffoni (2007). Modeling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality. *Science of the Total Environment* 375(1–3), 140–151.

- Even, S., M. Poulin, J. Garnier, G. Billen, P. Servais, A. Chesterikov, and M. Coste (1998). River ecosystem modelling : Application of the PROSE model to the Seine River (France). *Hydrobiologia* 373/374, 27–45.
- Flanagan, D. and S. Livingston (1995). WEPP user summary. Technical report, USDA.
- Flipo, N. (2001). Site atelier du Grand Morin : modélisation biogéochimique et étude d'un compartiment benthique. Master's thesis, DEA HHGG, ENSMP.
- Flipo, N. (2005). *Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières. Application au bassin du Grand Morin*. Ph. D. thesis, Ecole des Mines de Paris.
- Flipo, N. (2009). *HYSEGEOS 1.0, User's guide*.
- Flipo, N., S. Even, M. Poulin, M.-H. Tusseau-Vuillemin, T. Ameziane, and A. Dauta (2004). Bio-geochemical modelling at the river scale : plankton and periphyton dynamics. Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling* 176(3–4), 333–347.
- Flipo, N., C. Rabouille, M. Poulin, S. Even, M.-H. Tusseau-Vuillemin, and M. Lalande (2007). Primary production in headwater streams of the Seine basin : The Grand Morin River case study. *Science of the Total Environment* 375(1–3), 98–109.
- Foster, G. (1982). Modeling the erosion process. In C. Haan and D. Brakensiek (Eds.), *Hydrologic Modeling of Small Watersheds*, Volume 5 of *ASAE Monogr. Ser.*, pp. 295–380. Am. Soc. of Agric. Eng., St. Joseph, Mich.
- Foster, G., D. Flanagan, M. Nearing, L. Lane, L. Risse, and S. Finkner (1995). Hillslope erosion component. In D. Flanagan and M. Nearing (Eds.), *Water Erosion Prediction Project : Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*, Volume 10 of *USDA NSERL Rep.*, pp. 11.1–11.12. Natl. Soil Erosion Res. Lab., Agric. Res. Serv., U.S. Dep. of Agric., West Lafayette, Indiana.
- Garnier, J., G. Billen, and M. Coste (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the Seine River : Observations and modeling. *Limnology and Oceanography* 40(4), 750–765.
- Hairsine, P. and C. Rose (1992). Modeling water erosion due to overland flow using physical principles - 1. Sheet flow. *Water Resources Research* 28(1), 237–243.
- Hill, W. R. and H. L. Boston (1991). Community development alters photosynthesis-irradiance relations in stream periphyton. *Limnology and Oceanography* 36(7), 1375–1389.
- Hunt, A. and J. Wu (2004). Climatic influences on Holocene variations in soil erosion rates on a small hill in the Mojave Desert. *Geomorphology* 58, 263–289.
- Lancelot, C., C. Veth, and C. Mathot (1991). Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia-Weddell sea sector of the southern ocean during spring 1988. *Journal of Marine Systems* 2(3–4), 333–346.

- Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282(4), 401–450.
- Morgan, R., J. Quinton, R. Smith, G. Govers, J. Poesen, K. Auerswald, G. Chisci, D. Torri, and M. Styczen (1998). The european soil erosion model EUROSEM : a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, 527–544.
- Némery, J., J. Garnier, and C. Morel (2005). Phosphorus budget in the marne watershed (france) : Urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry* 72(1), 35–66.
- Nord, G. and M. Esteves (2005). PSEM_2D : A physically based model of erosion processes at the plot scale. *Water Resources Research* 41, W08407.
- Platt, T., K. Denman, and A. Jassby (1977). *The Sea. Ideas and Observations on the Progress in the Study of the Seas. Marine Modelling, Volume 6*, Chapter Modelling the productivity of phytoplankton, pp. 807–856. Interscience Publishers.
- Poulin, M., N. Flipo, G. Billen, and J. Garnier (2009). Prose, problématiques nouvelles et développements attendus. Technical report, PIREN-Seine.
- Prosser, I. and P. Rustomji (2000). Sediment transport capacity relations for overland flow. *Progress in Physical Geography* 24(2), 179–193.
- Redfield, A., B. Ketchum, and F. Richards (1963). *The Sea. Ideas and Observations on the Progress in the Study of the Seas. The Composition of Sea-Water Comparative and Descriptive Oceanography*, Chapter The influence of organisms on the composition of sea-water, pp. 26–77. Interscience Publishers.
- Shan, Y., I. D. McKelvey, and B. T. Hart (1994). Determination of alkaline phosphatase-hydrolyzable phosphorus in natural water systems by enzymatic flow injection. *Limnology and Oceanography* 39(8), 1993–2000.
- Tayfur, G. (2002). Applicability of sediment transport capacity models for nonsteady state erosion from steep slopes. *Journal of Hydrologic Engineering* 7(3), 252–259.
- Thibodeaux, L., M. Poulin, and S. Even (1994). A model for enhanced aeration of streams by motor vessels with application to the Seine River. *Journal of Hazardous Materials* 37(3), 459–473.
- Uehlinger, U., H. Bühner, and P. Reichert (1996). Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river : evaluation of significant processes by modelling. *Freshwater Biology* 36, 249–263.
- Van Rijn, L. (1984, November). Sediment transport, part ii : Suspended load transport. *Journal of Hydrologic Engineering* 110(11), 1613–1641.
- Yang, C. (1996). Sediment transport theory and practice. McGraw-Hill, New York.