

# Modélisation intégrée du bassin du Grand Morin

## Choix conceptuels

Nicolas Flipo<sup>1</sup>, Michel Poulin<sup>1</sup>, Stéphanie Even<sup>1</sup>, Emmanuel Ledoux<sup>1</sup>

<sup>1</sup>CIG, ENSMP, 35 Rue saint Honoré, 77305 Fontainebleau. [flipo@cig.ensmp.fr](mailto:flipo@cig.ensmp.fr)

Modélisation intégrée du bassin du Grand Morin – Choix conceptuels .....	1
Introduction.....	1
1. La problématique .....	2
2. Classification des modèles.....	2
3. Identification des besoins.....	3
4. L'état de l'art.....	4
4.1. Les modèles de bassin.....	4
4.2. Modélisation des transferts d'eau et de nitrate dans le sol et la zone non-saturée.....	5
4.3. Modélisation hydrogéologique .....	6
4.4. Modélisation des rivières .....	7
4.5. Intégration spatiale.....	8
5. Choix des modèles .....	9
5.1. Limites de la modélisation .....	9
5.1.1 Incertitudes conceptuelles.....	10
5.1.2 Disponibilité des données et incertitudes.....	10
5.1.3 Calage .....	11
5.1.4 Validation et prédiction.....	11
5.2. Discrétisation spatiale .....	11
5.3. Le réseau hydrographique.....	11
5.4. L'interface eau-sol-plante et répartition des eaux de surface.....	12
5.5. Transit dans la zone non saturée .....	12
5.6. Les aquifères .....	12
6. Conclusion .....	12
7. Bibliographie.....	13

## Introduction

Dans le cadre du programme de recherche PIREN Seine, les fonctionnements hydraulique et écologique de la Seine et de ses principaux affluents ont fait l'objet de nombreuses études visant à comprendre l'impact des fortes pressions anthropiques qui s'exercent sur le fleuve et sur son bassin versant. Au cours de la dernière phase de ce programme de recherche les cours d'eau des parties amont du bassin versant ont été l'objet d'une attention particulière. Les travaux réalisés constituent une première étape dans la compréhension du fonctionnement écologique des têtes de bassin (jusqu'à l'ordre 5), lesquelles couvrent, par exemple, plus de 70% de la surface totale du bassin versant de la Marne (Billen et al., 1994a).

Dans ces secteurs amont, les pollutions sont d'origine majoritairement diffuse (agricole, élevage, rejets domestiques non raccordés). La résultante du transfert et de la transformation de ces pollutions dans l'ensemble du chevelu hydrographique détermine la qualité de l'eau à l'amont des grandes agglomérations. Ces petits ordres jouent donc un rôle très important dans le transfert et la transformation des pollutions à l'échelle du bassin versant.

Le Grand Morin, affluent de la Marne, a été choisi comme site atelier afin de mieux comprendre les problématiques liées aux petits bassins versants. Suite à de nombreuses campagnes expérimentales (Ferry et al., 1996 ; ISMAP, 1997 ; Flipo et al., 2001 ; Poulin et al., 2002), qui ont

permis d'améliorer nos connaissances du fonctionnement des cours d'eau à faible hauteur d'eau (Flipo et al., 2003), il est aujourd'hui envisagé d'analyser précisément l'impact des pollutions suivantes sur le cours d'eau en période de basses eaux.

- Apports diffus d'origine agricole (matière organique, nitrates, ammonium, phosphore, matière organique, à plus long terme les pesticides)
- Apports ponctuels (rejets de STEP, rejets industriels, événements accidentels)
- Apports diffus liés à l'élevage (phosphates, ammonium, organique...)
- Apports pseudo diffus liés aux rejets domestiques non raccordés (problématique du « tout STEP »)

L'analyse de ces problématiques se fera à l'aide d'une plate forme de modélisation qui doit être capable de simuler l'évolution spatio-temporelle de la qualité des eaux dans un réseau hydrographique. Pour se faire, il apparaît fondamental de représenter i) les processus physiques et biogéochimiques régissant la transformation des variables étudiées au sein du milieu et ii) les apports (ponctuels et diffus) au milieu.

L'objet de ce rapport est de dresser un état de l'art concernant la modélisation des bassins versants.

## 1. La problématique

Afin de répondre à notre objectif, qui est d'estimer l'impact des différents apports (ponctuels ou diffus) sur la qualité des eaux en rivière, les aspects suivants devront être pris en compte :

- la diversité des processus mis en jeu (physiques, chimiques) ;
- la complexité des systèmes étudiés (multiples conditions aux limites, hétérogénéité des milieux, ...)
- la présence de multiples échelles spatiales et temporelles ;
- la difficulté de procéder à des mesures systématiques à l'échelle du bassin.

En préalable à tout choix de modélisation, une première analyse des modèles existants répondants à la problématique posée est donc nécessaire. Cependant vue la complexité du problème posé, il apparaît que les outils que nous aurons à analyser sont de plusieurs types :

1. Modules spécialisés sur une problématique
2. Modèles couplés
3. Gestion de l'information spatiale
4. Niveau d'intégration de cette gestion de l'information dans l'outil finalisé.

Le couplage des modèles entre eux ainsi que leur niveau d'intégration avec la gestion de l'information spatiale se définit sur une échelle qualitative qui va du type « lâche » au type « imbriqué », en passant par un niveau médian de type « serré ».

Dans un couplage de type « lâche » les modèles sont totalement dissociés et les données sont transférées d'un modèle à l'autre, de manière séquentielle. Ce type de couplage est très employé car il demande peu de modifications informatiques. On parle aussi de couplage « off-line ».

Dans un couplage de type « serré », les modèles fonctionnent toujours de manière indépendante mais font partie d'une interface commune.

Dans le couplage « imbriqué », les modèles sont les composantes d'une même application et partagent la même base de données. Ce type de couplage nécessite des développements informatiques très importants. On parle alors de couplage « on-line ».

## 2. Classification des modèles

Au sens général, un modèle est une représentation schématisée de phénomènes. Plus particulièrement, les modèles de simulation cherchent à reproduire des phénomènes ou à prévoir le

comportement d'un système soumis à des sollicitations données. On calcule l'évolution de variables inconnues (les sorties) en fonction des variables connues (les entrées) et des paramètres du système. Nous nous intéresserons uniquement à ces modélisations parmi lesquels trois grands types de modèles émergent:

- Modèles mécanistes qui englobent les modèles physiques, de connaissance, théoriques, descriptifs, boîte-blanche et déterministes.
- Modèles conceptuels qui englobent les modèles systémiques, paramétriques, boîte-grise, quasi-déterministes, et synthétiques.
- Modèles empiriques qui englobent les modèles boîte-noire, entrée-sortie.

Les modèles mécanistes décrivent les mécanismes internes du système, se basant sur des lois de la mécanique, de la physique (conservation de la masse, de l'énergie, de la quantité de mouvement,...), de la chimie (équilibre chimique et thermodynamique, cinétiques chimiques,...) ou de la biologie (lois de comportement de croissance,...) et sur une parfaite connaissance de la structure physique du système. En théorie, ce type de modèle est indépendant du calage car tous les paramètres sont censés être mesurables.

Quand la structure du système et les lois qui le régissent sont inconnues, ou quand la mise en œuvre d'un modèle mécaniste devient trop compliquée (informations insuffisantes) on procède à une simplification de la représentation du système en terme de géométrie et de processus. On aboutit alors à des modèles conceptuels qui intègrent des facteurs complexes en essayant de décrire le concept physique de comportement du système par une représentation plus simple. Cette représentation, bien qu'ayant un sens physique, est pourtant dénuée de réalité physique. Ces modèles peuvent être distribués au sens spatial ou non.

Pour leur part, les modèles empiriques ne font pas référence aux processus internes du système et se contentent simplement d'établir des relations directes entre les variables de forçage et les variables de sortie. Cependant, comme dans le cas des modèles conceptuels, des interprétations physiques peuvent parfois être données à certains paramètres de ces modèles.

Au sein de cette classification certains modèles peuvent aussi être désignés comme étant stochastiques, à la condition qu'ils prennent en compte le caractère aléatoire de certaines variables du modèle sous la forme d'une fonction de distribution de probabilités.

Notons par ailleurs que dans le cas de couplages entre modèles, le méta modèle issu de ce couplage peut combiner des approches empiriques et mécanistes. C'est le cas par exemple du modèle hydrologique couplé MODCOU (Ledoux, 1980 ; Ledoux et al., 1984 ; Golaz-Cavazzi, 1999) qui représente les processus de manière empirique pour le calcul du bilan hydrique, et de manière mécaniste pour la simulation des écoulements souterrains.

### **3. Identification des besoins**

Pour répondre au problème que nous nous sommes posé (définir l'impact des différentes sources de pollution sur un réseau hydrographique), nous devons être capable de traiter plusieurs problématiques dans plusieurs compartiments du bassin versant.

Ainsi le modèle doit être capable de simuler l'hydrologie et l'hydrogéologie du bassin ainsi que l'hydrodynamique en rivière. Ensuite le transport et l'évolution biogéochimique des variables de qualité d'eau doivent être simulés tout au long de leur cheminement dans les différents compartiments du bassin.

Les processus à prendre en compte dans le bilan d'eau sont donc le prélèvement par les plantes, le ruissellement de surface, l'infiltration à la base de la zone sous-racinaire, l'écoulement dans la zone non saturée, l'écoulement dans les aquifères et l'écoulement en rivière. Les éléments constitutifs du milieu physique qui nous intéressent sont : la surface du sol, la zone racinaire, la zone non saturée, les aquifères profonds et les rivières.

Le transport et les processus biogéochimiques seront aussi à simuler dans chacun de ces 5 compartiments.

## 4. L'état de l'art

### 4.1. Les modèles de bassin

Tableau 1 : modèles de qualité d'eau à l'échelle du bassin versant

Modèle	Origine	Processus et substances modélisées	Type de modèle
AGNPS	USDA ; 1987	Nutriments, pesticides	Conceptuel
	Bragadin et al., 1993 ; Klaghofer et al., 1993 ; Fisher et al., 1997 ; Rode & Frede, 1997 ; Young et al., 1989		
HBV-N	SMHI ; 1994	Cycle de l'azote	Conceptuel
	Arheimer & Wittgren, 1994 ; Arheimer & Brandt, 1998 ; Liden et al., 1999 ; Arheimer & Brandt, 2000 ; Andersson & Arheimer, 2001 ; Pettersson et al., 2001		
INCA	Univ. of Reading ; 1998	Cycle de l'azote	Conceptuel, mécaniste
	Wade et al., 2002 ; Whitehead et al., 1998a,b		
MAGIC	Univ. of Virginia ; 1985	Acidification	Conceptuel, mécaniste
	Cosby et al., 1985, 1995, 2001 ;		
MERLIN	Univ. of Virginia ; 1997	acidification, transport de l'azote	Conceptuel
	Cosby et al., 1997 ; Emmett et al., 1997 ; Kjonaas & Wright, 1998 ; Wright et al., 1998 ;		
MIKE SHE	DHI ; 1993	Eutrophisation, transport de polluants, transport d'azote	Mécaniste
	Refsgaard et al, 1998, 1999		
SHETRAN	Univ. of Newcastle ; 1996	Evolution des polluants, transport de l'azote et des sédiments	Mécaniste
	Lunn et al., 1996 ; Moxey & White , 1998 ; Birkinshaw & Ewen, 2000 ; Ewen et al., 2000		
SMART2	Wageningen UR ; 1998	Acidification, cycle des nutriments	Mécaniste
	De Vries et al., 1989 ; Kämäri et al., 1998 ; Bilaletdin et al., 2001		
SWAT	USDA ; 1993	Eutrophisation, pesticides, nutriments, sédiments	Conceptuel
	Arnold et al., 1998 ; Krysanova et al., 1998 ; Krysanova & Becker, 1999 ; Shepherd et al., 1999 ; FitzHugh & Mackay, 2000 ; Neitsch et al., 2002		
GIBSI	INRS-Eau ; 1997	Eutrophisation, pesticides, nutriments, sédiments	Conceptuel, mécaniste
	Mailhot et al., 1997 ; Rousseau et al., 2000.		
PEGASE		Eutrophisation, nutriments	Conceptuel
	Smitz et al., 1997		
SENEQUE 3	UMR Sysiphe ; 1994	Eutrophisation, nutriments	Conceptuel, base de données, mécaniste
	Billen et al., 1994b ; Garnier et al., 1995 ; voir aussi RIVERSTRAHLER (Tableau 4)		

STICS-MODCOU	PIREN Seine ; 2002	Cycle de l'azote	Conceptuel, mécaniste
	Gomez 2002, Gomez et al., 2003		

Il existe dans la littérature d'innombrables essais critiques de classification des modèles mathématiques utilisés dans les sciences de l'eau (Beven, 1989 ; Kauark Leite, 1990 ; Villeneuve *et al.*, 1998 ; Ambroise, 1999). Afin d'avoir une meilleure vue des différents modèles existants, nous nous baserons sur la classification de Arheimer & Olson (2003) qui contrairement aux anciennes classifications, ne se base plus sous l'angle du type de modèle, mais sous l'angle du domaine étudié (bassin, sol, rivière). Cette approche est intéressante car elle permet de comparer des modèles couplés entre eux. Pour ce qui est des modèles de bassin, Arheimer & Olson (2003) ont identifié 9 modèles AGNPS, HBV-N, INCA, MAGIC, MERLIN, MIKE SHE, SHETRAN, SMART et SWAT auxquels il convient de d'ajouter GISBI, PEGASE, SENEQUE 3, et la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM.

Ces modèles représentent, mis à part les modèles SHETRAN et MIKE SHE, basés sur le modèle SHE (Abbott et al., 1986 ; Christiaens et al., 1995) qui est sans doute avec MODCOU le modèle hydrologique le plus mécaniste que l'on puisse trouver, les aquifères de façon très sommaire (un réservoir mélangé uniformément sur toute la zone) ne permettant pas de prendre en compte les hétérogénéités spatiales du milieu et par conséquent de représenter les teneurs en éléments dissous dans les eaux de surface. De plus la modélisation de la qualité des eaux en rivière, lorsqu'elle existe, est majoritairement basée sur le modèle QUAL2 (GIBSI, SWAT, SHETRAN, MIKE SHE), qui ne permet absolument pas de simuler la croissance du périphyton qui contraint la qualité des eaux en des cours d'eau à faible hauteur d'eau (Reichert et al., 2001; Flipo et al., 2003). De même concernant la modélisation de l'érosion, ces modèles se basent essentiellement sur le modèle USLE (Wischmeier & Smith, 1978), modèle conceptuel dont les paramètres ont été déterminés à l'est des Etats-Unis. Son application à d'autres sites semble très délicate pour faute de validation et souvent, à juste titre, très contestée quant à la validité de ses résultats (Nearing et al., 1994 ; Zhang et al., 1996)

Ces modèles intégrés ne semblent donc pas convenir à nos besoins.

Plus spécifiquement différents modèles sont identifiés par zone d'intérêt : zone sous racinaire, zone non saturée, aquifère, rivière.

#### **4.2. Modélisation des transferts d'eau et de nitrate dans le sol et la zone non-saturée**

Les principaux processus simulés dans les sols sont :

- Les composantes du bilan hydrique telles que l'évaporation, le prélèvement d'eau par les plantes (transpiration), l'eau ruisselée et infiltrée, et le stockage dans le sol;
- Les transformations biochimiques de l'azote (minéralisation, organisation, nitrification, dénitrification, volatilisation), l'absorption d'azote par la plante.
- Les transferts d'eau et de nitrate dans le sol et la zone non-saturée non racinaire.

Ces processus ont très souvent été pris en compte dans des modèles liés au secteur agricole et aux risques environnementaux dus aux transfert des pesticides et fertilisants.

Les modèles mécanistes, tels que SOILN, MACRO, HYDRUS, PRZM sont basés sur une représentation, la plus fondamentale possible, des mécanismes d'écoulements et du transport de soluté. Ainsi, les transferts d'eau et de solutés s'appuient sur les lois de la physique et de la chimie. Les équations de Saint-Venant, de Richard, de Boussinescq, par exemple, sont utilisées pour représenter les transferts d'eau tandis que les équations de convection-dispersion fondées sur les lois de Fick sont utilisées pour représenter les transferts de solutés. Celles-ci peuvent aussi être couplées à des équations représentant des processus chimiques, de sorption/désorption ou d'oxydo-réduction. Ces modèles constituent d'excellents outils de recherche permettant d'étudier en détail les mouvements d'eau et de solutés dans différents milieux. En contrepartie, ils requièrent un grand nombre de paramètres

d'entrées dont l'identification, pas toujours aisée compte tenu de la nature non uniforme et hétérogène des milieux, nécessite d'avoir recours à des procédures de calage.

Les modèles conceptuels comme AGRIFLUX ou STICS utilisent des traitements simplifiés, sans entrer dans les détails fondamentaux. Ils assimilent, par exemple, le sol à un ou plusieurs réservoirs définis par deux humidités caractéristiques : le point de flétrissement et la capacité au champ. L'avantage de ces modèles par rapport aux précédents est de présenter une structure mathématique simple qui demande un nombre limité de paramètres d'entrées.

Tableau 2 : modèles de qualité d'eau pour l'eau du sol, échelle de la parcelle agricole

Modèle	Origine	Processus et substances modélisées	Type de modèle
ANIMO	Wageningen UR ; 1991	Cycle des nutriments	Mécaniste
	Rijtema & Kroes, 1991 ; Schoumans & Groenendijk, 2000		
EPIC	USDA ; 1984	Erosion du sol, cycle des nutriments, pesticides, économie	Conceptuel
	Lunn et al., 1996		
GLEAMS	USDA ; 1987	Cycle des nutriments, pesticides	Conceptuel
	Leonard et al., 1987 ; Shirmohammadi & Knisel, 1994		
HYDRUS/SWMS	USDA ; 1996	Transport dissous	Mécaniste
	Mailhol et al., 2001		
MACRO	Swe. Univ. Agric. Scien. ; 1994	Transport dissous	Mécaniste
	Larsson & Jarvis, 1999 ; Jarvis et al., 2000		
PEARL	Alterra ; 2000	Pesticides	Conceptuel, mécaniste
	Kroes et al., 2000 ; Leistra et al., 2000		
SOILN	Swe. Univ. Agric. Scien. ; 1987	Cycle de l'azote	Mécaniste
	Johnsson et al., 1987 ; Jansson, 1991		
WAVE	Univ. Leuven ; 1995	Transport chimique, de chaleur, dissous	Mécaniste
	Vancloster et al., 2000 ; Droogers et al., 2000		
STICS	INRA ; 1998	Cycle carbone, azote et phosphore dans la zone sous-racinaire	Conceptuel, mécaniste
	Brisson et al., 1998 ;		
AGRIFLUX	INRS-Eau ; 1993	Cycle de l'azote	conceptuel, mécaniste
	Banton et al., 1993 ; Larocque & Banton, 1995		

### 4.3. Modélisation hydrogéologique

Dans cette section nous ne présentons que des modèles mécanistes. En effet, en hydrogéologie, les modèles existant utilisent une discrétisation de l'espace en mailles régulières ou non. Les processus sont ensuite représentés de manière phénoménologique en utilisant les équations aux dérivés partielles des écoulements en milieu poreux (équations de Darcy, Dupuit, Boussineq et

Richards). Si les conditions initiales et les conditions imposées aux limites sont connues, la résolution (suivant la méthode des différences finies ou des éléments finis) de ces équations permet de simuler l'évolution du système en tout point d'une discrétisation spatio-temporelle fine. Tous ces modèles simulent le transport de polluants en aquifère. Actuellement, des efforts sont faits pour coupler ces modèles avec les modèles décrivant les zones sous-racinaire et non saturée (Arheimer & Olsson, 2003).

Tableau 3 : modèles hydrogéologiques

Modèle	Origine	Processus et substances modélisées	Type de modèle
ASM/ASMWIN	ETH ; 1986	Grounwater flow, transport (régime permanent seulement)	Mécaniste
	Kinzelbach, 1986		
MODFLOW + MT3D / RT3D	USGS ; 1988	Grounwater flow, advection, dispersion anisotrope, sorption, desorption	mécaniste
	McDonald & Harbaugh, 1988 ; Ashley, 1994; Clement et al., 1998 ; Lasserre et al., 1999 ; Olsthoorn, 1999		
METIS	ENSMP ;	Grounwater flow, fractures, advection, dispersion	Mécaniste
	Goblet, 1981		
NEWSAM	ENSMP ; 1975	Groundwater flow	Mécaniste
	Ledoux, 1975, 1980 ; Levassor & Ledoux, 1996		

#### 4.4. Modélisation des rivières

De nombreux modèles de modélisation de la qualité des eaux en rivière sont disponibles. En général, la description des processus de transformation est mécaniste et le transport basé sur l'hydraulique. Le calcul des flux d'eau est soit mécaniste, soit conceptuel (les biefs de rivière sont représentés par des réservoirs). Il existe aussi de nombreux codes qui ne lisent que des relations vitesse-hauteur-débit. Le Tableau 4, basé sur Ambrose et al. (1996) cités dans Reichert et al. (2001) ainsi que sur Alheimer et al. (2003), présente brièvement une synthèse des principaux modèles de qualité d'eau en rivière.

Tableau 4 : modèles de qualité d'eau en rivière

Modèle	Origine	Bibliographie	Type de modèle
QUAL2	US EPA	Brown, 1987 ; Barnwell et al., 1987;	Conceptuel, mécaniste
	Hydrodynamique N, advection O, dispersion O , modèle de qualité des sédiments N, température O, bactéries N, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice N, Phytoplankton O , zooplankton N, algues benthiques N		
WASP5	US EPA	Ambrose et al., 1988	
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O , modèle de qualité des sédiments O, température N, bactéries N, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice N, Phytoplankton O , zooplankton N, algues benthiques N		
CE-QUAL	US Army Engineer Waterways Experiment Station	Wells, 2000	Mécaniste

	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, Phytoplancton O, zooplankton O, algues benthiques N		
MIKE11	DHI, Danemark	DHI, 1992 ; Crabtree et al., 1994	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, Phytoplancton O, zooplankton O, algues benthiques O		
ISIS	HR Wallingford, UK	Wallingford 1996	
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, Phytoplancton O, zooplankton N, algues benthiques O		
AQUASIM	EAWAG, Suisse	Reichert, 1994	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, Phytoplancton O, zooplankton O, algues benthiques O		
DESERT	IIASA	DeMarchi et al., 1999	
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température N, bactéries N, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice N, Phytoplancton O, zooplankton N, algues benthiques N		
WEST	Hemmis, Belgique	Vangheluwe et al., 1998	Conceptuel, mécaniste
	Hydrodynamique N, advection O, dispersion N, modèle de qualité des sédiments O, température ?, bactéries ?, oxygène dissous ?, azote O, phosphore ?, silice ?, Phytoplancton ?, zooplankton ?, algues benthiques ?		
RIVERSTRAHLER	UMR Sysiphe, France	Billen et al., 1994b ; Garnier et al., 1995	Conceptuel, mécaniste
	Hydrodynamique N, advection O, dispersion N, modèle de qualité des sédiments N, température N, bactéries O, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, Phytoplancton O, zooplankton N, algues benthiques N		
ProSe	ENSMP, UMR Sysiphe, France	Even, 1995; Even et al., 1998, 2003 ; Poulin et al., 2002 ; Flipo et al., 2003	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température N (lue), bactéries O, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, Phytoplancton O, zooplankton O, algues benthiques O (modèle de qualité du périphyton)		

#### 4.5. Intégration spatiale

La gestion environnementale à l'échelle régionale implique la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques du milieu, d'un point de vue agronomique, hydrologique et fluvial.

Du point de vue hydrologique, de nombreux modèles, apparus au cours des trente dernières années, utilisent des paramètres physiques distribués combinant les bilans de masse, de quantité de mouvement et d'énergie en utilisant, par exemple, des relations phénoménologiques telles que la loi de Darcy.

Du point de vue agronomique, des modèles de recherche portant sur la dynamique des systèmes agricoles ont été adaptés à la notion de gestion environnementale et appliqués sur des bassins expérimentaux afin de quantifier les volumes d'eau et les masses de contaminants agricoles



susceptibles d'atteindre les eaux souterraines (Geng, 1988 ; Dupuy et al., 1997a, 1997b ; Schnebelen, 2000).

Les cours d'eau, quant à eux doivent être géoréférencés afin de les connecter à leurs zones de drainage surfacique et hydrogéologique.

En contrepartie, la mise en place de ces modèles à l'échelle régionale exige une masse considérable de données et une caractérisation spatiale très fine du territoire à modéliser. A ce sujet, le développement des modèles numériques de terrain et de la télédétection permet de simplifier la phase d'intégration de ces paramètres physiques. Les données géoréférencées sont alors fréquemment gérées par des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) qui permettent de croiser différents types d'informations spatiales : ponctuelles, vectorielles et matricielles. A ce titre, ils constituent un pré requis à l'utilisation des modèles avec un niveau d'intégration aux chaînes de modélisation plus ou moins " lâche ".

Plus récemment, sont apparus des systèmes qui combinent des modèles mathématiques avec des fonctions SIG et un système de gestion de bases de données. C'est le cas par exemple PEGASE , GIBSI, SWAT ou SENEQUE (cf. Tableau 1). Ces systèmes permettent de simuler l'ensemble des processus physiques, chimiques sur un bassin versant. Ils offrent dans certains cas des possibilités de visualisation et de mise en oeuvre de scénarios. Il peuvent être très complexes au plan de leur utilisation, mais s'avèrent néanmoins très utile au gestionnaire. Cependant, ces systèmes sont contraints par leur caractère d'aide à la décision, aspect qui souvent prévaut sur la capacité de simulation en terme de finesse des processus (Orlob, 1992). Néanmoins, ces systèmes constituent une étape importante vers la mise en place d'outil de modélisation en contexte opérationnel. Leurs développements futurs devraient permettre de gérer l'interdépendance des multiples usages de l'eau et de comparer la valeur économique de différents scénarios d'usage (coûts-bénéfices), en intégrant des modules socio-économiques à ces systèmes.

## **5. Choix des modèles**

Comme nous venons de la voir, pour répondre au problème que nous nous sommes posé (définir l'impact des différentes source de pollution sur un réseau hydrographique), nous allons devoir construire un outil de simulation capable de simuler l'hydrologie et l'hydrogéologie du bassin ainsi que l'hydrodynamique en rivière, ainsi que les processus associés au transfert de nutriments et de carbone dans les cinq grandes zones du bassins que nous avons identifiées : la surface du sol, la zone racinaire, la zone non saturée, les aquifères profonds et les rivières.

Cette représentation des processus fait appel à plusieurs types de modèles - agronomique, hydrologique, hydrogéologique, hydraulique, biogéochimique - qu'il s'agit d'associer dans une structure informatique commune.

Malgré les polémiques persistantes sur le bien fondé des modélisations mécanistes et distribuées (Beven, 1989) nous avons choisi d'utiliser autant que faire se peut une telle approche pour traiter notre problématique. De plus, malgré tous les problèmes effectivement existants de non unicité d'un jeu de paramètres pour simuler un jeu d'observations, de saut d'échelle (détermination d'un paramètre à l'échelle locale et utilisation de ce même paramètre à plus grande échelle sans réelle justification), l'utilisation de ces modèles semble intellectuellement plus satisfaisante dans la compréhension des processus de base régissant le fonctionnement des systèmes. De plus ils permettent de pointer plus facilement des chaînons explicatifs manquants.

Cependant il est peut-être vraisemblable que ces modèles ne soient pas adaptés à la gestion des systèmes et que dans ce cas particulier un modèle conceptuel ou empirique très bien calé suffise. Avant d'aller plus loin listons quelques problèmes de fond liés à toute modélisation.

### **5.1. Limites de la modélisation**

La modélisation n'étant qu'une représentation schématique de la réalité, elle ne va pas sans poser quelques problèmes qu'il faut constamment garder en mémoire afin de pouvoir interpréter des

résultats de simulations. C'est pourquoi la communauté scientifique a formulé des recommandations pour garantir un usage avisé de ces outils.

### **5.1.1 Incertitudes conceptuelles**

Même les modèles les plus complexes, de types mécanistes, ne sont, par construction, que de grossières approximations de la réalité. On distingue plusieurs causes d'incertitudes liées à la structure du modèle : limites théoriques, simplifications théoriques, approximations numériques et discrétisation temporelle et spatiale (Beven, 1989 ; Ambroise, 1999). Sur le plan théorique, certains processus restent encore mal connus et ne sont pas pris en compte dans les modèles à base physique. De plus, les lois physiques établies pour des milieux homogènes ne s'appliquent pas forcément aux milieux hétérogènes rencontrés à l'échelle régionale.

Par ailleurs les équations correspondant à la théorie pure ne peuvent être résolues que sous certaines hypothèses simplificatrices. Ces hypothèses peuvent amener le modélisateur à négliger certains processus qui s'avèrent déterminants dans certains cas particuliers. C'est le cas par exemple de l'hystérésis des propriétés hydriques du sol qui est généralement négligée alors qu'elle semble pouvoir expliquer la dynamique des transferts d'eau et de solutés dans les sols (Stauffer & Dracos, 1986).

La résolution des équations différentielles dont on ne sait pas calculer de solutions analytiques s'effectue à l'aide de méthodes numériques diverses. Cependant, ces méthodes imposent très souvent de discrétiser les différentes dimensions dans lesquelles s'appliquent ces équations. Dans le domaine des sciences de la terre, on se place toujours dans un système à au plus quatre dimensions (les trois dimensions de l'espace et celle du temps). Ces discrétisations ont pour conséquence directe de ne connaître les valeurs des variables calculées qu'en quelques points de l'espace et du temps. Se pose alors le problème de l'interpolation de la valeur de la variable en tout point de l'espace et du temps. Plus les discrétisations de l'espace et du temps sont grossières et plus les erreurs de calcul risquent d'être importantes.

La discrétisation spatiale et temporelle, comme nous venons de le voir, constitue une source d'incertitude supplémentaire. La résolution temporelle revient à supposer des forçages constants sur la durée du pas de temps, ce qui est d'autant moins évident que le pas de temps est long. Ainsi, la simulation des crues, au pas de temps journalier, introduit des décalages entre crue observée-crue simulée suivant que la pluie est concentrée en début ou en fin de journée. De plus introduire un pas de temps trop long peut avoir pour conséquence de diverger numériquement (cas de concentrations négatives lors la modélisation des processus biologiques dans le compartiment benthique des rivières).

### **5.1.2 Disponibilité des données et incertitudes**

En supposant acceptables les approximations liées à la structure des modèles, la modélisation se heurte souvent à un problème de disponibilité des données et aux incertitudes sur ces données.

Les méthodes de mesures ponctuelles à des échelles spatiales beaucoup plus fines que la discrétisation choisie posent le problème de la comparaison entre les résultats simulés sur une maille et ceux observés en un point.

Ainsi, le passage de l'échelle locale à l'échelle régionale apporte une certaine incertitude sur les paramètres, dont on peut tenir compte suivant différentes méthodes :

- l'analyse de sensibilité : elle consiste à tester la réponse du modèle à des perturbations des paramètres d'entrées. Ainsi, les paramètres, dont la variation provoque des différences significatives, devront faire l'objet d'une attention particulière lors de la phase de calage.
- l'approche stochastique : les paramètres sont définis au moyen de leur distribution statistique mesurée ou estimée. Cette distribution est ensuite intégrée dans les simulations. Cette méthode est employée par le modèle AGRIFLUX par exemple.
- l'approche de type Monte Carlo : elle consiste à générer un grand nombre de simulations, en sélectionnant de nouveaux jeux de paramètres indépendants à chaque simulation. L'ensemble des jeux de paramètres est considéré comme étant représentatif de leurs variations possibles. Cette méthode permet une exploration détaillée de l'ensemble des réponses du modèle, mais nécessite de très nombreuses simulations.

- la théorie de la logique floue : cette approche permet d'associer au résultat moyen issu de la modélisation mathématique, une fourchette de variation autour de la valeur moyenne, ainsi qu'un degré de confiance pour chacune des valeurs de la fourchette de variation (Ganoulis, 1996 ; Freissinet, 1998).

### **5.1.3 Calage**

Certains paramètres, impossibles à mesurer à l'échelle du modèle ou à évaluer, font l'objet d'une estimation par calage. Il s'agit de rechercher la valeur optimale de ces paramètres en fonction de critères choisis.

Le choix de la période de référence est capital. On préférera, dans la mesure du possible, des périodes très contrastées qui permettront de juger de la pertinence des paramètres calés en fonction de la représentation par le modèle d'événements très différents.

La qualité de la simulation sur cette période est généralement évaluée en mesurant les écarts entre les séries simulées et observées, l'ajustement des paramètres consistant à rechercher l'écart minimum. Les méthodes de calage peuvent être : manuelles (de type " essai-erreurs "), automatiques (algorithme itératif d'optimisation des paramètres en fonction d'un critère) ou stochastiques.

### **5.1.4 Validation et prédiction**

Les modèles calés, qui ne constituent qu'une représentation simplifiée de la réalité, doivent être validés, en utilisant un jeu de données différent de celui de la phase de calage. Cette étape permet de s'assurer que la représentation faite par le modèle est conforme à la réalité. Cependant, sur cette question de validation, Popper (1985) souligne que l'on peut seulement prouver qu'une théorie (ici traduite par un modèle) est fautive, mais jamais qu'elle est vraie. En effet, une tentative de validation ne permet pas de conclure qu'un modèle est une représentation exacte de la réalité dans la mesure où un nouveau jeu de données peut invalider la théorie en vigueur.

Ainsi, les modèles offrent des possibilités d'exploration accrue - et ils sont d'ailleurs bien souvent développés dans ce but - mais nécessitent une grande prudence dans leur utilisation. En effet, la phase de calage impose une contrainte d'unité de temps, d'espace et d'action (de Marsily, 1994). Ainsi, dès lors qu'un modèle est utilisé en prévision, ou en extrapolation, en dehors des conditions pour lesquelles il a été validé, une réflexion doit être menée sur le choix des paramètres et la signification des résultats de simulation.

## **5.2. Discrétisation spatiale**

Pour modéliser l'ensemble des apports à la rivière, il faut tenir compte à la fois des apports de surface et des apports souterrains. Pour les apports de surface il convient de relier à chaque brin de rivière son bassin versant correspondant. La discrétisation de l'espace en bassins versants est alors parfaitement cohérente, du moins pour les phénomènes de surface. Un bassin versant est divisé en sous bassins élémentaires représentatifs soit d'un ordre un au sens de Strahler, soit d'un brin de rivière aval. Pour ce qui est du découpage géographique en sous bassins élémentaires et de la relation entre bassin versant élémentaire et brin de rivière, un travail considérable a déjà été fait dans le cadre du développement de la base de données PIREN ainsi que de l'applicatif Sénèque 3 (Ruelland & Billen, 2002 ; Ruelland & Billen, 2002 ). Le bassin versant élémentaire sera donc la cellule de base de notre plate-forme de modélisation.

## **5.3. Le réseau hydrographique**

Pour modéliser correctement l'évolution de la qualité de l'eau, il est indispensable de modéliser l'hydrodynamique du milieu. En effet, il est maintenant parfaitement reconnu que l'hydrodynamique (débit, vitesse, hauteur d'eau) contraint l'évolution biogéochimique du système. Il est alors indispensable de disposer d'un modèle hydrodynamique fin. Par ailleurs, il convient dans une optique de modélisation de la qualité de l'eau des cours d'eau amont en période de basses eaux, de prendre en compte le compartiment benthique périphytique qui joue un rôle primordial dans le cycle du carbone, de l'oxygène et aussi de éléments nutritifs (Reichert et al., 2001 ; Flipo et al., 2003). La prise en compte de ce compartiment impose de gérer un compartiment benthique fixé et géoréférencé

ainsi que le transit de l'eau dans le réseau hydrographique. A cet effet, ProSe, grâce à de récents développements (Flipo et al., 2003) est l'un des rares modèles de qualité d'eau apte à traiter cette problématique. De plus ProSe simule les processus d'érosion et de sédimentation ainsi que les consommations bactériennes benthiques. Ces processus peuvent eux aussi être primordiaux dans les secteurs amont de seuil, qui, du fait de l'hydrodynamique, sont des zones privilégiées de sédimentation, où l'on peut observer de fortes desoxygénations de la colonne d'eau.

#### **5.4. L'interface eau-sol-plante et répartition des eaux de surface**

Le modèle agronomique STICS a récemment été spatialisé sur le bassin de la Seine dans le but de simuler le transfert des nitrates lors des trente dernières années (Gomez, 2002 ; Gomez et al., 2003). Malgré des problèmes de calage (inévitables vue l'ampleur du domaine traité), les premiers résultats de cette chaîne de modélisation sont très satisfaisants et ouvrent des perspectives très intéressantes quant à la compréhension des processus de nitrification dénitrification à l'échelle d'un hydrosystème complexe. De plus cette approche distribuée à grande échelle devrait bientôt permettre d'aborder la problématique des contaminations organiques des aquifères par les pesticides.

Nous nous proposons donc de reprendre cette approche à l'échelle d'un plus petit bassin versant, celui du Grand Morin, et d'y apporter des améliorations notables en terme de couplage : La production d'eau sur un bassin sera maintenant calculée directement à la fois par STICS sur la surface agricole utile du bassin et par des fonction production sur le reste du bassin comme dans MODCOU. Des modifications seront aussi apportées à STICS afin d'estimer les flux de nutriments et de matière organique à la base de la zone sous-racinaire.

Cette démarche novatrice ainsi que le découpage spatial de l'espace en bassins versants élémentaires impose de modifier le modèle de surface MODSUR de la chaîne de modélisation STICS-MODCOU construite par Gomez (2002) sur le bassin de la Seine.

#### **5.5. Transit dans la zone non saturée**

Pour ce qui concerne la zone non saturée, nous ne disposons pas d'éléments précis sur la structure du sol. L'utilisation de l'équation mécaniste de Richards représentant les écoulements en milieu poreux non saturé semble donc inapproprié. Nous allons donc conserver, tout comme Gomez (2002), une approche conceptuelle de type cascade de Nash en y incorporant un effet piston pour le transfert de matière.

#### **5.6. Les aquifères**

L'utilisation de NEWSAM pour représenter les écoulements en aquifère apporte à la fiabilité du modèle hydrologique. D'un point de vue géochimique, les eaux de rivière, à l'étiage, proviennent des aquifères profonds. Or le bassin versant souterrain correspondant à une rivière n'est pas équivalent à son bassin versant de surface, le niveau de base de la pollution d'une rivière résulte donc du cheminement des eaux dans le sous-sol. L'origine de ces eaux peut se situer sur un bassin versant extérieur au bassin de surface ; un modèle souterrain étendu au bassin versant souterrain hydrographique permet d'estimer de manière plus exacte les flux de polluants provenant à la rivière. Ces flux résultent de l'activité sur le bassin versant de surface de la rivière mais aussi des activités sur les bassins versants de surface, extérieurs à la rivière, mais chevauchant son bassin versant souterrain.

### **6. Conclusion**

En résumé, nous avons donc choisi de construire la chaîne de modélisation STICS – NEWSAM – PROSE afin de répondre à notre objectif. La Figure 1 illustre la façon dont les différents modèles communiquent entre eux. Pour conserver une structure souple

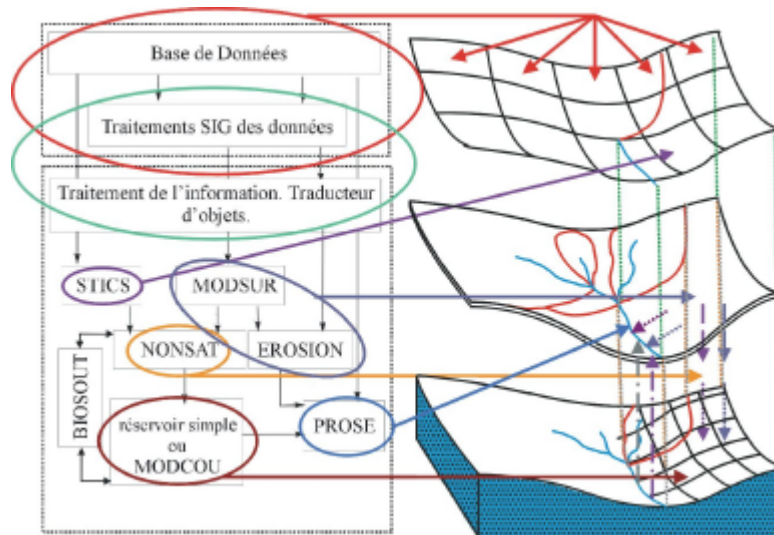


Figure 1 : Schéma global de la chaîne de modélisation GMcatch. Liens avec les données.

L'un des principaux attributs de la chaîne sera sa modularité informatique. Ainsi certains modèles, STICS, NEWSAM, ne seront pas appelés à chaque simulation mais des résultats de simulation pourront être relus directement par le logiciel ProSe. Cette structure souple s'avèrera très utile lorsqu'il s'agira d'étudier des scénarii de gestion portant uniquement sur les apports ponctuels. De plus d'un point de vue du traitement des données d'entrée, des outils seront développés sous Arcview, mais la chaîne de modélisation ayant des formats de lecture propre, elle pourra effectuer des simulations indépendamment de tout SIG ou SGBD (système de gestion de base de données).

## 7. Bibliographie

- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E., Rasmussen, J. (1986). An introduction to the european hydrological system – Sytème Hydrologique Européen, « SHE », 2: Structure of the physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87, 61-77.
- Ambroise, B. (1999). Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2- Modélisation systématique et dynamique. *Revue des Sciences de l'eau*, 12/1, 123-153.
- Ambrose, R.B.Jr., Wool, T.A., Connolly, J.P., Schanz, R.W. (1988). WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model – Model Theory, User's Manual and Programmer's Guide. Report EPA/600/3-87/039, US EPA, Athens, GA.
- Andersson, L., Arheimer, B. (2001). Consequences of changed wetness on riverine nitrogen – human impact on retention vs. natural climatic variability. *Regional Environmental Change*, 2, 93-105.
- Arheimer, B., Brandt, M. (1998). Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27(6), 471-480.
- Arheimer, B., Brandt, M. (2000). Watershed modelling of non-point source nitrogen pollution from arable land from the swedish coast in 1985 and 1994. *Ecological Engineering*, 14, 389-404.
- Arheimer, B., Wittgren, H.B., (1994). Modelling the effects of wetlands on regional nitrogen transport. *Ambio*, 23(6), 378-386.
- Arheimer, B., Olsson, J. (2003). Integration and Coupling of Hydrological Models with Water Quality Models : Applications in Europe. Workgroup Report, WMO RA VI, submitted.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Mutiah, R.S., Williams, J.R. (1998). Large area hydrologic modelling and assessment. Part I: Model development. *Journal of the American Water Ressources Association*, 14, 73-89.
- Ashley, R.P. (1994). Examples of groundwater modelling in environmental assessment studies. *Journal of Inst. Water and Environment Management*, 8(6), 635-645.

- Banton, O., Larocque, M., Surateau, F., Villeneuve, J.P. (1993). AgriFlux : Logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'utilisateur. Rapport scientifique INRS-Eau n° R-380. Ste-Foy, Qc.
- Barnwell, T.O., Brown, L.C., Whittemore, R.C. (1987). QUAL2E – A Case Study in Water Quality Modelling Software. In : *Systems Analysis in Water Quality Management*. Pergamon Press, New York, 377-387.
- Beven, K. (1989). Changing ideas in hydrology – The case of physically-based models. *Journal of Hydrology*, 105, 157-172.
- Bilaltdin, Ä, Lepistö, A., Finer, L., Forsius, M., Homberg, M., Kämäri, J., Mäkelä, H., Varjo, V. (2001). A regional GIS-based model to predict long-term responses of soil and water chemistry to atmospheric deposition: initial results. *Water, Air and Soil Pollution*, 131, 275-303.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P. (1994a). Modèle mathématique du développement phytoplanctonique et de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique de la Marne. Rapport technique, Université Libre de Bruxelles, Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques – Université de Paris VI, Laboratoire de Géologie Appliquée.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P. (1994b). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : the Riverstrahler model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289, 119-137.
- Birkinshaw, S.J., Ewen, J. (2000). Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology*, 230, 1-17.
- Bragadin, G.L., Franchini, M., Morgagni, A., Todini, E. (1993). Agricultural non-point source nutrient loadings estimated by means of an extended version of AGNPS. The Bidente-Ronco case study – Part I. *Ingegneria Ambientale*, 22:455.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudouin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Mchet, J., Meynard, J., Delécolle, R. (1998). Stics : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1- theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.
- Brown, L.C. (1987). Uncertainty Analysis in Water Quality Modelling Using QUAL2E. In : *Systems Analysis in Water Quality Management*. Pergamon Press, New York, 309-319.
- Christiaens, K., Vanclooster, M., Mallants, D., Xevi, E., Feyen, J. (1995). Modelling of the water and nutrient cycle at the catchment scale using the European Hydrological System (SHE), 2: Nitrogen Balance. *Water*, 81, 98.
- Clement, T.P., Sun, Y., Hooker, B.S., Petersen, J.N. (1998). Modelling multispecies reactive transport in ground water. *Ground Water Monitoring and remediation*, 18(2),79-92.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. (1985). Modelling the effect of acid deposition : assessment of a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research*, 21, 51-63.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Gjessing, E. (1995). An acidification model (MAGIC) with organic acid evaluated using whole-catchment manipulations in Norway. *Journal of Hydrology*, 170, 101-122.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Emmett, B.A., Wright, R.F., Tietema, A. (1997). Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen (MERLIN). *Hydrology and Earth System Sciences*, 1, 137-158.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Wright, R.F. (2001). Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5, 499-518.
- Crabtree, R., Gent, R., Clifforde, I., (1994). Controlling pollution from combined sewer overflows: Practical experience of applying an integrated approach in the UK. *Techniques Sciences Methodes. Genie-Urbain-Genie Rural* 5: 269-272.
- De Vries, W., Posch, M., Kämäri, J. (1989). Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water, Air and Soil Pollution*, 48, 349-390.

- DeMarchi, C., Ivanov, P., Jolma, A., Masliev, I., Smith, M., Somlyody, L. (1999). Innovative tools for water quality management and policy analysis: DESERT and STREAMPLAN. *Wat. Sci. Tech.*, 40(10), 103-110.
- De Marsily, G. (1994). Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Rev. Sci. Eau*, 7, 219-234.
- DHI, 1992. MIKE11 User Manual. Danish Hydraulic Institute. Danemark.
- Droogers, P., Bastiaanssen, W.G.M., Beyalzugul, M., Kayam, Y., Kite, G.W., Murray-Rust, H. (2000). Distributed agro-hydrological modelling of an irrigation system in western Turkey. *Agricultural Water Management*, 43(2), 183-202.
- Dupuy, A., Razack, M., Banton, O. (1997a). Contamination nitrate des eaux souterraine d'un bassin versant agricole hétérogène. I évaluation des apports à la nappe (modèle AgriFlux). *Rev. Sci. Eau*, 2, 23-40.
- Dupuy, A., Razack, M., Banton, O. (1997b). Contamination nitrate des eaux souterraine d'un bassin versant agricole hétérogène. II évolution des concentrations dans la nappe. *Rev. Sci. Eau*, 2, 185-198.
- Emmett, B.A., Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Tietema, A., Wright, R.F. (1997). Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Simulation of nitrogen saturation in a Sitka spruce forest, Aber, Wales. *Biogeochemistry*, 38, 129-148.
- Even, S. (1995). Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Thèse de doctorat, CIG-ENSMP.
- Even, S., Poulin, M., Garnier, J., Billen, G., Servais, P., Chesterikoff, A., Coste, M. (1998). River ecosystem modelling, Applications of the ProSe model to the Seine River (France). *Hydrobiologia*, 373/374, 27-45.
- Ewen, J., Parkin, G., O'Connell, P.E. (2000). SHETRAN: Distributed river basin flow and transport modelling system. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5: 250-258.
- Ferry, M. (1996). Vingt ans de mesures de qualité des eaux sur le bassin versant de l'Orgeval. Rapport Technique, CEMAGREF.
- Fisher, P., Abrahart, R.J., Herbinger, W. (1997). The sensitivity of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of the landscape. *Hydrological Processes*, 11, 241-252.
- FitzHugh, T.W., Mackay, D.S. (2000). Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural non-point source pollution model. *Journal of Hydrology*, 236, 35-53.
- Flipo, N. (2001). Site atelier du Grand Morin : modélisation biogéochimique et étude d'un compartiment benthique, Mémoire du DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Ecole des Mines de Paris.
- Flipo, N., Even, S., Poulin, M., Vuillemin-Tusseau, M-H., Améziane, T., Dauta, A. (2003). A distributed biofilm model : dynamical biogeochemical fluxes at the river scale. *Ecological Modelling*, submitted.
- Freissinet, C. (1998). Estimation de l'imprécision dans la modélisation du devenir des produits phytosanitaires dans les sols : une méthode fondée sur la logique floue. *La Houille Blanche*, 8, 14-16.
- Ganoulis, J. (1996). Sur la modélisation des phénomènes hydrologiques. *Rev. Sci. Eau*, 9(4), 421-434.
- Garnier, J., Billen, G., Coste, M. (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the Seine river : observations and modelling. *Limnol. Oceanogr*, 40(4), 750-765.
- Geng, Q. Z. (1988). Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse, ENSMP.
- Goblet, P. (1981). Modélisation des transferts de masse et d'énergie en aquifère. Thèse ENSMP.
- Golaz-Cavazzi, C. (1999). Modélisation hydrologique à l'échelle régionale appliquée au bassin du Rhône. Thèse ENSMP.
- Gomez, E. (2002). Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. Thèse ENSMP.
- Gomez, E., Ledoux, E., Viennot, P., Mignolet, C., Benoît, M., Bornerand, C., Schott, C., Mary, B., Billen, G., Ducharme, A., Brunstein, D. (2003). Un outil de modélisation intégrée du transfert des nitrates sur un systèmes hydrologique : Application au bassins de la Seine. *La Houille Blanche*, 3-2003, 38-45.

- ISMAP (1997). Synthèse des travaux des partenaires français. Rapport final. Rapport Technique Projet EUREKA EU 479.
- Jansson, P.E. (1991). SOILN : User's Manual. Communications, 91:6, Swedish University of agricultural Science, pp. 49.
- Jarvis, N.J., Brown, C.D., Granitz, E. (2000). Sources of error in model predictions of pesticide leaching: a case study using the MACRO model. *Agricultural Water Management*, 44, 247-262.
- Johnsson, H., Hoffmann, M. (1998). Nitrogen Leaching from agricultural land in Sweden. *Ambio*, 27, 481-488.
- Känäri, J., Rankinen, K., Finér, L., Piirainen, S., Posch, M. (1998). Modelling the response of soil and runoff chemistry to forest harvesting in a low deposition area (Kangasvaara, Eastern Finland). *Water Resources Research*, 33: 177-185.
- Kinzelbach, W. (1986). Groundwater Modelling – An Introduction with sample programs in BASIC. *Developments in Water Science* : 25, Elsevier, Amsterdam, 333pp.
- Kjonaas, O.J., Wright, R.F. (1998). Nitrogen leaching from N limited forest ecosystems : the MERLIN model applied to Gärdsjön, Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2, 415-429.
- Klaghofer, E., Birnbaum, W., Summer, W. (1993). Linking sediment and nutrient export models with a geographic information system. In: *Applications of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management*. IAHS Publication 211. 501-506.
- Kroes, J.G., Wesseling, J.G., Van Dam, J.C. (2000). Integrated modelling of the soil-water-atmosphere-plant system using the model SWAP 2.0: an overview of theory and application. *Hydrological Processes*, 14(11-12), 1993-2002.
- Krysanova, V., Becker, A. (1999). Integrated modelling of hydrological processes and nutrients dynamics at the river basin scale. *Hydrobiologia*, 410, 131-138.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I., Becker, A. (1998). Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecol. Model.*, 106, 261-289.
- Kuark Leite, L. A. (1990). Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse ENPC, CERGRENE.
- Larocque, M., Banton, O. (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8, 3-21.
- Larsson, M., Jarvis, N. (1999). Evaluation of a dual-porosity model to predict field scale solute transport in a macroporous soil. *Journal of Hydrology*, 215, 153-171.
- Lasserre, F., Razack, M., Banton, O. (1999). A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. *Journal of Hydrology*, 224(3-4), 81-90.
- Ledoux, E. (1980). Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. Thèse, ENSMP, UPMC.
- Ledoux, E., Girard, G., Villeneuve, J.-P. (1984). Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche* 1-2, 101-110.
- Leistra, M., van der Linden, A.M.A., Boesten, J.J.T.I., Tiktak, A., van der Berg, F. (2000). PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Description of processes. Alterra report 13, RIVM report 711401009, Alterra, Wageningen, 107pp.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G., Still, D.A. (1997). GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 30, 1403-1418.
- Levassor, A., Ledoux, E. (1996). Programme NEWSAM – Notice d'utilisation. Rapport Technique, ENSMP-CIG.
- Liden, R., Vasilyev, A., Loigu, E., Stalnacke, P., Wittgren, H.B. (1999). Nitrogen source apportionment – a comparison between a dynamic and a statistical model. *Ecol. Model.*, 114, 235-250.
- Lunn, R.J., Adams, R., Mackay, R., Dunn, S.M. (1996). Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology*, 174, 285-304.



- Mailhol, J., Ruelle, P., Nemeth, I. (2001). Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation. *Irrigation Science*, 20(3), 139-147.
- Mailhot, A., Rousseau, A.N., Massicotte, S., Dupont, J., Villeneuve, J.-P. (1997). A Watershed-Based System for the integrated Management of Surface Water Quality. *Water Sci. Technol.*, 36 (5), 381-387.
- McDonald, M.G., Harbaugh, A.W. (1988). A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model. USGS Techniques of Water –Resources Investigations Book 6, Chapter A1.
- Moxey, A., White, B. (1998). NELUP : Some reflections on undertaking and reporting interdisciplinary river catchment modelling. *Journal of Environmental Planning and Management*, 41,397-402.
- Nearing, M.A., Lane, L. J., Lopes, V.L. (1994). Modeling soil erosion. In: *Soil Erosion Research Methods*, ed. Rattan Lal, 127-156. Soil and Water Conservation Society and St Lucie Press.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., King, K.W. (2002). Soil and Water Assessment Tool, Theoretical Documentation. Technical Report. <http://www.brc.tamus.edu/swat/swatdoc.html>
- Olsthoorn, T.N. (1999). A comparative review of analytic and finite difference model used at the Amsterdam Water supply. *Journal of Hydrology*, 226(3-4), 139-143.
- Orlob, G. (1992). Water-quality modelling for decision making. *J. Water Resour. Plan. Manage.*, 118(3), 295-307.
- Pettersson, A., Arheimer, B., Johansson, B. (2001). Nitrogen concentrations simulated with HBV-N : new response function and calibration strategy. *Nordic Hydrology*, 32(3), 227-248.
- Popper, K. (1985). Conjectures et réfutations : la croissance du savoir scientifique. Payot.
- Poulin, M., Flipo, N., Even, S., Tusseau, M.-H., Alfandari, V., Sainte-Laudy, M., Goulette, S., Billen, G., Garnier, J., Bleuse, N., Némery, J., Servais, P. (2002). Le site atelier du Grand Morin. Rapport technique, PIREN Seine.
- Refsgaard, J.C., Sorensen, H.R., Mucha, I., Rodak, D., Hlavaty, Z., Banský, L., Klucovská, J., Topolska, J., Takac, J., Kosc, V., Enggrob, H.G., Engesgaard, G., Jensen, J.K., Fiselier, J., Griffioen, J., Hansen, S. (1998). An integrated model for the Danubian Lowland – methodology and applications. *Water Resources Management*, 12, 433-465.
- Refsgaard, J.C., Thorsen, M., Jensen, J.B., Kleetschulte, S., Hansen, S. (1999). Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology*, 221, 117-140.
- Reichert, P. (1994). AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Wat. Sci. Tech.*, 30(2), 21-31.
- Reichert, P., Borhardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P.A. (2001). River Water Quality Modelling Model No. 1. IWA Task Group on River Water Quality Modelling, IWA Publishing.
- Rijtema, P.E., Kroes, J.G. (1991). Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. *Fertilizer Research*, 27, 189-198.
- Rode, M., Frede, H.-G. (1997). Modifications of AGNPS for agricultural land and climate conditions in central Germany. *Journal of Environmental Quality*, 29, 111-116.
- Rousseau, A. N., A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, J. Dupont et J.-P. Villeneuve. (1999). GIBSI: an integrated modelling system for sustainable river basin management. *Hydrobiologia*, 422/423, 465-475.
- Ruelland, D., Billen, G. (2002). Application of Seneque 3.0 – notice de développement. Rapport Technique, PIREN Seine.
- Ruelland, D., Billen, G. (2003). Seneque 3, logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface. Rapport Technique. PIREN Seine.
- Schoumans, O.F., Gronendijk, P. (2000). Modelling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, 29, 111-116.
- Shepherd, B., Harper, D., Millington, A. (1999). Modelling catchment-scale nutrient transport to watercourses in the UK. *Hydrobiologia*, 395/396, 227-238.

- Shirmohammadi, A., Knisel, W.G. (1994). Evaluation of the GLEAMS model for pesticide leaching in Sweden. *Journal of Environmental Science and Health*, A29, 1167-1182.
- Smitz, J., Everbecq, E., Deliège, J., Descy, J., Wollast, R., Vanderborght, J. (1997). Pegase, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'eau*, 588(4).
- Schnebelen, N. (2000). Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain). Thèse, Université d'Orléans.
- Stauffer, F., Dracos, T. (1986). Experimental and numerical study of water and solute infiltration in layered porous media. *Journal of Hydrology*, 84, 9-34.
- Vanclooster, M., Ducheyne, S., Dust, M., Vereecken, H. (2000). Evaluation of pesticide dynamics of the WAVE-model. *Agricultural Water Management*, 44(1-3), 371-388.
- Vangheluwe, H., Claeys, F., Vansteenkiste, G.C. (1998). The WEST wastewater treatment plant modelling and simulation environment. In *Proceedings of the 10<sup>th</sup> European Simulation Symposium* (eds A. Bergiela and R. Kerckhoffs), pp. 756-761, Society for Computer Simulation (SCS), Nottingham, UK.
- Villeneuve, J.-P., Hubert, P., Mailhot, A., Rousseau, A.N. (1998). La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. *Revue des Sciences de l'Eau*, n° special(1998), 19-39.
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan V., Wessels, W., Raat, K.; Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepisto, A. (2002). Towards a generic nitrogen model of European ecosystems : new model structure and equations. *Hydrol Earth Syst. Sci.* , 6 (3), 559-582.
- Wallingford, (1996). ISIS Quality – User Manual. HR Wallingford and Sir William Halcrow and Partners, Wallingford Software, Ltd., Wilshire, UK.
- Wells, S.A. (2000). Hydrodynamic and Water Quality River Basin Modelling Using CE-QUAL-W2 Version3. In: Ibarra-Berastegi, G., Brebbia, C., Zannetti, P. (Eds), *Development and Application of Computer Techniques to Environmental Studies*. WIT Press, Boston, pp.195-204.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D. (1998a). A semi-distributed nitrogen model for multiple source assessments in catchments (INCA): Part 1 – model structure and processes equations. *Science of the total Environment*, 210/211, 547-558.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D., Seed, K. (1998b). A semi-deistributed integrated flow and nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part 2 – application to large river basins in South Wales and Eastern England. *Science of the total Environment*, 210/211, 559-583.
- Wischmeier, W.H., Onstad, C.A., Bosch, D.D., Anderson, W.P. (1978). Prediction rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. US Dep. Agric., Agric. Handbook No. 537.
- Wright, R.F., Beier, C., Cosby, B.J. (1998). Effects of nitrogen deposition and climate changes on nitrogen runoff at a norwegian boreal forest catchments: the MERLIN model applied to Risdalsheia (RAIN and CLIMEX projects). *Hydrology and Earth System Sciences*, 2, 399-414.
- Young, R., Onstad, C. A., Bosch, D.D. and Anderson, W.P. (1987). AGNPS: Agricultural Non-Point Source Pollution Model: a watershed analysis tool. USDA-Agricultural Research Service, Conservation Research Report 35, USDA, Washington, D.C.
- Young, R., Onstad, C. A., Bosch, D.D. and Anderson, W.P. (1989). AGNPS: a non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(2), 168-173.
- Zhang, L., O'Neill, A.L., Lacey, L. (1996). Modelling approaches to the prediction of soil erosion in catchments. *Environmental Software*, 11, 123-133.

# Modélisation intégrée du bassin du Grand Morin - Description de la plate-forme STICS-NEWSAM-PROSE

Nicolas FLIPO<sup>1</sup>, Michel POULIN<sup>1</sup>, Stéphanie EVEN<sup>1</sup>, Emmanuel LEDOUX<sup>1</sup>,  
Christophe VIAVATTENE<sup>1</sup>, Sylvain THÉRY<sup>2</sup>.

<sup>1</sup> Centre d'Informatique Géologique, ENSMP, 35 rue Saint-Honoré, 77 305 FONTAINEBLEAU. [flipo@cig.ensmp.fr](mailto:flipo@cig.ensmp.fr)

<sup>2</sup> UMR 7619 Sisyphé, Université Pierre et Marie Curie

1. Introduction	2
2. Structure spatiale du modèle	2
2.1. Discrétisation du réseau hydrographique et de la surface du sol . . . . .	3
2.2. Discrétisation du domaine souterrain . . . . .	4
3. Les modules de la chaîne de modélisation	5
3.1. Calcul du bilan hydrique sur les SAU- modèle STICS . . . . .	5
3.1.1. Brève description du modèle STICS . . . . .	5
3.1.2. Les acquis du couplage STICS- MODCOU . . . . .	6
3.2. Calcul du bilan hydrique - module REPSUR . . . . .	8
3.2.1. Calcul des flux d'eau disponibles . . . . .	8
3.2.2. Répartition ruissellement-infiltration . . . . .	9
3.3. Le transfert dans la zone non saturée - module NONSAT . . . . .	10
3.3.1. L'hydrodynamique . . . . .	10
3.3.2. Le transport . . . . .	11
3.4. Le transfert dans la zone saturée - modèle NEWSAM . . . . .	13
3.4.1. L'hydrodynamique . . . . .	13
3.4.2. le transport . . . . .	14
3.5. Le transfert en rivière - modèle PROSE . . . . .	15
3.5.1. Architecture du modèle . . . . .	15
3.5.2. Le module hydraulique . . . . .	16
3.5.3. Le transport . . . . .	20
3.6. La biogéochimie en rivière - adaptation du modèle RIVE . . . . .	22
3.6.1. Les Notations utilisées . . . . .	22
3.6.2. Les producteurs primaires . . . . .	24
3.6.3. Les bactéries hétérotrophes et la matière organique morte . . . . .	26
3.6.4. Les bactéries nitrifiantes . . . . .	27

4. Gestion des échanges entre les différents modules de la chaîne de modélisation	29
4.1. Les échanges colonne d'eau-benthos	29
4.1.1. Echanges de la phase dissoute	29
4.1.2. Echanges particulaires	29
4.2. Les échanges souterrain-surface	32
4.2.1. échanges nappe-rivière	32
4.2.2. Les points de débordements des nappes	33
5. Conclusion	33

## 1. Introduction

Le Grand Morin, affluent de la Marne, a été choisi comme site atelier afin de mieux comprendre les problématiques liées aux petits bassins versants. Suite à de nombreuses campagnes expérimentales (Flipo 2001; Poulin et al. 2002; Ferry 1996; ismap 1997) qui ont permis d'améliorer nos connaissances du fonctionnement des cours d'eau à faible hauteur d'eau (Flipo et al. 2003), il est aujourd'hui envisagé d'analyser précisément l'impact des pollutions suivantes sur le cours d'eau en période de basses eaux:

- **les apports diffus d'origine agricole** : matière organique, nitrates, ammonium, phosphore, matière organique ;
- **les apports ponctuels** : rejets de STEP, rejets industriels, événements accidentels ;
- **les apports diffus liés à l'élevage** : phosphates, ammonium, matière organique ;
- **les apports pseudo-diffus liés aux rejets domestiques non raccordés** : problématique du "tout STEP".

Comme nous l'avons vu dans le rapport précédent, l'analyse de ces problématiques se fera sur le Grand Morin à l'aide de la plate-forme de modélisation STICS-NEWSAM-PROSE. L'objet de ce rapport est de clarifier les concepts impliqués dans cette modélisation, tant au niveau de la conceptualisation de l'espace et de la gestion des données que des processus modélisés.

## 2. Structure spatiale du modèle

Pour modéliser l'ensemble des apports à la rivière, il faut tenir compte à la fois des apports de surface et des apports souterrains. D'un point de vue purement hydrologique, cela suppose de simuler les écoulements de surface, et les écoulements souterrains, sur un système hydrogéologique multicouche. Dans la chaîne de modélisation mise en place, chaque étape du transit de l'eau est représentée par un ensemble de modules (PROSE pour la rivière, NEWSAM pour les aquifères, NONSAT pour la zone non saturée, STICS pour les flux d'eau provenant des zones agricoles, et REPSUR pour le bilan hydrique) plus ou moins indépendants les uns des autres. Ainsi, tout en disposant d'une modélisation qui prend en compte le domaine de surface et le domaine souterrain, on peut vérifier la validité des mécanismes internes. La représentation des écoulements au moyen de la chaîne de modélisation nécessite en premier lieu de définir la structure du système hydrologique.

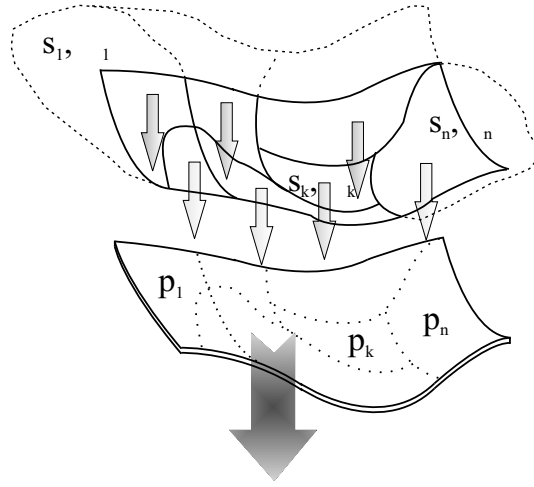


Figure 1: Représentativité des flux calculés sur un bassin élémentaire. Pour les notations, se référer à l'équation 1

## 2.1. Discrétisation du réseau hydrographique et de la surface du sol

Notre objectif majeur concernant les rivières, le découpage spatial de la surface du sol doit être en conformité avec un découpage spatial du réseau hydrographique. Un découpage très couramment utilisé par les modèles d'écoulement monodimensionnel en rivière est une segmentation de la rivière en **tronçons** homogènes (pente, coefficient de frottement, etc...) du point de vue de l'hydraulique. L'échelle de grandeur d'un tronçon est de l'ordre de grandeur de quelques dizaines à quelques centaines de mètres. Notre connaissance du domaine physique est limitée, entre autres, par la résolution spatiale des modèles numériques de terrain. Dans ce cas, il semble raisonnable de raccorder un bassin versant à un ensemble de tronçons de rivière. Cet ensemble de tronçons s'appellera un **brin** de rivière dans la suite de ce rapport. L'échelle de grandeur d'un brin de rivière est de quelques kilomètres.

A chaque brin de rivière est connecté un bassin versant correspondant. Ce sous-bassin versant, correspondant à un brin de rivière, sera appelé dans toute la suite de ce rapport **bassin élémentaire**. L'ensemble des bassins élémentaires constitue le maillage de base, irrégulier, des processus de surface et de la zone non saturée. C'est-à-dire que les variables du type ruissellement, infiltration provenant au toit des aquifères, ainsi que les flux de matière associés, seront calculés pour chaque bassin élémentaire. Ainsi toute information géographique, dont la taille est inférieure à celle du bassin élémentaire, est perdue dans le modèle. Autrement dit, on ne récupère sur chaque bassin élémentaire qu'une moyenne de flux. Chaque flux est pondéré par le pourcentage d'occupation du bassin élémentaire par la surface à laquelle se réfère ce flux (Figure 1).

Soit  $\phi_i$  le flux correspondant à une cellule spatiale  $i$ , pertinente pour le calcul de ce flux, Soit  $s_i$  la surface de la cellule  $i$ , Soit  $p_i$  le pourcentage de la surface totale du bassin élémentaire occupée par la cellule  $i$ , Soit  $S$  la surface du bassin élémentaire;

Alors le flux  $\Phi$  correspondant au bassin versant est:

$$\Phi = \sum_i \frac{p_i \phi_i}{s_i} S \quad (1)$$

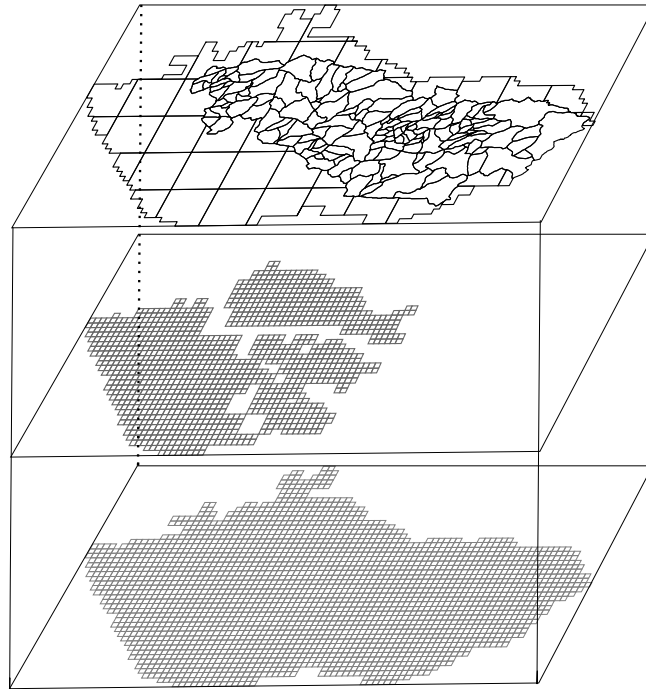


Figure 2: Représentation de la structure du modèle du Grand Morin.

Lors du développement de l'applicatif SENEQUE3 (Ruelland et Billen 2002; Ruelland et Billen 2003) un travail considérable de structuration de l'information hydrographique du bassin de la Seine en ordres de Strahler (Strahler 1957) a été réalisé. L'utilisation de ce découpage de l'espace comme maillage de référence constitue une approche séduisante, qui pourra être améliorée ultérieurement en redécoupant certains bassins élémentaires trop grands. Dans ce cas particulier (Figure 2), les bassins élémentaires correspondent soit à des sous-bassins versants représentatifs des ordres 1 de Strahler, soit à des bassins versants drainés par des interfluves (tronçons de rivière situés entre deux confluences). Les ordres 1 et les interfluves correspondent aux *brins* de rivière définis au début de cette section.

## 2.2. Discrétisation du domaine souterrain

Un réseau hydrographique ne draine pas nécessairement un seul aquifère. La chaîne de modélisation représente donc un nombre variable de couches profondes, sièges d'écoulements souterrains, éventuellement connectées hydrauliquement entre elles. Le mode de discrétisation adopté est une généralisation de la schématisation multicouche utilisant des mailles carrées emboîtées, devenue classique en hydrogéologie (Ledoux 1975).

En résumé, le bassin est découpé en deux ensembles de couches (Figure 2). Le premier ensemble est une couche à mailles irrégulières servant de base aux calculs des bilans hydrologiques de surface, du ruissellement de surface, de l'infiltration à la base de la zone sous racinaire et du transfert dans la zone non saturée. Le deuxième ensemble de couches à mailles carrées emboîtées sert à représenter le domaine souterrain.

### 3. Les modules de la chaîne de modélisation

Dans cette section, les différents modèles constitutifs de la chaîne de modélisation sont décrits. Pour se faire, nous allons suivre les écoulements d'eau depuis leur répartition à la surface du sol jusqu'à leur arrivée dans la rivière. Tout d'abord, le modèle agronomique STICS est décrit, puis le modèle de répartition des eaux REPSUR. Ensuite, le transit de l'eau dans la zone non saturée est représenté à l'aide du modèle NONSAT jusqu'à son arrivée dans les aquifères où le modèle NEWSAM simule les écoulements et le transport advectif. En dernier lieu, le modèle de qualité d'eau en rivière PROSE est décrit.

#### 3.1. Calcul du bilan hydrique sur les SAU- modèle STICS

##### 3.1.1. Brève description du modèle STICS

STICS (Simulateur MULTIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle agronomique destiné à simuler, au pas de temps journalier, le comportement du système sol-plante au cours d'une ou plusieurs années successives (Brisson et al. 1998). La limite supérieure du système est l'atmosphère, caractérisée par plusieurs variables climatiques (radiation solaire, température minimum et maximum, précipitation, évapotranspiration potentielle). La limite inférieure correspond à la profondeur maximale accessible au système racinaire, fonction du type de sol et de la nature de la plante cultivée.

La culture est globalement appréhendée par sa surface d'interception de la lumière (indice de surface foliaire), sa biomasse (stock de carbone) et sa capacité de prélèvement d'azote (stock d'azote). Ainsi, les organes végétatifs (feuilles, ramifications ou talles) ne sont pas individualisés. Les interactions sol-plante sont assurées par les racines.

La croissance de la culture est pilotée, de façon classique, par le bilan de carbone : interception du rayonnement solaire par le feuillage, puis transformation en biomasse qui est orientée vers les organes de récolte pendant la phase finale du cycle. Le bilan azoté de la culture est simulé parallèlement au bilan de carbone, dont il dépend en partie.

Une attention particulière est portée sur l'effet des techniques culturales sur le fonctionnement du système sol-culture-climat. L'effet des apports d'amendements organiques de natures diverses (fumiers, lisiers, composts ...) sur le bilan humique, et la minéralisation d'azote par les sols, sont donc pris en compte, ainsi que le processus de volatilisation d'ammoniac par le sol. La paramétrisation de ces processus reste cependant à compléter. Enfin la variabilité du processus de dénitrification dans les sols n'est pas simulée dans la version actuelle (version 4).

La mise en œuvre du modèle requiert quatre sources de données (Figure 3) :

- données climatiques : il s'agit de la température minimale, maximale, de la pluviométrie, de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et du rayonnement global, au pas de temps journalier ;
- données "sol" : le sol est décrit comme une succession de couches horizontales caractérisées par des propriétés physiques (épaisseurs, masse volumique, teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, teneur en cailloux). La couche de surface, où se concentre l'activité biologique) est caractérisée plus précisément par des paramètres physico-chimiques (teneurs en argile, en calcaire, en azote organique, albédo etc.) ;
- paramètres "culture" : il s'agit des paramètres relatifs aux différents processus simulés (germi-

nation, levée, développement etc.) incluant la prise en compte de l'effet des stress hydrique, thermique et azoté sur le fonctionnement de la plante ;

- données “techniques culturales” : elles déterminent les modalités et les dates des interventions culturales (semis, irrigation, apports d'engrais azotés, apports d'amendements organiques, récolte, travail du sol, incorporation des résidus de culture etc.).

A ces données d'entrée, s'ajoutent celles concernant les variables d'initialisation (dates de début et fin de simulation ; humidité et quantité d'azote minéral initiales des couches de sol) et des paramètres généraux (paramètres communs à toutes les simulations tels que, par exemple, ZESX : profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation).

Les données de sorties de STICS concernent des grandeurs agronomiques (biomasse végétale, rendement en produit récolté, teneur en protéines des grains, bilan azoté de la culture ...) et des grandeurs environnementales (flux d'eau et de nitrate sortant de la zone racinaire). Il a été conçu et mis au point avec ce double objectif (agronomique et environnemental). L'originalité de STICS réside dans :

- sa robustesse : l'utilisation du modèle pour des systèmes de cultures différents des systèmes originels ne génère pas de biais important ;
- son caractère générique : l'adaptation à divers types de plantes est facilité par la description générique du développement et de la croissance de la plante ;
- sa structure modulaire : le modèle est divisé en fonction des processus se déroulant dans le système sol-plante, ce qui facilite l'évolution du programme et son adaptation à des situations particulières.

Les paramètres “plantes” proviennent soit d'études antérieures (blé, maïs, prairie, soja etc.), soit ont été mis au point spécialement lors de la spatialisation de STICS sur la Seine (Gomez 2002). Les nouvelles plantes paramétrées sont le colza, le tournesol, la moutarde (culture intermédiaire), le pois protéagineux, l'orge. D'autres cultures ont fait l'objet d'un paramétrage sommaire qui restera à affiner : il s'agit de la pomme de terre, de la betterave, de la vigne et de la luzerne.

STICS est articulé en sept modules (Figure 3). Un premier ensemble de trois modules traite de l'écophysiologie des parties aériennes des plantes (développement, croissance aérienne, élaboration du rendement). Un second ensemble de trois modules traite du fonctionnement du sol en interaction avec les parties souterraines des plantes (croissance racinaire, bilan hydrique, bilan azoté). A l'interface se trouve un module de gestion des interactions entre les techniques culturales et le système sol-culture, qu'il s'agisse des apports d'eau, d'engrais ou de l'environnement climatique de la culture.

### **3.1.2. Les acquis du couplage STICS- MODCOU**

STICS a été couplé (Gomez 2002) avec le modèle MODCOU (Ledoux 1980; Ledoux et al. 1984; Golaz-Cavazzi 1999), afin de pouvoir estimer des flux spatialisés de nitrate souterrain à l'échelle d'un grand bassin, comme celui de la Seine, sur une période de trente ans. A cette occasion, un découpage du bassin de la Seine en unités spatiales de simulation STICS a été réalisé. Chacune d'entre elles



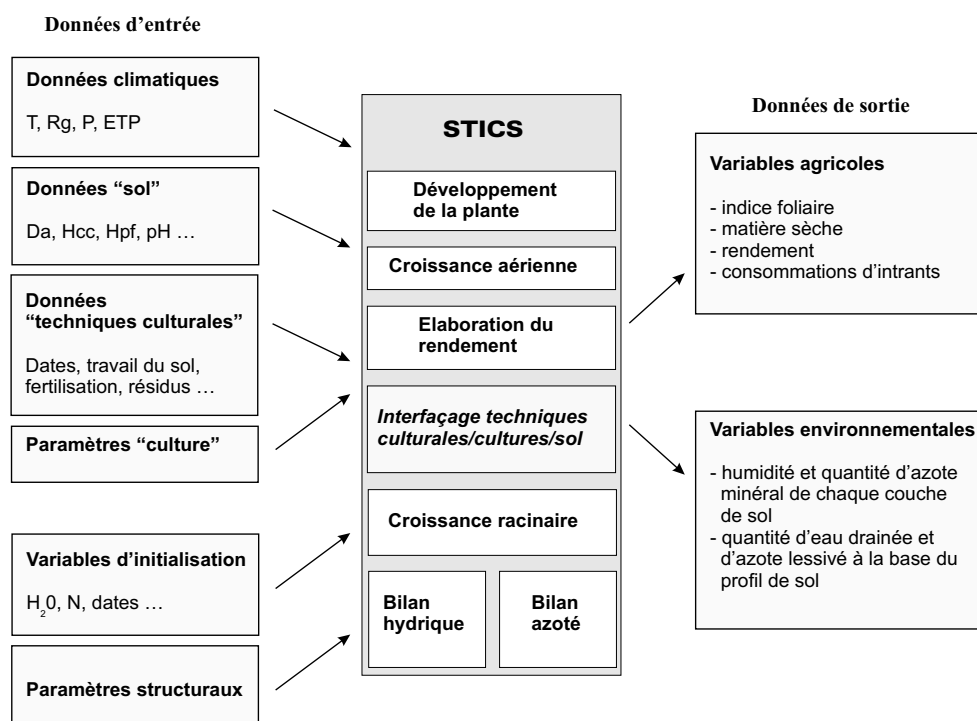


Figure 3: Organisation générale du modèle agronomique STICS

est définie par des conditions climatiques, pédologiques et agricoles homogènes. La base de données ainsi définie peut être caractérisée par trois catégories d'informations :

*Les zones météorologiques.* L'espace est découpé en zones météorologiques supposées homogènes, où les variables météorologiques suivent les mêmes évolutions temporelles.

*Les types de sols.* Il est souvent très difficile de délimiter géographiquement des catégories de sols sur de grandes échelles d'espace. Ainsi, par regroupements de ces catégories (ou UTS), on aboutit à la définition d'ensembles homogènes, nommés types de sols (ou UCS). La définition des UTS, leurs regroupements en UCS et la délimitation de ces UCS sont issus de travaux d'expertises cartographiques et pédologiques (King et al. 1995). De cette façon, on dispose d'une cartographie des types de sols auxquels sont associés des catégories de sols, en proportions variables, dont on ne connaît pas la répartition géographique au sein de chaque type de sol.

*Les zones agricoles.* Les systèmes de production agricole se différencient spatialement en fonction de critères pédo-climatiques et économiques. On peut ainsi proposer une cartographie en zones agricoles homogènes. Néanmoins, de la même façon que pour les types de sols, une zone agricole, si elle est homogène du point de vue de l'évolution de son système de production, peut comporter une association de successions culturales en proportions variables. De plus, des pratiques agricoles sont associées à chacune des cultures composant les successions culturales.

Le croisement entre ces trois couches conduit à distinguer un certain nombre d'unités spatiales. Cependant, si plusieurs unités, disjointes spatialement, présentent les mêmes caractéristiques climatiques, pédologiques et agricoles, alors elles sont regroupées pour ne former qu'une seule et même unité. A ce sujet, une interface permet de faire le lien entre les unités et la (ou les) unités spatiales qui

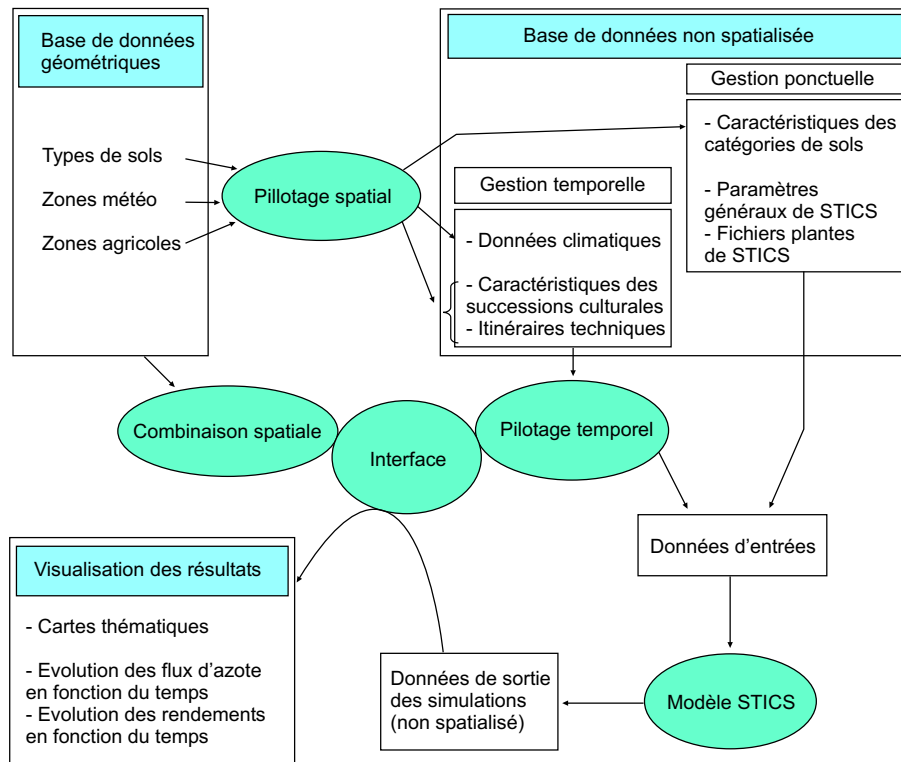


Figure 4: Schématisation de la procédure de régionalisation de STICS

lui correspondent.

Le travail de Gomez (2002) a permis d'aboutir à la procédure de gestion spatio-temporelle de STICS définie par la Figure 4

### 3.2. Calcul du bilan hydrique - module REPSUR

Le module REPSUR est, d'une part, une simplification du programme MODSUR (Golaz-Cavazzi 1999; Gomez 2002) dans la mesure où le routage de l'eau sur le bassin élémentaire est considéré comme immédiat sur le pas de temps de simulation (journalier). Cette hypothèse est justifiée par le fait que les bassins élémentaires sont petits (en moyenne de  $7.2 \text{ km}^2$  sur le Grand Morin), ce qui laisse supposer que les temps de transfert de l'eau du versant à la rivière seront au plus de quelques heures.

D'autre part, le mode de répartition de l'eau de MODSUR a été adapté pour permettre d'utiliser les résultats de simulation de STICS dans les zones agricoles. REPSUR simule la répartition entre ruissellement et infiltration des flux d'eau disponibles sur un bassin élémentaire (Figure 5).

#### 3.2.1. Calcul des flux d'eau disponibles

Les flux d'eau journaliers disponibles sont calculés de deux façons différentes suivant l'occupation des sols. Dans les zones agricoles et pour la surface agricole utile (SAU), les flux journaliers d'eau et d'azote sont calculés par STICS. Dans toutes les autres zones (villes, forêts) le flux journalier d'eau

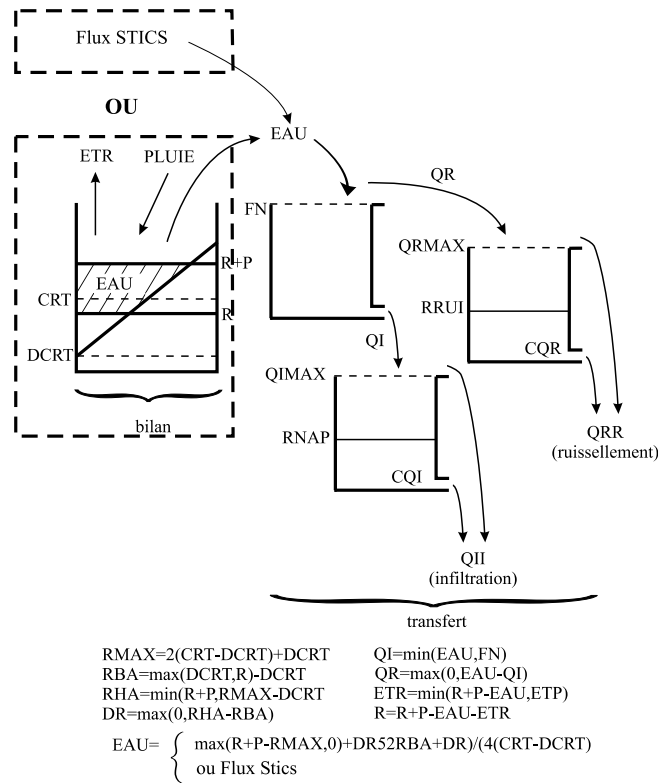


Figure 5: Schématisation d'une fonction production

disponible est calculé à l'aide d'une modélisation conceptuelle du bilan hydrique (réservoir "bilan" de la Figure 5).

La lame d'eau disponible est calculée à chaque pas de temps en fonction de la lame d'eau précipitée P, de l'évapotranspiration potentielle ETP et de l'état du stock en eau R du réservoir. La quantité EAU disponible pour l'écoulement est alors déterminée par deux paramètres DCRT et CRT représentant les niveaux minimal et moyen du réservoir sol.

### 3.2.2. Répartition ruissellement-infiltration

La répartition de la lame d'eau journalière disponible entre ruissellement et infiltration est simulée à l'aide d'un modèle à trois réservoirs, dit fonction production (Figure 5). A une catégorie de sol, définie par le croisement des informations spatiales "type de sol" et "usage du sol", correspond une fonction production et une seule. Les paramètres de chaque fonction production sont câlés par l'utilisateur. Il est important de noter que ces paramètres, dans la mesure où ils décrivent des vidanges de réservoir, dépendent implicitement du pas de temps de la simulation. Il est fait appel à des modèles paramétriques simples de type modèle à réservoirs, car les mécanismes physiques régissant le bilan hydrique sont tellement complexes que leurs prises en compte, à l'échelle du domaine d'étude, par un modèle phénoménologique conduirait à une trop grande lourdeur d'application. Bien que paramétrique, il convient de noter que l'approche globale par fonction production est robuste en ce sens que, la transposition pure et simple des valeurs des paramètres d'une application à une autre

conduit à une première évaluation satisfaisante du bilan hydrique.

Le premier réservoir d'une fonction production a pour tâche de répartir l'eau disponible en une lame ruisselée QR et une lame infiltrée QI en fonction d'un seuil d'infiltration FN. Deux autres réservoirs de transfert retardent encore l'infiltration et le ruissellement par un mécanisme de vidange exponentielle (coefficients de vidange respectifs CQI et CQR). Le flux d'eau sortant du réservoir simulant le ruissellement est ensuite directement routé par le modèle de rivière PROSE. Le flux d'eau sortant du réservoir simulant l'infiltration est introduit directement dans la zone non saturée où il va être routé par le module NONSAT.

### 3.3. Le transfert dans la zone non saturée - module NONSAT

#### 3.3.1. L'hydrodynamique

La zone non saturée profonde est susceptible de moduler l'infiltration, selon la profondeur de la première nappe souterraine et selon les caractéristiques hydrodynamiques du milieu qui la constitue. Etant donné qu'il est difficile, sinon impossible, de recueillir des informations, à l'échelle régionale, sur la répartition verticale de la perméabilité de la zone non saturée, une modélisation conceptuelle à réservoirs est mise en œuvre pour représenter cette zone.

Des études portant sur la relation à l'échelle régionale (Besbes 1978) entre l'infiltration dans le sol et l'alimentation des nappes ont montré que la fonction de transfert dans la zone non saturée pouvait être assimilée à un modèle à réservoirs en cascade de Nash (figure 6a). Il s'agit d'une cascade de réservoirs à vidange exponentielle.

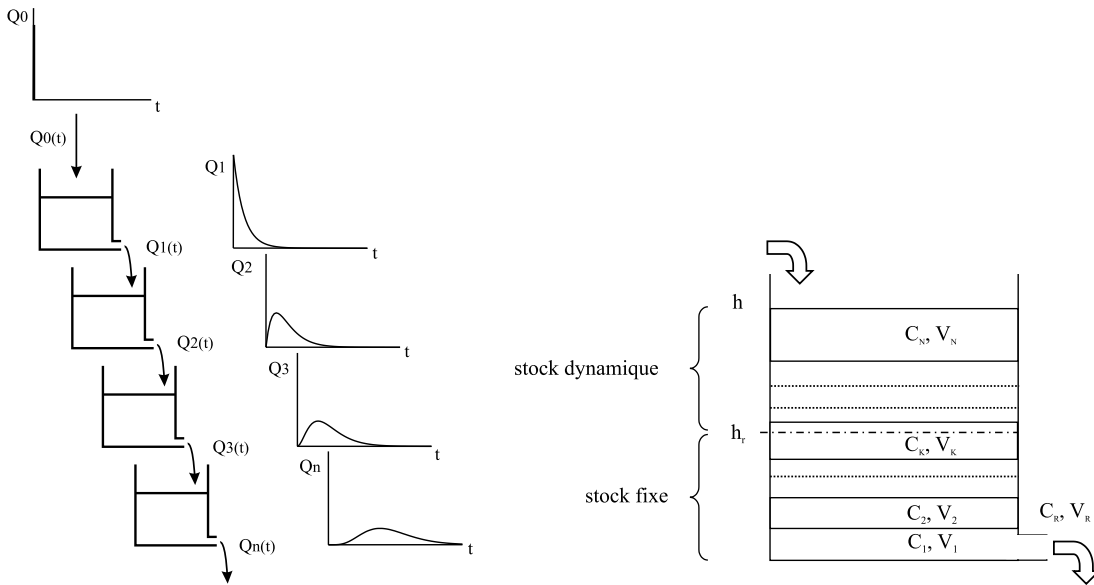


Figure 6: a) Principe du modèle à réservoirs en cascade de Nash. b) Capacité de stockage et effet piston au sein d'un réservoir.

Ce modèle dépend de deux paramètres :

1. le nombre N de réservoirs qui reflète l'épaisseur de la zone non saturée;

2. la constante de temps de vidange des réservoirs  $\tau$  qui caractérise la vitesse de percolation verticale de l'eau.

Ces paramètres doivent être précisés par ajustement du modèle, notamment au moyen des historiques piézométriques.

Le débit à l'instant  $t$ , à la sortie du Nième réservoir, résultant d'une recharge d'amplitude  $\Delta QI$ , appliquée au premier réservoir à l'instant  $t'$  (inférieur à  $t$ ), s'exprime par la formule :

$$Q_N(t) = \frac{\Delta QI(t')}{\tau \times (N-1)!} \times e^{-(t-t')/\tau} \times \left(\frac{t-t'}{\tau}\right)^{N-1}$$

En sortie de NONSAT, nous disposons des lames infiltrées parvenant à la nappe après prise en compte du retard lors du transfert dans la zone non saturée.

### 3.3.2. Le transport

Le transport d'une espèce chimique par convection-dispersion, suivant la direction verticale  $z$ , est classiquement représenté par l'équation suivante (Lunn et al. 1996):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta c) = \frac{\partial}{\partial z}(\theta D \frac{\partial c}{\partial z}) - \frac{\partial}{\partial z}(Vc)$$

avec

$c$  : concentration en soluté

$\theta$  : teneur en eau

$D$  : coefficient de dispersion

$V$  : vitesse de Darcy

L'approche de type mécaniste, utilisée par les modèles SHE (Abbott et al. 1986a; Abbott et al. 1986b), DAISY (Styczen et Storm 1993) et ANSWERS (Bouraoui et al. 1997), qui consiste à appliquer cette équation à une échelle mégascopique présente certaines limitations (Vauclin 1994). D'abord, l'acquisition des données, telles que la teneur en eau, à une échelle régionale semble difficile, voire impossible. Ensuite, la variabilité des propriétés hydrodynamiques des sols conduit à douter de la valeur prédictive des modèles mécanistes, fondés sur l'hypothèse d'unicité des relations vitesse de pore-teneur en eau-coefficient de dispersion.

Ces observations ont poussé (Gomez 2002) à modifier le module NONSAT en y introduisant une modélisation, non pas mécaniste, mais conceptuelle du transport. La zone non saturée est modélisée par une succession de réservoirs qui se déversent les uns dans les autres suivant une loi exponentielle. Pour lui permettre de représenter le transport de matières non réactives à travers la zone non saturée, deux processus ont été introduits dans NONSAT : un effet piston et une capacité de stockage.

**Effet piston** L'effet piston correspond à une stratification au sein de chaque réservoir. Une lame d'eau, introduite dans le premier réservoir de la cascade de Nash au temps  $t$ , est considérée comme uniformément mélangée. A cette couche correspondent une hauteur et une concentration. Lors de la vidange du premier réservoir de la cascade de Nash dans le second, un certain nombre de couches vont être prélevées entièrement (c'est à dire toute la hauteur de la couche) ou non. La hauteur et

la concentration moyenne de la lame d'eau, déversée du premier réservoir vers le second, sont alors recalculées. Ainsi, le second réservoir, stratifié lui aussi, reçoit, à chaque pas de temps, une lame d'eau dont la concentration est uniforme. A l'issue de la vidange, le nombre de lames d'eau présentes dans le premier réservoir est diminué du nombre de lames entières qui ont participées à la vidange. Le processus est le même dans toute la cascade de Nash. Le fait de mélanger uniformément le volume d'eau transféré d'un réservoir vers l'autre introduit une dispersion numérique. Conceptuellement, cette dispersion numérique traduit la dispersion naturelle caractérisant un écoulement dans un milieu poreux.

La formalisation de cette vidange laisse apparaître deux cas de figure:

- si le volume vidangé ( $V_r$ ) est inférieur ou égal au volume de la lame d'eau à la base du réservoir ( $V_1$ ), la concentration  $C_r$  de  $V_r$  est égale à la concentration  $C_1$  de  $V_1$ ;
- si le volume vidangé ( $V_r$ ) est supérieur au volume de la lame d'eau à la base du réservoir ( $V_1$ ), la concentration  $C_r$  est calculée de la manière suivante :

$$C_r = \frac{\sum_{i=1}^{i=nl} C_i V_i}{V_r}$$

avec

$C_r$  : concentration du volume vidangé

$V_r$  : volume vidangé

$nl$  : nombre de lames  $i$  impliquées dans la vidange

$C_i$  : concentration de chaque lame  $i$

$V_i$  : volume de chaque lame  $i$  participant à la vidange

(avec  $V_i = \min(V_r - \sum_{j=1}^{j=nl-1} V_j, V_i)$  et  $\sum_{i=1}^{i=nl} V_i = V_r$ )

**Prise en compte de la capacité de rétention du sol** Le stock total d'eau dans le sol comprend une partie dynamique et une partie fixe, qui ne participe pas à l'écoulement, mais qui contribue au stockage des éléments en solution. La représentation du transport dans la zone non saturée doit donc tenir compte de la capacité de stockage  $hr$  de la zone non saturée. Ce paramètre, affecté à chacun des réservoirs, est ajusté par l'opérateur de manière à reproduire le déphasage observé entre la concentration à l'entrée et à la sortie de la zone non saturée (figure 6b).

En début de simulation, le niveau des réservoirs est fixé à  $hr$ , de cette manière, l'écoulement reste bien dépendant du stock dynamique. Le volume vidangé  $V_r$  est donc calculé par la formule suivante :

$$V_r = (h - hr) \times e^{\frac{t-t'}{\tau}}$$

avec

$h$  : volume d'eau dans le réservoir

$hr$  : capacité de stockage

$\tau$  : constante de temps de vidange

$t - t'$  : pas de temps

### 3.4. Le transfert dans la zone saturée - modèle NEWSAM

Le modèle newsam a été conçu et mis au point au Centre d'Informatique Géologique de l'École des Mines de Paris pour simuler numériquement, par la méthode des différences finies, les transports d'eau et de masse dans les aquifères multicouches à l'échelle régionale (Ledoux 1975; Levassor et Ledoux 1996).

#### 3.4.1. L'hydrodynamique

La simulation des écoulements d'eau est basée sur l'intégration numérique de l'équation de diffusivité régissant les écoulements en milieu poreux. La schématisation multicouche adoptée distingue des niveaux dits aquifères, sub-horizontaux, sièges d'écoulements en nappe, et des niveaux dits semi-perméables, qui séparent les aquifères, et où les circulations sont faibles. Même si les vitesses d'écoulement y sont faibles, les semi-perméables peuvent assurer des transferts notables entre les aquifères à l'échelle régionale. Le modèle de transfert souterrain considère que les écoulements sont bidimensionnels dans les aquifères, et monodimensionnels subverticaux dans les semi-perméables. Les équations de diffusivité formalisent ces phénomènes :

$$\text{div}(\vec{T} \vec{\text{grad}} h) = S \frac{\partial h}{\partial t} + q + q_{sup} + q_{inf}$$

avec :

$h$  : charge hydraulique

$\vec{T}$  : tenseur de transmissivité

$S$  : coefficient d'emménagement

$q$  : débit prélevé ou injecté par unité de surface

$q_{sup}$  et  $q_{inf}$  : débits échangés à travers les semi-perméables supérieurs et inférieurs.

$$q_{sup} = \frac{K_{sup}}{l_{sup}} (h - h_{sup})$$

et

$$q_{inf} = \frac{K_{inf}}{l_{inf}} (h - h_{inf})$$

où  $K$  et  $l$  sont la perméabilité verticale et l'épaisseur du semi-perméable considéré.

Les équations de diffusivités sont résolues numériquement suivant la méthode des différences finies. La discrétisation des équations a pour objectif de remplacer le problème de la recherche d'une fonction continue, charge hydraulique  $h(x,y,t)$ , par celui de la recherche d'un nombre fini de fonctions du temps  $H_i$  représentant la valeur moyenne de la charge sur chacune des mailles. L'application de la méthode des différences finies conduit à l'équation suivante, valable pour chaque maille  $i$  :

$$\sum_{j=1}^{nvois} T_{ij} (H_i(t') - H_j(t')) = a_i^2 S_i \frac{H_i(t + \Delta t) - H_i(t)}{\Delta t} + q_i(t')$$

avec  $a_i$  la surface de la maille  $i$ ,  $S_i$  le coefficient d'emmagasinement de la maille  $i$ ,  $nvois$  le nombre de mailles  $j$  en relation avec la maille  $i$  et  $T_{ij}$  la transmissivité de passage définie par la moyenne harmonique des transmissivités des mailles  $i$  et  $j$ .

Si la maille  $i$  est en relation avec une rivière, un terme de transfert supplémentaire,  $Tp_i(H_i(t') - H_0)$ , apparaît dans le membre droit de cette équation.  $Tp$  est un coefficient de transfert nappe-rivière qui reflète l'état de colmatage du lit de la rivière.  $H_0$  est la cote de la rivière.

Le calcul de la charge hydraulique à  $(t + \Delta t)$  est fait de manière explicite ( $t' = t$ ) ou implicite ( $t' = t + \Delta t$ ) en fonction du rapport entre le pas de temps de calcul  $\Delta t$  et le pas de temps critique  $\Delta tc$ , qui caractérise la rapidité de réponse de la nappe, défini par :

$$\Delta tc = \min_{1 \rightarrow n} \left( \frac{a_i^2 S_i}{\sum_{j=1}^{nvois} (T_{ij} (+Tp_i))} \right)$$

Si  $\Delta t > \Delta tc$ , l'approximation explicite devient instable (de Marsily 1994), on utilise alors l'approximation implicite.

A chaque pas de temps, la résolution de ces équations fournit la charge hydraulique en tout point du domaine souterrain.

### 3.4.2. le transport

L'approche la plus usuelle pour représenter le transport d'un soluté conservatif en milieu poreux est basée sur un modèle hydrodispersif qui considère un transfert convectif et dispersif (Bear 1972) :

$$div(\bar{D} \overrightarrow{grad} C - C \vec{V}) = \omega \frac{\partial C}{\partial t} + Q$$

avec

$C$  : concentration en soluté

$\vec{V}$  : vitesse de Darcy

$\omega$  : porosité cinématique

$\bar{D}$  : tenseur de dispersion, pouvant être lié au tenseur de dispersivité  $\alpha$  par  $\bar{D} = \omega d + \bar{\alpha} |V|$ ,  $d$  étant le coefficient de diffusivité moléculaire en milieu poreux.

$Q$  : terme source rendant compte des phénomènes physiques, géochimiques et radiologiques affectant les éléments transportés.

Si cette approche hydrodispersive semble bien adaptée à l'interprétation des expériences en colonne au laboratoire et, à un moindre degré, à celle des essais de traçage à l'échelle locale, elle souffre cependant de difficultés quant à son application à l'échelle régionale. On observe en effet que la valeur de la dispersivité, paramètre considéré habituellement comme intrinsèque du milieu, augmente avec la distance (ou le temps) de parcours (Lalleman-Barres et Peaudecerf 1978). Ainsi, les valeurs de ces paramètres avec les essais de traçage in situ sont de quelques ordres de grandeurs supérieurs à celles obtenues avec les expériences en colonne au laboratoire. Les études théoriques basées sur l'analyse stochastique indiquent que le phénomène de dispersion peut très bien ne pas obéir à la loi de Fick, et que, selon les conditions d'hétérogénéité du milieu, il peut exister ou non un régime asymptotique de dispersion caractérisé par une valeur limite de la dispersivité. Cependant, même dans le cas où ce régime asymptotique existe, la distance de parcours atteint plusieurs centaines de mètres (Matheron



et de Marsily 1980). Malheureusement, à une telle échelle, on ne dispose presque jamais de résultats expérimentaux. Le choix a donc été fait, dans NEWSAM, pour un traceur conservatif, de ne prendre en compte que les phénomènes d'advection. Ainsi, pour un écoulement bidimensionnel le programme résout l'équation suivante :

$$\frac{\partial}{\partial x}(-\vec{V}_x C) + \frac{\partial}{\partial y}(-\vec{V}_y C) = \omega_c \frac{\partial C}{\partial t}$$

Cette équation fait intervenir des flux d'eau entre couches et aux limites qui ont été préalablement déterminés lors du calcul de l'hydrodynamique. L'équation de transfert est résolue par la méthode numérique des différences finies (Levassor et Ledoux 1996). Cette méthode peut introduire de la dispersion numérique. Cependant, nous ne chercherons pas à estimer cette dispersion dans la mesure où l'on traite de pollutions diffuses dont les processus de transfert dans le milieu naturel sont mal connus. De plus, on ne s'intéresse pas à la description de la progression des fronts de pollution, mais à l'envahissement de grandes masses d'eau par un polluant d'origine diffuse.

### **3.5. Le transfert en rivière - modèle PROSE**

#### **3.5.1. Architecture du modèle**

Le logiciel PROSE (Even 1995; Even et al. 1998; Poulin et al. 1998), développé à l'ENSMF dans le cadre du PIREN SEINE, permet une analyse fine du comportement de systèmes aquatiques en réponse à diverses actions anthropiques. Il permet de simuler l'impact de tout type de pollutions, ponctuelles ou diffuses, sur une large gamme de systèmes aquatiques. Les pollutions prises en compte peuvent être des apports permanents, comme par exemple les rejets de station d'épuration, ou des apports transitoires, tels que les rejets urbains de temps de pluie (Even et al. 2003). Pour répondre à ces objectifs, des choix conceptuels ont été réalisés dans le but de pouvoir représenter, pour des échelles spatio-temporelles fines, les impacts avec une bonne précision.

Le logiciel comprend (Figure 7) :

- un module hydraulique basé sur la résolution monodimensionnelle des équations de SAINT-VENANT. Ce calcul permet de représenter les contraintes physiques (vitesses, hauteur d'eau, section mouillée) en chaque point du système à l'aide d'une information réduite et disponible (débit amont, débits des apports, contraintes aux barrages, bathymétrie) ;
- un module de transport représentant la convection et les processus de dispersion. Plusieurs schémas numériques ont été implantés pour pouvoir traiter différentes problématiques (pollutions accidentelles présentant des fronts de pollution abrupts et nécessitant un traitement numérique fin, pollutions chroniques présentant des variations sur de longues périodes et pouvant être traitées plus simplement) ;
- un module de réactions entre les constituants fondé sur le schéma conceptuel de RIVE. Ce modèle a été adopté dans le cadre d'une concertation avec les autres équipes du PIREN SEINE. Ce module étant assez complexe, il fera l'objet de la section 3.6.

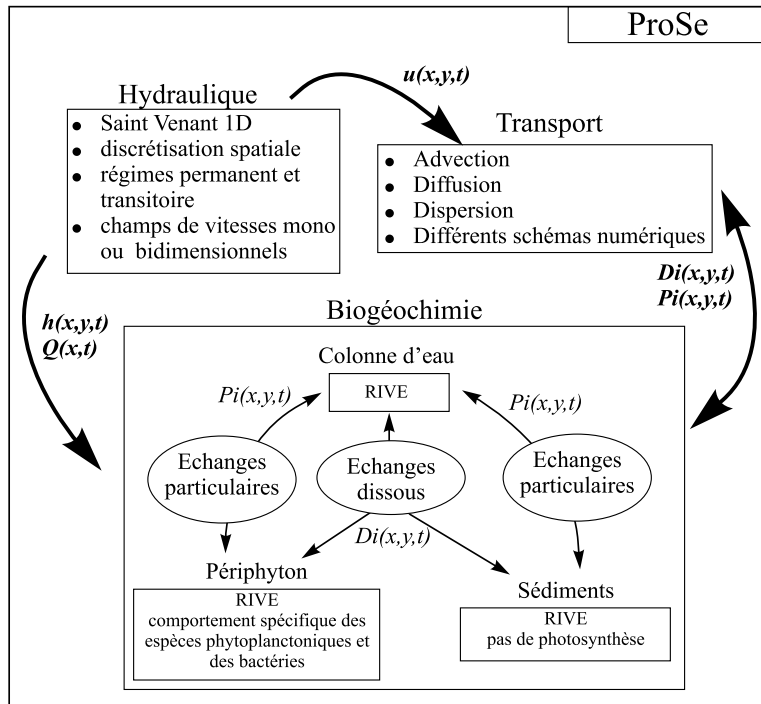


Figure 7: Schéma conceptuel simplifié de PROSE ;  $h$  est la hauteur d'eau,  $u$  la vitesse,  $Q$  le débit,  $Di$  et  $Pi$  représentent les phases dissoutes et particulaires de la variable  $i$ .

### 3.5.2. Le module hydraulique

#### Notations utilisées

$h$	Hauteur d'eau	[L]
$q$	Débit latéral d'apport (ou prélèvement) linéique	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$v$	Composante longitudinale de la vitesse en un point de la section transversale	[LT <sup>-1</sup> ]
$z$	Cote de la surface libre	[L]
$J$	Pente de frottement	[sans dimension]
$Q$	Débit	[L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup> ]
$R_H$	Rayon hydraulique, $R_H = \frac{S}{P_m}$	[L]
$S$	Surface mouillée d'une section transversale	[L <sup>2</sup> ]
$U$	Vitesse moyenne de l'eau	[LT <sup>-1</sup> ]
$\beta$	Fonction de la répartition des vitesses dans la section transversale	[sans dimension]
$g$	Accélération due à la pesanteur	[LT <sup>-2</sup> ]
$K_S$	Coefficient de STRICKLER	[L <sup>1/3</sup> T <sup>-1</sup> ]

**Schématisme de la rivière** Du point de vue de PROSE, la rivière est mono-dimensionnelle et est caractérisée par les éléments suivants (Figure 8) :

- **les points singuliers** : seuils, diffuences (point de séparation des débits au droit d'une île) ou confluences, tout point de changement important de la morphologie du lit comme des seuils naturel, ou des changements dans les caractéristiques du lit avec le passage d'une zone naturelle

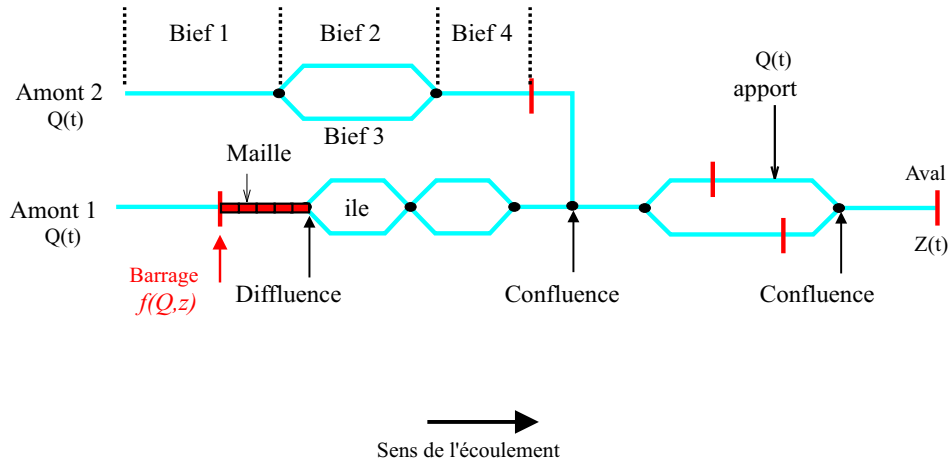


Figure 8: Schématisation d'un cours d'eau. Notions et notations adoptées.

à un secteur aménagé, ...

- **les biefs** qui sont des parties de rivières délimitées par deux points singuliers et où les équations de SAINT-VENANT sont considérées comme valides,
- **les tronçons ou mailles** de calcul, correspondant aux subdivisions de bief.

**Les équations de SAINT - VENANT** Les bilans de masse et de quantité de mouvement sous les hypothèses suivantes (Yen 1973; Hug 1975) :

1. L'écoulement est filaire : les variables déterminant l'écoulement (vitesse, débit, hauteur d'eau...) sont uniformes dans toute section transversale. Cette hypothèse implique

$$Q = US$$

2. L'écoulement est *quasi* horizontal. L'angle que forme le fond de la rivière avec l'axe des  $x$  est faible ( $\cos \delta \approx 1$ );
3. La courbure des lignes de courant est faible. Les forces centrifuges sont négligeables et la répartition des pressions est hydrostatique dans toute section droite de la rivière;
4. La masse volumique de l'eau est constante;

permettent d'établir, en volume fini, un système de deux équations, dites équations de SAINT-VENANT (Hug 1975; Cunge 1987), couramment utilisées en hydraulique fluviale :

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (2)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{Q^2}{S} \right) + gS \frac{\partial z}{\partial x} = -gSJ + \varepsilon QU \quad (3)$$

$$\varepsilon = \begin{cases} 1, & \text{pour un prélèvement d'eau à la même vitesse que l'écoulement,} \\ 0, & \text{pour un apport transversal} \end{cases}$$

L'équation 2 exprime la conservation de la masse, tandis que l'équation 3 exprime la conservation de la quantité de mouvement.

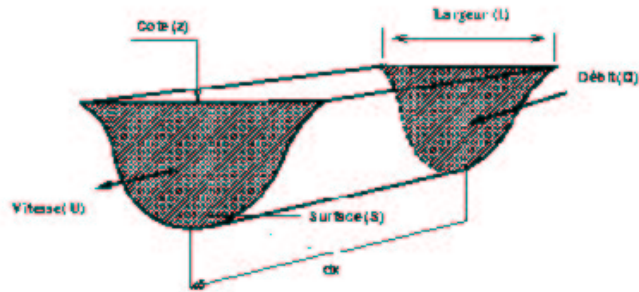


Figure 9: Variables associées à une section mouillée de cours d'eau.

Les variables décrivant l'écoulement (débit  $Q$ , vitesse  $u$ , surface mouillée  $S$  et hauteur d'eau  $z$ ) sont des fonctions de l'abscisse curviligne  $x$  et du temps  $t$ . L'écoulement de la rivière est caractérisé par deux variables  $Q$  ou  $u$  et  $z$  ou  $S$ , connues en tout point de la rivière et à chaque instant.

L'équation de conservation de la masse traduit le fait que la variation de la masse à l'intérieur d'un volume de section transversale  $S$  et d'épaisseur  $\Delta x$  est égale au bilan des flux massiques entrant et sortant.

L'équation relative à la quantité de mouvement, ou équation dynamique, est établie à partir du théorème de la conservation de la quantité de mouvement, à savoir que la variation de la quantité de mouvement dans un volume est égale à la somme des forces extérieures s'exerçant sur ce volume. Les forces extérieures sont la gravité, la pression et le frottement. Plusieurs termes apparaissent dans l'équation 3 :

$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(\frac{Q^2}{S})$  **représentent les termes d'inertie** et correspondent aux termes d'accélération :

- $\frac{\partial Q}{\partial t}$ , **l'inertie temporelle**, apparaît si des variations sont imposées aux variables débit ou cote;
- $\frac{\partial}{\partial x}(\frac{Q^2}{S})$ , **l'accélération convective**, est due aux variations de section. Ce terme correspond à l'intégrale suivante (Boussinesq, 1877) cité dans (Xia et Yen 1994) :

$$\int_S v^2 d\sigma = \beta S U^2$$

Dans PROSE, on pose  $\beta = 1$  ce qui sous entend que le régime est uniforme. Cependant, l'erreur, sur les débits et hauteurs d'eau, liée à cette approximation reste souvent inférieure à 1% (Xia et Yen 1994).

$gS \frac{\partial z}{\partial x}$  **est le terme de pression**. Dans les approximations de SAINT-VENANT, la pression est supposée hydrostatique.

$gSJ$  correspond au terme de frottement sur le fond et les rives.  $J$  est la pente de frottement qui est définie, sous l'hypothèse d'un régime uniforme, par la formulation de MANNING-STRICKLER :

$$J = \frac{Q^2}{K_S^2 S^2 R_H^{\frac{4}{3}}} \quad (4)$$

En pratique, le paramètre  $K_S$ , qui doit être calé, varie entre 5 (écoulements rugueux) et 70 (écoulements lisses) (Lencastre 1966).

**Schéma numérique de PREISSMANN** Le domaine spatio-temporel dans lequel on travaille est discrétisé dans les deux dimensions (temps et espace).  $\Delta t$  est le pas de temps. Il peut varier au cours de la simulation. Deux points de calcul sont séparés par un pas d'espace  $\Delta x$ .

On cherche à exprimer la valeur des fonctions recherchées en chaque point spatial de définition de la rivière  $x_i$ , pour les différents instants  $t^n$ . La valeur de la fonction  $f$  au nœud  $i$ , à l'instant  $t^n$  est notée  $f_i^n$ . Les dérivées partielles sont approchées avec différents degrés de précision, en utilisant les développements de Taylor autour des nœuds  $i$  considérés. L'état de la rivière étant connu à l'instant  $t^n$ , on cherche à le connaître au temps  $t^{n+1}$ . Ceci est possible grâce aux dérivées temporelles intervenant dans les équations de SAINT-VENANT.

Le schéma numérique adopté pour la résolution des équations de SAINT-VENANT a été développé par PREISSMANN (Cunge 1987). C'est un schéma implicite aux différences finies, à quatre points.

$$\frac{\partial f}{\partial x} \simeq \theta \left( \frac{f_{i+1}^{n+1} - f_i^{n+1}}{\Delta x} \right) + (1 - \theta) \left( \frac{f_{i+1}^n - f_i^n}{\Delta x} \right) \quad (5)$$

$$\frac{\partial f}{\partial t} \simeq \alpha \left( \frac{f_{i+1}^{n+1} - f_{i+1}^n}{\Delta t} \right) + (1 - \alpha) \left( \frac{f_i^{n+1} - f_i^n}{\Delta t} \right) \quad (6)$$

$$f \simeq \theta (\alpha f_{i+1}^{n+1} + (1 - \alpha) f_i^{n+1}) + (1 - \theta) (\alpha f_{i+1}^n + (1 - \alpha) f_i^n) \quad (7)$$

$$(8)$$

$$\theta = \begin{cases} 0, & \text{schéma explicite ;} \\ 1, & \text{schéma implicite pur ;} \\ 0.5, & \text{schéma du second ordre ;} \\ > 0.5, & \text{schéma du premier ordre.} \end{cases}$$

où la fonction  $f$  et ses dérivées sont considérés au point  $x_i + \alpha \Delta x$  et au temps  $t + \theta \Delta t$ .

Le schéma de PREISSMANN est un schéma fréquemment utilisé car il offre une grande souplesse dans le choix des pas de temps et d'espace.

Un schéma est stable si toute erreur quelqu'en soit l'origine (troncature, arrondi...) ne tend pas à croître à chaque pas de temps au cours de la simulation. Une étude de stabilité, ne faisant intervenir que les termes linéaires des équations, conduit au résultat que pour  $\alpha$  égal à 0,5,  $\theta$  doit être compris entre 0,5 et 1 (Cunge et al. 1980). Une condition de stabilité identique est obtenue par LYN, en prenant en compte les termes de l'accélération convective (Lyn 1987). Les pas d'espace et de temps interviennent peu dans les conditions de stabilité (Even 1995). En théorie, ils peuvent être fixés avec d'autres considérations : le pas de temps doit être adapté en fonction du phénomène physique modélisé (échelle de temps d'un hydrogramme ou des données disponibles). Le temps de calcul peut ainsi être réduit. Le schéma ne fait intervenir que la distance entre deux nœuds, aussi le pas d'espace peut varier

d'une maille à l'autre. Cette particularité permet de décrire plus finement certaines zones du domaine modélisé.

**Méthode de résolution** Les deux variables retenues dans les équations de SAINT-VENANT sont le débit  $Q$  et la cote du plan d'eau  $z$ .

La résolution des équations à l'aide du schéma de PREISSMANN reprend les calculs effectués par Jean-Marie MOUCHEL (Mouchel 1989). En substituant les formulations du schéma de PREISSMANN dans le système de SAINT-VENANT et après linéarisation on obtient le système suivant :

$$A_i \Delta Q_i + B_i \Delta z_i + C_i \Delta Q_{i+1} + D_i \Delta z_{i+1} = \alpha_i \quad (9)$$

$$E_i \Delta Q_i + F_i \Delta z_i + G_i \Delta Q_{i+1} + H_i \Delta z_{i+1} = \beta_i \quad (10)$$

où les coefficients de  $\Delta z_i, \Delta Q_i, \Delta z_{i+1}, \Delta Q_{i+1}$  représentent les variations temporelles de  $z$  et de  $Q$  aux nœuds  $i$  et  $i + 1$ .

Un bief de  $N$  mailles compte  $2N$  inconnues. L'ensemble des équations 9 et 10 fournit  $(2N - 2)$  équations. Les équations complémentaires, pour résoudre le système global, sont les conditions aux limites (conservation des débits et des charges aux diffluences, confluences, lois hydrauliques de franchissement d'ouvrages).

La méthode de résolution du système est semi-directe (Even 1995) :

1. A l'intérieur de chaque bief le système est réduit à 2 équations faisant intervenir les variables amont et aval du bief (Even 1995).
2. On résout le système matriciel réduit de l'ensemble du domaine modélisé sur la base d'une factorisation LU.
3. Une résolution directe est utilisée pour calculer les valeurs de  $Q$  et de  $z$  en toute maille intermédiaire.

### 3.5.3. Le transport

#### Notations utilisées

$C$	Concentration du constituant considéré	$[\text{ML}^{-3}]$
$F$	Flux de matière	$[\text{MT}^{-1}]$
$M$	Masse de constituant	$[\text{M}]$
$Q$	Débit	$[\text{L}^3\text{T}^{-1}]$
$R$	Bilan des réactions bio-chimiques	$[\text{MT}^{-1}]$
$S$	Section mouillée	$[\text{L}^2]$
$U$	Vitesse moyenne de l'eau	$[\text{LT}^{-1}]$
$D$	Coefficient de dispersion	$[\text{L}^2\text{T}^{-1}]$

**Formalisation du problème** Une fois connues les caractéristiques hydrodynamiques de l'écoulement, il est possible de représenter l'évolution de composés biochimiques dans le milieu. Cette évolution est régie par des phénomènes de transport et par des réactions biogéochimiques. L'advection correspond au transport d'un constituant, dissous ou particulaire, à la vitesse moyenne de l'eau. Simultanément ce constituant subit des processus de mélange, c'est la dispersion. De plus, au même moment, des

réactions biogéochimiques contribuent à la production ou à la consommation de ce constituant. La loi, monodimensionnelle, de conservation de la masse d'un constituant, dissous ou en suspension dans la rivière, traduit l'ensemble de ces processus :

$$\frac{\partial M}{\partial t} = -\frac{\partial F}{\partial x} + R \quad (11)$$

La description des réactions biogéochimiques fera l'objet du paragraphe 3.6..

**L'advection** Le flux advectif traduit le transport du constituant à la vitesse moyenne de l'eau.

$$F_{adv} = USC = QC \quad (12)$$

L'équation, représentant l'advection pure sous sa forme conservative, est résolue dans PROSE :

$$\frac{\partial(SC)}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = 0 \quad (13)$$

$SC\Delta x$  représente la quantité de matière dans le volume considéré,  $QC$  le flux advectif.

Même si plusieurs méthodes de résolution de cette équation sont programmées dans PROSE (schéma décentré amont, schéma de Bott, équations aux caractéristiques), nous avons choisi d'utiliser la méthode classique aux différences finies.

La condition de stabilité de ce schéma est que le nombre de COURANT soit inférieur à 1.

**La dispersion** Le flux dispersif reprend l'ensemble des phénomènes participant au mélange des particules :

- la diffusion moléculaire,
- le mélange par turbulence,
- la dispersion par convection différentielle.

Pour la dispersion longitudinale, seul le troisième terme est prépondérant (Even 1995). La diffusion moléculaire est souvent négligeable par rapport aux deux autres processus. Pour pouvoir parler de dispersion longitudinale, l'hypothèse d'homogénéité transversale et verticale doit être réalisée. Dans la réalité, ceci n'est vrai qu'au bout d'un certain temps qui correspond à la distance de mélange. Dans le champ proche d'un rejet, une représentation bidimensionnelle plus complexe doit être mise en œuvre. Passée cette zone, les processus de mélange dans le cours d'eau peuvent être représentés par un formalisme connu et simple, la loi de FICK, qui traduit le déplacement des particules en fonction des gradients de concentration (Fischer et al. 1979) :

$$F_{disp} = -(DS)\frac{\partial C}{\partial x} \quad (14)$$

L'équation de dispersion est la suivante

$$\frac{\partial(SC)}{\partial t} = -\frac{\partial(D\frac{\partial SC}{\partial x})}{\partial x}$$

$SC$  est relatif à la quantité de matière dans le volume considéré,  $-DS \frac{\partial C}{\partial x}$  est le flux dispersif.  $D$  est indépendant du temps.

Une résolution semi-implicite avec un schéma aux différences finies est envisagée (CRANK-NICHOLSON). Seuls les flux sortant d'une maille sont exprimés. Cette méthode de résolution n'implique aucune condition de stabilité.

**Résolution de l'équation de transport** Dans prose, la résolution de l'équation de transport est résolue en deux étapes à l'intérieur de chaque boucle temporelle :

- L'équation d'advection fournit des solutions intermédiaires,  $C_i^*$ , issues de l'advection pure.
- L'équation de dispersion utilise les concentrations  $C_i^*$  comme concentrations connues.

Les solutions sont alors les concentrations, à la fin du pas de temps, après advection-dispersion.

### 3.6. La biogéochimie en rivière - adaptation du modèle RIVE

#### 3.6.1. Les Notations utilisées

##### Les variables biologiques

$F$	Biomasse des macromolécules fonctionnelles (protéines) du phytoplancton	$[ML^{-3}]$
$HB$	Biomasse totale des bactéries hétérotrophes	$[ML^{-3}]$
$I(z)$	Rayonnement photosynthétique actif à la profondeur $z$	$[\mu E L^{-2} T^{-1}]$
$I_0$	Rayonnement photosynthétique actif à la surface	$[\mu E L^{-2} T^{-1}]$
$M$	Biomasse des précurseurs ou métabolites du phytoplancton	$[ML^{-3}]$
$MOD$	Matière organique dissoute	$[ML^{-3}]$
$MOP$	Matière organique particulaire	$[ML^{-3}]$
$N$	Concentration totale en azote consommable par les algues	$[ML^{-3}]$
$NB$	Biomasse des bactéries nitrifiantes	$[ML^{-3}]$
$NH_4^+$	Concentration en ammoniacque	$[ML^{-3}]$
$NO_3^-$	Concentration en nitrates	$[ML^{-3}]$
$O_2^-$	Concentration en oxygène dissous	$[ML^{-3}]$
$[O_2]^{sat}$	Concentration d'oxygène à saturation	$[ML^{-1}]$
$P_{cons}$	Phosphore total consommable par les algues	$[ML^{-3}]$
$PO_4^{3-}$	Concentration en orthophosphates	$[ML^{-3}]$
$PP$	Biomasse totale des producteurs primaires	$[ML^{-3}]$
$R$	Biomasse des produits de réserves (gucides, lipides) du phytoplancton	$[ML^{-3}]$
$S$	Substrats directs issus de l'hydrolyse exoenzymatique par les bactéries hétérotrophes	$[ML^{-3}]$
$T$	Température de l'eau	$[^{\circ}C]$

##### Les paramètres biologiques



$\alpha^{**}$	Capacité photosynthétique	$[L^2 \mu E^{-1}]$
$\beta^{**}$	Capacité de photoinhibition	$[L^2 \mu E^{-1}]$
$\gamma$	Masse volumique du sédiment	$[ML^{-3}]$
$\delta$	Fraction d'ammoniaque transformée en nitrates dans les sédiments	[sans dimension]
$\epsilon_p$	Fraction de la biomasse autochtone recyclée en matière organique particulaire c	[sans dimension]
$\epsilon_d$	Fraction de la biomasse autochtone recyclée en matière organique dissoute	[sans dimension]
$\eta$	Coefficient d'extinction lumineuse	$[L^{-1}]$
$\eta_{base}$	Terme de base de l'extinction lumineuse	$[L^{-1}]$
$\eta_{mes}$	Terme de l'extinction lumineuse fonction des MES	$[L^2 M^{-1}]$
$\eta_{chla}$	Terme de l'extinction lumineuse fonction de la biomasse phytoplanctonique	$[L^2 M^{-1}]$
$\mu^*$	Taux de croissance	$[T^{-1}]$
$\mu_{max}^*$	Taux de croissance maximal	$[T^{-1}]$
$\tau$	Coefficient stœchiométrique de consommation d'oxygène par respiration	$[MM^{-1}]$
$h$	Profondeur de la colonne d'eau	[L]
$k_C^*$	Vitesse de transformation de la matière organique particulaire en dissous	$[T^{-1}]$
$k_D$	Taux de disparition total	$[T^{-1}]$
$q$	Débit par unité de largeur	$[L^2 T^{-1}]$
$C_R^*$	Taux de catabolyse des produits de réserve	$[T^{-1}]$
$D$	Coefficient de diffusion moléculaire	$[L^2 T^{-1}]$
$E_{cte}$	Taux d'excrétion de base	$[T^{-1}]$
$E_{phot}$	Constante d'excrétion liée à la photosynthèse	[sans dimension]
$HY$	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	$[T^{-1}]$
$K_{denit}$	Vitesse de dénitrification	$[T^{-1}]$
$K_H$	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de la matière organique dissoute	$[ML^{-3}]$
$K_N$	Constante de demi-saturation vis à vis de l'azote consommable par les <i>PP</i>	$[ML^{-3}]$
$K_{NH_4}$	Constante de demi-saturation vis à vis de l'ammoniaque 1) pour la nitrification 2) pour l'utilisation préférentielle de l'ammoniaque par le phytoplancton	$[ML^{-3}]$
$K_{O_2}$	Constante de demi-saturation vis à vis de l'oxygène	$[ML^{-3}]$
$K_P$	Constante de demi-saturation vis à vis du phosphore	$[mol-P L^{-3}]$
$K_{rea}$	Coefficient de réaération à l'interface air-eau	$[T^{-1}]$
$K_S$	Constante de demi-saturation vis à vis des petits métabolites (quota intracellulaire)	[sans dimension]

$K_{subs}$	Constante de demi-saturation pour le prélèvement des substrats directs par les bactéries	[ML <sup>-3</sup> ]
Mort*	Taux de mortalité	[T <sup>-1</sup> ]
$P(z)^*$	Taux de production photosynthétique à la profondeur $z$	[T <sup>-1</sup> ]
$P^*$	Taux de production photosynthétique total sur la colonne d'eau	[T <sup>-1</sup> ]
$P_{max}^*$	Taux de production photosynthétique maximal	[T <sup>-1</sup> ]
$pO_2$	Production d'oxygène par photosynthèse	[ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]
$p_{rel_{subs,max}}$	Taux de prélèvement maximal de substrat par les bactéries hétérotrophes	[ML <sup>-2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$Q_F$	Quota cellulaire des macromolécules fonctionnelles	[sans dimension]
$Q_R$	Quota cellulaire des produits de réserve	[sans dimension]
$Q_S$	Quota cellulaire des précurseurs	[sans dimension]
$R_{tot}$	Taux de respiration	[T <sup>-1</sup> ]
$R_M^*$	Taux de respiration lié à la survie de la cellule	[T <sup>-1</sup> ]
$R_\mu$	Constante de respiration liée à la dépense énergétique de croissance	[sans dimension]
$r_{NH_4}$	Consommation d'ammoniaque par nitrification	[ML <sup>-2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$r_{NO_3}$	Consommation de nitrates par dénitrification	[ML <sup>-2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$r_{O_2}$	Consommation d'oxygène par respiration	[ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]
$S_R^*$	Taux de synthèse des produits de réserve	[T <sup>-1</sup> ]
$S_{R,max}^*$	Taux de synthèse maximal des produits de réserve	[T <sup>-1</sup> ]
$V_{sed}$	Taux de sédimentation	[LT <sup>-1</sup> ] ou [T <sup>-1</sup> ]
$Y$	Rendement de croissance	[sans dimension]
$r_{\frac{C}{N}}$	Rapport ( $\frac{C}{N}$ ) dans la matière organique	[MM <sup>-1</sup> ]
$r_{\frac{C}{P}}$	Rapport ( $\frac{C}{P}$ ) dans la matière organique	[MM <sup>-1</sup> ]

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

La rivière est, d'un point de vue biogéochimique, divisée en trois compartiments : la colonne d'eau, les sédiments et le périphyton. Le jeu de variables est homogène dans tous les compartiments. Les processus modélisés, dans chaque compartiment, sont ceux représentés dans le modèle RIVE (Figure 10) (Billen et al. 1994; Garnier et al. 1995). Le modèle RIVE ne représentant que les processus de la colonne d'eau, des comportements spécifiques par couche ont été introduits, notamment pour les espèces algales (plus ou moins forte inhibition par la lumière) (Flipo et al. 2003).

Dans cette section, le modèle RIVE est présenté. Les différentes sous-sections expliquent les concepts du modèle et explicitent les constantes de calcul des tableaux 2, 3 et 4, présentés en Annexe 1.

### 3.6.2. Les producteurs primaires

La croissance des producteurs primaires suit la relation photosynthèse-irradiance suivante (Platt et al. 1977):

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

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

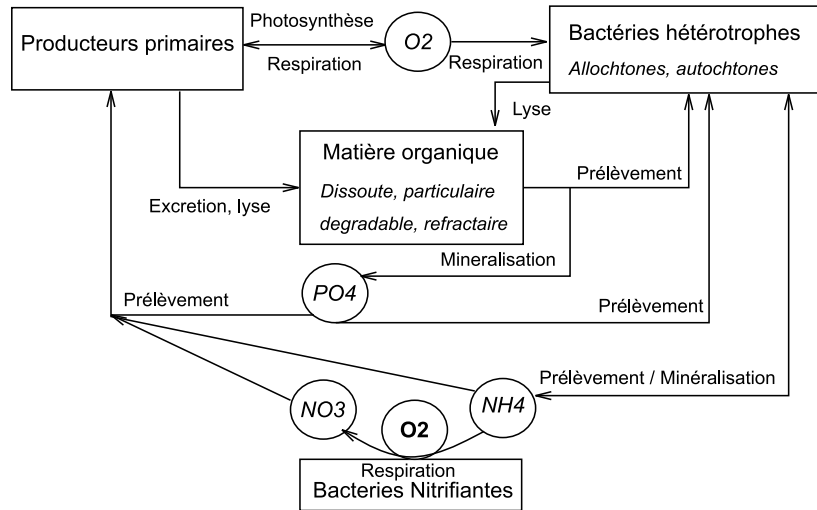


Figure 10: Schéma conceptuel simplifié de RIVE.

ombrage.  $I_0$  représente l'irradiance à la surface de l'eau pour les espèces de la colonne d'eau, ou l'irradiance au fond de la rivière ( $I(h)$ ) pour les espèces périphytiques.

Chaque couche (eau ou périphytique) est distribuée verticalement pour le calcul d'un taux de photosynthèse moyen sur l'épaisseur de la couche  $P_{moy} = \frac{1}{N} \sum_n P(z_n)$ , où  $N$  représente le nombre de sous-couches. On suppose que les producteurs primaires périphytiques ne sont pas photoinhibés lorsqu'ils sont attachés par contre ils le sont lorsqu'ils sont en dérive dans la colonne d'eau (Hill et Boston 1991).

Le comportement des producteurs primaires est représenté à l'aide du modèle AQUAPHY (Lancelot et al. 1991). 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 qui sont des 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 :

$$[PP]_p = [F]_p + [R]_p + [S]_p \quad (15)$$

Le Tableau 2 résume l'ensemble des équations régissant l'évolution des variables constitutives des producteurs primaires. Nous allons maintenant détailler certains paramètres des équations régissant l'évolution de ces producteurs primaires.

**Synthèse 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 :

$$S_R = S_{(R,\max)} \frac{[Q_S]}{[Q_S] + K_S} \quad (16)$$

**La 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:

$$\mu_{PP} = \mu_{\max} \left( \frac{[Q_S]}{[Q_S] + K_S} \right) \left( \frac{[N]}{[N] + K_N} \right) \left( \frac{[P_{cons}]}{[P_{cons}] + K_P} \right) \quad (17)$$

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

Le rapport de REDFIELD C:N:P = 106:16:1 (Redfield et al. 1963) est utilisé pour déterminer les éléments nutritifs présents dans la biomasse phytoplanctonique.

**Catabolyse de produits de réserve et respiration** 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.

La respiration, liée à cette catabolyse, comprend deux termes, l'un assurant la survie de la cellule, l'autre correspondant à une dépense énergétique de croissance :

$$R_{tot} = R_{cte} + R_{\mu\mu} \quad (18)$$

**La mortalité** Les termes de disparition autre que la sédimentation sont représentés sous la forme d'une cinétique du premier ordre traduisant la lyse (Jassby et Goldman 1974) d'origine virale (Cottrell et Suttle 1995) ou bactérienne (DePinto et Verhoff 1977) ou le broutage. Un terme de broutage proportionnel à la biomasse phytoplanctonique est adopté. Les flux de sédimentation sont corrélés à la biomasse phytoplanctonique.

$$k_D = \frac{V_{sed}}{h} + Mort \quad (19)$$

Les termes de disparition du phytoplancton s'appliquent à l'ensemble de la biomasse et sont répartis sur chacun des constituants  $F$ ,  $R$ ,  $S$  en fonction de leurs quotas respectifs  $Q_S$ ,  $Q_F$  et  $Q_R$ .

### 3.6.3. Les bactéries hétérotrophes et la matière organique morte

Dans PROSE, les phases, particulaire et dissoute, de la matière organique sont distinguées. De plus, les bactéries hétérotrophes consomment, une phase de la matière organique dissoute, appelée substrat, qui est issue de l'hydrolyse de la matière organique dissoute.

**La matière organique particulaire** La transformation de la matière organique particulaire dissoute est exprimée sous forme de cinétiques du premier ordre. Tous les termes de la classe particulaire sont soumis à la sédimentation. 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 (Somville et Billen 1983). Cette hydrolyse représente l'étape limitante de l'utilisation de la matière organique par les bactéries.

$$HY = -HY_{\max} \frac{[MOD]}{[MOD] + K_H} (\Sigma_b[HB]_b) \quad (20)$$

**Les substrats directs et la croissance des bactéries hétérotrophes.** Le stock des substrats directs est alimenté par l'hydrolyse de la matière organique dissoute et l'excrétion algale.

Ils constituent la fraction de matière organique dissoute directement assimilable par les bactéries. La croissance bactérienne est limitée par le stock de substrat :

$$\mu_{HB} = \mu_{(\max, HB)} \frac{[subs]}{[subs] + K_{subs}} \quad (21)$$

Le stock de substrat prélevé par la croissance des bactéries hétérotrophes est estimé à l'aide du rendement de la croissance bactérienne.

#### 3.6.4. Les bactéries nitrifiantes

L'activité des bactéries nitrifiantes est liée à la concentration en ammoniacque dans le milieu par une loi de MICHAELIS-MENTEN. La réaction est inhibée par des faibles concentrations en oxygène.

$$\mu_{NB} = \mu_{\max} \left( \frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}} \right) \left( \frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2}} \right) \quad (22)$$

**L'ammoniaque** Outre l'activité de nitrification, le prélèvement par le phytoplancton est également une source de transformation de l'ammoniaque dans le milieu. Une relation de MICHAELIS-MENTEN permet de rendre compte de l'utilisation préférentielle de l'ammoniaque par le phytoplancton. La dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes se traduit par une restitution de l'azote ammoniacal au milieu.

**Les nitrates** Les nitrates sont produits, d'une part, lors de la nitrification, et prélevés, d'autre part, par le phytoplancton lorsque la concentration en ammoniacque n'est plus suffisante. En cas d'anoxie, la dénitrification conduit à une élimination des nitrates du milieu sous forme de  $N_2$ . Le terme de dénitrification est calculé à partir d'un bilan sur l'oxygène :

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{si } O_2^n + \Delta O_2 > 0, \quad r_{NO_3} = 0 \\ \text{si } O_2^n + \Delta O_2 < 0, \quad r_{NH_4} = 0 \\ \quad \quad \quad \quad \quad r_{NO_3} = O_2 + \Delta O_2 \\ \quad \quad \quad \quad \quad O_2^{n+1} = 0 \end{array} \right.$$

$\Delta O_2$  représente la quantité d'oxygène dissous produit par photosynthèse et consommé par respiration hétérotrophe et autotrophe pendant le pas de temps de calcul. La première condition traduit le fait que l'oxygène produit au court du pas de temps et celui présent dans la colonne d'eau au début du pas de temps est suffisant pour assurer la demande en oxygène pour la respiration bactérienne. Il n'y a alors pas de dénitrification. Dans le second cas, la nitrification est inhibée et la quantité de nitrates consommée est égale à la quantité d'oxygène manquant pour assurer la dégradation de la matière organique.

**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 bactéries hétérotrophes prélèvent directement le phosphore sous forme minérale pour assurer leurs besoins de croissance (Cotner et Wetzel 1992).

**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 au barrage est introduit dans PROSE, ainsi qu'une diffusion à l'interface eau-air :

$$\frac{d[O_2]}{dt} = P_{(O_2,phy)} - r_{(O_2,phy)} - r_{(O_2,bact)} - r_{(O_2,bn)} + K([O_2]^{sat}(T) - [O_2]) + [O_2]_{barrage} \quad (23)$$

$$P_{(O_2,phy)} = \sum_p P_p[F]_p \quad (24)$$

$$r_{(O_2,phy)} = \tau_{phy} \sum_p R_p[F]_p \quad (25)$$

$$r_{(O_2,HB)} = \tau_{HB} \sum_b (1 - Y_b) \text{prel}_{(subs,b)}[HB]_b \quad (26)$$

$$r_{(O_2,NB)} = \tau_{NB} \sum_e \frac{\mu_e}{Y_e} [NB]_e \quad (27)$$

$[O_2]_{barrage}$  est un terme de réoxygénation au barrage et n'intervient que dans les mailles situées immédiatement en aval des ouvrages.

L'équation couramment adoptée pour la réaération à la surface est

$$\frac{\partial [O_2]}{\partial t}_{rea} = K_{rea}([O_2]^{sat}(T) - [O_2]) \quad (28)$$

La concentration en oxygène dissous à saturation est fonction de la température :

$$[O_2]^{\text{sat}}(T) = \frac{475}{33,5 + T} \quad (29)$$

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

La réoxygénation aux barrages s'exprime différemment suivant que l'écoulement est noyé ou dénoyé. PROSE prend en compte ces deux mécanismes en utilisant, la formulation de Holler en dénoyé, et de Avery et Novack en noyé (Even 1995).

**Résolution des équations biologiques** Les équations présentées dans les paragraphes précédents sont actuellement résolues avec une méthode explicite, à savoir que la concentration au temps  $n + 1$  est directement calculée à l'aide des concentrations au temps  $n$  :

$$\frac{\partial C^{n+1}}{\partial t} = \sum_j f(C_j^n) \quad (30)$$

où  $f(C)$  représente les équations biologiques, éventuellement non linéaires.

Une méthode utilisant la méthode de RUNGE-KUTTA est aussi disponible. C'est celle-ci que nous utiliserons. La résolution de l'équation générale d'advection-dispersion-biologie étant dans notre cas résolue de manière découplée, la concentration au temps  $n$  désigne en fait la concentration à l'issue du transport par advection et dispersion.

## 4. Gestion des échanges entre les différents modules de la chaîne de modélisation

### 4.1. Les échanges colonne d'eau-benthos

Des développements importants concernant le biofilm périphytique ont été implémentés dans PROSE (Flipo et al. 2003). Il a alors fallu redéfinir les échanges entre la colonne d'eau et les deux compartiments benthiques, sédiment et périphyton.

#### 4.1.1. Echanges de la phase dissoute

Les échanges dissous entre la colonne d'eau et les deux compartiments benthiques se font par diffusion turbulente dans la couche limite :  $\beta(C_b - C_w)$  (Boudreau 1997).  $C_i$  est la concentration dans le benthos (indice b) et dans l'eau (indice w),  $\beta$  est le coefficient de transfert de masse exprimé par  $\beta = u_* A S_c^n$  (Boudreau 1997), où  $A$  et  $n$  sont des coefficients empiriques,  $S_c$  est le nombre de Schmidt (environ 1000 pour les eaux de surface). La formulation  $\beta = E_s u_*$  est retenue pour PROSE où  $u_*$  est la vitesse de cisaillement au fond. Elle s'exprime par  $u_* = \sqrt{\left(\frac{\tau}{\rho}\right)}$ , où  $\tau$  est contrainte moyenne de cisaillement et  $\rho$ , la masse volumique de l'eau.

#### 4.1.2. Echanges particuliers

Le flux de sédiments provenant de la colonne d'eau vers le benthos est réparti entre les deux compartiments (sédiments et périphyton) au moyen du taux de recouvrement du fond de la rivière par

le périphyton. Ce taux a été estimé sur le Grand Morin à 30 %. Ce taux par défaut peut être spécifié maille par maille si nécessaire.

**Sédimentation, érosion** Le mode d'échange entre le benthos et la colonne d'eau diffère suivant le compartiment d'origine des particules.

Les échanges entre les sédiments et la colonne d'eau sont gérés par un processus d'érosion qui dépend uniquement de la puissance hydraulique de l'écoulement. Cette capacité érosive de l'écoulement est déterminée à l'aide de la théorie de la capacité de transport (Bagnold 1966) et s'exprime dans PROSE (Even et al. 2003) par :

$$F_{ero} = \zeta \frac{1}{\sum_i \chi_i \frac{\rho_i - \rho_w}{\rho_i}} \frac{P_{hyd}}{g} \quad (31)$$

où  $F_{ero}$  est la capacité érosive de l'écoulement,  $\zeta$  est la part totale de la puissance hydraulique servant à maintenir les particules en suspension,  $\chi_i$  est la fraction massique de l'espèce  $i$  dans le compartiment,  $\rho_i$  est la masse volumique de l'espèce  $i$  et  $\rho_w$  est la masse volumique de l'eau,  $P_{hyd}$  est la puissance hydraulique,  $g$  la gravité.

**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  $0.01 \text{ j}^{-1}$  (DeAngelis et al. 1995; Dent et Henry 1999). Le compartiment d'origine des particules (colonne d'eau ou périphyton) est pris en compte pour modéliser les échanges. En effet, les espèces périphytiques (producteurs primaires attachés, espèces bactériennes représentatives du périphyton) ne sont soumises qu'à des pertes permanentes. Par contre pour les espèces originaires de la colonne d'eau (comme le phytoplancton par exemple) un coefficient de rétention ( $ret$ ) est défini. Ce paramètre représente la capacité du périphyton à retenir les particules sédimentées dans sa matrice. Ce paramètre varie entre 0 et 1. En considérant que  $B_w$  est la biomasse périphytique originaire de la colonne d'eau, les pertes permanentes s'appliquent à  $ret \cdot B_w$  et le processus d'érosion est appliqué à  $(1 - ret) \cdot B_w$ .

**L'arrachage** L'évolution de la biomasse périphytique est très souvent expliquable par l'hydrodynamique. Par exemple, lors d'une crue l'augmentation de débit contribue très fortement à l'arrachage du périphyton, si bien, qu'après l'évènement, la biomasse restée fixée peut être proche de zéro (Uehlinger et al. 1996). Il est donc extrêmement important de modéliser correctement ce processus.

Biggs et Close (1989) ont déterminé une relation entre l'intensité d'une crue, représentée par le rapport débit de la pointe de crue sur le débit de base ( $\frac{Q_{max}}{Q_{base}}$ ), et le pourcentage total de biomasse arrachée pendant toute la durée de l'évènement extrême. Dans la démarche que nous allons détailler dans la suite, nous considérerons que  $Q_{base}$  correspond au débit d'étiage. La pente d'augmentation du débit ( $p_q$ ) est une variable, pour la modélisation, plus pertinente que l'intensité de la crue (Figure 11). En reliant l'arrachage, à la pente d'augmentation du débit, il est alors possible d'estimer l'arrachage à chaque pas de temps de calcul sans connaître *a priori* l'intensité de la crue. Cette démarche n'est valable que si l'augmentation de la pente de débit est corrélée à l'intensité de la crue. Cette hypothèse semble cohérente avec la problématique des petits bassins versants qui sont *a priori* très réactifs.

La détermination de la loi d'arrachage en fonction de la pente d'augmentation du débit passe par une analyse de plusieurs évènements extrêmes. Pour chaque évènement, on détermine un couple arrachage, pente de débit ( $a(p), p$ ). L'interpolation de tous ces couples donnent ensuite la loi



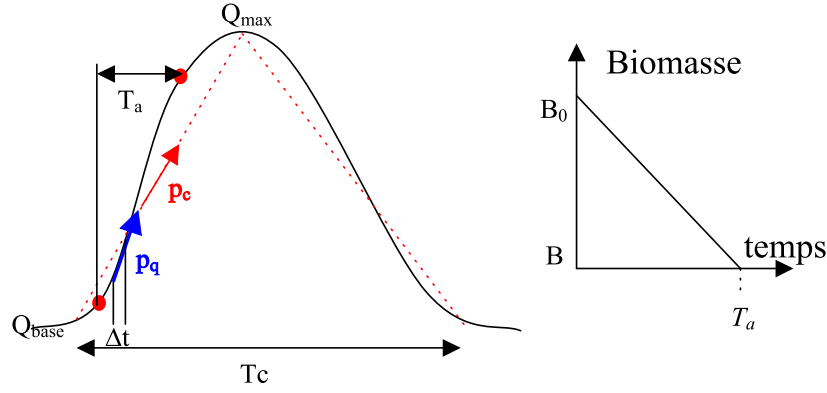


Figure 11: Utilisation d'un hydrogramme pour caractériser l'arrachage. A gauche, réduction de l'hydrogramme réel (noir) en un hydrogramme idéalisé (pointillés rouges). A droite, schéma idéalisé de réduction de la biomasse lors d'une crue.  $T_c$  est le temps de passage de la crue,  $T_a$  le temps d'arrachage,  $p_c$  la pente critique au dessus de laquelle il y a effectivement arrachage,  $p_q$  la pente réelle sur un pas de temps  $\Delta T$  (Flipo, 2001).

d'arrachage (Figure 12). Pour un événement donné, on définit une pente critique de l'hydrogramme  $p_c = 2 \frac{Q_{max} - Q_{base}}{T_c}$ , où  $T_c$  correspond au temps de passage de la crue (Figure 11). Cette pente fût déterminée sur le Grand Morin pour les crues des étiages 2000 et 2001. Ces pentes ont ensuite été reliées aux quantifications de Biggs et Close (1989) en considérant les intensités des évènements.

D'après Biggs et Close (1989), à  $p_c$  correspond une réduction totale de la biomasse lors du passage de la crue de  $A(p_c)$  %. On estime que, pour des intensités de crue variant entre 0 et 3,  $A(p_c)$  est nul, et que, pour des intensités variant entre 3 et 7,  $A(p_c)$  varie linéairement de 0 à 50 %. On admet aussi une variation linéaire de 50 à 95 % pour des intensités variant entre 7 et 25. Par contre, au dessus d'une intensité de 25, on considère l'arrachage permanent à 95 % de la biomasse fixée.

Pour la modélisation de l'arrachage lors d'une crue, on admet 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. L'analyse de l'hydrogramme de crue (Figure 11) montre que le temps d'arrachage effectif  $T_a$  est largement inférieur à  $\frac{T_c}{2}$ . En effet, en début de crue et à la pointe de crue, la pente instantanée d'augmentation du débit est plus faible que la pente critique de l'hydrogramme. On peut donc admettre que le temps caractéristique d'arrachage effectif est fonction de la pente critique de l'hydrogramme. Le taux maximum d'arrachage peut alors être exprimé à l'aide de la relation  $a(p_c) = \frac{A(p_c)}{T_a(p_c)}$ . Cette loi d'arrachage a été déterminée sur le Grand Morin (Figure 12).

On admet que tous les éléments composant le périphyton ne sont pas arrachés aussi facilement. On introduit donc un paramètre  $k_i$  qui caractérise l'arrachage de la variable  $i$ . Ce paramètre varie entre 0 et 1.  $a(p_c)$  doit donc être pondéré par  $k_i$  afin de représenter l'arrachage relatif à l'espèce  $i$ . Pour une espèce donnée, les pertes instantanées par arrachage sont égales à la réduction instantanée de sa biomasse. L'évolution de la biomasse fixée de l'espèce  $i$  ( $B_i$ ) est alors égale à :

$$\frac{\partial B_i}{\partial t} = -k_i a(p_q) B_i \quad (32)$$

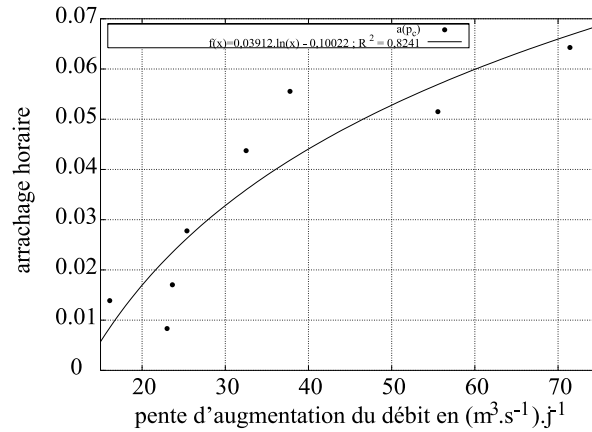


Figure 12: Loi d'arrachage déterminée sur le Grand Morin.

## 4.2. Les échanges souterrain-surface

Les échanges entre les nappes et les eaux de surface interviennent à deux niveaux:

- entre la nappe et la rivière;
- aux points de débordement surfacique de la nappe.

### 4.2.1. échanges nappe-rivière

Selon l'état hydraulique du système, deux situations types d'échanges entre les nappes et les rivières sont possibles (figure 13).

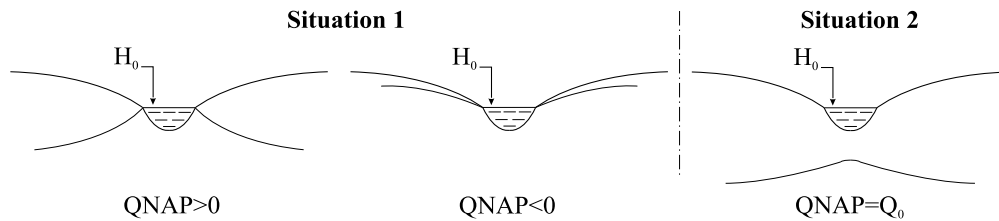


Figure 13: Relations nappes-rivières

Situation 1 : La rivière et la nappe sont connectés hydrauliquement, la rivière impose son niveau à la nappe moyennant une certaine perte de charge à travers son lit. Le sens de circulation de l'eau peut éventuellement varier dans le temps. Le débit est toujours égal à :

$$Q_{nap} = Tp(H - H_0)$$

Situation 2 : La rivière et la nappe sont connectées par la présence d'une zone non saturée. Le modèle considère dans ce cas que le transfert s'effectue dans le sens rivière-nappe avec une valeur donné  $Q_0$  de débit.

$$Q_{nap} = Q_0$$

Remarquons que les variations annuelles de régime hydraulique peuvent provoquer des changements de situation de relation nappe-rivière ; il est de plus nécessaire de tenir compte, pour le calcul de l'infiltration, de la quantité d'eau disponible en rivière. La combinaison de ces différents mécanismes aboutit à une formulation non-linéaire de cette relation.

$$Q_{nap} = \min \begin{cases} Tp(H - H_0) \\ Q_0 \\ Q_{dis} \end{cases} \quad \begin{array}{l} \text{débit limite infiltrable} \\ \text{débit limite infiltrable} \\ \text{débit moyen disponible dans la maille rivière} \end{array}$$

#### 4.2.2. Les points de débordements des nappes

Dans le cas où la nappe déborde sur un bassin élémentaire, ailleurs que dans les mailles rivières, on considère alors que cette eau ne peut pas se réinfiltrer dans la nappe. L'eau va alors être directement routée par PROSE.

## 5. Conclusion

L'ensemble la chaîne de modélisation du Grand Morin a été décrite dans ce document. L'ensemble des développements informatiques, nécessaires au bon fonctionnement de la plate-forme de modélisation STICS-NEWSAM-PROSE, sont en cours. Ensuite, la chaîne de modélisation sera calée et validée sur le Grand Morin. Une attention particulière sera portée sur l'Orgeval, où l'on dispose de longues chroniques de mesures.

## Bibliographie

- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, and J. Rasmussen (1986a). An introduction to the european hydrological system. 1. history and philosophy of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 45–59.
- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, and J. Rasmussen (1986b). An introduction to the european hydrological system. 2. structure of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 61–77.
- Bagnold, R. (1966). An Approach to the Sediment Transport Problem from General Physics. Physiographic and Hydraulic Studies of Rivers. Technical report, Geological Survey Professional paper 422-I.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. Amsterdam.
- Besbes, M. (1978). *L'estimation des apports aux nappes souterraines. Un modèle régional d'infiltration efficace*. Ph. D. thesis, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- Biggs, B. and M. Close (1989). Periphyton biomass in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology* 22, 209–231.
- 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.

- Boudreau, B. P. (1997). *Diagenetic Models and their Implementation*. Springer.
- Bouraoui, F., G. Vachaud, R. Haverkamp, and B. Normand (1997). A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modelling in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology* 203, 79–92.
- Brisson, N., B. Mary, D. Ripoche, M. Jeuffroy, F. Ruget, B. Nicoullaud, P. Gate, F. Devienne-Barret, R. Antonioletti, C. Durr, G. Richard, N. Beaudoin, S. Recous, X. Tayot, D. Plenet, P. Cellier, J. Machet, J. Meynard, and R. Delécolle (1998). Stics : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1- theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346.
- Cotner, J. B. and R. G. Wetzel (1992). Uptake of dissolved inorganic and organic phosphorus compounds by phytoplankton and bacterioplankton. *Limnol. Oceanogr.* 37(2), 232–243.
- Cottrell, M. T. and C. A. Suttle (1995). Dynamics of a lytic virus infecting the photosynthetic marine picoflagellate *micromonas pusilla*. *Limnol. Oceanogr.* 40(4), 730–739.
- Cunge, J. (1986/1987). Simulation des écoulements non permanents dans les rivières et canaux. Technical report, Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Cunge, J., F. Holly, and A. Verwey (1980). *Practical aspects of computational river hydraulics*. Editions Pitman advanced publishing program.
- de Marsily, G. (1994). *Hydrogéologie : comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants*. Cours de l’Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- DeAngelis, D., M. Moreau, D. Neergaard, P. Mulholland, and E. Marzolf (1995). Modelling nutrient-periphyton dynamics in streams : the importance of transient storage zones. *Ecol. Model.* 80, 149–160.
- Dent, C. and J. Henry (1999). Modelling nutrient-periphyton dynamics in streams with surface-subsurface exchange. *Ecol. Model.* 122, 97–116.
- DePinto, J. V. and F. H. Verhoff (1977, Avril). Nutrient regeneration from aerobic decomposition of green algae. *Environmental Science and Technology* 11(4), 371–377.
- Even, S. (1995). *Modélisation d’un écosystème fluvial : la Seine - Le modèle ProSe*. Ph. D. thesis, Centre d’Informatique Géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Even, S., M. Poulin, J. Garnier, G. Billen, P. Servais, A. Chesterikoff, and M. Coste (1998). River ecosystem modelling. applications of the prose model to the seine river (france). *Hydrogéologie* 373/374, 27–45.
- Even, S., M. Poulin, J.-M. Mouchel, M. Seidl, and P. Servais (2003). Modelling oxygen deficits in the seine river downstream of combined sewer overflows. *Ecol. Model.* accepted.
- Ferry, M. (1996, décembre). Vingt ans de mesures de qualité des eaux sur le bassin versant de l’orgeval (seine et marne). Technical report, Cemagref.
- Fischer, H., E. List, R. Koh, J. Imberger, and N. Brooks (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic press.
- Flipo, N. (2001). Site atelier du grand morin : modélisation biogéochimique et étude d’un compartiment benthique. Master’s thesis, DEA HHGG, ENSMP.
- Flipo, N., S. Even, M. Poulin, M.-H. Tusseau-Vuillemin, T. Améziane, and A. Dauta (2003). A distributed benthic biofilm modelrepl : dynamical biogeochemical functioning at the river scale (the grand morin, france). *Ecol. Model.* submitted.

- Garnier, J., G. Billen, and M. Coste (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40(4), 750–765.
- Golaz-Cavazzi, C. (1999). *Modélisation hydrologique à l'échelle régionale appliquée au bassin du Rhône*. Ph. D. thesis, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Gomez, E. (2002). *Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine*. Ph. D. thesis, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Hill, W. R. and H. L. Boston (1991). Community development alters photosynthesis-irradiance relations in stream periphyton. *Limnol. Oceanogr.* 36(7), 1375–1389.
- Hug, M. (1975). *Mécanique des fluides appliquée*. Editions Eyrolles.
- ismap (1997, décembre). Synthèse des travaux des partenaires français. rapport final. Technical report, Projet EUREKA EU 479.
- Jassby, A. and C. Goldman (1974). Loss rates form a lake phytoplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 19(4), 618–627.
- King, D., C. L. Bas, M. Jamagne, and H. et J. Daroussin (1995). Base de données géographique des sols de France à l'échelle du 1/1000000. notice générale d'utilisation. Technical report, Service d'étude des sols et de la carte pédologique (INRA).
- Lalleman-Barres, A. and P. Peaudcerf (1978). Recherche des relations entre les valeurs mesurées de la dispersivité macroscopique d'un milieu aquifère, ses autres caractéristiques et les conditions de mesure. *Bulletin du BRGM* 3(4).
- Lancelot, C., C. Veth, and S. Mathot (1991). Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the scotia-weddell sea sector of the southern ocean during spring 1998. *J. mar. System* 2, 333–346.
- Ledoux, E. (1975). Programme newsam : principe et notice d'emploi. Technical report, CIG-ENSMP LHM/R75/11.
- Ledoux, E. (1980). *Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique*. Ph. D. thesis, ENSMP, UPMC.
- Ledoux, E., G. Girard, and J.P.Villeneuve (1984). Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche* 1-2, 101–110.
- Lencastre, A. (1966). *Manuel d'hydraulique générale*. Collection du centre de recherches et d'essai de Chatou. Eyrolles.
- Levassor, A. and E. Ledoux (1996). Programme newsam - notice d'utilisation. Technical report, Ecole des Mines de Paris - CIG.
- Lunn, R., R. Adams, R. Mackay, and S. Dunn (1996). Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology* 174, 285–304.
- Lyn, D. A. (1987, Janvier). Stability of a general preissmann scheme. *Journal of Hydraulic Engineering* 113, 16–28.
- Matheron, G. and G. de Marsily (1980). Is transportation in porous media always diffusive ? a counter example. *Water Resources Research* 16(5).

- Mouchel, J. (1989, Mars). Notice du programme rivoli. version 1.1. École Nationale Supérieure des Ponts et Chaussées, CERGRENE.
- Platt, T., K. Denman, and A. Jassby (1977). *The sea - Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas - Marine Modelling*, Volume 6, Chapter Modelling the productivity of phytoplankton, pp. 807–856. John Wiley and Sons.
- Poulin, M., S. Even, G. Billen, J.-M. Mouchel, J. Garnier, A. Levassor, and T. Leviandier (1998). *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*, Chapter Modèles : des processus au bassin versant, pp. 679–720. Elsevier.
- Poulin, M., N. Flipo, S. Even, M.-H. Tusseau-Vuillemin, M. Sainte-Laudy, S. Goulette, P. Servais, and J.-M. Mouchel (2002). Site atelier du grand morin. Technical report, PIREN Seine.
- Redfield, A., B. Ketchum, and F. Richards (1963). *The Sea. Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas. The Composition of the Sea-Water Comparative and Descriptive Oceanography*, Volume 2, Chapter The influence of organisms on the composition of sea-water, pp. 26–77. Interscience Publishers.
- Ruelland, D. and G. Billen (2002). Applicatif seneque 3.0 - notice de développement. Technical report, PIREN Seine.
- Ruelland, D. and G. Billen (2003). Seneque 3, logiciel sig de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface. Technical report, PIREN Seine.
- Shan, Y., I. D. McKelvey, and B. T. Hart (1994). Determination of alkaline phosphatase-hydrolyzable phosphorus in natural water systems by enzymatic flow injection. *Limnol. Oceanogr.* 39(8), 1993–2000.
- Somville, M. and G. Billen (1983). A method for determining exoproteolytic activity in natural water. *Limnol. Oceanogr.* 28(1), 190–193.
- Strahler, A. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *géophys. Union Trans.* (38), 913–920.
- Styczen, M. and B. Storm (1993). Modelling of n-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. 1. model description. *Fertilizer Research* 36, 1–6.
- Thibodeaux, L., M. Poulin, and S. Even (1994). A model for enhanced aeration of streams by motor vessels with application to the River Seine. *J. Hazardous Materials* (37), 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.
- Vauclin, M. (1994). Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des Sciences de l'Eau* 7, 81–102.
- Xia, R. and B. C. Yen (1994, Février). Significance of averaging coefficients in open-channel flow equations. *Journal of Hydraulic Engineering* 120(2), 169–190.
- Yen, B. C. (1973, Octobre). Open-channel flow equations revisited. *J. the Engineering Mechanics Division* 99, 979–1009.

## **ANNEXE 1: Tableaux de Synthèse du modèle biogéochimique de PROSE**

Dans cette annexe, le modèle RIVE est présenté, au format tabulaire, comme s'il ne concernait que les espèces de la colonne d'eau. Dans tous les processus exprimés, il convient d'ajouter un terme de perte aux espèces particulaires, correspondant à la vitesse de sédimentation des particules ( $-\frac{V_{sed}}{h}$ ). De même pour les espèces dissoutes, un terme d'échange avec le benthos doit être appliqué à chaque substance. Pour la lisibilité des tableaux, la lettre X correspond à la variation temporelle d'une espèce particulaire et la lettre S correspond à la variation temporelle d'une substance dissoute.

	$X_F$	$X_R$	$X_S$	$X_{HB}$	$X_{NB}$	$X_{POM_1}$	$X_{POM_2}$	$X_{POM_3}$	$S_{DOM_1}$	$S_{DOM_2}$	$S_{DOM_3}$	$S_{subs}$	$S_{NO_3}$	$S_{NH_4}$	$S_{PO_4}$	$S_{O_2}$
(1) growth	+		-	+	+							-	+/-	+/-	+/-	
(2) excretion			-									+				
(3) respiration			-													-/-
(4) photosynthesis			+													+
(5) catabolysis		-	+													
(6) storage of carbon		+	-													
(7) mortality	-	-	-	-	-	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+					
(8) dead organic matter hydrolysis						-	-	-	+	+	+					
(9) dead organic matter hydrolysis through bacteria activity									-			+				

Tableaux 1: Résumé des processus biologiques représentés par PROSE. Pour chaque processus, l'impact sur la variable est représenté par: +, apport; -, prélèvements; +/+, apports multiples; +/-, apports et prélèvements.

	$X_F$	$X_R$	$X_S$	$X_{HB}$	$X_{NB}$
(1)	$+\mu_{PP}[F]$		$-\mu_{PP}[F]$	$+\mu_{HB}[HB]$	$+\mu_{NB}[NB]$
(2)			$-(E_{c^te} + E_{phot}P)[F]$		
(3)			$-(R_M + R_{\mu\mu})[F]$		
(4)			$+P[F]$		
(5)		$-C_R[R]$	$+C_R[R]$		
(6)		$+S_R([PP])$	$-S_R([PP])$		
(7)	$-k_D[F]$	$-k_D[R]$	$-k_D[S]$	$-k_{M_{HB}}[HB]$	$-k_{M_{NB}}[NB]$
(8)					
(9)					

Tableaux 2: Processus biologiques concernant les organismes vivants (Producteurs primaires, bactéries hétérotrophes(HB) et nitrifiantes (NB)).



	$X_{POM_1}$	$X_{POM_2}$	$X_{POM_3}$	$S_{DOM_1}$	$S_{DOM_2}$	$S_{DOM_3}$	$S_{subs}$
(1)						$-\frac{\mu_{HB}}{Y_{HB}}[HB]$	$(-(1 - \frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}})\mu[F] + \frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}}[NB] - \mu_{NB}[NB])r_{\frac{N}{C}}$
(2)							$+(E_{cte} + E_{phot}P)[F]$
(3)							
(4)							
(5)							
(6)							
(7)	$+a_1(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+a_2(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+a_3(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+a_4(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+a_5(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+a_6(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	
(8)	$-k_c[POM_1]$	$-k_c[POM_2]$	$-k_c[POM_3]$	$+k_c[POM_1]$	$+k_c[POM_2]$	$+k_c[POM_3]$	
(9)				$-HY$			$+HY$

Tableaux 3: Processus biologiques concernant la matière organique morte.

	$S_{NO_3}$	$S_{NH_4}$	$S_{PO_4}$	$S_{O_2}$
(1)	$(-(1 - \frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}})\mu[F])r_{\frac{N}{C}} + \frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}}[NB] - \mu_{NB}[NB])r_{\frac{N}{C}}$	$(-\frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}}\mu_{PP}[F])r_{\frac{N}{C}}$	$(-\mu_{PP}[F])r_{\frac{P}{C}}$	$(+(1 - \frac{1}{Y_{HB}})\mu_{HB}[HB])r_{\frac{P}{C}}$
(2)				
(3)				$-\tau_{PP}(R_M + R_{\mu}\mu)[F]$
(4)				$-\tau_{HB}(1 - Y_{HB})\frac{\mu_{HB}}{Y_{HB}}[HB] - \tau_{NB}\frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}}[NB]$
(5)				$+P[F]$
(6)				
(7)				
(8)				
(9)				

Tableaux 4: Processus biogéochimiques concernant les nutriments et l'oxygène.