

Amélioration d'un Système de Modélisation Intégrée et Développement du Protocole d'Application pour l'Analyse de Scénarios d'Assainissement Agricole à l'Échelle du Bassin Versant

FQRNT 2004-EN-101585

Rapport d'étape

Préparé par :

Alain N. Rousseau, Ph.D., ing.
Renaud Quilbé, D.Sc.
Guillaume Rogel, étudiant M.Sc
Martine Grenier, étudiante Ph.D.
Sébastien Tremblay, programmeur

Centre Eau Terre et Environnement
Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE)
490, rue de la Couronne, Québec (QC), G1K 9A9

Rapport n° R-825-e1

4 novembre 2005

© Alain N. Rousseau, 2005

ISBN : 2-89146-317-x

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	IX
LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES ACRONYMES	XV
1 INTRODUCTION.....	17
2 AMÉLIORATION DU MODÈLE DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS ET INTÉGRATION D'UN MODÈLE DE PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES	21
2.1 MODIFICATIONS APPORTÉES AU MODÈLE DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS	22
2.1.1 Rappel des processus simulés	22
2.1.2 Structure du programme informatique.....	22
2.1.3 Corrections réalisées.....	25
2.1.4 Influence des modifications réalisées sur les résultats.....	33
2.2 DÉVELOPPEMENT ET INTÉGRATION D'UN MODÈLE DE PRÉLÈVEMENT DES NUTRIMENTS.....	35
2.2.1 Rappels sur les processus de prélèvement de nutriments par les plantes.....	35
2.2.2 Contexte et historique de l'intégration d'un modèle de prélèvement des plantes dans GIBSI.....	36
2.2.3 Objectif	38
2.2.4 Revue et principes des modèles de culture	38
2.2.5 Les modèles empiriques de prélèvement de nutriments.....	44
2.2.6 Développement et tentative d'intégration d'un modèle de culture inspiré de SWAT	47

2.2.7	Développement et intégration d'un modèle simplifié de prélèvement	49
2.2.8	Ajustements empiriques	61
2.3	INFLUENCE DES MODIFICATIONS RÉALISÉES SUR LES RÉSULTATS DES SIMULATIONS	66
2.3.1	Influence sur les bilans de N et P dans le sol.....	66
2.3.2	Influence des modifications apportées sur les résultats de qualité d'eau	68
2.4	DISCUSSION ET PROCHAINES ÉTAPES	71
3	DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE DE TRANSPORT DES PATHOGÈNES D'ORIGINE ANIMALE	73
3.1	REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES DE TRANSPORT DE PATHOGÈNES	73
3.1.1	Les agents pathogènes	74
3.1.2	Les processus et les modèles	74
3.2	DESCRIPTION DU MODÈLE DE TRANSPORT DES AGENTS PATHOGÈNES (TRANSPATH).....	76
3.2.1	Initialisation des réservoirs et apports journaliers.....	78
3.2.2	Mortalité	82
3.2.3	Partitionnement.....	84
3.2.4	Transport par ruissellement.....	85
3.2.5	Bilan des coliformes au champ	87
3.3	PROCHAINES ÉTAPES.....	89
4	ÉTUDE DES RELATIONS ENTRE LES VARIABLES SIMULÉES ET LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU	91
4.1	INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE ET BIOINDICATEURS.....	92
4.2	TRAVAIL PRÉLIMINAIRE : DÉTERMINATION DES COMMUNAUTÉS PHYTOBENTHIQUES DE RÉFÉRENCE ET DES OBJECTIFS DE RESTAURATION DES RIVIÈRES DU QUÉBEC	94

4.3	INVENTAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES.....	95
4.3.1	Invertébrés benthiques et poissons.....	95
4.3.2	Les diatomées benthiques	95
4.3.3	Les variables physico-chimiques	97
4.4	NOUVELLES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE.....	97
4.4.1	Matériel et méthodes.....	101
4.4.2	Bilan des deux campagnes d'échantillonnage.....	103
4.5	PREMIERS RÉSULTATS : CARACTÉRISATION PRÉLIMINAIRE DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE ET DES BASSINS VERSANTS.....	103
4.5.1	Les Appalaches	104
4.5.2	Les Basses-Terres du Saint-Laurent.....	106
4.5.3	Les milieux de référence	109
4.5.4	Analyses géomatiques	109
4.6	DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE	111
4.7	PROCHAINES ÉTAPES	112
5	CALAGE DES MODÈLES DE POLLUTION DIFFUSE.....	113
5.1	ACQUISITION DE DONNÉES.....	113
5.2	DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE DE CALAGE	114
5.2.1	Données de concentration et estimation des charges	114
5.2.2	Méthode de calage.....	117
5.3	CALAGE ET VALIDATION DU MODÈLE D'ÉROSION	117
5.3.1	Principe général du modèle d'érosion et paramètres de calage.....	117
5.3.2	Historique du calage du modèle d'érosion.....	118
5.3.3	Travail réalisé et résultats.....	120

5.4	CALAGE ET VALIDATION DU MODÈLE DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS.....	125
5.5	PROCHAINES ÉTAPES.....	126
6	DÉFINITION DU PROTOCOLE D'APPLICATION DE GIBSI	127
6.1	MISE À JOUR DE LA BASE DE DONNÉE DE GIBSI	127
6.1.1	Données d'entrée météorologiques.....	127
6.1.2	Données hydrométriques.....	128
6.1.3	Données de qualité d'eau.....	129
6.1.4	Données concernant le cheptel.....	129
6.2	RÉALISATION DU PROTOCOLE D'APPLICATION	130
6.2.1	Intégration des données spatiales et attributs à la base de données de <i>GIBSI</i>	130
6.3	CRÉATION D'OUTILS ET DOCUMENTS EXPLICATIFS	131
6.3.1	Dictionnaire de la base de données.....	131
6.3.2	Description des données nécessaires aux modèles (paramètres)	132
6.3.3	Description des fichiers d'entrée-sortie des modèles.....	132
6.3.4	Outil de traduction.....	132
6.4	APPLICATION DE GIBSI SUR UN BASSIN VERSANT MEXICAIN EN COLLABORATION AVEC L'IMTA	133
6.4.1	Problématique.....	133
6.4.2	Travail réalisé.....	133
6.5	PROCHAINES ÉTAPES.....	134
7	COORDINATION DES ACTIVITÉS ET PROMOTION DU PROJET.....	135
7.1	ÉQUIPE DE TRAVAIL.....	135
7.1.1	Équipe de l'INRS-ETE.....	135
7.1.2	Collaborateurs.....	136

7.2	ÉCHÉANCIER	137
7.3	COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	140
7.3.1	Rapports.....	140
7.3.2	Articles	140
7.3.3	Présentations orales.....	140
7.3.4	Posters.....	140
7.4	COMPTES RENDUS DE RÉUNIONS	141
8	CONCLUSION ET PERSPECTIVES	143
8.1	UN PREMIER BILAN	143
8.2	PROCHAINES ÉTAPES.....	144
8.3	RÉSULTATS ATTENDUS ET PERSPECTIVES.....	144
9	RÉFÉRENCES	145
ANNEXE A. SCHÉMAS DES PROCESSUS SIMULÉS PAR LE MODÈLE DE TRANSPORT DES NUTRIMENTS MODIFIÉ.....		155
ANNEXE B. PARAMÈTRES DU MODÈLE DE PRÉLÈVEMENT DE NUTRIMENTS.....		161
ANNEXE C. STRUCTURE DU PROGRAMME PRINCIPAL DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS		163
ANNEXE D. VALEURS DE COEFFICIENTS DE MORTALITÉ POUR LES COLIFORMES FÉCAUX		167
ANNEXE E. FICHES DE TERRAIN POUR LA CARACTÉRISATION DE L'HABITAT DES DIATOMÉES.....		171
ANNEXE F. DESCRIPTION DES TABLES DE LA BASE DE DONNÉES DE GIBSI.....		177

ANNEXE G. DESCRIPTION DES PARAMÈTRES CONTENUS DANS LA BASE DE DONNÉES	181
ANNEXE H. TABLEAU DES DONNÉES UTILISÉES PAR LES MODÈLES DE SIMULATION	197
ANNEXE I. SCHÉMATISATION DU FLUX DE DONNÉES ENTRE LES MODÈLES	211
ANNEXE J. DESCRIPTION DES FICHIERS D'ENTRÉE ET SORTIE DES MODÈLES DE SIMULATION	217
J.1 LISTE DES FICHIERS D'ENTRÉE/SORTIE	217
J.2 DESCRIPTION DES FICHIERS	219

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Schéma récapitulatif des différentes étapes du projet.....	19
Figure 2.1 : Organigramme du modèle de nutriments de GIBSI.....	24
Figure 2.2 : Évolution des quantités de résidus et des différentes formes d'azote dans la première couche de sol telles que simulées par le modèle initial. Simulation réalisée sur l'année 1994, pour l'USS 1671 et l'occupation du sol n°2 (céréales).....	34
Figure 2.3 : Évolution des quantités de résidus et des différentes formes d'azote et de phosphore dans la première couche de sol telles que simulées par le modèle corrigé. Simulation réalisée sur l'année 1994, pour l'USS 1671 et l'occupation du sol n°2 (céréales).....	34
Figure 2.4 : Schéma récapitulatif des étapes suivies par les principaux modèles de culture.....	40
Figure 2.5 : Exemple de courbe sigmoïde (équation logistique).....	46
Figure 2.6 : Comparaison de l'accroissement de LAI calculé selon l'algorithme de SWAT et selon une courbe sigmoïde en fonction de la fraction d'unités thermiques. Simulation réalisée sur l'USS 85, l'occupation maïs grain, et sur l'année 1994.	51
Figure 2.7 : Évolution des stocks des différentes formes d'azote et de phosphore et de résidus dans la première couche de sol de l'USS 85, sous une occupation maïs grain, sur 5 années.....	62
Figure 2.8 : Évolution des quantités de résidus et des différentes formes d'azote et de phosphore dans la première couche de sol telles que simulée par le modèle intégrant le prélèvement de N et P par les plantes. Simulation réalisée sur l'année 1994, pour l'USS n° 1671 et l'occupation du sol n°2 (céréales).	66

Figure 2.9 : Évolution des quantités simulées des différentes formes d'azote et de phosphore et de résidus dans la première couche de sol de l'USS 85, sous une occupation maïs grain, sur 5 années	67
Figure 2.10 : Évolution de la teneur en nitrates et en phosphore labile telle que simulée avec et sans le modèle de prélèvement par les plantes.	68
Figure 2.11 : Comparaison des concentrations en azote organique simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beaurivage sur l'année 1990.....	69
Figure 2.12 : Comparaison des concentrations en phosphore total simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beaurivage sur l'année 1990.....	69
Figure 2.13 : Comparaison des concentrations en nitrates simulées par le modèle initial et le modèle corrigé à l'exutoire de la rivière Beaurivage sur l'année 1990.....	70
Figure 2.14 : Comparaison des charges en phosphore total simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beaurivage sur l'année 1990	70
Figure 2.15 : Comparaison des charges en phosphore dissous simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beaurivage sur l'année 1990	71
Figure 3.1 : Organigramme simplifié de TransPath.....	77
Figure 3.2 : Organigramme de l'algorithme des apports journaliers en coliformes	81
Figure 3.3 : Organigramme de l'algorithme de mortalité cellulaire	83
Figure 3.4 : Organigramme de l'algorithme du partitionnement	84
Figure 3.5 : Organigramme de l'algorithme du transport des coliformes par ruissellement	86
Figure 3.6 : Organigramme de l'algorithme du bilan des coliformes aux champs	88
Figure 4.1 : Localisation des sites d'échantillonnage du réseau-rivières du MDDEP. Les régions naturelles représentées sont des subdivisions territoriales des trois	

écorégions québécoises, soit les Appalaches en vert, les Basses-Terres du Saint-Laurent en jaune, orange et rouge et le Bouclier canadien en bleu. Ces subdivisions ont été créées par la direction du patrimoine écologique et du développement durable du MDDEP (Li et Ducruc, 2000).	96
Figure 4.2 : Localisation des sites d'échantillonnage situés dans le bassin versant de la rivière Chaudière.....	99
Figure 4.3 : Stations de référence dans la Plaine du moyen Saint-Laurent	100
Figure 4.4 : Stations de référence dans la Plaine du haut Saint-Laurent	100
Figure 4.5 : Photos digitales de valves de silice de diatomées (gauche) et de diatomées vivantes (droite) grossis 1000 fois prises au microscope.....	103
Figure 4.6 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Samson (n° 9).....	104
Figure 4.7 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Du Loup (n° 2340041)	105
Figure 4.8 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Saint-Victor (n° 2340081)	105
Figure 4.9 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Beaurivage en amont (n° 12)	107
Figure 4.10 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Beaurivage en aval (n° 2340034).....	107
Figure 4.11 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Bras d'Henri en amont (n° 2340099)	108
Figure 4.12 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Cugnet (n° 3).....	108
Figure 4.13 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Inconnue (n° REF2).....	109
Figure 4.14 : Représentation schématique du projet : Modélisation des changements dans la structure des communautés aquatiques en réponse aux variations de la qualité de l'eau et de l'habitat.....	112

Figure 5.1 : Diagramme de l'approche proposée pour l'estimation des charges sur une base annuelle ou saisonnière	115
Figure 5.2 : Comparaison des charges journalières simulées et observées.....	123
Figure 5.3 : Comparaison des charges journalières simulées et observées avec une échelle logarithmique.....	124
Figure 5.4 : Station utilisée pour le calage du modèle de transport des nutriments.....	125
Figure A.1: Processus modélisés de transformation et de transport de l'azote dans le sol	156
Figure A.2: Schématisation des échanges modélisés entre les différentes formes d'azote dans le sol.....	157
Figure A.3: Processus modélisés de transformation et de transport du phosphore dans le sol.....	158
Figure A.4: Schématisation des échanges modélisés entre les différentes formes de phosphore dans le sol.....	159

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Rotations culturales pour chaque occupation du sol.....	30
Tableau 2.2 : Statistiques pour les concentrations moyennes obtenues pour tous les tronçons	35
Tableau 2.3 : Teneurs en N et P dans les différentes parties de la plante.....	54
Tableau 2.4 : Rendements pour la zone administrative n° 2, exprimés en kg MS/ha	55
Tableau 2.5 : Prélèvement total de N et P au moment de la récolte	57
Tableau 2.6 : Quantités de N et P frais dans les résidus laissés au sol au moment de la récolte.....	58
Tableau 2.7 : Données de profondeur maximale d'enracinement de chaque culture	59
Tableau 2.8 : Teneurs initiales dans le sol en azote et phosphore.....	64
Tableau 3.1 : Espèces animales prises en compte pour les sources de pathogènes	78
Tableau 5.1 : Charges annuelles à l'exutoire du sous-bassin de la Beurivage estimées avec la méthode du ratio estimator.....	116
Tableau 5.2 : Paramètres de calage du modèle d'érosion	119
Tableau 5.3 : Résultats du calage pour les charges annuelles et saisonnières sur l'année 1989 à l'exutoire de la rivière Beurivage (en t)	122
Tableau 6.1: Dates des différents séquences extrêmes avant et après mise à jour	128
Tableau 7.1 : Échéancier du projet	138
Tableau B.1 : Valeurs des paramètres du modèle de prélèvement de nutriments par les plantes	161
Tableau D.1 : Compilation de valeurs de coefficients de mortalité pour les coliformes fécaux	167

Tableau J.1: Liste des fichiers d'entrée/sortie des modèles de simulation	217
---	-----

LISTE DES ACRONYMES

CEHQ	Centre d'Expertise Hydrique du Québec
DSEE	Direction du Suivi de l'État de l'Environnement (MDDEP)
FQRNT	Fond Québécois de Recherche sur la Nature et les Technologies
GIBSI	Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
INRS-ETE	Institut National de la Recherche Scientifique, centre Eau, Terre et Environnement
IRDA	Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement
LAI	Leaf Area Index (Indice de surface foliaire)
MAPAQ	Ministères de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs
RNA	Réseau de Neurones Artificiels
UA	Unités Animales
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
USS	Unités Spatiales de Simulation

1 INTRODUCTION

Afin de comprendre, évaluer et comparer *a priori* l'influence de différentes pratiques agricoles et forestières sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant, il faut se doter d'outils prospectifs qui permettent d'intégrer la complexité inhérente à cette échelle. C'est dans cette optique que le système de modélisation intégrée GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) a été développé à l'INRS-ETE (Villeneuve *et al.*, 1998). GIBSI modélise les principaux processus physico-chimiques affectant l'évolution quantitative et qualitative des eaux de surface d'un bassin versant, et inclut un système de gestion, de traitement et de visualisation des données. Implanté sur le bassin versant de la rivière Chaudière, d'une superficie de 6682 km², GIBSI a déjà permis de mener des études prospectives sur l'impact de coupes forestières sur le régime hydrologique (Lavigne *et al.*, 2004), l'impact de l'implantation de stations de traitement des eaux usées sur la qualité de l'eau (Mailhot *et al.*, 2002) et la caractérisation d'objectifs environnementaux de rejet de sources ponctuelle et diffuse (Rousseau *et al.*, 2002). Les récents développements concernent notamment l'intégration d'un module de calcul des ratios avantage/coût des scénarios de gestion agricole (Salvano *et al.*, 2004). Dans un souci d'utilisation opérationnelle, il s'agit maintenant de compléter le développement de GIBSI et de définir son protocole d'application afin d'en faire un outil d'aide à la décision opérationnel dans le contexte de la gestion de l'eau par bassin versant.

Pour cela, plusieurs étapes doivent être envisagées. Elles sont schématisées sur la figure 1.1. Tout d'abord, afin de compléter le modèle de transport de nutriments existant, il est nécessaire d'intégrer un modèle de prélèvement par les plantes pour prendre en compte ces processus dans les cycles de l'azote et du phosphore simulés par GIBSI, et ainsi améliorer l'exactitude et la précision des charges et concentrations calculées en rivière. Il s'agit également de développer un modèle de transport diffus de coliformes fécaux. En effet, le passage des microorganismes pathogènes d'origine animale dans l'environnement, principalement par voie hydrique, peut avoir des conséquences importantes sur le plan sanitaire (ex : contamination par *E. coli* O157:H7 du système d'eau potable de la ville de Walkerton, causant une importante épidémie de gastro-entérite). Il est donc important d'intégrer ces processus pour une meilleure gestion des ressources hydriques. Les modèles d'érosion et de transport des nutriments et de coliformes fécaux devront ensuite être calés à l'aide d'une méthode appropriée et par rapport à des données mesurées sur le terrain, afin d'ajuster le modèle, évaluer la qualité des prédictions et identifier le domaine de validité du modèle. Cette phase de calage est prépondérante et conditionnera les possibilités d'utilisation future de GIBSI. Par ailleurs, si les valeurs obtenues pour les paramètres physiques, chimiques et bactériologiques actuellement simulés par GIBSI

sont utiles pour identifier la nature de la contamination ou pour être comparées aux critères de qualité, elles restent difficiles à interpréter en terme de qualité biologique et d'état général des cours d'eau. Par exemple, elles ne donnent pas d'information sur le niveau d'eutrophisation qui peut conditionner certains usages du territoire et de la ressource hydrique. Il est donc important de pouvoir fournir ce type d'information aux utilisateurs de GIBSI, avec la définition d'un indice d'eutrophisation des cours d'eau et des lacs, calculé à partir des processus déjà simulés. Ces différentes étapes aboutiront finalement à la définition du protocole d'application et d'utilisation de GIBSI pour l'analyse de scénarios d'assainissement agricole dans un contexte de gestion par bassin versant.

Ce projet a démarré officiellement en Mars 2004 et se terminera en Avril 2007. À ce jour, le travail a essentiellement porté sur le développement des modèles de prélèvement et de transport ainsi que sur les méthodes de calage et le calage du modèle érosion. Ce rapport d'étape présente l'état d'avancement des différentes étapes du projet avec les principaux résultats obtenus, les difficultés rencontrées et les prochaines étapes à suivre. La conclusion permet de faire un bilan général de ces 20 premiers mois de travail.

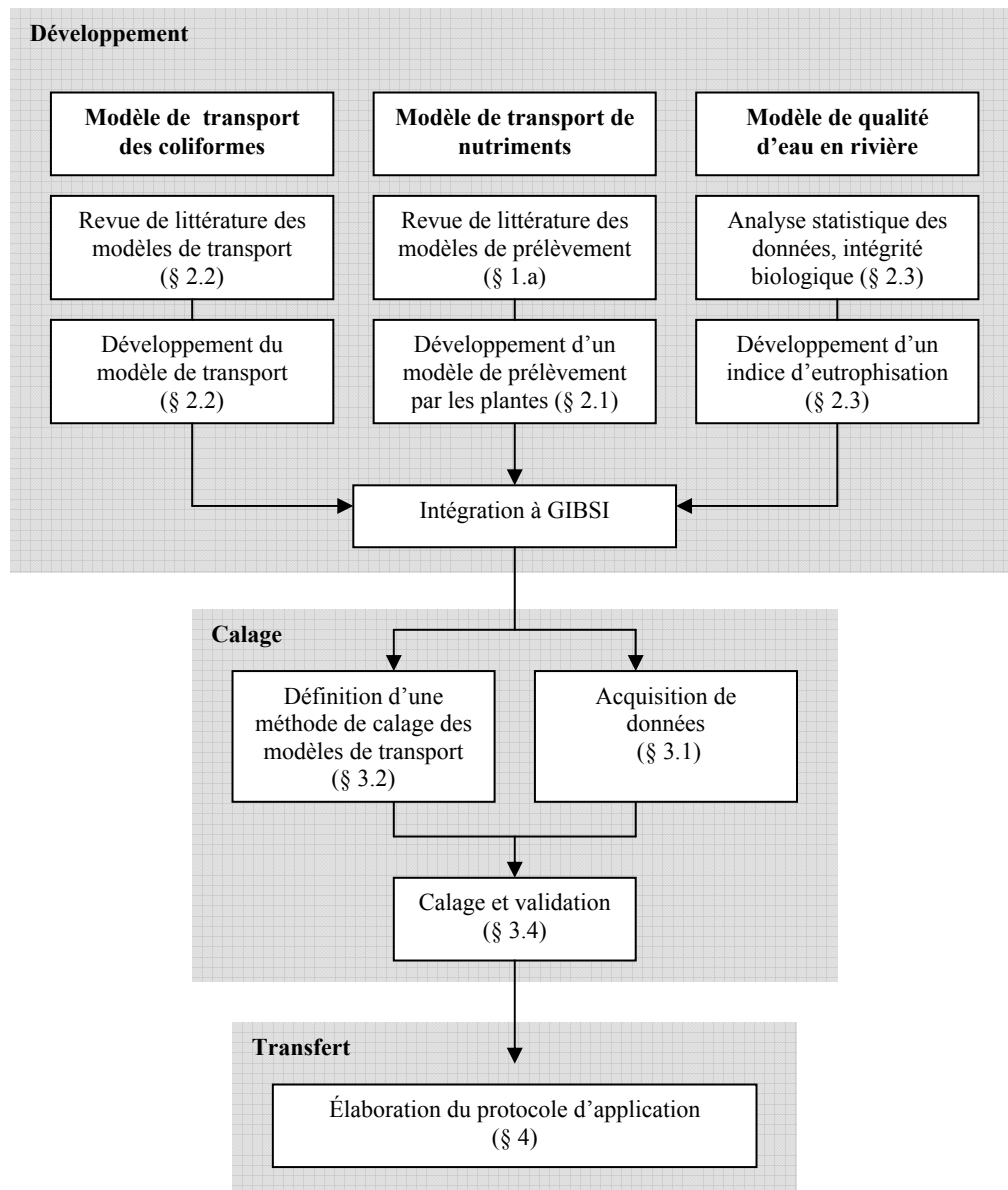


Figure 1.1 : Schéma récapitulatif des différentes étapes du projet

2 AMÉLIORATION DU MODÈLE DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS ET INTÉGRATION D'UN MODÈLE DE PRÉLÈVEMENT PAR LES PLANTES

- Renaud Quilbé, stagiaire post-doctoral à l'INRS-ETE
- Alain N. Rousseau, professeur à l'INRS-ETE
- Lotfi Khiari, Université Laval

Le modèle de transport de polluants (pesticides et nutriments) de GIBSI a fait l'objet de plusieurs études successives. Un premier programme a été développé à partir du modèle SWAT et adapté au contexte de GIBSI (Nasr, 1996). Des corrections et améliorations ont ensuite été réalisées (Beauchemin, 1997; Trépanier, 1998), avec notamment une première tentative pour développer et intégrer un modèle de prélèvement de nutriments par les plantes basé sur le modèle EPIC (Beauchemin, 1997). Les données d'entrée nécessaires étaient toutefois trop sophistiquées et ce premier modèle est resté sans suite. Un peu plus tard, deux études prospectives furent réalisées pour développer un modèle de prélèvement simplifié de type empirique (Couillandeu, 1999; Dridi, 2002). Toutefois, le modèle sélectionné ne fut pas intégré à GIBSI faute de temps. Finalement, le modèle de transport de nutriments est resté tel quel jusqu'à aujourd'hui, sans que le prélèvement par les plantes soit pris en compte.

Le travail réalisé dans le cadre de ce projet de recherche a d'abord consisté à revoir le modèle de transport de nutriments et effectuer des modifications là où cela semblait nécessaire. Celles-ci sont présentées au paragraphe 2.1. La deuxième étape fut de sélectionner, développer et intégrer un modèle de prélèvement par les plantes, à partir des travaux antérieurs. Le paragraphe 2.2 présente rapidement la problématique, une revue de littérature des modèles existants et une présentation du modèle choisi, ainsi que les modifications du programme informatique réalisées pour son intégration dans le modèle. Enfin, le paragraphe 2.3 présente quelques résultats obtenus avec les corrections apportées au modèle de transport de nutriments, et présente les prochaines étapes.

2.1 MODIFICATIONS APPORTÉES AU MODÈLE DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS

Après un bref rappel des processus simulés par les modèles azote et phosphore et de la structure du programme informatique, les modifications réalisées sont présentées.

2.1.1 Rappel des processus simulés

Le modèle de transport de nutriments (azote et phosphore) simule l'ensemble des processus bio-physico-chimiques du cycle de ces deux éléments dans le sol, c'est à dire :

- les apports par fertilisation et résidus
- le transport en surface par ruissellement
- le transport par les sédiments
- le transport par écoulement latéral
- le transport par écoulement vertical
- les processus de minéralisation et d'immobilisation, et de dénitrification dans le cas de l'azote

Ces processus sont schématisés sur les Figures A.1 à A.4, à l'ANNEXE A (ces schémas ont été mis à jour après les modifications présentées dans ce document, notamment en prenant en compte le modèle de prélèvement des nutriments par les plantes).

Il est important de préciser que dans le programme, ces processus sont simulés de manière séquentielle, les uns après les autres, ce qui est une simplification incontournable de la réalité. Cela signifie que, dans des conditions limitantes, certains processus seront simulés en priorité sur d'autres. Par exemple, dans le cas des nitrates, comme le programme simule le processus d'immobilisation (passage des nitrates en azote organique actif) avant le processus de dénitrification, si la teneur en nitrates est faible, la totalité des nitrates disponibles sera immobilisée tandis que le taux de dénitrification sera nul. Toutefois cette limite ne pose réellement problème que pour de faibles quantités, et n'a donc pas une grande influence sur les sorties du modèle lorsque l'on considère une échelle de temps suffisamment importante.

2.1.2 Structure du programme informatique

Le programme informatique du modèle de transport de nutriments, réalisé en langage Fortran 90, consiste en un programme principal (PoMain), accompagné de plusieurs sous-programmes et d'une fonction. Ces programmes ont été présentés en détail dans un rapport précédent (Beauchemin, 1997) puis repris par Trépanier (1998). Toutefois, compte tenu des nombreuses modifications apportées depuis, il n'est pas inutile de rappeler leurs noms et leur fonction. Ces informations correspondent à la version du modèle de mai 2003.

- PoMain : Programme principal
- DuréeSimulation : Calcul des paramètres contrôlant la durée de la simulation
- EcrisEchange : Écriture des données d'entrée pour le modèle de transport en rivière
- EcrisRésultats : Écriture des résultats pour contrôle
- Enrsb : Calcul du facteur d'enrichissement des sédiments
- Fert : Application des quantités d'azote et de phosphore en cas de fertilisation
- LireEngrais : Lecture des caractéristiques des engrais et fumiers appliqués (taux d'azote et de phosphore)
- LireEpdage : Lecture des quantités de fertilisants à appliquer et des règles d'application
- LireGrille : Lecture de la grille de fertilisation
- LireGroupes : Lecture des informations sur les groupes d'USS
- LirePedologie : Lecture des données pédologiques de chaque USS
- LireHydro : Lecture des données journalières hydrologiques
- LirePratique : Lecture des dates des pratiques culturales
- LireRotation : Lecture des rotations culturales
- LireSediment : Lecture des quantités de sédiments exportées par érosion
- LireTSol : Lecture de la température du sol
- LireUSS : Lecture de la liste des USS et du nombre de classes par USS
- MasseP : Détermination de la masse de phosphore à appliquer au moment de la fertilisation
- Nlch2 : Calcul de la masse de nitrates transportés par les eaux de ruissellement, l'écoulement latéral et la percolation
- Nmnim2 : Calcul des taux de minéralisation de l'azote organique et du phosphore organique, des taux d'immobilisation de l'azote minéral et du phosphore minéral, et du taux de dénitrification
- Npmin : Calcul des échanges entre le phosphore minéral labile, actif et stable
- OrdrePerc : Détermination de l'ordre de calcul de la percolation
- Orgn : Calcul de la masse d'azote organique stable exportée hors de l'occupation de sol par les sédiments
- Psed : Calcul de la masse de phosphore organique exportée hors de l'occupation de sol par les sédiments
- Recolte : Ajout d'azote organique frais au sol au moment de la récolte
- Solp : Calcul de la masse de phosphore minéral entraînée par ruissellement

La structure d'appel des différentes sous-programmes est présentée dans le schéma de la Figure 2.1.

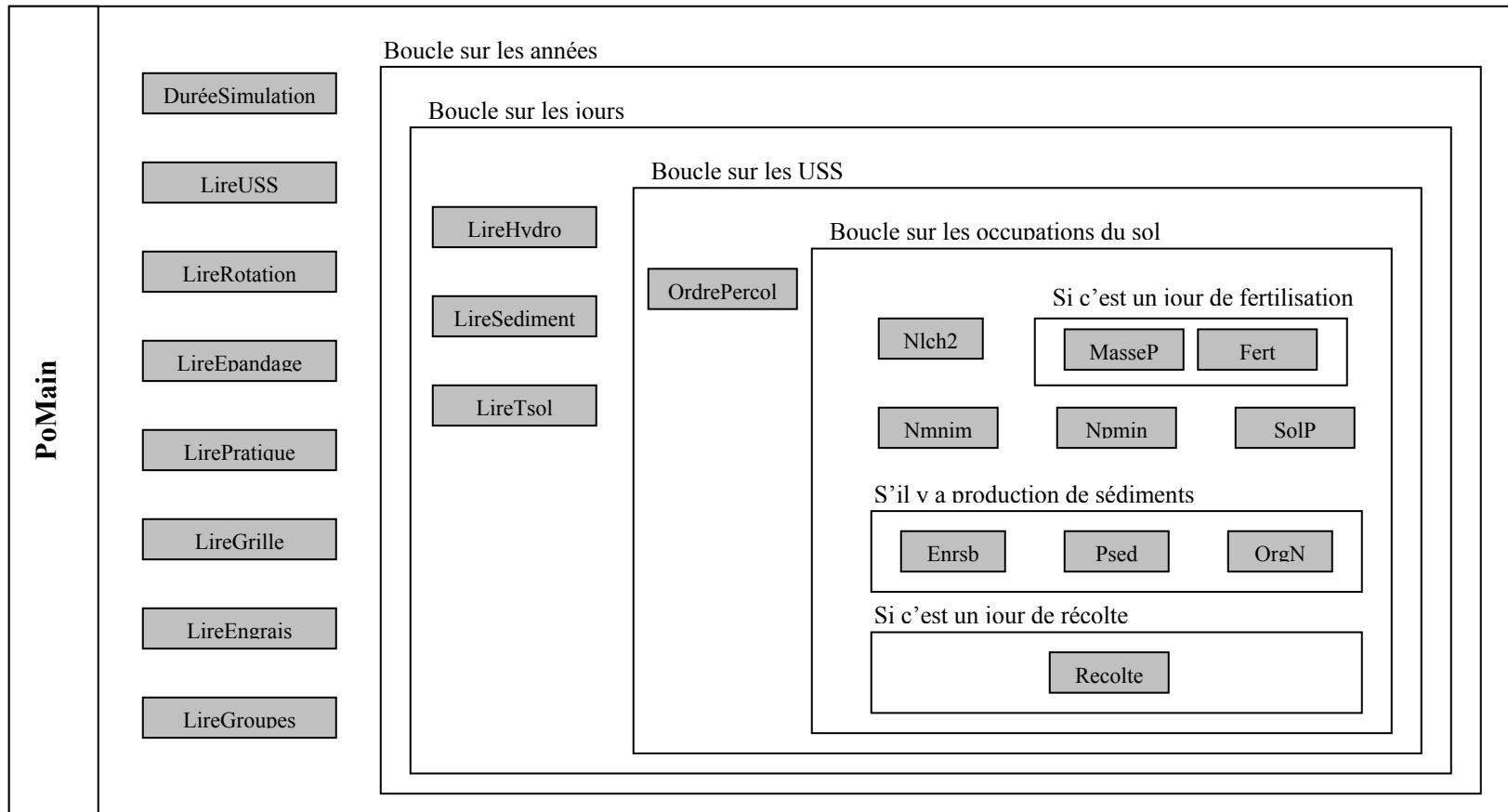


Figure 2.1 : Organigramme du modèle de nutriments de GIBSI

2.1.3 Corrections réalisées

Seules les corrections de fond, liées aux concepts retenus pour certaines équations du modèle et qui influent sur les processus simulés et les sorties du modèle, sont présentées ici. Des modifications de forme destinées à clarifier le code de calcul ont également été réalisées mais ne sont pas présentées. Les principales modifications réalisées concernent la sous-routine *Nmnim2* calculant les processus d'échange entre les différentes formes d'azote et de phosphore (minéralisation, immobilisation, dénitrification) et la sous-routine *Orgn* calculant les pertes en azote organique transportées par les sédiments.

2.1.3.1 Bilan des résidus et des masses d'azote frais et de phosphore frais (sous-programme *Nmnim2*)

Tous les calculs de cette sous-routine sont réalisés à l'intérieur d'une boucle sur les couches de sol. Après avoir calculé les processus d'échange, de transformation et de transport, les bilans d'humus et des différentes formes d'azote et de phosphore sont réalisés pour chaque couche de sol, à la fin de la sous-routine. Pour les résidus, ce bilan ne concerne que la couche superficielle.

Initialement, la perte de résidus par minéralisation (*rdc*) était considérée comme étant égale à la quantité de phosphore et d'azote minéralisée :

$$rdc = rmn1 + rmp$$

avec :

rdc est la perte de résidus par minéralisation

rmn1 est la quantité d'azote frais minéralisée (kg/ha)

rmp est la quantité de phosphore frais minéralisée (kg/ha)

En réalité, la perte de masse des résidus ne se limite pas seulement au phosphore et à l'azote minéralisé (la composante carbonée est également importante), et cette équation sous-estime donc nettement la diminution réelle de masse de résidu. Il semble plus pertinent de considérer que cette perte de résidus est proportionnelle au taux de minéralisation de l'azote frais (et du phosphore frais puisque le taux de minéralisation est le même pour ces deux composantes). Ce taux de minéralisation est calculé plus en amont dans le programme (variable *decr*). La nouvelle équation pour la diminution de résidus est donc la suivante :

$$rdc = decr \cdot rsd(v, j)$$

où :

rdc est la perte de résidus par minéralisation (kg/ha/jour)

rsd(v,j) est la masse de résidus (kg/ha)

$decr$ est le taux de minéralisation de l'azote frais, du phosphore frais et des résidus (kg/ha/jour)

A noter que cette équation était présente dans le premier programme (Beauchemin, 1997), et qu'elle avait ensuite été corrigée (Trépanier, 1998).

Par ailleurs, l'équation pour le bilan des résidus est la suivante :

$$rsd(v, j) = rsd(v, j) - rdc$$

où :

$rsd(v, j)$ est la masse de résidu pour l'occupation v de l'uss j (kg/ha)

rdc est la perte de résidus par minéralisation (kg/ha/jour)

Cette équation était initialement placée juste après le calcul des taux de minéralisation, et avant le calcul de l'immobilisation des formes minérales. Même si cela ne change pas le résultat, il semble plus logique de placer ce calcul en fin de sous-routine, dans la partie comprenant l'ensemble des bilans.

Surtout, ce calcul était placé dans la boucle générale sur les couches de sol sans condition sur le numéro de la couche, ce qui signifie que le calcul était réalisé à chaque itération sur les couches et que par conséquent la quantité rdc était retranchée à trois reprises, de la masse de résidus $rsd(v, j)$. L'équation a donc été déplacée en fin de programme, et exécutée uniquement pour la première couche de sol, avec les calculs des bilans d'azote organique frais et de phosphore organique frais.

L'ensemble de ces corrections impliquent une décroissance de la masse de résidus beaucoup plus rapide (et plus réaliste) que ce qu'elle était initialement (voir paragraphe 2.1.4).

2.1.3.2 Mise à jour de la quantité d'humus (sous-programme $Nmnim2$)

Dans la version du programme de mai 2003, l'équation utilisée pour la mise à jour de la quantité d'humus était la suivante :

$$hum(c, v, j) = hum(c, v, j) + 0.2 \times rmn1 - hmn$$

où :

$hum(c, v, j)$ est la quantité d'humus dans la couche de sol c de l'occupation v de l'uss j (kg/ha)

$rmn1$ est le taux de minéralisation de l'azote organique frais des résidus (kg/ha/jour)

hmn est le taux de minéralisation de l'azote organique actif dans l'humus (kg/ha/jour)

D'après cette équation, la variation de la quantité d'humus correspond uniquement à la variation d'azote organique actif : apport par minéralisation de l'azote frais des résidus ($0.2\ rmn1$) et perte par minéralisation (hmn). Cela ne correspond pas à la réalité puisque la variation d'humus dépend aussi des bilans de phosphore organique et de carbone organique.

Ici encore, nous avons repris l'équation originale présente dans la première version du programme : le taux de variation d'humus est pris égal au taux de variation de l'azote organique actif (rapport entre la variation d'azote organique actif et le stock d'azote organique actif) :

$$hum(c, v, j) = hum(c, v, j) \times \left(1 + \frac{0.2 \times rmn1 - hmn}{xx} \right)$$

où :

$hum(c, v, j)$ est la quantité d'humus dans la couche c , de l'occupation v , de l'us j (kg/ha)

$rmn1$ est le taux de minéralisation de l'azote organique frais des résidus (kg/ha/jour)

hmn est le taux de minéralisation de l'azote organique actif dans l'humus (kg/ha/jour)

xx est la quantité d'azote organique actif dans l'humus (kg/ha)

Dans les faits, il s'avère que cette mise à jour de la quantité d'humus n'est pas indispensable puisque cette variable n'est utilisée nulle part ailleurs dans le programme.

2.1.3.3 Transport d'azote organique par les sédiments (sous-programme Orgn)

Depuis la version précédente du programme (Trépanier, 1998), on considère que c'est l'ensemble de l'azote organique de l'humus (actif et stable) qui peut être entraîné par les sédiments. On oublie l'azote organique frais, qui peut lui aussi être entraîné. Ainsi, dans les modèles EPIC (Williams, 1995, eq. 25.164) et SWAT (Neitsch *et al.*, 2000, eq. 14.2.1 et 14.2.2), les trois formes d'azote organique sont prises en compte. De plus, les bilans n'avaient pas été corrigés en conséquence, et les quantités d'azote total entraînées étaient retranchées du stock d'azote organique stable uniquement.

Afin de pouvoir mettre à jour les trois formes d'azote, il a donc fallu calculer séparément les masses d'azote organique actif, d'azote organique stable et d'azote frais emportées par les sédiments selon le même algorithme que précédemment. De nouvelles variables locales ont donc été créées :

- *const*, *conac*, et *confr* (concentration en azote organique stable, actif et frais respectivement dans la première couche de sol) à la place de la variable *con* (concentration d'azote organique total dans la première couche de sol)
- *yonst*, *yonac* et *yonfr* (masse d'azote organique stable, actif et frais respectivement entraînée par les sédiments) à la place de *yon* (masse d'azote organique stable entraînée par les sédiments).

En fin de sous-routine, les bilans sont maintenant réalisés pour les trois formes d'azote organique (actif, stable et frais).

2.1.3.4 Transport de phosphore organique par les sédiments (sous-programme *Psed*)

De la même manière que pour l'azote, le phosphore organique frais (des résidus) a été oublié dans le calcul des quantités de phosphore entraînées par les sédiments. Cette composante a donc été rajoutée à celles concernant le phosphore minéral stable, le phosphore minéral actif, et le phosphore organique actif (voir SWAT, Neitsch *et al.*, 2000, eq. 14.4.2).

2.1.3.5 Apport d'azote et de phosphore organique par fertilisation (sous-programme *Fert*)

La quantité d'azote organique apportée au sol était ajoutée au stock d'azote organique stable. Or, selon le modèle SWAT (eq. 20.7.3 et 20.7.4), cette quantité doit être répartie entre le stock d'azote frais (*fon*) et le stock d'azote organique actif (*wmn*). Les équations sont maintenant les suivantes :

$$\begin{aligned} wmn(c, v, j) &= wmn(c, v, j) + 0.5 \times E_{azoteO} \\ fon(v, j) &= fon(v, j) + 0.5 \times E_{azoteO} \end{aligned}$$

où

wmn(c,v,j) est la quantité d'azote organique actif dans la couche de sol *c*, de l'occupation *v*, de l'uss *j* (kg/ha)

E_{azoteO} est la quantité d'azote organique épandue (kg/ha),

fon(v,j) est la quantité d'azote frais de l'occupation *v*, de l'uss *j* (kg/ha)

De même dans le cas du phosphore organique apporté, la quantité apportée est répartie entre le stock de phosphore organique actif et le stock de phosphore frais

$$\begin{aligned} wpo(c, v, j) &= wpo(c, v, j) + 0.5 \times E_{phosphO} \\ fop(v, j) &= fop(v, j) + 0.5 \times E_{phosphO} \end{aligned}$$

où

$npo(c,v,j)$ est la quantité de phosphore organique actif dans la couche de sol c , de l'occupation v , de l'uss j (kg/ha)

$EphosphO$ est la quantité de phosphore organique épandue (kg/ha),

$fop(v,j)$ est la quantité de phosphore frais de l'occupation v , de l'uss j (kg/ha)

Cette correction implique un changement dans la répartition de l'azote et du phosphore apportés par fertilisation, et surtout le fait que le stock d'azote organique reste plus stable, tandis que le stock d'azote organique actif évolue au moment des fertilisations (voir Figure 2.3). Ainsi, l'azote apporté est davantage disponible pour les processus d'échange dans le sol.

2.1.3.6 Calcul du flux entre l'azote organique actif et stable (sous-programme *Nmnim2*)

En début de sous-routine, le programme calcule la quantité d'azote transférée de l'azote organique actif vers l'azote organique stable, ou vice-versa. Le calcul initial était le suivant :

$$rwn = 10^4 \cdot wmn(c, v, j)$$

où :

rwn est le flux d'azote entre le réservoir d'azote organique actif et le réservoir d'azote organique stable (kg/ha)

$wmn(c,v,j)$ est la quantité d'azote organique actif de la couche c , dans l'uss j et l'occupation v

Cette équation signifie que rwn est toujours positif, et donc que l'échange d'azote s'effectue toujours dans le sens azote actif vers azote stable, et que le stock d'azote stable est en constante augmentation.

L'équation utilisée dans le modèle SWAT (eq. 10.2.3) est différente et semble plus logique, puisqu'elle prend également en considération la quantité d'azote organique stable dans la couche de sol :

$$rwn = 0.00001 \times \left(wmn(c, v, j) \times \left(\frac{1}{0.02} - 1 \right) - wn(c, v, j) \right)$$

où

rwn est le flux d'azote entre le réservoir d'azote organique actif et le réservoir d'azote organique stable (kg/ha)

$wmn(c,v,j)$ est la quantité d'azote organique actif de la couche c , dans l'uss j et l'occupation v

$wn(c,v,j)$ est la quantité d'azote organique stable de la couche c , dans l'uss j et l'occupation v

C'est donc cette équation qui a été choisie. Toutefois, cela n'a que très peu d'effet sur les résultats à cause de la constante multiplicative très faible (10^{-5}) qui implique que l'azote organique stable varie très peu. A noter que le calcul utilisé dans EPIC (eq. 25.179 et 25.180) est du même type en un peu plus sophistiqué puisque la constante (0.02) devient une variable qui est calculée en fonction des précédents culturaux.

2.1.3.7 Application de résidu au moment de la récolte (sous-programme Recolte)

Dans le programme initial, seul de l'azote frais est apporté au sol au moment de la récolte. Aucun apport de phosphore frais ni de résidu n'est considéré. Ce calcul sera modifié au moment d'intégrer le calcul du prélèvement par les plantes et la gestion des résidus au moment de la récolte (paragraphe 2.2.7)

2.1.3.8 Rotations culturales (programme principal Pomain)

A chaque occupation du sol correspond une rotation culturale définie sur 5 ans (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 : Rotations culturales pour chaque occupation du sol

Occupation du sol	Numéro de rotation	Année 1	Année 2	Année 3	Année 4	Année 5
Céréales (2)	1	céréales	fouillage	fouillage	fouillage	fouillage
Fourrages (3)	1	céréales	fouillage	fouillage	fouillage	fouillage
	2	maïs	maïs	maïs	maïs	céréales
Maïs (4)		ensilage	ensilage	ensilage	ensilage	
	4	maïs grain	maïs grain	maïs grain	canola	céréales

Initialement, on considérait que toutes les occupations de sol étaient dans la même année de rotation. Cela signifie que pour une simulation d'une durée d'un an, on ne prenait en compte que des cultures de céréales, de maïs grain et de maïs fourrage, et qu'il fallait attendre la 2^e année de simulation pour considérer des fourrages (pour les occupations du sol 2 et 3).

Dans la réalité, les rotations sont indépendantes d'une exploitation à l'autre. Afin de pouvoir prendre en compte des configurations culturales plus réalistes sur le bassin versant, il semble donc important d'introduire une répartition aléatoire des années de rotation. La modification a été réalisée dans la sous-routine LireRotation appelée en début de programme : le numéro de l'année de rotation n'est plus systématiquement égal à 1 pour la première année de la simulation, mais vaut une valeur entre 1 et 5 déterminée aléatoirement pour chaque occupation du sol de chaque USS. Il est important de noter que cette valeur aléatoire ne concerne que la première année de simulation et que pour les années suivantes, la rotation culturale suit l'ordre

chronologique (le numéro de l'année de rotation est incrémenté de 1 à chaque année de simulation, et revient à 1 après l'année n° 5). Enfin, cette valeur aléatoire est la même à chaque nouvelle simulation puisque l'ensemencement de la variable aléatoire est constant. Cela permet d'assurer la reproductibilité des simulations ce qui est fondamental, notamment pour le calage du modèle.

2.1.3.9 Gestion des fertilisants (sous-programme Fert)

Les modifications effectuées concernent la gestion des fertilisants (fumier et lisier) entreposés et la quantité de fertilisant utilisée lors des fertilisations (*pré-semis*, *semis* et *post-levée*) et des épandages de fumier lorsque la règle de gestion des fertilisants spécifié pour l'USS est la règle *Appliquer eng. ferme (offre)* (règle #1). Les modifications sont effectuées dans le sous-programme *Fert* du modèle *PO*.

Le problème actuel est le suivant; lorsque la règle de gestion des fertilisants pour l'USS est la règle *Appliquer eng. ferme (offre)* (règle #1), lors des fertilisations (*pré-semis*, *semis* et *post-levée*), on divise l'offre annuelle totale du USS par le nombre de jours totale où l'on doit effectuer une fertilisation (somme des nombres de jours sur lesquelles s'effectue chacune des fertilisations pour chaque occupation agricole du USS) et on applique à chacun de ces jours la quantité calculée. Donc à l'automne, pour la pratique *Épandage de fumier*, nous ne disposons plus de fertilisant à appliquer étant donné que le total a été utilisé pour les fertilisations. Cependant, *PO* applique quand même la quantité calculée (offre annuelle totale / nb jours total de fertilisation) à chaque jour d'épandage même si tout le volume annuel a déjà été utilisé. En plus, la quantité calculée qui est appliquée est erronée puisque lors de la pratique *Épandage de fumier*, on devrait appliquer selon le calcul suivant; quantité restante de fertilisant (après fertilisation) / nb jours total où l'on doit effectuer la pratique *Épandage de fumier* sur l'USS.

Exemple: si on considère un USS ayant les occupations agricoles *Pâturage* et *Céréales*, ces occupations ont une rotation des cultures de type *1 an de céréales et 4 ans de plantes fouragères* (rotation #1). Cette rotation consiste seulement en une *Fertilisation au semis* à l'été et un *Épandage de fumier* à l'automne (pour la 1^{ière} année pour ce qui est des pratiques de fertilisation et d'épandage seulement). Le modèle *DATES* a déterminé que cette fertilisation s'effectuera sur une période de 10 jours pour chaque occupation (règle 10 jours *PO*). Donc nous avons un total de 20 applications (jours) pour la pratique *Fertilisation au semis* en considérant les deux occupations *Pâturage* et *Céréales*. Si l'offre annuelle pour l'USS est de 100 kg/ha, on applique donc à chaque jour de la pratique *Fertilisation au semis* 5 kg/ha. On appliquera également cette masse à chaque jour de la pratique *Épandage de fumier*. Cette pratique se déroule sur un total de 20 jours en considérant les 2 occupations *Pâturage* et *Céréales*. On épand donc 100 kg/ha en trop sur l'USS.

Pour l'instant, le 'surplus d'épandage' est effectué seulement lors de la pratique *Épandage de fumier* pour la rotation *1 an de céréales et 4 ans de plante fourragère* (rotation #1), donc pour les occupation *Pâturage* et *Céréales* (occupation #2 et #3). Pour l'occupation *Maïs* (occupation #4), s'il y a rotation *4 ans de maïs-fourragère et 1 an de céréales* (rotation #2), la masse de fertilisant restante après les fertilisations est vérifiée et donc aucun épandage est effectué (le total est utilisé lors des fertilisations). Pour ce qui est de la rotation *3 ans de maïs-grain, 1 an de canola et 1 an de céréales* (rotation #4), il n'y a pas de pratique culturale *Épandage de fumier*.

Les modifications apportées au modèle *PO* sont prises en compte seulement lorsque la règle de gestion des fertilisants spécifié pour l'USS est la règle *Appliquer eng. ferme (offre)* (règle #1, par défaut dans GIBSI). Il a été convenu que *PO* conservera une fraction de la production annuelle de fertilisant (fumier et lisier) en entreposage qui sera éventuellement utilisé lors des pratiques *Épandage de fumier*. Cette quantité sera entreposée seulement s'il y a au moins une pratique *Épandage de fumier* sur l'USS. Dans le cas contraire, la solution proposée ne s'applique pas et tout la quantité de fertilisant est appliqué lors des fertilisations. Les quantités entreposées et disponibles pour l'épandage seront déterminées selon la formulation suivante:

$FractionStockage = NbJourEntreposage \text{ (par défaut 250)} / \text{nombre de jour total dans l'année}$

$MasseDisponibleFertilisation = Volume Annuel * FractionStockage$

$MasseDisponibleEpandage = Volume Annuel * (1 - FractionStockage)$

Après avoir déterminé la masse de fertilisant (fumier et lisier) disponible pour les fertilisations et les épandages, la quantité appliquée à chaque jour de fertilisation ou d'épandage est déterminé par le calcul déjà utilisé dans *PO* (décrite plus haut) :

$Quantité \text{ appliquée (fertilisation)} = MasseDisponibleFertilisation / NbJourTotalFertilisationUSS$

$Quantité \text{ appliquée (épandage)} = MasseDisponibleEpandage / NbJourTotalEpandageUSS.$

Ces modifications assureront qu'il restera une fraction de la masse totale de fertilisant produite sur l'USS pour la pratique culturale *Épandage de fumier* lorsque la règle de gestion des fertilisants spécifiée pour l'USS est la règle #1, *Appliquer eng. ferme (offre)*. Ceci corrige également le fait que *PO* appliquait des fertilisants lors de l' *Épandage de fumier* pour la rotation #1 alors qu'en théorie aucun fertilisant n'était disponible étant donné que le total de l'offre de l'USS avait été utilisé lors des fertilisations. Il n'y avait aussi aucun *Épandage de fumier* effectué pour la rotation #4 car la quantité restante de fertilisant était vérifiée par *PO* et était toujours égale à zéro.

En général, pour le modèle *PO*, les traitements effectués lors des autres règles de gestion des fertilisants (règle #2 à #9) et les quantités de fertilisant appliqué devront être vérifiées ainsi que

L'effet de modifier le mode d'épandage, à savoir *Fumier et lisier*, *Fumier seulement* ou *Lisier seulement* pour toutes les règles. Les quantités appliquées lorsqu'on a un ou plusieurs groupe de *USS* devront également être vérifiées. Le paramètre *NbJourEntreposage* devra également être ajouté dans la base de données afin de pouvoir être modifié dans GIBSI par l'utilisateur.

2.1.4 Influence des modifications réalisées sur les résultats

L'ensemble de ces modifications influence les processus simulés concernant le cycle de l'azote et du phosphore dans le sol. La comparaison de la Figure 2.2 et de la Figure 2.3 permet de visualiser cette influence sur l'évolution des différents stocks d'azote et de phosphore durant une année de simulation (1994) pour un *USS*, une occupation du sol, et uniquement pour la première couche de sol. Ainsi, la quantité de résidus qui restait pratiquement constante dans la version initiale du modèle, décroît maintenant tout au long de l'année, pour devenir pratiquement nulle en fin de simulation. L'apport de résidus au moment des récoltes sera intégré plus loin (paragraphe 2.2.7). De même, l'azote organique stable est beaucoup plus stable que précédemment, tandis que l'azote organique actif varie davantage en fonction des apports de fertilisants.

L'intégration d'un modèle de prélèvement de nutriments par les plantes influencera les formes labiles d'azote et de phosphore. On constate que les nitrates sont en faibles quantités tout au long de l'année excepté au moment des fertilisations après lesquelles elles diminuent rapidement. Cela est dû à des taux élevés de dénitrification, et implique que les quantités de nitrates disponibles pour les plantes seront limitantes. En ce qui concerne le phosphore labile, les quantités simulées sont plus importantes.

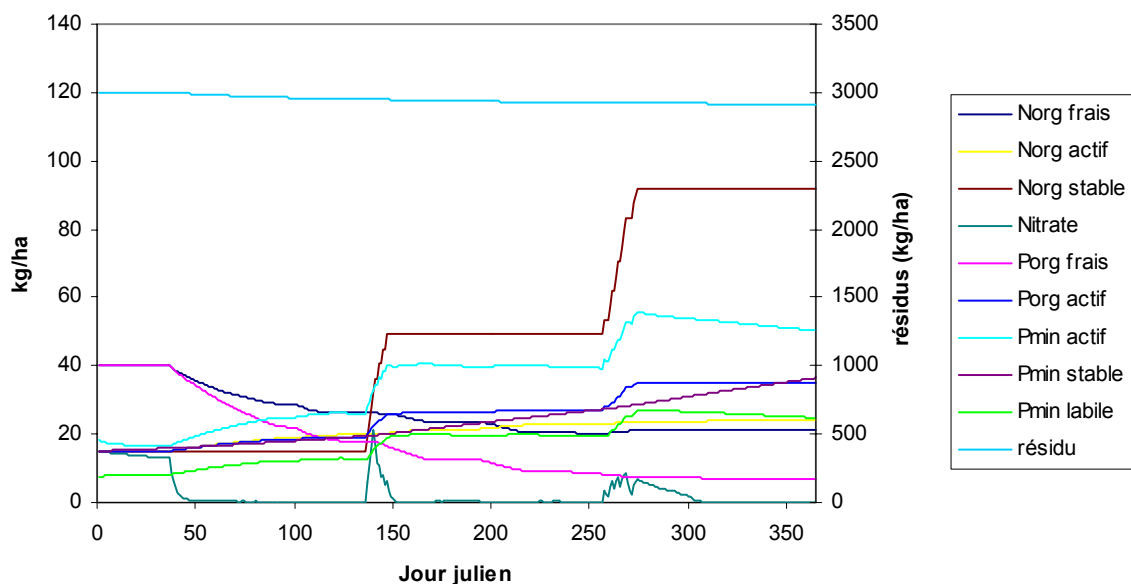


Figure 2.2 : Évolution des quantités de résidus et des différentes formes d'azote dans la première couche de sol telles que simulées par le modèle initial. Simulation réalisée sur l'année 1994, pour l'USS 1671 et l'occupation du sol n°2 (céréales).

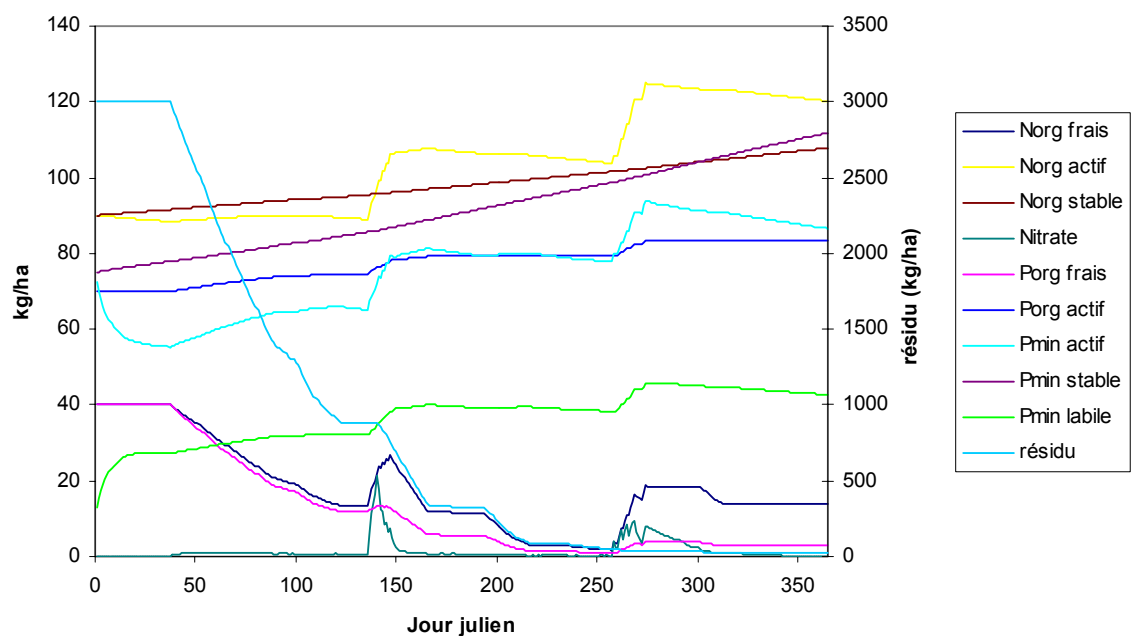


Figure 2.3 : Évolution des quantités de résidus et des différentes formes d'azote et de phosphore dans la première couche de sol telles que simulées par le modèle corrigé. Simulation réalisée sur l'année 1994, pour l'USS 1671 et l'occupation du sol n°2 (céréales).

Concernant spécifiquement les modifications réalisées sur les règles de fertilisation, nous avons comparé les probabilités de dépassement du critère de qualité de l'eau *Activ. récréative contact primaire (0.03)*, pour la variable *Phosphore total (mg/l)*, pour les *USS* du sous-bassin de la rivière *Beaurivage*. Deux simulations sont effectuées : une avec la version de *PO* avant les modifications dont traite ce document (1.01) et une avec la nouvelle version de *PO* (1.02). La période pour les simulations est de 5 ans; du 1^{er} janvier 1982 au 31 décembre 1986. Cette même période est également utilisée pour la création des cartes OER qui serviront à l'analyse des probabilités de dépassement. Une brève comparaison des résultats obtenus est présentée dans le Tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Statistiques pour les concentrations moyennes obtenues pour tous les tronçons

	Po 1.01	Po 1.02
Nombre total de valeurs	1089	1089
Maximum	98.79	98.41
Minimum	0.05	0.05
Somme	32843.46	31118.46
Moyenne	30.16	28.58
Écart-type	26.83	26.35

Des analyses plus élaborées seront effectuées ultérieurement.

2.2 DÉVELOPPEMENT ET INTÉGRATION D'UN MODÈLE DE PRÉLÈVEMENT DES NUTRIMENTS

Après un bref rappel des processus mis en jeu et du contexte de développement d'un tel modèle dans GIBSI, nous présentons une revue de littérature assez générale des modèles existants puis les choix et le travail de développement réalisés.

2.2.1 Rappels sur les processus de prélèvement de nutriments par les plantes

2.2.1.1 L'azote

A l'échelle cellulaire, l'azote est un constituant essentiel des acides aminés, des enzymes, de certaines vitamines et joue également un rôle clé dans la division cellulaire. A l'échelle macroscopique, cet élément est impliqué dans le développement des feuilles et des tiges, et plus particulièrement dans le maintien de la turgescence. A l'échelle des écosystèmes et dans des conditions naturelles, l'azote est le facteur limitant de la production primaire.

Le prélèvement par les plantes concerne deux formes d'azote : les ions nitrate (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Ces derniers sont prélevés de façon minoritaire (environ 1/5 du prélèvement total en azote). On distingue le prélèvement actif faisant appel à des enzymes et de l'énergie au transport passif qui suit les gradients de concentration. Les ions migrent vers les racines par mouvement convectif ou diffusif. L'absorption d'azote n'est pas régulière au cours de la vie d'une plante : pendant la phase de germination, la demande en azote est forte et est satisfaite en majeure partie par les réserves de la graine (Schubert, 1987; Zhou *et al.*, 1997). L'absorption augmente ensuite de manière exponentielle pendant la période de croissance rapide puis ralentit pendant la phase reproductive et se maintient ensuite à un niveau assez bas (Couillandeu, 1999). L'absorption se fait par les jeunes racines, les racines âgées étant tubérisées. L'azote contrôle le degré d'utilisation des autres éléments par la plante et nourrit les microorganismes du sol qui décomposent la matière organique (CRAAQ, 2003).

2.2.1.2 *Le phosphore*

Le phosphore participe à tous les processus biochimiques de la vie d'un organisme : le développement, les transferts d'énergie, la respiration, la photosynthèse, et plusieurs autres fonctions physiologiques.

Le phosphore existe dans le sol majoritairement sous forme d'ions orthophosphates, à l'état de phosphates de calcium ou dans la solution du sol sous forme ionique (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}). C'est ce stock d'orthophosphates qui alimente les plantes.

Même si la littérature est beaucoup moins abondante que pour l'azote, on sait que le prélèvement de phosphore suit la même dynamique. Au moment de la maturation de la plante, le phosphore est en grande partie localisé dans la graine ou le fruit (CRAAQ, 2003).

2.2.2 Contexte et historique de l'intégration d'un modèle de prélèvement des plantes dans GIBSI

L'absence de modèle de prélèvement des nutriments par les plantes dans GIBSI constitue une lacune importante aussi bien sur le plan conceptuel que sur le plan de la qualité des résultats de simulation. Ces processus n'ont pas été pris en compte au moment du développement du premier modèle de transport des nutriments, mais ont ensuite fait l'objet de plusieurs études prospectives, dans le cadre de stages d'étudiants ou de mini-projets.

○ *Travaux de N. Nasr (Nasr, 1996)*

Dans le cadre du développement du modèle de transport de nutriments, la croissance des plantes et le prélèvement de nutriments ont été programmés d'après les modèles SWAT et EPIC. Toutefois, le rapport ne présente pas les détails de cette partie du programme. Elle n'a

pas été intégrée au programme principal à cause de difficultés qui ne sont pas détaillées dans le rapport.

○ *Travaux de J. Beauchemin (Beauchemin, 1997)*

Ce rapport présente de manière plus détaillée la première version du programme destiné à simuler la croissance des plantes, avec les quelques corrections réalisées. Il s'agissait en fait d'un ensemble de sous-routines intégrant les pratiques culturales (semis, différents types de récoltes, labour) et les différents processus de croissance tels que modélisés dans le modèle EPIC. Certaines sous-routines étaient toutefois encore incomplètes. Ce programme n'a pas été testé ni intégré au programme principal, les données d'entrée nécessaires étant indisponibles. Par ailleurs, il a été impossible de retrouver le code informatique du programme.

○ *Travaux de S. Trépanier (Trépanier, 1998)*

Ces travaux consistent en une amélioration du modèle général de transport de nutriments, sans prendre en compte le modèle de croissance des plantes.

○ *Travaux de S. Couillandean (Couillandean, 1999)*

Ce travail constitue la première véritable étude détaillée de la problématique du prélèvement de nutriments par les plantes, des possibilités de modélisation et d'intégration d'un tel modèle dans GIBSI. Une revue de littérature met en évidence les différentes approches possibles, ainsi que les principaux modèles de culture existants. Un modèle de type empirique est proposé, basé sur une courbe de prélèvement cumulatif en fonction du temps, de type sinusoïdale (voir paragraphe 2.2.5). Les facteurs de stress liés à l'eau (manque ou excès) et de température sont pris en compte. Les données utilisées pour les différents paramètres du modèle sont bien documentées et le code informatique est présenté en annexe. Le programme développé a été intégré à GIBSI et des simulations ont été réalisées pour évaluer son influence sur les sorties du modèle global, mais les résultats obtenus ont mis en évidence plusieurs incohérences qui n'ont pas pu être solutionnées faute de temps.

○ *Travaux de L. Dridi (Dridi, 2002)*

Ce rapport reprend et complète l'étude précédente avec une description détaillée de plusieurs types de modèles. Là encore, un modèle empirique est proposé, légèrement différent du modèle précédent. Il est basé non pas sur une courbe de type sinusoïde mais de type logistique, afin de pouvoir adapter la courbe à chaque culture. En revanche, le rôle de la croissance racinaire est pris en compte de manière très simplifiée et la répartition de la demande en azote et phosphore dans le profil de sol reste approximative.

Ce modèle a été testé, et les résultats sont présentés en détail dans le rapport. Toutefois, ce modèle est difficile à évaluer puisque les tests ont été réalisés dans des conditions où l'offre est inférieure à la demande, c'est à dire que tout l'azote disponible est prélevé chaque jour. Une comparaison des résultats finaux de prélèvement avec les données moyennes disponibles, donne des différences assez variables selon les cultures.

2.2.3 Objectif

L'objectif est ici d'intégrer le prélèvement journalier d'azote et de phosphore dans le modèle de transport de nutriments. Compte tenu de la structure de GIBSI et des besoins de modélisation, les critères de choix pour le modèle de prélèvement sont les suivants :

- Un pas de temps journalier
- La simplicité du modèle
- La disponibilité des variables d'entrée
- La compatibilité des processus et des variables simulées avec GIBSI
- Un nombre limité de paramètres de calage
- La prise en compte de l'azote et du phosphore
- La prise en compte des principales cultures (céréales, fourrages, maïs, canola)
- Des paramètres à base physique, paramètres de calage peu nombreux
- Une inspiration mécaniste

2.2.4 Revue et principes des modèles de culture

La plupart des modèles de prélèvement existants sont basés sur des modèles plus généraux de croissance des cultures, avec l'hypothèse que les besoins en azote dépendent étroitement de l'accroissement de la biomasse. L'objet n'est pas ici de faire une revue de littérature exhaustive des modèles de culture. Il s'agit plutôt d'apporter un complément d'informations au travail déjà réalisé (Couillandeu, 1999; Dridi, 2002), en donnant un aperçu des différentes approches possibles pour simuler les processus de prélèvement de nutriments par les plantes, et plus généralement pour les modèles de culture.

Les modèles de culture s'intéressent au système sol-plante dans son environnement physique et technique et sont développés depuis 25 ans. Plusieurs grandes tendances se sont succédées avec d'abord l'école néerlandaise et une approche écophysionologiste (ex : le modèle SUCROS), puis l'école américaine avec une approche agronomique (modèles CERES, CROPGRO). EPIC fut le premier modèle générique développé pour répondre à des préoccupations agro-environnementales (Williams *et al.*, 1989; Williams, 1995). Enfin, certains modèles sont à vocation uniquement environnementale (DAISY, PASTIS). La tendance actuelle est à la mise au point de modèles intégrés, génériques et agro-environnementaux qui prennent en compte

l'effet des pratiques agricoles. Malgré la quantité de modèles existants, de nouveaux modèles apparaissent constamment dans la littérature. Ceci est dû au fait qu'il est nécessaire d'adapter les processus simulés à des conditions spécifiques ou à des problèmes nouveaux (Brisson *et al.*, 2003).

On distingue les modèles mécanistes, qui sont généralement le reflet d'une discipline scientifique particulière, et les modèles fonctionnels ou empiriques qui se définissent par leurs objectifs agronomiques ou environnementaux. Certains modélisent la croissance ou le développement de la plante et d'autres seulement la croissance des cultures. L'unité de temps utilisée dans tous les modèles est le jour, tandis que l'unité spatiale de simulation correspond à une unité homogène de sol, de climat et d'occupation du sol.

Malgré la grande variété de modèles de culture, la plupart d'entre eux utilisent des concepts communs. Les principaux facteurs pris en compte pour simuler la croissance des plantes sont la température, le rayonnement, et la disponibilité en eau et en nutriments. La dynamique est toujours journalière, imposée par le forçage climatique qui détermine une croissance optimale. Le schéma général utilisé dans la majorité des modèles est le suivant (Figure 2.4) : la température détermine le développement foliaire, qui va ensuite déterminer l'activité photosynthétique et donc la production optimale de biomasse. Cette croissance optimale implique une demande en eau et en nutriments. La comparaison de cette demande avec l'offre, c'est à dire la quantité d'eau et de nutriments disponibles dans le sol pour les racines, va déterminer des facteurs de stress qui sont des fonctions de réduction de l'activité de la plante.

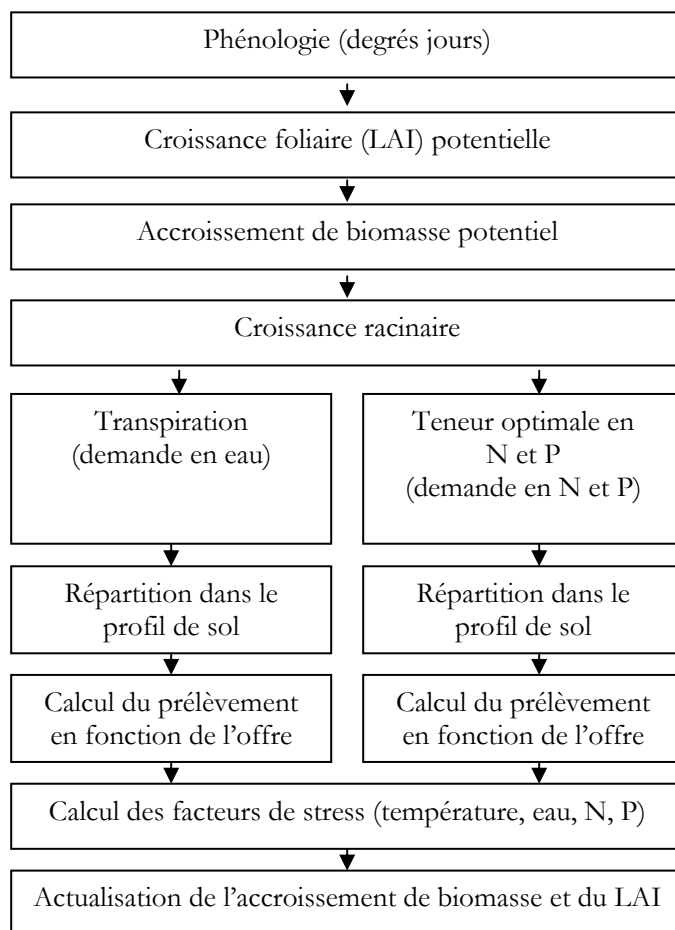


Figure 2.4 : Schéma récapitulatif des étapes suivies par les principaux modèles de culture

Ce schéma général est notamment utilisé dans les modèles EPIC et SWAT qui ont servi de base à l'ensemble du modèle de transport de nutriments de GIBSI, mais aussi dans les principaux modèles de culture tels que **CERES** (Ritchie, 1972; Gabrielle et Kengni, 1996), **STICS** (Brisson *et al.*, 2003), et **DAISY** (Hansen *et al.*, 1991). Nous présentons ici leurs principaux concepts et modes de calcul, sachant qu'ils sont représentatifs d'une grande majorité de modèles de culture. Il serait par ailleurs trop fastidieux de donner une description détaillée des algorithmes utilisés dans tous les modèles, compte tenu de leur complexité.

2.2.4.1 Temps thermique

Le développement de la plante est toujours piloté par la température. Les modèles empiriques sont basés sur la notion de temps thermique, exprimé en degrés-jours. Cette somme de degrés jours (depuis le semis) est calculée de la manière suivante :

$$Sdj_j = \sum_{i=jsem}^j \left(\frac{T_{max,i} + T_{min,i}}{2} - T_{seuil} \right)$$

où :

Sdj_j est la somme de degrés-jours (ou temps thermique) au jour j depuis le semis

$jsem$ est le jour de semis

$T_{max,i}$ est la température maximale mesurée au jour i

$T_{min,i}$ est la température minimale mesurée au jour i

T_{seuil} est la température de base, en dessous de laquelle la plante ne se développe pas

Certains modèles utilisent ensuite une fraction d'unités de chaleur accumulées qui dépend du rapport entre le temps thermique calculé et le temps thermique nécessaire pour atteindre la maturation (différent selon le type de culture). On considère que la plante est en croissance tant que cette fraction est inférieure à 1. Le facteur d'unité de chaleur est calculé en fonction de cette fraction et de paramètres propres à chaque culture. Ce facteur détermine la dynamique de croissance et de développement des plantes.

2.2.4.2 Indice de surface foliaire (LAI) et biomasse

L'accroissement de l'indice de surface foliaire (LAI) est ensuite calculé en fonction du facteur d'unité de chaleur et du LAI maximal de la plante, selon une courbe sigmoïde (pour la phase de croissance). Lorsque le facteur d'unité de chaleur dépasse une valeur seuil, on considère que la plante entre en phase de sénescence et le LAI diminue.

Pour simuler l'accroissement de la biomasse, quasiment tous les modèles de cultures sont basés sur une analogie optique (la loi de Beer) pour estimer en premier lieu l'interception du rayonnement photosynthétiquement actif (PAR) en fonction du LAI et du rayonnement solaire, qui est utilisé en tant que donnée d'entrée. Cette approche est très performante pour les cultures homogènes, mais mal adaptée aux couverts en rang ou dans la phase d'installation de la culture. On utilise ensuite une relation linéaire entre le rayonnement intercepté et la biomasse accumulée. La pente de cette relation est le Radiation Use Efficiency (Monteith, 1977), qui représente les processus de photosynthèse, de respiration ainsi que la variation de composition de la biomasse. Certains modèles prennent également en compte l'influence de la teneur en CO₂ et du déficit de vapeur d'eau dans le calcul du RUE (SWAT, EPIC, STICS...).

Une fois que l'accroissement potentiel de biomasse est ainsi calculé, on calcule les processus d'absorption racinaire (eau et nutriments), et les facteurs de stress liés à d'éventuelles conditions limitantes.

2.2.4.3 Prélèvement en eau

Le but est ici de prendre en compte la transpiration par la plante dans le calcul du bilan hydrique du sol, et de déterminer l'indice de stress hydrique qui va limiter la croissance de la plante. Pour calculer l'eau réellement transpirée par la culture, la plupart des modèles intègrent la quantité d'eau disponible dans le sol et la capacité de la plante à extraire cette eau. Pour cela on calcule la croissance racinaire en fonction de la biomasse et du facteur d'unité de chaleur. Il s'agit ensuite de répartir l'eau prélevée dans le profil de sol en fonction de la profondeur des racines et de la disponibilité en eau dans les différentes couches.

2.2.4.4 Prélèvement en azote et phosphore

Les prélèvements en azote concernent uniquement les nitrates dans la plupart des modèles, mais certains prennent en compte également l'ammonium (ex : STICS). Les besoins en azote dépendent de l'accumulation de biomasse et sont définis par la courbe d'accumulation maximale. On calcule ainsi la fraction optimale d'azote dans la biomasse en fonction de la fraction d'unités thermiques et de paramètres propres à chaque culture. La demande journalière correspond à la quantité d'azote nécessaire pour satisfaire la croissance (et dans certains cas le déficit). Le prélèvement correspond au minimum de la demande et de la quantité de nitrates (et éventuellement ammonium) disponible. La même approche est utilisée dans le cas du phosphore minéral labile.

Cette approche est utilisée dans tous les modèles de référence avec quelques variantes. Certains modèles plus complexes considèrent le prélèvement de solutés par les racines, en tenant compte du flux d'eau vers les racines dû à la transpiration foliaire, de la diffusion le long du gradient de concentration créé par le prélèvement actif et du flux de solutés à l'intérieur des racines (Yanai, 1994). Certains modèles considèrent également la fixation symbiotique d'azote par les plantes légumineuses.

2.2.4.5 Calcul du rendement potentiel

L'approche la plus simple consiste à calculer le rendement potentiel chaque jour de simulation comme le produit de la biomasse aérienne et d'un indice de récolte. Cet indice représente la part de biomasse aérienne prélevée au moment de la récolte, et est calculé en fonction de la fraction d'unité thermique. Une approche plus complexe est de considérer les différents organes de la plante comme des compartiments pouvant jouer un rôle source et/ou puits, ce qui engendre une autorégulation du système. Cette approche est plus adaptée aux cultures à la croissance indéterminée et aux cultures pérennes.

Il est également possible d'étendre la notion d'indice de récolte final à l'accumulation dynamique de biomasse dans les grains, ce qui permet de globaliser les deux sources d'assimilats. Cette approche est utilisée dans le modèle STICS.

2.2.4.6 *Limitation de la croissance par les facteurs de stress*

Les facteurs de stress représentent les contraintes dues à l'environnement de la plante (température, eau, nutriments, aération, teneur en CO₂, etc.) qui limitent sa croissance. Les facteurs de stress varient entre 0 et 1. Les interactions entre ces stress répondent à des régulations mal connues à l'échelle de la plante entière et sont reproduites de manière simpliste dans les modèles (multiplication ou minimum). Ils sont pris en compte pour moduler l'accumulation de biomasse, la croissance racinaire, le rendement, et dans certains cas l'accroissement du LAI.

2.2.4.7 *Les données d'entrée*

Les données d'entrée requises par cette approche sont les températures minimale et maximale journalière ainsi que le rayonnement global. En ce qui concerne le rayonnement, dans le cas où les données ne sont pas disponibles, il existe des méthodes (Weather Generators) pour générer des jeux de données en fonction des données pluviométriques (ex : WXGEN, CLIMGEN, LARS).

2.2.4.8 *Les modèles marginaux*

Certains modèles sont radicalement différents et suivent une approche simplifiée. Le modèle **AZODYN** (Jeuffroy et Recous, 1999) est l'un des modèles existants les plus simples par son nombre limité de modules. Toutefois son domaine de validité est restreint puisqu'il n'a été développé que pour le blé tendre, et uniquement dans le bassin parisien. AZODYN n'a pas de module de développement, pas de transfert de nitrate dans le sol, ne fait pas de distinction entre évaporation et transpiration, et pas de discrétisation du profil de sol. Pour le prélèvement d'azote, on suppose que tout l'azote présent dans la zone racinaire est absorbé. Le LAI est calculé à partir de la biomasse en supposant le ratio LAI/biomasse constant ($6 \cdot 10^{-3}$ m²/g). Ce ratio varie avec la densité de la culture. La quantité totale potentielle d'azote accumulée dans la plante est donnée par 1.25 fois la quantité accumulée dans la partie aérienne, calculée comme le produit de la biomasse maximale et de la concentration critique en azote.

Le modèle **CROPGRO** (Boote *et al.*, 1998) propose également une approche un peu différente, puisque le taux de développement physiologique est exprimé en fonction de la température, de la photopériode et du déficit hydrique. L'autre caractéristique de ce modèle est une grande flexibilité pour utiliser plusieurs fonctions possibles. Par exemple, la photosynthèse

peut être simulée soit par un calcul journalier au niveau de la canopée soit par un calcul horaire à l'échelle foliaire. La croissance de biomasse est plus complexe et basée sur le bilan de carbone. **LASCAM** (Viney *et al.*, 2000) est également un modèle simplifié et conceptuel. Une particularité de ce modèle est de considérer que le prélèvement de nutriments par les plantes dépend du taux d'accumulation de biomasse dans la canopée, et donc du LAI.

2.2.4.9 Les modèles intégrés

Récemment, des outils de gestion intégrée des cultures ont été développés à partir de modèles existants. Ces outils sont à caractère générique (prenant en compte un grand nombre de cultures différentes), équipés de modules de gestion, d'une interface conviviale et parfois d'un SIG. C'est le cas du modèle australien **APSIM** (Keating *et al.*, 2003), dérivé de CERES, du modèle **CROPSYST** (Stöckle *et al.*, 2003) dérivé de EPIC, et de **DSSAT** (Jones *et al.*, 2003) basé notamment sur les modèles CERES, SOYGRO et CROPGRO. **CROPSYST** présente quelques particularités intéressantes, avec notamment une approche plus complexe que dans la plupart des autres modèles pour ce qui concerne la croissance des plantes. L'accroissement de biomasse est calculé en fonction du RUE mais aussi du Water Use Efficiency (WUE) et de la transpiration et du déficit de vapeur d'eau dans l'air. Le LAI est calculé en fonction de la biomasse.

2.2.4.10 Autres modèles de culture

Cette rapide revue de littérature n'est bien sûr pas exhaustive. D'autres modèles de culture n'ont pas été documentés dans le cadre de ce travail : CERCOT, LEACH-M, N-ABLE, N_EXPERT, PAPRAN, PASTIS, PHOENIX, SOIL-N, SUNDIAL, TRAMIN, WELL-N.

2.2.5 Les modèles empiriques de prélèvement de nutriments

Les possibilités pour modéliser de manière simplifiée le prélèvement en nutriments par les plantes sans passer par un modèle de culture sont bien documentées dans les rapports de Couillandeu (1999) et Dridi (2002). Il existe relativement peu d'études présentant et utilisant ce type de modèle simplifié pour la croissance des cultures. En revanche ces modèles sont très utilisés en écologie, biologie des populations et microbiologie pour simuler la dynamique d'une population. Ces méthodes sont basées sur l'utilisation de courbes sigmoïdes permettant, à partir d'une valeur asymptotique, d'estimer l'évolution journalière de la variable.

La forme générique des courbes sigmoïdes peut être décrite par l'équation de Richards :

$$var = var_{\infty} \cdot \left(1 + \delta \cdot a \cdot e^{-bt}\right)^m$$

avec *var* : variable d'intérêt (LAI, ou prélèvement cumulé de nutriment)

var_{∞} : valeur asymptotique de la variable
 t : variable de temps (jour julien)
 a, b et m : paramètres de forme
 δ : vaut +1 si $m < 0$ et -1 si $m > 0$

Selon les valeurs du paramètre m , on obtient des courbes particulières. L'équation la plus communément est la courbe **logistique**, obtenue en prenant $m = -1$:

$$var = \frac{var_{\infty}}{1 + a \cdot e^{-b \cdot t}}$$

Pour l'application au cas de la croissance des plantes, l'équation devient :

$$var = \frac{var_{\infty}}{1 + a \cdot e^{-b \cdot (t - t_{sem})}}$$

où t_{sem} est le jour de semis.

Un autre type de courbe très utilisé en écologie est l'équation de Gompertz :

$$var = var_{\infty} \cdot \exp\left[-a \cdot \exp(-b \cdot t)\right]$$

On peut également utiliser des fonctions trigonométriques pour obtenir une forme sinusoidale (Couillandeu, 1999) :

$$var = \frac{var_{\infty}}{2} \cdot \sin\left[\pi \left(\frac{t - t_{sem}}{t_{rec} - t_{sem}} - \frac{1}{2}\right) + 1\right]$$

où t_{rec} est le jour de récolte

Les paramètres de forme permettent d'ajuster la forme de la courbe en fonction des différentes cultures. Pour l'équation logistique, on obtient une courbe telle que représentée à la Figure 2.5.

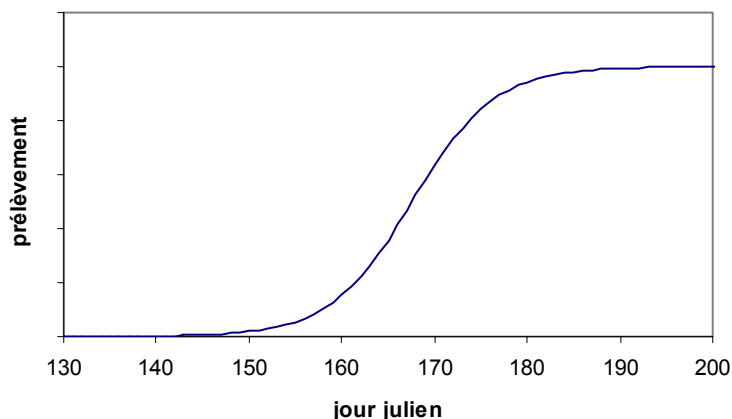


Figure 2.5 : Exemple de courbe sigmoïde (équation logistique)

Dans le cas de la courbe logistique, les coefficients a et b sont différents pour chaque culture, et à déterminer en fonction des dates de semis et de récolte. Pour les déterminer il est nécessaire de faire l'hypothèse que le prélèvement cumulé à la mi-période correspond à 50% du prélèvement final.

Pour modéliser le prélèvement d'azote et de phosphore, il existe deux approches possibles :

- Calcul du prélèvement journalier en fonction du rendement moyen

Le plus simple est d'estimer les quantités moyennes d'azote et de phosphore prélevées par les cultures à la récolte et de calculer le prélèvement journalier correspondant à l'aide d'une courbe sigmoïde. Cette approche est très simpliste et ne prend pas en compte l'influence des conditions météorologiques, ni des conditions agronomiques (la teneur en nitrates dans le sol par exemple). Les quantités de nutriments prélevées à la récolte peuvent être estimées à l'aide des rendements moyens et des teneurs en azote et phosphore dans la plante. Il est possible d'affiner le calcul en considérant la répartition de la matière sèche entre les différents organes (feuilles, tiges, racines) et les teneurs en azote et phosphore dans chaque partie. Ces données peuvent être trouvées dans les grilles de fertilisation (CRAAQ, 2003). Le prélèvement est ensuite réparti dans le profil de sol en fonction de la croissance racinaire, elle-même calculée selon une courbe sigmoïde, sans excéder bien sûr la quantité de nitrates présents dans chaque couche de sol. La dynamique de prélèvement ainsi simulée est la même chaque année, et ne dépend que du jour de semis.

- Calcul du prélèvement journalier en fonction des besoins agronomiques et de facteurs de stress

Cette deuxième approche utilise un concept similaire à celui utilisé dans les modèles de culture : on se base sur les besoins en azote et phosphore des cultures (déterminées à partir des grilles de fertilisation) puis on en déduit le prélèvement journalier potentiel à l'aide d'une courbe sigmoïde. Cette demande est répartie dans le profil de sol puis limitée en prenant en compte des facteurs de stress (eau, température, aération, saturation, azote et phosphore).

Toutefois, une notion importante à considérer dans ce cas de figure est l'efficacité d'utilisation de l'azote et du phosphore apportés sous forme de fertilisation. En effet, les besoins en azote et phosphore dans les grilles de fertilisation représentent la quantité de fertilisants à apporter au sol pour satisfaire les besoins des plantes, et non la quantité effectivement prélevée par les plantes qui ne représente qu'environ 50% à 70% du total selon les cultures. Le reste de l'azote apporté par fertilisation rentre dans le cycle de l'azote dans le sol (Tran et Giroux, 1998; Sullivan *et al.*, 1999).

Le modèle proposé par Dridi (2002) pour être intégré dans GIBSI utilise la 2^{ème} approche. Les valeurs de prélèvement final sont déterminées d'après les grilles de fertilisation, les facteurs de stress sont calculés selon l'algorithme du modèle EPIC. La répartition de la demande dans le profil de sol s'effectue en fonction de la longueur des racines mais aussi de l'épaisseur relative de chaque couche de sol.

Le principal inconvénient de ce type de modèle est le fait de ne pas prendre en compte les conditions climatiques, et en particulier la température journalière qui, comme nous l'avons vu précédemment avec les modèles de culture, joue un rôle très important dans la phénologie et la croissance des cultures.

2.2.6 Développement et tentative d'intégration d'un modèle de culture inspiré de SWAT

Compte tenu des critères de sélection, la première direction retenue lors de ce travail a été d'utiliser le module de prélèvement de SWAT et de l'adapter à GIBSI. En effet, l'ensemble du modèle de transport de nutriments de GIBSI est déjà basé sur le modèle SWAT, dont la principale caractéristique est la robustesse (base mécaniste, peu de paramètres de calage). De plus, la documentation nécessaire était disponible. Enfin, l'avantage d'avoir recours à un modèle de culture est de pouvoir, en théorie, simuler le rendement représente un niveau d'information supplémentaire qu'il serait intéressant d'intégrer dans GIBSI. Le principal obstacle pouvait être

la disponibilité des données journalières de rayonnement requises en entrée (en particulier les données de rayonnement).

Sur la base des informations fournies par la documentation théorique de SWAT (Neitsch *et al.*, 2000), le modèle de transport de nutriments a été développé. Les principales modifications qui ont été nécessaires sont les suivantes :

- Création d'une sous-routine (Semis) permettant de fixer les paramètres de croissance au moment du semis
- Création d'une sous-routine (Plante) simulant l'ensemble des processus de croissance journalière tels que décrits dans SWAT pour 5 types de culture (céréales, maïs grain, maïs fourrage, fourrage, canola)
- Développement de la sous-routine Récolte afin de mettre à jour les variables agronomiques (LAI, biomasse, teneurs en azote et phosphore...) au moment de la récolte
- Intégration des données d'entrée nécessaires

Nous ne rentrerons pas ici dans les détails de développement de ce premier programme. Si la programmation n'a pas posé de problème particulier, les difficultés ont concerné son adaptation dans le reste du modèle de nutriments et dans GIBSI plus généralement.

Les données d'entrée nécessaires à ce modèle de culture et qui n'étaient pas présentes dans le modèle initial de transport de nutriments étaient : (i) le rayonnement, (ii) l'évapotranspiration, et (iii) les températures minimale et maximale. Les températures minimale et maximale ainsi que l'évapotranspiration, nécessaires au calcul de la somme de degrés jours et du stress hydrique, étaient déjà calculées et utilisées dans le modèle HYDROTEL. Il a donc suffi de corriger le programme Pilote pour intégrer ces données dans le fichier d'entrée de PoPes. Pour le rayonnement, une recherche préliminaire a montré que des données étaient disponibles sur certaines stations proches du bassin versant. Enfin, la partie du modèle SWAT qui utilisait la teneur en CO₂ comme donnée d'entrée (pour moduler le RUE) n'a pas été utilisée.

Le principal problème rencontré pour intégrer ce modèle dans GIBSI provient de la structure particulière de GIBSI avec 4 modèles découplés, fondamentalement différente des modèles de culture classiques comme SWAT. Ainsi, l'évapotranspiration est calculée sur une base journalière dans HYDROTEL pour simuler le bilan hydrique du sol sans tenir compte du couvert végétal. Ces valeurs journalières sont ensuite utilisées par le modèle de prélèvement pour calculer la demande en eau et le stress hydrique de la plante, mais les résultats de prélèvement en eau ne peuvent influencer le bilan hydrique et donc la teneur en eau du jour suivant. Il est donc impossible de prendre en compte dans GIBSI l'influence de la croissance de la culture sur le bilan hydrique du sol, ce qui est contraire aux processus physiques et remet en cause l'approche mécaniste du modèle.

Ainsi, les premières simulations réalisées avec ce programme ont abouti à une importante sous-estimation de la croissance des plantes, due essentiellement à un stress azoté trop fort.

Sans avoir réalisé d'étude vraiment approfondie, ce modèle apparaît donc extrêmement sensible aux quantités simulées d'azote, de phosphore et d'eau dans le sol. Or, force est de constater que le bilan hydrique calculé dans HYDROTEL est une approche très simplifiée, qui permet d'obtenir de bons résultats concernant les débits en rivière mais qui n'est pas destiné à estimer les teneurs en eau dans le sol de manière très précise, et qui ne peut pas prendre en compte l'évolution de la transpiration due aux plantes. Les fortes teneurs en eau simulées impliquent notamment des taux simulés de dénitrification élevés, et donc de faibles quantités de nitrates disponibles pour la plante.

La seconde difficulté est la paramétrisation du modèle. Il nécessite en effet de fixer les valeurs d'un grand nombre de paramètres caractéristiques des différentes cultures considérées. Si ces paramètres sont bien documentés, les valeurs fournies correspondent aux conditions agro-climatiques et aux pratiques culturales des États-Unis. Très peu de modèles de culture ont été développés et appliqués dans les conditions du Canada.

En conclusion, ce modèle a finalement été abandonné, non pour les raisons pressenties *a priori* (difficulté d'obtenir les données d'entrée requises) mais à cause de l'incompatibilité d'un tel modèle de culture avec la structure de GIBSI, ce qui rend son intégration et sa mise au point trop complexe et trop ambitieuse par rapport aux objectifs recherchés. Toutefois, le cadre général ainsi que la première partie des algorithmes ont été conservés pour développer un modèle simplifié.

2.2.7 Développement et intégration d'un modèle simplifié de prélèvement

2.2.7.1 Sélection et développement conceptuel du modèle

Une seconde voie a donc été envisagée, basée sur les modèles de prélèvement de type empirique. Toutefois les limites mises en évidence avec le modèle précédent doivent être prises en compte.

○ Courbe de prélèvement cumulatif

Premièrement, l'inconvénient de l'approche empirique est qu'elle s'affranchit totalement du forçage climatique. Un compromis est donc de reprendre certains concepts des modèles de culture, et en particulier d'utiliser le principe des degrés jours, ce qui permet de modéliser le prélèvement avec une courbe sigmoïde en fonction non pas du temps mais du temps thermique. Ainsi la courbe de développement devient indépendante de la date de récolte, ce

qui n'est pas le cas si on utilise une courbe en fonction du temps. Par exemple on peut utiliser une équation du type logistique :

$$prel_t = \frac{prel_{max}}{1 + a \cdot e^{(-b \cdot sdj_t)}}$$

avec : $prel_t$: prélèvement cumulé au temps t

$prel_{max}$: prélèvement maximal

a et b : paramètres de forme

sdj_t : temps thermique

On retrouve ici le type d'équation utilisé pour les modèles sigmoïdes en fonction du temps (voir paragraphe 2.2.5). Toutefois, dans ce cas, les paramètres de forme a et b sont impossibles à estimer de la même manière. Pour cela, il est nécessaire de connaître la valeur prise par la variable sdj (temps thermique) au moment où le prélèvement atteint sa valeur maximale. On retombe donc sur l'approche utilisée dans le modèle précédent pour calculer le LAI.

Plutôt que de développer un nouvel algorithme, nous proposons l'approche suivante : calculer dans un premier temps l'accroissement de LAI selon l'algorithme de SWAT puis considérer le prélèvement de nutriments comme proportionnel à cet accroissement. Comme expliqué au paragraphe 2.2.4.4, cette hypothèse est utilisée dans certains modèles de culture et en particulier dans le modèle LASCAM (Viney *et al.*, 2000). Cette hypothèse est très simplificatrice compte tenu des nombreux processus mis en jeu, mais correspond assez bien aux données empiriques. On sait en effet que les besoins en nutriments sont importants en début de croissance, pendant les phases de germination et de croissance rapide pour le développement du système foliaire et des tiges, puis diminuent pendant la phase reproductive. Cette hypothèse permet de ne pas avoir à simuler la dynamique de la biomasse qui est un processus complexe difficile à modéliser sans passer par les concepts présentés dans le paragraphe 2.2.4.2 qui nécessitent notamment l'utilisation de données de rayonnement solaire. Évidemment, il serait possible de modéliser la biomasse selon une méthode similaire à celle utilisée ici pour le LAI (à condition de connaître la biomasse totale au moment de la récolte), puis de considérer le prélèvement proportionnel à la biomasse. Mais cela reviendrait exactement au même que de passer par le LAI. Seule compte ici la forme de la courbe et sa dynamique journalière, et non la variable qu'elle représente (par exemple la valeur du paramètre LAI_{max} n'a plus aucun effet sur les valeurs de prélèvement calculées).

Il convient de préciser que l'algorithme de SWAT pour calculer le LAI est un peu plus complexe qu'une simple équation de type sigmoïde, et utilise davantage de paramètres liés aux différentes cultures. Par curiosité, une comparaison a été effectuée entre les deux approches pour modéliser le LAI. Pour la courbe sigmoïde, nous avons utilisé une équation de type

logistique (voir paragraphe 2.2.5). Les paramètres de forme ont été estimés à partir des paramètres de l'algorithme de SWAT. Les résultats montrent que les différences sont minimales (Figure 2.6).

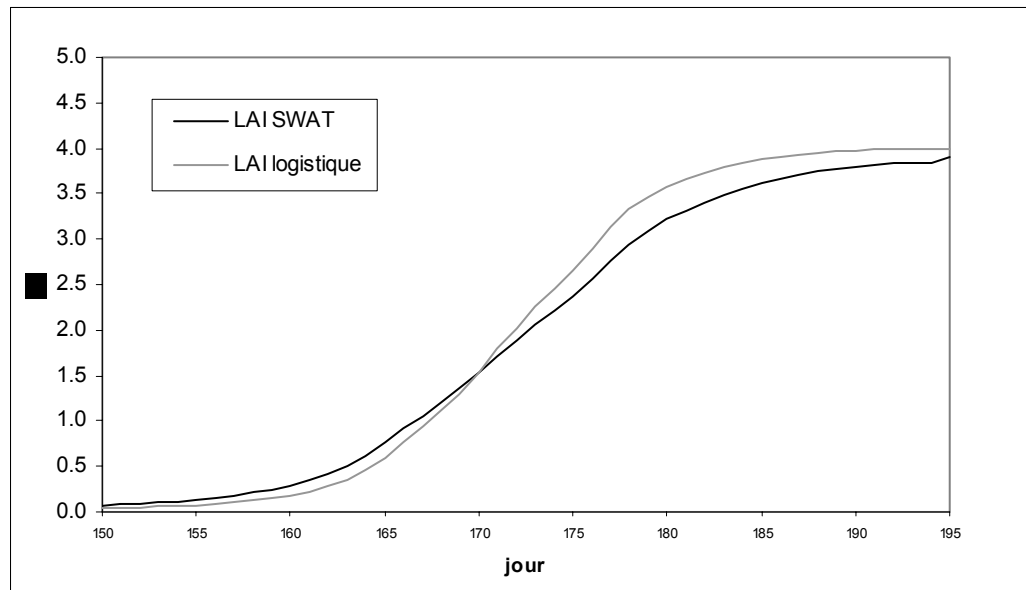


Figure 2.6 : Comparaison de l'accroissement de LAI calculé selon l'algorithme de SWAT et selon une courbe sigmoïde en fonction de la fraction d'unités thermiques. Simulation réalisée sur l'USS 85, l'occupation maïs grain, et sur l'année 1994.

En ce qui concerne la croissance racinaire et la répartition du prélèvement dans le profil de sol, nous avons là encore choisi de conserver l'algorithme du modèle SWAT avec une croissance linéaire (et non sigmoïde) en fonction de la fraction d'unités thermiques.

Enfin, la tentative précédente réalisée avec le modèle SWAT a montré que la prise en compte de facteurs de stress était peu pertinente dans ce contexte, puisque les teneurs en eau et en azote dans le sol simulées par GIBSI sont assez approximatives, et que les facteurs de stress sont surestimés. Cela implique de baser le calcul de prélèvement journalier sur les valeurs de prélèvement final tirés des rendements moyens, et non sur les besoins en fertilisation (voir paragraphe 2.2.5). Ainsi, on se base sur des valeurs réelles observées qui prennent déjà en compte les contraintes environnementales. Toutefois, l'utilisation d'une valeur moyenne amène à s'affranchir de la variabilité inter-annuelle.

L'algorithme retenu est donc celui d'un modèle « hybride » reprenant certaines parties du modèle SWAT (voir détail des équations dans le paragraphe suivant) :

- Calcul du temps thermique, de la fraction d'unités de chaleur et du facteur d'unité de chaleur selon l'algorithme de SWAT

- Calcul du LAI selon une courbe sigmoïde dans la phase de croissance (SWAT), puis selon une parabole dans la phase de sénescence (EPIC)
- Calcul de la croissance racinaire selon l'algorithme de SWAT
- Calcul du prélèvement journalier, proportionnel au LAI
- Répartition du prélèvement dans le profil

Compte tenu des problèmes rencontrés avec le premier modèle pour le stress azoté, on considère ici que si l'offre en nutriments (nitrates par exemple) est inférieure à la demande, la quantité totale disponible est prélevée, sans tenir compte d'une quelconque efficacité de prélèvement. A noter également que l'on ne prend pas non plus en compte ici de facteurs de stress dans le cas où la demande n'est pas satisfaite. Cela implique que la quantité finale d'azote et de phosphore dans la plante est toujours la même indépendamment de la disponibilité en nutriments dans le sol, et donc que les bilans d'azote et de phosphore au niveau du système sol-plante ne seront pas bouclés. Ces deux points restent à améliorer.

○ La récolte

Au moment de la récolte, il est important de calculer correctement les quantités d'azote et de phosphore frais laissées au sol sous forme de résidus. Pour cela, on utilise l'approche de la plupart des modèles de culture, avec un indice de récolte propre à chaque culture, correspondant à la fraction de biomasse aérienne prélevée. Pour la quantité de résidus, la tâche est plus difficile puisque la biomasse n'est pas calculée dans le modèle. Il est donc nécessaire d'utiliser les données de rendement moyen qui représentent la biomasse prélevée à la récolte. L'utilisation de l'indice de récolte permet d'estimer la quantité de résidus correspondante.

Le cas particulier des fourrages est plus problématique, puisqu'il y a trois coupes au cours de la période culturale. Lors de ces coupes, une partie de la biomasse aérienne est enlevée, mais le système racinaire reste intact et la plante continue à pousser. Ces particularités sont traitées dans le modèle SWAT, et on reprend donc ici les algorithmes correspondants : à chaque coupe les variables de croissance (LAI, temps thermique, facteur d'unités thermiques) sont diminuées proportionnellement à :

- la fraction de biomasse totale récoltée pour le temps thermique et le facteur d'unités thermiques
- l'indice de récolte, c'est à dire la fraction de biomasse aérienne récoltée, pour le LAI.

Il en résulte que le prélèvement total calculé à l'issue des trois coupes peut être supérieur à la valeur maximale définie pour l'asymptote de la courbe sigmoïde de prélèvement cumulé. Un ajustement de cette valeur est donc nécessaire afin que ce prélèvement total corresponde à la valeur moyenne calculée (voir paragraphe suivant).

- Le labour

Le labour a une influence importante sur la répartition des nutriments dans le sol et il est donc pris en compte dans la plupart des modèles de culture. Toutefois, la redistribution ne concerne que les 10 premiers centimètres de sol, or ici la première couche fait 6,3 cm et la deuxième 15,7 cm. L'influence du labour sur les teneurs en N et P dans les deux premières couches de sol et sur la disponibilité pour les transports par ruissellement est donc négligeable dans le cas de GIBSI, et ne sera donc pas développée ici. Il est toutefois important de signaler que les dates de labour sont disponibles et peuvent être lues dans le fichier *pratique.out* par la sous-routine *LirePratique*. Il suffirait donc de développer une nouvelle sous-routine pour calculer la redistribution relativement aux épaisseurs des deux premières couches.

2.2.7.2 Données utilisées et calcul du prélèvement maximal en N et P

Ces calculs ont déjà été réalisés par Dridi (2002), mais à partir de données plus anciennes. De plus, compte tenu du modèle développé ici, certains modes de calcul sont différents.

Le calcul du prélèvement journalier en fonction de l'accroissement de LAI nécessite de connaître le prélèvement cumulé d'azote et de phosphore en fin de croissance, exprimé en kg/ha. Il est important de distinguer les quantités exportées et les quantités prélevées, puisqu'une partie du prélèvement retourne au sol sous forme de résidu au moment de la récolte.

- Données de rendement et de teneurs en N et P dans les plantes

Tout d'abord, les données disponibles dans la Grille de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003) sont les teneurs moyennes en azote et phosphore dans les parties aériennes à la fin de la période cultural (noté *Ta*, Tableau 2.3).

Tableau 2.3 : Teneurs en N et P dans les différentes parties de la plante

Culture	Partie de la plante	Teneur moyenne	Teneur moyenne
		en N kg/t MS	en P ₂ O ₅ kg P ₂ O ₅ /t MS ¹
Céréales (orge)	Grain	26,1	10,2
	Paille	7	2,3
Canola	Grain	36,4	19
	Paille	8	2,1
Maïs grain	Grain	16,5	7,3
	Tige et feuille	8	3
Maïs ensilage	Partie aérienne	15,2	5
Foin de graminées			
1 ^{re} coupe	Partie aérienne	18,8	6,2
2 ^e coupe	Partie aérienne	23,5	7,6
3 ^e coupe	Partie aérienne	27,4	8,3
Moyenne des 3 coupes	Partie aérienne	23,2	

Pour les données de rendement, nous utilisons les données fournies par la Financière Agricole du Québec (FADQ, 2004) pour la région Chaudière-Appalaches et sur la période 1995-2001. Le bassin versant de la rivière Chaudière couvre plusieurs zones administratives, et nous avons choisi d'utiliser les données de la zone 2 (correspondant à la partie aval du bassin), puisque c'est la partie la plus agricole du bassin et que les données y sont plus complètes. Les données brutes sont exprimées en kg/ha avec une siccité de 15% (10% pour le canola). Il a donc été nécessaire de multiplier par un coefficient (0.85 ou 0.90) pour obtenir les rendements exprimés en kg MS/ha (Tableau 2.4). De plus ces rendements ne concernent que le grain récoltable pour les céréales et le canola, et ne prennent pas en compte la paille qui peut être également exportée au moment de la récolte. En ce qui concerne les céréales, nous avons utilisé les données de l'orge, culture céréalière largement majoritaire dans la région Chaudière-Appalaches. Les valeurs sont généralement très proches pour le blé et l'avoine.

¹ les teneurs en P peuvent être exprimées en kg P/t MS en multipliant la valeur du tableau par 0,4364

Tableau 2.4 : Rendements pour la zone administrative n° 2, exprimés en kg MS/ha

Culture	Céréales (orge) grain	Maïs grain	Maïs ensilage	Canola (grain)	Foin de graminées
1995	1677,9	5839,5	12880,9	1186,2	4406,4
1996	1813,9	4837,3	10290,1	1912,5	4456,5
1997	2320,5	3762,9	11030,4	1967,4	3643,9
1998	2330,7	6282,3	14727,9	1818,9	4095,3
1999	2128,4	6668,2	14973,6	1872,9	4369,8
2000	2173,4	1426,3	10157,5	1571,4	5410,1
2001	2244	6488,9	14108,3	1785,6	4470,1
Moyenne 1995-2001	2098,4	5043,7	12595,5	1730,7	4278,9

o Calcul du prélèvement final en N et P par les différentes parties des plantes

En multipliant les valeurs moyennes de rendement par la teneur en N et P dans les parties récoltées du Tableau 2.3 (grain ou totalité de la partie aérienne selon les cultures), on obtient le prélèvement en N et P correspondant.

Pour les parties des plantes non prises en compte dans les données de rendement (feuilles, tiges, paille, racines), il est nécessaire de faire quelques calculs supplémentaires. Tout d'abord pour le prélèvement en N et P dû au reste de la biomasse aérienne des plantes, on a recours à l'indice de récolte (harvest index) qui exprime la proportion de biomasse aérienne « utile », c'est-à-dire le rapport entre le rendement et la biomasse aérienne totale (sans prendre en compte la biomasse racinaire). Des valeurs de cet indice sont fournies dans le Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003), mais pas pour toutes les cultures (il manque notamment le maïs ensilage et le foin). Le modèle SWAT utilise également ce paramètre dont la valeur varie en fonction du stade de croissance des plantes entre 0 et une valeur optimale fixée pour chaque culture et documentée dans la base de données de SWAT (paramètre *biopt*). Il faut noter que les valeurs de *biopt* fournies dans la base de données de SWAT (Neitsch *et al.*, 2000) sont en accord avec les valeurs d'indice de récolte fournies par le Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003). Il nous semble donc préférable, pour rester homogène, d'utiliser les données de la base de données de SWAT. Les valeurs retenues sont présentées en ANNEXE B.

Le mode de calcul du prélèvement en N et P dû à la partie aérienne non prise en compte dans le rendement (par exemple la paille dans le cas des céréales) est expliqué dans le Guide de référence en fertilisation, p. 54 (CRAAQ, 2003). Par exemple dans le cas des céréales :

$$\begin{aligned} \text{Biomasse de paille} &= \text{Biomasse aérienne totale} - \text{Rendement de grain} \\ &= (\text{Rendement grain} / \text{Indice de récolte}) - 1 \end{aligned}$$

$$\text{Prélèvement en N de la paille} = \text{Biomasse de paille} \times \text{Teneur en N dans la paille}$$

En ce qui concerne les racines, Couillandeu (1999) propose d'utiliser un coefficient constant de 30% pour le rapport entre matière sèche attribuée aux racines et matière sèche attribuée aux tiges et feuilles. Cette valeur est déterminée de manière arbitraire. Dans le modèle SWAT, un coefficient (nommé ici *frac*) est calculé au moment de la récolte pour déterminer la fraction de biomasse attribuée aux parties aériennes en fonction du stade de croissance (fraction d'unités thermiques *hu*). Même si la biomasse n'est plus calculée dans le modèle que nous présentons ici, ce coefficient peut être utilisé pour ajuster les variables de production en intégrant la part des racines. Il varie entre 0.6 et 0.8 au moment de la récolte (ce qui signifie que 20% de la biomasse totale est attribué système racinaire), indifféremment pour toutes les cultures. Cette valeur est cohérente avec les données trouvées dans la littérature pour le blé dans la région de l'Est canadien (Bolinder *et al.*, 1997). En multipliant la biomasse aérienne au moment de la récolte calculée précédemment par $(1/0.8 - 1)$, on obtient ainsi une estimation de la biomasse de racine produite au moment de la récolte.

Reste à déterminer la teneur en N et P dans les racines. Les quelques données trouvées dans la littérature montrent que le ratio entre la concentration dans les racines et la concentration dans la partie aérienne (root:shoot ratio) est proche de 1 pour le N et le P dans le cas du blé (Gavito *et al.*, 2001; Zhu *et al.*, 2001). À défaut de données plus précises pour les autres cultures, on fait ici l'hypothèse que les concentrations en N et P sont les mêmes que pour le blé, soit : 7 g N/kg MS et 1 g P/kg MS. Une recherche bibliographique plus poussée permettrait de préciser ces valeurs.

En additionnant les quantités de N et P prélevées par la partie récoltée prise en compte pour le rendement, la partie aérienne non prise en compte dans le rendement, et les racines, on obtient le prélèvement total de la plante au moment de la récolte. Ces valeurs de prélèvement sont présentées dans le Tableau 2.5 ci-dessous.

Tableau 2.5 : Prélèvement total de N et P au moment de la récolte

Culture	Partie de la plante	Prélèvement en N	Prélèvement en P
		Kg N/ha	kg P/ha
Céréales (orge)	Grain	44,9	8,7
	Paille	12,5	1,79
	Racines	6,8	0,97
	Total	64,2	11,47
Canola	Grain	63	14,35
	Paille	32,31	3,7
	Racines	10,09	1,44
	Total	105,40	19,49
Maïs grain	Grain	83,22	16,07
	Tige et feuille	40,35	6,6
	Racines	17,65	2,52
	Total	141,22	25,19
Maïs ensilage	Partie aérienne récoltée	191,45	27,48
	Partie aérienne non récoltée	21,27	3,05
	Racines	24,49	3,5
	Total	237,21	34,04
Foin de graminées	Partie aérienne récoltée	99,41	13,76
Moyenne des 3 coupes	Partie aérienne non récoltée	11,04	1,53
	Racines	8,32	1,19
	Total	118,78	16,47

En comparant ces valeurs à celles qui avaient été calculées par Couillandeu (1999) et Dridi (2002), on constate des différences importantes excepté pour les céréales.

De même il est intéressant de comparer ces estimations avec les besoins en N et P de chaque culture fournis dans le Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003). Pour le N, on constate que ces valeurs de prélèvement total représentent entre 80% (pour les céréales) et 87% (pour le canola) des besoins maximums. Seul le cas du maïs ensilage semble poser un problème, puisque la valeur de prélèvement total est estimée à 237 kg N/ha, tandis que les besoins sont de 120 à 170 kg N/ha. Il y a donc vraisemblablement une surestimation du prélèvement en N pour cette culture. Cela reste à vérifier et devra être corrigé. Dans le cas du P, il est plus difficile de réaliser cette comparaison puisque les besoins varient de manière importante en fonction des

teneurs en P dans le sol. Les valeurs obtenues de prélèvement sont toutes inférieures aux besoins maximums.

○ Calcul des résidus de récolte

Les quantités de résidus laissées au sol à la récolte correspondent à la fraction non récoltée, et sont déduites des calculs précédents. Toutefois, il convient là encore de faire quelques ajustements selon les plantes.

Dans le cas du canola, du maïs grain et du maïs ensilage, tout ce qui n'est pas pris en compte dans le rendement est laissé au sol au moment de la récolte et donc considéré comme résidu.

Dans le cas des céréales, la quasi-totalité de la paille est exportée (mais elle n'est pas prise en compte dans le calcul du rendement qui ne prend en compte que les grains) pour satisfaire les besoins locaux et régionaux importants pour les troupeaux laitiers et de boucherie (Couture, communication personnelle). Toutefois, il est difficile de trouver des références pour estimer précisément cette proportion. Par défaut, nous prendrons ici un taux de 90% qui semble cohérent avec les renseignements recueillis. La quantité de résidus correspond donc à :

$$\text{Quantité de résidus} = 0.10 \times \text{Biomasse de paille} + \text{Biomasse racinaire}$$

Les quantités de N et P correspondantes sont déduites des calculs précédents à l'aide des teneurs en N et P dans les différentes parties des plantes. On obtient les valeurs suivantes :

Tableau 2.6 : Quantités de N et P frais dans les résidus laissés au sol au moment de la récolte

Culture	Quantité de N frais Kg N/ha	Quantité de P frais kg P/ha
Céréales (orge)	9,93	1,42
Canola	42,4	5,14
Maïs grain	58	9,12
Maïs ensilage	45,76	6,55
Foin de graminées	-	-

Les fourrages représentent un cas particulier plus complexe. Le problème qui se pose est que les données utilisées comme asymptote à la courbe de prélèvement correspondent à la totalité de la période de culture qui comprend généralement 3 coupes. Après plusieurs tests, il s'est avéré que le prélèvement total calculé à l'issue des trois coupes était de 60% plus élevé que la

valeur de n_{max} fixée. Il est donc nécessaire de diviser la valeur de n_{max} initiale par 1,6 pour obtenir des résultats cohérents.

○ Paramètres de croissance

Les paramètres nécessaires à ces calculs sont la température de base et optimale, le LAI maximal, la profondeur d'enracinement maximale, le temps thermique requis pour atteindre la maturité, et les paramètres de forme du facteur d'unités thermiques. Ils sont propres à chaque type de culture et sont définis dans la base de données de SWAT (Neitsch *et al.*, 2000). Il semble logique et cohérent d'utiliser ces valeurs dans notre contexte, même si elles ont été déterminées pour être appliquées dans le contexte agro-climatique des États-unis.

Toutefois, les valeurs de LAI maximal et de profondeur d'enracinement maximal correspondent à des conditions de croissance optimale et sur-estiment donc les valeurs réelles. Si cela n'est pas gênant concernant le LAI (comme indiqué précédemment, ce paramètre est utilisé à titre indicatif et n'influence pas directement le calcul) ce n'est pas le cas de la profondeur d'enracinement. Puisqu'on se place ici dans des conditions prenant en compte l'ensemble des stress et des limitations de croissance, il convient de prendre plutôt des valeurs de profondeurs correspondant à la réalité. Nous reprenons donc ici les données utilisées par Dridi (2002), qui avaient été fournies par M. Giroux en 2001. Il conviendrait toutefois de rechercher des références plus précises concernant ce paramètre.

Tableau 2.7 : Données de profondeur maximale d'enracinement de chaque culture

Culture	Profondeur maximale d'enracinement (m)
Céréales (orge)	0.4
Canola	0.6
Maïs grain	0.6
Maïs ensilage	0.6
Foin de graminées	0.4

En ce qui concerne les températures de base et optimales, Couillandeu (1999) utilise les valeurs fournies par le modèle WEPP, légèrement différentes de celles utilisées dans SWAT.

L'ensemble des valeurs des paramètres est présenté en ANNEXE B.

2.2.7.3 Développement informatique et intégration du modèle de prélèvement dans le modèle de transport des nutriments

Les sous-programmes créés pour le premier modèle ont été corrigés et simplifiés. Plutôt que de créer de nombreuses sous-routines, nous avons choisi de limiter leur nombre et de regrouper l'ensemble des processus de croissance dans une seule sous-routine (*Plante*)

○ Sous-programme Semis

Cette sous-routine, appelée par le programme principal au jour de semis, a pour rôle de :

- déterminer le type de culture en place, en fonction de l'occupation du sol et de l'année de rotation. La variable p permet ainsi d'identifier le numéro de culture (de 1 à 5) : canola (1), fourrage (2), céréales (3), maïs fourrage (4) et maïs grain (5)
- fixer les paramètres nécessaires au calcul du prélèvement de nutriments, pour chaque type de culture :
 - La température de base (t_{base})
 - Le LAI maximal (lai_{max})
 - La profondeur maximale de racines (z_{max})
 - Les quantités finales d'azote et de phosphore prélevées au moment de la récolte (n_{max} et p_{max} , v. Tableau 2.5)
 - Le temps thermique requis pour atteindre la maturation (ph_u)
 - Les paramètres nécessaires au calcul des paramètres de forme du facteur d'unités thermiques (fr_{phu1} , f_{rlai1} , fr_{phu2} , f_{rlai2})
- calculer les paramètres intermédiaires :
 - Les paramètres de forme pour le calcul du facteur d'unités thermiques ($l1$ et $l2$)
 - Les coefficients de proportionnalité entre le prélèvement en azote (et phosphore) et le LAI (k_n et k_p)
- initialiser les variables cumulatives à 0 :
 - Le LAI (lai)
 - La somme de degrés jours (bu)
 - Le prélèvement cumulé d'azote et de phosphore (nu_{ptot} et pu_{ptot})

Un indice de présence de culture (p_{ouss}) a été intégré dans le programme principal, avec une valeur 0 par défaut. Cet indice est fixé à 1 dans la sous-routine Semis et à 0 dans la sous-routine Récolte (uniquement pour la dernière récolte dans le cas des fourrages). La valeur de cet indice détermine ainsi pour chaque jour si la sous-routine Plante doit être appelée ($p_{ouss}=1$) ou non ($p_{ouss}=0$).

- Sous-programme Plante

Cette sous-routine est appelée chaque jour entre le semis et la récolte, et simule le prélèvement de N et P. avec une mise à jour des quantités de N et P dans le sol. Elle réalise les opérations suivantes :

- Calcul du temps thermique depuis le semis et du facteur d'unité de chaleur
- Calcul de l'accroissement de LAI
- Calcul de la longueur des racines
- Calcul du prélèvement en N (nitrates) et répartition dans le profil de sol
- Calcul du prélèvement en P (minéral actif) et répartition dans le profil de sol
- Mise à jour des quantités de N minéral actif (nitrates) et de P minéral labile du sol

- Sous-routine Récolte

Cette sous-routine est appelée par le programme principal les jours de récolte. Les étapes de calcul sont les suivantes :

- Calcul de l'indice de récolte et la fraction de biomasse récoltée
- Calcul des quantités de résidus, et de N et P frais laissées au sol, et mise à jour des quantités totales dans le sol
- Réinitialisation ou ajustement (dans le cas des fourrages) des variables de croissance
- Arrêt de la période de croissance de plantes (variable *pous* mise à 0)

2.2.8 Ajustements empiriques

Une fois ce modèle de prélèvement intégré au modèle de transport de nutriments, des tests ont été réalisés pour ajuster de manière empirique les paramètres des courbes de prélèvement.

2.2.8.1 Quantités initiales en azote et phosphore

Pour ajuster les quantités initiales des différentes formes de N et P dans le sol, il est nécessaire de faire des tests en faisant tourner le modèle sur plusieurs années. La Figure 2.7 montre l'évolution des stocks d'azote et de phosphore dans la première couche de sol telle que simulée par le modèle sur un USS et pour une année particulière. Nous avons choisi une occupation du sol avec la rotation [maïs grain x 3 + canola + céréales]

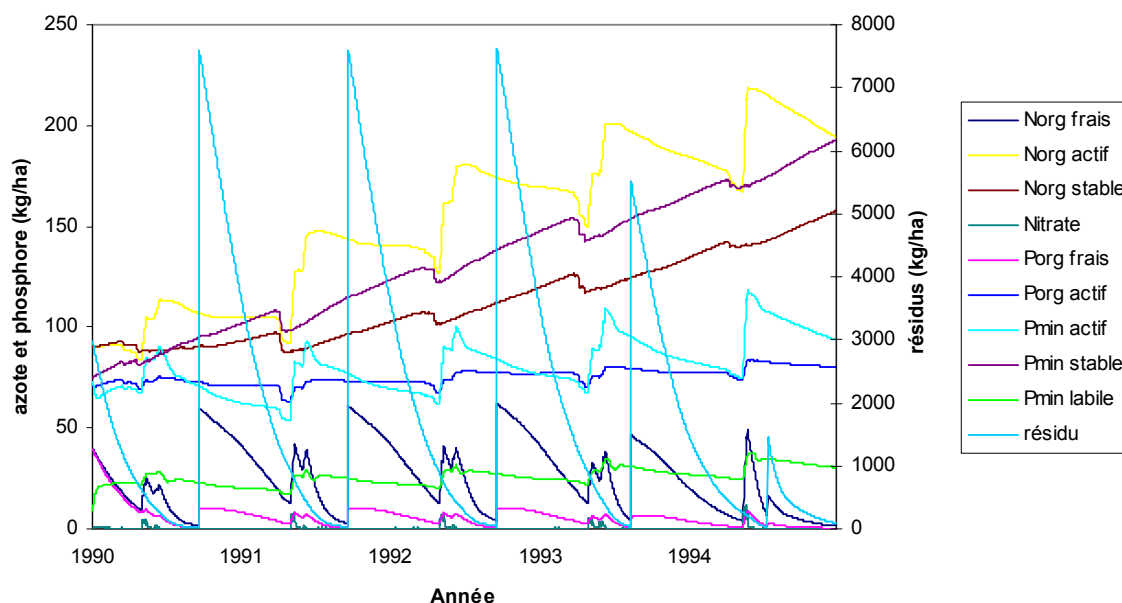


Figure 2.7 : Évolution des stocks des différentes formes d'azote et de phosphore et de résidus dans la première couche de sol de l'USS 85, sous une occupation maïs grain, sur 5 années

On constate une tendance générale relativement stable au bout des 5 années de simulation pour les formes suivantes : phosphore organique frais, phosphore organique frais, phosphore minéral labile, phosphore organique actif, azote-nitrates, et azote organique frais. En revanche, on observe une accumulation continue pour les formes stables d'azote et de phosphore, ainsi que pour l'azote organique actif, pour finalement atteindre des valeurs près de deux fois plus élevées que les quantités initiales (194 kg/ha et 193 kg/ha pour l'azote organique actif et le phosphore minéral stable respectivement, et 158 kg/ha d'azote organique stable). Enfin, il semble que la quantité initiale de phosphore frais soit trop élevée par rapport à ce qui est calculé pour le début des années suivantes.

Ces problèmes montrent que les quantités initiales fixées ne sont pas cohérentes avec les processus d'échange simulés par l'algorithme. Par exemple l'échange entre l'azote organique actif et l'azote organique stable est basé sur un rapport à l'équilibre de 1/49 (paragraphe 2.1.3.6) alors que les quantités initiales fixées pour l'instant sont identiques. Il est donc nécessaire de corriger des conditions d'équilibre définies par les équations utilisées.

Les teneurs initiales en azote et phosphore telles que fixées jusqu'à présent n'ont pas été clairement documentées par rapport à des données de terrain. Les seules données disponibles dans la base de données pédologiques de GIBSI sont celles de phosphore total dans les couches de sol. Deux possibilités peuvent être envisagées : (i) ajuster ces paramètres en suivant la procédure proposée dans le modèle SWAT pour déterminer les proportions entre les

différentes formes organiques et minérales, et (ii) les ajuster en fonction des conditions asymptotiques obtenues avec des simulations sur 5 ans.

○ Utilisation de l'algorithme de SWAT

Cette approche a l'avantage de tenir compte des propriétés locales du sol (teneur en carbone, densité du sol). La concentration en azote organique de l'humus est tout d'abord déterminée en fonction de la teneur en carbone qui est disponible dans la base de données pédologiques de GIBSI :

$$N_{humus} = 10^4 \cdot \frac{\%C}{14}$$

La répartition entre l'azote organique actif et l'azote organique stable suit la proportion à l'équilibre 1/49 :

$$N_{stable} = 0.98 \cdot N_{humus} \quad \text{et} \quad N_{actif} = 0.02 \cdot N_{humus}$$

Pour les nitrates, compte tenu des très faibles quantités simulées, il semble préférable de les fixer à 0.

Ces calculs sont appliqués pour chaque couche de sol. Elles sont exprimées en concentration (mg/kg de sol) et doivent être converties en kg/ha à l'aide de la relation suivante :

$$\frac{conc(mg/kg) \cdot densité(t/m^3) \cdot épaisseur(mm)}{100} = kgN/ha$$

Pour l'azote organique frais des résidus dans la première couche de sol, on considère une proportion de 0.15% de la masse de résidus

$$N_{frais} = 0.0015 \cdot Résidus$$

La concentration en phosphore minéral actif est déterminée dans SWAT en fonction de l'indice de disponibilité du phosphore. Par défaut, on considère une quantité initiale de 5 mg/kg de sol qui correspond à la concentration de phosphore en solution utilisée dans SWAT par défaut.

La concentration de phosphore minéral stable vaut :

$$P_{stable} = 4 \cdot P_{actif}$$

Ces concentrations sont transformées en masses (kg/ha) de la même manière que pour l'azote.

La masse de phosphore organique vaut :

$$P_{org} = 0.125 \cdot N_{humus}$$

et la masse de phosphore frais des résidus vaut :

$$P_{frais} = 0.0003 \cdot Résidus$$

Les résultats obtenus ne sont pas satisfaisants. Par exemple, les quantités initiales d'azote et de phosphore frais sont très faibles ce qui limite la dégradation des résidus simulée par le modèle. De plus, là encore, ces quantités ne correspondent pas aux conditions asymptotiques observées après 5 ans de simulation.

○ *Ajustement en fonction des conditions asymptotiques*

En s'inspirant des équations du modèle qui permettent de déterminer les proportions entre les différents stocks d'azote et de phosphore à l'équilibre, et en se basant sur les valeurs obtenues après 5 ans de simulation sur plusieurs USS du bassin versant, des quantités initiales ont été déterminées :

Tableau 2.8 : Teneurs initiales dans le sol en azote et phosphore

	Nitrates (kg/ha)	N organique actif (kg/ha)	N organique stable (kg/ha)	P minéral stable (kg/ha)	P minéral actif (kg/ha)	P organique (kg/ha)
Couche 1	0.1	200	1000	200	100	150
Couche 2	0.1	200	1000	100	30	115
Couche 3	0.1	100	500	100	30	115

La quantité initiale de résidus est égale à 3000 kg/ha, la quantité d'azote frais à 15 kg/ha, et la quantité de phosphore frais à 5 kg/ha.

Ces paramètres de conditions initiales devront encore être ajustés de manière empirique, en particulier au moment du calage. Il conviendrait également de sortir ces paramètres du code de calcul et de les intégrer dans la base de données afin de pouvoir les ajuster sans avoir à modifier le programme informatique. Enfin, étant donné que ces paramètres influencent essentiellement

les résultats lors de la première année de simulation, il semble préférable de lancer les simulations avec un délai d'une année avant la période d'intérêt afin de permettre au modèle d'atteindre un équilibre et limiter ainsi l'influence de l'incertitude liée aux conditions initiales.

2.2.8.2 Limitation de la dénitrification

Le problème de la dénitrification a été abordé précédemment. Il s'avère que les taux de dénitrification simulés sont beaucoup trop importants pour être vraisemblables : jusqu'à 300 kg N/ha/an sur certains USS. Une simulation réalisée pour l'année de référence 1994, a permis de calculer un taux moyen sur l'ensemble des USS du bassin versant ayant une occupation agricole de 98 kg N/ha/an. Les données disponibles dans la littérature concernant les taux de dénitrification mesurés dans les sols agricoles canadiens permettent d'estimer le taux moyen annuel à 2 kg N/ha/an (Aulack *et al.*, 1983; Barton *et al.*, 1999). Cela est dû principalement à l'imprécision des valeurs de teneurs en eau du sol simulées qui sont surestimées par le modèle hydrologique, ce qui implique des conditions d'anaérobie favorables à la dénitrification. Les quantités de nitrates disponibles pour le prélèvement par les plantes et pour le transport par ruissellement sont par conséquent sous-estimées.

Nous proposons donc de pondérer le taux de dénitrification journalier simulé par un coefficient empirique de manière à obtenir un taux moyen annuel sur l'ensemble des USS ayant une occupation agricole de 2 kg N/ha/an. Étant donné que la dénitrification est un processus dynamique, il n'est pas suffisant d'appliquer un facteur correctif journalier de 0.02 (une dénitrification inférieure induit une quantité de nitrates plus importante dans le sol, donc un potentiel de dénitrification plus important pour le jour suivant). La valeur du facteur correctif a été déterminée par essai-erreur : une valeur de 0.0018 permet d'obtenir un taux moyen annuel de 2 kg N/ha/an. Ce paramètre empirique pourra être utilisé comme paramètre de calage.

Pour chaque couche de sol d'une occupation de sol agricole, le taux de dénitrification se détermine comme suit (EPIC eq. 25.170, SWAT eq. 10.4.1 et 10.4.2) :

$$\begin{aligned} \text{pour } sut > 0.95 & \quad wdn = 0.0018 \cdot wno3 \cdot (1 - \exp(cdn \cdot cdg \cdot co)) \\ \text{pour } sut \leq 0.95 & \quad wdn = 0 \end{aligned}$$

où *sut* est le facteur eau de la couche de sol, *wdn* est le taux de dénitrification dans la couche de sol [kg N/ha], *wno3* est la quantité d'azote-nitrates [kg N/ha], *cdn* est la constante de dénitrification prise égale à -1,4 dans les modèles EPIC et SWAT, *cdg* est le facteur de température cyclique des nutriments, et *co* est le contenu en carbone organique [%].

2.3 INFLUENCE DES MODIFICATIONS RÉALISÉES SUR LES RÉSULTATS DES SIMULATIONS

Afin de mesurer l'influence du modèle de prélèvement de N et P par les plantes et des ajustements empiriques réalisés sur les résultats de simulation, la première étape consiste à comparer les résultats obtenus avec et sans prélèvement concernant les bilans de N et P dans le sol.

2.3.1 Influence sur les bilans de N et P dans le sol

La Figure 2.8 montre l'évolution des teneurs en N et P et en résidus dans le sol d'un USS sur une année complète. Cette figure doit être comparée avec la

(p. 34) qui présentait les mêmes résultats mais avant l'intégration du modèle de prélèvement.

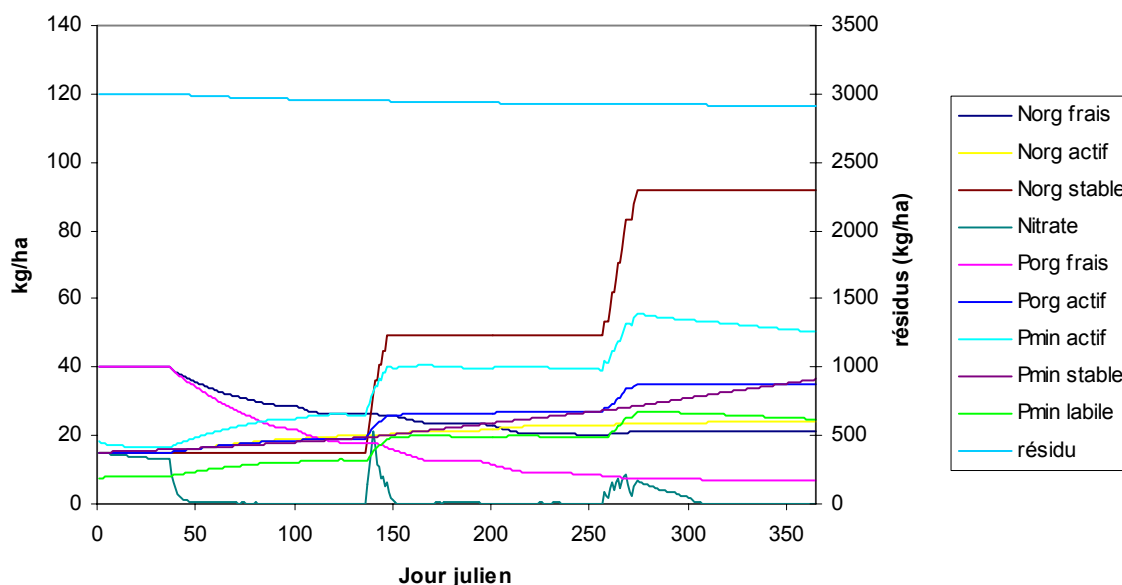


Figure 2.8 : Évolution des quantités de résidus et des différentes formes d'azote et de phosphore dans la première couche de sol telles que simulée par le modèle intégrant le prélèvement de N et P par les plantes. Simulation réalisée sur l'année 1994, pour l'USS n° 1671 et l'occupation du sol n°2 (céréales).

On constate que les quantités sont plus stables dans le temps. La principale différence concerne les résidus (quantité de résidu et de N et P frais) avec une diminution beaucoup plus lente en début d'année et une nette augmentation au moment de la récolte (le cas de figure présenté ici correspond à une culture de céréales). Enfin, la quantité de nitrates atteint des valeurs plus

importantes. A plus long terme, la Figure 2.9 présente l'évolution des quantités de N et P sur une période de 5 ans. On constate encore une augmentation du phosphore minéral stable au cours du temps.

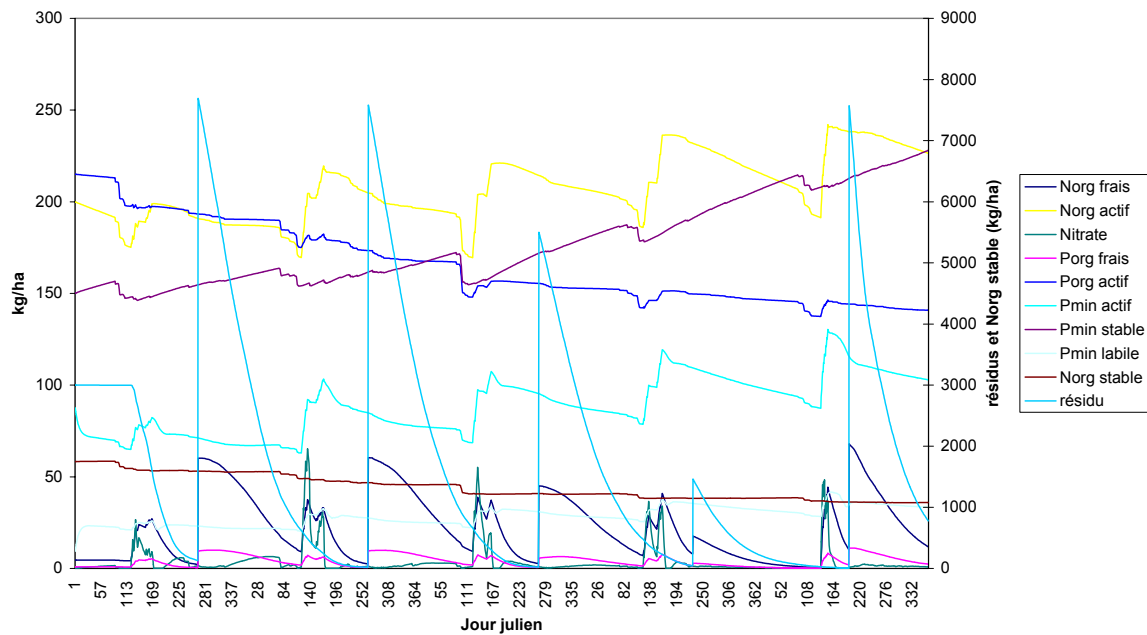


Figure 2.9 : Évolution des quantités simulées des différentes formes d'azote et de phosphore et de résidus dans la première couche de sol de l'USS 85, sous une occupation maïs grain, sur 5 années

L'influence du prélèvement par les plantes sur les teneurs en N et P semble moins évidente. La Figure 2.10 permet de visualiser plus précisément cette influence. On constate que l'influence sur les quantités de nitrates dans la première couche de sol est très faible.

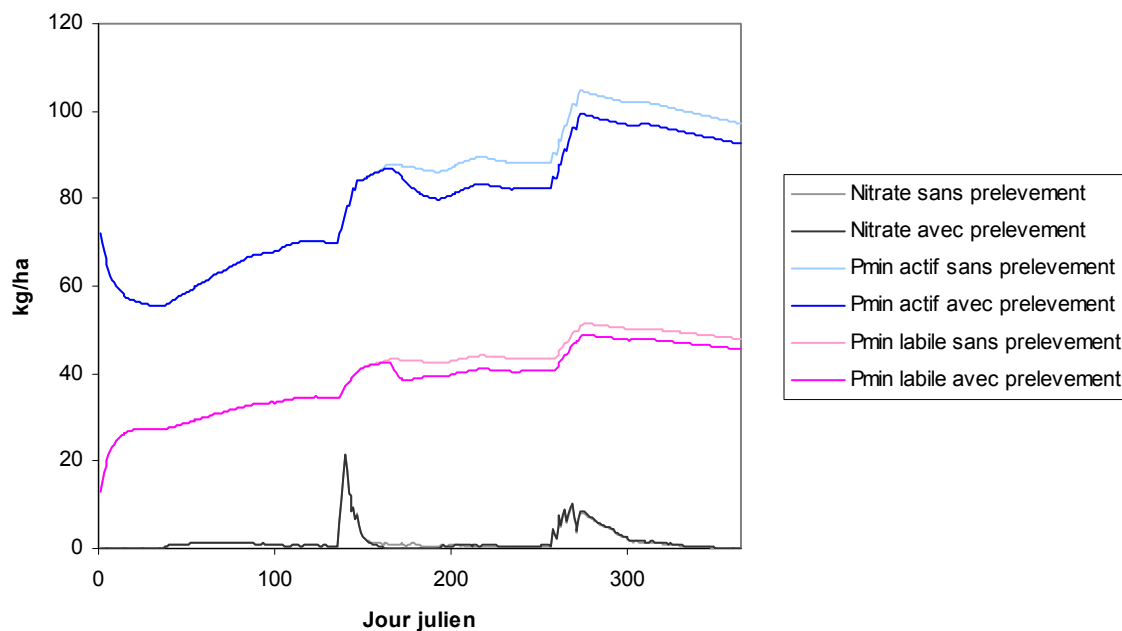


Figure 2.10 : Évolution de la teneur en nitrates et en phosphore labile telle que simulée avec et sans le modèle de prélèvement par les plantes.

Pour le P, le prélèvement influence à la fois le stock de P minéral labile et de P minéral actif, même si l'algorithme considère que le P prélevé par les plantes est déduit uniquement du stock de P minéral labile. Ces écarts sont plus importants dans le cas d'une culture de maïs grain, plus exigeante en nutriments.

2.3.2 Influence des modifications apportées sur les résultats de qualité d'eau

Les figures 3.5 à 3.9 permettent de visualiser l'influence de l'ensemble des modifications réalisées et présentées dans ce rapport sur les résultats de qualité de l'eau en rivière, en comparaison avec les données mesurées en 1990 à l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beurivage. Les simulations ont été lancées un an avant (01/01/1989). Aucune donnée de concentrations en nitrate n'était disponible sur cette année, et il conviendra donc de refaire la même analyse sur un autre tronçon et une autre année.

On constate globalement que les concentrations et les charges simulées sont plus importantes avec le modèle corrigé par rapport au modèle initial. Si cela permet de se rapprocher des valeurs mesurées pour l'azote organique et le phosphore dissous, les résultats semblent surestimer les valeurs mesurées en phosphore total. Il convient toutefois de préciser que le modèle érosion utilisé dans le cadre de cette analyse est le modèle initial non calé, avec une importante surestimation des charges de sédiments.

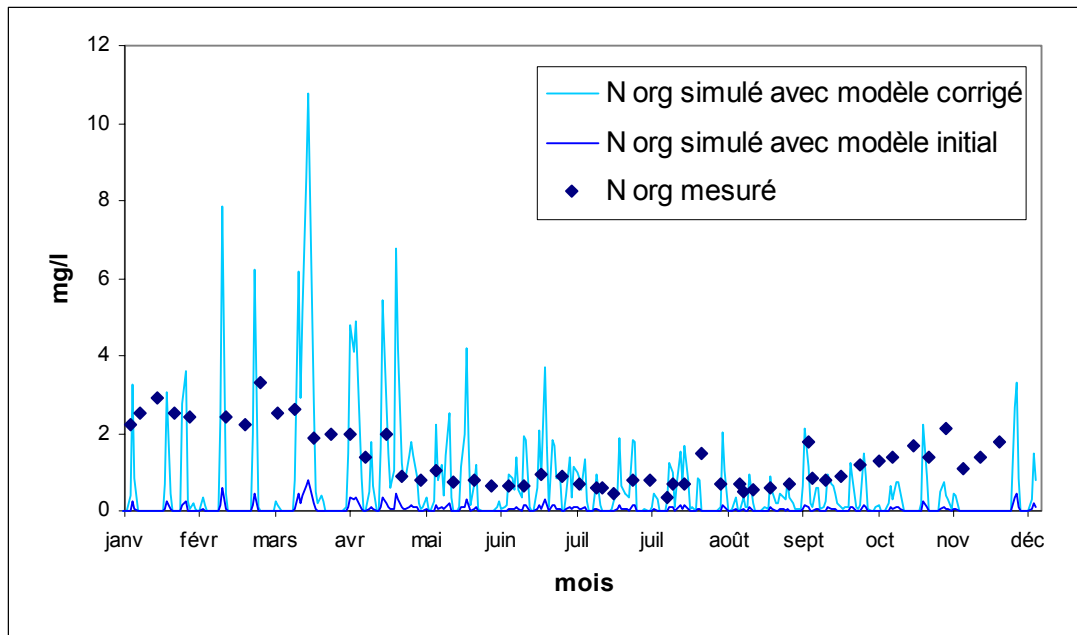


Figure 2.11 : Comparaison des concentrations en azote organique simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beurivage sur l'année 1990.

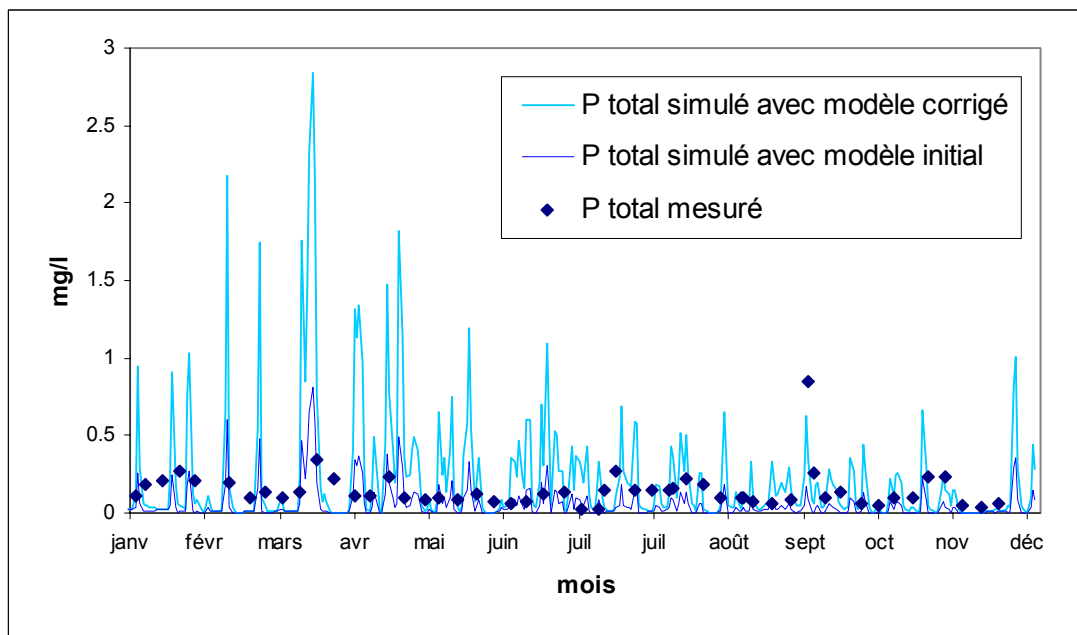


Figure 2.12 : Comparaison des concentrations en phosphore total simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beurivage sur l'année 1990.

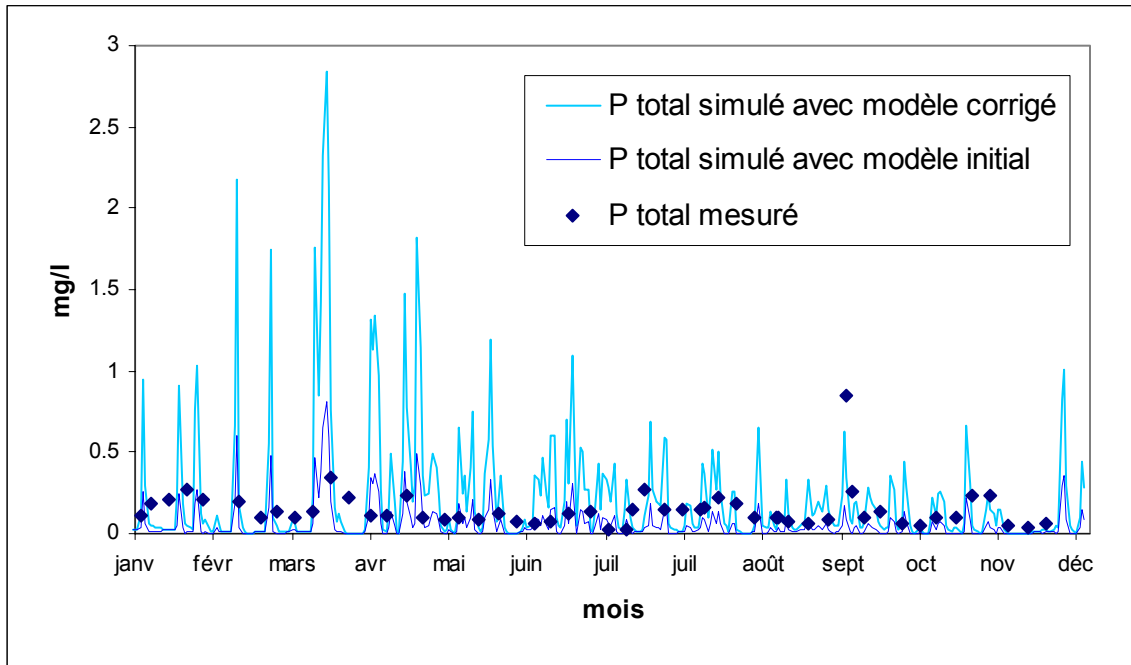


Figure 2.13 : Comparaison des concentrations en nitrates simulées par le modèle initial et le modèle corrigé à l'exutoire de la rivière Beurivage sur l'année 1990

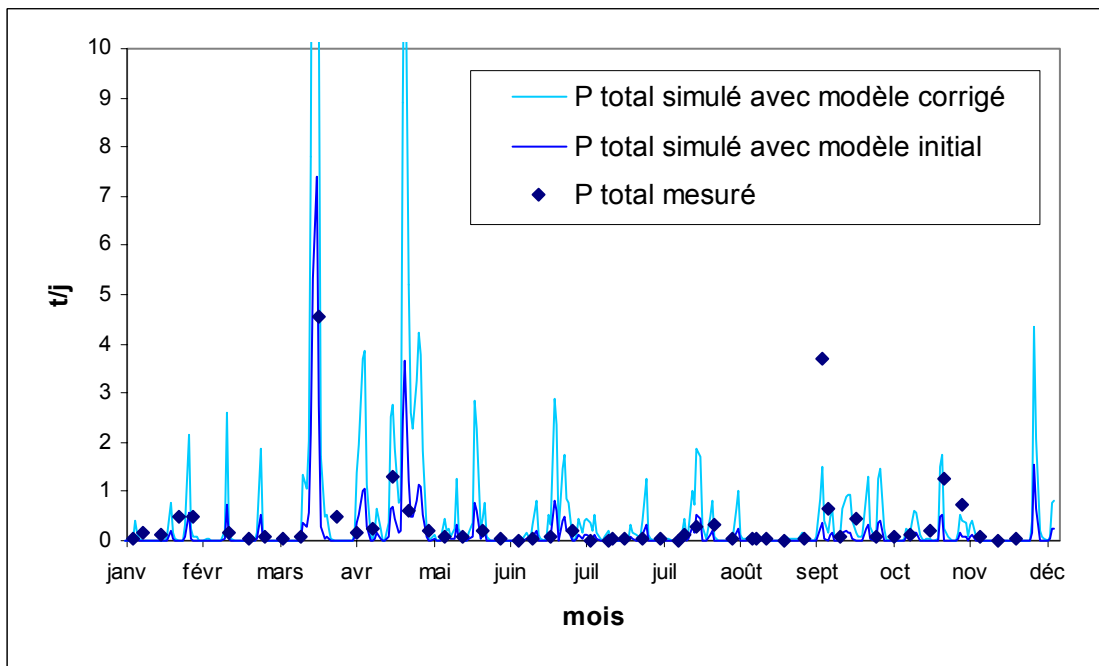


Figure 2.14 : Comparaison des charges en phosphore total simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beurivage sur l'année 1990

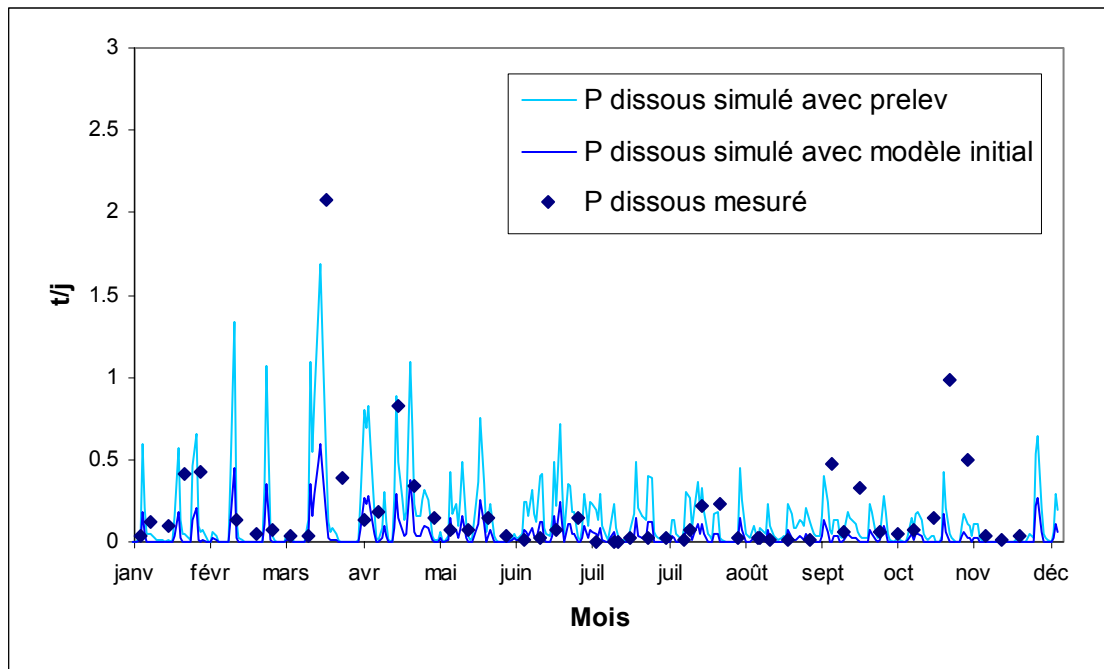


Figure 2.15 : Comparaison des charges en phosphore dissous simulées par le modèle initial et le modèle corrigé avec les données mesurées à l'exutoire de la rivière Beurivage sur l'année 1990

2.4 DISCUSSION ET PROCHAINES ÉTAPES

Ce travail a d'abord permis de faire un état des lieux du modèle de transport de nutriments et de mettre en évidence certaines failles conceptuelles et informatiques qui ont été corrigées. Les corrections apportées ont permis d'obtenir des résultats plus vraisemblables concernant la dynamique des stocks d'azote et de phosphore dans le sol.

Concernant le modèle de prélèvement des nutriments, nous avons fait un tour d'horizon des possibilités et avons testé deux approches différentes, permettant de mettre en évidence leurs avantages et leurs limites dans le contexte de GIBSI. Ce travail doit maintenant servir de base de discussion et de réflexion. Le modèle empirique développé doit encore être amélioré. Le stress hydrique n'est pas pris en compte et les bilans en azote et phosphore ne sont pas bouclés pour le moment. De plus, la dynamique de prélèvement est basée sur un rendement moyen et est donc la même d'une année à l'autre. Il faudrait pouvoir prendre en compte une variabilité inter-annuelle en fonction des conditions climatiques. D'autres approches sont certainement envisageables et des ajustements conceptuels ou empiriques doivent encore être réalisés pour corriger les quelques invraisemblances qui apparaissent encore dans les résultats (exemple : prélèvement total en azote largement supérieur à la demande dans le cas du maïs ensilage).

3 DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE DE TRANSPORT DES PATHOGÈNES D'ORIGINE ANIMALE

- Guillaume Rogel, étudiant à la maîtrise à l'INRS-ETE
- Mélanie Filion, étudiante stagiaire à l'INRS-ETE
- Alain N. Rousseau, professeur à l'INRS-ETE
- Caroline Côté, IRDA

Les sources de pathogènes d'origine animale en milieu rural sont multiples et les processus de dispersion, de transport par les eaux, d'atténuation, et d'inactivation à l'échelle du bassin versant sont encore mal connus à l'heure actuelle (Ferguson *et al.*, 2003). La modélisation est peu développée, avec des approches très empiriques, notamment pour l'estimation de la réduction de la charge bactérienne durant le transport (Berthiaume, 2003). De plus, les modèles de transport existant utilisent des paramètres et variables difficiles à mesurer, et s'accompagnent d'une grande incertitude. Parmi les approches possibles, les modèles intégrant un système d'information géographique comme plate forme de simulation semblent les plus intéressants pour une intégration à GIBSI. Une autre voie possible est la définition d'indices agroécologiques, qui permettent d'intégrer les informations de manière simplifiée (De Andrade Lima *et al.*, 2000). Le modèle développé concernera uniquement les coliformes fécaux, qui peuvent servir d'indicateurs pour les autres bactéries pathogènes. À partir des travaux existants, il s'agira de développer et d'intégrer à GIBSI un modèle intégrant les différentes sources de coliformes fécaux, ainsi qu'un modèle de transport par ruissellement après épandage de fumier et de devenir en rivière. Par la suite, il faudra procéder au couplage avec le modèle de qualité de l'eau de GIBSI (Qual2E).

3.1 REVUE DE LITTÉRATURE DES MODÈLES DE TRANSPORT DE PATHOGÈNES

La revue de littérature présentée ici n'est pas exhaustive. Il s'agit plutôt d'un résumé et d'une mise à jour de la revue de littérature de Filion *et al.* (2004) effectuée dans le cadre de ce projet FQRNT. Le lecteur pourra s'y référer pour plus de détails.

3.1.1 Les agents pathogènes

Les agents pathogènes sont des organismes qui peuvent potentiellement infecter les humains. Ce sont des bactéries (*Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella*, *Campylobacter*, etc.), des virus (Enterovirus, Rotovirus, etc.) et des protozoaires (*Cryptosporidium*, *Giardia lamblia*, etc.). Le suivi de tous ces agents pathogènes est techniquement difficile et très onéreux. C'est pourquoi on utilise des bactéries indicatrices de pollution, généralement associées aux agents pathogènes toxiques dans la nature. Les principaux indicateurs utilisés sont les coliformes fécaux et *E.coli* (principal représentant des coliformes fécaux).

Une multitude de facteurs influence la production, la survie et le transport d'agents pathogènes sur un territoire donné: le nombre de chaque espèce animale, la quantité de fumier/lisier produit, la concentration en agents pathogènes dans le fumier/lisier, le temps d'entreposage du fumier/lisier, le nombre et le type d'animaux qui ont accès au pâturage, la température, la quantité et le type d'épandage, les précipitations, etc. Bigras-Poulin *et al.* (2004) dressent une liste complète de ces facteurs.

3.1.2 Les processus et les modèles

Les processus importants pour les modèles de transport d'agents pathogènes d'origines diffuses sont : la mortalité bactérienne, le partitionnement et le ruissellement.

3.1.2.1 Mortalité

L'équation de base utilisée dans la littérature est la loi de Chick :

$$N_t/N_0 = \exp(-kt)$$

Où N_t est le nombre de bactéries au temps t , N_0 est le nombre de bactéries au temps 0, k est la constante du taux de mortalité (cinétique d'ordre 1) et t le temps (j). L'ANNEXE D présente une compilation de valeurs de coefficients de mortalité pour les coliformes fécaux provenant d'études dont les conditions sont pertinentes pour un modèle de transport terrestre des agents pathogènes.

Mancini (1978) apporte une modification à cette équation pour tenir compte de l'effet de la température :

$$K_t = K_{20} \theta^{T-20}$$

Où K_t est la constante du taux de mortalité à la température T ($^{\circ}\text{C}$), K_{20} est la constante du taux de mortalité à 20°C et θ une constante de régression (égale à 1.07 pour plusieurs espèces microbiennes).

Reddy *et al.* (1981) ajoutent des facteurs tenants compte du taux d'humidité, du pH et de la méthode d'application. Par la suite, Moore *et al.* (1989) proposent une version modifiée de l'équation de Reddy *et al.* :

$$k = k_1 * Ft * Fap * FpH$$

où k_1 est le coefficient de mortalité de base (0,50), Ft le facteur de correction de température ($1,0675 \exp(t-20)$), Fap le facteur de méthode d'application (0,50 en surface) et FpH le facteur pH.

Le modèle COLI de Walker *et al.* (1990) utilise l'équation de Mancini. MWASTE (Moore *et al.*, 1989) fonctionne avec l'équation de Reddy *et al.* (1981) modifié par ses auteurs. Panhorst (2002) applique la loi de Chick avec des constantes de mortalités qu'elle a obtenues sur le terrain tandis que Tian *et al.* (2002) emploient un coefficient de mortalité lié à la température et le rayonnement solaire :

$$k = TE/a_1 + IR/a_2$$

Où TE est la température moyenne journalière, IR le rayonnement journalier, a_1 et a_2 sont des constantes telles que k soit à l'intérieur d'un intervalle de valeurs tirées de la littérature.

3.1.2.2 Le partitionnement

Le modèle de Panhorst tient compte du partitionnement des bactéries entre l'eau et le sol de la manière suivante:

$$Freebact = Total / [1 + K (Soilmasse / Watervolume)]$$

Où $Freebact$ est la quantité de bactéries libres dans la première couche de sol, $Total$ est la quantité totale de bactéries dans la première couche de sol, K est un coefficient de rétention de l'eau par le sol (mL/g), $Soilmasse$ est la masse de sol (g) dans l'EDI (Efficient Depth of Interaction, couche de sol où la majorité des bactéries se trouvent) et $Watervolume$ est le volume d'eau (mL) dans cette même couche de sol.

Le modèle SWAT fractionne les bactéries entre celles absorbées et celles non-absorbées.

3.1.2.3 Ruissellement

Pour le modèle COLI, Walker *et al.* (1990) utilisent l'équation modifiée de perte de sol (MUSLE) combinée à une équation calculant la densité cellulaire en bactéries dans le sol. Le ruissellement tient donc compte de l'érodabilité du sol, de sa pente, du débit de pointe, de la conservation du sol et des pratiques culturales.

Dans le modèle de Tian *et al.* (2002), le transport est modélisé comme la transmission effective (ED) d'une quantité de bactéries à partir d'une cellule de modélisation :

$$ED = SDR * b * E$$

Où b est la diffusion des bactéries (cell/j), E est la quantité totale de bactéries dans la cellule de modélisation et SDR est le ratio de transmission calculé comme suit :

$$SDR = a^3 / DTS$$

Où a^3 est une constante et DTS la distance entre le centre de la cellule et le cours d'eau.

Le modèle SWAT modélise le transport de la fraction non-absorbée des bactéries à l'aide de l'équation universelle d'érosion des sols (USLE) et suppose que la fraction absorbée est entièrement disponible lors des événements de ruissellement (Jamieson *et al.*, 2004).

En résumé, plusieurs équations peuvent modéliser les différents processus intervenant dans le transport des pathogène d'origine diffuse agricole. La disponibilité des données (paramètres d'entrés) et l'importance des processus à l'échelle du modèle GIBSI ont déterminé la sélection des équations.

3.2 DESCRIPTION DU MODÈLE DE TRANSPORT DES AGENTS PATHOGÈNES (TRANSPATH)

La structure générale du modèle est schématisée à la Figure 3.1. Il simule les apports de coliformes avec le fumier et le lisier lors des épandages et lors du pâturage, la mortalité, le partitionnement et le transport des coliformes par ruissellement. À noter que, compte tenu de l'échelle spatiale de simulation (USS) et de l'absence totale de données, les apports de coliformes provenant directement des amas de fumier sans entreposage étanche et des cours d'exercice non étanches ne sont pas pris en compte par le modèle.

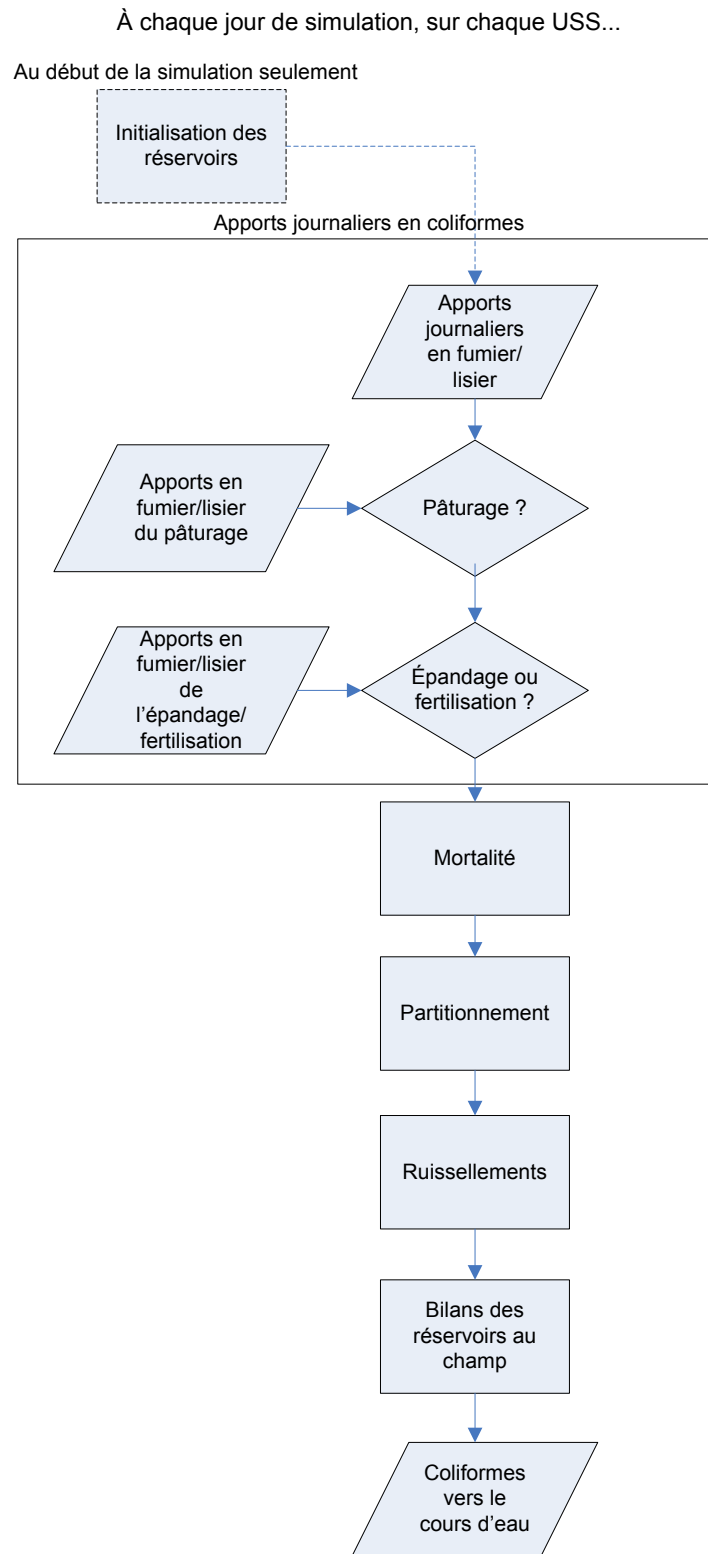


Figure 3.1 : Organigramme simplifié de TransPath

Même si TransPath modélise le transport de l'ensemble des agents pathogènes, on parlera de coliformes fécaux (ou simplement de coliformes pour alléger le texte) car les données servant à la calibration sont des mesures en coliformes fécaux.

3.2.1 Initialisation des réservoirs et apports journaliers

TransPath gère, sur chaque USS, 6 réservoirs de coliformes fécaux : les coliformes fécaux provenant du fumier dans la fosse (*ColifFumierFosse*), les coliformes fécaux du lisier dans la fosse (*ColifLisierFosse*), les coliformes fécaux du fumier au pâturage (*PaturageFumierChamp*), les coliformes fécaux du lisier au pâturage (*PaturageLisierChamp*), les coliformes fécaux du fumier épandus au champ (*EpannageFumierChamp*) et les coliformes fécaux du lisier épandus au champ (*EpannageLisierChamp*). L'organigramme de cette partie du modèle est schématisé à la Figure 3.2.

Au début d'une simulation (toujours au 1^{er} janvier), les réservoirs de coliformes de fumier et de lisier à la fosse sont initialisés. La quantité initiale de coliformes au champ (pour le fumier et le lisier) est nulle puisque la simulation débute au début de l'hiver.

3.2.1.1 Apports à la fosse

L'apport journalier à la fosse en coliformes de fumier et de lisier est déterminé par le nombre d'unités animales (UA) de chaque espèce dans l'USS. GIBSI fonctionne avec quatre espèces animales : bovins, porcins, volailles et autres. Pour les besoins de TransPath, nous sommes allés chercher d'autres espèces animales de manière à raffiner la modélisation. Bovins laitiers et bovins de boucherie composent l'espèce bovins; poules et dindes composent l'espèce volailles; moutons et chevaux composent l'espèce autres. L'espèce porcins n'est pas subdivisée.

Tableau 3.1 : Espèces animales prises en compte pour les sources de pathogènes

Espèces	Sous-espèces
Bovins	Bovins laitiers
	Bovins de boucherie
Porcins	Porcs
Volailles	Poules et poulets
	Dindes et dindons
Autres	Moutons et agneaux
	Chevaux et poneys

Ces sous-espèces ont été sélectionnées car on possède les concentrations caractéristiques en coliformes fécaux pour le fumier/lisier produit, par unité animale (ASAE, 2003). À l'aide des données provenant du recensement de l'agriculture 2001 (Statistique Canada, 2001) qu'on a

spatialisées (désagrégé à l'échelle de l'USS) selon le même algorithme que dans GIBSI (au pro rata des superficies agricoles des USS incluses dans une municipalité), on détermine pour chaque USS la proportion d'unités animales de chaque sous-espèce par rapport à son espèce (la contribution en UA de cette sous-espèce au total des UA de son espèce). Ensuite, on multiplie cette proportion, pour chaque sous-espèce et pour chaque USS, à la valeur caractéristique de coliformes fécaux associée à cette sous-espèce. On additionne par la suite les valeurs des sous-espèces qui composent une même espèce (bovins laitiers et bovins de boucherie pour bovins, etc.). On obtient alors, pour chaque USS et chaque espèce animale de GIBSI (bovins, porcins, volailles et autres), une valeur de coliformes fécaux par unité animale qui est représentative des proportions des différentes sous-espèces animales composant les espèces animales. On doit faire le calcul de cette manière puisque dans GIBSI, l'utilisateur peut modifier le cheptel d'une USS pour élaborer différents scénarios.

On utilise une équation linéaire déterminée par le coefficient de mortalité cellulaire à la fosse (pour TransPath, on utilise $k_F = 0.15$). Pour différentes quantités d'apports journaliers en coliformes à la fosse, on détermine la quantité de coliformes restant après 28 jours (après 4 semaines, la population bactérienne ne changera pas significativement car un équilibre s'établit entre la mortalité cellulaire et l'apport par le fumier/lisier). L'équation est la suivante :

$$ColifFumierFosse = 6.0865 * ApportJourFumier + 0.7923$$

$$ColifLisierFosse = 6.0865 * ApportJourLisier + 0.7923$$

Où *ApportJourFumier* et *ApportJourLisier* sont l'apport journalier en coliformes provenant du fumier et du lisier respectivement, pour l'USS donnée. Si on désire modifier k_F , il faut également modifier l'équation donnant la quantité initiale de coliformes à la fosse.

Au début de chaque jour de simulation, TransPath transfère tout les coliformes produits sur l'USS dans ses réservoirs fosses (*ColifFumierFosse* et *ColifLisierFosse*). Par la suite, TransPath enlève les coliformes aux réservoirs fosses pour les ajouter aux réservoirs champs (*PaturageFumierChamp*, *PaturageLisierChamp*, *EpandageFumierChamp* et *EpandageLisierChamp*) si il y a pâturage et/ou épandage-fertilisation.

3.2.1.2 Apports par pâturage

Il y a pâturage lorsque le jour de simulation se situe entre le jour de début possible des activités (*jourdeb*) et le premier jour de gel (*jourzerodegre*). Ces deux dates proviennent du modèle Dates de GIBSI. Le jour de début possible des activités correspond au premier jour de l'année où il n'y plus de neige au sol et la température de la première couche de sol est supérieure à 5°C. Le

premier jour de gel correspond au premier jour de l'année où la température moyenne journalière $\leq 0^{\circ}\text{C}$. On considère qu'à partir de ce moment, les animaux ne vont plus au champ.

Si il y a du pâturage pour une journée, TransPath calcule la quantité de coliformes, sur chaque USS, qui ira au champ. Pour chaque USS, on a déterminé la proportion d'UA qui va au champ grâce aux données fournies par le MAPAQ-Estrie et Chaudière-Appalaches. On ne considère que l'espèce bovine et l'espèce « autres ». On multiplie cette proportion par le nombre d'unités animales provenant de GIBSI et par la valeur caractéristique de coliformes par unité animale pour chacune des deux espèces. On obtient, pour chaque USS et pour chaque espèce ayant accès au pâturage (bovins et autres), le nombre de coliformes qu'on doit déduire des réservoirs fosses (puisque la quantité totale de coliformes produits sur l'USS y est déposée au début du programme). Ces coliformes seront ajoutés aux réservoirs champs lors du calcul de la mortalité cellulaire discuté plus loin.

3.2.1.3 Apports par épandage-fertilisation

Il y a épandage-fertilisation les jours qui correspondent aux dates d'épandage provenant du modèle Dates de GIBSI. Lorsqu'il y a épandage-fertilisation, le modèle de fertilisation Fert envoie à TransPath les quantités de fumier et de lisier épandues ainsi que les quantités de fumier et de lisier en réserve avant cet épandage. On détermine ensuite, pour le fumier et le lisier, un ratio quantité épandue/quantité en réserve (on veut avoir la proportion de la quantité en réserve qui sera épandue ce jour là). Puis, on multiplie ce ratio par la quantité de coliformes à la fosse, pour le fumier et le lisier. Cette dernière opération permet de faire le lien entre le modèle de transport des polluants (POPES) qui travail avec des volumes de fumier/lisier et les réservoirs de TransPath qui gèrent des quantités de coliformes fécaux. On obtient alors la quantité de coliformes qui seront épandus au champ (EpannageFumier et EpannageLisier). Ces quantités sont déduites des réservoirs fosses. Comme pour les coliformes du pâturage, ils seront ajoutés aux réservoirs champs lors du calcul de la mortalité cellulaire.

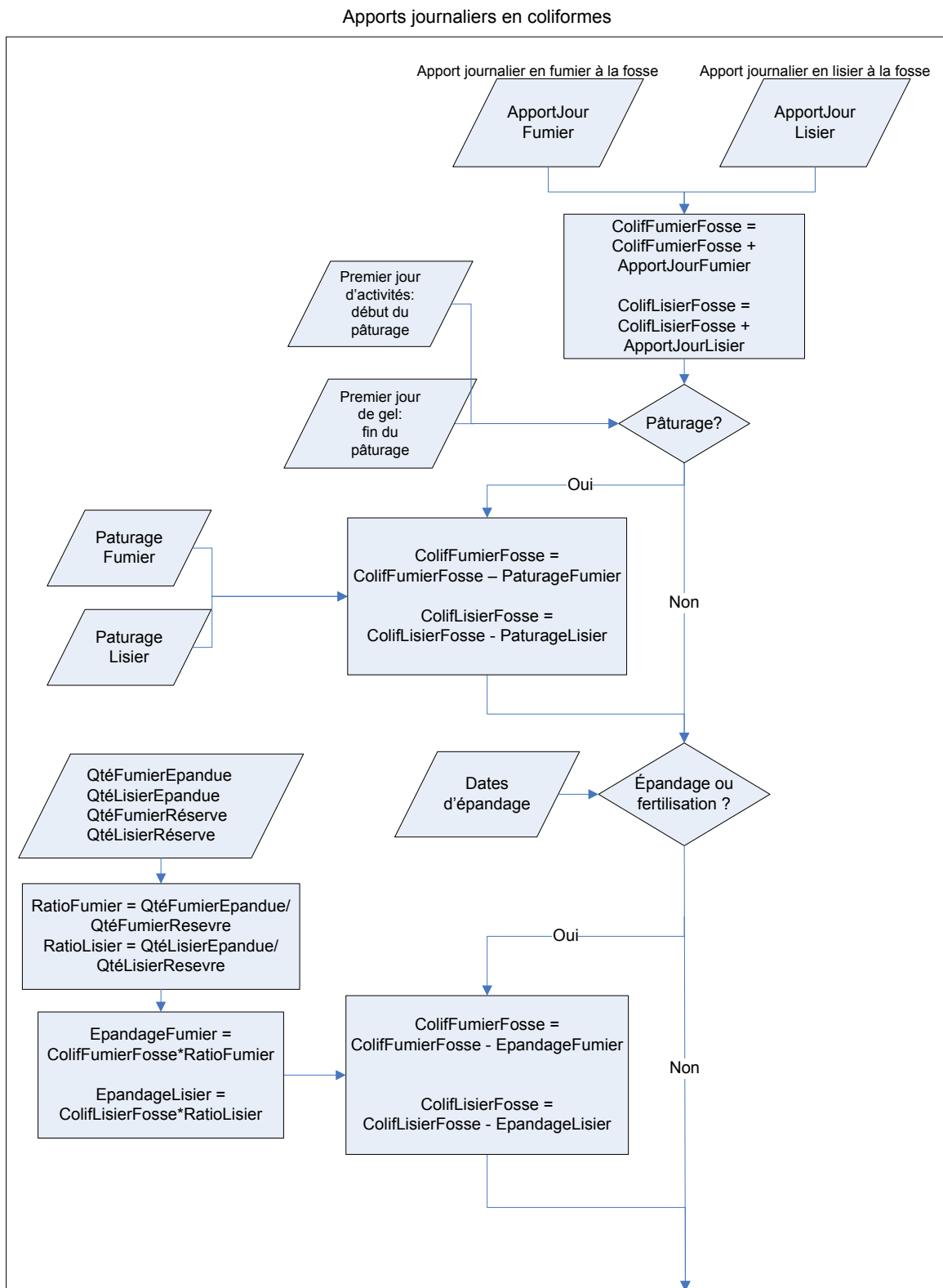


Figure 3.2 : Organigramme de l'algorithme des apports journaliers en coliformes

3.2.2 Mortalité

L'organigramme de l'algorithme de mortalité cellulaire est schématisé à la Figure 3.3. Les coliformes présents sur l'USS sont répartis dans 3 lieux différents : les fosses, les champs où il y a épandage-fertilisation et les champs où il y a pâturage. Dans TransPath, cela se traduit par 6 réservoirs : *ColifFumierFosse*, *ColifLisierFosse*, *PaturageFumierChamp*, *PaturageLisierChamp*, *EpandageFumierChamp* et *EpandageLisierChamp*. On applique alors l'équation de mortalité cellulaire à chacun de ces réservoirs. Pour déterminer le coefficient de mortalité, on utilise une équation adaptée de Moore *et al.* (1989) :

$$k = 0.5 * (1.0675^{(T-20)}) * k_{pH}$$

où T est la température (°C) du fumier ou du lisier et k_{pH} le facteur dû au pH. Les valeurs de pH pour le fumier/lisier trouvées dans la littérature sont généralement autour de 8. Pour cette valeur de pH, on obtient un k_{pH} de 0.46 selon Moore *et al.* (1989).

Pour le calcul du coefficient de mortalité des coliformes d'épandage (*EpandageFumierChamp* et *EpandageLisierChamp*), la température utilisée dépend du mode d'application (spécifié par l'utilisateur de GIBSI). Si le fumier/lisier est épandu en surface, c'est la température de l'air provenant d'Hydrotel qui est utilisée. Si le fumier/lisier est incorporé au sol, c'est la température du sol provenant de Popes qui sera employée. Pour le calcul du coefficient de mortalité des coliformes provenant du pâturage, TransPath utilise la température de l'air. Pour le fumier et le lisier, le coefficient de mortalité à la fosse utilisé est 0.15. Cette valeur provient d'une analyse des valeurs disponibles dans la littérature. Elle pourra être modifiée, à l'intérieur d'un certain intervalle, lors de la calibration.

Pour le moment, par manque de données, les coefficients de mortalité du fumier à la fosse et du lisier à la fosse sont les mêmes. De même, si le mode d'application est le même pour le fumier et le lisier, le coefficient de mortalité du fumier et du lisier épandu au champ est le même. Il est possible qu'on donne des valeurs différentes pour le fumier et le lisier dans le futur, que ce soit selon des valeurs trouvées dans la littérature ou encore en ajoutant des constantes lors de la calibration.

L'équation originale de Moore *et al.* (1989) (elle-même modifiée de Reddy *et al.*, 1981), contient un facteur (coefficient) lié à la méthode d'application du fumier/lisier : 0.50 pour un épandage en surface, 1 pour du fumier/lisier incorporé dans le sol. Nous n'avons pas gardé ce facteur car la méthode d'application influence le choix de la température (température de l'air ou température de la première couche sol) dans TransPath.

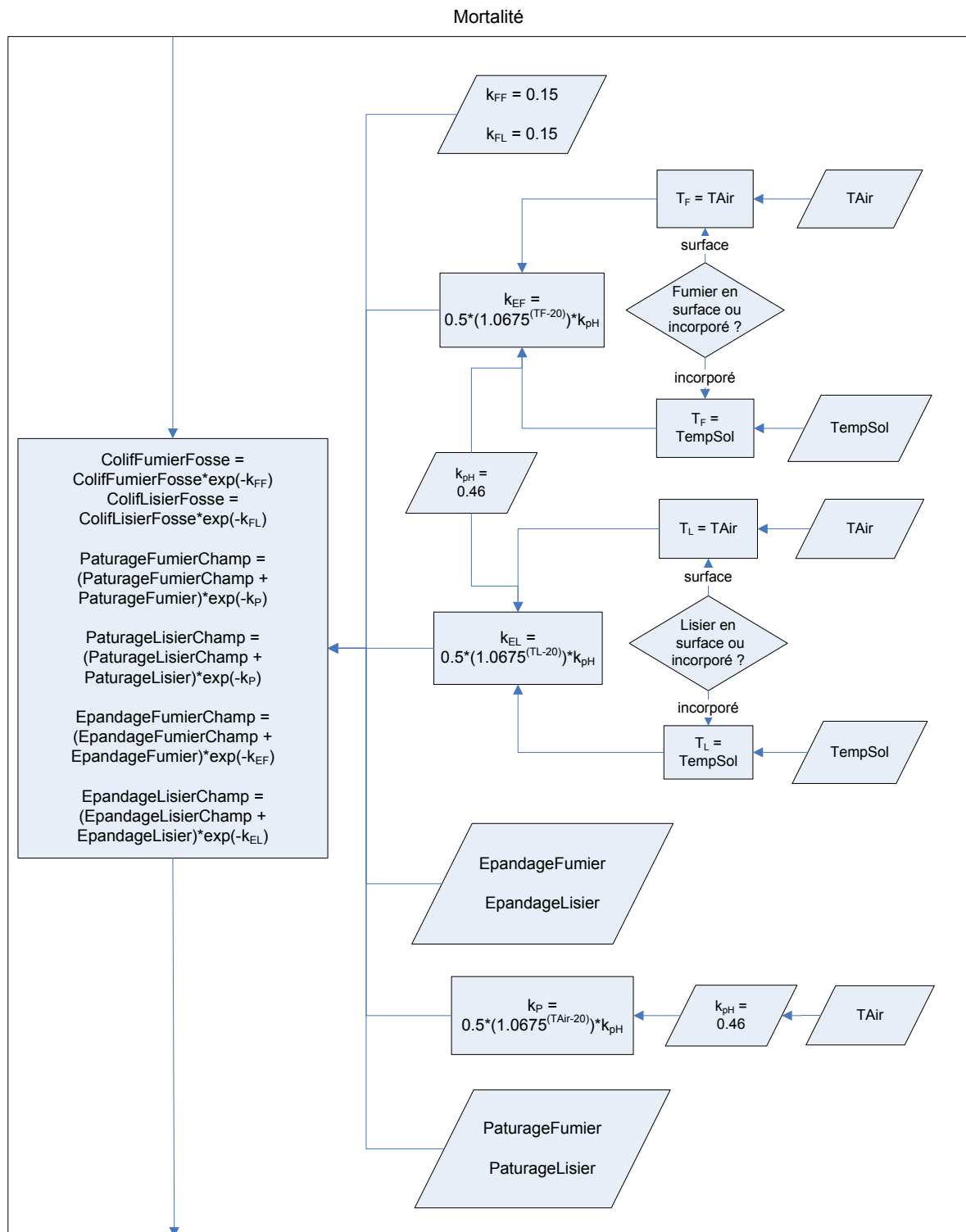


Figure 3.3 : Organigramme de l'algorithme de mortalité cellulaire

3.2.3 Partitionnement

Après avoir calculé la mortalité cellulaire, TransPath sépare les coliformes entre ceux qui sont sous forme particulaire (liés à des particules de sol ou d'excréments) et ceux qui se retrouvent sous forme dissous. L'algorithme utilisé est schématisé à la Figure 3.4. L'équation de partitionnement de Panhorst (2002) est utilisée (voir paragraphe 3.1.2.2):

$$Freebact = Total / [1 + K (Soilmasse / Watervolume)]$$

Où *Freebact* est la quantité de bactéries libres dans la première couche de sol, *Total* est la quantité totale de bactéries dans la première couche de sol, *K* est un coefficient de rétention de l'eau par le sol (mL/g), *Soilmasse* est la masse de sol (g) dans la première couche de sol et *Watervolume* est le volume d'eau (mL) dans cette même couche de sol.

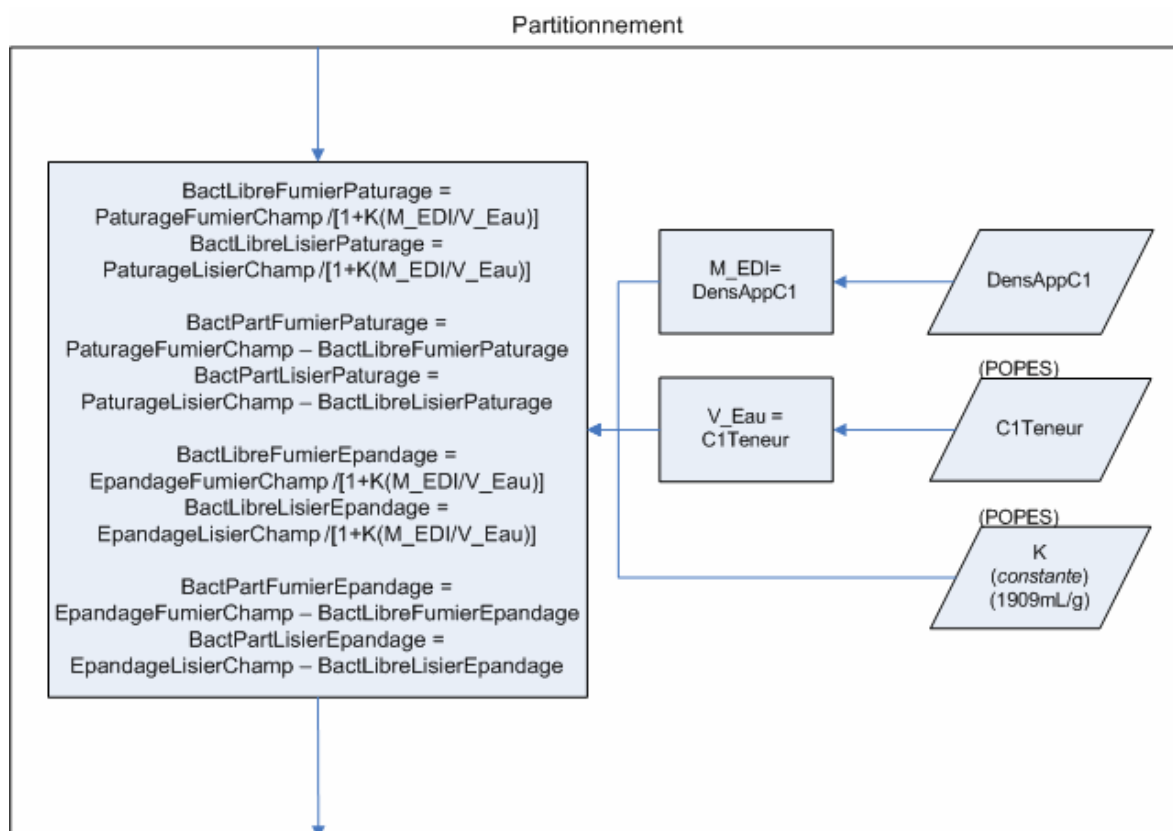


Figure 3.4 : Organigramme de l'algorithme du partitionnement

3.2.4 Transport par ruissellement

L'algorithme du transport des coliformes par ruissellement est schématisé à la Figure 3.5. Trois formes de transport sont considérées : par ruissellement superficiel sous forme dissoute et particulaire et par ruissellement hypodermique.

3.2.4.1 Transport par ruissellement sous forme particulaire

Pour le calcul du transport particulaire, TransPath utilise un facteur d'enrichissement utilisé dans Popes (modèle de transport des polluants de GIBSI). Le facteur d'enrichissement est calculé comme suit :

$$ER = \exp [a + b \ln(YA)]$$

Où a et b sont des coefficients empiriques respectivement égales à 2.2 et -0.24 lorsque la variable YA (masse de sédiments calculé dans le modèle d'érosion) est exprimée en kg/h, et sont applicables à tout polluant.

Le ruissellement particulaire est calculé pour les 4 réservoirs au champ.

3.2.4.2 Transport par ruissellement sous forme dissoute

Pour le transport dissous, TransPath adapte l'équation de transport de l'azote dissous de Popes :

$$\text{Coliformes transportés} = \text{coliformes dissous d'un réservoir} * [1 - \exp(-O/(PO-WP))]$$

Où O est la hauteur d'eau considérée (mm), WP la hauteur d'eau correspondant au point de flétrissement (mm) et PO la hauteur d'eau correspondant à la porosité (mm). Toutes ces variables sont obtenues d'Hydrotel.

Le ruissellement dissous est calculé pour les 4 réservoirs au champ.

3.2.4.3 Transport par ruissellement hypodermique

La quantité de coliformes transportés par ruissellement hypodermique est proportionnelle à l'écoulement hypodermique (m^3/s) calculé dans Hydrotel. Cet écoulement représente la quantité totale d'eau qui s'écoule latéralement dans la première couche de sol d'une USS. On multiplie ce volume d'eau par la proportion (superficie agricole de l'USS)/(superficie totale de l'USS) car les coliformes dissous et au champ (ceux qui peuvent être affectés par le ruissellement hypodermique) se retrouvent uniquement sur la superficie agricole d'une USS. La surface totale de l'USS provient du modèle d'érosion de GIBSI et la superficie agricole

provient de Popes. Par la suite, on multiplie par la quantité de coliformes sous forme dissous disponibles et par une constante de ruissellement hypodermique à calibrer (s/m^3).

Le ruissellement hypodermique est calculé pour les 4 réservoirs au champ.

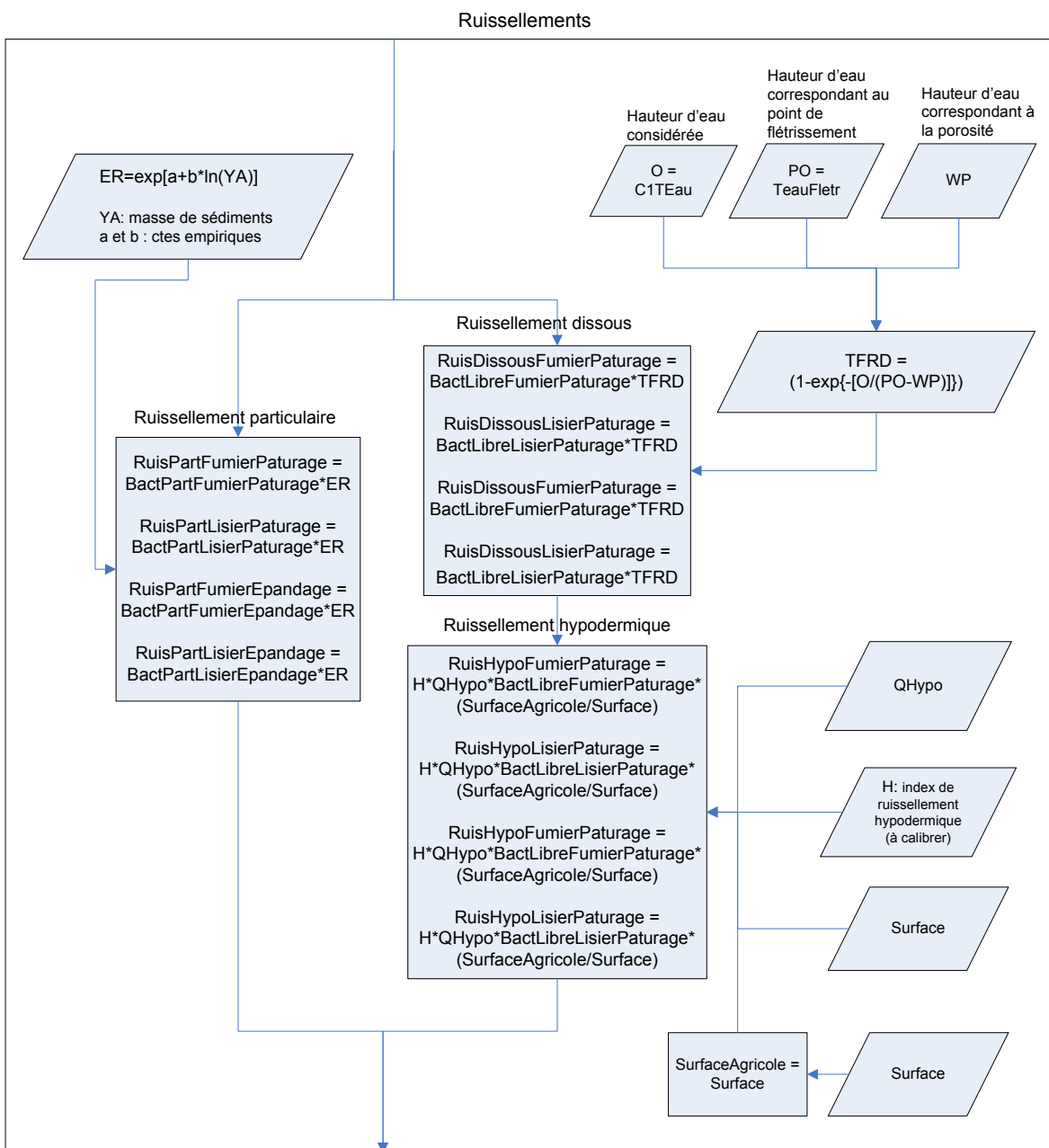


Figure 3.5 : Organigramme de l'algorithme du transport des coliformes par ruissellement

3.2.5 Bilan des coliformes au champ

Après avoir calculé tout ce qui est transporté par ruissellement, TransPath effectue le bilan des 4 réservoirs au champ (*PaturageFumierChamp*, *PaturageLisierChamp*, *EpandageFumierChamp* et *EpandageLisierChamp*, voir Figure 3.6).

L'apport en coliformes au tronçon (segment du cours d'eau dans GIBSI) associé à l'USS correspond à la somme des 12 sources de ruissellement (3 types de ruissellement x 4 réservoirs au champ). Cet apport au tronçon constitue la seule donnée de sortie de TransPath et devient une donnée d'entrée de Qual2E qui modélise la qualité de l'eau en rivière dans GIBSI.

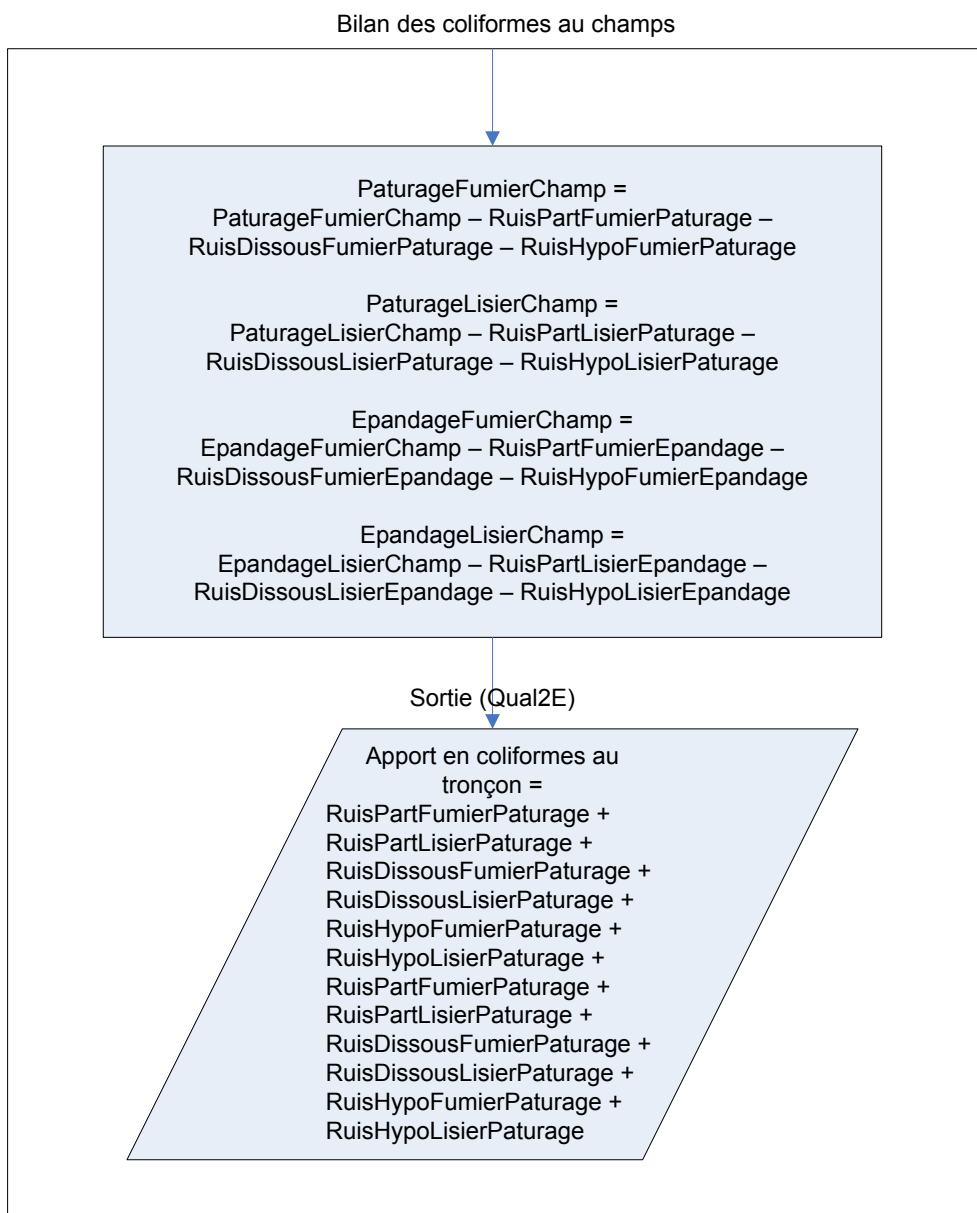


Figure 3.6 : Organigramme de l'algorithme du bilan des coliformes aux champs

3.3 PROCHAINES ÉTAPES

La programmation de TransPath vient tout juste d'être achevée. La prochaine étape consistera à réaliser la calibration et l'analyse de sensibilité du modèle à l'aide des données mesurées (voir chapitre 5). Ce sera fait au cours des prochains mois. Il s'agira également d'intégrer ce modèle dans GIBSI. Enfin, ce travail fera l'objet du mémoire de maîtrise de Guillaume Rogel, qui devrait être achevé au printemps 2006.

4 ÉTUDE DES RELATIONS ENTRE LES VARIABLES SIMULÉES ET LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU

- Martine Grenier, étudiante au doctorat
- Alain N. Rousseau, professeur à l'INRS-ETE
- Stéphane Campeau, professeur à l'UQTR
- Yvon Richard, MDDEP (Direction du Suivi de l'État de l'Environnement)
- Lyne Pelletier, MDDEP (Direction du Suivi de l'État de l'Environnement)

La mise en place du protocole d'application de GIBSI passe notamment par l'introduction de notions de qualité biologique car ce modèle ne tient pas compte de l'intégrité des communautés aquatiques, un élément essentiel à considérer dans le cadre de la restauration des milieux aquatiques. Il s'agit donc d'étudier la possibilité de modéliser les processus biotiques (diatomées, invertébrés et poissons) à partir des processus abiotiques modélisés par GIBSI, une approche tout à fait novatrice.

Le travail de modélisation s'appuie sur les travaux récents et en cours en collaboration avec Stéphane Campeau (UQTR) et les collaborateurs du MDDEP, qui ont pour objectif de développer des modèles permettant de prédire la structure des communautés de diatomées, d'invertébrés benthiques et de poissons, en conditions naturelles et perturbées, à partir de variables environnementales, dont l'état de dégradation biologique, et ce, à l'échelle d'un seul bassin versant, celui de la rivière Chaudière. Ces modèles pourront ultérieurement être utilisés sur d'autres bassins versants au Québec. Dans la première partie de cette étude, nous nous intéressons en particulier aux diatomées benthiques. En effet, ces algues microscopiques fixées sur le fond des cours d'eau sont très sensibles aux concentrations en nutriments, et sont considérées (et déjà utilisées dans plusieurs pays européens) comme de bons bioindicateurs de l'eutrophisation des cours d'eau (voir section 4.1).

Une rapide revue de littérature sur la notion d'intégrité écologique des cours d'eau et sur les bioindicateurs est d'abord présentée, suivie d'une brève description des travaux antérieurs sur la détermination des conditions de référence concernant les communautés phytobenthiques des cours d'eau. Nous présentons un état d'avancement de l'inventaire des données disponibles et du travail d'échantillonnage réalisé en 2005 ainsi que les premiers résultats concernant la

caractérisation des sites. Enfin, l'approche de modélisation envisagée est présentée dans la dernière section.

4.1 INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE ET BIOINDICATEURS

L'intégrité écologique est la capacité d'un écosystème à supporter et maintenir une communauté d'organismes balancée, intégrée et adaptative ayant une composition d'espèces diversifiée, fonctionnelle et organisée comparable à une communauté similaire dans un écosystème non perturbé (Karr et Dudley, 1981). Les indicateurs d'intégrité écologique ont été fréquemment incorporés aux programmes de suivi des milieux aquatiques (Moyle et Randall, 1998). Parmi ceux-ci, il a été démontré que les organismes vivants sont essentiels à l'évaluation de la qualité de l'eau, car ils permettent d'intégrer, sur une certaine période de temps, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat et d'évaluer leurs effets sur les écosystèmes (Xu *et al.*, 1998). Ils sont également les plus adéquats pour évaluer l'impact réel des pollutions sur le milieu aquatique, pour détecter des pollutions discontinues et pour en intégrer les variations dans le temps. En effet, les organismes vivants répondent à une variété de facteurs cumulatifs d'origines anthropique et naturelle qui ne concernent pas seulement les aspects physico-chimiques, mais tout l'habitat physique du bassin versant (Rabeni, 2000). Celui-ci conditionne la structure et la diversité des organismes aquatiques dont l'équilibre conditionne à son tour le maintien des processus écologiques, et ultimement l'équilibre des réseaux trophiques (Harper *et al.*, 2000). Il est donc essentiel de comprendre comment cet environnement influence la vie aquatique et la façon dont celle-ci répond à son altération.

Les algues, les macro-invertébrés et les poissons répondent aux changements environnementaux à différentes échelles temporelles et spatiales en raison de leur cycle de vie, leur physiologie et leur mobilité (Pan, 2000). Il est donc fondamental de bien comprendre les exigences écologiques propres à chaque type d'organisme, car ils diffèrent dans leur sensibilité à différents types de pollution et dans leur temps de réponse à ceux-ci. Avec le temps, ces organismes intègrent les facteurs naturels et anthropogéniques.

Les peuplements de poissons sont susceptibles d'apporter une information originale sur l'état de santé des rivières en raison de leur capacité à intégrer la variabilité de l'environnement à différentes échelles (Descy *et al.*, 2005). Les poissons sont au sommet des réseaux trophiques, ce qui leur confère le rôle d'intégrateurs de nombreuses composantes de l'écosystème. Ils possèdent l'avantage de bioaccumuler les substances toxiques dont celles présentent en concentration non détectable par les appareils d'analyse dont le mercure, des BPC, des organochlorés et d'autres substances qui s'accumulent dans les lipides et peuvent s'avérer de bons indicateurs indirects de la contamination du benthos. Les poissons ont, en général, une

vie relativement longue et sont faciles à identifier. Leurs déplacements les rendent moins sensibles aux pressions locales mais intégrateurs des changements dans l'espace. De plus, leur longévité en fait des intégrateurs des changements temporels de leur milieu.

Les macro-invertébrés sont les organismes les plus utilisés pour l'estimation de la qualité des eaux continentales, saumâtres et marines (Blandin, 1986). La structure et la diversité des invertébrés benthiques sont d'abord déterminées par les facteurs environnementaux physiques incluant la composition du substrat, l'état de la bande riveraine, puis chimique, dont la disponibilité en nutriments et la qualité de l'eau, etc. (Soucek *et al.*, 2001). Le fait qu'ils incluent des éléments très différents de la faune aquatique (larves d'insectes, mollusques, vers, crustacés, etc.) rend cet indicateur relativement complet (Descy *et al.*, 2005).

Les macrophytes sont, pour leur part, des indicateurs utiles pour évaluer la réponse du premier niveau trophique aux modifications environnementales et sont particulièrement sensibles aux conditions physico-chimiques des écosystèmes lotiques. Ils peuvent être considérés comme des indicateurs d'eutrophisation et de pollution organique. Toutefois, le rythme auquel les macrophytes répondent aux changements environnementaux et la dynamique des nutriments dans les sédiments desquels ils dépendent sont mal connus (Descy, 1980). Tout comme les invertébrés et les poissons, les macrophytes peuvent être dégradées de façon quasi irréversible par les altérations physiques, ce qui les rend moins efficaces pour le suivi des altérations chimiques.

Finalement, les algues périphytiques (organismes microscopiques attachés à différents substrats) fixent leurs nutriments directement dans la colonne d'eau et réagissent fortement aux pollutions minérales. Elles constituent un outil efficace pour étudier l'eutrophisation des rivières (Kelly *et al.*, 1996). Nombre d'études témoignent de l'efficacité de l'utilisation des communautés de diatomées (algues périphytiques) et particulièrement de la structure de celles-ci pour le suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau. Leur sensibilité particulière aux conditions chimiques des eaux et surtout aux concentrations en nutriments et à la pollution organique font de celles-ci des bioindicateurs privilégiés pour la détection de ces types de perturbations. Elles constituent ainsi un complément aux informations fournies par les poissons, par les invertébrés et les autres types d'algues.

4.2 TRAVAIL PRÉLIMINAIRE : DÉTERMINATION DES COMMUNAUTÉS PHYTOBENTHIQUES DE RÉFÉRENCE ET DES OBJECTIFS DE RESTAURATION DES RIVIÈRES DU QUÉBEC

La restauration des milieux aquatiques dégradés doit s'effectuer en fonction d'objectifs de restauration basés sur une connaissance adéquate des conditions naturelles du milieu. Or les objectifs de restauration sont souvent mal définis, notamment en ce qui concerne le niveau d'intégrité écologique à atteindre. Une connaissance plus approfondie des conditions naturelles de référence permettrait d'identifier des communautés aquatiques cibles qui constitueraient des objectifs à atteindre dans le cadre de la restauration des rivières.

Cette étude a permis d'établir l'état de référence biologique de 126 tronçons de rivières du Québec méridional à partir de la structure des communautés de diatomées benthiques. La structure des communautés de diatomées fut utilisée car elle s'avère un excellent indicateur de l'intégrité écologique des milieux aquatiques et particulièrement de l'eutrophisation.

Une des méthodes permettant d'évaluer les conditions de référence est de comparer le site dégradé à un site non altéré situé sur la même rivière, ou une rivière ayant les mêmes caractéristiques hydromorphologiques et située dans la même écorégion. La première étape fut d'établir une typologie des rivières du Québec à partir de leurs caractéristiques éco-physiographiques, c'est-à-dire en tenant compte de leur appartenance à une écorégion et en considérant les caractéristiques physiographiques de leur bassin versant (aire du bassin, géologie, dépôts de surface, etc.) et les caractéristiques hydromorphologiques du tronçon analysé (largeur, vitesse du courant, etc.). Cette typologie a permis d'identifier 22 regroupements de rivières ayant des caractéristiques éco-physiographiques semblables, soit cinq dans le Bouclier canadien, sept dans les Appalaches et dix dans les Basses-terres du Saint-Laurent.

Cette étude a également permis d'identifier les communautés de diatomées typiques des rivières du Québec méridional, d'identifier les taxa indicateurs des diverses conditions environnementales et de documenter les préférences écologiques des 80 principales espèces. La réalisation de cet objectif a permis (1) d'identifier les principaux facteurs environnementaux à l'origine des variations dans la structure des communautés de diatomées, soit la saison, le niveau d'altération dans les milieux altérés et le pH dans les milieux de référence; (2) de pallier au manque de connaissance sur l'écologie des diatomées du Québec et (3) d'évaluer la qualité des objectifs biotiques de restauration (objectif 3).

Cette étude a finalement permis d'établir les conditions biologiques de référence des rivières dégradées. Ces communautés de référence constituent des objectifs biologiques de restauration adaptés à chacun des types éco-physiographiques. Il y a un manque de relevés de référence pour les petits cours d'eau dont le bassin versant est principalement confiné aux Basses-Terres.

En somme, la structure des communautés de diatomées répond aux caractéristiques du bassin versant en amont du tronçon de rivière. Il est donc possible d'extrapoler la structure de ces communautés à partir des caractéristiques physiographiques du bassin versant et/ou de la physico-chimie de l'eau, ce qui s'avère particulièrement intéressant lorsqu'il y a un manque de stations de référence.

Cette recherche a fait l'objet d'une publication gouvernementale (Grenier et Campeau, 2005) et d'un article soumis pour publication dans la revue internationale *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (Grenier *et al.*, 2005).

4.3 INVENTAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES

4.3.1 Invertébrés benthiques et poissons

Suite à une réunion tenue le 17 juin dernier en présence de Lyne Pelletier et Yvon Richard du MDDEP, Stéphane Campeau (UQTR, co-directeur de recherche) et Martine Grenier, nous avons identifié que des données historiques collectées par le MDDEP sont disponibles sur 15 ans pour les invertébrés et les poissons pour les mêmes sites d'échantillonnage. Cela représente près de 300 échantillons d'invertébrés et 250 de poissons qui pourront être utilisés pour le présent projet. Cependant, les données physico-chimiques ne sont pas disponibles pour tous les échantillons. Il sera tout de même possible de les utiliser. L'équipe d'Yvon Richard et de Lyne Pelletier s'engage à faire le ménage de ces bases de données prochainement. Une nouvelle réunion sera fixée d'ici la fin de l'année 2005 à ce sujet. Il sera également question d'un éventuel échantillonnage dans la rivière Chaudière.

4.3.2 Les diatomées benthiques

Des campagnes d'échantillonnage ont eu lieu au printemps et à l'automne 2002 et au printemps et à l'automne 2003 afin de caractériser l'habitat des diatomées, de mesurer les variables physico-chimiques. Elles ont été réalisées dans le cadre des projets (1) Développement de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) (Campeau *et al.* 2005) et (2) Détermination des communautés phytobenthiques de référence et des objectifs de restauration des rivières du

Québec (Grenier *et al.*, 2005) par Isabelle Lavoie et Martine Grenier. Le jeu de données final comprend 410 relevés (206 au printemps et 204 à l'automne). Les données sont regroupées dans une base de données ACCESS appartenant au Laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'UQTR. La Figure 4.1 présente la localisation des stations du Réseau-rivières du MDDEP qui ont été échantillonnées lors des deux premières campagnes.

Le prélèvement des diatomées fut réalisé à proximité des stations du réseau-rivières du MDDEP en raison de la disponibilité des analyses physico-chimiques mensuelles. Ces stations sont identifiées par un numéro d'identification de la Base Québécoise sur le Milieu Aquatiques (BQMA). Les stations sont situées dans trois écorégions (les Appalaches, le Bouclier canadien et les Basses-Terres du Saint-Laurent) et dans 34 bassins versants comprenant certains de leurs tributaires, pour un total de 126 stations d'échantillonnage.

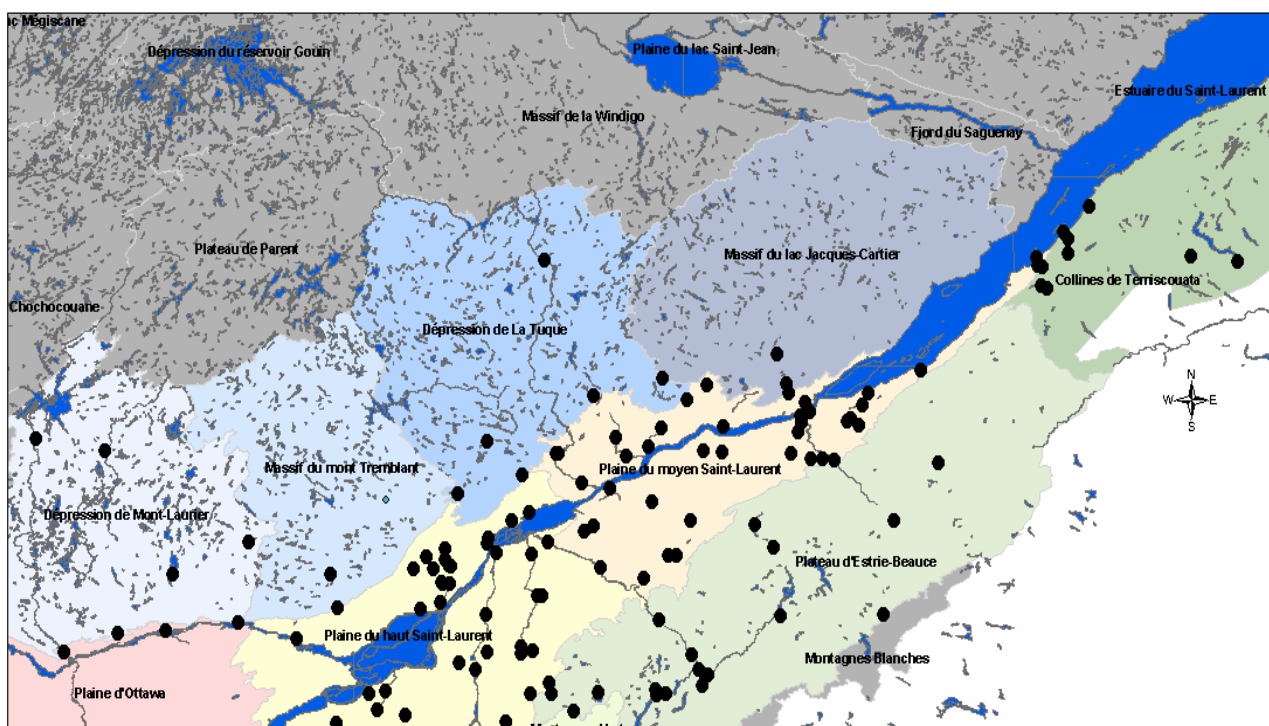


Figure 4.1 : Localisation des sites d'échantillonnage du réseau-rivières du MDDEP. Les régions naturelles représentées sont des subdivisions territoriales des trois écorégions québécoises, soit les Appalaches en vert, les Basses-Terres du Saint-Laurent en jaune, orange et rouge et le Bouclier canadien en bleu. Ces subdivisions ont été créées par la direction du patrimoine écologique et du développement durable du MDDEP (Li et Ducruc, 2000).

L'habitat des diatomées a également été caractérisé sur chaque site d'échantillonnage. Cela a permis la caractérisation du tronçon de rivière (encaissement du lit mineur, largeur et morphologie du cours d'eau, type d'écoulement et de substrat, état du substrat), la caractérisation des rives (composition, érosion et ombrage) et la caractérisation de l'habitat des diatomées (type d'écoulement sur le substrat, transparence de l'eau, niveau de l'eau, précipitations les jours précédents, profondeur, localisation, ombrage, nombre et type de substrat). Un exemplaire de la fiche d'échantillonnage est présenté en ANNEXE E .

4.3.3 Les variables physico-chimiques

Les variables physico-chimiques mesurées pour l'étude sont l'azote ammoniacal (NH_3), l'azote total (NTOT), le phosphore total (P-TOT), le carbone organique dissous (COD). Ces données proviennent de la base BQMA du MDDEP pour les stations du réseau-rivières québécois dont cinq sur la rivière Chaudière, une sur la rivière Beaurivage et deux sur la rivière Bras d'Henri. Les analyses des autres stations dans le bassin de la rivière Chaudière et les stations de référence supplémentaires ont été et seront réalisées par les laboratoires de l'INRS-ETE.

La température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'une sonde *Hydrolab Quanta*. La turbidité (TUR) fut mesurée au Laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'UQTR. La vitesse du courant fut mesurée au-dessus des substrats échantillonnés à l'aide d'un courantomètre de type *Price Pygmi*. Les données sont regroupées dans une base de données ACCESS appartenant au Laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'UQTR.

Pour les stations autres que celles du réseau-rivières, des échantillons d'eau ont été prélevés deux fois par mois, les deux premières semaines du mois, soit dans la période où sont échantillonnées les stations du réseau-rivières. Une moyenne peut donc être calculée. Les diatomées sont échantillonnées la deuxième semaine d'échantillonnage de façon à ce que les moyennes physico-chimiques représentent l'habitat qui a influencé les communautés prélevées à ce moment.

4.4 NOUVELLES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE

Des échantillonnages supplémentaires ont été et seront réalisés dans le bassin versant de la rivière Chaudière au printemps et à la fin des étés 2005 et 2006 (voir section 4.4) en suivant les mêmes protocoles expérimentaux. En tout, 23 stations furent préalablement sélectionnées dans l'ensemble des sous-bassins de la rivière Chaudière de façon à retrouver le plus d'habitats possédant des caractéristiques différentes (Figure 4.2). La variabilité des conditions d'altération

fut évaluée à l'aide d'une simulation effectuée dans GIBSI, soit selon un critère d'eutrophisation (0,03 mg/L.). Cela permet de s'assurer d'une grande variabilité des conditions environnementales représentées. En outre, 7 nouveaux sites de référence (milieux peu dégradés) localisés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent ont également été déterminés afin de pallier à un manque de représentativité de ses conditions dans la base de données diatomiques de l'UQTR (Figure 4.3 et Figure 4.4). Ces stations sont nécessaires afin d'être en mesure de fixer des objectifs de restauration des rivières dans cette région physiographique. La détermination de la localisation des stations de référence fut effectuée à partir des images Landsat classifiées (1997), représentant l'utilisation du territoire, et le réseau routier afin que celles-ci soit accessibles.

La première campagne d'échantillonnage fut réalisée du 6 au 23 juin 2005. La première semaine fut consacrée à l'échantillonnage de l'eau et à la caractérisation des sites. L'échantillonnage de l'eau et des diatomées fut réalisé les deuxième et troisième semaines, les pluies abondantes ayant interrompues celui de la deuxième semaine. Deux stations à l'extérieur du bassin de la rivière Chaudière (Saint-Germain et nom inconnu) située près de Drummondville furent également échantillonnées afin de répondre au manque de stations de référence (milieux peu dégradés) se trouvant dans la Plaine du Haut Saint-Laurent (Basses-Terres du Saint-Laurent (Figure 4.3 et Figure 4.4). Les stations de référence situées dans le bassin de la rivière Chaudière (stations 3, 3B et 4) représentent les conditions moins altérées de la Plaine du moyen Saint-Laurent. Une crue des eaux entre les deux semaines d'échantillonnage rend les moyennes physico-chimiques moins représentatives.

La deuxième campagne d'échantillonnage fut réalisée du 16 au 26 août 2005. Contrairement à la première campagne, les niveaux d'eau étaient particulièrement bas en raison de la très grande sécheresse du mois d'août. Les valeurs physico-chimiques sont donc très semblables d'une semaine à l'autre (ex. station 6 : cond. 0,94 et 0,93 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Deux tributaires de la rivière Du Sud près de Montmagny (Petite rivière Sainte-Marguerite et Du Sud en amont) furent échantillonnées car il semblait que les stations moins dégradées du bassin de la rivière Chaudière, et localisées dans la Plaine du Moyen Saint-Laurent (stations 3, 3B et 4), constituent des milieux humiques. L'eau des milieux humiques a une concentration élevée en carbone organique dissous occasionnée par une présence importante de milieux humides (Wetzel, 2001a). Il a donc fallu échantillonner d'autres stations de référence localisées dans la même région naturelle, mais ne constituant pas des milieux humiques, car ces conditions sont actuellement sous-représentées.

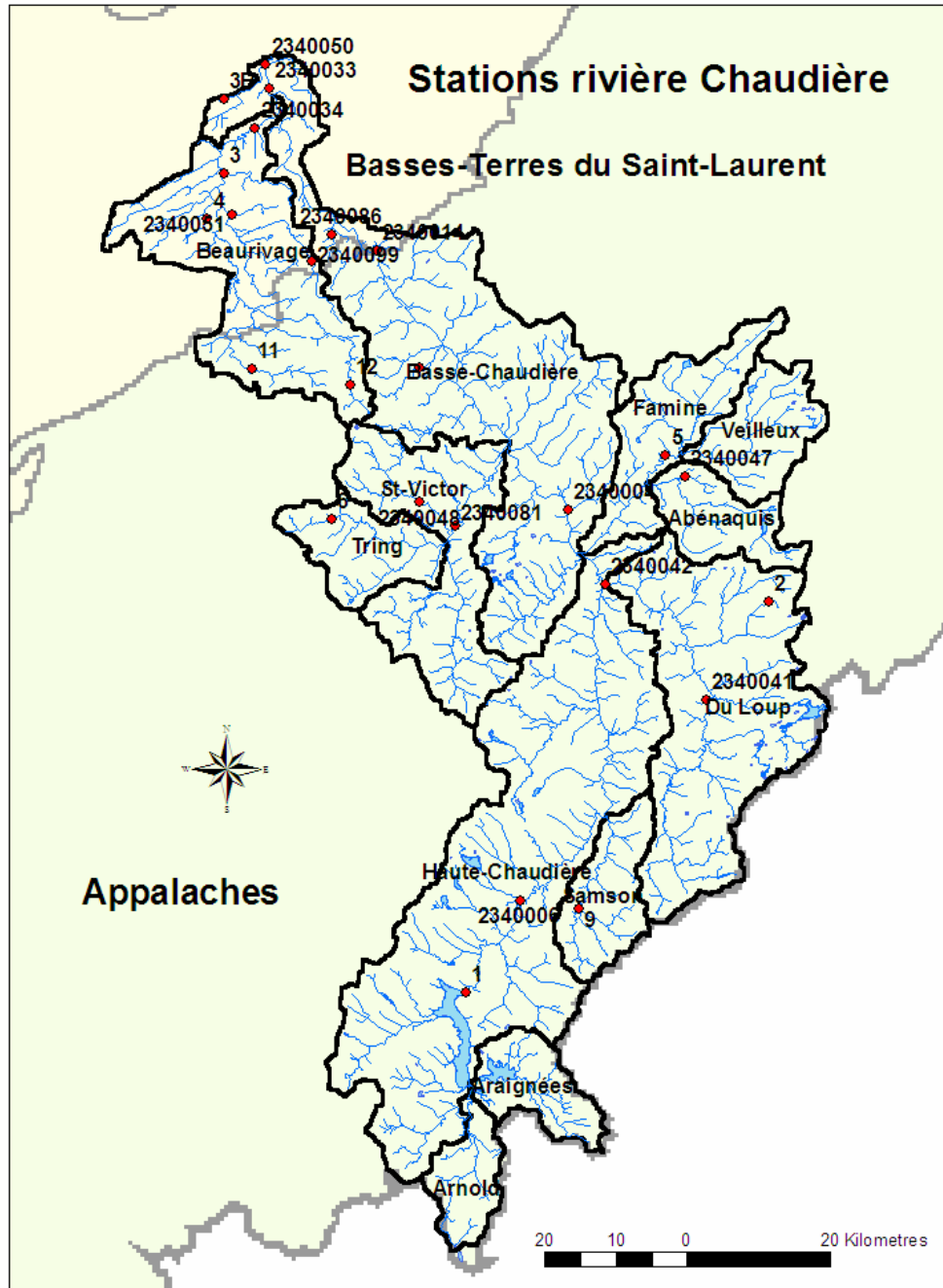


Figure 4.2 : Localisation des sites d'échantillonnage situés dans le bassin versant de la rivière Chaudière.

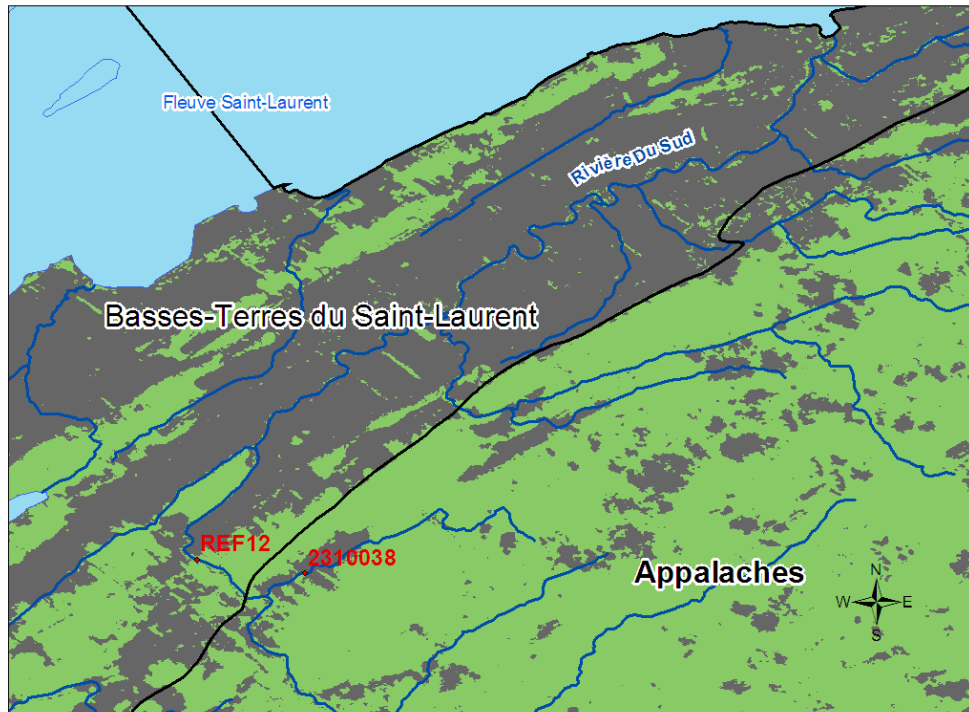


Figure 4.3 : Stations de référence dans la Plaine du moyen Saint-Laurent

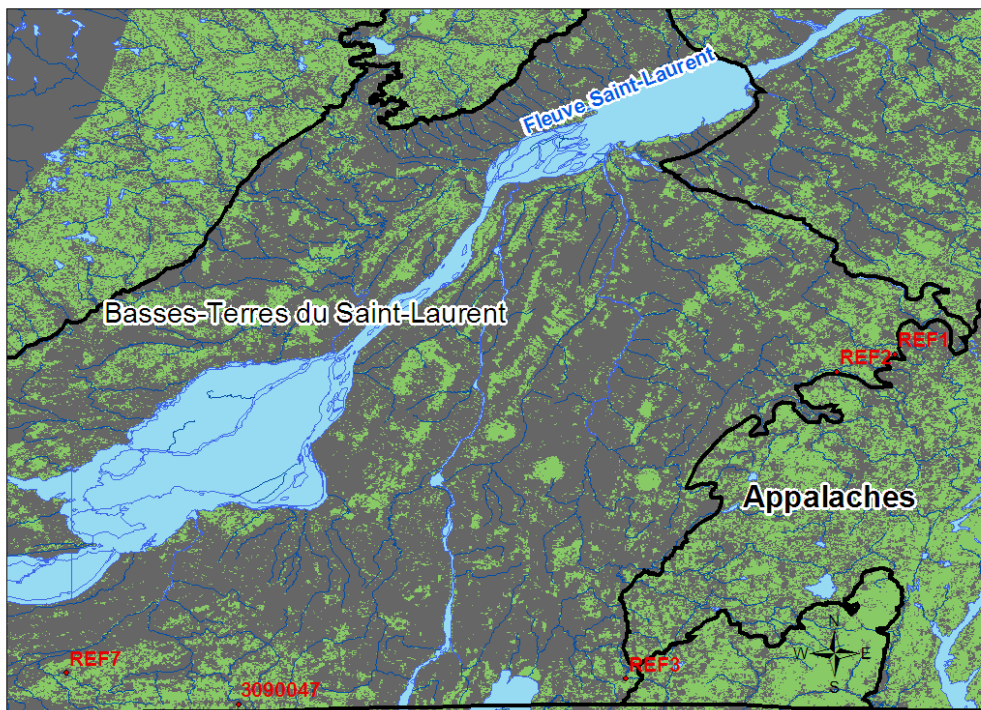


Figure 4.4 : Stations de référence dans la Plaine du haut Saint-Laurent

4.4.1 Matériel et méthodes

4.4.1.1 Prélèvement et traitement du périphyton

Le périphyton accumulé sur la surface des roches a été prélevé à l'aide d'une brosse. Les substrats ont été délicatement retirés de l'eau afin d'éviter toute perte de périphyton. Pour chacune des stations visitées, un échantillon composite de 3 à 5 roches a été récolté en évitant les endroits fortement ombragés et les eaux calmes. Certains prélèvements ont dû être effectués sur des piliers de béton étant donné l'absence de roches. La profondeur d'échantillonnage variait généralement entre 20 et 50 cm en fonction du courant et de la transparence de l'eau. Les échantillons ont été recueillis dans des piluliers, préservés avec du Lugol et entreposés à 4°C pour traitement ultérieur.

La température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'une sonde *Hydrolab Quanta*. La vitesse du courant fut mesurée au-dessus des substrats échantillonnés à l'aide d'un courantomètre de type *Price Pygmi*. De plus, une fiche d'échantillonnage a été complétée pour chaque site (voir ANNEXE E). Cette fiche a permis la caractérisation du tronçon de rivière (encaissement du lit mineur, largeur et morphologie du cours d'eau, type d'écoulement et de substrat, état du substrat), la caractérisation des rives (composition, érosion et ombrage) et la caractérisation de l'habitat des diatomées (type d'écoulement sur le substrat, transparence de l'eau, niveau de l'eau, précipitations les jours précédents, profondeur, localisation, ombrage, nombre et type de substrat).

4.4.1.2 Traitement des échantillons

L'identification des espèces de diatomées est basée sur l'analyse, au microscope, de la morphologie de leurs frustules de silice. Le traitement des échantillons consiste donc à éliminer la matière organique pour ne conserver que les frustules. L'échantillon traité est ensuite monté sur une lamelle de microscope pour l'identification et le comptage des taxons.

Le protocole est le suivant :

- Destruction de la matière organique au peroxyde d'hydrogène concentré (30%). Pour ce faire, les échantillons, après élimination du surnageant et ajout du H₂O₂, ont été placés dans une étuve à 60 °C, pendant ± 24 heures, jusqu'à l'obtention d'une solution légèrement blanchâtre.
- Ajout de quelques gouttes d'acide chlorhydrique, afin d'éliminer les éventuels carbonates de calcium.

- Rinçage et purification des échantillons par trois à quatre cycles de dilution/décantation dans de l'eau distillée. La décantation est effectuée par centrifugation à une vitesse de 1500 tours/minute pendant trois minutes.
- Récupération du culot et remise en suspension dans de l'eau distillée. Le volume d'eau distillée utilisé varie en fonction de la concentration en frustules de l'échantillon.
- Dépôt d'une ou deux gouttes de la suspension obtenue sur lamelle, préalablement lavée dans de l'eau distillée contenant quelques gouttes de Triton X-100, permettant de la sorte une répartition plus homogène des frustules. Le séchage des lamelles s'effectue à température ambiante, afin d'éviter une agglomération des valves entre elles.
- Montage à chaud entre lame et lamelle dans une résine à indice de réfraction élevé (le Naphrax).

4.4.1.3 Identification et comptage

Les diatomées sont comptées et identifiées à un grossissement de 1000X sous un microscope Zeiss équipé d'une caméra digitale. Le comptage s'effectue sur 400 individus au minimum et se fait par un balayage de la préparation. L'identification s'appuie sur des clés de détermination, dont celles de Krammer et Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b).

Toutes les variétés morphologiques de chaque espèce sont photographiées et archivées. Ces documents sont intégrés au guide d'utilisation de l'indice diatomique de l'est du Canada (Campeau *et al.*, 2005).

En tout, 56 échantillons, soit 26 en juin et 30 en août 2005, ont été recueillis et traités pour l'identification. Parmi ceux-ci, 15 ont été comptés et identifiés à ce jour. Les comptages seront complétés en mai 2006. Ils s'ajouteront aux 410 relevés déjà disponibles.

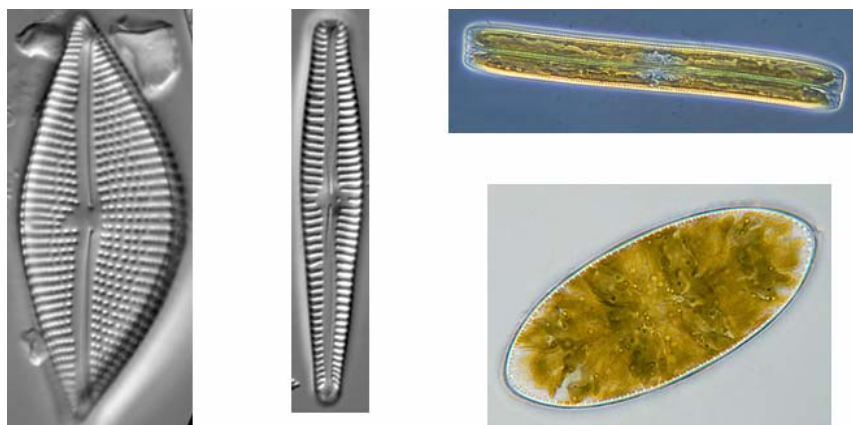


Figure 4.5 : Photos digitales de valves de silice de diatomées (gauche) et de diatomées vivantes (droite) grossis 1000 fois prises au microscope

4.4.2 Bilan des deux campagnes d'échantillonnage

Globalement, les objectifs des campagnes d'échantillonnage ont été atteints. Un total de 56 prélèvements de diatomées a été réalisé. La forte crue du mois de juin et l'étiage important du mois d'août 2005 constituent des conditions particulières. Les conditions d'étiage extrême s'avèrent intéressantes afin d'évaluer l'état des rivières dans les moments les plus critiques. Ces conditions peuvent toutefois ne pas être représentatives de l'état "normal" des rivières. Les campagnes du printemps et de l'automne 2006 seront à ce titre essentielles, puisqu'elles seront possiblement effectuées sous des conditions différentes de l'année 2005 et permettront ainsi d'augmenter la représentativité des échantillonnages réalisés.

4.5 PREMIERS RÉSULTATS : CARACTÉRISATION PRÉLIMINAIRE DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE ET DES BASSINS VERSANTS

Nous ne présentons ici qu'une caractérisation préliminaire des stations d'échantillonnage et des sous-bassins basée uniquement sur les relevés de terrain effectués lors des deux premières campagnes. Les résultats des analyses chimiques de la campagne du mois d'août ne sont pas disponibles actuellement. Des analyses géomatiques ultérieures permettront une caractérisation plus exhaustive des sous-bassins.

4.5.1 Les Appalaches

La plupart des bassins versants de la rivière Chaudière se localisent entièrement dans les Appalaches, soit Arnold, Araignée, Haute-Chaudière, Samson, Du Loup, Abénaquis, Veilleux, Famine, Tring et Saint-Victor. Ils sont pour la plupart forestiers en majorité. La tête des bassins de la Basse-Chaudière et Beaurivage s'y trouve également. Ces stations présentent des eaux claires et bien oxygénées s'écoulant dans des substrats rocheux et sablonneux avec un écoulement d'eau régulier pour les grands cours d'eau et un écoulement variable pour les petits cours d'eau. Les rives sont pour la plupart longées d'une bande riveraine abondante permettant un ombrage suffisant. Ces stations présentent des conditions de dégradation peu importantes pour la plupart. Les photos et tableaux de valeurs physico-chimiques des stations des rivières Samson (Figure 4.6) et Du Loup (Figure 4.7) en témoignent. La rivière Saint-Victor semble plus dégradée en raison d'une activité agricole davantage présente dans ce bassin versant (Figure 4.8).

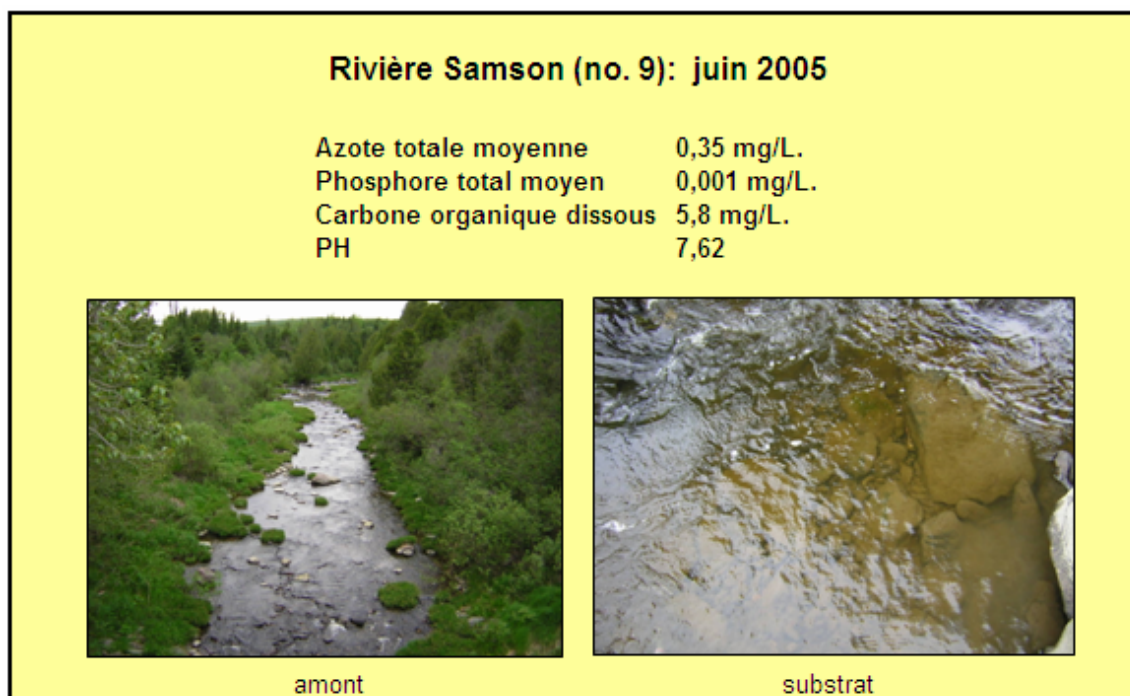


Figure 4.6 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Samson (n° 9)

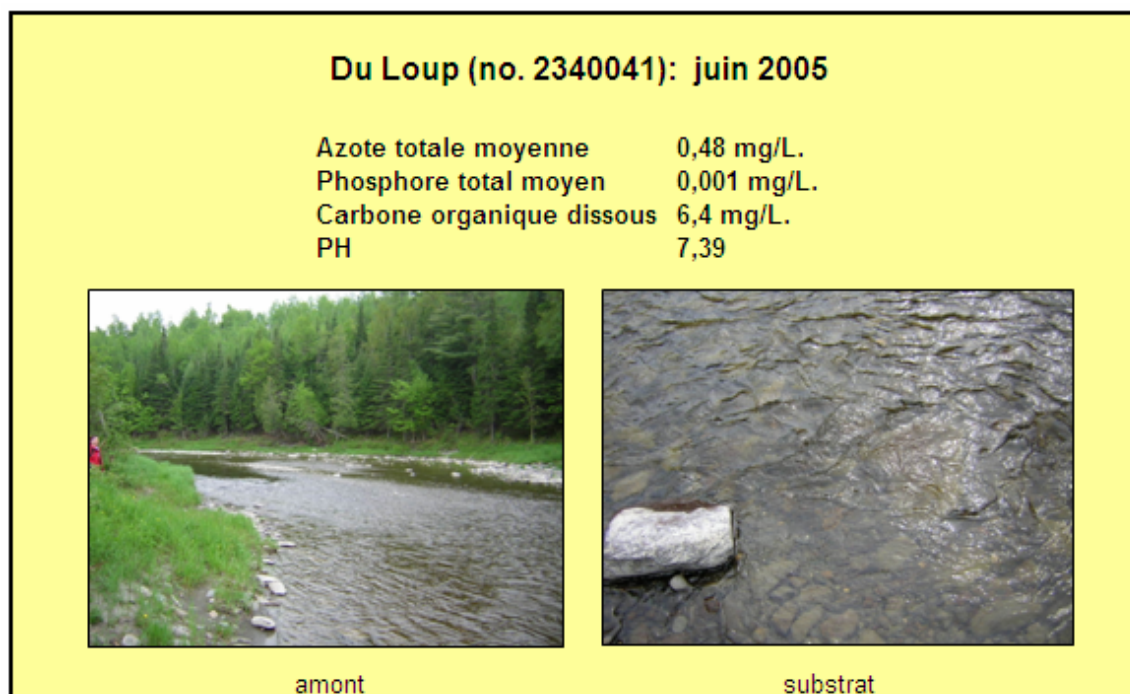


Figure 4.7 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Du Loup (n° 2340041)

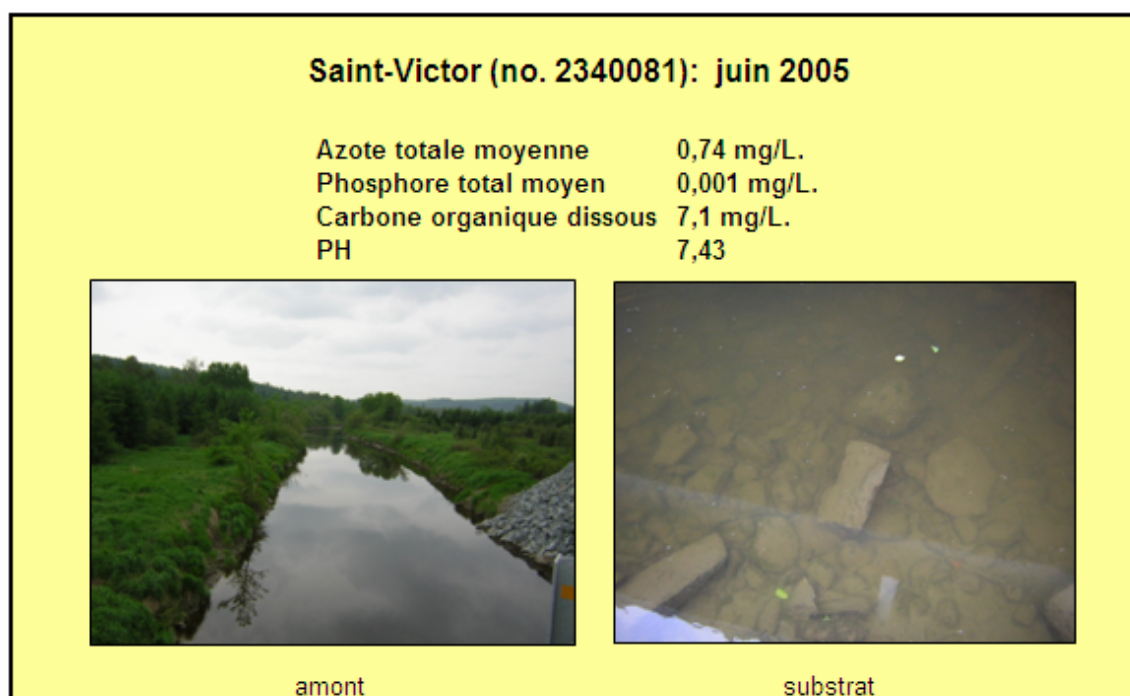


Figure 4.8 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Saint-Victor (n° 2340081)

4.5.2 Les Basses-Terres du Saint-Laurent

Les bassins versants des rivières Beaurivage et des rivières de la Basse-Chaudière sont pour la plupart forestiers en amont, la tête des bassins étant située dans les Appalaches. Tout comme pour les stations des Appalaches, ces stations présentent des eaux claires et bien oxygénées s'écoulant dans des substrats rocheux et sablonneux avec un écoulement d'eau régulier pour les grands cours d'eau et un écoulement variable pour les petits cours d'eau. Les rives sont pour la plupart longées d'une bande riveraine abondante permettant un ombrage suffisant. Cependant, certains bassins versants deviennent très rapidement perturbés par les activités agricoles ou par les rejets urbains. C'est notamment le cas de la rivière Beaurivage. En aval des bassins, le territoire est davantage agricole et urbanisé. Les bandes riveraines sont moins présentes et même parfois absentes en zone agricole et en zone urbaine (présence de chenaux canalisés). Les sols sont argileux et sablonneux et les vitesses d'écoulement plus faibles qu'en amont. Il s'ensuit une augmentation de la dégradation, perceptible notamment par une augmentation de la turbidité des eaux et la présence de mauvaises odeurs. De plus, certains bassins versants présentent des conditions dégradées par les activités agricoles et l'urbanisation même en amont. C'est le cas de la rivière Bras d'Henri. Les rivières peu affectées sont plutôt rares, mais nous avons pu en trouver trois démontrant un niveau de dégradation moindre, soit les rivières Des Pins (no. 4), Cugnet (no. 3) et Ruisseau Terrebonne (3b). Comme il fut mentionné plus tôt, ces rivières constituent des milieux humiques en raison de la présence de milieux humides dans la partie sud-ouest du bassin de la rivière Chaudière. Les photos et tableaux de valeurs physico-chimiques des stations des rivières nommées précédemment en témoignent (Figure 4.9, Figure 4.10, Figure 4.11 et Figure 4.12)

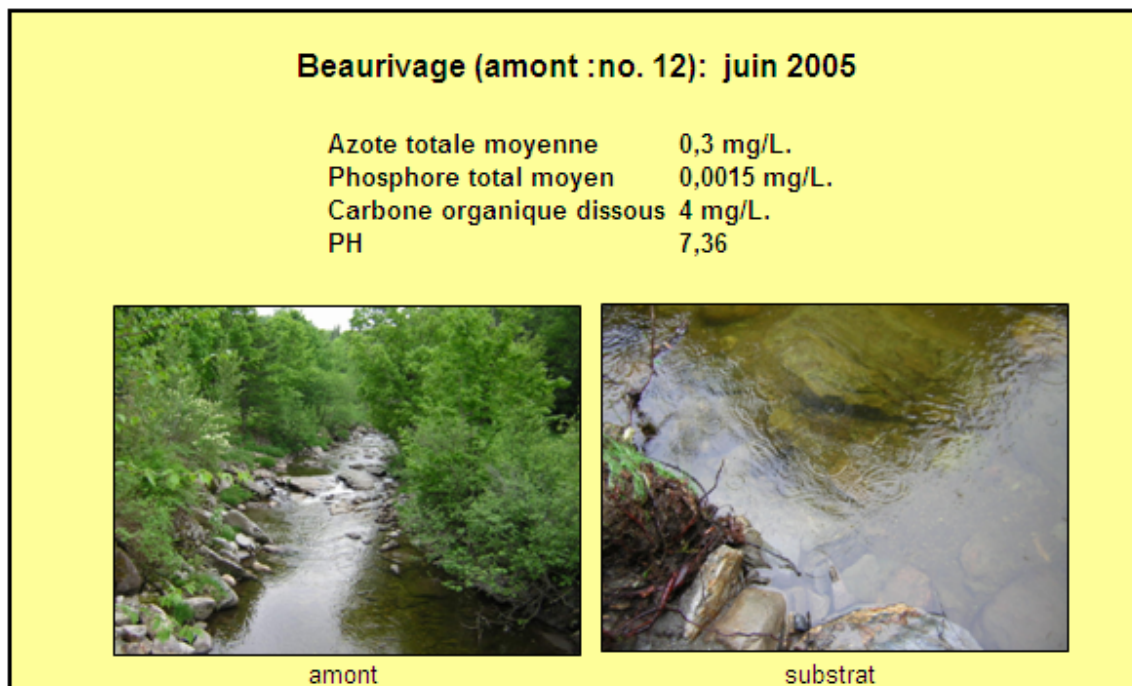


Figure 4.9 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Beaurivage en amont (n° 12)



Figure 4.10 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Beaurivage en aval (n° 2340034)

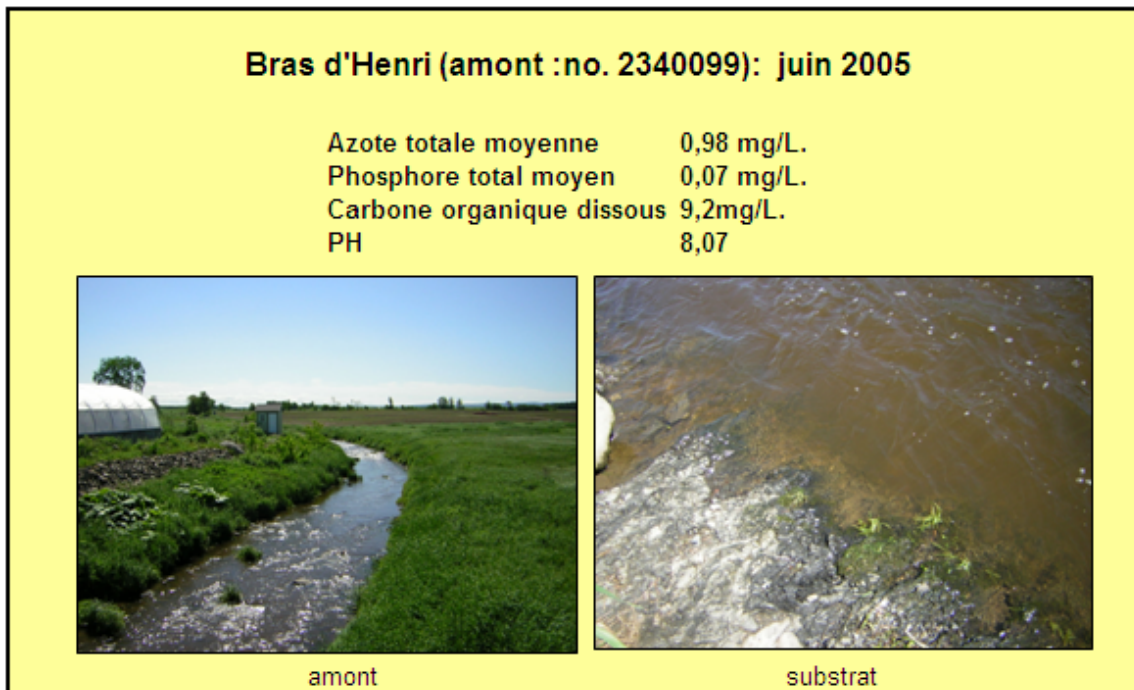


Figure 4.11 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Bras d'Henri en amont (n° 2340099)

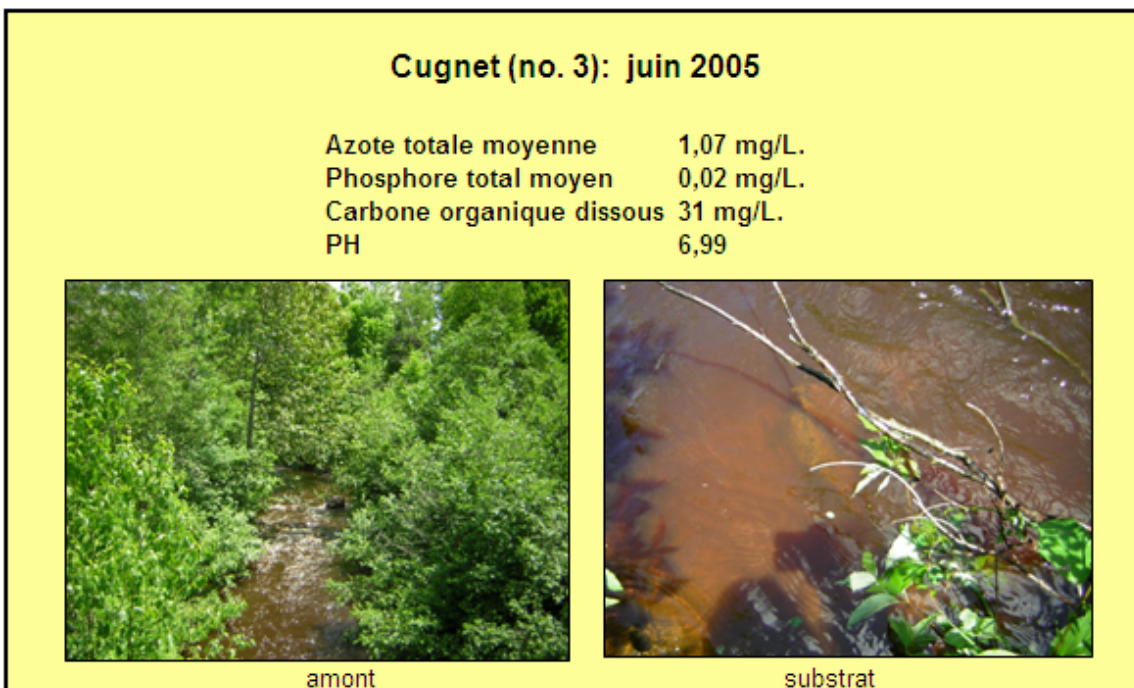


Figure 4.12 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Cugnet (n° 3)

4.5.3 Les milieux de référence

Les milieux de référence identifiés à l'aide de leur utilisation du sol sont les rivières Petite rivière Sainte-Marguerite (2310038) et Du Sud (amont : REF12) dans la Plaine du moyen Saint-Laurent (Figure 4) et les rivières Saint-Germain (REF1), inconnue (REF2), Aux Brochets (amont : REF3), Des Anglais (3090047) et Aux Outardes (REF7) (Figure 5). Les résultats des analyses physico-chimiques semblent révéler qu'elles constituent en effet des stations de référence. Toutefois, les données physico-chimiques ne sont pas disponibles actuellement pour certaines d'entre-elles. Il s'agit donc d'une évaluation personnelle qu'il faudra confirmer par l'analyse des données chimiques et biologiques. Les photos et tableaux de valeurs physico-chimiques de certaines stations nommées précédemment en témoignent (Figure 4.13).

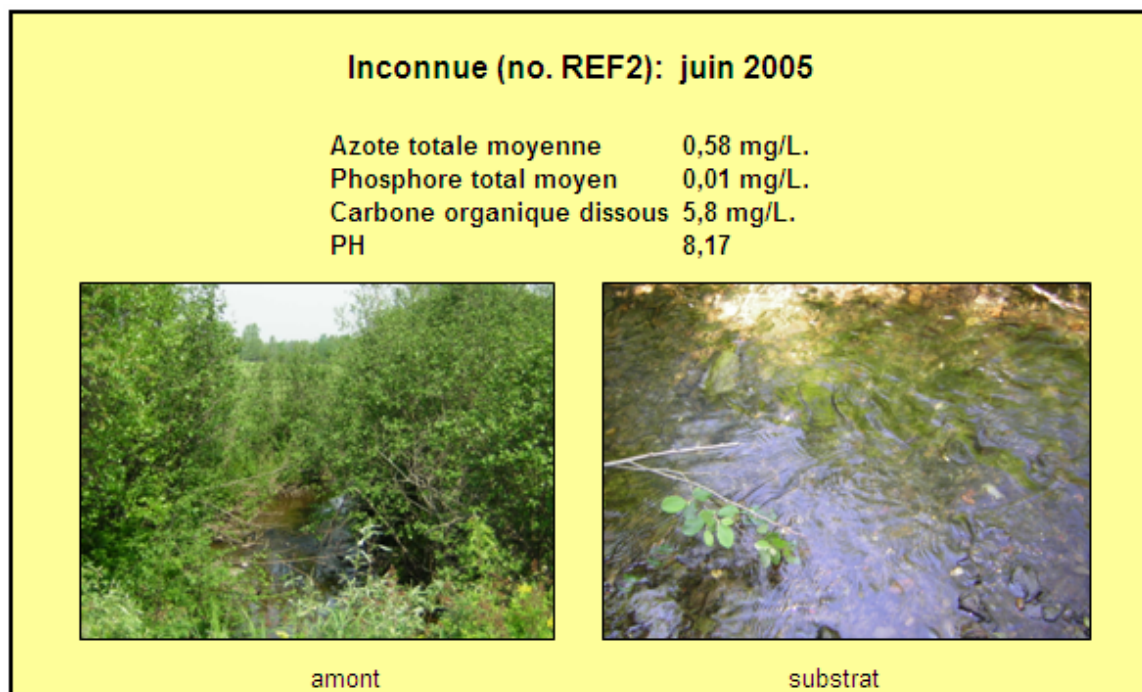


Figure 4.13 : Caractéristiques physico-chimiques et photos de la rivière Inconnue (n° REF2)

4.5.4 Analyses géomatiques

Un système d'information géographique (SIG) a été créé dans le cadre du projet *Détermination des communautés phytobenthiques de référence et des objectifs de restauration des rivières du Québec* afin de regrouper les caractéristiques des bassins versants du sud du Québec et de procéder à des analyses spatiales. Les données de base intégrées au SIG sont :

- Les cartes numériques au 1:250 000 contenant le réseau hydrographique, les courbes de niveau, le réseau routier et les municipalités;
- le modèle numérique d'élévation du Québec méridional;
- la localisation des stations d'échantillonnage;
- les cartes géologiques;
- les cartes des dépôts de surface;
- les images Landsat classifiées, représentant l'utilisation du territoire;
- les données du recensement de 2001 de Statistique Canada (incluant le recensement agricole et la population par municipalité);
- les écorégions.

À partir du SIG fut calculée la superficie, en amont de chaque station d'échantillonnage :

- du bassin de drainage;
- de chaque formation géologique;
- de chaque dépôt de surface;
- de chaque catégorie d'utilisation du territoire (milieu agricole, forestier et urbain).

À partir du SIG furent également calculés, en amont de chaque station d'échantillonnage:

- la distance à la source;
- le nombre d'habitants;
- les statistiques agricoles (utilisation d'engrais et de pesticides, total des bovins, poules, poulets et porcs, superficie d'épandage des fumiers et superficie des différents types de cultures).

La plupart des fichiers numériques et le Cadre Écologique de Référence (CER) ont été fournis par la Direction du patrimoine écologique et du développement durable du MDDEP. Les fichiers sources des cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les images Landsat classifiées, indiquant l'utilisation du territoire, proviennent du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

Le réseau hydrographique, le modèle numérique d'élévation et les données sur les formations géologiques et l'utilisation du sol du United States Geological Survey (USGS) ont été utilisées afin de compléter les informations manquantes sur les bassins versants québécois situés à la frontière américaine.

Les mêmes analyses seront réalisées pour les bassins versants des nouvelles stations d'échantillonnage. La classification 2003 de l'utilisation du sol (septembre) du bassin versant de la rivière Chaudière est actuellement en réalisation.

4.6 DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE

Deux modèles, pour prédire des conditions de référence et altérées, devront être calibrés en fonctions des paramètres modélisés par GIBSI, puis testés par une comparaison entre les communautés prédites et réelles. Ces modèles pourront prédire efficacement les conditions rencontrées dans le bassin versant de la rivière Chaudière, mais également l'ensemble des conditions rencontrées dans les rivières du Québec méridional. La modélisation des communautés benthiques se fera à l'aide des réseaux de neurones artificiels (RNA) qui sont particulièrement appropriés pour établir des relations entre variables biotiques et abiotiques, grâce à la prise en compte de la non-linéarité caractéristique à de nombreux processus écologiques et à leur adaptabilité, basée sur l'apprentissage à partir des données (Figure 4.14). Jusqu'ici, les RNA ont été appliqués à divers domaines des sciences de l'eau et de l'ingénierie, telle que la modélisation de la qualité de l'eau (Kaluli *et al.* 1998, Maier et Dandy 1996, Schizas *et al.* 1994, Wen et Lee 1998) ou l'établissement de relations entre caractéristiques des communautés et variables environnementales représentatives (ex. Guégan *et al.* 1998, Lee *et al.* 1998, Maier *et al.* 1998, Schleiter 1999, Brosse *et al.* 1999, Leland *et al.*, 2001, Gevrey *et al.*, 2004, Descy *et al.*, 2005, Gosselain *et al.*, sous presse). Les résultats ont montré que les RNA, ayant des propriétés spécifiques différentes des méthodes conventionnelles, peuvent s'appliquer avec succès à l'analyse des relations de causalité, à l'identification et à l'évaluation de facteurs complexes d'impact et à la prévision du comportement du système. En particulier, les RNA présentent un avantage majeur sur les techniques plus conventionnelles si les relations sont inconnues, très complexes ou non linéaires. Combinés avec des procédures spécifiques pour la sélection des variables d'impact les plus importantes, ils peuvent être utilisés pour réduire les dimensions en entrée du réseau, et donc la complexité, dans une mesure raisonnable. Ceci permet d'augmenter la capacité de généralisation, de simplifier le modèle et de mieux comprendre les relations fondamentales entre les variables.

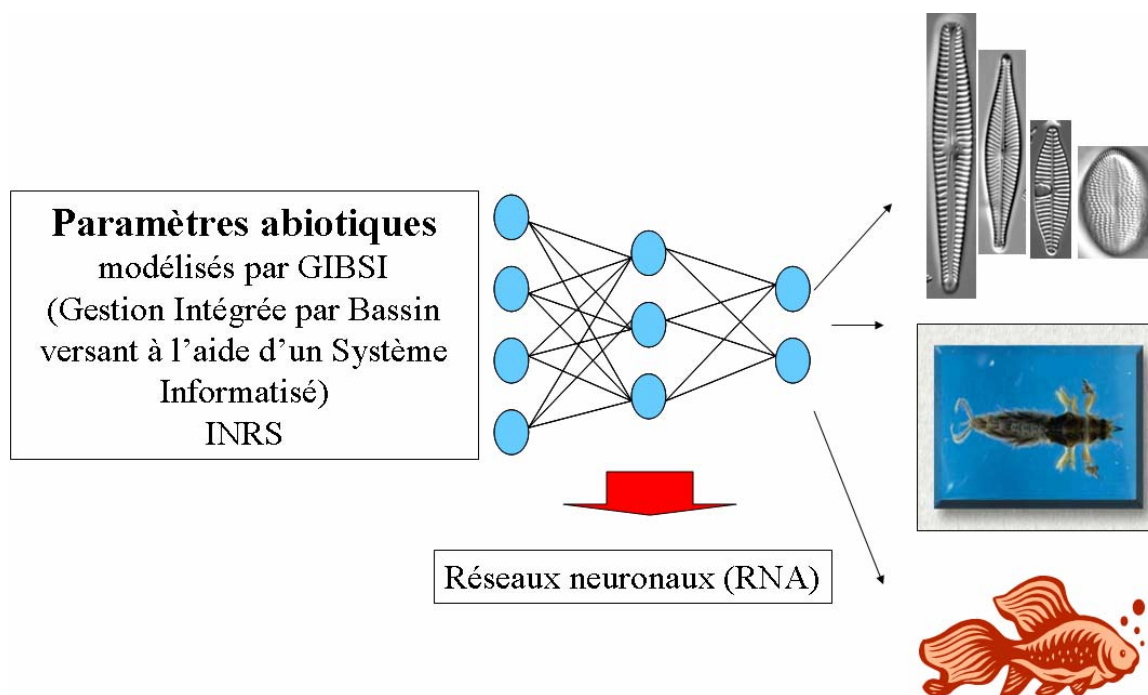


Figure 4.14 : Représentation schématique du projet : Modélisation des changements dans la structure des communautés aquatiques en réponse aux variations de la qualité de l'eau et de l'habitat

4.7 PROCHAINES ÉTAPES

Les données issues de l'échantillonnage de 2005 doivent être traitées prochainement. L'échantillonnage sera ensuite poursuivi en 2006. Le modèle sera ensuite calibré à l'aide de ces données. Parallèlement, l'étude statistique des données historiques concernant les poissons et les invertébrés sera complétée.

5 CALAGE DES MODÈLES DE POLLUTION DIFFUSE

- Renaud Quilbé, stagiaire post-doctoral à l'INRS-ETE
- Alain N. Rousseau, professeur à l'INRS-ETE
- Alain Mailhot, professeur à l'INRS-ETE
- Guillaume Talbot, étudiant stagiaire à l'INRS-ETE
- Jean-Pierre Villeneuve, professeur à l'INRS-ETE
- Marc Duchemin, IRDA
- Michel Patoine, MDDEP
- Eric van Bochove, AAC

5.1 ACQUISITION DE DONNÉES

La quantité, la qualité et la représentativité des données utilisées pour le calage sont déterminantes. Les données nécessaires au calage des modèles de pollution diffuse concernent les matières en suspension, les concentrations en azote total, azote dissous, nitrates, ammonium, phosphore particulaire, phosphore dissous, et coliformes fécaux. Concernant les matières en suspension et les nutriments, des données existent jusqu'à aujourd'hui et il s'agira donc juste de compléter la base de données avec les données des dernières années (voir section 6.1). En revanche, pour les données de coliformes, l'insuffisance de données justifie la poursuite d'une campagne d'échantillonnage spécifique sur plusieurs années. Les données de qualité d'eau générées par le MDDEP à sa station de mesure située sur la rivière Bras d'Henri (affluent de la rivière Beaurivage, bassin versant de la rivière Chaudière) et équipée d'un échantillonneur sont utilisées. Les débits sont également mesurés par le MDDEP afin de permettre le calcul des charges de polluants. Les pratiques culturales (dates, taux de fertilisation) réalisées sur le sous bassin versant concerné (45 km²) sont identifiées à l'aide des données disponibles au MAPAQ. Les données mesurées sur la rivière des Îles Brûlées drainant un petit bassin versant (22 km²) adjacent à la rivière Bras d'Henri pourront aussi être utilisées.

Le responsable de ce projet à la Direction du Suivi de l'État de l'Environnement du MDDEP est Michel Patoine. Les données brutes pré-validées de coliformes fécaux (UFC/100mL) pour la station sur la rivière Bras d'Henri (au pont-route au nord-est de Saint-Narcisse) nous sont parvenues. Ces données sont extraites de la *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique*

(BQMA) de la DSEE du MDDEP. Elles s'échelonnent du 4 octobre 1999 au 24 octobre 2003 et sont prises en moyenne 2 fois par mois sauf pour l'été 2003 où les mesures sont faites 2 à 3 fois par semaine entre mai et octobre. La mesure des coliformes fécaux s'est faite par filtration sur membrane avec incubation sur milieu m-FC au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Suite à leur validation finale par le MDDEP, ces données nous seront à nouveau fournies pour les fins de calibration du modèle de transport des agents pathogènes.

5.2 DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE DE CALAGE

Le calage d'un modèle d'érosion ou de transport de sédiments nécessite d'avoir des données mesurées qui serviront de référence, de définir des critères pour mesurer l'adéquation entre les valeurs simulées et les valeurs mesurées et enfin de définir une méthode pour jouer sur les paramètres afin de minimiser ces critères.

5.2.1 Données de concentration et estimation des charges

Les données de base utilisées sont les données de concentrations en sédiments et en polluants (nutriments et coliformes) déjà disponibles ainsi que celles obtenues dans le cadre de ce projet sur le sous-bassin du bras d'Henri (voir paragraphe précédent). Toutefois, ces quelques données, qui sont au mieux hebdomadaires, ne sont pas suffisantes pour procéder au calage des modèles. Nous avons également besoin d'estimer les charges de polluants à l'échelle annuelle, saisonnière et si possible journalière.

5.2.1.1 Estimation des charges à l'aide de méthodes existantes

Ce travail ne sera pas présenté en détail ici puisqu'il a fait l'objet d'un article qui a été accepté pour publication dans la revue *Journal of Hydrology* (Quilbé *et al.*, 2006). Une revue de littérature des méthodes existantes d'estimation des charges a d'abord été réalisée. Le principe de l'estimation des charges consiste à utiliser au mieux les données disponibles de concentration ainsi que les données journalières. Ces méthodes peuvent être classées en quatre catégories : (i) les estimateurs moyens (averaging estimators); (ii) le ratio estimator; (iii) les méthodes de régression (rating curves); et (iv) les estimateurs de planification.. D'après les informations trouvées dans la littérature (*e.g.* Dolan *et al.*, 1981; Ferguson, 1987; Walling et Webb, 1988; Preston *et al.*, 1989; Rekolainen *et al.*, 1991; Webb *et al.*, 1997; Mukhopadhyay et Smith, 2000), nous avons établi une approche pragmatique pour choisir la méthode d'estimation la plus adaptée aux données disponibles. Elle est schématisée sur la Figure 5.1 et consiste d'abord à déterminer le degré de corrélation existant entre les valeurs de débit et les valeurs de

concentration. Si cette corrélation est bonne (nous avons fixé pour seuil un coefficient de détermination supérieur à 0.5), la méthode de régression devrait être utilisée. Cette méthode consiste à établir une relation de régression à partir des valeurs des jours où la concentration est mesurée puis à l'utiliser pour générer des valeurs de concentrations à partir des débits pour les jours où la concentration n'est pas mesurée. En revanche, si la corrélation entre débits et concentrations est mauvaise, l'utilisation du ratio estimator est recommandée.

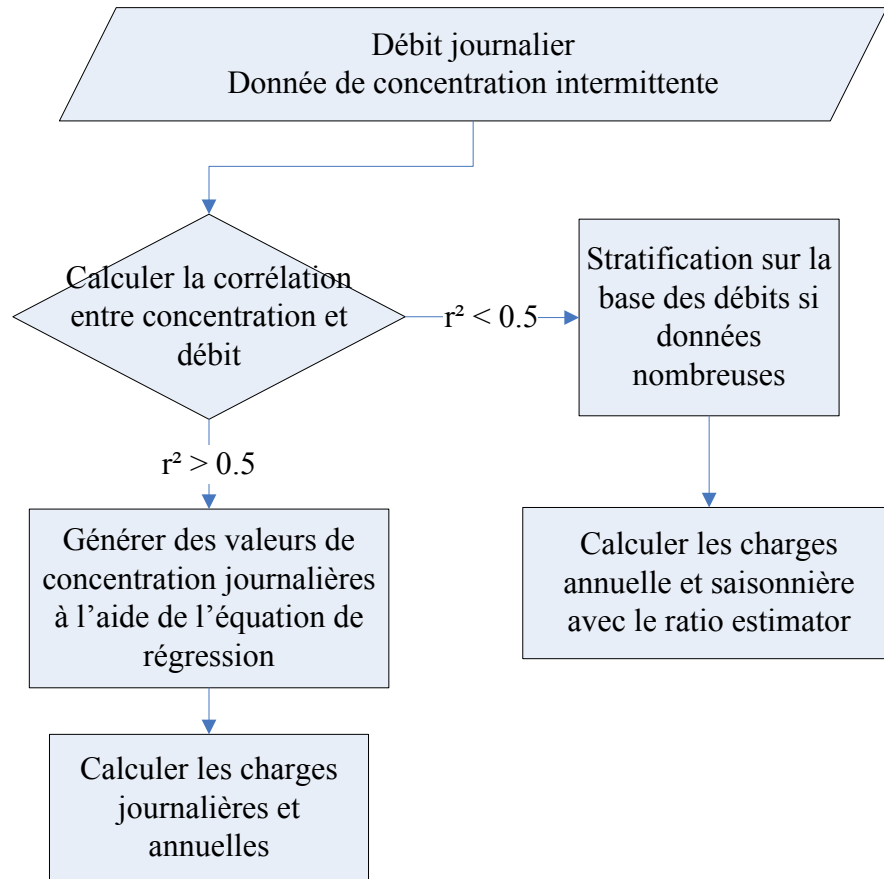


Figure 5.1 : Diagramme de l'approche proposée pour l'estimation des charges sur une base annuelle ou saisonnière

Cette approche méthodologique a été appliquée aux données disponibles à l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beurivage pour estimer les charges annuelles et saisonnières, sur la période 1989 à 1994. Compte tenu des faibles corrélations obtenues entre les débits et les concentrations, même pour les sédiments, la méthode du ratio estimator a été utilisée. Les charges annuelles obtenues sont présentées dans le Tableau 5.1.

Tableau 5.1 : Charges annuelles à l'exutoire du sous-bassin de la Beurivage estimées avec la méthode du ratio estimator

Année	Débit	Sédiment	P dissous	P particulaire	P Total	N-NH ₄	N-NO _x	N total dissous
	10 ⁶ m ³ .yr ⁻¹	t.ha ⁻¹ .yr ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹
1989	367.3	0.09	0.47	0.37	0.85	1.63	4.03	8.28
1990	564.4	0.30	1.16	0.62	1.78	2.37	8.02	12.15
1991	402.0	0.31	0.64	0.55	1.19	1.57	4.43	6.70
1992	363.9	0.30	0.58	0.46	1.04	1.59	4.60	8.17
1993	441.0	0.16	0.35	0.34	0.70	0.83	4.53	6.77
1994	512.7	0.26	0.53	0.47	1.00	1.35	4.01	6.67
Moyenne	441.9	0.23	0.56	0.47	1.09	1.56	4.94	8.12

Il est très difficile de savoir dans quelle mesure ces valeurs sont biaisées. Une comparaison avec d'autres études menées sur ce même bassin versant ainsi que des bassins voisins permet de penser que ces résultats sont dans le bon ordre de grandeur. Toutefois, une très forte incertitude demeure, qui se répercutera inévitablement sur les résultats de simulation si les modèles de transport sont calés sur ces estimations. Cela nous a amené à développer une approche plus statistique d'estimation des charges permettant notamment d'estimer la charge à un pas de temps journalier et de déterminer l'incertitude qui l'accompagne.

5.2.1.2 Développement d'une nouvelle méthode statistique pour l'estimation des charges de sédiments et de polluants

Ce travail fait également l'objet d'un article qui a été soumis à la revue *Water Resources Research* (Mailhot *et al.*, 2005). L'objectif de ce travail était de développer une approche statistique permettant d'estimer les charges de polluants sur plusieurs intervalles de temps afin notamment de supporter le calage des modèles. Le principe général est de déterminer une distribution statistique de la concentration avec des paramètres dépendants du débit. Plusieurs types de distribution peuvent être envisagés : loi Log-Normale $LN(\mu, \sigma)$, loi de Weibull $W(\rho, \kappa)$ et loi Gamma $G(\alpha, \beta)$. Pour chacune de ces distributions, la moyenne et la variance sont reliées aux paramètres de la distribution. Le fait de déterminer une relation statistique entre la moyenne et le débit et entre le coefficient de variation et le débit revient donc à définir une relation entre les paramètres des distributions et le débit. Trois formes fonctionnelles sont considérées pour relier la moyenne de la concentration au débit : la loi exponentielle, la loi puissance et la loi quadratique. Pour le coefficient de variation, il peut être considéré constant ou bien linéairement dépendant du débit. En utilisant les données disponibles de débit et de concentration sur l'ensemble de la période considérée, l'estimation des paramètres des distributions est ensuite déterminée par maximisation de la fonction de vraisemblance.

Cette méthode a été appliquée sur les données de concentrations en sédiments du sous-bassin de la Beaurivage, cette fois pour la période 1989-2004. Une comparaison des différentes combinaisons possibles a montré que la distribution Log-Normale était la plus adaptée, avec une moyenne reliée au débit par la loi puissance et un coefficient de variation constant. Les charges journalières et annuelles ont ensuite été générées de manière aléatoire en utilisant ces lois de probabilité. Les résultats obtenus ont été comparés à ceux obtenus avec le ratio estimator, montrant que celui-ci conduisait à une nette sous-estimation des charges.

La prochaine étape consiste à appliquer cette approche pour estimer les charges en polluants. À noter toutefois qu'elle est basée sur l'existence d'une relation entre les concentrations et les débits. Si cela est souvent vérifié pour les sédiments ainsi que certains polluants comme le phosphore, d'autres substances suivent des processus de transport qui dépendent très peu du débit (par exemple les nitrates), ce qui rend difficile l'utilisation d'une telle approche.

5.2.2 Méthode de calage

Les méthodes de calage des modèles de transport de polluants sont à l'heure actuelle moins élaborées que celles utilisées en hydrologie quantitative, et il convient donc de développer une méthode appropriée orientée processus et multi-objectifs, en s'inspirant de méthodes récemment utilisées en modélisation hydrologique au sein de notre groupe (Turcotte, 2003). Le principe est d'ajuster les paramètres des modèles de manière séquentielle avec en premier lieu les paramètres liés aux processus se déroulant au niveau du système sol-plante (prélèvement, érosion), puis les paramètres liés aux processus en rivière, et enfin les paramètres spécifiques des différents polluants considérés, afin que les charges et concentrations simulées (matières en suspension, azote, phosphore et coliformes) se rapprochent des données mesurées. Un calage manuel est utilisé en première approximation, éventuellement complété par une méthode d'optimisation automatisée.

5.3 CALAGE ET VALIDATION DU MODÈLE D'ÉROSION

Le modèle d'érosion est calé en priorité puisqu'il conditionne le transport particulaire des polluants (nutriments, pathogènes et pesticides).

5.3.1 Principe général du modèle d'érosion et paramètres de calage

Le modèle d'érosion de GIBSI comprend deux parties : (i) le modèle d'érosion au sol qui est inspiré de l'équation universelle de perte en sol (USLE et RUSLE) adaptée sur un pas de temps journalier et avec l'ajout de l'équation de Yalin ; et (ii) le modèle d'érosion et de transport des sédiments en rivière qui est basé sur le modèle Roto adapté de SWAT. Les équations du

modèle ne seront pas décrites en détail ici, puisqu'elles le sont dans Villeneuve *et al.* (1998). Le modèle compte au total 14 paramètres de calage, 10 pour le modèle d'érosion au sol et 4 pour le modèle de transport des sédiments en rivière. Ces paramètres sont présentés dans le Tableau 5.2.

5.3.2 Historique du calage du modèle d'érosion

Plusieurs essais de calage ont été réalisés depuis la création du modèle et son implantation dans GIBSI. En août 2000, un très bon calage avait été obtenu par Duchemin (2000), avec un coefficient de Nash-Sutcliffe de 0.96 par rapport aux données mesurées à l'exutoire de la Beurivage pour l'année 1989. Hélas, ces résultats n'ont pas pu être retrouvés. Entre temps, des modifications avaient été apportées au modèle et l'utilisation du jeu de paramètres qui avait été obtenu lors de ce calage (voir Tableau 5.2) aboutissait à une très nette surestimation des concentrations et des charges.

Une analyse de sensibilité du modèle CEQEROSS avait également été réalisée (Duchemin et Lachance, 2002). Ce modèle reposant sur les bases que le modèle d'érosion de GIBSI, les résultats nous seront très utiles pour le calage.

Tableau 5.2 : Paramètres de calage du modèle d'érosion

Nom du paramètre	Nom dans la base de données	Nom dans le programme	Valeur actuelle	Valeur du calage de Duchemin (2000)	Valeur du calage provisoire
Modèle d'érosion au sol					
Coefficient d'érosivité de la pluie en période froide	CoErosPluieF	FARP1	0.088	0.1	0.088
Coefficient d'érosivité de la pluie en période chaude	CoErosPluieC	FARP2	0.156	0.2	0.156
Coefficient d'érosivité du ruissellement en période froide	CoErosRuisF	FARR1	0.500	2	0.9
Coefficient d'érosivité du ruissellement en période chaude	CoErosRuisC	FARR2	0.750	1.5	0.750
Exposant pour la relation érosivité/précipitation	EroPrecExp	EXPD	1.81	1.81	1.81
Érosivité annuelle sur le bassin	ErosAnMoy	ERAN	1418.33	1418.33	1418.33
Largeur moyenne de la période sans gel	SolDegele	PERSG	125	125	125
Coefficient pour la relation largeur/superficie occupée	LargDebCo	COEFLAR	0.49	0.49	0.49
Exposant pour la relation largeur/superficie occupée	LargDebExp	EXPLAR	0.62	0.62	0.62
Coefficient pour la capacité de transport au sol	CoTrans	CK	0.5	0.5	0.5
Modèle de transport des sédiments en rivière					
Diamètre des particules	DiamPartic	DIAMES	0.00015	0.15 ¹	0.00013
Facteur K	FaErodab	SEDK	0.03	0.07 ²	0.01
Facteur C	FaVeg	SEDC	0.5	1	0.2
Pluie maximale	PluieMax	PLUINTEX	0.000069	0.425 ³	0.0005

¹ Cette valeur est ensuite divisée par 1000 dans le programme ce qui correspond à 0.00015² Cette valeur est ensuite divisée par 0.1317 dans le programme ce qui correspond à 0.53³ Cette valeur est ensuite multipliée par 1000 dans le programme ce qui correspond à 425

5.3.3 Travail réalisé et résultats

5.3.3.1 Modifications apportées au modèle d'érosion en rivière

De la même manière que pour le modèle de transport de nutriments, la première étape de ce travail a été d'analyser attentivement les équations du modèle afin de vérifier leur pertinence sur le plan conceptuel. Cela a permis de mettre en évidence certaines lacunes qui ont pu être corrigées. Les principales corrections ont concerné le processus de sédimentation et de réentraînement des sédiments en rivière.

- Prise en compte de la quantité de sédiments dans le tronçon d'un jour à l'autre (routine Roto)

Pour chaque jour, le programme calcule d'abord la part de sédiments (provenant de l'érosion au sol et du tronçon précédent) qui se dépose dans le tronçon (variable *SED*), puis la quantité de sédiments réentraînés (variable *PEROT*). Dans la version précédente la variable *SED* était une variable de calcul locale, c'est-à-dire qu'elle était réinitialisée à chaque jour de simulation et donc que la quantité de sédiments déposée dans le tronçon la veille n'était pas prise en compte. Pour remédier à ce problème, une nouvelle variable vectorielle a été créée (*SEDF*) avec pour dimension le nombre de tronçons. Cette variable est dynamique. Il suffit alors de mettre à jour *SEDF* chaque jour en lui ajoutant la valeur de *SED*. Le problème qui se pose alors concerne les conditions initiales pour cette variable. Pour remédier à ce problème, le plus simple est de lancer la simulation un an avant l'année d'intérêt.

- Calcul du réentraînement des sédiments (routine Roto)

Le programme calcule un réentraînement potentiel (variable *PEROR*) en fonction des paramètres du cours d'eau (densité de l'eau, pente, largeur, durée de l'écoulement. Voir eq. 9.20 dans Villeneuve *et al.*, 1998). Le réentraînement s'effectue alors jusqu'à ce que tous les sédiments disponibles (variable *SEDF*) soit remis en suspension, après quoi l'arrachement des matériaux du lit de la rivière peut s'amorcer (calcul de la variable *PEROL*). Dans ce cas, le programme fait ensuite le total du réentraînement des sédiments et de l'érosion du lit de la rivière. Le problème est qu'il prenait en compte la valeur de *PEROR*, soit le réentraînement potentiel, et non du réentraînement final, soit la valeur de *SEDF*. Cela a été corrigé dans la boucle de la condition $PEROR > SEDF$, en donnant à *PEROR* la valeur de *SEDF*.

o Calcul de la pluie efficace

Dans le modèle d'érosion au sol, le calcul de la pluie efficace ne prenait pas en compte les corrections qui avaient été faites par Duchemin (2000). Nous avons réintégré ces corrections. Le calcul est le suivant :

Si $RUISST > 10$ alors $PLUIEF = PLUIE \cdot e^{-0.05 \cdot RUISST}$

D'autres modifications de forme ont été apportées pour une meilleure compréhension du programme, mais sans effet sur les calculs.

5.3.3.2 Procédure et premiers résultats du calage

Le calage du modèle est actuellement en cours. Nous utilisons pour le moment les données de débit et de concentration en sédiments à l'exutoire du sous-bassin de la Beurivage pour l'année 1989, ainsi que les charges journalières, saisonnières et annuelle estimées à l'aide de la méthode statistique présentée précédemment (voir paragraphe 5.2.1.2). Le calage est réalisé manuellement par essais-erreurs. Pour faciliter le processus, une version du programme Pilote de GIBSI a été créée permettant de faire tourner les différents modèles de GIBSI nécessaires au calage du modèle d'érosion (hydrologie, érosion, qualité d'eau en rivière) et de faire le lien entre ces modèles sans avoir à lancer une simulation au complet. Il s'agit de la version « Pilote2.02a.exe ». De plus, les paramètres de calage peuvent être modifiés directement sans passer par la base de données, soit dans le fichier « erosion.cal » pour le modèle d'érosion au sol, soit dans le programme informatique (sous routine « Roto ») pour le modèle d'érosion en rivière.

Le choix de la fonction objectif du calage est déterminant. Deux critères différents peuvent engendrer deux jeux de paramètres très différents. Par exemple, si on choisit un critère comme le coefficient de Nash-Sutcliffe, il suffira de bien reproduire les quelques points de fortes concentrations en sédiments pour obtenir un bon calage, mais en revanche la fréquence de dépassement d'une valeur seuil pourra être très mal simulée si celle-ci est faible et que les basses concentrations sont beaucoup moins bien simulées. Ces critères doivent être choisis en fonction de l'utilisation future du modèle. Dans le cadre de ce travail, nous cherchons en premier lieu à reproduire à la fois la charge annuelle de sédiments (estimée à l'aide de la méthode statistique développée) et la dynamique des charges journalières. Toutefois, il ne faut pas oublier que le modèle utilisé pour l'érosion annuelle est originalement un modèle sur base annuelle qui a été adapté à un pas de temps journalier. De plus, les résultats dépendent des débits simulés par HYDROTEL qui, s'ils sont la plupart du temps très proches des débits mesurés, les sous-estiment parfois, notamment en période d'étiage. Par conséquent, une bonne

reproduction de la dynamique journalière des concentrations et des charges de sédiments sera sans doute plus difficile à obtenir que pour la charge annuelle. Une évaluation graphique des résultats est suffisante pour le moment, en première approximation. Lors de l'optimisation des paramètres, des critères quantitatifs seront utilisés.

Nous sommes partis du jeu de paramètres issu du premier calage qui avait été réalisé (voir Tableau 5.2). Comme indiqué dans le paragraphe 5.2.2, le principe d'un calage orienté processus consiste à considérer la signification physique des paramètres de calage pour ajuster les résultats dans des conditions bien précises. La compréhension de la manière dont chaque paramètre influence le résultat est une étape primordiale de la procédure de calage. Dans le cas du modèle d'érosion, on distingue d'abord les paramètres du modèle d'érosion qui vont influencer l'érosion au sol les jours de l'année où l'érosion se produit, c'est-à-dire lorsqu'il pleut et qu'il y a ruissellement. De l'autre côté, il y a les paramètres du modèle de transport des sédiments en rivière qui vont influencer la concentration en sédiments tout au long de l'année.

Les résultats provisoires pour les charges annuelle et saisonnières sont présentés dans le Tableau 5.3. Ces résultats ont été obtenus avec le jeu de paramètres présenté dans le Tableau 5.2. On constate que la charge annuelle simulée est proche du mode de la distribution estimée par la méthode statistique. En revanche, les charges saisonnières sont sous-estimées par le modèle, en particulier en été.

Tableau 5.3 : Résultats du calage pour les charges annuelles et saisonnières sur l'année 1989 à l'exutoire de la rivière Beaurivage (en t)

Période	Estimation statistique			Simulation
	Mode	Moyenne	Quantile 10% Quantile 90%	
Hiver (JFM)	1200	1145	997 1318	653
Printemps (AMJ)	13900	14590	12728 1665	11927
Été (JAS)	2000	1993	1734 2291	245
Automne (OND)	1600	1585	1381 1821	836
Charge annuelle	14300	20619	12220 31892	13660

Si l'on regarde les charges journalières (Figure 5.2), on constate que la dynamique générale tout au long de l'année est relativement bien reproduite par le modèle. En particulier, les fortes charges du printemps sont bien simulées, les résultats de simulations étant toujours à l'intérieur de l'intervalle de confiance et proches des valeurs mesurées.

L'analyse des résultats sur une échelle logarithmique (Figure 5.3) montre toutefois une sous-estimation des charges lors des périodes d'étiage (hiver et été). Il semble que les charges simulées chutent trop rapidement après les événements d'érosion. Étant donné que cela correspond à des périodes sans érosion au sol, cela provient sans doute du processus de sédimentation en rivière qui sous-estime l'entraînement de sédiments dans les conditions de faible débit.

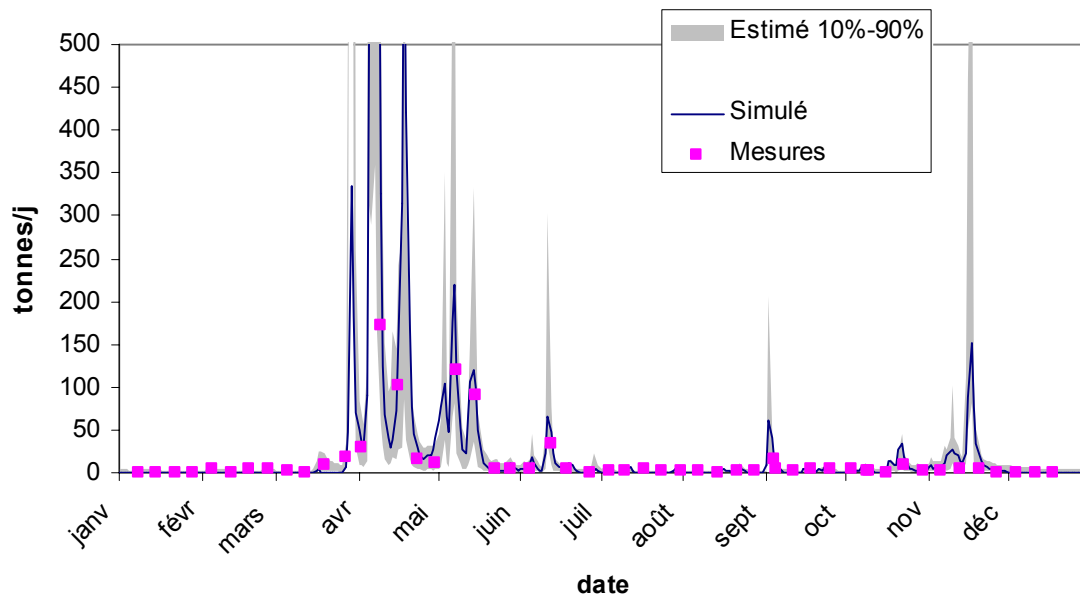


Figure 5.2 : Comparaison des charges journalières simulées et observées pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)

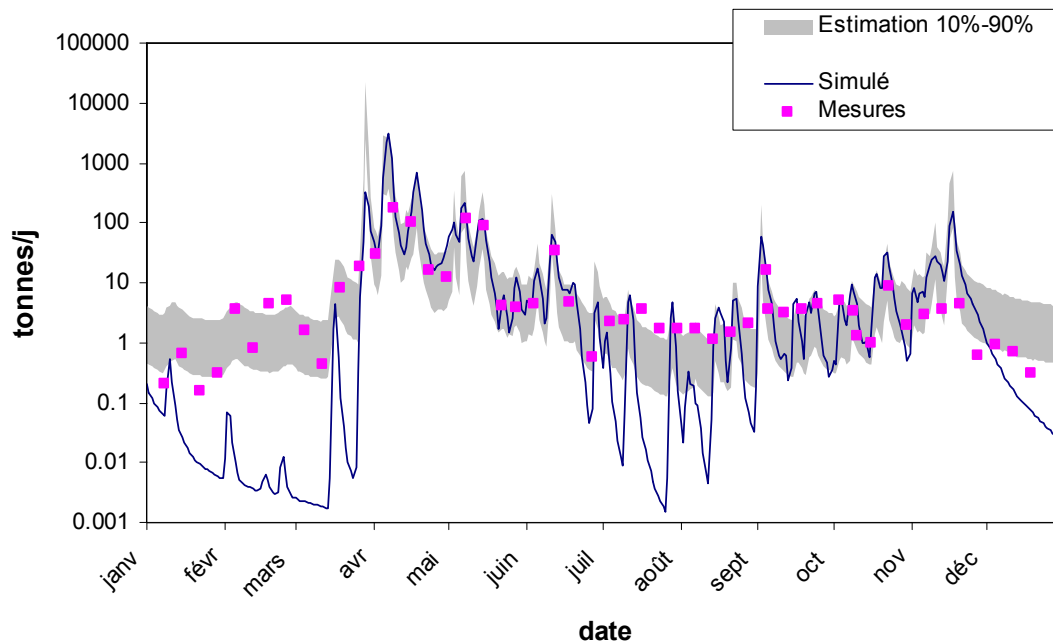


Figure 5.3 : Comparaison des charges journalières simulées et observées avec une échelle logarithmique pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)

Une bonne manière de contrôler le comportement simulé des sédiments en rivière consiste à regarder l'évolution de la nouvelle variable dynamique *SEDF* (quantité de sédiments dans les tronçons, voir paragraphe 5.3.3.1) pour un tronçon donné. On peut ainsi constater si la tendance du modèle est à l'accumulation ou à l'entraînement des sédiments. Dans la réalité, la tendance est plutôt à l'équilibre d'une année à l'autre et c'est donc ce que l'on cherche à reproduire avec le modèle. Les premières simulations avec le modèle corrigé montrent pour l'instant une tendance à l'accumulation de sédiments. Pour favoriser davantage d'entraînement des sédiments présents dans le cours d'eau, nous devons donc jouer sur le paramètre de calage « diamètre des particules » qui rentre dans le calcul du facteur d'apport sédimentaire.

Cette sous-estimation est sans doute due également au modèle hydrologique HYDROTEL qui sous-estime le débit durant l'hiver, ce qui implique une capacité de transport des sédiments moindre. Pour remédier à ce problème, il pourrait être nécessaire de fixer une limite inférieure au facteur d'apport sédimentaire. Des tests sont en cours.

Il est important de souligner que ce travail reste préliminaire et que nous cherchons en ce moment à optimiser ces résultats.

5.4 CALAGE ET VALIDATION DU MODÈLE DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS

Lorsque le modèle de prélèvement des nutriments par les plantes sera complété et définitivement intégré au modèle de transport de nutriments, celui-ci sera calé en suivant la même approche méthodologique que le modèle érosion. Les données mesurées seront d'abord utilisées pour estimer les charges en utilisant les approches d'estimation développées au paragraphe 5.2.1.

D'autres problèmes se posent avec la problématique des nutriments. Ainsi, les sources ponctuelles peuvent jouer un rôle important dans les concentrations mesurées et simulées en certains points du réseau hydrographique. Pour caler le modèle de pollution diffuse, il convient donc de sélectionner des tronçons pour lesquels il n'y a pas de source ponctuelle en amont. La station sélectionnée pour le calage est la station du Bras d'Henri pour laquelle de nombreuses données hydrométriques et de qualité d'eau sont disponibles, et qui n'est pas affectée par les sources ponctuelles (Figure 5.4). Il conviendra bien entendu de valider préalablement le modèle d'érosion sur ce tronçon.

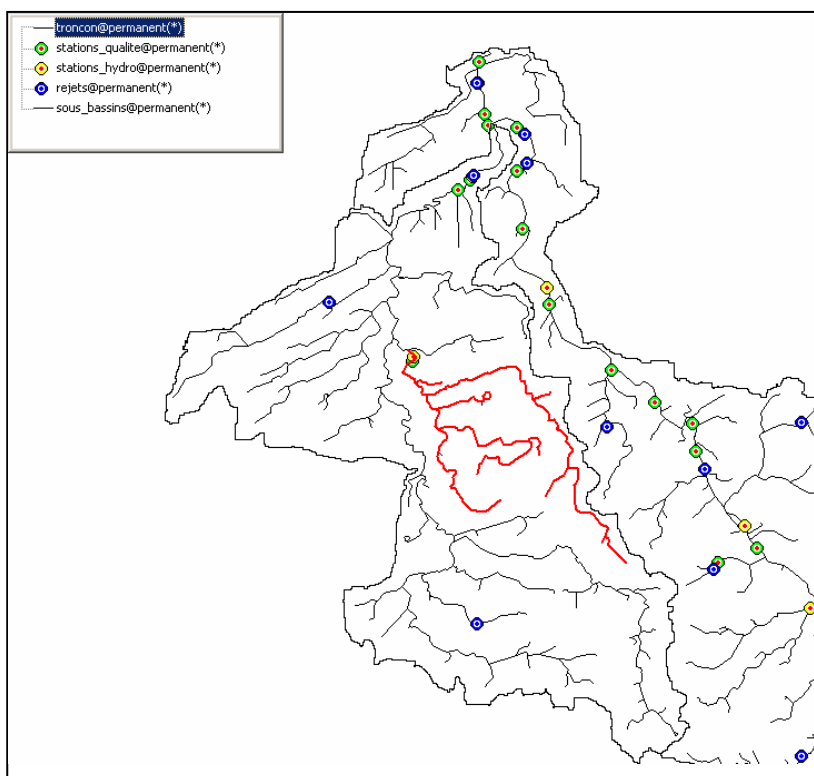


Figure 5.4 : Station utilisée pour le calage du modèle de transport des nutriments

5.5 PROCHAINES ÉTAPES

La méthode de calage du modèle d'érosion est maintenant en place. Le calage préliminaire qui a été réalisé reste à affiner, en particulier pour les période de bas débit (hiver et été). Une analyse de sensibilité permettra de déterminer les paramètres les plus importants du modèle. La validation spatiale et temporelle du calage sera ensuite réalisée avec les données déjà disponibles, sur une autre période de temps, et à un autre endroit du bassin versant de la rivière Chaudière.

Par la suite, nous procéderons au calage du modèle de transport de nutriments et à celui du modèle de transport de pathogènes développé dans le cadre de ce projet.

Une fois cette étape terminée, les procédures de calage pour chaque modèle seront standardisées et intégrées dans le protocole d'application de GIBSI.

6 DÉFINITION DU PROTOCOLE D'APPLICATION DE GIBSI

- Alain N. Rousseau, professeur à l'INRS-ETE
- Alain Mailhot, professeur à l'INRS-ETE
- Jean-Pierre Villeneuve, professeur à l'INRS-ETE
- Renaud Quilbé, stagiaire post-doctoral à l'INRS-ETE
- Sébastien Tremblay, programmeur à l'INRS-ETE
- Alain Le Page¹, MDDEP
- Alain Viau, HYMAP
- François Godin, Centre d'Expertise Hydrique du Québec

Même si cette étape ne pourra être finalisée qu'une fois les étapes précédentes terminées, plusieurs travaux ont été menés pour faciliter l'application et l'utilisation de GIBSI sur un nouveau bassin versant. Préalablement à la définition du protocole à proprement parler, un travail de mise à jour et de clarification de la base de données de GIBSI a été réalisé.

6.1 MISE À JOUR DE LA BASE DE DONNÉE DE GIBSI

6.1.1 Données d'entrée météorologiques

Les données d'entrée de GIBSI sont des données météorologiques journalières de température minimale et maximale et de précipitation pour chaque station du bassin versant (40 stations au total). Ces données sont contenues dans la base de données de GIBSI. Les données contenues dans la base de données s'arrêtaient en 1994 ce qui interdisait de réaliser des simulations après cette année. Or, si certaines stations n'existent plus aujourd'hui, d'autres continuent à fournir des données. Nous avons donc mis à jour la base de données en créant de nouveaux fichiers

¹ Alain Le Page n'est actuellement plus disponible puisque son contrat au MDDEP n'a hélas pas été renouvelé. Une autre personne ressource devrait être désignée prochainement pour le remplacer.

d'entrée dans le format requis par HYDROTEL à partir des données mesurées pour les années de 1995 à 2002.

6.1.2 Données hydrométriques

Jusqu'à présent les données hydrologiques disponibles dans la base de données de GIBSI s'arrêtaient en septembre 1995. Suite à notre demande, Diane Morin du CEHQ nous a transmis les débits et niveaux moyens journaliers pour les stations que nous avons et les nouvelles stations situées sur le bassin versant de la Chaudière (No de station : 023415, 023420, 023425, 023441, 023442, 023443 et 023444).

Cette mise à jour des données a ensuite nécessité une nouvelle analyse statistique pour déterminer les séquences météorologiques caractéristiques qui sont proposées par GIBSI pour simuler des conditions particulièrement sèches ou humides. Les événements proposés dans GIBSI sont des crues importantes de printemps, d'été ou d'automne et les étiages Q_{10-7} , Q_{2-7} et Q_{5-30} . Les périodes de retour des débits d'étiage peuvent être déterminées avec une analyse fréquentielle réalisée avec le logiciel HYFRAN (2002), développé à l'INRS-ETE avec le parrainage d'Hydro-Québec et du Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG). C'est un logiciel d'ajustement de lois statistiques permettant en particulier l'analyse statistique d'événements extrêmes et de manière plus générale l'analyse statistique de séries de données. Les nouvelles séries météorologiques caractéristiques sont données dans le Tableau 6.1.

Tableau 6.1: Dates des différents séquences extrêmes avant et après mise à jour

	série initiale GIBSI			série complétée GIBSI		
	année	début	fin	année	début	fin
base annuelle						
Q2-7	1992	14-juin	20-juin	1968	21-févr	27-févr
Q10-7	1987	02-mars	08-mars	1975	18-août	24-août
Q5-30	1993	23-févr	24-mars	2000	27-juil	25-août
base estivale						
Q2-7	1971	14-juin	20-juin	1973	24-juil	30-juil
Q10-7	1983	14-juil	20-juil	1976	21-juin	27-juin
Q5-30	1982	10-juil	08-août	1981	06-juil	04-août

6.1.3 Données de qualité d'eau

Les dernières données de la base de données dataient de septembre 1995. Suite à notre demande, Marc Simoneau du Service des informations sur les milieux aquatiques (SIMAQ) à la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE) du MDDEP nous a fait parvenir les données des stations situées sur le bassin de la Chaudière depuis septembre 1995. Les données sont extraites de la *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique* (BQMA) de la DSEE du MDDEP. Les paramètres nécessaires à GIBSI sont les suivants : ammoniacque, azote organique, chlorophylle, coliformes, DBO5, nitrate, nitrite, oxygène dissous, phosphore organique, phosphore dissous, température de l'eau en degré celsius et matière (sédiments) en suspension [mg/litre] (moyenne quotidienne des échantillons). Cela a concerné 17 stations qualité sur le bassin versant, dont 7 sont encore en opération aujourd'hui (données complétées jusqu'à fin 2004).

6.1.4 Données concernant le cheptel

Les dernières données de GIBSI concernant le cheptel provenaient du Recensement de l'agriculture 1996. Ce recensement se fait à tous les 5 ans et la base de données devait donc être mise à jour sur les données de 2001. Lyne Blanchet, du MDDEP, nous a fait parvenir un fichier Excel contenant les données de cheptel du recensement de l'agriculture de 2001 pour le bassin versant de la rivière Chaudière. Les données originales proviennent de Statistique Canada et ont été transformées en unités animales et modifiées par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEP pour permettre de les présenter par municipalité. Les données ont aussi été regroupées pour être compatibles avec les classes animales de la base de données de GIBSI (Bovins, porcins, volailles et autres). De nouveaux animaux sont recensés dans la classe de cheptel autres en 2001 : bisons, chevreuils, sangliers, lamas et alpagas.

Mentionnons que Statistique Canada compile ses données à l'échelle de la subdivision de recensement unifiée (SRU). Une SRU représente généralement une seule municipalité mais peut parfois être la combinaison de plusieurs municipalités. C'est pourquoi il faut parfois effectuer un calcul pour estimer le cheptel à l'échelle de la municipalité. De plus, les données sont confidentielles et c'est pourquoi elles ne sont pas diffusées pour les SRU ayant peu d'exploitations agricoles. Il faut alors estimer les données concernant ces SRU à l'aide du nombre de ferme sur ces SRU et du nombre d'animaux au niveau géographique supérieur.

6.2 RÉALISATION DU PROTOCOLE D'APPLICATION

Une ébauche de protocole d'application a été réalisée pour les premières étapes d'implantation de GIBSI, c'est-à-dire l'intégration des données spatiales et attributs dans la base de données.

6.2.1 Intégration des données spatiales et attributs à la base de données de *GIBSI*

○ Physitel

La première étape afin d'intégrer les données d'un bassin versant à la base de données de *GIBSI* est l'élaboration de la structure physique compatible avec les modèles de simulation, dont entre autre la détermination des USS (unités spatiales de simulation) ainsi que du réseau hydrographique. Ceci est réalisé à l'aide du logiciel *Physitel*. Ce logiciel nécessite les données spatiales suivantes en entrée;

- MNA (modèle numérique d'altitude) (matrice ascii)
- Réseau hydrographique (couche au format linéaire)
- Type de sol (matrice ascii)
- Occupation du sol (matrice ascii)

○ Hydrotel

Le logiciel *Physitel* génère donc les données d'entrée suivantes pour le modèle *Hydrotel*;

- Structure terrestre;
 - UHRH (unités hydrologiques relativement homogènes) (USS)
 - MNA (modèle numérique d'altitude)
 - Matrice d'écoulement des eaux (orientations)
 - Pentés
- Réseau hydrographique
 - Noeuds du réseau
 - Tronçons du réseau
 - Points du réseau
- Distribution spatiale de l'occupation du sol
- Distribution spatiale des types de sol ainsi que leurs propriétés hydrauliques

L'utilisateur doit également fournir les données suivantes afin de lancer *Hydrotel*;

- Stations météorologiques disponibles

- Observations météorologiques aux stations
 - Température maximum
 - Température minimum
 - Précipitation totale
- Stations hydrométriques disponibles
- Observations hydrométriques aux stations
 - Débit en rivière
- Données physiographiques (occupation du sol)
 - Indice foliaire
 - Profondeur racinaire

On peut à partir de cette étape intégrer les données dans la base de données de *GIBSI* maintenant que les fichiers essentiels fournis par *Physitel* et *Hydrotel* ont été générés. Ces étapes devront naturellement être détaillées et un utilitaire permettant d'importer les données directement dans les tables devra être développé afin de faciliter la tâche qui serait assez fastidieuse si cela devait être fait manuellement.

6.3 CRÉATION D'OUTILS ET DOCUMENTS EXPLICATIFS

6.3.1 Dictionnaire de la base de données

Dans le cadre du développement d'un protocole d'application de *GIBSI* sur un bassin versant, un inventaire des données présentes dans la base de données et des fichiers d'entrée et sortie s'impose. En effet, nous ne possédons pas de document officiel relatif à ce sujet et depuis sa conception, le logiciel *GIBSI* a énormément évolué (ex : nouvelle table, nouveau format de table, etc.).

GIBSI peut être utilisé comme simple système d'information ou comme système de modélisation. Pour cette raison, la base de données contient des données relatives au bassin qui ne sont utiles que pour la fonction de système d'information de *GIBSI*, des données qui ne sont utiles que pour les modèles, des données nécessaires pour les deux fonctions et des données qui ne sont pas utilisées du tout par *GIBSI*. Il est donc primordial, dans un premier temps, d'identifier les données essentielles à *GIBSI* ainsi que les données optionnelles selon les fonctionnalités que l'on désire utiliser. Un dictionnaire de la base de données indiquant pour chaque table de la base de données les données essentielles et les données optionnelles est en cours d'élaboration. Une description préliminaire de chacune des tables est présentée à l'ANNEXE F, ainsi qu'une description de la plupart des paramètres à l'ANNEXE G. Il s'agira alors de rassembler ces informations afin d'obtenir un seul document.

6.3.2 Description des données nécessaires aux modèles (paramètres)

L'utilisateur qui désire implanter *GIBSI* sur un nouveau bassin versant a besoin de connaître en détail les données qui sont nécessaires pour faire tourner les différents modèles de simulation. Outre les données d'entrée (variables météorologiques), il s'agit de l'ensemble des paramètres qui sont pris en compte dans les équations des modèles. Un inventaire plus détaillé de ces paramètres a donc été réalisé. Le tableau obtenu (au format *Excel*) contient beaucoup d'informations et est très technique. Ceci est indispensable pour l'équipe travaillant sur le développement de *GIBSI* et des modèles. À l'aide de ce tableau, nous en avons créé un second simplifié, présenté à l'ANNEXE H. Celui-ci montre les paramètres nécessaires à chacun des modèles ainsi que leur unité et la table où elles se trouvent dans la base de données. Ce tableau ne contient pas les données d'entrée (variables météorologiques) ni les données simulées par *GIBSI*, ni encore les données mesurées. De plus, afin que l'utilisateur puisse facilement visualiser quelles données sont nécessaires pour quelles étapes de la modélisation, des schémas ont également été réalisés, présentés à l'ANNEXE I. Ces schémas montrent bien le flux des données lors d'une simulation.

6.3.3 Description des fichiers d'entrée-sortie des modèles

Lors du lancement d'une simulation, un module appelé *Pilote* prend le relais. Ce module remplit deux fonctions. Premièrement, il voit à l'exécution en cascade des modèles de simulation (hydrologie, érosion des sols, transport et transformations des polluants agricoles et qualité de l'eau en rivière et en lac). Deuxièmement, il gère le flux de données vers les modèles. Pour effectuer cette seconde tâche, le programme de pilotage génère les fichiers d'entrée nécessaires aux modèles de simulation à partir de la base de données. Inversement, il voit à intégrer dans la base de données les résultats de simulations produits par ces mêmes modèles. Un inventaire et une description des fichiers d'entrée et de sortie pour chacun des modèles ont également été effectués afin de permettre à l'utilisateur de s'y retrouver. Cet inventaire est présenté à l'ANNEXE A.

6.3.4 Outil de traduction

Étant donné l'intérêt grandissant pour un système de modélisation comme *GIBSI*, et ce également par d'autres pays (ex : Mexique), un outil de traduction pour *GIBSI* a également été développé. Cet outil permet de sauvegarder dans une base de données *Access* au moins 80% des textes de l'interface de *GIBSI*. Les autres textes sont des messages d'erreur dont le texte est défini directement dans le code. Il faudra éventuellement effectuer les modifications nécessaires afin de remédier à ce problème. Ceci étant, une fois les textes sauvegardés dans la base de données *Access*, un utilisateur peut traduire ces textes dans la langue désirée. Une fois la

traduction terminée, nous pouvons re-générer le fichier de ressource de *GIBSI* et ainsi recompiler le programme dans une langue différente.

6.4 APPLICATION DE GIBSI SUR UN BASSIN VERSANT MEXICAIN EN COLLABORATION AVEC L'IMTA

Même si ce travail ne fait pas partie du présent projet de recherche, il est parfaitement complémentaire puisqu'il constitue une première tentative d'application de *GIBSI* sur un autre bassin versant que celui de la rivière Chaudière ainsi qu'une ouverture internationale. L'expérience acquise avec cette collaboration sert directement à l'élaboration du protocole d'application de *GIBSI*.

6.4.1 Problématique

Le Mexique a révisé au début 2004 la loi de l'eau. En janvier 2006, tous les organismes de bassin versant devront être pleinement fonctionnels et appliquer la loi. La Commission Nationale de l'Eau et l'IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) seront impliqués dans le soutien technique des organismes de bassin versant. Ceux-ci auront l'entière responsabilité des opérations et des octrois des permis d'utilisation d'eau et des rejets, de suivre les conditions hydrologiques du bassin, son occupation du sol et des impacts. Pour ce faire, les organismes de bassin versant ont besoin d'un système d'aide à la gestion des bassins permettant de rassembler les données hydriques, la consultation, l'archivage, l'analyse des demandes d'utilisation d'eau et des rejets, l'établissement des plans de gestion à long terme et de gestion des réservoirs pour fins multiples (y compris irrigation, crues et étiages sévères). L'objectif de ce projet est de réaliser une application du modèle *GIBSI* sur un bassin versant pilote mexicain et de définir une approche d'implantation technique de *GIBSI* au sein des organismes de bassin versant mexicains.

6.4.2 Travail réalisé

La première étape a consisté à faire une présentation détaillée et une démonstration de *GIBSI* à l'équipe de l'IMTA et de proposer une approche d'intégration de *GIBSI* au sein des organismes de bassin versant dans le cadre d'une analyse des besoins. Cela a été réalisé par R. Quilbé lors d'un séminaire organisé à l'IMTA (Cuernavaca, Mexique) les 22 et 23 novembre 2004. Une présentation de *GIBSI* a également été réalisée au conseil de bassin de la rivière Balsal (45 000 km²).

Par la suite, au cours du printemps 2005, nos collègues de l'IMTA sont venus à l'INRS-ETE se familiariser avec GIBSI et ont entrepris la construction de la base de données géographiques du bassin versant de la rivière Amacusac (8 000 km²), sous bassin de la Balsas, pour l'application de PHYSITEL.

Afin de poursuivre l'encadrement de nos collègues dans la mise en place du modèle hydrologique HYDROTEL, R. Turcotte (Centre d'Expertise Hydrique) et Martin-Pierre Lavigne (étudiant à l'INRS-ETE) sont allés au Mexique pour une mission d'une semaine dans les bureaux de l'IMTA, en Novembre 2005. Cette mission a été coordonnée par l'INRS-ETE en partenariat avec le Centre d'Expertise Hydrique du MDDEP.

6.5 PROCHAINES ÉTAPES

Les prochaines étapes pour l'élaboration du protocole d'application consistent à détailler les premières étapes présentées ici, à compléter l'inventaire de la base de données puis à créer un utilitaire permettant d'importer les données nécessaires à l'implantation d'HYDROTEL dans la base de données. Le même travail sera ensuite réalisé pour l'application des autres modèles de GIBSI (érosion, pollution diffuse et ponctuelle, qualité de l'eau). Enfin, la procédure de calage des modèles sera détaillée.

7 COORDINATION DES ACTIVITÉS ET PROMOTION DU PROJET

7.1 ÉQUIPE DE TRAVAIL

7.1.1 Équipe de l'INRS-ETE

- *Alain N. Rousseau*, professeur
 - Coordination du projet, supervision des travaux, encadrement des étudiants
 - Calage des modèles
 - Protocole d'application de GIBSI
- *Renaud Quilbé*, stagiaire post-doctoral (mars 2004 - ...)
 - Amélioration du modèle de transport des nutriments
 - Développement du modèle de prélèvement des nutriments par les plantes
 - Développement des méthodes de calage et calage des modèles de pollution diffuse
- *Martine Grenier*, étudiante au doctorat (janvier 2005 - ...)
 - Modélisation des changements dans la structure des communautés aquatiques en réponse aux variations de la qualité de l'eau et de l'habitat
 - Intégration dans GIBSI d'un indice d'intégrité biologique des cours d'eau
- *Guillaume Rogel*, étudiant à la maîtrise (juin 2004 - ...)
 - Développement et intégration dans GIBSI d'un modèle de transport des pathogènes d'origine animale
- *Mélanie Fillion*, étudiante stagiaire (été 2004)
 - Revue de littérature des modèles de transport de pathogène d'origine animale
- *Sébastien Tremblay*, programmeur
 - Programmation des modèles
 - Protocole d'application de GIBSI
- *Guillaume Talbot*, étudiant stagiaire (été 2005)
 - Développement de la méthode statistique d'estimation des charges de sédiments et de polluants
- *Alain Mailbot*, professeur
 - Développement de la méthode statistique d'estimation des charges de sédiments et de polluants
 - Calage des modèles
- *Jean-Pierre Villeneuve*, professeur

- Calage des modèles
- Protocole d'application

À noter que le stagiaire post-doctoral, les étudiants et le programmeur sont rémunérés en grande partie sur les fonds du présent projet.

7.1.2 Collaborateurs

- *Marc Duchemin* (Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement)
 - Calage du modèle d'érosion
- *Caroline Côté* (Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement)
 - Développement du modèle de transport des pathogènes
- *Eric van Bochove* (Agriculture et Agroalimentaire Canada)
 - Acquisition de données
- *Michel Patoine* (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs)
 - Acquisition de données
- *Yvon Richard* (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs)
 - Étude statistique de la relation entre variables physico-chimiques et bioindicateurs
- *Lyne Pelletier* (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs)
 - Étude statistique de la relation entre variables physico-chimiques et bioindicateurs
- *Alain Le Page*¹ (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs)
 - Protocole d'application de GIBSI
- *Lotfi Khiari* (Université Laval)
 - Développement du modèle de prélèvement des nutriments
- *François Godin* (Centre d'Expertise Hydrique du Québec)
 - Données hydrologiques
- *Alain Viau* (HYMAP)
 - Protocole d'application de GIBSI
- *Stéphane Campeau* (Université du Québec à Trois-Rivières)
 - Modélisation des changements dans la structure des communautés aquatiques en réponse aux variations de la qualité de l'eau et de l'habitat

¹ Alain Le Page n'est actuellement plus disponible puisque son contrat au MDDEP n'a hélas pas été renouvelé. Une autre personne ressource devrait être désignée prochainement pour le remplacer.

7.2 ÉCHÉANCIER

L'échéancier de travail est présenté sur la page suivante

Tableau 7.1 : Échéancier du projet

	Responsables	Semestre 1 Mars 2004 Sept 2004	Semestre 2 Oct 2004 Fév 2005	Semestre 3 Mars 2005 Sept 2005	Semestre 4 Oct 2005 Fév 2006	Semestre 5 Mars 2006 Sept 2006	Semestre 6 Oct 2006 Fév 2007
DÉVELOPPEMENT DES MODÈLES							
Revue de littérature et Développement du modèle de prélèvement de nutriments par les plantes	<i>R. Quilbé</i> <i>L. Khiari</i>						
Revue de littérature et Développement du modèle de transport des coliformes	<i>M. Fillion</i> <i>G. Rogel</i>						
CALAGE DES MODÈLES							
Revue de littérature et Développement de la méthode de calage	<i>R. Quilbé</i> <i>A. Rousseau</i> <i>A. Mailhot</i>						
Acquisition de données	<i>E. Van Bochove</i> <i>M. Patoine, F. Godin</i>						
Calage et validation du modèle d'érosion	<i>R. Quilbé, A. Rousseau</i> <i>A. Mailbot,</i> <i>M. Duchemin</i>						
Calage et validation du modèle de transport de nutriments	<i>R. Quilbé, A. Rousseau</i> <i>A. Mailbot,</i>						
Calage et validation du modèle de transport de pathogènes	<i>G. Rogel, R. Quilbé,</i> <i>A. Rousseau, A. Mailbot,</i>						

Tableau 7.1 (suite) : Échéancier du projet

	Responsables	Semestre 1 Mars 2004 Sept 2004	Semestre 2 Oct 2004 Fév 2005	Semestre 3 Mars 2005 Sept 2005	Semestre 4 Oct 2005 Fév 2006	Semestre 5 Mars 2006 Sept 2006	Semestre 6 Oct 2006 Fév 2007
INDICE D'INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE							
Revue de littérature et Analyse statistique sur données historiques	<i>M. Grenier, S. Campeau Y. Richard</i>						
Échantillonnage	<i>M. Grenier</i>						
Calage du modèle	<i>M. Grenier, S. Campeau</i>						
Intégration dans GIBSI	<i>M. Grenier, A. Rousseau</i>						
PROTOCOLE D'APPLICATION							
Élaboration du protocole	<i>A. Rousseau, A. Mailbot A. LePage, S. Gariépy, G. Gangbazo</i>						
RAPPORTS							
Rapport d'étape et rapport final	<i>Tous</i>						

7.3 COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES

7.3.1 Rapports

- Fillion, M., G. Rogel et A.N. Rousseau. 2004. *Revue de littérature des modèles de transport des agents pathogènes d'origine animale en milieu rural*. Rapport de recherche n° R-765. INRS-ETE, Sainte-Foy, Québec.

7.3.2 Articles

- Grenier, M., S. Campeau, I. Lavoie, S. Lek et Y.-S. Park. 2005. Determination of diatom reference communities and restoration goals for streams and rivers in Quebec: Use of Kohonen Self-organizing map and multivariate analysis. Article soumis au Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences
- Quilbé, R., A.N. Rousseau, M. Duchemin, A. Poulin, G. Gangbazo et J.P. Villeneuve. 2005. *Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: application to the Beaurivage River (Québec, Canada)*. Journal of Hydrology (accepté).
- Mailhot, A., A.N. Rousseau, G. Talbot et R. Quilbé. 2005. *Sediment load estimation using statistical distributions with streamflow dependent parameters*. Water Resources Research (soumis).

7.3.3 Présentations orales

- Quilbé, R. Modélisation de la pollution diffuse d'origine agricole : Développement et application du logiciel GIBSI. Colloque HYMAP – Pôle Écohydrologie, 22 octobre 2004. INRS-ETE, Québec.
- Grenier, M. Évaluation de l'état de référence et détermination des objectifs de restauration physico-chimiques et phytobenthiques des rivières dégradées. Colloque HYMAP – Pôle Écohydrologie, 22 octobre 2004. INRS-ETE, Québec.
- Rogel, G. Modélisation du transport et du devenir des pathogènes d'origine entérique en milieu agricole. Colloque HYMAP – Pôle Écohydrologie, 22 octobre 2004. INRS-ETE, Québec.

7.3.4 Posters

- Rousseau, A.N., A. Mailhot, J.-P. Villeneuve, M. Grenier, M.-P. Lavigne, G. Rogel, R. Quilbé, S. Tremblay. 2005. *GIBSI : Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un système informatisé. Description sommaire, quelques applications et développements en cours à l'INRS-ETE*.

Poster présenté lors de l'atelier sur les ressources en eau organisé par l'Association Canadienne des Ressources Hydriques le 31 mars 2005 à l'INRS-ETE, Québec.

7.4 COMPTES RENDUS DE RÉUNIONS

Une réunion de démarrage a été tenue le 28 janvier 2005 à l'INRS-ETE avec les principaux collaborateurs de projet. Un compte rendu a été réalisé et a été distribué à tous les collaborateurs.

8 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Ce rapport permet de faire un état d'avancement à mi-parcours de ce projet de recherche et de faire le point sur les prochaines étapes à suivre.

8.1 UN PREMIER BILAN

Un travail très important a été réalisé au cours de ces vingt premiers mois dans toutes les parties du projet. Cela a d'abord concerné le développement des modèles de pollution diffuse de GIBSI. Ainsi, le modèle de transport de nutriments de GIBSI a été amélioré et une première version d'un modèle de prélèvement par les plantes a été développée et intégré. Le modèle de transport de pathogènes a également été développé sur la base d'une importante revue de littérature des modèles existants. Le calage des modèles a également débuté, avec en premier lieu celui du modèle d'érosion (en cours). Concernant la détermination d'un indice d'intégrité biologique à partir des paramètres physico-chimiques, l'échantillonnage a débuté comme prévu cette année, dans la continuité de travaux antérieurs. Enfin, un important travail de mise à jour et de clarification de la base de données de GIBSI a été réalisé dans le cadre de la définition de son protocole d'application.

Outre ces avancées pratiques concernant GIBSI, nos travaux ont également permis un avancement des connaissances dans plusieurs domaines comme la modélisation du transport des pathogènes, la détermination des communautés phytobenthiques de référence ou encore les méthodes d'estimation des charges de polluants. Cela a déjà fait ou fera prochainement l'objet de publications dans des revues internationales.

Enfin, il est important de souligner que ce projet a permis la mise sur pied d'une véritable équipe de recherche composée de professionnels de recherche et d'étudiants. L'approche pluridisciplinaire et concertée qui était envisagée dans le cadre de ce projet s'est facilement mise en place avec une participation active de l'ensemble des collaborateurs. Cela est très prometteur pour la suite du projet et les perspectives futures.

8.2 PROCHAINES ÉTAPES

Le travail doit être poursuivi, avec en priorité la finalisation des modèles de pollution diffuse (nutriments et pathogènes). Cela sera réalisé dans les prochains mois. Le calage des modèles (érosion, transport de nutriments et pathogènes) sera également réalisé dans un proche avenir sur la base des méthodes développées et présentées dans ce document et à l'aide des données obtenues lors des campagnes d'échantillonnage qui ont été menées. L'analyse des relations entre les variables physico-chimiques et les bioindicateurs d'intégrité écologique des cours d'eau, par analyse statistique des données et par l'utilisation d'un modèle de type réseau de neurones, permettra de définir un indice d'intégrité biologique qui sera intégré dans GIBSI. Une fois les modèles de GIBSI complétés et calés, le protocole d'application pourra être finalisé en collaboration avec les utilisateurs potentiels du logiciel. L'ensemble de ces travaux fera également l'objet de publications et de présentations afin de diffuser l'approche et les résultats.

8.3 RÉSULTATS ATTENDUS ET PERSPECTIVES

Le développement, le calage et la validation des modèles de transport de polluants, de même que l'intégration à GIBSI de notions de qualité biologique des cours d'eau, ouvriront des perspectives d'utilisation et d'application extrêmement intéressantes. Plusieurs types d'étude pourront être entreprises pour évaluer l'impact de scénarios de gestion ou de pratiques agricoles sur la qualité physico-chimique, bactériologique et biologique des eaux de surface, ou encore pour identifier précisément les sources d'émission des polluants. À titre d'exemple, on peut envisager utiliser GIBSI pour réaliser une étude de sensibilité (spatiale et temporelle) du bassin versant vis à vis de la pollution diffuse d'origine agricole, et identifier ainsi les principales zones contributrices aux transferts de polluants par ruissellement, ainsi que la variabilité spatiale et temporelle de ces sources d'émission. L'approche prédictive de GIBSI pourra également être utilisée pour tester des scénarios de changements climatiques et évaluer l'évolution de la sensibilité et de la vulnérabilité de l'agriculture à ces changements. Une étude de ce type est d'ailleurs en cours, financée par le Fonds d'Action pour le Changement Climatique (FACC).

Une fois finalisé, le protocole d'application permettra d'intégrer GIBSI aux processus décisionnels et opérationnels des différents ministères (ex. : MDDEP, MAPAQ) et organismes de bassin, et de faciliter son application sur d'autres bassins versants. Des collaborations ont d'ailleurs commencé à être mises en place pour cela au Canada et à l'étranger (Ex : Mexique).

9 RÉFÉRENCES

- American Society of Agricultural Engineers. 2003. Manure Production and Characteristics. ASAE STANDARDS 2003. ASAE D384.1 FEB03.
- Aulack M.S., Rennie D.A. et Paul E.A., 1983. Field studies on gaseous nitrogen losses from soils under continuous wheat versus a wheat-fallow rotation. *Plant and Soil*, 75: 15-27.
- Barton L., McLay C.D.A., Schipper L.A. et Smith C.T., 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils : a review. *Australian Journal of Soil research*, 37: 1073-1093.
- Beauchemin J., 1997. Modélisation du transport des nutriments et pesticides et de la croissance des plantes, à l'échelle du bassin versant. R-462e. INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec).
- Berthiaume P., 2003. Revue de la modélisation des bactéries pathogènes en agroenvironnement. Santé Canada.
- Bigras-Poulin, M, Ravel, A., Bélanger, D. et Michel, P., 2004. Development of agroenvironmental indicators to evaluate the hygienic pressure of livestock production on human health. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 207: 279-295.
- Bolinder M.A., Angers D.A. et Dubuc J.P., 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 63(1): 61-66.
- Boote K.J., Jones J.W. et Hoogenboom G., 1998. Simulation of crop growth : CROPGRO model. Dans: R.M. Peart et R.B. Curry (Eds.), *Agricultural systems modeling and simulation*. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 651-692.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P. et Burger P., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18(3-4): 309-332.
- Brosse S., Guegan J.F., Tourenq J.N. et Lek S., 1999. The use of artificial neural network to assess fish community structure in a mesotrophic lake. *Ecological Modelling*, 120 : 299-312.

- Campeau, S., Lavoie, I., Grenier, M. et Dillon, P., 2005. Développement d'un indice d'eutrophisation pour le suivi de la pollution agricole au Québec. Rapport final déposé au Fonds d'action québécois pour le développement durable et au ministère de l'Environnement du Québec. Université du Québec à Trois-Rivières, 137 pages et 3 annexes.
- Couillandeu S., 1999. Modèle de transport de l'azote et du phosphore dans le projet de Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI). Analyse, validation, intégration de la croissance des plantes. ENGREF.
- CRAAQ, 2003. Guide de référence en fertilisation. 1ère édition. CRAAQ, Sainte-Foy.
- Crane, S.R. et Moore, J.A., 1986. Modeling Enteric Bacterial Die-off: A review. *Water, Air, and Soil Pollution* 27:411-439.
- Crane, S.R., Westerman, P.W. et Overcash, M.R., 1980. Die-off of Fecal Indicator Organisms Following Land Application of Poultry Manure. *Journal of Environmental Quality* 9(3):531-537.
- Dazzo, F., Smith, P. et Hubbell, D., 1973. The Influence of Manure Slurry Irrigation on the Survival of Fecal Organisms in Scranton Fine Sand. *Journal of Environmental Quality* 2(4):470-473.
- De Andrade Lima J.B.P., Bigras-Poulin M. et Ravel A., 2000. Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale dans les régions rurales du Québec. Santé Canada.
- Descy, J. P., 1980. Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. *La Pollution Des Eaux Continentales: Incidence Sur Les Biocénoses Aquatiques*, Éditions P. Pesson, Gauthier-Villars, Paris, 2e Édition.
- Descy, J.-P., Gerard, P., Darchambeau, F., Demol, T., Fauville, C., Gosselain, V., Lepieur, F., Vanden Bossche, J.-P., 2005. Définition des conditions de référence biologiques des rivières en Wallonie. Rapport final du Programme Intégré de Recherche Environnement-Eau-DGRNE, 42 p.
- Dolan D.M., Yui A.K. et Geist R.D., 1981. Evaluation of river load estimation methods for total phosphorus. *Journal of Great Lakes Research*, 7(3): 207-214.
- Dridi L., 2002. Intégration d'un modèle de prélèvement par les cultures des nutriments azote et phosphore dans le modèle GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide

- d'un Système informatisé). Rapport de recherche et programme informatique Fortran. INRS-Eau, Sainte-Foy.
- Duchemin M., 2000. Méthodologie pour effectuer le calage des modèles d'érosion hydrique et de transport des sédiments du projet GIBSI. Rapport interne. INRS-Eau.
- Duchemin M. et Lachance M., 2002. Analyse de sensibilité du modèle CEQÉROSS. *Revue des sciences de l'eau*, 15(4): 789-807.
- FADQ, 2004. Rendements réels pour les années 1995 à 2001.
- Ferguson C., de Roda Husman A.M., Altavilla N., Deere D. et Ashbolt N., 2003. Fate and transport of surface water pathogens in watersheds. *Critical reviews in environmental science and technology*, 33(3): 299-361.
- Ferguson R.I., 1987. Accuracy and precision of methods for estimating river loads. *Earth surface processes and landforms*, 12: 95-104.
- Filion M., Rogel G. et Rousseau A.N., 2004. Revue de littérature des modèles de transport des agents pathogènes d'origine animale en milieu rural. Rapport de recherche N° R-765. INRS-ETE, Sainte-Foy, Québec.
- Gabrielle B. et Kengni L., 1996. Analysis and field-evaluation of the CERES model's soil components: nitrogen transfer and transformation. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 142-149.
- Gavito M.E., Curtis P.S., Mikkelsen T.N. et Jakobsen I., 2001. Interactive effects of soil temperature, atmospheric carbon dioxide and soil N on root development, biomass and nutrient uptake of winter wheat during vegetative growth. *J. Exp. Bot.*, 52(362): 1913-1923.
- Gevrey, M., Rimet, F., Park, Y-S., Giraudel, J-L, Ector, L. et Lek, S., 2004. Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques. *Freshwater Biology*, 49: 208-220.
- Gosselain, V., Fauville, C., Campeau, S., Gevrey; M., Coste, M., Ector L., Rimet, F., Tison, J., Delmas, F., Park Y. S., Lek S. et Descy, J. P., sous presse. Diatom biotypology of reference situation at a large scale: European level (PEQANN): Combined results of multivariate analysis and SOM.
- Grenier, M. et Campeau, S., 2005. Modélisation des communautés phytobenthiques de

- référence des rivières du Québec. Rapport déposé au Fonds d'action québécois pour le développement durable et au ministère de l'Environnement du Québec. Université du Québec à Trois-Rivières, 129 pages et 16 annexes (Rapport).
- Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Lek, S. and Park, Y.-S. Determination of diatom reference communities and restoration goals for streams and rivers in Quebec: Use of Kohonen Self-organizing map and multivariate analysis. Article soumis au Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Guégan, J.-F., Lek, S. et Oberdorff, T., 1998. Energy availability and habitat heterogeneity global riverine fish diversity. *Nature*, 391, 382-384.
- Hansen S., Jensen H.E., Nielsen N.E. et Svendsen H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model Daisy. *Fertilizer research*, 27: 245-259.
- Harper, D.M., Kemp, J.L., Vogel, B. et Newson, M.D., 2000. Towards the assessment of ecological integrity in running water of the United Kingdom. *Hydrobiologia* 422/423: 133-142.
- Howell, J.M., Coyne, M.S. et Cornelius, P.L., 1996. Effect of sediment particle size and temperature on fecal bacteria mortality rates and the fecal coliform/fecal streptococci ratio. *Journal of Environmental Quality* 25:1216–1220.
- HYFRAN, 2002. Hydrological Frequency Analysis. Chair in statistical hydrology, INRS-ETE.
- Jamieson, R., Gordon, R., Joy, D. et Lee, H., 2004. Assessing microbial pollution of rural surface waters: A review of current watershed scale modeling approaches. *Agricultural Water Management* 70: 1-17.
- Jeuffroy M.-H. et Recous S., 1999. Azodyn: a simple model simulating the date of nitrogen deficiency for decision support in wheat fertilization. *European Journal of Agronomy*, 10(2): 129-144.
- Jones J.W., Hoogenboom G., Porter C.H., Boote K.J., Batchelor W.D., Hunt L.A., Wilkens P.W., Singh U., Gijsman A.J. et Ritchie J.T., 2003. The DSSAT cropping system model. *European Journal of Agronomy*, 18: 235-265.
- Kaluli, J.W., Madramootoo, C.A. et Djebbar, Y., 1998. Modelling nitrate leaching using Neural Networks. *Water Science and Technology*, 38(7): 127-134.

-
- Karr, J. R. et Dudley, D. R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55-68.
- Keating B.A., Carberry P.S., Hammer G.L., Probert M.E., Robertson M.J., Holzworth D., Huth N.I., Hargreaves J.N.G., Meinke H. et Hochman Z., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *European Journal of Agronomy*, 18(3-4): 267-288.
- Kelly, M. G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Resources*, 32: 236-242.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H., 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil : Naviculaceae. In Ettl, H., G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 876 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H., 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil : Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/2 Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 596 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H., 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil : Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena, 576 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H., 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil : Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae und Gomphonema. In Ettl, H., G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena, 437 p.
- Lavigne M.P., Rousseau A.N., Turcotte R., Laroche A.M., Fortin J.P. et Villeneuve J.P., 2004. Validation and use of a distributed hydrological modeling system to predict short term effects of clear cutting on the hydrological regime of a watershed. *Earth Interactions*, 8(3): 1-19.
- Lee, H.-L., DeAngelis, D. et Koh, H.-L., 1998. Modelling spatial distribution of the unionid mussels and the core-satellite hypothesis. *Water Science and Technology*, 38(7): 73-79.
- Leland, H.V., Brown, L.R. et Mueller, D.K., 2001. Distribution of algae in the Joaquin River, California, in relation to nutrient supply, salinity and other environmental factors.

- Freshwater Biology, 46: 1139-1167.
- Li, T. et J.P. Ducruc, 2000. Les Provinces naturelles du Québec : Niveau I du cadre écologique du Québec. Les Publications du Québec, 81 p.
- Maier, H.R. et Dandy, G.C., 1996. The use of artificial neural networks for the prediction of water quality parameters. *Water Resour. Res.*, 32 (4): 1013-1022.
- Maier, H.R., Dandy, G.C. et Burch, M.D., 1998. Use of artificial neural networks for modelling cyanobacteria *Anabena* spp. in the River Murray, South Australia. *Ecol. Model.* 105: 257-272.
- Mailhot A., Rousseau A.N., Salvano E., Turcotte R. et Villeneuve J.P., 2002. Évaluation de l'impact de l'assainissement urbain sur la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(Numéro spécial): 149-172.
- Mailhot A., Rousseau A.N., Talbot G. et Quilbé R., 2005. Sediment load estimation using statistical distributions with streamflow dependent parameters. *Water Resources Research* (soumis).
- Mancini, J.L., 1978. Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *Water Pollution Control Federation*. 1978 November: 2477-2484.
- Monteith J.L., 1977. Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Phil. Trans. Res. Soc. London B*, 81: 277-329.
- Moore, J.A., Smyth, J.D., Baker, E.S., Miner, J.R. et Moffitt, D.C., 1989. Modeling Bacteria Movement in Livestock Manure Systems. ASAE Paper No. 88-2051.
- Moyle, P. B. et Randall, P. J., 1998. Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California. *Conservation Biology*, 12, 1318-1326.
- Mukhopadhyay B. et Smith E.H., 2000. Comparison of statistical methods for estimation of nutrient load to surface reservoirs for sparse data set: application with a modified model for phosphorus availability. *Water Research*, 34(12): 3258-3268.
- Nasr S., 1996. Modélisation du transport des nutriments et des pesticides à l'échelle d'un bassin versant. Rapport R-462b. INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec).
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R. et Williams J.R., 2000. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. US EPA, Temple, Texas.

-
- Pan, Y., Stevenson, R.J., Hill, B.H. et Herlihy, A., 2000. Ecoregion and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of North American Benthological Society*, 19: 518-540.
- Panhorst, K.A., 2002. Master of Science In Biological Systems Engineering. Estimating Bacterial Loadings to Surface Waters From Agricultural Watersheds. Blacksburg, VA: Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Preston S.D., Bierman V.J. et Silliman S.E., 1989. An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resources Research*, 25(6): 1379-1389.
- Quilbé R., Rousseau A.N., Duchemin M., Poulin A., Gangbazo G. et Villeneuve J.P., 2006. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, (accepté).
- Rabeni, C.F., 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of stream. *Hydrobiologia* 422-423: 245-256.
- Reddy, K.R., Khaleel, R. et Overcash, M. R., 1981. Behaviour and Transport of Microbial Pathogens and Indicator Organisms in Soils Treated with Organic Wastes. *Journal of Environmental Quality* 10(3):255-266.
- Rekolainen S., Posch M., Kämäri J. et Ekholm P., 1991. Evaluation of the accuracy and precision of annual phosphorus load estimates from two agricultural basins in Finland. *Journal of Hydrology*, 128: 237-255.
- Ritchie J.T., 1972. A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research*, 8: 1204-1213.
- Rousseau A.N., Mailhot A., Gariépy S., Salvano E. et Villeneuve J.P., 2002. Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejets de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(Numéro spécial): 121-148.
- Salvano E., Rousseau A.N., Debailleul G. et Villeneuve J.P., 2004. Development of a cost-benefit framework to evaluate the impact of legislation supporting reduction of agricultural pollution at the watershed level. Dans: T.O. Manley, P.L. Manley et T. Mihuc (Eds.), *Lake Champlain in Transition: Partnerships in Progress*. Kluwer Academic, pp. 123-142.
- Schizas, C.N., Pattiches, C.S. et Michaelides, S.C., 1994. Forecasting Minimum Temperature

- with Short Time-Length Data Using Artificial Neural Networks. *Neural Network World*, Vol.4, No.2, pp.219-230.
- Schleiter I., 1999. Modelling water quality, bioindication and population dynamics in lotic ecosystems using neural networks. *Ecological Modelling*.
- Schubert K.R., 1987. The assimilation and metabolism of nitrogen : an overview of the nitrogen and carbon cycles. Dans: D.W. Newman et K.G. Wilson (Eds.), *Models in plant physiology and biochemistry*. CRC Press Inc., Boca Raton (Florida), pp. 3-7.
- Soucek, D.J., Schmidt, T.S. et Cherry, D.S., 2001. In situ studies with Asian clams (*Corbicula fluminea*) detect acid mine drainage and nutrient inputs in low-order streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 602–608.
- Statistique Canada. Recensement de l'agriculture de 2001. CD-Rom. No de catalogue : 95F0354XCB.
- Stöckle C.O., Donatelli M. et Nelson R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. *European Journal of Agronomy*, 18: 289-307.
- Sullivan D.M., Hart J.M. et Christensen N.W., 1999. Nitrogen uptake and utilization by Pacific Northwest crops. A Pacific Northwest extension publication, Oregon, Idaho, Washington.
- Tian, Y.Q., Gong, P., Radke, J.D. et Scarborough, J., 2002. Spatial and Temporal Modeling of Microbial Contaminants on Grazing Farmlands. *Journal of Environmental Quality* 31:860-869.
- Tran T.S. et Giroux M., 1998. Fate of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to corn grown on different soil types. *Canadian journal of soil science*, 78: 597-605.
- Trépanier S., 1998. Modélisation du transport des nutriments et pesticides à l'échelle du bassin versant et création de scénarios de gestion agricole. R-462k. INRS - Eau, Sainte-Foy.
- Turcotte R., 2003. A process-oriented multiple-objective calibration strategy accounting for model structure. Dans: Q. Duan, V.K. Gupta, S. Sorooshian, A.N. Rousseau et R. Turcotte (Eds.), *Calibration of watershed models*. American Geophysical Union, Washington, pp. 153-163.
- Van Donsel, D.J., Geldreich, E.E., et Clarke, N.A., 1967. Seasonal Variations in Survival of Indicator Bacteria in Soil and Their Contribution to Storm-water Pollution. *Applied*

- Microbiology 15(6):1362-1370.
- Villeneuve J.P., Blanchette C., Duchemin M., Gagnon J.F., Mailhot A., Rousseau A.N., Roux M., Tremblay J.F. et Turcotte R., 1998. Rapport Final du Projet GIBSI : Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé. Mars 1998 : Tome 1. R-462. INRS - Eau, Sainte-Foy.
- Viney N.R., Sivapalan M. et Deeley D., 2000. A conceptual model of nutrient mobilisation and transport applicable at large catchment scales. *Journal of Hydrology*, 240(1-2): 23-44.
- Walling D.E. et Webb B.W., 1988. The reliability of rating curve estimates of suspended yield: some further comments. *Sediment budgets*, 174. IAHS, Porto Alegre.
- Webb B.W., Phillips J.M., Walling D.E., Littlewood I.G., Watts C.D. et Leeks G.J.L., 1997. Load estimation methodologies for British rivers and their relevance to the LOIS RACS(R) programme. *The Science of The Total Environment*, 194/195: 379-389.
- Wen, C.-G. et Lee, C.-S., 1998. A neural network approach to multiobjective optimization for water quality management in a river basin. *Water Resour Res.*, 34: 427-436.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology*, 3rd edition Academic Press, San Diego, p.1005.
- Williams J.R., 1995. The EPIC Model. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands ranch, pp. 909-1000.
- Williams J.R., Jones C.A., Kiniry J.R. et Spanel D.A., 1989. The EPIC crop growth model. *Transactions of the ASAE*, 32(2): 497-511.
- Xu, F. L., Jorgensen, S.E et Tao, S., 1998. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling* 116: 77-106.
- Yanai R.D., 1994. A steady-state model of nutrient uptake accounting for newly grown roots. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 1562-1571.
- Zhou X.M., Madramootoo C.A., MacKenzie A.F. et Smith D.L., 1997. Biomass production and nitrogen uptake in corn-ryegrass systems. *Agronomy Journal*, 89: 749-756.
- Zhu Y.G., Smith S.E. et Smith F.A., 2001. Zinc (Zn)-phosphorus (P) interactions in two cultivars of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) differing in P uptake efficiency. *Annals of Botany*, 88: 941-945.

ANNEXE A. SCHÉMAS DES PROCESSUS SIMULÉS PAR LE MODÈLE DE TRANSPORT DES NUTRIMENTS MODIFIÉ

Ces schémas proviennent de Villeneuve *et al.*, 1998 et ont été mis à jour en intégrant le prélèvement des nutriments par les plantes.

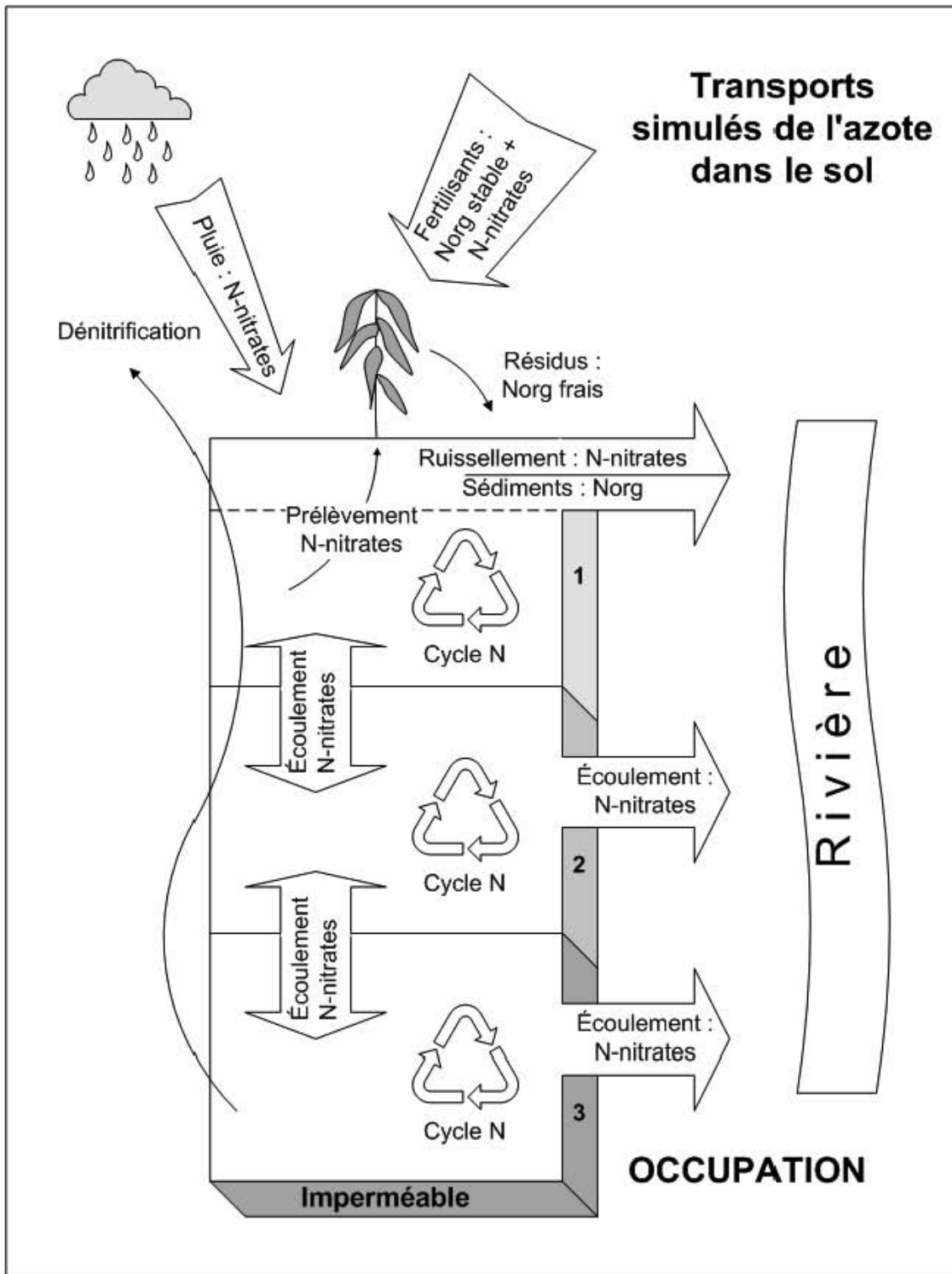


Figure A.1: Processus modélisés de transformation et de transport de l'azote dans le sol

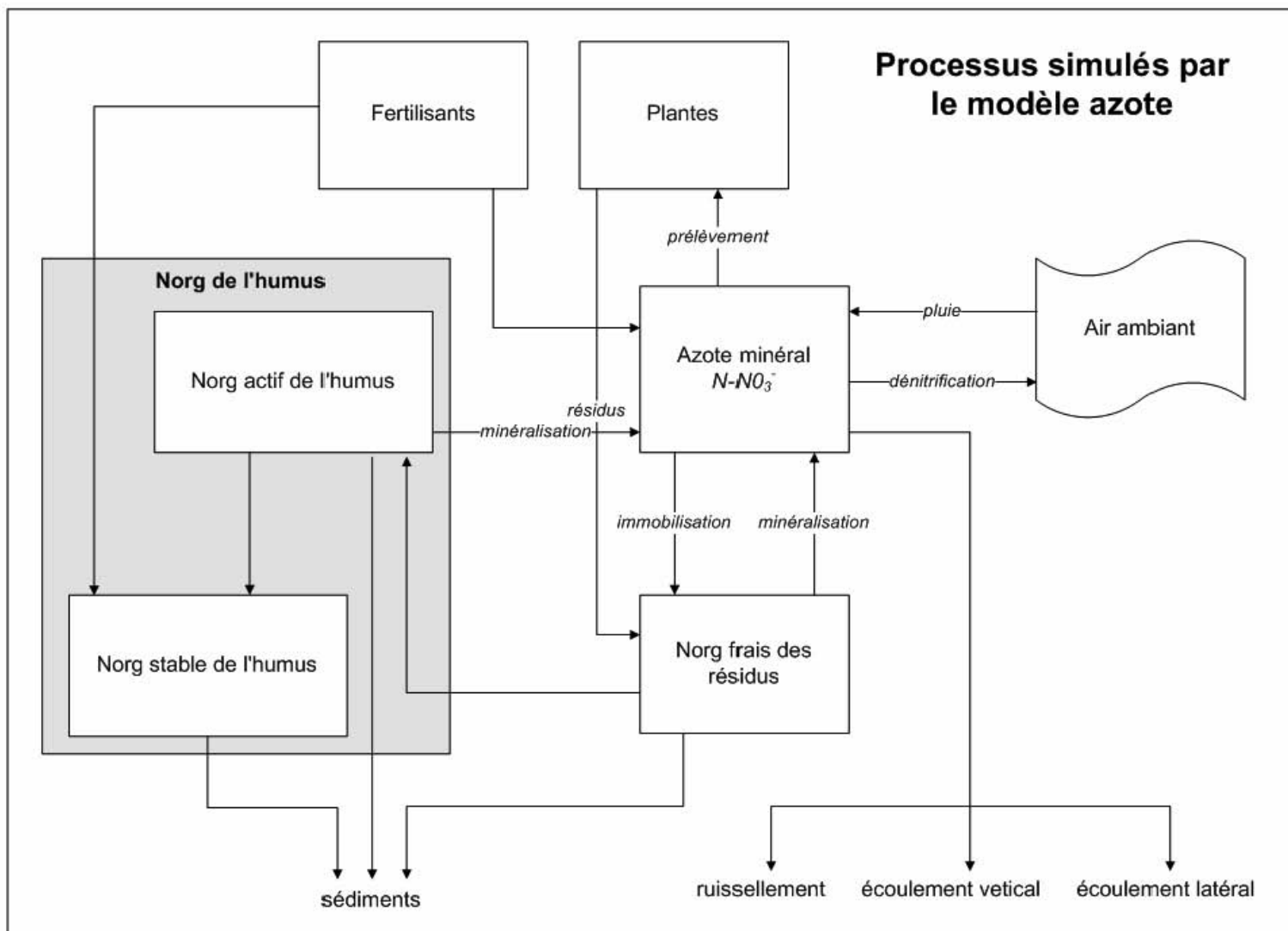


Figure A.2: Schématisation des échanges modélisés entre les différentes formes d'azote dans le sol

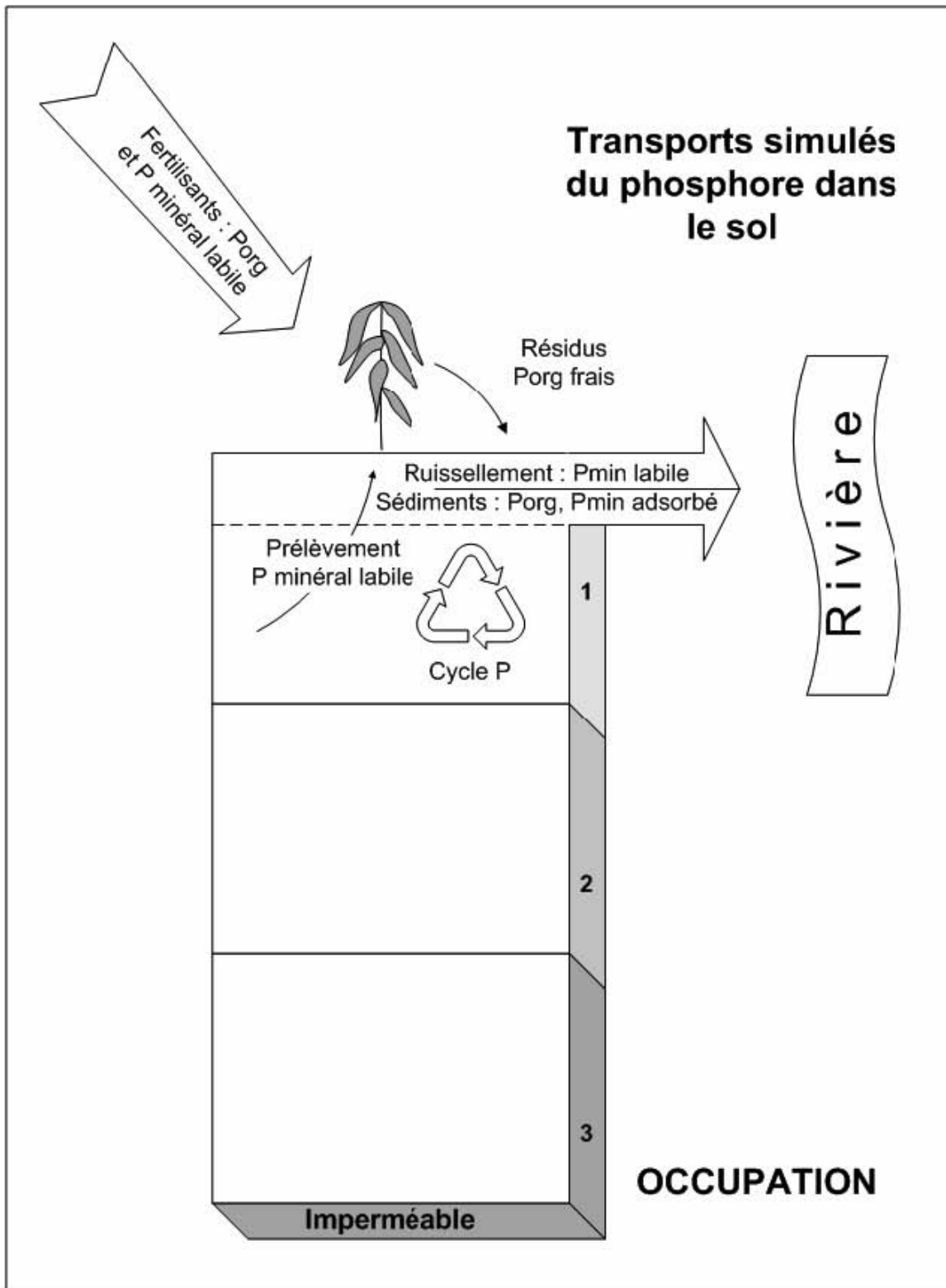


Figure A.3: Processus modélisés de transformation et de transport du phosphore dans le sol

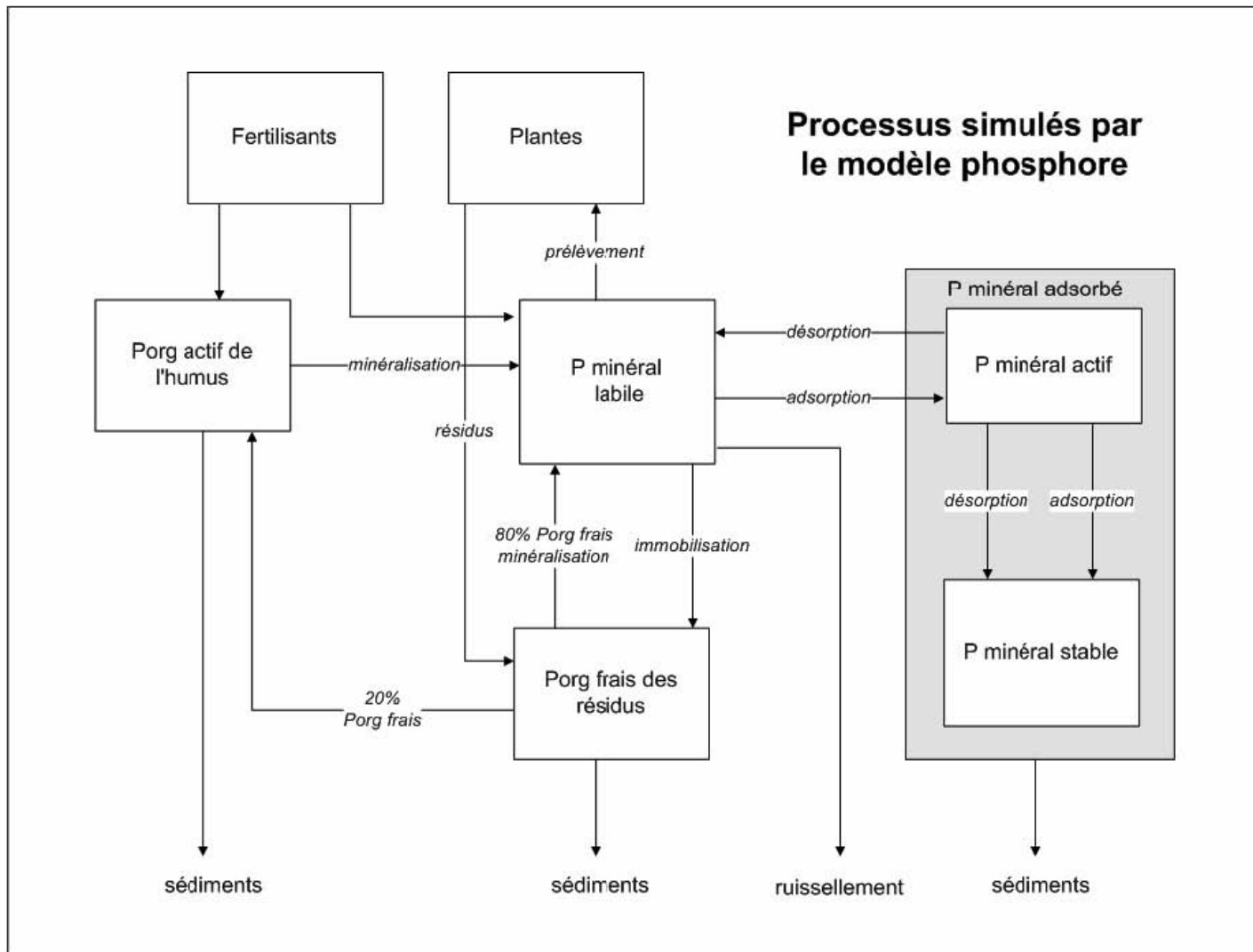


Figure A.4: Schématisation des échanges modélisés entre les différentes formes de phosphore dans le sol

ANNEXE B. PARAMÈTRES DU MODÈLE DE PRÉLÈVEMENT DE NUTRIMENTS

Les valeurs des différents paramètres utilisés pour simuler le prélèvement de nutriments par les plantes sont présentées dans le Tableau B.1 ci dessous.

Tableau B.1 : Valeurs des paramètres du modèle de prélèvement de nutriments par les plantes

Culture	Céréales (orge)	Maïs grain	Maïs ensilage	Canola	Foin de graminées
<i>paramètre</i>					
<i>tbase</i> ⁴ (°C)	0	8	8	5	12
<i>topl</i> ⁴ (°C)	25	25	25	25	15
<i>frpbu1</i> ⁴	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
<i>frpbu2</i> ⁴	0.45	0.5	0.5	0.45	0.5
<i>frlai1</i> ⁴	0.01	0.05	0.05	0.02	0.01
<i>frlai2</i> ⁴	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95
<i>laimax</i> ⁴	4.0	3.0	4.0	4.5	4.0
<i>zrmax</i> ⁵ (m)	0.4	0.6	0.6	0.6	0.4
<i>hiopl</i> ⁴	0.54	0.5	0.9	0.3	0.9
<i>himin</i> ⁴	0.2	0.3	0.9	0.01	0.9
<i>nmax</i> ⁵ (kg/ha)	64.2	141.2	237.2	105.4	110.3
<i>pmax</i> ⁵ (kg/ha)	11.5	25.2	34	19.5	16.5
<i>phut</i> ⁴ (°C)	1500	900	900	1150	1252
<i>rsdrec</i> ⁵ (kg/ha)	1418	7565	4898	5480	0
<i>norec</i> ⁵ (kg/ha)	9.9	58	45.8	42.4	0
<i>porec</i> ⁵ (kg/ha)	1.4	9.1	6.5	5.1	0

Les valeurs des paramètres de température de base et de température optimale sont celles de la base de données du modèle SWAT et sont différentes de celles utilisées précédemment qui étaient issues du modèle WEPP (<http://topsoil.nserl.purdue.edu/nserlweb/weppmain/wepp.html>). C'est surtout le cas pour les céréales (4 °C et 10 °C pour les températures de base et optimale dans le modèle WEPP) et pour le foin (10 °C et 20 °C dans WEPP).

⁴ Paramètres dont les valeurs sont tirées de la base de données du modèle SWAT Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R. et Williams J.R., 2000. *Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation*. US EPA, Temple, Texas.

⁵ Paramètres dont les valeurs sont déterminées d'après les informations et les calculs décrits au paragraphe 2.2.7.2

ANNEXE C. STRUCTURE DU PROGRAMME PRINCIPAL DE TRANSPORT DE NUTRIMENTS

Programme Principal *PoMain*

- Lecture des paramètres de la simulation : sous-routine *LireSimulation*
- Lecture de la liste des USS et du nombre de classes par USS : sous-routine *LireUSS*
- Lecture des données pédologiques : sous-routine *LirePedologie*
- Conversion des données de phosphore assimilable de ppm en kg/ha
- Lecture des rotations culturales : sous-routine *LireRotation*
- Lecture des fertilisants à appliquer et des règles d'application : sous-routine *LireEpannage*
- Lecture des dates des pratiques culturales : sous-routine *LirePratique*
- Lecture de la grille de fertilisation : sous-routine *LireGrille*
- Lecture des caractéristiques des engrais : sous-routine *LireEngrais*
- Lecture des informations sur les groupes d'USS : sous-routine *LireGroupes*
- Calcul des quantités de fumier et de lisier disponibles pour chaque groupe d'USS
- Définition des valeurs des paramètres :
 - densité apparente
 - constante de dénitrification
 - constante de vitesse de l'humus
 - concentration en nitrates dans la précipitation
 - quantités initiales de N frais, P frais et de résidus pour chaque USS
 - quantités initiales des différentes formes de N et P dans chaque couche de sol, pour toutes les USS
 - paramètres pour le facteur d'enrichissement a_0 et a_1
 - densité moyenne des particules des sols minéraux
- Calcul de la disponibilité en eau
- Détermination des profondeurs des couches de sol d'après les épaisseurs
- Initialisation des variables de croissance des plantes
- Ouverture des fichiers d'écriture des résultats et de lecture des données journalières

Boucle sur les années

- Mise à jour de la quantité de fumier et de lisier disponible en entreposage, selon la masse produite sur l'USS ou le groupe d'USS
- Initialisation des variables cumulatives

Boucle sur les jours

- Lecture des valeurs journalières de l'hydrologie : sous-routine *LireHydro*

- Lecture des masses de sédiments érodées : sous-routine *LireSediment*
- Lecture de la température du sol : sous-routine *LireTSol*

Boucle sur les USS

- Initialisation à zéro de la sommation sur l'USS de la masse de nitrates apportés par la précipitation
- Détermination l'ordre dans lequel le calcul de la percolation doit être effectué et le type de la percolation : sous-routine *OrdrePerc*

Boucle sur les occupations

- Détermination de la teneur en eau commune à l'USS et de la réserve utile
- Calcul de la masse de nitrates transportés par les eaux de ruissellement, l'écoulement latéral et la percolation des couches de sol d'une USS : sous-routine *Nlcb2*
- Sommation des quantités de N et P exportées par ruissellement et des nitrates apportées par précipitation
- Si c'est un jour de fertilisation :
 - Calcul de la masse de P à appliquer : sous-routine *MasseP*
 - Ajustement des masses de N et P dans le sol suite à la fertilisation : sous-routine *Fert*
- Calcul de la minéralisation et l'immobilisation de l'azote et du phosphore et calcul de la dénitrification de l'azote : sous-routine *Nmnim2*
- Calcul des échanges entre le phosphore minéral labile, actif et stable : sous-routine *Npmin*
- Calcul de la masse de phosphore minéral entraînée par ruissellement : sous-routine *SolP*
- Si la quantité de sédiment produit est non nulle
 - Calcul du facteur d'enrichissement des sédiments : fonction *Enrsb*
 - Calcul de la masse d'azote organique stable transporté par les sédiments : sous-routine *Orgn*
 - Calcul de la masse de phosphore organique entraînée par les sédiments : sous-routine *Psed*
- Si c'est un jour de semis
 - Initialisation des variables de croissance : sous-routine *Semis*
- Si c'est un jour de récolte
 - Calcul des résidus : sous-routine *Récolte*
- S'il y a une culture en croissance :
 - Calcul du prélèvement en N et P : sous-routine *Plante*

Fin de la boucle sur les occupations

- Calcul de la quantité d'eau et de sédiments exportée de l'USS
- Sommation des masses totales de N et P à la sortie de l'USS
- Écriture des résultats pour contrôle : sous-routine *EcrisResultats*

Fin de la boucle sur les USS

- Écriture des données de sortie journalières pour être lues par Qual2E : sous-routine *EcrisEchange*

Fin de la boucle sur les jours

- Incrémentation du numéro de rotation

Fin de la boucle sur les années

- Fermeture des fichiers de lecture et d'écriture

ANNEXE D. VALEURS DE COEFFICIENTS DE MORTALITÉ POUR LES COLIFORMES FÉCAUX

Tableau D.1 : Compilation de valeurs de coefficients de mortalité pour les coliformes fécaux

Étude - Conditions environnementales	Température (°C)	k (base e) (cell./j)	Source et remarques
Mortalité après épandage fumier/lisier de volaille			
En laboratoire, humidité relative 70 +/- 5%	24,5 +/- 2		Crane <i>et al.</i> (1980)
Argile, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,074	
Argile, 152000kg/ha fumier, 910 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,787	
Sable, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,532	
Sable, 176000kg/ha fumier, 1050 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,652	
Argile, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,071	
Argile, 152000kg/ha fumier, 910 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,239	
Sable, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,035	
Sable, 176000kg/ha fumier, 1050 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,267	
site exposé	été	0,677	Van Donsel <i>et al.</i> (1967)
site à l'ombre	été	0,306	
site exposé	automne	0,371	
site à l'ombre	automne	0,576	
site exposé	hiver	0,440	
site à l'ombre	hiver	0,173	
site exposé	printemps	0,223	
site à l'ombre	printemps	0,228	
terrain expérimental	été	0,659	Smallbeck et Bromel (1975)
terrain expérimental	automne	0,104	d'après Crane <i>et al.</i> (1980)
En laboratoire, sol prélevé d'un terrain fertilisé (fumier):	22°C		
0 cm/semaine		0,470	Dazzo <i>et al.</i> (1973)
1,27 cm/semaine		0,419	d'après Crane <i>et al.</i> (1980)
2,54 cm/semaine		0,279	
5,08 cm/semaine		0,168	
Dans l'eau		0,400	Mahloch (1974) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)

Dans l'eau		0,640	Canale <i>et al.</i> (1973) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
	20°C	0,220	Bhagat <i>et al.</i> (1972) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
Dans l'eau, à partir des demi-vies	9 - 12,5°C	0,980	McFeters <i>et al.</i> (1974) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
Échantillons d'eau de pluie	10°C	0,250	Geldreich <i>et al.</i> (1968) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
Boues d'épuration épandues à 14, 16 et 20 t/ha		0,180 0,180 0,250	Dick (1967) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
fumier/lisier de volaille épandu		0,080	Giddens <i>et al.</i> (1973) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
lagune, pH 7,67	hiver	0,320	Klock (1971) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
lagune, pH 8,03	hiver	0,190	
lagune, pH 7,65	printemps	0,380	
lagune, pH 8,16	printemps	0,220	
lagune, pH 7,36	été	0,690	
lagune, pH 8,40	été	0,360	
digestion anaerobic, pH 7,5	95°C	1,550	
lagune d'eaux usées, pH 7,5	65°C	0,380	
rivière polluée, pH 7,5	67°C	0,290	
rivière propre, pH 7,5	65°C	0,180	
Eau	4°C	0,044	Howell <i>et al.</i> (1996)
	25°C	0,050	
	35°C	0,161	D'après les temps de demi-vies. N'utilisent pas la décroissance exponentielle comme model.
Sable	4°C	0,053	
	25°C	0,095	
	35°C	0,165	
Loam	4°C	0,038	
	25°C	0,044	
	35°C	0,161	
Argile	4°C	0,028	
	25°C	0,019	
	35°C	0,108	
Tas de fumier (vaches laitières) sur le terrain, de octobre à février	2 - 8°C	0,066	Jones (1971) d'après Crane et Moore (1986)
Tas couvert (pour la pluie) sur le terrain, de octobre à février	2 - 8°C	0,028	
Étude sur 10 jours			
En laboratoire, aerobique	25°C	0,829-1,760	Coles (1973) d'après

	7°C	0,557	Crane et Moore (1986)
	25°C	0,368	
Sur le terrain, aerobique	21-33°C	1,350	
Sur le terrain, anaerobique	21-33°C	0,375	
Effluents de lagunes porcines En laboratoire, anaerobique, pH = 7,0	23-28°C	0,277	Krieger <i>et al.</i> (1976) d'après Crane et Moore (1986)
Fumier/lisier porcin épandu sur un lot en pâturage Étude sur 28 jours, humidité du sol = 24%w/w, pH du sol = 6,4, fine sand loam	0-25°C	0,470	Crane <i>et al.</i> (1978) d'après Crane et Moore (1986)
Fumier de volaille épandu sur sol nu Clay Loam, sur 7 jours, field capacity to dryness, pH du sol = 4,5-6,5	25°C	0,342 0,257	Crane <i>et al.</i> (1980) d'après Crane et Moore (1986)
Boues d'épuration anaérobiques incorporées dans le sol moyenne pour 4 types de sol, pH=5,8-7,1			Hagedorn (1980) d'après Crane et Moore (1986)
Étude sur 2 semaines	hiver (2- 12°C)	0,304	
Étude sur 7 semaines		0,093	
Étude sur 13 semaines	été (13-35°C)	0,126 0,096	
Fumier/lisier porcin épandu Sur 6 semaines, 50-10%w/w, scl	7-15°C		Korkman (1971) d'après Crane et Moore (1986)
En surface		0,286	
En subsurface		0,306	
Irrigation avec effluents de lagunes Sur 5 semaines, argile	Automne	0,230	Smallbeck et Bromel (1975) d'après Crane <i>et al.</i> (1980)
Épandage sur terres en pâturage		0,052	Panhorst (2002)
Épandage sur terres en culture		0,040	

ANNEXE E. FICHES DE TERRAIN POUR LA CARACTÉRISATION DE L'HABITAT DES DIATOMÉES

Fiche de terrain - Caractérisation des berges

Station

Date : _____

Heure : _____

Observateur : _____

Rivière : _____

Numéro de la station du MENV : _____

Description de la station du MENV :

Localisation du site d'échantillonnage (GPS) :

Latitude (NAD83, degrés, min., sec.) : _____

Longitude (NAD83, degrés, min., sec.) : _____

Altitude au niveau de l'eau : _____

Description du site d'échantillonnage :

Caractérisation du tronçon

- **Note : La caractérisation est effectuée sur 100 m de rivage en amont du site d'échantillonnage**

Encaissement du lit mineur par rapport à la topographie environnante (EMBANK):

- 1) < 1 m
- 2) 1 - 5 m
- 3) 5 - 10 m
- 4) > 10 m

Largeur approximative du cours d'eau (WIDTH):

- 1) < 2 m
- 2) 2 - 5 m
- 3) 5 - 15 m
- 4) > 15 m

Écoulement dominant dans le tronçon de rivière (FLOW_GEN):

- 1) Fosse ou écoulement très lent
- 2) Écoulement régulier
- 3) Eaux vives
- 4) Rapides

Substrats dominants dans la rivière (SUBS_GEN):

- 1) Argiles et limons
- 2) Sables et graviers
- 3) Galets et blocs
- 4) Affleurements rocheux

Abondance des macrophytes (MACROPHYTES) :

- 1) Absence
- 2) Peu
- 3) Moyen
- 4) Abondant

Commentaires

Caractérisation des rives

- **Note : On détermine le côté de la rive en regardant vers l'aval**

Composition des rives :

	Rive gauche (%)	Rive droite (%)
Arbres		
Arbustes		
Herbacées naturelles		
Culture		
Fourrage		
Pâturage (clôturé ou non ?)		
Pelouse		
Sol nu		
Artificielle :		
Présence de fossés ou de canalisations ?	□	□

Érosion des rives :

	Rive gauche	Rive droite
Absente	□	□
Faible	□	□
Moyenne	□	□
Forte	□	□
Ravinement	□	□
Arbres inclinés	□	□
Arbres déracinés	□	□
Talus dénudé	□	□
Glissement de terrain	□	□

Ombrage sur le littoral :

- 1) Milieu ouvert, peu d'ombage
- 2) Ombage discontinu
- 3) Milieu fermé, ombage continu

Photographies

À partir de :	Rive gauche	Rive droite	Pont	Milieu du lit
1. Vers l'amont (incluant le substrat éch.)				
2. Vers l'aval				
3. Le substrat échantillonné				

Échantillonnage des diatomées

Une crue récente a remanié le substrat (SUBS_RESET)

- 1) oui
- 2) non

Écoulement dominant au-dessus du substrat échantillonné (FLOW_SUBS):

- 1) Fosse ou écoulement très lent (**à éviter**)
- 2) Écoulement régulier
- 3) Eaux vives
- 4) Rapides

Transparence de l'eau (TRANS):

- 1) Faible
- 2) Moyenne
- 3) Élevée

Niveau apparent de l'eau par rapport au lit mineur (LEVEL):

- 1) Étiage
- 2) Moyen
- 3) Crue (**à éviter**)

Profondeur d'échantillonnage (DEPTH): _____(m)

GUIDE	Transparence élevée	Transparence faible
Niveau faible	30 cm	20 cm
Niveau élevé	70 cm	50 cm

Ombrage sur le substrat (SHADOW):

- 1) **Milieu ouvert, peu d'ombrage (de préférence)**
- 2) Ombrage discontinu
- 3) Milieu fermé, ombrage continu (**à éviter**)

Substrat échantillonné (SUBS_SAMP):**Éviter le bois et les sédiments !**

- 1) Galets (en dernier recours)
- 2) Blocs
- 3) Affleurements rocheux
- 4) Pilier de béton ou de pierre

Substrat dur absent

Échantillon composite constitué de _____ prélèvements (#SAMP)

De préférence de 5 à 10 prélèvements couvrant une surface total d'environ 100 cm²

Physico-chimie de l'eau

Température (°C): _____

pH: _____

Oxygène dissous (mg/l): _____

Oxygène dissous (% sat.): _____

Conductivité spécifique (mS/cm): _____

Solides dissous (TDS) (g/l): _____

Vitesse du courant au-dessus du substrat échantillonné

Révolutions : _____ Temps : _____

Vitesse (m/s) = (révolutions/temps x 0,977 + 0,028) x 0,3048 : _____

Ex.: 50 révolutions en 60 secondes donnent une vitesse de 0,257 m/s

Commentaires

ANNEXE F. DESCRIPTION DES TABLES DE LA BASE DE DONNÉES DE GIBSI

Les tables qui ne sont pas en caractère gras sont optionnelles.

AAC_Actualisation	Informations relatives aux analyses avantages-coûts.
AAC_Analyse	
AAC_AnalyseUsage	
AAC_CoutsCheptel	
AAC_CoutsCultures	
AAC_CoutsEpandages	
AAC_CoutsFertilisants	
AAC_CoutsGestionSurplus	
AAC_CoutsPratCul	
AAC_Id_GestionSurplus	
AAC_ModificationAgricole	
AAC_Usage	
AAC_UsageCategorie	
AAC_UsageType	
ClassificationOccupationSol	Informations concernant les occupations du sol présentes sur le bassin.
ClassificationPedoSolDominant	Caractéristiques physicochimiques des classes de sol.
ComparaisonDictionnaire	Nom des variables utilisées par chacun des modèles de simulation.
ComparaisonTable	Nom des variables pour les tables de la base de données.
CouchesBarrages	Paramètres des barrages présent sur le bassin.
CouchesBarragesGestion	Paramètres concernant la gestion des barrages.
CouchesBassins	Informations d'ordre générales sur le bassin versant.
CouchesBassinsAttributErosion	Utilisation à venir, en développement.
CouchesBassinsAttributGeneral	Utilisation à venir, en développement.
CouchesBassinsAttributHydro	Utilisation à venir, en développement.
CouchesBassinsAttributPoPes	Utilisation à venir, en développement.
CouchesBassinsAttributQualite	Utilisation à venir, en développement.
CouchesBassinsErosion	Paramètres de calage pour le modèle d'érosion.
CouchesBassinsHydro	Paramètres de calage pour le modèle Hydrotel.
CouchesBassinsPoPes	Information sur les pesticides disponibles pour le bassin et paramètres pour le modèle PoPes.
CouchesBassinsQualite	Paramètre de calage pour le modèle de qualité de l'eau.
CouchesBassinsSous	Informations sur les sous-bassin (nom).
CouchesLacs	Informations sur les lacs.
CouchesMunicipalites	Informations sur les municipalités (ex: nom, population)

CouchesOccupSol	Informations sur les indices foliaires pour chaque occupation agricole.
CouchesOccupSolMunicipalites	Superficie des municipalités par occupation agricole.
CouchesPedologie	Informations concernant la pédologie (pour chacun des polygones pédologique de la carte (grass)).
CouchesRejets	Paramètres des rejets ponctuels présent sur le bassin.
CouchesRejetsDetail	Paramètres des rejets ponctuels pouvant être modifiés lors de l'édition d'un scénario.
CouchesReseau	Paramètres des tronçons (segment du réseau hydrographique).
CouchesReseauLacsQualite	Informations sur les tronçons appartenant à un lac. Utilisé par le modèle de qualité de l'eau.
CouchesReseauNoeuds	Informations sur les noeuds pour les tronçons.
CouchesReseauSegments	Informations sur les coordonnées des tronçons. Utilisé pour l'affichage.
CouchesStationsHydro	Attributs des stations de mesures hydrologiques.
CouchesStationsMeteo	Attributs des stations de mesures météorologiques.
CouchesStationsQualite	Attributs des stations de mesures de la qualité de l'eau.
CouchesUSS	Attributs des unités spatiales de simulation.
CriteresQualite	Critères de qualité pour les objectifs environnementaux de rejets.
DetailCheptel	Équivalent en unité animale et production journalière de fumier et lisier pour le cheptel.
DetailCheptel_moyenne	Données moyennes de la table DetailCheptel pour les principales classes d'animaux.
Dictionnaire	Dictionnaire des variables de simulation.
DictionnaireTables	Abbréviations utilisées pour le nom des tables.
DonneesBilansUSS	Données productions et bilans agricoles pour les USS.
DonneesCheptel	Données de cheptel pour les différentes couches.
DonneesEngraisCouches	Informations sur le mode de fertilisation pour les différentes couches.
DonneesMesureSTHydro	Données des stations de mesures hydrométriques.
DonneesMesureSTMeteo	Données des stations de mesures météorologiques.
DonneesMesureSTQuali	Données des stations de mesures de qualité de l'eau.
DonneesProdVegCouches	Données pour les rotations des cultures et pratiques de conservation des sols des différentes couches.
DonneesRotaPratCouches	Intervalles pour les pratiques culturales et application de pesticide pour les différentes couches.
EstimationDesChargesColiformesFecaux	Estimation des charges pour les coliformes fécaux pour les rejets ponctuels
EstimationDesChargesRejetsPonctuels	Estimation des charges pour les rejets ponctuels.

GrilleFertilisation	Demande en azote et phosphore de chaque culture.
GrilleRotationCulture	Classification des cultures.
GrilleRotations	Description de la rotation cultural et des paramètres de croissance des cultures pour chaque occupation agricole.
HydroQuali	Table de correspondance entre les numéros de tronçons hydrotel et les numéros de tronçons du modèle de qualité (qual2e).
ISC	Table de correspondance entre les numéros de tronçons du modèle de qualité (qual2e) et les numéro ISC.
Jonctions	Numéros des tronçons reliés par une jonction (amont / aval, tributaires).
Noeuds	Coordonnées géographiques des noeuds des tronçons.
OccupationSol	Occupations des sols et superficies pour les différentes couches.
PhysicoChimiqueUssOccup	Propriétés physicochimique des classes de sol pour chaque USS.
ReferenceCouches	Informations pour les couches spatiales et la création des scénarios.
ReferenceCouchesGraphiques	supprimé
ReferenceDatesRotations	Intervalles pour les pratiques culturales (programme de rotation des cultures).
ReferenceFumiersLisiers	Caractéristiques physicochimiques des fumiers et lisiers.
ReferenceGroupe_Po	Utilisé par le modèle PoPes pour la gestion de groupe des USS (définition des attributs agricoles).
ReferenceGroupVarGraphiques	Information sur les variables et leurs unités pour affichage des graphiques.
ReferenceIDBdIDGrass	Références (liens) entre les identifiants de la base de données et du SIG pour les zones (uss, municipalités et sous-bassins) de la base de données.
ReferenceJoursOffre	Indique le nombre de jours servant à calculer l'offre annuelle en N et P minéral et organique.
ReferencePerteAzoteEpanrages	Facteurs de perte (coefficients) pour les fumiers et lisiers pour les différents modes d'épandage.
ReferencePesticides	Attributs pour les différents type de pesticide pouvant être utilisés.
ReferenceSpataleGraphiques	Informations pour les rejets ponctuels utilisée pour l'affichage des graphiques.
Riviere	Informations pour les rivières présentes sur le bassin.
RiviereType	Définition des types de rivière.
Scenarios	Informations sur les scénarios du répertoire de données.
ScenariosPhysicoChimiqueUssOccup	Propriétés physico-chimique des occupations du sol des USS pour les scénarios.
ScenariosPoPes	Superficies des classes d'occupations agricoles pour les différentes couches spatiales.
Semaphore	Obselete.

SequencesMeteos	Intervalles pour les différentes séquences météo.
Simulations	Information sur les simulations du répertoire de données.
SystemeCriteresEau	Nom des critères pour la qualité de l'eau.
SystemeCultures	Données sur les cultures disponibles.
SystemeEpanrages	Données sur les types de fertilisants à épandre disponibles.
SystemeFrequences	Obsolète.
SystemeInformation	Informations pour le système, utilisé à l'interne par GIBSI.
SystemeModeEpanrage	Données sur les modes d'épandages disponibles pour les fumiers et lisiers.
SystemeModifications	Informations sur les modifications des paramètres pour les simulations. Utilisé à l'interne par GIBSI et le Pilote.
SystemePesticides	Obsolète.
SystemePilote	Informations pour le Pilote sur les simulations à effectuer.
SystemePratiqueConservSol	Description des pratiques de conservation des sols.
SystemePratiquesCulturales	Description des pratiques culturales.
SystemeReglesGestionFert	Obsolète.
SystemeRotations	Description des rotations culturales disponibles.
SystemeStatuts	Obsolète.
SystemeTexturesCouches	Obsolète.
SystemeTypeDeDonnees	Obsolète.
SystemeTypesDeGestion	Description des types de gestion pour les barrages.
SystemeTypesRejets	Description des types de rejets ponctuels.
SystemeTypesStationsEpuraton	Type de stations d'épuration disponibles pour les rejets ponctuels.
UssPedo	Données pédologiques pour les USS.
VariablesSysteme	Informations sur les variables mesurés et simulés pour l'affichage.
VariablesSystemeGraphique	Informations sur les variables mesurés et simulés pour l'affichage des graphiques et des cartes OER.

ANNEXE G. DESCRIPTION DES PARAMÈTRES CONTENUS DANS LA BASE DE DONNÉES

Ce tableau décrit tous les paramètres et variables de la base de données en indiquant leur nom de variable et dans quelle table ils se trouvent.

<u>ID Variable</u>	<u>Table</u>	<u>NomReel</u>
OccupaSol	ClassificationOccupationSol	Description de la classe occupation du sol
CoADAM	CouchesBarrages	Coefficient ADAM de qualité du barrage
CoAlpha	CouchesBarrages	Exposant alpha de la relation (hauteur-volume) pour le réservoir du barrage
CoBDAM	CouchesBarrages	Coefficient BDAM pour aération du barrage
CoR	CouchesBarrages	Coefficient R de la relation (hauteur-volume) pour le réservoir du barrage
Hauteur	CouchesBarrages	Hauteur du barrage [m]
HautRefHV	CouchesBarrages	Hauteur de référence de la relation (hauteur-volume) pour le réservoir du barrage
OrdreISC	CouchesBarrages	Ordinal élément de calcul QUAL2E (ISC) où se trouve le barrage dans le tronçon
QMax	CouchesBarrages	Débit maximal pour évacuation du barrage [m3/s]
QMin	CouchesBarrages	Débit minimal pour évacuation du barrage [m3/s]
TropPlein	CouchesBarrages	Pourcentage du débit passant au-dessus du barrage (trop plein) [%]
VolumeHV	CouchesBarrages	Volume de référence de la relation (hauteur-volume) pour le réservoir du barrage
Altitude	CouchesBassins	Altitude moyenne du bassin versant [m]
C1Epais	CouchesBassins	Épaisseur de la couche de sol #1 [m]
C2Epais	CouchesBassins	Épaisseur de la couche de sol #2 [m]
C3Epais	CouchesBassins	Épaisseur de la couche de sol #3 [m]
Latitude	CouchesBassins	Latitude moyenne du bassin versant [degré]
Longitude	CouchesBassins	Longitude moyenne du bassin versant [degré]
Meridien	CouchesBassins	Méridien standard du bassin versant
NuageMoy	CouchesBassins	Ennuagement moyen [fraction]
PresMoy	CouchesBassins	Pression barométrique moyenne [mbar]
THumMoy	CouchesBassins	Température humide moyenne [C]
TSecMoy	CouchesBassins	Température sèche moyenne [C]
VVentMoy	CouchesBassins	Vitesse moyenne des vents [m/s]
CoErosPluieC	CouchesBassinsErosion	Coefficient pour le calcul de l'érosivité des précipitations (période chaude) [MJ/ha.h]
CoErosPluieF	CouchesBassinsErosion	Coefficient pour le calcul de l'érosivité des précipitations (période froide) [MJ/ha.h]
CoErosRuisC	CouchesBassinsErosion	Coefficient pour le calcul de l'érosivité du ruissellement (période chaude) [MJ/ha.mm]
CoErosRuisF	CouchesBassinsErosion	Coefficient pour le calcul de l'érosivité du ruissellement (période froide) [MJ/ha.mm]
CoTrans	CouchesBassinsErosion	Coefficient pour le calcul de la capacité de transport au sol
EroPrecExp	CouchesBassinsErosion	Exposant pour le calcul de l'érosivité des précipitations
ErosAnMoy	CouchesBassinsErosion	Érosivité annuelle moyenne des précipitations [MJ.mm/ ha.h]

LargDebCo	CouchesBassinsErosion	Coefficient pour le calcul de la relation largeur-débit
LargDebExp	CouchesBassinsErosion	Exposant pour le calcul de la relation largeur-débit
SolDegele	CouchesBassinsErosion	Durée de la période sans gel au sol (jour)
C1TEaulni	CouchesBassinsHydro	Teneur en eau initiale de la couche de sol #1 [m3/m3]
C2TEaulni	CouchesBassinsHydro	Teneur en eau initiale de la couche de sol #2 [m3/m3]
C3TEaulni	CouchesBassinsHydro	Teneur en eau initiale de la couche de sol #3 [m3/m3]
ClassesCon	CouchesBassinsHydro	Indice des classes Conifères
ClassesEau	CouchesBassinsHydro	Indice des classes Eaux
ClassesFeu	CouchesBassinsHydro	Indice des classes Feuillus
ClassesFor	CouchesBassinsHydro	Indice des classes Forestières
ClassesImp	CouchesBassinsHydro	Indice des classes imperméabilité
CoExtinc	CouchesBassinsHydro	Coefficient extinction
CoManFor	CouchesBassinsHydro	Coefficient de Manning en milieu forestier
CoManNFor	CouchesBassinsHydro	Coefficient de Manning en milieu non forestier
CoRecess	CouchesBassinsHydro	Coefficient de récession
DensiteMax	CouchesBassinsHydro	Densité maximum du couvert nival [kg/m3]
Dephasage	CouchesBassinsHydro	Facteur de déphasage pour équation de Thornwaite [jour]
FaFonteCo	CouchesBassinsHydro	Facteur de fonte (neige-air) en milieu de conifères [mm/j/C]
FaFonteFe	CouchesBassinsHydro	Facteur de fonte (neige-air) en milieu de feuillus [mm/j/C]
FaFonteZo	CouchesBassinsHydro	Facteur de fonte (neige-air) en milieu ouvert [mm/j/C]
GradPrec	CouchesBassinsHydro	Gradient vertical de la pluie [mm/100m]
GradTemp	CouchesBassinsHydro	Gradient vertical de température [C/100m]
InThermAn	CouchesBassinsHydro	Indice thermique annuel pour équation de Thornwaite
LinacreP	CouchesBassinsHydro	Coefficient P du linacre [1/C]
LinacreT	CouchesBassinsHydro	Coefficient T du linacre [C]
MoisChaud	CouchesBassinsHydro	Température moyenne du mois le plus chaud [C]
MoisFroid	CouchesBassinsHydro	Température moyenne du mois le plus froid [C]
OptCoExtin	CouchesBassinsHydro	Optimisation du coefficient extinction
OptCoMan	CouchesBassinsHydro	Optimisation du coefficient de Manning
OptEVTP	CouchesBassinsHydro	Optimisation évapotranspiration
OptFaFonte	CouchesBassinsHydro	Coefficient pour optimisation des facteurs de fonte
OptLargTr	CouchesBassinsHydro	Coefficient pour optimisation des largeurs de tronçon
OptProfC23	CouchesBassinsHydro	Coefficient pour optimisation des profondeurs des couches de sol #2 et #3

OptVTeta	CouchesBassinsHydro	Coefficient pour optimisation de theta par pas de temps
PenFVent	CouchesBassinsHydro	Coefficient F du vent selon Penman
PenHVent	CouchesBassinsHydro	Coefficient H du vent selon Penman [m]
PenRaySolA	CouchesBassinsHydro	Coefficient A du rayonnement solaire selon Penman
PenRaySolB	CouchesBassinsHydro	Coefficient B du rayonnement solaire selon Penman
PTAlpha	CouchesBassinsHydro	Coefficient Alpha de Priestley-Taylor
SeuilTemp	CouchesBassinsHydro	Seuil de température pour la fonte [C]
Tassement	CouchesBassinsHydro	Constante de tassement pour la neige
TauxFonteN	CouchesBassinsHydro	Taux de fonte neige-sol [mm/j]
TsfNePl	CouchesBassinsHydro	Température du seuil de transformation (neige-pluie) [C]
TypeERiv	CouchesBassinsHydro	Type du modèle pour écoulement en rivière (1=cinématique,2=diffusante)
TypeEVTP	CouchesBassinsHydro	Type du modèle évapotranspiration potentielle (1=Thornwaite,2=Linacre,3=Penman,4=Priesley-Taylor)
TypeInter	CouchesBassinsHydro	Type du modèle pour interpolation des précipitations (1=Thiessen,2=pondération)
VTeta	CouchesBassinsHydro	Variation maximum de theta par pas de temps
CD_Pestic1	CouchesBassinsPoPes	Code du pesticide #1
CD_Pestic2	CouchesBassinsPoPes	Code du pesticide #2
CD_Pestic3	CouchesBassinsPoPes	Code du pesticide #3
AlgCrois	CouchesBassinsQualite	Taux de croissance maximum des algues [1/j]
AlgN	CouchesBassinsQualite	Contenu en azote des algues [mgN/mgAlgues]
AlgP	CouchesBassinsQualite	Contenu en phosphore des algues [mgP/mgAlgues]
AlgRes	CouchesBassinsQualite	Taux de respiration des algues [1/j]
CC1	CouchesBassinsQualite	Concentration du composé conservatif #1 [mg/l]
CC1Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration du composé conservatif #1 [mg/l]
CC1Nom	CouchesBassinsQualite	Nom du composé conservatif #1
CC1Unit	CouchesBassinsQualite	Unité utilisée pour le composé conservatif #1
CC2	CouchesBassinsQualite	Concentration du composé conservatif #2 [mg/l]
CC2Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration du composé conservatif #2 [mg/l]
CC2Nom	CouchesBassinsQualite	Nom du composé conservatif #2
CC2Unit	CouchesBassinsQualite	Unité utilisée pour le composé conservatif #2
ChloroA	CouchesBassinsQualite	Concentration en chlorophylle A [mg/l]
ChloroAExu	CouchesBassinsQualite	Concentration en chlorophylle A [mg/l]
CNC1Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration du composé non-conservatif #1 [mg/l]

CNC1Nom	CouchesBassinsQualite	Nom du composé non-conservatif #1
CNC1Unit	CouchesBassinsQualite	Unité utilisée pour le composé non-conservatif #1
CNC2Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration du composé non-conservatif #2 [mg/l]
CNC2Nom	CouchesBassinsQualite	Nom du composé non-conservatif #2
CNC2Unit	CouchesBassinsQualite	Unité utilisée pour le composé non-conservatif #2
CNC3Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration du composé non-conservatif #3 [mg/l]
CNC3Nom	CouchesBassinsQualite	Nom du composé non-conservatif #3
CNC3Unit	CouchesBassinsQualite	Unité utilisée pour le composé non-conservatif #3
CoAlgNH3	CouchesBassinsQualite	Coefficient de préférence pour ammoniacque des algues
CoAlgOmbL	CouchesBassinsQualite	Coefficient linéaire pour auto-ombrage des algues [m-1(u-chI/A/l)]
CoAlgOmbNL	CouchesBassinsQualite	Coefficient non-linéaire pour auto-ombrage des algues [m-1(u-chI/A/l)]
CoEvapAE	CouchesBassinsQualite	Coefficient évaporation AE [(m/h)/(mbar-m)]
CoEvapBE	CouchesBassinsQualite	Coefficient pour évaporation BE [(m/h)/(mbar-m)]
Colif	CouchesBassinsQualite	Concentration en coliformes [nb/100ml]
ColifExu	CouchesBassinsQualite	Concentration en coliformes [nb/100ml]
CoLumMoy	CouchesBassinsQualite	Coefficient de moyenne pour la luminosité
CoLumSat	CouchesBassinsQualite	Coefficient de saturation de la lumière [Langleys/min]
CoNDemi	CouchesBassinsQualite	Coefficient de demi-saturation pour azote [mg/l]
CoNO2Inh	CouchesBassinsQualite	Coefficient pour inhibition de la nitrification
CoPDemi	CouchesBassinsQualite	Coefficient de demi-saturation du phosphore [mg/l]
CoPouAtt	CouchesBassinsQualite	Coefficient pour atténuation due à la poussière
CoSolTsf	CouchesBassinsQualite	Coefficient de transfert de chaleur du sol [W/m2K]
DBO5	CouchesBassinsQualite	Demande biochimique en oxygène (DBO5) [mg/l]
DBO5DBOU	CouchesBassinsQualite	Facteur de conversion DBO5-DBO
DBO5Exu	CouchesBassinsQualite	Demande biochimique en oxygène (DBO5) [mg/l]
ImpGraphe	CouchesBassinsQualite	Option pour impression des graphes de DO
ImpInput	CouchesBassinsQualite	Option pour impression des données d'entrée
ImpMeteo	CouchesBassinsQualite	Option pour impression des données climatiques
ImpSom	CouchesBassinsQualite	Option pour impression du sommaire des variables calculées
ISCLong	CouchesBassinsQualite	Longueur ISC [km]
NbPasMax	CouchesBassinsQualite	Pas de calcul maximum pour convergence en régime permanent
NH3	CouchesBassinsQualite	Concentration en azote ammoniacal NH3 [mg/l]
NH3Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration en azote ammoniacal NH3 [mg/l]

NO2	CouchesBassinsQualite	Concentration en azote-nitrites N-NO2 [mg/l]
NO2Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration en azote-nitrites N-NO2 [mg/l]
NO3Exu	CouchesBassinsQualite	Concentration en azote-nitrates N-NO3 [mg/l]
NOrgExu	CouchesBassinsQualite	Concentration en azote organique [mg/l]
OAlgCroi	CouchesBassinsQualite	Taux oxygène produit par unité de croissance des algues [mgO/mgAlgues]
OAlgRes	CouchesBassinsQualite	Taux oxygène utilisé par la respiration des algues [mgO/mgAlgues]
ODisExu	CouchesBassinsQualite	Concentration en oxygène dissous [mg/l]
OptAlgCroi	CouchesBassinsQualite	Option pour la relation entre la croissance des algues et les disponibilités
OptCond	CouchesBassinsQualite	Option pour déterminer le type de condition à la frontière
OptFlowAug	CouchesBassinsQualite	Option pour déterminer utilisation du `Flow augmentation`
OptLumMoy	CouchesBassinsQualite	Option pour établir la valeur moyenne de luminosité journalière
OptLumPhot	CouchesBassinsQualite	Option pour la fonction liant photosynthèse et lumière
OptPerma	CouchesBassinsQualite	Option pour effectuer la simulation en régime permanent
OptTrapeze	CouchesBassinsQualite	Option pour les tronçons de forme trapézoïdale
OptUnitIn	CouchesBassinsQualite	Option pour fixer le système métrique
OptUnitOut	CouchesBassinsQualite	Option pour fixer le système métrique à la sortie
OUtilNO2	CouchesBassinsQualite	Taux oxygène utilisé par unité de nitrite oxydé [mgO/mgN]
OUtilNH3	CouchesBassinsQualite	Taux oxygène utilisé par unité ammoniacque oxydé [mgO/mgN]
Pas	CouchesBassinsQualite	Pas de temps pour le modèle QUALE2 [heure]
PDisExu	CouchesBassinsQualite	Concentration en phosphore dissous [mg/l]
POrgExu	CouchesBassinsQualite	Concentration en phosphore organique [mg/l]
RSolPhoto	CouchesBassinsQualite	Facteur de conversion de la radiation solaire utile à la photosynthèse
SimAlgue	CouchesBassinsQualite	Simulation des algues
SimCNC1	CouchesBassinsQualite	Simulation du composé non-conservatif #1
SimCNC2	CouchesBassinsQualite	Simulation du composé non-conservatif #2
SimCNC3	CouchesBassinsQualite	Simulation du composé non-conservatif #3
SimColif	CouchesBassinsQualite	Simulation des coliformes
SimCycleN	CouchesBassinsQualite	Simulation du cycle azote
SimCycleP	CouchesBassinsQualite	Simulation du cycle du phosphore
SimDBO	CouchesBassinsQualite	Simulation de la demande biochimique en oxygène (DBO)
SimMES	CouchesBassinsQualite	Simulation des matières en suspension (MES)
SimODis	CouchesBassinsQualite	Simulation oxygène dissous
SimTemp	CouchesBassinsQualite	Simulation de la température en rivière

TeAlgCro	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de croissance des algues
TeAlgDep	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de déposition des algues
TeAlgRes	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de respiration des algues
TeCNC1Dec	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de décroissance du composé non-conservatif #1
TeCNC1Dep	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de déposition du composé non-conservatif #1
TeCNC2Dec	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de décroissance du composé non-conservatif #2
TeCNC2Dep	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de déposition du composé non-conservatif #2
TeCNC3Dec	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de décroissance du composé non-conservatif #3
TeCNC3Dep	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de déposition du composé non-conservatif #3
TeColiDec	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de décroissance des coliformes
TeDBODec	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de décroissance de la (DBO)
TeDBODep	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du taux de décroissance de la (DBO) due à la déposition
TempExu	CouchesBassinsQualite	Température eau [C]
TempsConc	CouchesBassinsQualite	Temps de concentration maximum [heure]
TeNH3Oxy	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du coefficient pour oxydation de l'ammoniaque
TeNO2Tsf	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du coefficient de transformation des nitrites
TeNOrgDep	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du coefficient de déposition azote organique
TeNOrgHyd	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du coefficient d'hydrolyse azote organique
TePOrgDep	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du coefficient de déposition du phosphore organique
TePOrgTsf	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du coefficient de transformation du phosphore organique
TeReaeVar	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation du paramètre de réaération
TeSBCNC1	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation de la source benthique du composé non-conservatif #1
TeSBCNC2	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation de la source benthique du composé non-conservatif #2
TeSBCNC3	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation de la source benthique du composé non-conservatif #3
TeSBNH3	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation de la source benthique en ammoniaque
TeSBPDis	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation de la source benthique du phosphore dissous
TeSedOxy	CouchesBassinsQualite	Exposant pour la variation de la demande en oxygène des sédiments
Titre	CouchesBassinsQualite	Titre de la simulation
Altitude	CouchesLacs	Altitude [m]
LargeurMax	CouchesLacs	Largeur maximum [km]
LongueurMax	CouchesLacs	Longueur maximum [km]
Perimetre	CouchesLacs	Périmètre du lac [km]
ProfondeurMax	CouchesLacs	Profondeur maximum [m]

Superficie	CouchesLacs	Superficie du lac [ha]
Bilan1Azote	CouchesMunicipalites	Bilan en azote [kg/ha]
Bilan1Azote	CouchesMunicipalites	Bilan en azote [kg/ha]
Bilan1Phosphore	CouchesMunicipalites	Bilan en phosphore [kg/ha]
Bilan1Phosphore	CouchesMunicipalites	Bilan en phosphore [kg/ha]
Demande1Az	CouchesMunicipalites	Demande en azote [kg/ha]
Demande1Az	CouchesMunicipalites	Demande en azote [kg/ha]
Demande1Phos	CouchesMunicipalites	Demande en phosphore [kg/ha]
Demande1Phos	CouchesMunicipalites	Demande en phosphore [kg/ha]
NbAutres	CouchesMunicipalites	Unités animales <<Autres>>
NbBovins	CouchesMunicipalites	Unités animales <<Bovins>>
NbPorcins	CouchesMunicipalites	Unités animales <<Porçins>>
NbVolaille	CouchesMunicipalites	Unités animales <<Volailles>>
OffreAz	CouchesMunicipalites	Offre en azote [kg/ha]
OffreAz	CouchesMunicipalites	Offre en azote [kg/ha]
OffrePhos	CouchesMunicipalites	Offre en phosphore [kg/ha]
OffrePhos	CouchesMunicipalites	Offre en phosphore [kg/ha]
Population	CouchesMunicipalites	Population
AlumEchC1	CouchesPedologie	Aluminium échangeable de la couche de sol #1 [méq/100g]
AlumEchC23	CouchesPedologie	Aluminium échangeable des couches de sol #2 et #3 [méq/100g]
AlumiEchan	CouchesPedologie	Aluminium échangeable pour horizon de surface [méq/100g]
CapEcCaC23	CouchesPedologie	Capacité échange cationique des couches de sol #2 et #3 [méq/100g]
CapEchCaC1	CouchesPedologie	Capacité échange cationique de la couche de sol #1 [méq/100g]
CapEchCat	CouchesPedologie	Capacité échange cationique pour horizon de surface [méq/100g]
CoefAssech	CouchesPedologie	Coefficient assèchement
CondHydroS	CouchesPedologie	Conductivité hydraulique à saturation [m/h]
DensAppC23	CouchesPedologie	Densité apparente des couches de sol #2 et #3 [g/cm3]
DensiAppC1	CouchesPedologie	Densité apparente de la couche de sol #1 [g/cm3]
DensiteApp	CouchesPedologie	Densité apparente pour horizon de surface [g/cm3]
DensiteSpe	CouchesPedologie	Densité spécifique pour horizon de surface [g/cm3]
DisDimPore	CouchesPedologie	Distribution dimensionnelle des pores
FackEroCo	CouchesPedologie	Facteur érodabilité annuel moyen corrigé [t h/MJ mm]
FackEroda	CouchesPedologie	Facteur érodabilité annuel moyen [t h/MJ mm]

PAzoTotC1	CouchesPedologie	Pourcentage en azote totale de la couche de sol #1 [%]
PAzoTotC23	CouchesPedologie	Pourcentage en azote totale des couches de sol #2 et #3 [%]
Ph2Eau	CouchesPedologie	pH pour horizon de surface
PhosAssC1	CouchesPedologie	Phosphore assimilable de la couche de sol #1 [p.p.m.]
PhosAssC23	CouchesPedologie	Phosphore assimilable des couches de sol #2 et #3 [p.p.m.]
PorosiEff	CouchesPedologie	Porosité efficace [m3/m3]
PotMatrSat	CouchesPedologie	Potentiel matriciel à saturation [m]
PourcCorg	CouchesPedologie	Pourcentage de carbone organique pour horizon de surface [%]
PourMArgil	CouchesPedologie	Pourcentage moyen argile [%]
PourMLimon	CouchesPedologie	Pourcentage moyen limon [%]
PourMSable	CouchesPedologie	Pourcentage moyen sable [%]
PrcAzTotHs	CouchesPedologie	Pourcentage en azote totale pour horizon de surface [%]
PrcMorgC1	CouchesPedologie	Pourcentage de matière organique de la couche de sol #1 [%]
PrMorgC23	CouchesPedologie	Pourcentage de matière organique des couches de sol #2 et #3 [%]
PSaBasC23	CouchesPedologie	Pourcentage de saturation en bases des couches de sol #2 et #3 [%]
PSaBaseC1	CouchesPedologie	Pourcentage de saturation en bases de la couche de sol #1 [%]
PSaBaseHs	CouchesPedologie	Pourcentage de saturation en bases pour horizon de surface [%]
RapCN	CouchesPedologie	Rapport (carbone / azote) pour horizon de surface
SomBase	CouchesPedologie	Somme des bases échangeables pour horizon de surface [méq/100g]
Surface	CouchesPedologie	Superficie du polygone pédologique [km2]
TeEauCCham	CouchesPedologie	Teneur en eau à la capacité au champ [m3/m3]
TeEauPFlet	CouchesPedologie	Teneur en eau au point de flétrissement [m3/m3]
CD_TypeRejet	CouchesRejets	Code du type de rejet
CD_TypeStation	CouchesRejets	Code du type de station épuration
FlagRegimePerm	CouchesRejets	Rejet dépendant du temps
FlagStationEpur	CouchesRejets	Présence ou non de station d'épuration
ID_ISC	CouchesRejets	Identificateur de ISC
Population	CouchesRejets	Population
AlgDep	CouchesReseau	Taux de déposition des algues [m/j]
BReae	CouchesReseau	Exposant b pour réaéation
CC1Ini	CouchesReseau	Concentration du composé conservatif #1 au début du tronçon [mg/l]
CC2Ini	CouchesReseau	Concentration du composé conservatif #2 au début du tronçon [mg/l]
ChloroAAlg	CouchesReseau	Rapport chlorophylle A sur algue [ug chlA/mg algue]

ChloroAlni	CouchesReseau	Concentration en chlorophylle A au début du tronçon [mg/l]
CNC1Dec	CouchesReseau	Taux de décroissance du composé non-conservatif #1 [1/j]
CNC1Dep	CouchesReseau	Taux de déposition du composé non-conservatif #1 [1/j]
CNC1Ini	CouchesReseau	Concentration du composé non-conservatif #1 au début du tronçon [mg/l]
CNC2Dec	CouchesReseau	Taux de décroissance du composé non-conservatif #2 [1/j]
CNC2Dep	CouchesReseau	Taux de déposition du composé non-conservatif #2 [1/j]
CNC2Ini	CouchesReseau	Concentration du composé non-conservatif #2 au début du tronçon [mg/l]
CNC3Dec	CouchesReseau	Taux de décroissance du composé non-conservatif #3 [1/j]
CNC3Dep	CouchesReseau	Taux de déposition du composé non-conservatif #3 [1/j]
CNC3Ini	CouchesReseau	Concentration du composé non-conservatif #3 au début du tronçon [mg/l]
CoC	CouchesReseau	Coefficient C de la relation hauteur-débit
CoDisLon	CouchesReseau	Coefficient de dispersion longitudinale
CoK	CouchesReseau	Exposant K de la relation hauteur-débit
ColifDec	CouchesReseau	Taux de décroissance des coliformes [1/j]
ColifIni	CouchesReseau	Concentration en coliformes au début du tronçon [nb/100ml]
CoLumExt	CouchesReseau	Coefficient extinction de lumière non attribuable aux algues [1/m]
CoManRiv	CouchesReseau	Coefficient de Manning du tronçon en rivière
CoNH3Oxy	CouchesReseau	Coefficient pour oxydation ammoniacque [l/j]
CoNO2Oxy	CouchesReseau	Coefficient pour oxydation nitrites [l/j]
CoNOrgDep	CouchesReseau	Coefficient de déposition pour azote organique [l/j]
CoNOrgHyd	CouchesReseau	Coefficient pour hydrolyse azote organique [l/j]
CoPOrgDec	CouchesReseau	Coefficient de décroissance du phosphore organique [l/j]
CoPOrgDep	CouchesReseau	Coefficient de déposition du phosphore organique [l/j]
CoTsivog	CouchesReseau	Coefficient de Tsivoglou [1/m]
DBO5Ini	CouchesReseau	Demande biochimique en oxygène (DBO5) au début du tronçon [mg/l]
DBODec	CouchesReseau	Taux de décroissance de la DBO [l/j]
DBODep	CouchesReseau	Taux de décroissance de la DBO par déposition [l/j]
DiamPartic	CouchesReseau	Diamètre moyen des particules en suspension en rivière [m]
DistDebut	CouchesReseau	Distance entre début du tronçon et affluent ordre supérieure
DistFin	CouchesReseau	Distance entre la fin du tronçon et affluent ordre supérieure
FaErodab	CouchesReseau	Facteur érodabilité annuel moyen [t h/MJ mm]
FaVeg	CouchesReseau	Facteur de la végétation
Largeur	CouchesReseau	Largeur du tronçon de rivière [m]

Longueur	CouchesReseau	Longueur du tronçon de rivière [m]
NH3Ini	CouchesReseau	Concentration en azote-ammoniacal N-NH3 au début du tronçon [mg/l]
NO_Aval	CouchesReseau	No Tronçon aval
NO2Ini	CouchesReseau	Concentration en azote-nitrites N-NO2 au début du tronçon [mg/l]
NO3Ini	CouchesReseau	Concentration en azote-nitrates N-NO3 au début du tronçon [mg/l]
NOrgIni	CouchesReseau	Concentration en azote organique au début du tronçon [mg/l]
ODisIni	CouchesReseau	Concentration en oxygène dissous au début du tronçon [mg/l]
OptReae	CouchesReseau	Option pour la réaération
PaAK2	CouchesReseau	Paramètre A pour K
PaReaeK2	CouchesReseau	Paramètre réaération K2 [l/]
PDisIni	CouchesReseau	Concentration en phosphore dissous au début du tronçon [mg/l]
Pente	CouchesReseau	Pente du tronçon
PenteSe	CouchesReseau	Pente du tronçon (gradient d`énergie)
PluieMax	CouchesReseau	Intensité maximale de la pluie [m/s]
POrgIni	CouchesReseau	Concentration en phosphore organique au début du tronçon [mg/l]
Profondeur	CouchesReseau	Profondeur du lac [m]
SBCNC1	CouchesReseau	Source benthique pour le Composé Non-Conservatif #1 [mgCNC/m2 jour]
SBCNC2	CouchesReseau	Source benthique pour le Composé Non-Conservatif #2 [mgCNC/m2 jour]
SBCNC3	CouchesReseau	Source benthique pour le Composé Non-Conservatif #3 [mgCNC/m2 jour]
SBNH3	CouchesReseau	Source benthique pour azote ammoniacal [mgN/m2 jour]
SBPDis	CouchesReseau	Source benthique de phosphore dissous [mgP/m2 jour]
SedimIni	CouchesReseau	Masse de sédiments au début du tronçon [tonne]
SedimOxy	CouchesReseau	Demande en oxygène par les sédiments [g/m2 jour]
Surface	CouchesReseau	Superficie
Templni	CouchesReseau	Température eau au début du tronçon [C]
Type	CouchesReseau	Code du type du tronçon (0=rivière,1=lac,2=barrage)
AltiStatDé	CouchesStationsHydro	Altitude de la station hydrométrique [m]
DetailsMes	CouchesStationsHydro	Détails des mesures effectuées à la station hydrométrique
Latitude	CouchesStationsHydro	Latitude de la station hydrométrique [degré]
Longitude	CouchesStationsHydro	Longitude de la station hydrométrique [degré]
Riviere	CouchesStationsHydro	Rivière sur laquelle est située la station hydrométrique
SurBasDrai	CouchesStationsHydro	Superficie de drainage [km2]
Troncon	CouchesStationsHydro	Numéro du tronçon où se situe la station hydrométrique

TypeMesure	CouchesStationsHydro	Code du type de mesures effectuées à la station hydrométrique
Altitude	CouchesStationsMeteo	Altitude de la station météorologique [m]
DetailMes	CouchesStationsMeteo	Détails des mesures effectuées à la station météorologique
Effectif le	CouchesStationsMeteo	Effectif le
Latitude	CouchesStationsMeteo	Latitude de la station météorologique [degré]
Longitude	CouchesStationsMeteo	Longitude de la station météorologique [degré]
TypeMesure	CouchesStationsMeteo	Code du type de mesures effectuées à la station météorologique
Latitude	CouchesStationsQualite	Latitude de la station de qualité des eaux [degré]
Longitude	CouchesStationsQualite	Longitude de la station de qualité des eaux [degré]
Troncon	CouchesStationsQualite	Numéro du tronçon où se situe la station de qualité des eaux
_RLLUSS	CouchesUSS	Relation utilisé par modèle Erosion, mettre a jour avec requete GIBSIErosionRLLUSS
CapChamp	CouchesUSS	Capacité au champs pour l'USS [mm]
DebMoyJour	CouchesUSS	DebMoyJour
DebPoiJour	CouchesUSS	DebPoiJour
HautLameJo	CouchesUSS	HautLameJo
OccupSol	CouchesUSS	Code de la classes occupation du sol
Pente	CouchesUSS	Pente moyenne du USS en % (99.8 correspond à 99.8%)
Porosite	CouchesUSS	Porosité pour l'USS [mm]
PrecipJour	CouchesUSS	PrecipJour
Surface	CouchesUSS	Superficie occupation du sol dans USS [ha]
TEauFletr	CouchesUSS	Point de flétrissement pour l'USS [mm]
TempMoyJou	CouchesUSS	TempMoyJou
AutFumAz_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en azote minérale produit par les autres (kg/j)
AutFumAz_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en azote organique produit par les autres (kg/j)
AutFumPhos_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en phosphore minérale produit par les autres (kg/j)
AutFumPhos_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en phosphore organique produit par les autres (kg/j)
Bilan1Azote	DonneesBilansUSS	Bilan de fertilisation en azote pour la 1ère année (kg/ha)
Bilan1Phosphore	DonneesBilansUSS	Bilan de fertilisation en phosphore pour la 1ère année (kg/ha)
BovFumAz_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en azote minérale produit par les bovins (kg/j)
BovFumAz_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en azote organique produit par les bovins (kg/j)
BovFumPhos_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en phosphore minérale produit par les bovins (kg/j)

BovFumPhos_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en phosphore organique produit par les bovins (kg/j)
Demande1Az	DonneesBilansUSS	Demande en azote minérale pour la première année de rotation (kg/ha)
Demande1Phos	DonneesBilansUSS	Demande en phosphore minéral pour la première année de rotation (kg/ha)
FumierAnnuel	DonneesBilansUSS	Volume totale annuelle de fumier (l)
FumierNNO3	DonneesBilansUSS	Fraction d'azote minérale dans le fumier (kg/l)
FumierNOrg	DonneesBilansUSS	Fraction d'azote organique dans le fumier (kg/l)
FumierPDis	DonneesBilansUSS	Fraction de phosphore minéral dans le fumier (kg/l)
FumierPOrg	DonneesBilansUSS	Fraction de phosphore organique dans le fumier (kg/l)
LisierAnnuel	DonneesBilansUSS	Volume totale annuelle de lisier (l)
LisierNNO3	DonneesBilansUSS	Fraction d'azote-nitrates dans le lisier (kg/l)
LisierNOrg	DonneesBilansUSS	Fraction d'azote organique dans le lisier (kg/l)
LisierPDis	DonneesBilansUSS	Fraction de phosphore minéral dans le lisier (kg/l)
LisierPOrg	DonneesBilansUSS	Fraction de phosphore organique dans le lisier (kg/l)
Offre_Az_Min_Fum	DonneesBilansUSS	Offre en azote minérale de fumier (le résultat ne tient pas compte du facteur de perte) (kg)
Offre_Az_Min_Lis	DonneesBilansUSS	Offre en azote minérale de lisier (le résultat ne tient pas compte du facteur de perte) (kg)
Offre_Az_Org_Fum	DonneesBilansUSS	Offre en azote organique de fumier (kg)
Offre_Az_Org_Lis	DonneesBilansUSS	Offre en azote organique de lisier (kg)
Offre_Phos_Min_Fum	DonneesBilansUSS	Offre en phosphore minéral de fumier (kg)
Offre_Phos_Min_Lis	DonneesBilansUSS	Offre en phosphore minéral de lisier (kg)
Offre_Phos_Org_Fum	DonneesBilansUSS	Offre en phosphore organique de fumier (kg)
Offre_Phos_Org_Lis	DonneesBilansUSS	Offre en phosphore organique de lisier (kg)
OffreAz	DonneesBilansUSS	Offre en Azote Minérale (kg/ha)
OffrePhos	DonneesBilansUSS	Offre en Phosphore Minéral (kg/ha)
PorLisAz_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de lisier en azote minérale produit par les porcs (kg/j)
PorLisAz_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de lisier en azote organique produit par les porcs (kg/j)
PorLisPhos_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de lisier en phosphore minérale produit par les porcs (kg/j)
PorLisPhos_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de lisier en phosphore organique produit par les porcs (kg/j)
TotalAzMin_Fum	DonneesBilansUSS	Quantité totale d'azote minérale de fumier (kg/j)

TotalAzMin_Lis	DonneesBilansUSS	Quantité totale d'azote minérale de lisier (kg/j)
TotalAzOrg_Fum	DonneesBilansUSS	Quantité totale d'azote organique de fumier (kg/j)
TotalAzOrg_Lis	DonneesBilansUSS	Quantité totale d'azote organique de lisier (kg/j)
TotalPhosMin_Fum	DonneesBilansUSS	Quantité totale de phosphore minérale de fumier (kg/j)
TotalPhosMin_Lis	DonneesBilansUSS	Quantité totale de phosphore minérale de lisier (kg/j)
TotalPhosOrg_Fum	DonneesBilansUSS	Quantité totale de phosphore organique de fumier (kg/j)
TotalPhosOrg_Lis	DonneesBilansUSS	Quantité totale de phosphore organique de lisier (kg/j)
VolFumAz_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en azote minérale produit par les volailles (kg/j)
VolFumAz_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en azote organique produit par les volailles (kg/j)
VolFumPhos_Min	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en phosphore minérale produit par les volailles (kg/j)
VolFumPhos_Org	DonneesBilansUSS	Valeur fertilisante journalière de fumier en phosphore organique produit par les volailles (kg/j)
Debit	DonneesMesureStHydro	Débit moyen journalier [m3/s]
Niveau	DonneesMesureStHydro	Niveau
PrecipTotale	DonneesMesureStMeteo	Précipitations totales journalières [mm]
TempMax	DonneesMesureStMeteo	Température maximum journalière (air) [C]
TempMin	DonneesMesureStMeteo	Température minimum journalière (air) [C]
Ammoniaque	DonneesMesureStQuali	Concentration en azote ammoniacal NH3 [mg/l]
AzoteOrga	DonneesMesureStQuali	Concentration en azote organique [mg/l]
Chlorophy	DonneesMesureStQuali	Concentration en chlorophyle A [mg/l]
Coliforme	DonneesMesureStQuali	Concentration en coliformes [nb/100ml]
DBO5	DonneesMesureStQuali	Demande biochimique en oxygène (DBO5) [mg/l]
Nitrate	DonneesMesureStQuali	Concentration en azote-nitrates N-NO3 [mg/l]
Nitrite	DonneesMesureStQuali	Concentration en azote-nitrites N-NO2 [mg/l]
OxygeneDis	DonneesMesureStQuali	Concentration en oxygène dissous [mg/l]
PhosphoDis	DonneesMesureStQuali	Concentration en phosphore dissous [mg/l]
PhosphoOrg	DonneesMesureStQuali	Concentration en phosphore organique [mg/l]
SedimSus	DonneesMesureStQuali	Concentration des sédiments en suspension [mg/l]
Temp	DonneesMesureStQuali	Température eau [C]
Sediments	DonneesSimuleErosi	Production de sédiments au sol [tonne]
HAmont	DonneesSimuleHydroT	Hauteur eau en amont du tronçon [m]
HAval	DonneesSimuleHydroT	Hauteur eau en aval du tronçon [m]
QAmont	DonneesSimuleHydroT	Débit en amont du tronçon [m3/s]

QAval	DonneesSimuleHydroT	Débit en aval du tronçon [m3/s]
QLateral	DonneesSimuleHydroT	Apport latéral au tronçon [m3/s]
VAmont	DonneesSimuleHydroT	Vitesse du courant en amont du tronçon [m/s]
VAval	DonneesSimuleHydroT	Vitesse du courant en aval du tronçon [m/s]
C1C2Percol	DonneesSimuleHydroU	Eau percolée de la couche de sol #1 vers la couche de sol #2 [mm]
C1TEau	DonneesSimuleHydroU	Teneur en eau de la couche de sol #1 [m3/m3]
C2C3Percol	DonneesSimuleHydroU	Eau percolée de la couche de sol #2 vers la couche de sol #3 [mm]
C2QLateral	DonneesSimuleHydroU	Écoulement latéral de la couche de sol #2 [m3/s]
C2TEau	DonneesSimuleHydroU	Teneur en eau de la couche de sol #2 [m3/m3]
C3QLateral	DonneesSimuleHydroU	Écoulement latéral de la couche de sol #3 [m3/s]
C3TEau	DonneesSimuleHydroU	Teneur en eau de la couche de sol #3 [m3/m3]
HEauNeige	DonneesSimuleHydroU	Équivalent en eau de la neige au sol [mm]
HEauPluie	DonneesSimuleHydroU	Précipitation journalière (eau) [mm]
HSurface	DonneesSimuleHydroU	Ruissellement de surface [mm]
QBase	DonneesSimuleHydroU	Écoulement de base [m3/s]
QHypo	DonneesSimuleHydroU	Écoulement hypodermique [m3/s]
QSurface	DonneesSimuleHydroU	Écoulement de surface [m3/s]
Tair	DonneesSimuleHydroU	Température moyenne (air) [C]
CNC1	DonneesSimulePopes	Charge du composé non-conservatif #1 [kg]
CNC2	DonneesSimulePopes	Charge du composé non-conservatif #2 [kg]
CNC3	DonneesSimulePopes	Charge du composé non-conservatif #3 [kg]
NO3	DonneesSimulePopes	Charge en azote-nitrates N-NO3 [kg]
NOrg	DonneesSimulePopes	Charge en azote organique [kg]
PDis	DonneesSimulePopes	Charge en phosphore dissous [kg]
POrg	DonneesSimulePopes	Charge en phosphore organique [kg]
TSolMoy	DonneesSimulePopes	Température moyenne du sol [C]
CC1	DonneesSimuleQuali	Concentration du composé conservatif #1 [mg/l]
CC2	DonneesSimuleQuali	Concentration du composé conservatif #2 [mg/l]
ChloroA	DonneesSimuleQuali	Concentration en chlorophylle A [mg/l]
CNC1	DonneesSimuleQuali	Concentration du composé non-conservatif #1 [mg/l]
CNC2	DonneesSimuleQuali	Concentration du composé non-conservatif #2 [mg/l]
CNC3	DonneesSimuleQuali	Concentration du composé non-conservatif #3 [mg/l]
Colif	DonneesSimuleQuali	Concentration en coliformes [nb/100ml]

DBO5	DonneesSimuleQuali	Demande biochimique en oxygène (DBO5) [mg/l]
NH3	DonneesSimuleQuali	Concentration en azote-ammoniacal N-NH3 [mg/l]
NO2	DonneesSimuleQuali	Concentration en azote-nitrites N-NO2 [mg/l]
NO3	DonneesSimuleQuali	Concentration en azote-nitrates N-NO3 [mg/l]
NOrg	DonneesSimuleQuali	Concentration en azote organique [mg/l]
NTotTr	DonneesSimuleQuali	Concentration en azote total [mg/l]
ODis	DonneesSimuleQuali	Concentration en oxygène dissous [mg/l]
PDis	DonneesSimuleQuali	Concentration en phosphore dissous [mg/l]
POrg	DonneesSimuleQuali	Concentration en phosphore organique [mg/l]
PTot	DonneesSimuleQuali	Concentration en phosphore total [mg/l]
Sedim	DonneesSimuleQuali	Concentration des sédiments en suspension [mg/l]
Temp	DonneesSimuleQuali	Température eau [C]
QAzote	GrilleFertilisation	Masse totale d'azote appliqué lors de cette fertilisation [kg/ha]
QAzoteRec	GrilleFertilisation	Masse d'azote organique apportée au sol à la récolte [kg/ha]
QPhos_0_A_250	GrilleFertilisation	Masses de phosphore minéral labile à appliquer selon la masse de phosphore minéral dans le sol de l'occupation (0 et +, 31 et +, 51 et +, etc...) [kg/ha]
AnneeRotat	GrilleRotations	L'année de rotation (1 à 5)
CasP	GrilleRotations	Cas d'application du facteur P des pratiques de conservation
Cd_Rotat	GrilleRotations	Le code de rotation(1,2,3,4)
Cd_TypeCulture	GrilleRotations	Code du type de culture (1= céréales, 2=plantes fouragères...)
Crois1C	GrilleRotations	Facteur C pour la 1ere période de croissance végétale
Crois2C	GrilleRotations	Facteur C pour la 2ieme période de croissance végétale
Crois3C	GrilleRotations	Facteur C pour la 3ieme période de croissance végétale
Crois4C	GrilleRotations	Facteur C pour la 4ieme période de croissance végétale
Crois5C	GrilleRotations	Facteur C pour la 5ieme période de croissance végétale
Description	GrilleRotations	Code du type de culture (céréales,plantes fouragères, etc...)
Argile	PhysicoChimiqueUssOccup	Fraction d'argile dans le sol
Limon	PhysicoChimiqueUssOccup	Fraction de limon dans le sol
Sable	PhysicoChimiqueUssOccup	Fraction de sable dans le sol
DemiVie	ReferencePesticides	Demie-vie du pesticide sur le feuillage [jours]
Solubilite	ReferencePesticides	Solubilité dans l'eau d'un pesticide [ppm]
Sorption	ReferencePesticides	Coefficient de sorption du pesticide pour le carbone organique [mg/l]

ANNEXE H. TABLEAU DES DONNÉES UTILISÉES PAR LES MODÈLES DE SIMULATION

Les données dont le texte est en bleu sont des données à obtenir.

Les données dont le texte est en noir sont des paramètres pour les modèles (paramètres de calage).

1^{er} colonne : Nom du modèle

P : Physitel
H : Hydrotel
D : Dates
E : Erosion
PE: PES
PO: PO
Q : Qualite

2^{ième} colonne : Description de la donnée

3^{ième} colonne : Unité pour la donnée

4^{ième} colonne : Table contenant la donnée dans la base de données de GIBSI

5^{ième} colonne : Provenance des données (ministères, organisation, etc..)

6^{ième} colonne : Numéro servant de référence

MODÈLE	DESCRIPTION	UNITÉ	TABLE	PROVENANCE	#
P	Modèle numérique d'altitude (ascii raster)	-	-	MRN (MNA)	.1
P	Réseau hydrographique (.tab mapinfo, .shp arcview)	-	-	MRN (BDAT)	.2
P	Type de sol (ascii raster, couche de sol #1)	-	-	MRN (SIGÉOM)	.3
P	Occupation du sol (ascii raster)	-	-	MRN (SpatioCarte)	.4
H	Stations météorologiques disponibles	-	-	MRN ou ENVC	.5
H	Observations météorologique aux stations (temp. max, temp. min, precip. totale)	°C, mm	-	MRN ou ENVC	.6
H	Stations hydrométriques disponibles	-	-	CEHQ	.7
H	Observations hydrométriques aux stations (débit en rivière)	m3/sec	-	CEHQ	.8
H	Indice foliaire (occupation du sol)	-	-		.9
H	Profondeur racinaire (occupation du sol)	-	-		.10
H	Paramètres controlant l'optimisation; optimisation (défaut: 0)	-	F8		.11
H	Paramètres controlant l'optimisation; maximum_iteration (défaut: 3)	-	F8		.12
H	Paramètres controlant l'optimisation; tol_fct_objective (défaut: 0,1)	-	F8		.13
H	Paramètres controlant l'optimisation; tol_parametres (défaut: 0,1)	-	F8		.14
H	Type du modèle pour interpolation des précipitations (TypeInter) (1=Thiessen,2=pondération) (défaut: 2)	-	BH		.15
H	Température du seuil de transformation (neige-pluie) (TsfNePl) (défaut: 0)	°C	BH		.16
H	Gradient vertical de la pluie (GradPrec) (défaut: 0,2)	mm/100m	BH		.17
H	Gradient vertical de température (GradTemp) (défaut: -0,5)	°C/100m	BH		.18
H	Facteur de fonte (neige-air) en milieu de conifères (FaFonteCo) (défaut: 11)	mm/j/C	BH		.19
H	Facteur de fonte (neige-air) en milieu de feuillus (FaFonteFe) (défaut: 13)	mm/j/C	BH		.20
H	Facteur de fonte (neige-air) en milieu ouvert (FaFonteZo) (défaut: 16)	mm/j/C	BH		.21
H	Seuil de température pour la fonte (SeuilTemp) (défaut: 0,5)	°C	BH		.22
H	Taux de fonte neige-sol (TauxFonteN) (défaut: 0,5)	mm/j	BH		.23
H	Densité maximum du couvert nival (DensiteMax) (défaut: 550)	kg/m3	BH		.24
H	Constante de tassement pour la neige (Tassement) (défaut: 0,01)	-	BH		.25
H	Indice des classes Conifères (ClassesCon) (défaut: 1024)	-	BH		.26
H	Indice des classes Feuillus (ClassesFeu) (défaut: 768)	-	BH		.27
H	Indique si on doit optimiser le coefficient de fonte de neige (défaut: 0)	-	HC		.28

H	Valeur minimale du coefficient de fonte de neige (défaut: 0)	-	HC	.29
H	Valeur maximale du coefficient de fonte de neige (défaut: 1 000 000)	-	HC	.30
H	Coefficient pour optimisation des facteurs de fonte (OptFaFonte) (défaut: 1)	-	BH	.31
H	Type du modèle évapotranspiration potentielle (1=Thornwaite,2=Linacre,3=Penman,4=Priesley-Taylor) (TypeEVTP) (défaut: 5)	-	BH	.32
H	Indice thermique annuel pour équation de Thornwaite (InThermAn) (défaut: 30)	-	BH	.33
H	Facteur de déphasage pour équation de Thornwaite (Dephasage) (défaut: 80)	jours	BH	.34
H	Indique si on doit optimiser le coefficient d'optimisation pour le modèle THORNTHWAITE (défaut: 0)	-	HC	.35
H	Valeur minimale pour l'optimisation pour le modèle THORNTHWAITE (défaut: 0)	-	HC	.36
H	Valeur maximale pour l'optimisation pour le modèle THORNTHWAITE (défaut: 1 000 000)	-	HC	.37
H	Optimisation évapotranspiration (OptEVTP) (défaut: 1,2)	-	BH	.38
H	Coefficient T du linacre (LinacreT) (défaut: 0,4)	°C	BH	.39
H	Coefficient P du linacre (LinacreP) (défaut: 0,0125)	1/°C	BH	.40
H	Température moyenne du mois le plus froid (MoisFroid) (défaut: -10)	°C	BH	.41
H	Température moyenne du mois le plus chaud (MoisChaud) (défaut: 20)	°C	BH	.42
H	Coefficient A du rayonnement solaire selon Penman (PenRaySolA) (défaut: 0,2)	-	BH	.43
H	Coefficient B du rayonnement solaire selon Penman (PenRaySolB) (défaut: 0,55)	-	BH	.44
H	Coefficient H du vent selon Penman (PenHVent) (défaut: 10)	m	BH	.45
H	Coefficient F du vent selon Penman (PenFVent) (défaut: 0)	-	BH	.46
H	Coefficient Alpha de Priestley-Taylor (PTAlpha) (défaut: 1,26)	-	BH	.47
H	Seuil minimal de ruissellement sur les surfaces imperméables (CEQUEAU) (défaut: 0)	-	HC	.48
H	Hauteur d'eau maximale du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 75)	-	HC	.49
H	Seuil de vidange du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 60)	-	HC	.50
H	Coefficient de vidange du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 0,35)	-	HC	.51
H	Seuil de percolation du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 60)	-	HC	.52
H	Coefficient de percolation du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 0,15)	-	HC	.53
H	Taux de percolation maximal par jour du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 10)	-	HC	.54
H	Seuil ETR=ETP du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 60)	-	HC	.55
H	Coefficient de récession du réservoir nappe (CEQUEAU) (défaut: 0,02)	-	HC	.56

H	Fraction ETP prise du réservoir nappe (CEQUEAU) (défaut: 0)	-	HC	.57
H	Valeur HN du réservoir nappe (CEQUEAU) (défaut: 50)	-	HC	.58
H	Valeur HL du réservoir lacs et marécages (CEQUEAU) (défaut: 250)	-	HC	.59
H	Coefficient de vidange du réservoir lacs et marécages (CEQUEAU) (défaut: 0,025)	-	HC	.60
H	Fraction initiale de HM du réservoir sol (CEQUEAU) (défaut: 65)	-	HC	.61
H	Rapport initial de HN du réservoir nappe (CEQUEAU) (défaut: 30)	-	HC	.62
H	Rapport initial de HL du réservoir lacs et marécages (CEQUEAU) (défaut: 250)	-	HC	.63
H	Classes de base pour la classe intégrée eau (CEQUEAU) (défaut: 0)	-	HC	.64
H	Classes de base pour la classe intégrée imperméable (CEQUEAU) (défaut: 0)	-	HC	.65
H	Les classes de base pour la classe intégrée forêts (CEQUEAU) (défaut: 0)	-	HC	.66
H	Valeur qui indique si on doit optimiser CEQUEAU (défaut: 0)	-	HC	.67
H	Valeur minimale pour optimisation CEQUEAU (défaut: 0)	-	HC	.68
H	Valeur maximale pour optimisation CEQUEAU (défaut: 1 000 000)	-	HC	.69
H	Valeur courante pour optimisation CEQUEAU (défaut: 1)	-	HC	.70
H	Teneur en eau initiale de la couche de sol #1 (C1TEaulni) (défaut: 0,99)	m3/m3	BH	.71
H	Teneur en eau initiale de la couche de sol #2 (C1TEaulni) (défaut: 0,99)	m3/m4	BH	.72
H	Teneur en eau initiale de la couche de sol #3 (C1TEaulni) (défaut: 0,99)	m3/m5	BH	.73
H	Coefficient de récession (CoRecess) (défaut: 0,00000001)	-	BH	.74
H	Coefficient extinction (CoExtinc) (défaut: 0,8)	-	BH	.75
H	Variation maximum de theta par pas de temps (VTeta) (défaut: 0,3)	-	BH	.76
H	Indice des classes imperméabilité (ClassesImp) (défaut: 2)	-	BH	.77
H	Indice des classes Eaux (ClassesEau) (défaut: 96)	-	BH	.78
H	Valeur qui indique si on doit optimiser le modèle BV3C (défaut: 0)	-	HC	.79
H	Valeur minimale pour optimisation BV3C (défaut: 0)	-	HC	.80
H	Valeur maximale pour optimisation BV3C (défaut: 1 000 000)	-	HC	.81
H	Valeur courante pour optimisation BV3C (défaut: 0)	-	HC	.82
H	Coefficient pour optimisation de theta par pas de temps (OptVTeta) (défaut: 1)	-	BH	.83
H	Coefficient pour optimisation des profondeurs des couches de sol #2 et #3 (OptProfC23) (défaut: 1)	-	BH	.84
H	Optimisation du coefficient extinction (OptCoExtin) (défaut: 1)	-	BH	.85
H	Coefficient de Manning en milieu forestier (CoManFor) (défaut: 0,3)	-	BH	.86
H	Coefficient de Manning en milieu non forestier (CoManNFor) (défaut: 0,1)	-	BH	.87

H	Indice des classes Forestières (interne) (ClassesFor) (défaut: 1792)	-	BH		.88
H	Valeur qui indique si on doit optimiser pour le ruissellement de surface (défaut: 0)	-	HC		.89
H	Valeur minimale pour optimisation pour le ruissellement de surface (défaut: 0)	-	HC		.90
H	Valeur maximale pour optimisation pour le ruissellement de surface (défaut: 1 000 000)	-	HC		.91
H	Valeur courante pour optimisation pour le ruissellement de surface (défaut: 1)	-	HC		.92
H	Type du modèle pour écoulement en rivière (1=cinématique,2=diffusante) (TypeERiv) (défaut: 1)	-	BH		.93
H	Valeur qui indique si on doit optimiser pour le modèle écoulement en rivière (défaut: 0)	-	HC		.94
H	Valeur minimale pour optimisation pour le modèle écoulement en rivière (défaut: 0)	-	HC		.95
H	Valeur maximale pour optimisation pour le modèle écoulement en rivière (défaut: 1 000 000)	-	HC		.96
H	Optimisation du coefficient de Manning (OptCoMan) (défaut: 1)	-	BH		.97
H	Coefficient pour optimisation des largeurs de tronçon (OptLargTr) (défaut: 1)	-	BH		.98
D	Premier jour de l'année où il n'y a plus de neige au sol (par USS)	jour	-	MRN ou ENVC	.99
D	Hauteur de la pluie tombée (par USS)	mm	-	MRN ou ENVC	.100
D	Température mensuelle moyenne (par USS)	°C	-	MRN ou ENVC	.101
D	Jour de l'année où la température est minimum.	jour julien	BP	MRN ou ENVC	.102
D	Capacité au champs de la couche de sol de l'USS.	mm/mm ?	CU		.103
D	Épaisseur de la couche de sol #1	m	CB		.104
D	Épaisseur de la couche de sol #2	m	CB		.105
D	Épaisseur de la couche de sol #3	m	CB		.106
D	Porosité efficace de la couche de sol de l'USS.	mm/mm ?	CU		.107
D	Pourcentage moyen d'argile dans la couche de sol.	%	PC		.108
D	Pourcentage moyen de limon dans la couche de sol.	%	PC		.109
D	Pourcentage moyen de sable dans la couche de sol.	%	PC		.110
E	Cas d'application du facteur P des pratiques culturales (de conservation).		GR		.111
E	Facteur C pour la cinquième période de croissance végétale.		GR		.112
E	Facteur C pour la deuxième période de croissance végétale.		GR		.113

E	Facteur C pour la première période de croissance végétale.		GR	.114
E	Facteur C pour la quatrième période de croissance végétale.		GR	.115
E	Facteur C pour la troisième période de croissance végétale.		GR	.116
E	Facteur d'érodabilité annuelle moyen.	t h/MJ mm	PC	.117
E	Pente moyenne de l'occupation du sol.	degré	PC	.118
E	Pente moyenne de l'USS.	%	CU	.119
E	Rapport longueur/largeur de l'USS.	-	CU	.120
E	Facteur d'ajustement pour la capacité de transport au sol.	-	BE	.121
E	Coefficient d'érosivité des pluies pour la période chaude.	-	BE	.122
E	Coefficient d'érosivité des pluies pour la période froide.	-	BE	.123
E	Coefficient d'érosivité du ruissellement pour la période chaude.	-	BE	.124
E	Coefficient d'érosivité du ruissellement pour la période froide.	-	BE	.125
E	Coefficient pour la relation largeur-surface occupation (largeur-débit).	-	BE	.126
E	Durée moyenne de la période sans gel au sol.	jours	BE	.127
E	Érosivité totale annuelle moyenne sur le bassin versant.	MJ mm/ha	BE	.128
E	Exposant pour la relation érosivité-précipitations.	-	BE	.129
E	Exposant pour la relation largeur-surface occupation (largeur-débit).	-	BE	.130
PE	Taux de pesticide appliqué ainsi que son identifiant (par USS, par rotation)	%	RP	.131
PE	Densité apparente de la couche de sol #1 de l'occupation de l'USS.	g/cm3	PC	.132
PE	Densité apparente de la couche de sol #2 et #3 de l'occupation de l'USS.	g/cm3	PC	.133
PE	Point de flétrissement de la couche de sol de l'occupation de l'USS.	mm/mm ?	CU	.134
PE	Pourcentage de matière organique de la couche de sol #1.	%	PC	.135
PE	Pourcentage de matière organique des couches de sol #2 et #3.	%	PC	.136
PO	Masse d'azote organique apportée au sol à la récolte.	kg/ha	GF	.137
PO	Masse totale d'azote appliqué lors de cette fertilisation.	kg/ha	GF	.138
PO	Masses de phos. minéral labile à appliquer selon la masse de phos. minéral dans le sol de l'occup. (0 et +)	kg/ha	GF	.139
PO	Masses de phos. minéral labile à appliquer selon la masse de phos. minéral dans le sol de l'occup. (31 et +)	kg/ha	GF	.140

PO	Masses de phos. minéral labile à appliquer selon la masse de phos. minéral dans le sol de l'occup. (61 et +)	kg/ha	GF		.141
PO	Masses de phos. minéral labile à appliquer selon la masse de phos. minéral dans le sol de l'occup. (91 et +)	kg/ha	GF		.142
PO	Masses de phos. minéral labile à appliquer selon la masse de phos. minéral dans le sol de l'occup. (121 et +)	kg/ha	GF		.143
PO	Masses de phos. minéral labile à appliquer selon la masse de phos. minéral dans le sol de l'occup. (151 et +)	kg/ha	GF		.144
PO	Masses de phos. minéral labile à appliquer selon la masse de phos. minéral dans le sol de l'occup. (250 et +)	kg/ha	GF		.145
PO	Phosphore assimilable de la couche de sol #1.	p.p.m	PC		.146
PO	Phosphore assimilable des couches de sol #2 et #3.	p.p.m	PC		.147
Q	Altitude moyenne du bassin (Default: 753).	m	CB		.148
Q	Ammoniaque dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD		.149
Q	Coefficient ADAM de qualité du barrage (établit selon un tableau).	-	CA		.150
Q	Coefficient BDAM pour l'aération du barrage (établit selon un tableau).	-	CA		.151
Q	Concentration du composé conservatif #1 dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD		.152
Q	Concentration du composé conservatif #2 dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD		.153
Q	Concentration en chlorophylle A dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD		.154
Q	Concentration en coliformes dans le rejet ponctuel.	nb/100ml	RD		.155
Q	Coordonnée moyenne pour la latitude du bassin (Default: 46).	degré	CB		.156
Q	Coordonnée moyenne pour la longitude du bassin (Default: 70,67).	degré	CB		.157
Q	DBO5 dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD		.158
Q	Ennuagement moyen.	fraction	CB		.159
Q	Hauteur du barrage.	m	CA		.160
Q	Méridien standard du bassin (Default: 75).	degré	CB		.161
Q	Nitrites dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD		.162
Q	Nombre moyen d'heure de soleil par jour (Default: 14).	heures	C1		.163
Q	Ordinal de l'élément de calcul QUAL2E (ISC) où se trouve le barrage dans le tronçon.	-	CA		.164
Q	Pente du tronçon.	?	CX		.165

Q	Poucentage de traitement (FIXE). Valeur 0,0.	-	C1	.166
Q	Pourcentage du débit passant au-dessus du barrage (trop plein).	%	CA	.167
Q	Pression barométrique moyenne.	mbar	CB	.168
Q	Radiation totale journalière moyenne (Default: 350).	Langleys	C1	.169
Q	Température humide moyenne.	celsius	CB	.170
Q	Température sèche moyenne.	celsius	CB	.171
Q	Vitesse moyenne des vents.	m/s	CB	.172
Q	Azote organique dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.173
Q	Concentration du composé non-conservatif #1 dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.174
Q	Concentration du composé non-conservatif #2 dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.175
Q	Concentration du composé non-conservatif #3 dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.176
Q	Débit du rejet ponctuel.	m3/s	RD	.177
Q	Nitrates dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.178
Q	Oxygène dissous dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.179
Q	Phosphore dissous dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.180
Q	Phosphore organique dans le rejet ponctuel.	mg/l	RD	.181
Q	Quantité de sédiments dans le rejet ponctuel.	tonnes	RD	.182
Q	Température de la couche de sol #1 (table rejet detail).	celsius	RD	.183
Q	Ammoniaque considéré dans les affluents	mg/l	BQ	.184
Q	Coefficient d'atténuation due à la poussière (Default: 0,06).	-	BQ	.185
Q	Coefficient de décroissance du phosphore organique.	l/jour	CX	.186
Q	Coefficient de demi-saturation de l'azote (Default: 0,01).	mg/l	BQ	.187
Q	Coefficient de demi-saturation du phosphore (Default: 0,001).	mg/l	BQ	.188
Q	Coefficient de déposition de l'azote organique.	l/jour	CX	.189
Q	Coefficient de déposition du phosphore organique.	l/jour	CX	.190
Q	Coefficient de dispersion longitudinale.	-	CX	.191
Q	Coefficient de manning du tronçon.	-	CX	.192
Q	Coefficient de moyenne pour la luminosité (Default: 0,92).	-	BQ	.193
Q	Coefficient de préférence pour l'ammoniaque des algues (Default: 0,9).	-	BQ	.194
Q	Coefficient de saturation de la lumière (Default: 0,03).	Langleys/mi	BQ	.195
Q	Coefficient de transfert de chaleur du sol.	W/m2K	CX	.196
Q	Coefficient de Tsivoglou (option 8).	1/m	CX	.197

Q	Coefficient d'évaporation AE (Default: 0,0000096).	(m/h)/mbar	BQ	.198
Q	Coefficient d'évaporation BE (Default: 0,0000032).	(m/h)/mbar	BQ	.199
Q	Coefficient d'extinction de lumière non attribuable aux algues.	1/m	CX	.200
Q	Coefficient d'hydrolyse de l'azote organique.	l/jour	CX	.201
Q	Coefficient d'inhibition de la nitrification (Default: 10).	-	BQ	.202
Q	Coefficient d'oxydation de l'ammoniaque.	l/jour	CX	.203
Q	Coefficient d'oxydation des nitrites.	l/jour	CX	.204
Q	Coefficient linéaire d'auto-ombrage des algues (Default: 0,0006).	(m-1 (u-chl))	BQ	.205
Q	Coefficient non-linéaire d'auto-ombrage des algues (Default: 0).	(m-1 (u-chl))	BQ	.206
Q	Concentration du composé conservatif #1 au début du tronçon.	mg/l	CX	.207
Q	Concentration du composé conservatif #1 dans les apports.	mg/l	BQ	.208
Q	Concentration du composé conservatif #2 au début du tronçon.	mg/l	CX	.209
Q	Concentration du composé conservatif #2 dans les apports.	mg/l	BQ	.210
Q	Concentration du composé non-conservatif #1 au début du tronçon.	mg/l	CX	.211
Q	Concentration du composé non-conservatif #2 au début du tronçon.	mg/l	CX	.212
Q	Concentration du composé non-conservatif #3 au début du tronçon.	mg/l	CX	.213
Q	Concentration en azote ammoniacal NH3.	mg/l	BQ	.214
Q	Concentration en azote organique au début du tronçon.	mg/l	CX	.215
Q	Concentration en azote-ammoniacal N-NH3 au début du tronçon.	mg/l	CX	.216
Q	Concentration en azote-nitrates N-NO3 au début du tronçon.	mg/l	CX	.217
Q	Concentration en azote-nitrites N-NO2 au début du tronçon.	mg/l	CX	.218
Q	Concentration en azote-nitrites N-NO2.	mg/l	BQ	.219
Q	Concentration en chlorophylle A au début du tronçon.	mg/l	CX	.220
Q	Concentration en chlorophylle A.	mg/l	BQ	.221
Q	Concentration en coliformes au début du tronçon.	nb/100ml	CX	.222
Q	Concentration en coliformes dans les apports.	nb/100ml	BQ	.223
Q	Concentration en oxygène dissous au début du tronçon.	mg/l	CX	.224
Q	Concentration en phosphore dissous au début du tronçon.	mg/l	CX	.225
Q	Concentration en phosphore organique au début du tronçon.	mg/l	CX	.226
Q	Contenu en azote des algues (Default: 0,08).	mgN/mgA	BQ	.227
Q	Contenu en phosphore des algues (Default: 0,015).	mgP/mgA	BQ	.228
Q	Demande biochimique en oxygène (DBO5) au début du tronçon.	mg/l	CX	.229

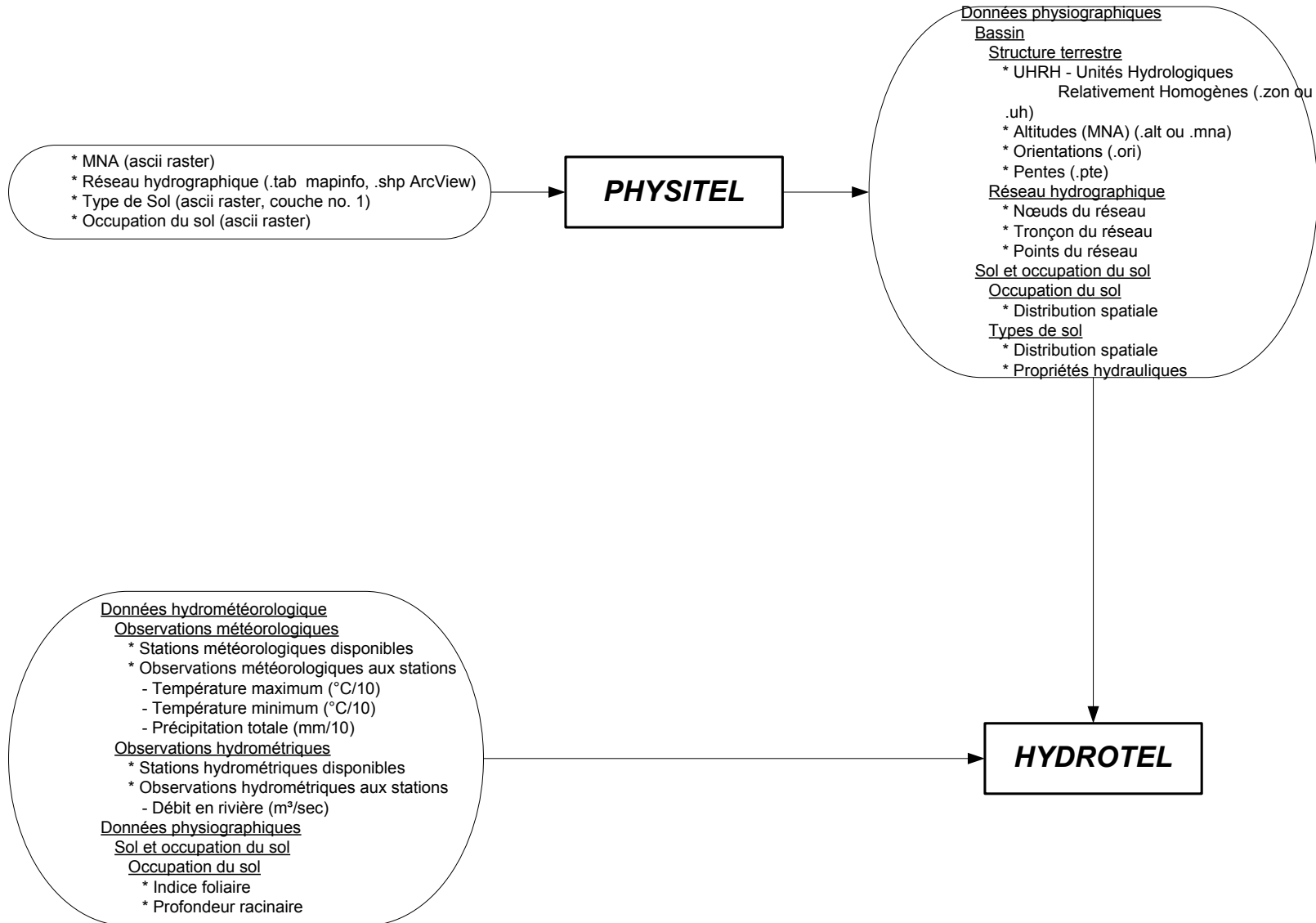
Q	Demande biochimique en oxygène dans les apports (DBO5).	mg/l	BQ	.230
Q	Demande en oxygène par les sédiments.	g/m2 jour	CX	.231
Q	Diamètre moyen des particules en suspension en rivière.	m	CX	.232
Q	Exposant b pour réaération (option 7).	-	CX	.233
Q	Exposant o/ pour la variation de la demande des sédiments en oxygène (Default: -1).	-	BQ	.234
Q	Exposant o/ pour la variation de la source benthique de l'ammoniaque (Default: -1).	-	BQ	.235
Q	Exposant o/ pour la variation de la source benthique du composé non-conservatif #1 (Default: -1).	-	BQ	.236
Q	Exposant o/ pour la variation de la source benthique du composé non-conservatif #2 (Default: -1).	-	BQ	.237
Q	Exposant o/ pour la variation de la source benthique du composé non-conservatif #3 (Default: -1).	-	BQ	.238
Q	Exposant o/ pour la variation de la source benthique du phosphore dissous (Default: -1).	-	BQ	.239
Q	Exposant o/ pour la variation du coefficient de déposition de l'azote organique (Default: -1).	-	BQ	.240
Q	Exposant o/ pour la variation du coefficient de déposition du phosphore (Default: -1).	-	BQ	.241
Q	Exposant o/ pour la variation du coefficient de transformation des nitrites (Default: -1).	-	BQ	.242
Q	Exposant o/ pour la variation du coefficient de transformation du phosphore (Default: -1).	-	BQ	.243
Q	Exposant o/ pour la variation du coefficient d'hydrolyse de l'azote organique (Default: -1).	-	BQ	.244
Q	Exposant o/ pour la variation du coefficient d'oxydation de l'ammoniaque (Default: -1).	-	BQ	.245
Q	Exposant o/ pour la variation du paramètre de réaération (Default: -1).	-	BQ	.246
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de croissance des algues (Default: 1).	-	BQ	.247
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de décroissance de la DBO (Default: -1).	-	BQ	.248
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de décroissance des coliformes (Default: -1).	-	BQ	.249
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de décroissance du composé non-conservatif #1 (Default: 1).	-	BQ	.250

Q	Exposant o/ pour la variation du taux de décroissance du composé non-conservatif #2 (Default: -1).	-	BQ	.251
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de décroissance du composé non-conservatif #3 (Default: -1).	-	BQ	.252
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de déposition des algues (Default: 1).	-	BQ	.253
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de déposition du composé non-conservatif #1 (Default: 1).	-	BQ	.254
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de déposition du composé non-conservatif #2 (Default: -1).	-	BQ	.255
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de déposition du composé non-conservatif #3 (Default: -1).	-	BQ	.256
Q	Exposant o/ pour la variation du taux de respiration des algues (Default: 1).	-	BQ	.257
Q	Facteur de conversion DBO-5 jours à DBO ultime (Default: 0,23).	-	BQ	.258
Q	Facteur de conversion de la radiation solaire utile à la photosynthèse (Default: 0,44).	-	BQ	.259
Q	Facteur de la végétation.	?	CX	.260
Q	Facteur érodabilité annuel moyen.	t h/MJ mm	CX	.261
Q	Intensité maximale de la pluie.	m/s	CX	.262
Q	Longeur ISC (Default: 0,3).	km	BQ	.263
Q	Masse de sédiments au début du tronçon.	tonnes	CX	.264
Q	Nitrites considéré dans les affluents.	mg/l	BQ	.265
Q	Nom du composé conservatif #1 (default: A).	-	BQ	.266
Q	Nom du composé conservatif #2 (default: B).	-	BQ	.267
Q	Nom du composé non-conservatif #1 (default: C).	-	BQ	.268
Q	Nom du composé non-conservatif #2 (default: D).	-	BQ	.269
Q	Nom du composé non-conservatif #3 (default: E).	-	BQ	.270
Q	Nombre de pas de calcul maximum pour convergence en régime permanent (Default: 1).	-	BQ	.271
Q	Option pour déterminer le type de condition à la frontière (Default: 0).	-	BQ	.272
Q	Option pour déterminer l'impression des données climatiques (Default: Non).	Oui ou Non	BQ	.273
Q	Option pour déterminer l'impression des données d'entrée (Default: Non).	Oui ou Non	BQ	.274
Q	Option pour déterminer l'impression des graphes de DO (Default: Non).	Oui ou Non	BQ	.275

Q	Option pour déterminer l'impression du sommaire des variables calculé (Default: Non).	Oui ou Non	BQ	.276
Q	Option pour déterminer l'utilisation du "Flow augmentation" (Default: Non).	Oui ou Non	BQ	.277
Q	Option pour établir la valeur moyenne de luminosité journalière (Default: 3).	-	BQ	.278
Q	Option pour fixer le système métrique à la sortie (Default: 1).	-	BQ	.279
Q	Option pour fixer le système métrique à l'entrée (Default: 1).	-	BQ	.280
Q	Option pour la fonction liant photosynthèse et lumière (Default: 1).	-	BQ	.281
Q	Option pour la réaération.	1 à 8	CX	.282
Q	Option pour la relation entre la croissance des algues et les disponibilité.....???	-	BQ	.283
Q	Oxygène produit par unité de croissance des algues (Default: 1,6).	mgO/mgA	BQ	.284
Q	Oxygène utilisé par la respiration des algues (Default: 2).	mgO/mgA	BQ	.285
Q	Oxygène utilisé par unité d'ammoniaque oxydée (Default: 3,5).	mgO/mgN	BQ	.286
Q	Oxygène utilisé par unité de nitrite oxydé (Default: 1,05).	mgO/mgN	BQ	.287
Q	Paramètre A pour K2 (option 7).	-	CX	.288
Q	Paramètre réaération K2.	l/jour	CX	.289
Q	Pas de temps pour le modèle Qual (Default: 1).	heures	BQ	.290
Q	Pente du tronçon (gradient d'énergie Se) (option 8).	-	CX	.291
Q	Rapport chlorophylle A sur algue.	ug chlA/mg algue	CX	.292
Q	Simulation de la DBO (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.293
Q	Simulation de la température (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.294
Q	Simulation de l'oxygène dissous (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.295
Q	Simulation des algues (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.296
Q	Simulation des coliformes (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.297
Q	Simulation des matières en suspension (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.298
Q	Simulation du cycle de l'azote (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.299
Q	Simulation du cycle du phosphore (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.300
Q	Simulation d'un composé conservatif #1 (default: Non).	Oui ou Non	BQ	.301
Q	Simulation d'un composé conservatif #2 (default: Non).	Oui ou Non	BQ	.302
Q	Simulation d'un composé non-conservatif #1 (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.303
Q	Simulation d'un composé non-conservatif #2 (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.304
Q	Simulation d'un composé non-conservatif #3 (default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.305

Q	Simulation en régime permanent (Default: Non).	Oui ou Non	BQ	.306
Q	Source benthique de phosphore dissous.	mgP/m2 jour	CX	.307
Q	Source benthique pour l'azote ammoniacal.	mgN/m2 jour	CX	.308
Q	Source benthique pour le composé non-conservatif #1.	mgCNC/m2 jour	CX	.309
Q	Source benthique pour le composé non-conservatif #2.	mgCNC/m2 jour	CX	.310
Q	Source benthique pour le composé non-conservatif #3.	mgCNC/m2 jour	CX	.311
Q	Taux de croissance maximum des algues (Default: 3).	1/jour	BQ	.312
Q	Taux de décroissance de la DBO par déposition.	l/jour	CX	.313
Q	Taux de décroissance de la DBO.	l/jour	CX	.314
Q	Taux de décroissance des coliformes.	l/jour	CX	.315
Q	Taux de décroissance du composé non-conservatif #1.	l/jour	CX	.316
Q	Taux de décroissance du composé non-conservatif #2.	l/jour	CX	.317
Q	Taux de décroissance du composé non-conservatif #3.	l/jour	CX	.318
Q	Taux de déposition des algues.	m/jour	CX	.319
Q	Taux de déposition du composé non-conservatif #1.	l/jour	CX	.320
Q	Taux de déposition du composé non-conservatif #2.	l/jour	CX	.321
Q	Taux de déposition du composé non-conservatif #3.	l/jour	CX	.322
Q	Taux de respiration des algues (Default: 0,2).	1/jour	BQ	.323
Q	Température de l'eau au début du tronçon.	celsius	CX	.324
Q	Temps de concentration maximum (Default: 1).	heures	BQ	.325
Q	Tronçons de forme trapezoidale (Default: Oui).	Oui ou Non	BQ	.326
Q	Unités pour le composé non-conservatif #1 (Default: MG/L).	-	BQ	.327
Q	Unités pour le composé non-conservatif #2 (Default: MG/L).	-	BQ	.328
Q	Unités pour le composé non-conservatif #3 (Default: MG/L).	-	BQ	.329
Q	Unités utilisées pour le composé conservatif #1 (default: MG/L).	-	BQ	.330
Q	Unités utilisées pour le composé conservatif #2 (default: MG/L).	-	BQ	.331

ANNEXE I. SCHÉMATISATION DU FLUX DE DONNÉES ENTRE LES MODÈLES



Attributs du bassin

- * Coefficient d'érosivité des pluies pour la période chaude
- * Coefficient d'érosivité des pluies pour la période froide
- * Coefficient d'érosivité du ruissellement pour la période chaude
- * Coefficient d'érosivité du ruissellement pour la période froide
- * Coefficient pour la relation largeur-superficie-occupation (largeur-débit)
- * Durée moyenne de la période sans gel au sol [jours]
- * Érosivité totale annuelle moyenne sur le bassin versant [MJ mm/ha]
- * Exposant pour la relation érosivité-précipitations
- * Exposant pour la relation largeur-superficie occupation (largeur-débit)
- * Facteur d'ajustement pour la capacité de transport au sol

Données sur les uss

- * Pente moyenne de l'uss [%]
- * Rapport longueur/largeur de l'uss

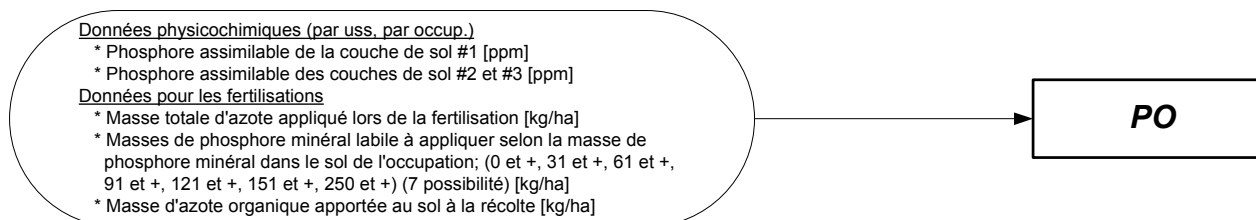
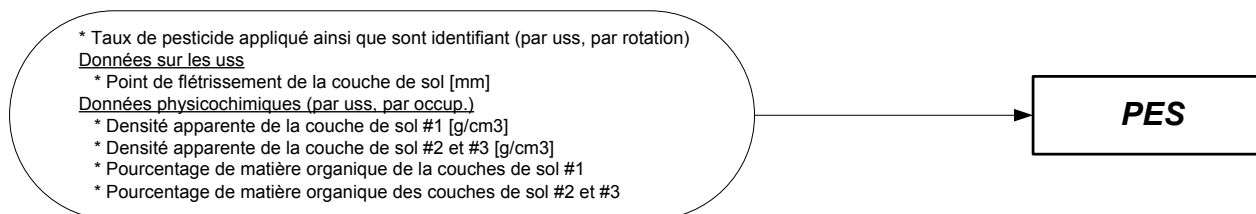
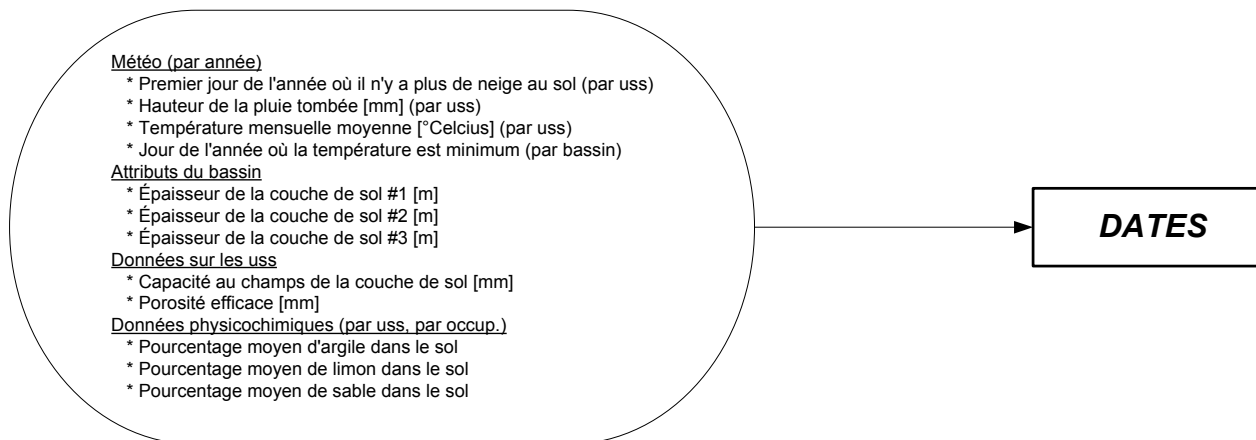
Données physicochimiques (par uss, par occup.)

- * Facteur d'érodabilité annuelle moyen [t h/MJ mm]
- * Pente moyenne de l'occupation du sol [degré]

Données pour les rotations

- * Cas d'application du facteur P des pratiques culturales (de conservation) (par rotation)
- * Facteur C pour chacune des cinq périodes de croissance végétale (par rotation)

EROSION



Attributs du bassin

- * Altitude moyenne [m]
- * Coordonnée moyenne pour la latitude [degré]
- * Coordonnée moyenne pour la longitude [degré]
- * Ennuagement moyen [fraction]
- * Méridien standard [degré]
- * Pression barométrique moyenne [mbar]
- * Température humide moyenne [°Celsius]
- * Température sèche moyenne [°Celsius]
- * Vitesse moyenne des vents [m/s]
- * Nombre moyen d'heure de soleil par jour
- * Pourcentage de traitement (fixé à 0)
- * Radiation totale journalière moyenne (fixé à 350)
- * Ammoniaque considéré dans les affluents [mg/l]
- * Concentration du composé conservatif #1 considéré dans les affluents [mg/l]
- * Concentration du composé conservatif #2 considéré dans les affluents [mg/l]
- * Concentration en chlorophylle A considéré dans les affluents [mg/l]
- * Concentration en coliformes considéré dans les affluents [nb/100ml]
- * Nitrites considéré dans les affluents [mg/l]

Attributs des barrages

- * Coefficient ADAM de qualité du barrage (établi selon un tableau)
- * Coefficient BDAM pour l'aération du barrage (établi selon un tableau)
- * Hauteur du barrage [m]
- * Ordinal de l'élément de calcul QUAL2E (ISC) où se trouve le barrage dans le tronçon
- * Pourcentage du débit passant au-dessus du barrage (trop plein)

Attributs des rejets

- * DBO5 dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Azote organique dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Concentration du composé non-conservatif #1 dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Concentration du composé non-conservatif #2 dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Concentration du composé non-conservatif #3 dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Débit du rejet ponctuel [m3/s]
- * Nitrates dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Oxygène dissous dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Phosphore dissous dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Phosphore organique dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Quantité de sédiments dans le rejet ponctuel [tonnes]
- * Température de la couche de sol #1 [°Celsius]
- * Ammoniaque dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Concentration du composé conservatif #1 dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Concentration du composé conservatif #2 dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Concentration en chlorophylle A dans le rejet ponctuel [mg/l]
- * Concentration en coliformes dans le rejet ponctuel [nb/100ml]
- * Nitrites dans le rejet ponctuel [mg/l]

Réseau hydrographique (pour chaque tronçon)

- * Pente

QUAL2E

ANNEXE J. DESCRIPTION DES FICHIERS D'ENTRÉE ET SORTIE DES MODÈLES DE SIMULATION

J.1 LISTE DES FICHIERS D'ENTRÉE/SORTIE

Tableau J.1: Liste des fichiers d'entrée/sortie des modèles de simulation

Modèle de simulation	Nom du fichier	Fichier d'entrée ou de sortie
Dates	neige.19xx	Entrée
	pedologie.dat	Entrée
	plages.dat	Entrée
	pluie.19xx	Entrée
	rotation.dat	Entrée
	tmoy.19xx	Entrée
	uss.dat	Entrée
	arrosage.out	Sortie
	croissance.out	Sortie
	pratique.out	Sortie
	tempcsol.out	Sortie
Erosion	erosion.cal	Entrée
	erosion.hyd	Entrée
	erosion.per	Entrée
	erosion.sg1	Entrée
	erosion.sg2	Entrée
	erosion.out	Sortie
Hydrotel	956.trn	Entrée
	nom_simulation.cla	Entrée
	nom_simulation.hgm	Entrée
	nom_simulation.nds	Entrée
	nom_simulation.prj	Entrée
	nom_simulation.trn	Entrée
	nom_simulation.dbt	Sortie
	nom_simulation.evp	Sortie

Tableau I.1 (suite) : Liste des fichiers d'entrée/sortie des modèles de simulation

Modèle de simulation	Nom du fichier	Fichier d'entrée ou de sortie
Hydrotel (suite)	nom_simulation.qual2e nom_simulation.rusle_bv nom_simulation.rusle_ru nom_simulation.swat_bv nom_simulation.swat_ru	Sortie Sortie Sortie Sortie Sortie
Pes	application.dat arrosage.out bilanvertical.dat indicefoliaire.dat pedologie.dat pesticide.dat rotation.dat ruissellement.dat sediment.dat uss.dat pes.ech	Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Sortie
Po	bilanvertical.dat engrais.dat epandage.dat grille.dat groupes.dat pedologie.dat pratique.out rotation.dat ruissellement.dat sediment.dat tempcsol.out uss.dat po.ech	Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Entrée Sortie
Qual2E	bassin.dat climat.dat jour.dat qual2e.out	Entrée Entrée Entrée Sortie

J.2 DESCRIPTION DES FICHIERS

○ 956.trn

Information sur le barrage (bassin de la chaudière).

○ application.dat

Informations sur les pesticides à appliquer.

Fonction : CPilotePoPes::GenereApplication().

Tables : CouchesBassinPoPes, DonneesProdVegCouches,
DonneesRotaPratCouche, ScenariosPoPes.

Format : Pour chaque USS (agricole);
Pour chaque occupation agricole (2,3,4,7);
Pour chaque année de rotation (max: 5);
ID_USS, ID_ClasseSol, AnneeRotat, CD_Pestic1, Taux1,...
...CD_Pestic2, Taux2, CD_Pestic3, Taux3.

Notes : Le fichier est vide si aucun pesticide n'est appliqué sur le bassin.

○ arrosage.out

Informations sur les dates d'application des pesticides.

Fonction : Généré par le modèle Dates.

Tables : Provient du fichier plages.dat.

Format : Pour chaque USS;
Pour chaque occupation agricole (2,3,4);
Pour chaque année de simulation;
SI (ID_Rotat) <> 3
ID_USS, ID_ClasseSol, AnneeSimul (ex: 1994), ...
...IndiceDateApplication, JourJulien.
SINON
Pour IndiceDateApplication = 1 à 8
ID_USS, ID_ClasseSol, AnneeSimul (ex : 1994),...
IndiceDateApplication, JourJulien.

○ bassin.dat

Information sur le bassin.

Fonction : CPiloteQual2E::GenereFichierBassin().

Tables : CouchesBassins, CouchesBassinsQualite, HydroQuali,
CouchesReseau, CouchesReseauLacsQualite, ISC, CouchesRejets,
Jonctions.

Format : -

○ **bilanvertical.dat**

Bilans vertical hydrologique.

Fonction : CPilotePoPes::GenereHydro().

Tables : Provient des fichiers de sortie d'Hydrotel.

Format : Pour chaque jour de simulation;
Pour chaque USS;
Annee, JourJulien
NbUSS
ID_USS, HEauPluie, C1TEau, C2TEau, C3TEau, C1C2Percol,...
...C2C3Percol, TAir.

○ **climat.dat**

Donnees climatologiques. Information sur le climat local.

Fonction : CPiloteQual2E::GenereFichierJour().

Tables : CouchesBassins.

Format : Pour chaque jour de simulation;
Écris 8 lignes pareille pour chaque jour;
LOCAL CLIMATOLOGY (fixe), NuageMoy, TAir, TAir-3, PresMoy,...
...VVentMoy.

○ **croissance.out**

Information sur les périodes de croissances.

Fonction : CPilotePoPes::RecupereDates().

Tables : DonneesSimuleDates.

Format : Pour chaque année de simulation;
Pour chaque USS;
Pour chaque occupation agricole (2,3,4);
ID_USS, ID_ClasseSol, Annee (ex: 1994), ID_Rotat, JourSemis,...
...JourRecolte, JourLabour.

○ engrais.dat

Informations sur les engrais (fumier, lisier) pour chaque USS agricole.

Fonction : CPilotePoPes::GenereEngrais().

Tables : DonneesBilansUSS.

Format : Pour chaque USS agricole;

ID_USS, FumierAnnuel, LisierAnnuel, FumierNOrg, FumierNNO3, ...
...FumierPOrg, FumierPDis, LisierNOrg, LisierNNO3, LisierPOrg, ...
...LisierPDis.

○ epandage.dat

Information sur les modes d'épandage ainsi que les règles de gestion des fertilisants pour les 5 années pour chaque occupation agricole des USS.

Fonction : CPilotePoPes::GenereEpandage().

Tables : DonneesEngraisCouches, ScenariosPoPes.

Format : Pour chaque USS;

Pour chaque occupation agricole;

ID_USS, ID_ClasseSol, CD_Epand, CD_GestFertiA1, ...
...CD_GestFertiA2, CD_GestFertiA3, CD_GestFertiA4, ...
... CD_GestFertiA5.

○ erosion.cal

Paramètres de calage pour le modèle.

Fonction : CPiloteErosion::GenereFichierCAL()

Tables : CouchesBassinsErosion, OccupationSol, SystemeRotations.

Format : 1^{er} ligne : NbAnneeSimul, NbJourSimul, NbUSSAgricole, ...
...NBClassesAgricoles, NbSystemeRotation.

2er ligne : CoErosPluieF, CoErosPluieC, EroPrecExp, ...
...CoErosRuisF, CoErosRuisC.

3er ligne : SolDegele, ErosAnMoy, LargDebCo, ...
... LargDebExp, CoTrans.

○ erosion.hyd

Paramètres hydrologiques provenant du fichier de sortie d'hydrotel [rusle_bv].

Fonction : CPiloteErosion:: GenereFichierHYD().

Tables : OccupationSol, Fichier sortie hydrotel (nom_simulation.rusle_bv).

Format : Pour chaque jour de simulation;

Pour chaque USS;

JourSimul, ID_USS, HEauPluie, TAir, HEauNeige, HSurface.

○ **erosion.out**

Données de sortie du modèle Érosion.

Fonction : CPiloteErosion ::RecupereDonneesSimuleErosi().

Tables : DonneesSimuleErosi.

Format : Pour chaque jour de simulation;

Pour chaque USS;

Pour chaque occupation agricole (2, 3, 4, 7);

IndiceJourSimul, JourJulien, ID_USS, ID_ClasseSol, Sediment [tonne].

○ **erosion.per**

Données concernant la physiographie du bassin (paramètres d'érosion).

Fonction : CPiloteErosion :: GenereFichierPER().

Tables : CouchesUSS, OccupationSol, PhysicoChimiqueUssOccup,
ScenariosPhysicoChimiqueUssOccup.

Format : Pour chaque USS;

Pour chaque occupation agricole (2,3,4,7);

ID_USS, ID_ClasseSol, SurfaceUSS, SurfacePhysico, ...

...PourcentageOccupationUSS(SurfacePhysico / SurfaceUSS * 100),..

..._RLLUSS, Pente, InclIPente, FacKEroda.

○ **erosion.sg1**

Paramètres concernant les systèmes de gestion agricole.

Fonction : CPiloteErosion :: GenereFichierSG1().

Tables : DonneesProdVegCouches, ScenariosPoPes, DonneesSimuleDates.

Format : Pour chaque années;

Pour chaque USS agricole;

Pour chaque occupation agricole;

AnnéesRotation, ID_USS, ID_ClasseSol, CD_Rotat, [si GTC5 >

..GTC1 -> GTC1, GTC2, GTC3, GTC4, GTC5, sinon -> GTC5,GTC1,..

..GTC2, GTC3, GTC4.

Notes : GTC1 = JourSemis

$GTC2 = GTC1 + (GTC4 - GTC1) / 3 \quad -> ???$
 $GTC3 = GTC1 + 2 * (GTC4 - GTC1) / 3 \quad -> ???$
 $GTC4 = \text{JourRecolte}$
 $GTC5 = \text{JourLabour}$

○ **erosion.sg2**

Paramètres concernant les systèmes de gestion agricole (facteur C).

Fonction : CPiloteErosion :: GenereFichierSG2().

Tables : GrilleRotations.

Format : Pour chaque année de simulation (jusqu'à un max de 5), inscrit les données pour les différents code de rotation (4).

Cd_Rotat, AnneeRotat, Crois1C, Crois2C, Crois3C, Crois4C, ...
... Crois5C, CasP.

Notes : Une ligne par code et année de rotation. Ex : 2 ans simul = 8 lignes.

○ **grille.dat**

Grille de fertilisation pour les 5 années de rotation.

Fonction : CPilotePoPes::GenereGrille().

Tables : DonneesProdVegCouches, GrilleFertilisation, ScenariosPoPes.

Format : Pour chaque USS;

Pour chaque occupation agricole;

Pour chaque années de rotation (5);

ID_USS, ID_ClasseSol, AnneeRotation, QAzote, QPhos_0,...

...QPhos_31, QPhos_61, QPhos_91, QPhos_121, QPhos_151,...

...QPhos_250, QAzoteRec.

○ **groupes.dat**

Information sur les groupes de USS. Voir le document « MAJ du modèle de simulation PO, 9 Mai 2003 » pour plus d'information.

Fonction : CPilotePoPes::GenereFichierGroupe().

Tables : ReferenceGroupe_Po.

Format : Pour chaque USS;

ID_USS, No_Groupe.

○ **indicefoliaire.dat**

Information sur les indices foliaires pour les occupations.

Fonction : CPilotePoPes::GenereIndiceFoliaire().

Table : CouchesOccupSol.

Format : JourJulien, IndFoliaireClasse2, IndFoliaireClasse3, ...
...IndFoliaireClasse4.

○ **jour.dat**

Données journalières (tronçons, rejets, barrages..)

Fonction : CPiloteQual2E::GenereFichierJour().

Tables : -

Format : -

○ **neige.19xx**

Indique pour chaque USS le premier jour de l'année où il n'y a plus de neige au sol.

Fonction : -

Tables : -

Format : Pour chaque USS;
ID_USS, JourJulien.

○ **nom_simulation.cla**

Information sur les classes d'occupation pour tout les USS.

Fonction : CPiloteHydrotel :: GenereCLA().

Tables: PhysicoChimiqueUssOccup, ScenarioPhysicoChimiqueUssOccup .

Format: 3 première ligne; entête, fixe. (1 \n 11 \n uhrh exterieur urbain...).
Pour chacune des classes de sol (11) de chacun des USS;
ID_USS, SurfaceOccup1, SurfaceOccup2, SurfaceOccup3, ...
...SurfaceOccup4, SurfaceOccup5, SurfaceOccup6,...
... SurfaceOccup7, SurfaceOccup8, SurfaceOccup9, ...
...SurfaceOccup10, SurfaceOccup11.

Notes : Toutes les superficies sont en hectare.

○ **nom_simulation.dbt**

Données de sortie du modèle hydrotel concernant les débits.

Fonction : Hydrotel :: SauveDebits().

Tables : -

Format : 1^{er} ligne : 1 (fixe)
2^{ieme} ligne : AnnéeDebut (2 chiffre..), JourDebut, Duree
3^{ieme} ligne : Temp moyenne (C), pluie (mm), neige... (entête fixe)
Pour chaque pas de temps (1 jour de simulation);
TempMoyenne (C), Pluie (mm), Neige (cm), ...
...ProductionEauRuisselementSurface (mm), DebitSimulee (m3/s),...
...DebitObservee (m3/s).

Notes : Exutoire.

○ **nom_simulation.evp**

Évapotranspiration potentielle optimisé (selon le modèle Hydro-Québec) [mm] pour chaque jour de simulation pour chaque USS.

Fonction : Hydrotel, fichier.cpp, ligne 318.

Tables : Calculé par hydrotel.

Format : Pour chaque jour de simulation;
Pour chaque USS;
Année, JourJulien.
NbUSS.
ID_USS, ValeurEVP.

○ **nom_simulation.hgm**

Fichier de l'hydrogramme geomorphologique.

Fonction : CPiloteHydrotel::GenereHGM(). (Copié par le pilote du rép.
[Hydrotel\Chaudiere]).

Tables : CouchesBassins

Format : -

○ **nom_simulation.nds**

Information concernant les nœuds (du réseau de drainage).

Fonction : CPiloteHydrotel::GenereNDS().

Tables : Nœuds.

Format : 1^{er} ligne, entête; 1 (fixe)
2^{ieme} ligne; NombreNoeuds
3^{ieme} ligne; NŒUDS (fixe)
Pour chacun des nœuds (enr. de la table nœuds);

ID_Nœud, UTM_X, UTM_Y, AltitudeNoeud, LargeurRiviereAuNoeud.

○ **nom_simulation.prj**

Fichier de projet hydrotel.

Fonction : CPiloteHydrotel::GenerePRJ().

Tables : CouchesBassins, CouchesBassinsHydro, Simulation.

Format : 3 première ligne; entête (fixe)

AnneeDebut, JourDebut, AnneeFin, JourFin, PasDeTemps (heures).

Parametres optimisation; 0, 3, 0.1, 0.1 (fixe) (en ordre; optimisation...

...,maximum_iteration, tol_fct_objective, tol_parametres).

À voir.....

○ **nom_simulation.qual2e**

Données de sortie concernant les valeurs de bilan vertical nécessaire à Qual2E (débits et hauteur).

Fonction : CPiloteHydrotel::RecupereDonneesSimulHydroT().

Tables : DonneesSimuleHydroT

Format : Pour chaque pas de temps (24h);

Annee, JourJulien, Heure

NbTroncon

Pour chaque tronçon;

ID_Troncon, QAmont, QALateral, QAval, HAmont, HAval, VAmont, Vaval.

○ **nom_simulation.rusle_bv**

Données de sortie concernant les valeurs de bilan vertical nécessaire à RUSLE (hauteur neige, hauteur pluie, température air).

Fonction : CPiloteHydrotel::RecupereDonneesSimulHydroU().

Tables : DonneesSimuleHydroU.

Format : Pour chaque pas de temps (24h);

Annee, JourJulien, Heure

NbUSS

Pour chaque USS;

ID_USS, HEauNeige, HEauPluie, TAir, HSurface.

○ **nom_simulation.rusle_ru**

Données de sortie concernant les valeurs de bilan vertical nécessaire à RUSLE.

Fonction : Hydrotel::RU_OC_ZONE::EcritIntRusle (pas utilisé par GIBSI).

Tables : -

Format : Pour chaque pas de temps (24h);
Annee, JourJulien, Heure,
NbUSS
Pour chaque USS;
ID_USS, RuissellementSurface (m³/s).

○ **nom_simulation.swat_bv**

Données de sortie concernant les valeurs de bilan vertical nécessaire à SWAT.

Fonction : CPiloteHydrotel::RecupereDonneesSimulHydroU().

Tables : DonneesSimuleHydroU

Format : Pour chaque pas de temps (24h);
Annee, JourJulien, Heure
NbUSS
Pour chaque USS;
ID_USS, HEauNeige, C1TEau, C2TEau, C3TEau, C1C2Percol, ...
... C2C3Percol.

○ **nom_simulation.swat_ru**

Données de sortie concernant les valeurs de ruissellement nécessaire à SWAT.

Fonction : CPiloteHydrotel::RecupereDonneesSimulHydroU().

Tables : DonneesSimuleHydroU.

Format : Pour chaque pas de temps (24h);
Annee, JourJulien, Heure
NbUSS
Pour chaque USS;
ID_USS, QSurface, C2QLateral, C3QLateral.

○ **nom_simulation.trn**

Information sur les tronçons.

Fonction : CPiloteHydrotel::GenereTRN().

Tables : -

Format : 1 (fixe) (format du fichier)
NbTroncon
TRNCONS (fixe) (entête)

Pour chaque tronçon;

Dans le cas d'un type 0 (tronçon);

Type, NO_Aval, NO_Amont, Longueur, Largeur, CoManRiv, ...
... NbUSSAssocié, [ID_USS de chaque USS associé].

Dans le cas d'un type 1 (lac);

Type, NO_Aval, NbNoeudAmont, [NO_Amont de chacun des
... nœud amont], Longueur, Surface, Profondeur, CoC, CoK, ...
....NbUSSAssocié, [ID_USS de chaque USS associé].

Dans le cas d'un type 2 (barrage);

Type, NO_Aval, NbNoeudAmont, [NO_Amont de chacun des
... nœud amont], NomFichierInfoBarrage, ProfondeurMoy,
... LargeurMoy, HautRefHV, CoP, CoR, CoAlpha, Qmax, Qmin,....
... NbGestionAnnuelle, Pour chacune des gestions annuelles;
JourDeFin, CD_TypeGestion,

A voir...

o **pedologie.dat**

Données pédologique.

Fonction : CPilotePoPes::GenerePedologie().

Tables : CouchesBassins, CouchesUSS, PhysicoChimiqueUssOccup,
ScenariosPhysicoChimiqueUssOccup.

Format : Pour chaque USS;
Pour chaque occupation agricole;
ID_USS, SuperficieUSS, C1Epais, C2Epais, C3Epais,...
...ID_ClasseSol, SuperficieOccup, Sable, Limon, Argile,...
...Porosite, TEauFletr, CapChamp, PSaBaseC1, PSaBasC23,...
...DensAppC1, DensAppC23, PrcMorgC1, PrMorgC23,...
...PhosAssC1, PhosAssC23, Ph2Eau.

o **pesticide.dat**

Caractéristiques spécifiques à chacun des pesticides.

Fonction : CPilotePoPes::GenerePesticide().

Tables : ReferencePesticides.

Format : CD_Pesticide, Solubilite, DemiVie, Sorption.

○ **pes.ech**

Données de sortie du modèle PES. Masse de pesticide quittant l'USS.

Fonction : CPilotePoPes::RecuperePoPesEch().

Tables : DonneesSimulePoPes.

Format : Pour chaque années de simulation;

 Pour chaque jour;

 Pour chaque USS;

 Annee (ex : 1994), JourJulien, ID_USS, CNC1, CNC2, CNC3.

○ **plages.dat**

Information sur les pratiques culturales à effectuer sur les USS. Indique les dates minimale et maximale entre lesquelles doivent se dérouler ces pratiques.

Fonction : CPilotePoPes::GenerePlages().

Tables : DonneesProdVegCouches, DonneesRotaPratCouches,
 ScenariosPoPes.

Format : Pour chaque USS;

 Pour chaque occupation agricole (2, 3, 4);

 Pour chaque année de rotation (1 à 5);

 Pour chaque pratique culturale (selon USS et occupation);

 ID_USS, ID_ClasseSol, AnneeRotat, CD_PratCul, JourDebut, JourFin.

Notes : Les variables JourDebut et JourFin sont en fait les borne minimum et maximum à l'intérieur de laquelle doit se dérouler la pratique.

○ **pluie.19xx**

Indique la hauteur de la pluie tombée [mm] sur les USS pour chaque jour de simulation.

Fonction : -

Tables : -

Format : Pour chaque jour de l'année où il y a eu des précipitations;

 Année, JourJulien

 NbUSS (seulement ceux ayant reçu des précip. sont présent)

 Pour chaque USS;

 ID_USS, HauteurPluie [mm].

Notes : Les jours où il n'y a pas eu de précipitation ne se retrouvent pas dans le

fichier. Également, pour un jour donné, les USS manquant dans le fichier n'ont pas reçu de précipitation.

○ **po.ech**

Données de sortie du modèle PO.

Fonction : CPilotePoPes::RecuperePoPesEch().

Tables : DonneesSimulePoPes.

Format : Pour chaque années de simulation;

 Pour chaque jour;

 Annee (ex :1994), JourJulien, ID_USS, NO3, NOrg, PDis, POrg.

○ **pratique.out**

Dates d'exécution des pratiques culturales (épandage, récolte, etc...) pour les USS.

Fonction : Généré par le modèle Dates.

Tables : Provient du fichier plages.dat.

Format : Pour chaque USS;

 Pour chaque occupation agricole (2,3,4);

 Pour chaque années de simulation;

 Pour chaque pratique culturale (sauf les arrosages, #6,11 et 12);

 ID_USS, ID_ClasseSol, Année (ex: 1994), ID_Pratique, JourJulien1,...

 ...JourJulien2, JourJulien3, JourJulien4, JourJulien5, JourJulien6,...

 ... JourJulien7, JourJulien8, JourJulien9, JourJulien10, NbJourTotal.

Notes : Le modèle Dates détermine, à partir d'une date minimale et maximale quand la pratique doit se dérouler (plages.dat), dix jours (ne doit pas avoir de pluie) où la pratique se déroulera. Il se peut qu'une pratique se déroule sur moins de dix jours; si par exemple il y a seulement 7 jours sans précipitation entre la borne minimale et maximale où doit se dérouler la pratique. C'est pour cela que la variable NbJourTotal indique le nombre de jours où se déroule la pratique. Dans le cas où la pratique se déroule sur un total de 7 jours, les variables JourJulien8, JourJulien9 et JourJulien10 sont égal à 0 et ne doivent pas être pris en considération.

○ **qual2e.out**

Données de sortie du modèle Qual2E.

Fonction : CPiloteQual2E::RecupereDonneesSimuleQuali().

Tables : DonneesSimuleQuali.

Format : 4 première ligne; Entête.

Pour chaque jour de simulation;

*** Jour simule *** (fixe), JourJulien, Année

Pour chacun des troncons;

ID_TronconQual

X, NH3, NOrg, NTotTr, ChloroA, Colif, CC1, CC2, CNC1, CNC2.

CNC3, DBO5, NO3, NO2, ODis, PDis, POrg, PTot, Sedim, Temp.

<ligne vide>

Notes: Variable x = ??

o **rotation.dat**

Information sur les rotations pour les cultures. Identifie le code de rotation pour chaque occupation agricole des USS.

Fonction : CPilotePoPes::GenereRotation().

Tables : DonneesProdVegCouches, ScenariosPoPes.

Format : Pour chaque USS agricole;

Pour chaque occupation agricole (2, 3, 4);

ID_USS, ID_ClasseSol, CD_Rotation.

o **ruissellement.dat**

Données hydrologiques concernant le ruissellement.

Fonction : CPilotePoPes::GenereHydro().

Tables : Généré par Hydrotel (fichier nom_simulation.swat_ru).

Format : Pour chaque jour de simulation;

Année, JourJulien.

NbUSS.

Pour chaque USS;

ID_USS, QSurface, C2Qlateral, C3Qlateral.

... ..

<ligne vide>

o **sediment.dat**

Fichier de données sur les masses de sédiments érodées.

Fonction : CPilotePoPes::GenereSediment().

Tables : Provient du modèle Erosion (erosion.out).

Format : Pour chaque jour de simulation;
Année, JourJulien.
NbLigne.
Pour chaque couple uss, occupation;
ID_USS, ID_ClasseSol, Sediment [kg].

Notes : Les sédiments sont inscrit dans le fichier seulement pour les
USS ayant une/des occupations agricole (2, 3 et 4) et si la valeur de
sediment est supérieur à 1kg. Sinon, l'USS n'est pas inscrit.

o **tempcsol.out**

Information sur les températures des couches de sol (degré celsius).

Fonction : CPilotePoPes::RecuperePoPesEch().

Tables : DonneesSimulePoPes.

Format : Pour chaque années de simulaton;
Pour chaque jour de simulation;
Pour chaque USS;
Année (ex : 1994), JourJulien, ID_USS, TCSOL1, TCSOL2, TCSOL3.

o **tmoy.19xx**

Températures mensuelles moyennes par USS [celsius].

Fonction : -

Tables : -

Format : Pour chaque mois de l'année;
Année, NoMois.
NbUSS.
Pour chaque USS;
ID_USS, TempMoyenne [celsius].

o **uss.dat**

Information sur les USS. Identifie les USS agricoles ainsi que leur nombre de classe agricole.

Fonction : CPilotePoPes::GenereUSS().

Tables : CouchesUSS, PhysicoChimiqueUssOccup,
ScenariosPhysicoChimiqueUssOccup.

Format : Pour chaque USS agricole;
ID_USS, NbClasseAgricole.