

RASOLOMANANA SANTATRINIAINA DENISE

**MODÉLISATION  
DES PETITS BASSINS VERSANTS  
EN MILIEU RURAL :  
Problématique des modèles fortement paramétrés**

Thèse présentée  
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université Laval  
dans le cadre du programme de doctorat en Génie Civil  
pour l'obtention du grade de Philosophiæ Doctor (Ph.D.)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL ET DE GÉNIE DES EAUX  
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE  
UNIVERSITÉ LAVAL  
QUÉBEC

2012

## Résumé

Pour lutter contre la pollution issue du milieu agricole, il importe de bien la connaître et quantifier, mais surtout d'aider les agriculteurs à adopter des techniques de gestion du territoire appropriées et de bonnes pratiques agricoles. L'utilisation d'un modèle permettant de simuler l'impact des pratiques de gestion sur la qualité des eaux des cours d'eau constituerait un outil d'aide à la décision très important, notamment avec la problématique spécifique aux petits bassins versants ruraux. En effet, les petits bassins sont difficiles à modéliser, faisant souvent l'objet de peu, voire d'aucun suivi au niveau des débits et de la qualité de l'eau. Le modèle utilisé dans cette étude, qui commence à être appliqué au Québec, s'appelle Soil and Water Assessment Tool (SWAT), un modèle fortement paramétré.

Mais la modélisation à l'échelle de bassin versant est entravée par beaucoup d'incertitude comme des processus inconnus du modélisateur, des processus non pris en compte par le modèle et des simplifications de processus par le modèle. Le défi est d'autant plus grand dans le cas d'une évaluation journalière de la performance du modèle: les bonnes performances journalières de SWAT avec peu de données sont rares. Or, dans un petit bassin versant où la réponse aux événements est très rapide, un pas de temps plus petit, notamment journalier, est plus adéquat pour préserver le comportement hydrologique du bassin et la variance des données et observer les effets produits sur la qualité de l'eau. Par ailleurs, la méthode de conversion des données journalières en données mensuelles ou annuelles modifie énormément le caractère des données et par conséquent les résultats d'interprétation malgré l'obtention de bonnes performances.

Pour relever ce défi, la présente étude se fixe pour but d'améliorer la performance journalière en modélisation de la qualité de l'eau dans les petits bassins agricoles avec peu de données avec un modèle fortement paramétré. Ainsi, nos objectifs sont articulés autour des deux points suivants : 1) proposer une nouvelle méthodologie de calage, optimisant à la fois les débits (Q) et les charges de Matières En Suspension (MES) et du Phosphore Total (PT), sur de petits bassins versants avec peu de données, afin d'obtenir une meilleure

performance journalière et 2) appliquer notre méthodologie à un petit bassin agricole avec peu de données et proposer des scénarios agricoles réalistes.

La nouvelle méthodologie de modélisation proposée est issue de l'évaluation des deux approches de calage avec SWAT, uni-objective et multi-objective, ainsi que de la résolution des problèmes tout au long des calages, dont une biomasse mal représentée, une absence d'eau dans les drains, un ruissellement de surface trop élevé, un bilan de masses déséquilibré et une perte de performance des débits.

Même si la performance journalière de modélisation des MES et du P total obtenue n'est pas encore optimale, elle a pu être améliorée grâce à notre méthodologie. Les résultats produits sont aussi réalistes que possible et montrent que (i) la performance du modèle dépend non seulement du choix de l'approche de calage, mais essentiellement des paramètres influents; (ii) le calage multi-objectif en considérant tous les paramètres influant sur les variables considérées est la meilleure approche pour modéliser Q, MES et PT; (iii) le changement de poids affectés aux fonctions-objectif n'a pas amélioré la performance du modèle, (iv) avec une optimisation uni-objective, une excellente performance du modèle en qualité de l'eau peut cacher une grande détérioration de la performance des débits et des composantes hydrologiques internes déséquilibrées; (v) malgré un bon pré-ajustement du bilan hydrologique annuel, le bilan de masses à l'intérieur des URH peut être complètement débalancé; (vi) et les ajustements manuels après calage de certains paramètres et la modification de certaines routines dans l'exécutable du modèle ont pu rehausser énormément la performance en qualité de l'eau.

Notre nouvelle méthodologie a été appliquée sur le bassin versant Ruisseau du Portage, 21.41 km<sup>2</sup>, Québec, Canada. Par la suite, de meilleures pratiques agricoles visant l'objectif de réduction du P total dans le site étudié ont été simulées (modalités d'épandage des engrais, travail du sol, conversion de cultures...).

## Abstract

It is important to know and quantify diffuse pollution, and especially to help farmers to adopt best management practices. In order to control river pollution, a model simulating the fate of pollutants and identifying the best management practices can be of a great help, especially for small rural watersheds, which are increasingly polluted but rarely or not monitored. The model in this study, which begins to be used in Quebec, is the Soil and Water Assessment Tool (SWAT), a highly parameterized model.

Calibration of models at the watershed scale is challenging because of the possible uncertainties that may exist in the form of process simplification, processes not accounted for by the model, and processes in the watershed that are unknown to the modeller. The challenge is even greater in the case of a daily evaluation of model performance on small agricultural watersheds with limited data. With SWAT, only few case studies have been conducted on small agricultural watersheds with limited data. The time step in water quality modelling is usually monthly or annual and good fits are rarely obtained using a daily time step, given the scarcity of data. However, a daily time step better represents the dynamics of pollutants in the river especially for the fast reacting small watersheds and provides more realistic simulation results.

So, to improve daily performance in modelling water quality in small agricultural basins with limited data with a highly parameterized model, our objective is twofold: 1) to propose a methodology to obtain better daily performance in modelling flow (Q), Suspended Solids (SS) and total phosphorus (TP) in small watersheds with little data and 2) to apply the methodology to a case study for a small agricultural catchment with limited data.

The proposed modelling methodology is based on the evaluation of the two calibration approaches with SWAT, single-objective and multi-objective, and the resolution of the problems encountered (misrepresented biomass, absence of water in the drains, too high surface runoff, unbalanced internal model components and a loss of performance of predicting flows).

Although the daily model performance in terms of suspended solids and total P is still not optimal, it has been improved thanks to the new methodology. The results showed that (i) the model performance depends not only on the choice of calibration approach, but essentially on the selection of influential parameters; (ii) the multi-objective calibration estimating all parameters related to all measured variables at once is the best approach to model Q, TSS and TP; (iii) changing weights does not improve model performance; (iv) with a single-objective optimization, an excellent water quality modelling performance may hide a loss of performance of predicting flows and unbalanced internal model components; and (v) manual adjustments after calibration of some parameters and modifications of some software routines can greatly enhance performance in water quality.

After application of the new methodology on the study area, the watershed Ruisseau du Portage, 21.41 km<sup>2</sup>, Quebec, Canada, best management practices for the purpose of reduction of TP were simulated with SWAT (fertilizer application, tillage, crop conversion).

## **Avant-Propos**

Au terme de cette expérience que représente la réalisation d'une thèse, je tiens à remercier les personnes qui ont rendu possible l'élaboration de ce manuscrit.

Je tiens en premier lieu à remercier le Professeur François Anctil, directeur du projet « modélisation des petits bassins versants en milieu rural », financé par le Fonds Québécois de Recherche sur la Nature et les Technologies (FQRNT), de m'avoir accueillie au sein de son équipe et a rendu ainsi possible la poursuite de mes études doctorales au Canada.

Je remercie sincèrement le Professeur Paul Lessard, mon directeur de recherche, pour ses conseils, ses encouragements, sa disponibilité et sa gentillesse tout au long de ma thèse.

J'adresse également mes remerciements au Professeur Peter A. Vanrolleghem, qui a co-encadré cette thèse. Son soutien, ses conseils techniques et son perfectionnisme m'ont fort aidée à progresser. Merci aussi pour les conférences auxquelles j'ai pu assister.

Je souhaite aussi exprimer ma reconnaissance à toutes les personnes qui ont contribué à ce travail, notamment l'équipe SWAT : Ann van Griensven, Aubert Michaud, Isabelle Beaudin, Annie-Claude Parent, Flora Umuhire, Étienne Lévesque, Étienne Gaborit.

Je suis très honorée que le Professeur Ann van Griensven, Dr Aubert Michaud et le Professeur François Anctil aient accepté d'être membres de mon jury et je tiens à leur exprimer ma reconnaissance pour l'attention qu'ils ont portée à mon travail.

Je remercie aussi mes copains du laboratoire hydroinformatique, Harouna Yonaba, François Nzokou, Donon Bisanswa, Martin Richard, André Temgoua, pour leur amitié, les encouragements mutuels, les rires et bons moments passés ensemble.

Merci enfin, à ma famille, parents, frères et sœurs, à Rindra, mon cher mari, pour leur amour, patience et soutien à toute épreuve tout au long de cette thèse, à mes fils Liantsoa et Iharantsoa, qui m'ont le plus motivée pour finir.

*A Iharantsoa, Liantsoa et Rindra, mes hommes*

# Table des matières

<b>Résumé</b> .....	<b>i</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>iii</b>
<b>Avant-Propos</b> .....	<b>v</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>vii</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>x</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>xi</b>
<b>Acronymes</b> .....	<b>xiii</b>
<b>1 INTRODUCTION GENERALE</b> .....	<b>1</b>
1.1 Problématique .....	1
1.2 Gestion Intégrée des Ressources en Eau par bassin versant (GIRE) .....	2
1.2.1 Bassin versant .....	2
1.2.2 Gestion Intégrée des Ressources en Eau .....	4
1.3 Pollution agricole diffuse.....	6
1.4 Pratiques de Gestion Bénéfiques (PGB) .....	9
1.4.1 Contrôle à la source de l'érosion et du ruissellement.....	9
1.4.2 Contrôle à la source des nutriments et polluants.....	10
1.4.3 Réduction des sédiments et nutriments dans le ruissellement avant déversement dans le cours d'eau .....	10
1.5 Situation des petits bassins versants agricoles .....	12
1.6 Modélisation.....	13
1.7 Grandes lignes de la thèse.....	14
<b>2 MODELISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LES BASSINS VERSANTS</b> .....	<b>16</b>
2.1 Modélisation de l'hydrologie.....	16
2.2 Modélisation de la qualité de l'eau .....	20
2.3 Choix du modèle de qualité de l'eau.....	22
2.4 Le modèle SWAT .....	25
2.4.1 Introduction.....	25
2.4.2 Processus modélisés .....	27
2.4.2.1 Phase terrestre.....	27
2.4.2.1.1 L'hydrologie .....	28
2.4.2.1.2 Les sédiments .....	35
2.4.2.1.3 Le phosphore .....	39
2.4.2.2 Phase aquatique .....	43
2.4.2.2.1 Transport des sédiments dans le cours d'eau .....	44
2.4.2.2.2 Processus de transformation du phosphore dans l'eau.....	45
2.5 Applications de SWAT.....	46
2.5.1 Principales catégories d'applications .....	46
2.5.2 Facteurs déterminants de la performance du modèle .....	48
2.5.2.1 Taille des bassins versants .....	48
2.5.2.2 Incertitude des données .....	49
2.5.2.3 Pas de temps d'évaluation de la performance du modèle .....	51
2.5.2.4 Périodes de simulation et conditions climatiques .....	52
2.5.2.5 Processus internes du modèle .....	53
2.5.2.6 Approches de calage.....	54
2.5.3 Évaluation de la performance du modèle .....	56
2.5.3.1 Critères de performance.....	57
2.5.3.1.1 Coefficient de Nash-Sutcliffe (NS).....	57
2.5.3.1.2 Pourcentage de biais .....	58
2.5.3.2 Performances généralement obtenues par les utilisateurs.....	58
2.5.3.3 Grille de performance .....	60

2.5.4	Évolution du modèle .....	60
2.5.4.1	Amélioration du bilan hydrologique.....	61
2.5.4.2	Améliorations des routines de modélisation des sédiments .....	62
2.5.4.3	Améliorations des routines de modélisation du phosphore .....	63
2.6	Objectifs de recherche .....	63
2.6.1	Objectif 1 : proposer une nouvelle méthodologie de calage, optimisant à la fois les débits (Q) et les charges de Matières En Suspension (MES) et du Phosphore Total (PT), sur de petits bassins versants avec peu de données, afin d'obtenir une meilleure performance journalière .....	64
2.6.2	Objectif 2 : Appliquer la méthodologie à une étude de cas pour un petit bassin agricole avec peu de données .....	66
<b>3</b>	<b>MATERIELS ET METHODES.....</b>	<b>67</b>
3.1	Site étudié .....	67
3.2	Sources des données et paramétrage .....	70
3.2.1	Hydrométrie et qualité de l'eau .....	70
3.2.1.1	Données brutes .....	70
3.2.1.1	Possibilités d'améliorations des données.....	74
3.2.1.1.1	Détection de valeurs aberrantes .....	76
3.2.1.1.2	Données interpolées à l'aide du logiciel Flux 5.0.....	76
3.2.2	Paramétrage hydrométéorologique .....	78
3.2.3	Paramétrage hydropédologique.....	78
3.2.4	Paramétrage de la richesse des sols en phosphore .....	80
3.2.5	Spatialisation des apports en nutriments .....	80
3.2.6	Paramétrage de gestion des sols et des cultures .....	81
3.3	Méthodologie de modélisation.....	84
3.3.1	Choix des périodes de calage et de validation.....	84
3.3.2	Procédure de calage .....	85
3.3.2.1	Analyse de sensibilité .....	88
3.3.2.2	Approches de calage .....	90
3.3.2.3	Étapes de calage .....	90
3.3.2.4	Influence des poids dans le calage multi-objectif.....	93
3.3.2.5	Validation .....	95
3.3.2.6	Modifications au code informatique.....	95
3.3.2.7	Mesures d'ajustement du modèle .....	96
3.3.2.7.1	Ajustements au niveau du calage des débits .....	96
3.3.2.7.2	Ajustements au niveau du calage des MES .....	98
3.3.2.7.3	Ajustements au niveau du calage du P.....	98
3.4	Formulation des scénarios de gestion agroenvironnementale .....	98
3.4.1	Objectif de réduction des polluants.....	98
3.4.2	Ciblage des URH .....	99
3.4.3	Méthodologie de modélisation des scénarios agricoles .....	100
3.4.3.1	Modalités d'épandage des engrais de ferme .....	101
3.4.3.2	Cultures de couverture.....	102
3.4.3.3	Cultures sur résidus .....	102
3.4.3.4	Aménagement hydroagricole.....	103
<b>4.</b>	<b>RÉSULTATS.....</b>	<b>104</b>
4.1	Analyse de sensibilité .....	104
4.1.1	Résultats.....	104
4.1.2	Interprétation et conclusions .....	109
4.1.2.1	Débits .....	109
4.1.2.2	MES.....	109
4.1.2.3	Phosphore.....	110
4.2	Calage uni-objectif vs multi-objectif .....	111
4.2.1	Bilan de masses .....	111
4.2.2	Performance du modèle .....	116

4.2.2.1	Performance et bilan de masses .....	117
4.2.2.2	Performance et approches de calage .....	118
4.2.2.3	Performance et paramètres considérés .....	118
4.2.2.4	Limites dans l'obtention de la performance du modèle .....	120
4.2.2.4.1	La perte de performance après remplacement des valeurs optimales .....	121
4.2.2.4.2	Limites dans la modélisation du P .....	121
4.2.3	Influence des poids dans le calage multi-objectif .....	122
4.3	Prédictions du modèle - Scénario de référence .....	125
4.3.1	Performance du modèle .....	125
4.3.2	Bilan de masses .....	130
4.3.2.1	Au niveau du bassin.....	130
4.3.2.2	Au niveau des URH.....	133
4.3.2.3	Dans le cours d'eau .....	139
4.4	Étude comparative .....	140
4.5	Prédictions du modèle - Scénarios agroenvironnementaux .....	141
4.5.1	Modalités d'épandage des engrais de ferme .....	141
4.5.2	Cultures de couverture et cultures sur résidus.....	143
4.5.3	Aménagement hydroagricole .....	148
4.5.4	Scénario agroenvironnemental retenu.....	149
4.6	Sensibilité aux paramètres de gestion agricole .....	150
4.7	Stratégie de mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles.....	152
<b>5.</b>	<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>155</b>
5.1	Conclusions.....	155
5.2	Perspectives .....	159
	<b>Bibliographie.....</b>	<b>161</b>
	<b>Annexe 1 : Définition des paramètres dans SWAT.....</b>	<b>A-1</b>
	<b>Annexe 2 : Algorithmes dans SWAT2005.....</b>	<b>A-4</b>
	A2.1 Analyse de sensibilité.....	A-4
	A2.2 Calage.....	A-6
	<b>Annexe 3: Modifications effectuées dans le modèle et le code source.....</b>	<b>A-8</b>
	<b>Annexe 4: Single-Objective vs. Multi-objective Autocalibration.....</b>	<b>A-10</b>
	<b>Annexe 5 : Obtention des estimés initiaux par échantillonnage hypercube latin.....</b>	<b>A-38</b>
	<b>Annexe 6 : Valeurs optimales des paramètres après calage.....</b>	<b>A-43</b>

## Liste des tableaux

Tableau 2-1	:	Modèles de qualité de l'eau .....	21
Tableau 2-2	:	Vue d'ensemble des principales catégories d'application de SWAT rapportées dans la littérature <sup>[a]</sup> .....	47
Tableau 2-3	:	Récapitulatif des statistiques obtenues sur les valeurs de NS et PBIAS à partir de la revue de littérature (Moriassi et al. 2007) [a] .....	59
Tableau 2-4	:	Critères d'évaluation de la performance mensuelle de SWAT (Moriassi et al. 2007) .....	60
Tableau 3-1	:	Principales séries de sol du site Ruisseau du Portage (Lévesque 2007) .....	69
Tableau 3-3	:	P labile des différents types de sol .....	80
Tableau 3-4	:	Initialisation de N et P organique .....	80
Tableau 3-5	:	Engrais minéraux appliqués sur les cultures .....	81
Tableau 3-6	:	Calendrier de gestion des sols et des cultures pour le scénario de référence propre à chaque classe de culture pour la période de simulation de 1998 à 2002 (source : La Financière Agricole) .....	83
Tableau 3-7	:	Évaluation statistique des données de débit, de matières en suspension et de phosphore sur le site Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002 .....	85
Tableau 3-7	:	Classification des URH de cultures annuelles selon les sédiments exportés .....	100
Tableau 3-8	:	Caractéristiques des URH ciblées pour la simulation des scénarios agroenvironnementaux à des taux cibles de 2, 20 et 100% .....	100
Tableau 3-9	:	Caractéristiques des pratiques culturales associées au scénario de référence et à ceux des cultures sur résidus .....	103
Tableau 4-1	:	Récapitulatif des paramètres influents pour les débits, les MES et le phosphore .....	108
Tableau 4-2	:	Comparaison des résultats obtenus après calage uni-objectif et multi-objectif, avec différentes combinaisons de paramètres et de fonctions-objectif .....	116
Tableau 4-3	:	Tableau récapitulatif des meilleurs résultats d'optimisation obtenus avec changement de poids .....	123
Tableau 4-4	:	Bilan hydrique et exportation de sédiments et de phosphore .....	131
Tableau 4-5	:	Distribution des moyennes annuelles de prédiction du bilan terrestre de masse du P pour les URH à vocation agricole du site Ruisseau du Portage de 1999 à 2002 .....	138

## Liste des figures

Figure 1-1	: Le bassin versant (figure tirée du site du MDDEP) .....	3
Figure 2-1	: Schéma de description des modèles hydrologiques (Ancil et al. 2005).....	19
Figure 2-2	: Les différents thèmes de cartes requis en entrée de SWAT (Holvoet et al. 2005).....	26
Figure 2-3	: Délimitation en sous-bassins du bassin versant Ruisseau du Portage .....	26
Figure 2-4	: Principe de délimitation des Unités des Réponse Hydrologique (URH) .....	27
Figure 2-5	: Représentation schématique du cycle hydrologique dans SWAT.....	29
Figure 2-6	: Simulation des sédiments dans SWAT .....	38
Figure 2-7	: Le cycle du phosphore (Neitsch et al. 2005).....	39
Figure 2-8	: Composantes du cycle terrestre de phosphore modélisé par SWAT (Neitsch et al. 2005) .....	41
Figure 2-9	: Processus dans le cours d'eau (Neitsch et al., 2005).....	43
Figure 3-1	: (a) Localisation du site étudié; (b) Portrait de la qualité de l'eau dans le bassin Boyer, 1999-2000 (source : site MDDEP).....	67
Figure 3-2	: Principales occupations du territoire du site Ruisseau du Portage de 1999 à 2003.....	69
Figure 3-3	: Données de a) débit et de b) MES du site du Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002 .....	71
Figure 3-4	: Données de phosphore du site du Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002..	72
Figure 3-5	: Fraction du P dissous par rapport au P total dans le site du Ruisseau du Portage.....	72
Figure 3-7	: Données journalières de P total du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002.....	75
Figure 3-8	: Estimation des flux de sédiments et de phosphore du site Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002 .....	77
Figure 3-9	: Thèmes de carte du site dans SWAT .....	79
Figure 3-10	: Nouvelle procédure générale de calage uni-objectif et multi-objectif des débits, MES et du P total, optimisant les débits et les charges .....	87
Figure 3-11	: Étapes méthodologiques de l'étude de l'influence des poids dans le calage multi-objectif.....	94
Figure 4-1	: Paramètres influant sur les débits uniquement (31 paramètres).....	105
Figure 4-2	: Paramètres influant sur les MES uniquement (9 paramètres) .....	105
Figure 4-3	: Paramètres de Q et de MES influant sur les MES (41 paramètres).....	106
Figure 4-4	: Paramètres influant sur le PT uniquement (13 paramètres) .....	106
Figure 4-5	: Paramètres de Q, MES et PT influant sur le PT (19 paramètres).....	107
Figure 4-6	: Bilan de masses pour tout le bassin: a) avant ajustement; b) après ajustement.....	115
Figure 4-7	: Exemple de moyenne des composantes du bilan hydrique pour les 33 URH, cas de 3OF 9 paramètres PT : a) avant ajustement; b) après ajustement.....	115
Figure 4-8	: Quelques résultats de calage uni-objectif et multi-objectif avant ajustement du bilan de masses : a) et b) débit; c) et d) MES; e) et f) P total .....	120
Figure 4-9	: Résultats finaux de simulation sur le site Ruisseau Portage, en calibration et en validation, du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002 : a)débit; b) MES et c) P total.....	129
Figure 4-10	: Bilan des sédiments et du phosphore .....	132
Figure 4-11	: Moyenne annuelle des lames d'eau exportées dans les 33 URH selon l'occupation de sol.....	133
Figure 4-12	: Moyenne annuelle des sédiments exportés dans chaque URH .....	133
Figure 4-13	: Moyenne annuelle des exportations de P total dans chaque URH.....	134
Figure 4-14	: Mouvements des sédiments dans le cours d'eau .....	140
Figure 4-15	: Influence de l'incorporation immédiate de fumier sur le bilan hydrique, l'exportation de sédiments et de phosphore .....	142
Figure 4-16	: Influence de l'implantation des cultures pérennes (prairie de graminées) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles .....	143
Figure 4-17	: Influence de l'implantation des cultures de couverture associée (céréales à paille et trèfle intercalaire) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles .....	143
Figure 4-18	: Influence de l'implantation des cultures de couverture à la dérobée (céréales à paille et crucifères) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles .....	144
Figure 4-19	: Influence de l'implantation des cultures sur résidus (travail réduit et semis direct) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles .....	144

Figure 4-20	: Réduction des exportations de a) sédiments, de b) phosphore particulaire et c) soluble associée à un taux croissant d'implantation des différents scénarios des PAAC sélectionnés en priorisant les URH les plus vulnérables.....	145
Figures 4-21	: Influence de l'implantation des aménagements hydroagricoles sur l'exportation de P total et de sédiments : a) bandes riveraines; b) fossés avaloirs. ....	148
Figure 4-22	: Sensibilité du modèle aux principaux paramètres de gestion agricole.....	151

## Acronymes

Al	: Aluminium
BARL	: Orge
BMP	: Best Management Practices
BOY4, BOY7, BOY13, BOY15	: Types de sol
CEHQ	: Centre d'Expertise Hydrique du Québec
CEAQ	: Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CLVR	: Trèfle rouge (Red clover)
CORN	: Maïs
CWA	: Clean Water Act
DCE	: Directive Cadre de l'Eau
DBO <sub>5</sub>	: Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours
Fe	: Fer
FRSE-FRSD-FRST	: Différents types de forêts
GIRE	: Gestion Intégrée des Ressources en Eau
H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	: Acide phosphorique
HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	: Orthophosphates
IRDA	: Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement
MDDEP	: Ministère du Développement Durable, Environnement et Parcs
MEM01	: Type de sol
MES	: Matières en Suspension
MNT	: Modèle numérique de terrain
NO <sub>3</sub>	: Nitrates
NO <sub>2</sub>	: Nitrites
NS	: Coefficient de Nash-Sutcliffe
P	: Phosphore
PAC	: Pratiques Agricoles de Conservation
PAEF	: Plan agroenvironnemental de fertilisation
PBIAS	: Pourcentage de biais
PDE	: Plan directeur de l'eau
PGB	: Pratiques de gestion bénéfiques
PO <sub>4</sub>	: Phosphates
Q	: Débits
SCS-CN	: Soil Conservation Service- Curve Number
SIG	: Système d'Information Géographique
SSQ	: Sum of Square of residuals
SSQR	: Sum of Square of residuals after ranking
TMDL	: Total Maximum Daily Loads
URH	: Unité de Réponse Hydrologique
WETN	: Marais non boisés (Wetlands non forested)

# 1 INTRODUCTION GENERALE

Ce premier chapitre introductif sert à présenter les grandes lignes de la thèse, en partant de la problématique générale de pollution de sources diffuses dans les petits bassins versants agricoles et de la nécessité d'un modèle pour y remédier.

## 1.1 Problématique

Dans le monde entier, acquérir une maîtrise dans la Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) est devenu impératif pour assurer la qualité de vie sur notre planète et contribuer au développement durable de notre société. Dans ce contexte, le bassin versant est utilisé comme unité de gestion de l'eau, afin de tenir compte de l'ensemble des activités (impacts cumulatifs), naturelles ou non, qui peuvent avoir des répercussions qualitatives ou quantitatives sur un cours d'eau.

La gestion de la pollution diffuse constitue un des principaux problèmes de la GIRE, étant donné qu'elle constitue une source majeure d'apport d'azote et de phosphore dans les cours d'eau alors qu'elle est plus difficile à contrôler. La pollution diffuse est essentiellement agricole et l'agriculture se fait souvent sur de petits bassins versants.

Les petits bassins versants à vocation rurale sont le lieu privilégié d'actions visant l'amélioration ou le maintien de la qualité des cours d'eau puisqu'ils concernent un nombre restreint de producteurs qui sont à même de constater et de bénéficier des retombées de leurs propres efforts. Par contre, l'absence presque généralisée de jaugeage à cette échelle empêche systématiquement l'emploi des outils de gestion disponibles, conçus pour être opérés en concordance avec des observations routinières *in situ* (Anctil 2004), comme des modèles calibrés avec des données spécifiques.

En effet, un modèle a pour but de faciliter la compréhension de phénomènes souvent complexes ainsi que leurs effets et, au final, prévoir et évaluer des propositions de mesures pour pallier aux effets non souhaités. Un modèle constituerait ainsi un outil d'aide à la décision, peu coûteux, pour les agriculteurs, les décideurs et gestionnaires

permettant d'identifier les scénarios optimaux de pratiques agricoles afin de réduire les pertes de nutriments des terres agricoles vers les cours d'eau.

Ainsi, la problématique liée à ces bassins versants est qu'ils sont difficiles à modéliser ne faisant souvent l'objet de peu, voire, d'aucun suivi au niveau des débits et de la qualité de l'eau. La dynamique de la pollution n'est pas bien comprise au niveau des petits bassins.

Par ailleurs, les nombreux modèles existants de qualité de l'eau ne sont pas tous adéquats pour les petits bassins versants. Il faut des modèles à l'échelle des bassins versants, agissant à des pas de temps de simulation plus petits étant donné le temps de réponse très court caractéristique des petits bassins. En effet, ils réagissent très rapidement aux précipitations, les variations de débit suivant de très près les variations de précipitation. De plus, la prise en compte de gros pas de temps biaiserait la dynamique des débits et de polluants, augmentant ainsi les incertitudes dans les résultats de simulation. Comme ils sont caractérisés par de plus petits volumes d'eau, de petites fluctuations dans les résultats de simulation peuvent ainsi engendrer de grandes différences dans les critères statistiques (Benaman et al. 2005).

Par conséquent, le principal objectif de cette thèse consiste à proposer une méthodologie de modélisation pour simuler la qualité de l'eau dans des petits bassins versants agricoles ayant peu de données, à des pas de temps plus courts.

## **1.2 Gestion Intégrée des Ressources en Eau par bassin versant (GIRE)**

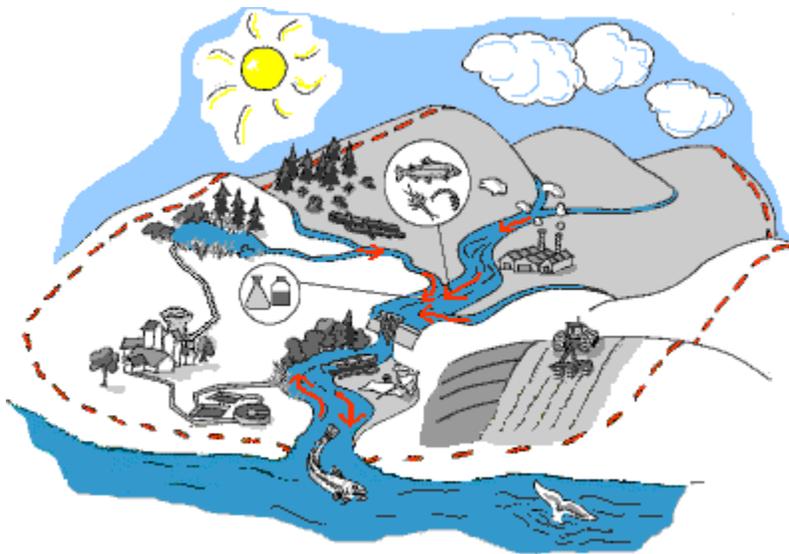
Avant de parler de la Gestion Intégrée des Ressources en Eau par bassin versant (GIRE), il convient de définir en premier lieu ce qu'est un bassin versant.

### **1.2.1 Bassin versant**

Un bassin versant (cf figure 1-1) ou bassin hydrographique, appliqué aux eaux de surface, désigne un territoire délimité par les lignes de partage des eaux sur lequel toutes les eaux

s'écoulent vers un même point appelé exutoire. On peut désigner un bassin versant autant pour une rivière que pour un lac ou une baie<sup>1</sup>.

Chaque bassin versant se subdivise en un certain nombre de bassins élémentaires (parfois appelés « sous-bassins versants ») correspondant à la surface d'alimentation des affluents se jetant dans le cours d'eau principal. Il se caractérise par différents paramètres géométriques (surface, pente), pédologiques (nature et capacité d'infiltration des sols), urbanistiques (présence de bâtiments) mais aussi biologiques (type et répartition de la couverture végétale).<sup>2</sup> L'ensemble de ces caractéristiques joue un rôle non seulement dans la réponse hydrologique du bassin à une sollicitation des précipitations (régime des écoulements) mais aussi, en amont et, pour certaines d'entre elles (altitude, exposition...), directement dans le processus de formation de la pluie.



**Figure 1-1 : Le bassin versant (figure tirée du site du MDDEP)<sup>3</sup>**

Il faut noter l'existence, à la surface du bassin versant, d'un système longitudinal, le réseau de drainage ou réseau hydrographique, défini comme l'ensemble des cours d'eau naturels ou artificiels, permanents ou temporaires, qui participent à l'écoulement. Ce réseau est plus ou moins développé selon différents facteurs (géologie, climat, pente du

<sup>1</sup> <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/index.htm>, février 2009.

<sup>2</sup> [http://fr.wikipedia.org/wiki/Bassin\\_versant](http://fr.wikipedia.org/wiki/Bassin_versant), février 2009

<sup>3</sup> [http://www.mddep.gouv.qc.ca/jeunesse/bassin\\_versant/bv.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/jeunesse/bassin_versant/bv.htm), février 2009

terrain, etc.). Ces facteurs, d'ordre purement géométrique ou physique, s'estiment à partir de cartes topographiques ou en recourant à un modèle numérique de terrain (MNT).

Une caractéristique également très importante est l'utilisation des terres ou occupation du territoire, autrement dit, toutes les activités dans le bassin versant (urbanisation, usines, élevage et agriculture...). L'occupation du territoire peut avoir un impact sur les ressources naturelles, d'où la nécessité d'une gestion intégrée des ressources en eau.

### **1.2.2 Gestion Intégrée des Ressources en Eau**

La Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) est une voie d'expression du développement durable, se définissant comme un « processus qui encourage la mise en valeur et la gestion coordonnée de l'eau, des terres et ressources associées en vue de maximiser le bien-être économique et social qui en résulte d'une manière équitable, sans compromettre la durabilité d'écosystèmes vitaux » (Partenariat mondial de l'eau – Comité technique consultatif, 2000). Elle suppose (Gangbazo 2006) :

- une approche de gestion ciblée sur l'unité hydrologique (bassin versant, sous-bassin versant), avec des échelles variables selon les problèmes à résoudre, ce qui implique une imbrication cohérente des actions d'une échelle à l'autre et avec les bassins versants voisins.
- un cadre de travail coordonné et partagé pour favoriser la collaboration et le partenariat.
- une démarche à long terme qui favorise le développement durable.
- une vision intégrée qui tient compte de plusieurs dimensions de la gestion de l'eau et des écosystèmes associés (environnementale, économique, sociale).
- un processus de résolution des problèmes basé sur de solides connaissances scientifiques et historiques et sur des données fiables.
- une approche qui privilégie la concertation des acteurs de l'eau, la conciliation des objectifs et la coordination des moyens et des actions.
- des organisations possédant une structure, des rôles et des pouvoirs taillés sur mesure (c'est-à-dire adaptés à l'échelle du bassin versant).

- une approche ascendante basée sur la responsabilisation et la participation des acteurs locaux et régionaux.

La GIRE constitue un processus qui favorise un arbitrage des usages et la conciliation des usagers pour une ressource commune. Cette approche favorise donc une multiplicité d'usages ou, à tout le moins, permet de confronter un usage dont les effets seraient très structurants pour un cours d'eau et empêcherait ainsi d'autres usages importants. Elle permettra d'assurer une dépollution concertée des cours d'eau du bassin versant ciblé, en particulier par la participation des divers ministères concernés. La participation de la population sera également déterminante pour fixer des objectifs d'assainissement et d'usages à retrouver.

Dans le monde entier, rationaliser la GIRE est devenu impératif pour assurer la qualité de vie sur notre planète et favoriser le développement durable de notre société. La GIRE impose aux pays de définir des critères de qualité de l'eau pour servir de base à l'évaluation de la qualité de l'eau de surface et au calcul d'objectifs environnementaux de rejet pour les sources de pollution du milieu aquatique. Ces critères de qualité, définis selon les utilisations des ressources en eau (approvisionnement en eau potable, usages récréatifs...), lorsqu'ils sont respectés, permettent la protection de ces usages en limitant le rejet de contaminants qui proviennent d'eaux usées déversées dans le milieu aquatique. La qualité de l'eau des rivières est évaluée en mesurant trois aspects de la qualité de la rivière : biologique (nombre et type d'organismes dans l'eau), chimique (teneur en éléments chimiques dont les nutriments) et physique (caractéristiques de la rivière).

Parmi les politiques de l'eau instaurées en ce sens, on peut citer :

- la Directive Cadre de l'Eau (DCE), en Europe, qui fixe un objectif général de bonne qualité des eaux pour 2015. La "directive établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau" a été adoptée par les États membres de l'Union Européenne et le Parlement européen en septembre 2000.
- le Clean Water Act (CWA), amendé en 1977 aux États-Unis, dans le but de réduire les rejets de polluants dans les cours d'eau, de financer le traitement municipal des eaux résiduaires et de contrôler la pollution des écoulements. La section 303 du CWA établit les normes de qualité de l'eau et des programmes de

TMDL ou « Total Maximum Daily Loads » par bassin versant. Les TMDL ou charges totales maximales journalières représentent la quantité maximale de polluants pouvant être reçue par le milieu récepteur selon des normes de qualité de l'eau fixées par les États, les territoires et les tribus, provenant des sources de pollution ponctuelles ou diffuse.

- la politique nationale de l'eau au Québec, lancée le 26 novembre 2002, structurée autour de cinq orientations majeures (MDDEP 2002) : réformer la gouvernance de l'eau, implanter la gestion intégrée du Saint-Laurent, protéger la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques, poursuivre l'assainissement de l'eau et améliorer la gestion des services d'eau et favoriser les activités récréotouristiques relatives à l'eau. Auparavant, le gouvernement a retenu 33 bassins versants prioritaires, choisis en tenant compte de l'importance des problématiques environnementales observées, et sur lesquels un organisme de bassin versant est implanté. Actuellement, un redécoupage du Québec méridional en 40 zones de gestion intégrée de l'eau a été réalisé afin que tous les bassins versants soient pris en compte dans les processus de connaissance, de protection et de gouvernance de l'eau<sup>4</sup>.

Un organisme de bassin versant est une table de concertation où siègent des représentants des acteurs de l'eau (usagers et gestionnaires de l'eau présents sur le territoire du bassin versant) et de la société civile. Il assure la concertation entre tous les acteurs de l'eau à l'échelle locale et régionale. Son mandat principal est de réaliser un plan directeur de l'eau (PDE) pour le bassin versant, de consulter la population sur le contenu de ce plan et d'en coordonner la mise en œuvre (Gangbazo 2006).

La gestion de la pollution diffuse constitue un des principaux problèmes de la GIRE.

### **1.3 Pollution agricole diffuse**

La pollution désigne une dégradation de l'environnement par l'introduction de matières – dites polluantes – non présentes en temps normal. Cette dégradation entraîne une

---

<sup>4</sup> <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/redecoupage/inter.htm>, septembre 2010

perturbation plus ou moins importante de l'écosystème. Bien qu'elle soit majoritairement d'origine humaine, elle peut également avoir pour cause un phénomène naturel<sup>5</sup>.

On distingue deux sources de pollution :

- les sources ponctuelles
- les sources non ponctuelles ou diffuses

Les sources ponctuelles sont définies comme étant la pollution se déversant dans les voies de transport à des endroits précis, identifiables (ex : effluents municipaux ou provenant des usines de traitement des eaux, ruissellement provenant de sites d'entreposage de déchets solides, de sites industriels...). En général, la pollution ponctuelle peut être mesurée. Quant aux sources non ponctuelles, elles constituent tout simplement les sources autres que ponctuelles, difficiles à identifier, intermittentes, en général uniformément réparties et habituellement associées au sol ou à l'occupation de sol. De ce fait, elles sont liées aux activités agricoles saisonnières, aux événements irréguliers, telles les fortes précipitations ou les grandes constructions et sont véhiculées par voie terrestre, souterraine ou à travers l'atmosphère (Carpenter et al. 1998).

Nos recherches portent sur la pollution diffuse, car elle constitue une source majeure d'apport d'azote et de phosphore dans les cours d'eau alors qu'elle est plus difficile à contrôler, variant fortement dans l'espace et dans le temps. En effet, les sources ponctuelles peuvent être généralement contrôlées par des mesures périodiques de concentrations de polluants dans les rejets à un même endroit. Par conséquent, elles sont relativement plus faciles à maîtriser et peuvent être traitées à la source, contrairement aux sources diffuses (Carpenter et al. 1998).

Comme les sites étudiés sont des bassins essentiellement agricoles, il convient de souligner la pollution diffuse agricole. Les principales sources de pollution diffuse agricole sont :

- l'érosion hydrique
- le lessivage des nutriments par le ruissellement de surface ou les eaux souterraines

---

<sup>5</sup> <http://fr.wikipedia.org/wiki/Antipollution>, février 2009

- les pesticides et fertilisants

L'érosion est principalement causée par les cultures sur des pentes abruptes ou sur des sols très érosifs et par la déforestation de plus en plus accrue, notamment dans les pays en voie de développement. Par ailleurs, elle est également causée par des pratiques agricoles inappropriées : par exemple, le labour conventionnel garde les sols à nu durant les plantations et les cultures sarclées comme le maïs ne constituent pas de couverture végétale suffisante. Ainsi, l'érosion du sol est la cause majeure de pollution diffuse et les sédiments sont les polluants les plus visibles. Les effets d'une érosion et sédimentation excessives sont les suivants (Campbell et al. 2004) :

- la détérioration de l'écosystème aquatique et la diminution des poissons : Un excès de déposition des sédiments dans les cours d'eau lents ou des retenues couvre la faune située au fond, détruisant ainsi les zones de frai des poissons.
- l'enrichissement en nutriments et l'eutrophisation des lacs et rivières en stimulant la croissance des algues car les phosphates, l'ion ammonium après application de fertilisants, et les rejets polluants sont adsorbés par le sol et les sédiments.
- la réduction de la photosynthèse, due à la turbidité de l'eau ou à la présence de matières en suspension, entraînant ainsi la diminution de la nourriture disponible pour la faune aquatique.
- la diminution de la capacité d'eau stockée et accumulation au fond de dépôts empêchant le cycle biologique normal.
- la présence d'autres polluants comme les composés toxiques organiques et les métaux transportés par les fines particules de sédiments.
- la nécessité de traitement des eaux de consommation, voire l'inutilisation des eaux pour la consommation à cause des fertilisants et pesticides adsorbés sur les sédiments.
- une haute teneur en nitrates et en produits chimiques organiques, dont certains sont cancérigènes, rend l'eau impropre à la consommation.
- une diminution de la teneur en oxygène dans l'eau et la contamination microbienne des ressources en eau à cause d'une forte teneur en DBO<sub>5</sub> de l'eau ruisselée provenant de l'élevage.

En résumé, la pollution rend l'eau impropre aux activités humaines comme les activités récréatives (pêche, baignade, canotage), la consommation, l'agriculture et l'industrie. Une eau polluée est dangereuse aussi bien pour la santé humaine que pour celles de la faune et de la flore aquatiques.

L'identification des sources de pollution va aider à réduire son impact sur les cours d'eau, en élaborant des pratiques de gestion bénéfiques.

## **1.4 Pratiques de Gestion Bénéfiques (PGB)**

La réduction de la pollution consiste à empêcher l'eau, les sédiments et les polluants de sortir des parcelles agricoles ou les intercepter avant qu'ils n'atteignent le réseau hydrographique et l'exutoire du bassin versant. Ces pratiques sont appelées « pratiques de gestion bénéfiques » ou PGB (BMP ou Best Management Practices en anglais) ou « Pratiques Agricoles de Conservation » (PAC) (Beaudin 2006). Les Pratiques de Gestion Bénéfiques (PGB) pour contrôler la pollution diffuse sont classées en trois catégories :

1. celles permettant de réduire l'émission à la source (autrement dit réduisent le taux d'érosion) et, de ce fait, entraînent une modification hydrologique des zones dangereuses ;
2. celles qui réduisent les nutriments et polluants pouvant être exportés par ruissellement ;
3. et celles qui traitent et enlèvent les polluants (sédiments) du ruissellement avant déversement dans le cours d'eau.

### **1.4.1 Contrôle à la source de l'érosion et du ruissellement**

Les mesures de contrôle à la source permettent de réduire le taux d'érosion et les pertes en terre. Elles comprennent (Novotny 2003) :

1. les pratiques de conservation du sol : le zéro labour (sans labour avec résidus des plantes précédentes gardés), les méthodes de culture conventionnelles (cultivateur, cultivateur sous-soleur ou à disques, travail du sol en bandes ou en rangées avec des inter-rangs non labourés), le labour de niveau ;

2. les contrôles du couvert végétal (ex : conversion de cultures érosives en prairie, steppe, et forêt, préférence des plantes pérennes aux plantes annuelles, rotation des cultures) ;
3. le paillage (mélange de semences, de fertilisants, de paillis en fibre de bois et d'eau appliqué en une seule fois) et autres protections en surface.

Les techniques précitées modifient hydrologiquement la surface, en augmentant la capacité de stockage de l'eau et la perméabilité. De même, la conversion des cultures érosives en cultures pérennes ou forêts présente des effets hydrologiques à long terme.

### **1.4.2 Contrôle à la source des nutriments et polluants**

La gestion des nutriments pour les cultures est d'appliquer les pesticides, fertilisants et engrais seulement en quantité pouvant être prélevée par les plantes. Les applications excédant ces besoins vont rejoindre potentiellement les eaux de surface et les eaux souterraines. Une meilleure gestion permettrait ainsi de satisfaire les besoins des plantes tout en réduisant les nutriments entraînés et éviterait l'accumulation de nutriments dans le sol et protégerait la qualité de l'air (Novotny 2003). Au Québec, il existe un outil créé pour les producteurs agricoles réalisé par les conseillers agricoles appelé plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF). Il donne une ligne de conduite pour la fertilisation des sols, éliminant ou réduisant au maximum les risques environnementaux, car il prend en compte les caractéristiques du sol, les besoins des cultures et la nature des fertilisants utilisés. Il répond également aux exigences du Ministère du Développement Durable, Environnement et Parcs (MDDEP) en termes d'agroenvironnement<sup>6</sup>.

### **1.4.3 Réduction des sédiments et nutriments dans le ruissellement avant déversement dans le cours d'eau**

On distingue trois techniques pour intercepter l'eau, les sédiments et les nutriments avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau (Beudin 2006) :

---

<sup>6</sup> [www.clubsconseils.org/accueil/affichage.asp?B=750](http://www.clubsconseils.org/accueil/affichage.asp?B=750), juillet 2009.

1. Les bandes riveraines : Leur efficacité dépend de la culture, de la charge d'eau, de la texture du sol, de la topographie, de la largeur, du type de végétation et de l'état de la bande riveraine. Les pourcentages de réduction obtenus sont les suivants :
  - Ruissellement : 4 à 62%
  - Sédiments : 20 à 99%
  - Phosphore total : 1 à 96%
  - Phosphore particulaire : 5 à 92%
  - Phosphore soluble : 8 à 90%
2. Structures de contrôle du ruissellement :
  - Voies d'eau engazonnées, tranchées filtrantes
  - Bassins de sédimentation : sédimentation de 70 à 90% en 24h
3. Marais filtrants, zones inondées et étangs de rétention
  - Marais filtrants : rétention de 88 à 98% de sédiments et de 41 à 96% du phosphore
  - Étangs de rétention : rétention de 17% du phosphore

L'adoption de PGB est un outil très performant pour la protection de l'eau. Toutefois, ces pratiques ne peuvent être tenues de régler tous les problèmes de qualité de l'eau (Hilliard et Reedyk 2003). Le traitement de l'eau est nécessaire pour satisfaire les exigences de qualité de l'eau de nombreuses utilisations spécifiques. Mais les PGB constituent la première étape du processus de traitement.

Il est également à noter que les exportations de nutriments vers les cours d'eau ne peuvent provenir que des zones particulièrement vulnérables à l'exportation de nutriments, appelées *zones critiques*. Plusieurs études ont démontré que seule une petite partie du parcellaire est responsable de la majorité des exportations de nutriments et que ces zones sont fortement variables dans l'espace et dans le temps. Une bonne connaissance du milieu permettra de cibler les interventions visant à réduire les exportations de nutriments provenant des zones critiques (Michaud 2004; Sharpley et al. 2002).

Ainsi sont les mesures prises contre la pollution diffuse agricole. Comme l'agriculture est souvent pratiquée sur de petits bassins versants, il est important de situer le contexte des petits bassins versants agricoles.

## **1.5 Situation des petits bassins versants agricoles**

Comme la GIRE impose des critères de qualité de l'eau selon les utilisations des ressources en eau en vue de la protection de ces usages, un suivi de la qualité de l'eau est nécessaire, autrement dit, une estimation fiable des concentrations et des charges de sédiments en suspension et de phosphore dans les rivières. On doit avoir recours aux équipements permettant un échantillonnage intensif de l'eau pendant les crues, où la majeure partie des sédiments en suspension et de nutriments est transportée dans les rivières. Or, à cause des coûts élevés des analyses de laboratoire, des équipements et du personnel, peu de travaux sont en général réalisés dans les petits bassins versants représentatifs des productions agricoles de sources diffuses. Ce manque d'information limite la compréhension de la problématique de la pollution de l'eau par les activités agricoles et risque de retarder le développement et la mise en œuvre de solutions qui tiennent compte de la nature diffuse de la pollution agricole (Gangbazo 2006). Par conséquent, les petits bassins sont difficiles à gérer ne faisant souvent l'objet de peu, voire, d'aucun suivi au niveau des débits et de la qualité de l'eau. La dynamique de la pollution n'y est pas bien comprise.

Par exemple, au Québec, il existe d'innombrables petits bassins versants ruraux (de l'ordre de 1 à 100 km<sup>2</sup>). En proportion à ce nombre, seule une infime portion fait l'objet (ou a fait l'objet) d'un suivi hydrologique systématique reposant sur des observations routinières du débit et des charges particulières et dissoutes (Gangbazo 2000).

Or, l'eau est de mauvaise qualité dans les bassins versants où l'agriculture occupe une forte proportion du territoire. Le portrait de la qualité de l'eau des rivières québécoises (2000 à 2002), établi par Simard (2004) à l'aide des médianes estivales et du centile 90 le confirme<sup>7</sup>. Les étiages estivaux 2001-2002 ayant été très sévères, les paramètres qui ont le plus affecté la qualité des eaux sont les matières en suspension et la turbidité.

---

<sup>7</sup>Les médianes estivales reflètent la tendance centrale des observations tandis que le centile 90 des mesures constitue un indice des valeurs extrêmes que peuvent afficher certaines stations et permet d'identifier les régions soumises à des pressions persistantes de pollution.

Cependant, le phosphore total se trouve parmi les seconds paramètres qui ont le plus influencé la qualité de l'eau de ces bassins.

Ainsi, la très grande majorité des bassins versants québécois n'a pas affiché de problème particulier en ce qui concerne les matières en suspension au cours des étés 2000-2002, les médianes estivales étant presque toutes inférieures au seuil de 13 mg/l. Néanmoins, la qualité de l'eau en ce qui a trait aux matières en suspension a également été classée comme étant douteuse à mauvaise en milieu agricole aux embouchures des rivières Boyer, du Loup, Bayonne et des Hurons (bassin versant de la rivière Richelieu).

Pour le phosphore, au cours des étés 2000 à 2002, la plupart des stations des bassins versants à vocation agricole ont affiché des médianes estivales supérieures au critère de qualité de 0,03 mg/l. Ces médianes ont généralement été supérieures à 0,05 mg/l de phosphore total. L'examen des percentiles 90 des concentrations en phosphore total démontre que les bassins versants à forte vocation agricole ont régulièrement présenté des concentrations élevées, les concentrations maximales excédant de deux, trois et jusqu'à six fois le critère de qualité de 0,03 mg/l (Simard 2004).

## **1.6 Modélisation**

Les législations environnementales imposent aux agriculteurs d'adopter de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement. Ainsi, il est nécessaire d'identifier les nutriments critiques et leurs pertes potentielles par bassin versant, de faire un suivi de la qualité de l'eau. Ce suivi nécessite la compréhension des processus physiques et leur interaction avec l'environnement, comme pré-requis à une planification et une gestion effectives pour un développement durable. Il est nécessaire de quantifier le problème en vue de cibler et de prévoir. Dans cette optique, un modèle a pour but de faciliter la compréhension de phénomènes souvent complexes ainsi que leurs effets et au final prévoir et évaluer des propositions de mesures pour pallier aux effets non souhaités. Un modèle peut simuler de multiples scénarios de gestion agricole facilitant la prise de décisions permettant de réduire les exportations d'azote et de phosphore des terres agricoles. Un modèle constitue un outil peu coûteux permettant d'identifier les scénarios optimaux de pratiques agricoles.

Or, les données disponibles pour la modélisation peuvent être limitées à cause des problèmes de variations de précipitations, de nécessité de territoires plus grands, d'équipement et de personnel requis pour l'échantillonnage (Gilley et Risse 2000; Harmel et al. 2003). Un suivi à long terme de la qualité de l'eau est rare dû aux dépenses encourues (Santhi et al. 2006). Cependant, des simulations à long terme sont nécessaires afin de tenir compte de la variabilité environnementale (Rao et al. 2007). Il faut déterminer les modèles de qualité de l'eau capables de simuler avec précision les impacts environnementaux des transferts de polluants, même si les données sont peu nombreuses et adéquates pour les petits bassins versants.

Les petits bassins versants nécessitent plus de précision, donc des pas de temps de simulation plus courts. En effet, ils réagissent très rapidement aux précipitations, les variations de débit suivant de très près les variations de précipitation. De plus, la prise en compte de gros pas de temps biaiserait la dynamique des débits et de polluants, augmentant ainsi les incertitudes dans les résultats de simulation. Comme les petits bassins versants sont caractérisés par de plus petits volumes d'eau, de petites fluctuations dans les résultats de simulation peuvent engendrer de grandes différences dans les critères statistiques. De plus, s'il n'y a pas de station climatique à l'intérieur du bassin, le suivi des petits orages tombant sur une aire très limitée s'avère difficile alors qu'ils ont une conséquence considérable sur les débits (Benaman et al. 2005).

Ainsi, des modèles à l'échelle des bassins versants simulant à des pas de temps plus courts (ex : journalier, horaire) sont requis dans la modélisation de petits bassins versants, permettant ainsi de mieux représenter la dynamique des polluants et de diminuer les sources d'incertitude dans les sorties du modèle.

Cette mise en contexte nous amène à définir les grandes lignes de la thèse.

## **1.7 Grandes lignes de la thèse**

Cette thèse est divisée en cinq chapitres. Tandis que ce premier chapitre introductif traite de la problématique générale, le second chapitre va exposer plus en détail le contexte de la modélisation de la qualité de l'eau dans les bassins versants et les objectifs. La modélisation de l'hydrologie est traitée avant celle de la qualité de l'eau. Les différents

modèles disponibles sont passés en revue, aboutissant finalement au modèle choisi. Les diverses applications du modèle dans le monde entier, ses forces et faiblesses, les améliorations déjà entreprises et à faire sont relevées, amenant ainsi à définir les objectifs du projet de recherche.

Les deux chapitres suivants constituent le cœur du présent document. Le troisième chapitre présente le site étudié ainsi que notre nouvelle méthodologie de modélisation et de simulation. En partant de la méthodologie de calage usuelle, à savoir le calage uni-objectif, la méthodologie proposée consiste en un calage multi-objectif amélioré, optimisant à la fois les débits et les charges de MES et de P total et évalué journalièrement.

Par la suite, en adoptant notre nouvelle méthodologie, le quatrième chapitre présente les résultats d'analyse de sensibilité, de simulation des débits, des MES et du phosphore sur le site étudié, avec une évaluation de la performance du modèle, aboutissant à des sous-conclusions permettant de faire ressortir les points majeurs issus de chaque étape de modélisation. Une fois le modèle prêt, le chapitre des résultats va terminer avec des scénarios agricoles réalistes afin de faire ressortir les pratiques de gestion bénéfiques et les zones critiques.

Finalement, le cinquième chapitre constitue une conclusion générale rapportant de quelle façon les résultats obtenus répondent aux objectifs du projet. De plus, cette partie de la thèse présente les limites de l'étude ainsi que les perspectives à venir.

## 2 MODELISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LES BASSINS VERSANTS

Le deuxième chapitre donne un aperçu des modèles existants dans le domaine de la qualité de l'eau dans les bassins versants, avant de présenter et évaluer le modèle choisi et en tirer finalement les objectifs de la thèse.

Le *Dictionnaire de l'environnement* donne pour le mot "modèle" la définition suivante : " Représentation simplifiée, relativement abstraite, d'un processus, d'un système, en vue de le décrire, de l'expliquer ou de le prévoir"<sup>8</sup>.

Ces modèles ont pour but de faciliter la compréhension de phénomènes souvent complexes ainsi que leurs effets et, au final, prévoir et évaluer des propositions de mesures pour pallier aux effets non souhaités.

La modélisation du comportement d'un cours d'eau comporte deux parties : modélisation de l'hydrologie et celle de la qualité de l'eau. La modélisation hydrologique sert de base à la modélisation de la qualité de l'eau.

### 2.1 Modélisation de l'hydrologie

L'hydrologie, au sens le plus strict, est la science qui étudie le cycle de l'eau dans la nature. Elle examine la distribution géographique et temporelle de l'eau dans l'atmosphère, en surface et dans le sol et le sous-sol (Anctil et al. 2005).

La modélisation des systèmes hydrologiques est l'application d'expressions mathématiques et logiques qui définissent les relations quantitatives entre les caractéristiques des variables de sortie et les facteurs influant sur ces variables (autrement dit les entrées comme la température, les précipitations, la durée d'ensoleillement...).

Comme la pluie et le débit sont les deux variables dominantes du cheminement de l'eau dans le domaine continental, on parle de modélisation hydrologique de la relation pluie-débit (ex : hydrogramme unitaire). La terminologie a évolué, incluant désormais des modèles hydrologiques plus complexes, qui font appel à de nouvelles variables,

---

<sup>8</sup> <http://www.cig.ensmp.fr/~hubert/glu/FRDIC/DICMODEL.HTM>, janvier 2009.

notamment l'évapotranspiration potentielle. Certains préfèrent nommer ces outils, modèles de bassins versants, ou tout simplement, modèles hydrologiques (Anctil et al. 2005). Dans le contexte du présent projet doctoral, un modèle hydrologique signifie un modèle simulant les débits, et un modèle de qualité de l'eau est un modèle simulant les paramètres de qualité de l'eau, mais incluant un sous modèle hydrologique.

La figure 2-1 présente un schéma permettant de classer les modèles hydrologiques. On y propose trois classifications pour discriminer les modèles selon i) les processus d'écoulement dans la partie continentale, ii) le domaine spatial, et iii) le domaine temporel.

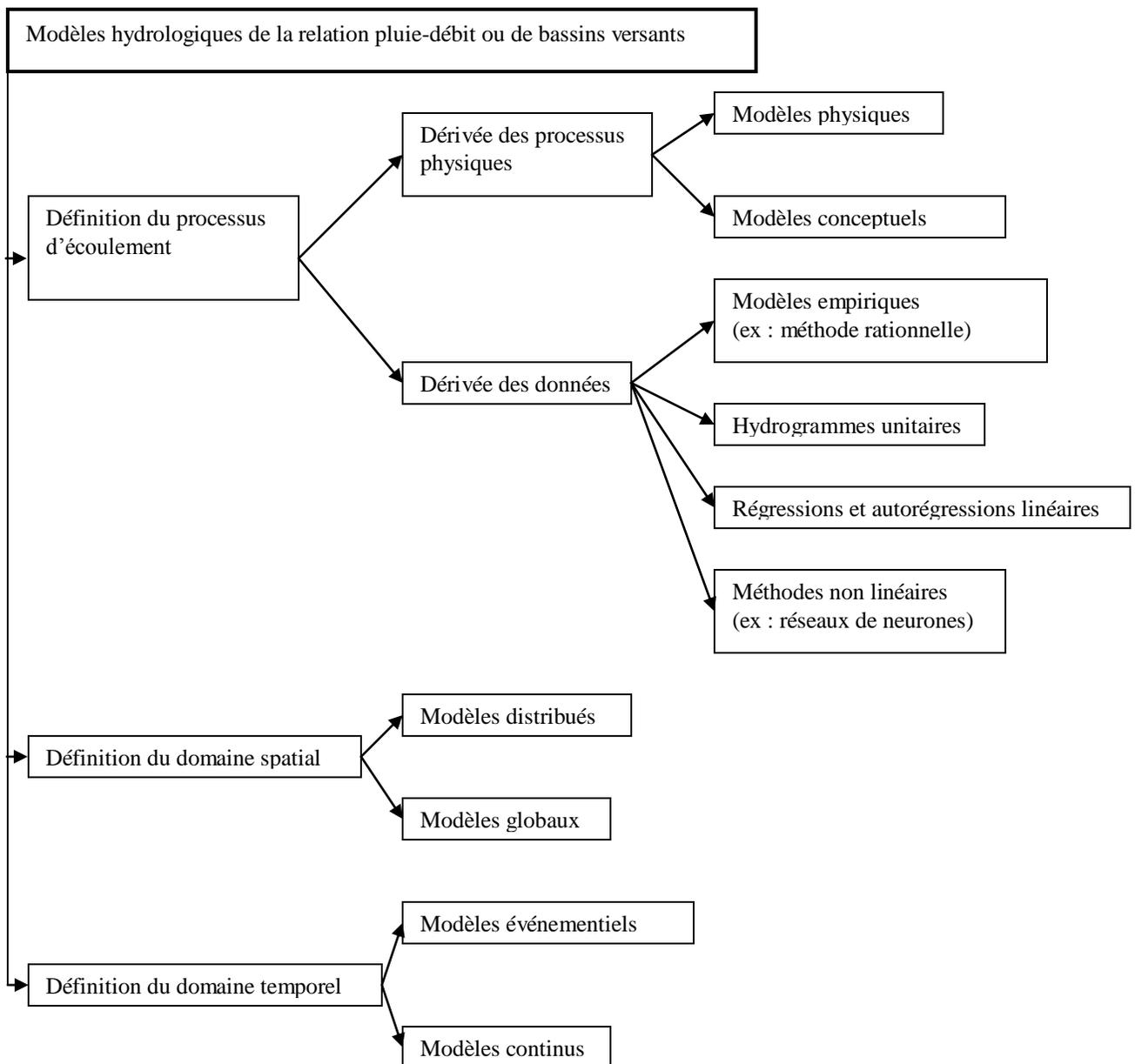
En quelques lignes, selon Anctil et al. (2005), la première sous-classe définit strictement le processus d'écoulement à partir des processus physiques. La formulation mathématique de ces modèles tente de reproduire les mécanismes de processus d'écoulement dans le sol selon la physique newtonienne, sur la base des équations de conservation de la masse et dynamique, et des notions telles les précipitations, l'évapotranspiration, l'infiltration... Ainsi, on parle d'un modèle physique si sa formulation mathématique reproduit exactement ces processus. Un modèle conceptuel, quant à lui, impose des simplifications dans la formulation mathématique des processus physiques de l'écoulement, afin d'accommoder les données disponibles ou d'accélérer le temps de calcul.

La deuxième sous-classe définit le processus d'écoulement à partir des observations disponibles. De tels modèles ne tentent pas de définir explicitement les processus physiques d'écoulement, mais proposent plutôt une formulation mathématique de la réaction (ex : un débit) à une action (ex : précipitation, un débit précédent ou une température) à partir de comportements ou de patrons présents dans la base de données. C'est le cas des modèles empiriques comme la méthode rationnelle ou de l'hydrogramme unitaire. Très souvent, les modèles hydrologiques dérivés des données sont de nature statistique, tels les modèles de régression linéaire, les modèles d'autorégression linéaires et les réseaux de neurones.

Pour ce qui est de la définition temporelle, on distingue les modèles événementiels et les modèles continus. Les modèles événementiels ont pour but de reproduire des événements particuliers un à la fois, éliminant ainsi le besoin de décrire les cheminements lents qui

soutiennent les écoulements de surface entre les précipitations. Les modèles continus, quant à eux, ont pour but de fournir des valeurs de débit sans arrêt, d'un pas de temps à l'autre.

Pour ce qui est de la définition spatiale, on distingue les modèles globaux et les modèles distribués. Un modèle global n'implique aucune discrétisation spatiale. On considère le bassin versant comme un tout, et les conditions (c.à-d précipitations, températures, occupation du sol, types de sols...) sont uniformes sur l'ensemble de cette entité. Un modèle distribué permet une discrétisation du bassin en plusieurs sous-entités, qui peuvent être des sous-bassins, des cellules si le bassin est divisé selon une grille, ou des éléments finis si le bassin est divisé selon des éléments géométriques non uniformes.



**Figure 2-1 : Schéma de description des modèles hydrologiques (Anctil et al. 2005)**

La plupart des études entreprises en modélisation des cours d'eau traitent la problématique des débits (quantité) mais le présent projet de recherche va attaquer le problème de la qualité de l'eau.

## 2.2 Modélisation de la qualité de l'eau

Un modèle de qualité de l'eau des rivières est une formulation mathématique des processus biologiques et physico-chimiques (diffusion, dispersion, advection, sédimentation, resuspension...) ainsi que du transport dans les rivières. Actuellement, les modèles de qualité de l'eau les plus communément utilisés à l'échelle des bassins versants et concernant les pollutions diffuses sont récapitulés dans le tableau 2-1. Un choix de modèle s'impose parmi tous ces modèles, choix qui dépend de nos besoins, à savoir un modèle à l'échelle de bassin versant agricole :

- permettant une simulation continue, à long terme des processus terrestres et aquatiques régissant les débits, les sédiments et les nutriments dont le phosphore ;
- capable de modéliser l'impact des pratiques agricoles sur la pollution des rivières ;
- présentant la meilleure performance journalière avec des résultats réalistes sur les petits bassins versants ayant peu de données ;
- le moins gourmand en données et en paramètres.

**Tableau 2-1: Modèles de qualité de l'eau**

Modèle		Références	Commentaires
AGNPS	Agricultural Nonpoint Source pollution model	(Young et al. 1987)	
AnnAGNPS	Annualized Agricultural NonPoint Source model	(Bingner et Theurer 2001)	
ANSWERS	Areal NonPoint Source Watershed Environment Response Simulation	(Beasley et al. 1980)	
ANSWERS-Continuous		Bouraoui et al. 2002)	
CASC2D	CASCade de plans en deux dimensions	(Ogden et Julien 2002)	
CEQEAU		(Morin et Paquet 2007)	Développé par l'INRS-ETE, Québec, il simule les débits et cinq paramètres de qualité de l'eau en rivière au pas de temps 1, 2, 4, 6, 8, 12 heures ou journalier, prend en compte les caractéristiques physiques d'un bassin versant et leurs variations dans l'espace et dans le temps. Il simule l'existence de réservoirs artificiels réels ou fictifs ainsi que leur exploitation. Simule les sédiments, pas les nutriments.
CREAMS	Chemicals, Runoff, et Erosion from Agricultural Management Systems	(Knisel 1980)	Développé aux USA pour simuler l'impact de la gestion du territoire sur l'eau, les sédiments, les nutriments et les pesticides sur les bords des champs.
DRAINMOD-NII		(Youssef et al. 2005)	Modèle de simulation de la dynamique de l'azote sous différentes pratiques agricoles et conditions environnementales
DUFLOW		(Clemmens 1993)	Simulation à une dimension des écoulements instables et de la qualité de l'eau dans les écoulements à ciel ouvert
DWSM	Dynamic Watershed Simulation Model	(Borah et Bera 2003)	
EPIC	Erosion-Productivity Impact Calculator	(Williams et al. 1984)	simule l'impact de l'érosion sur les cultures
GIBSI		(Mailhot et al. 1997)	Développé par l'INRS-ETE, Québec, il combine plusieurs modèles : HYDROTEL pour le cycle hydrologique, RUSLE pour l'érosion, SWAT pour le transport des pesticides et des nutriments et QUAL2E pour la qualité de l'eau. Il est doté d'un SIG et d'une base de données de systèmes de gestion.
GLEAMS	Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems	(Leonard et al. 1987)	Simule les pesticides présents dans les eaux souterraines
HEM-3D	Hydrodynamic-Eutrophication Model	(Park et al. 2005)	A trois dimensions qui est un des outils pour le développement des TMDL par US EPA (1997)
HSPF	Hydrological Simulation Program-Fortran	(Bicknell et al. 1993)	
KINEROS	KINematic runoff et EROsion model	(Woolhiser et al. 1990)	
MIKE SHE	the European Hydrological System model	(Refsgaard et Storm 1995)	
PRMS	Precipitation-Runoff Modeling System	(Leavesley et al. 1983)	
QUAL2E		(Brown et Barnwell 1987)	Basé sur la Demande Biologique en Oxygène et sans bilan de masse. Le plus couramment employé en modélisation de la qualité de l'eau (Droic et Koncan 1999; Somlyody et al. 1998; Yang et al. 2000), numériquement précis, inclut une structure cinétique mise à jour pour la majorité des polluants conventionnels (Chapra 1997; McCutcheon et French 1981; Roesner et al. 1977).
QUAL2Kw (dernière version)		(Pelletier et al. 2006)	
RHIMO	RHIne MOdel	(De Blois et al. 2003)	Testé sur le Rhin pour évaluer la politique d'émission des nutriments (N et P) et des métaux lourds
RWQM1	River Water Quality Model No 1	(Reichert et Vanrolleghem 2001)	
SPARROW	Spatially Referenced Regressions On Watershed attributes	(Preston et Brakebill 1999)	Modélise les sources et le transport de nutriments (Smith et al. 1997; Alexander et al. 2002)
SWAT	Soil et Water Assessment Tool	(Arnold et al. 1998)	Simulation des débits, MES, nutriments, pesticides, à l'échelle de bassin versant (plusieurs versions)

### 2.3 Choix du modèle de qualité de l'eau

Parmi les modèles précités, comme le confirme l'étude comparative effectuée par Borah et Bera (2003) selon les capacités du modèle face aux différentes sortes de bassins versants et de problèmes, onze peuvent satisfaire à nos besoins : AGNPS, AnnAGNPS, ANSWERS, ANSWERS-Continuous, CASC2D, DWSM, HSPF, KINEROS, MIKE SHE, PRMS et SWAT.

AnnAGNPS, ANSWERS-continuous, HSPF et SWAT sont adéquats pour les simulations continues à long terme et l'étude des changements hydrologiques et de la gestion des pratiques agricoles. AGNPS, ANSWERS, DWSM, KINEROS, PRMS sont utiles pour des événements singuliers comme les graves tempêtes et l'évaluation des pratiques de gestion des bassins, en particulier les pratiques structurelles. MIKE SHE et CASC2D conviennent à la fois pour les deux cas (événements continus et singuliers).

Étant donné que nous nous intéressons aux simulations continues à long terme, six modèles parmi les onze conviennent : AnnAGNPS, ANSWERS-continuous, HSPF, MIKE SHE, CASC2D et SWAT. AnnAGNPS, HSPF, MIKE SHE et SWAT possèdent les trois composantes principales : hydrologie, sédiments et produits chimiques. CASC2D peut simuler l'hydrologie et les sédiments mais pas les produits chimiques. ANSWERS-continuous modélise les processus terrestres de l'hydrologie, des sédiments et des produits chimiques mais pas les processus aquatiques des sédiments. AnnAGNPS, CASC2D ne simulent pas les écoulements latéraux.

Ainsi, parmi les six modèles, AnnAGNPS, HSPF, MIKE SHE et SWAT sont les modèles de simulation continue à long terme comportant les trois principales composantes (hydrologie, sédiments et produits chimiques) applicables à l'échelle des bassins versants. Or, Borah et Bera (2003) jugent MIKE SHE très compliqué notamment en cas d'application sur de grands bassins versants mais avancent que SWAT est prometteur pour les simulations continues sur des bassins agricoles tandis que HSPF est idéal pour les bassins mixtes (agricole et urbain). Par ailleurs, une autre étude comparative entreprise par Shepherd et al. (1999) a montré que MIKE SHE simule moins

bien les sédiments et nutriments. Ainsi, il reste à choisir parmi HSPF, AnnAGNPS et SWAT.

Après comparaison des capacités de SWAT et HSPF par Saleh et Du (2004), HSPF est plus difficile à manier que SWAT, car possède de nombreux paramètres à entrer, à calibrer et demande un long et laborieux processus de calibration. Les deux modèles fournissent des prévisions journalières raisonnables sur les débits moyens et sédiments durant les périodes de calibration et de validation. Néanmoins, les prévisions journalières des débits moyens et sédiments de SWAT sont plus proches des valeurs mesurées que celles de HSPF. Par contre, HSPF est meilleur que SWAT dans les prévisions des variations temporelles des débits et sédiments journaliers. En général, SWAT surpasse HSPF dans les prévisions journalières ou mensuelles de charges en nutriments, à l'exception de P-PO<sub>4</sub> pour le bassin étudié par Saleh et Du (2004). Les prévisions en nutriments ont été sous-estimées par HSPF à cause de son incapacité à intégrer les pratiques de gestion agricole.

En outre, d'après la comparaison faite par Matamoros (2004) entre AnnAGNPS (ou AGNPS) et SWAT, AnnAGNPS est un modèle basé sur l'écoulement évaluant principalement les produits chimiques agricoles rattachés aux sédiments et transportés vers la rivière. Néanmoins, d'autres pratiques agricoles comme la fertilisation, l'irrigation et la gestion du bétail peuvent être évaluées. Bien que le modèle SWAT soit également un modèle basé sur l'écoulement, il se focalise principalement sur les interactions chimiques entre les interfaces eau et sol. Le processus de calibration dans AnnAGNPS est le même que dans SWAT. En changeant les paramètres, AnnAGNPS et SWAT requièrent la même quantité de données, mais leur structure est différente (ex : concept d'Unité de Réponse Hydrologique ou URH dans SWAT et de cellule dans AnnAGNPS), si bien que les résultats de SWAT se sont avérés plus précis : Un sous-bassin dans SWAT peut contenir plusieurs URH tandis qu'un sous bassin dans AnnAGNPS ne peut contenir que 3 cellules au maximum. Ainsi, la perte d'information dans SWAT est considérablement réduite en agglomérant les données au niveau du sous-bassin. Il en résulte de meilleures prévisions à cause d'une meilleure caractérisation du bassin.

Nasr et al. (2007) ont également avancé que SWAT donne de meilleurs résultats de calage pour les charges journalières de phosphore, après comparaison de trois modèles de simulation du phosphore, HSPF, SWAT et SHETRAN.

Par conséquent, SWAT représente le meilleur choix de modèle entre les trois. De plus, Schoumans et Silgram (2003), après étude comparative sur 9 modèles de simulation des nutriments sur des bassins versants européens, affirment que SWAT compte parmi ceux pouvant simuler la dynamique des pertes de nutriments dans les eaux de surface à l'échelle de petit bassin (0.01 jusqu'à 100 km<sup>2</sup>) et figure parmi les modèles produisant des sorties à un pas de temps journalier, permettant ainsi la comparaison avec les données observées. De plus, SWAT est capable de calculer le prélèvement total et l'exportation en nutriments par récolte. En outre, SWAT modélise tous les processus (croissance de la plante, minéralisation, immobilisation, dénitrification, sorption et désorption) et est très adéquat pour modéliser la gestion des nutriments et les changements d'occupation de territoire. Ce premier rapport a conclu qu'aucun modèle n'a été vraiment approprié aux différentes régions climatiques, sols, activités agricoles, types d'écoulement à travers des bassins versants de l'Europe, mais SWAT demeure le plus utilisé de tous à travers l'Europe.

En résumé, SWAT est le modèle le plus adéquat pour nos besoins, car il est capable de modéliser mieux les nutriments, paramètres essentiels en qualité de l'eau et la précision à une échelle de temps plus petite est plus fiable dans le cas des petits bassins versants.

De plus, les principales forces de SWAT relatives à nos recherches peuvent être résumées comme suit (Gassman et al. 2007) : sa force fondamentale réside dans la combinaison de processus terrestres et aquatiques incorporés dans un seul paquet de simulation. Par ailleurs, concernant l'interface hydrologique, l'utilisation de la méthode du numéro de courbe dans SWAT permet d'adapter le modèle à une large gamme de conditions hydrologiques. Cette technique a fait ses preuves dans de nombreuses applications. Ensuite, la délimitation spatiale dans SWAT en unités de réponses hydrologiques

(cf paragraphe 2.4) permet d'appliquer le modèle aussi bien sur de petites parcelles que sur de bassins versants entiers. Cette discrétisation spatiale permet également de garder l'hétérogénéité des sols et de l'occupation du sol sur le bassin versant. Par ailleurs, le cadre de travail de SWAT permet la simulation d'une grande variété de pratiques en matière de conservation de sol et en agriculture, tel que les calendriers culturaux, les modes de fertilisation, les méthodes de travail du sol, la gestion de l'irrigation.

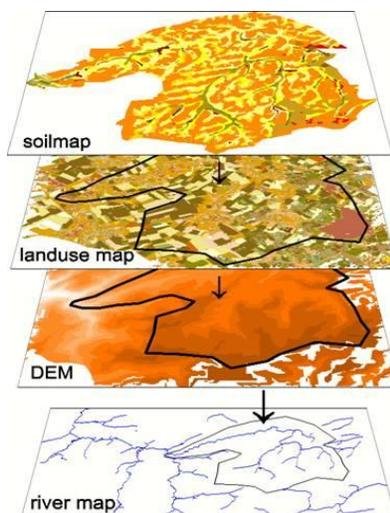
Une brève description de SWAT est donnée dans le paragraphe 2.4. Par la suite, en vue de l'utilisation de SWAT dans le présent projet, certaines applications de SWAT seront relevées, afin de voir les capacités du modèle ainsi que les lacunes dans les études existantes.

## **2.4 Le modèle SWAT**

### **2.4.1 Introduction**

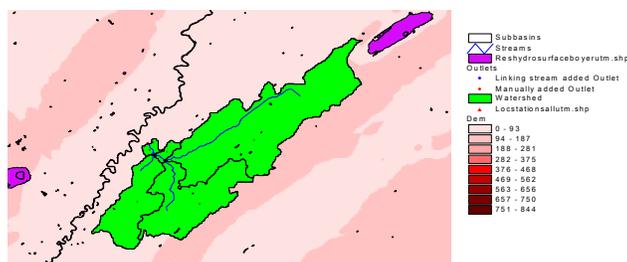
Le modèle SWAT est le fruit de près de 20 ans d'effort de développement par l'USDA (United State Department of Agriculture, Agricultural Research Service) (Arnold et Fohrer 2005), pour simuler l'eau, les nutriments et le transport de pesticides à l'échelle de bassin versant. C'est un modèle distribué semi-physique et semi-empirique, fonctionnant à un pas de temps journalier. Étant un modèle continu, il n'est pas adéquat pour simuler les événements particuliers. Il est issu des modèles SWRBB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Williams et al. 1985; Arnold et al. 1990), CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel 1980), GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) (Leonard et al. 1987), EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (Williams et al. 1984).

Le modèle a évolué dans le temps. SWAT2005 est la version de SWAT disponible en ligne. Cette version dispose d'une interface ArcView (AVSWAT-X) qui utilise un modèle numérique de terrain (MNT), les coordonnées des stations climatiques et de jaugeage, le réseau hydrographique, des couvertures de sols et d'occupation de sol en grille ou polygone, comme entrées au modèle (figure 2-2). Par ailleurs, il permet de faciliter l'extraction des paramètres d'entrée et de visualiser les résultats (Di Luzio et al. 2002).



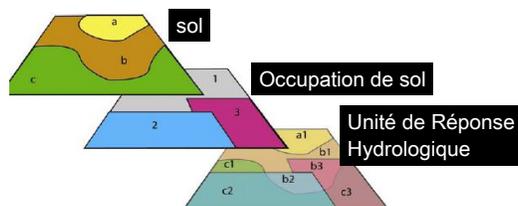
**Figure 2-2 : Les différents thèmes de cartes requis en entrée de SWAT (Holvoet et al. 2005)**

Le bassin versant est discrétisé en sous-bassins contenant chacun un bief principal. En guise d'exemple, la figure 2-3 montre la délimitation en sous-bassins du site du Ruisseau du Portage.



**Figure 2-3 : Délimitation en sous-bassins du bassin versant Ruisseau du Portage**

À l'intérieur des sous-bassins, une combinaison unique d'occupations du territoire, de pratiques culturales et de types de sols forme des unités homogènes de calculs nommées Unités de Réponse Hydrologique (URH) (figure 2-4).



**Figure 2-4 : Principe de délimitation des Unités des Réponse Hydrologique (URH)**

Les informations sont classées selon l'échelle spatiale ou la nature des données : bassin, sous-bassin, URH, climat, propriétés physiques et chimiques des sols, gestion du territoire, écoulement souterrain, qualité de l'eau, réservoirs/marais/dépressions, canal principal, canaux tributaires et sources ponctuelles. La modélisation des processus terrestres débouchant sur des bilans en eau, en sédiments et en nutriments, se fait à l'échelle de l'URH. Les apports de chacune de ces URH sont ensuite acheminés au bief principal. Par la suite, les processus fluviaux entrent en jeu, acheminant ces apports jusqu'à l'exutoire principal du bassin versant.

## **2.4.2 Processus modélisés**

Deux phases sont modélisées par SWAT : La première constitue la phase terrestre du cycle hydrologique et contrôle la quantité d'eau, les charges de sédiments, de nutriments et de pesticides déversées au canal principal dans chaque sous-bassin. La deuxième concerne le transport aquatique, autrement dit, les mouvements de l'eau, des sédiments, des nutriments et autres à travers le réseau fluvial du bassin jusqu'à l'exutoire. Une description succincte de la modélisation de ces processus terrestres et fluviaux par SWAT (Neitsch et al. 2005) sera présentée dans les paragraphes suivants.

### **2.4.2.1 Phase terrestre**

Selon la documentation théorique (Neitsch et al. 2005), les processus impliqués dans l'évaluation de la quantité de l'eau par SWAT comprennent la précipitation, l'évapotranspiration, le ruissellement de surface, l'écoulement sub-surface ou latéral et l'écoulement souterrain. La simulation de cette phase terrestre, suivant un pas de temps journalier, est basée sur le bilan en eau suivant :

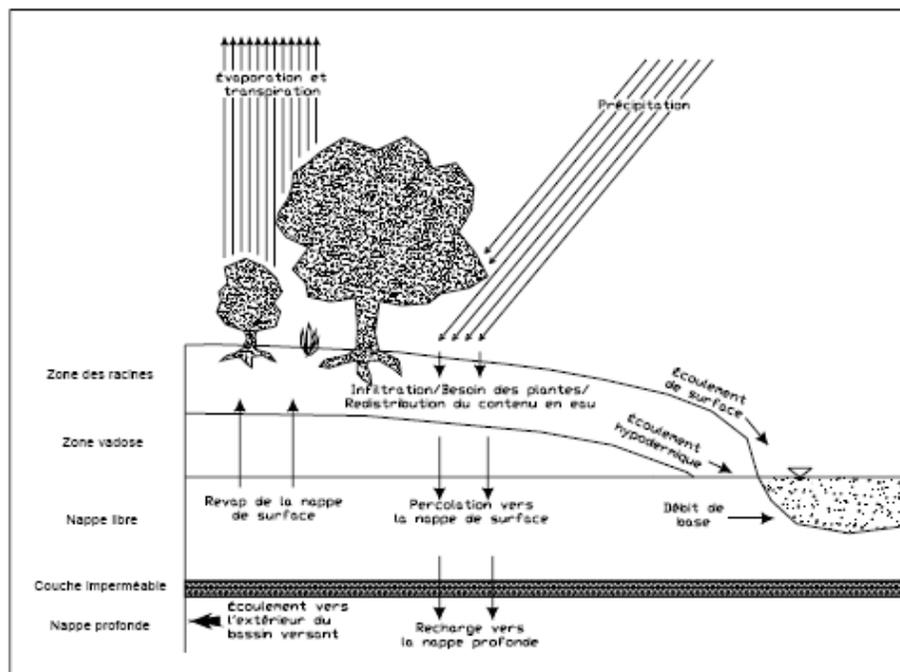
$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (\text{Équation 2-1})$$

où  $SW_t$  représente la teneur en eau finale (mmH<sub>2</sub>O),  $SW_0$  la teneur en eau initiale du jour  $i$  (mmH<sub>2</sub>O),  $t$  le temps (jour),  $R_{day}$  la quantité de précipitation du jour déterminé  $i$  (mmH<sub>2</sub>O),  $Q_{surf}$  la quantité de ruissellement de surface du jour  $i$  (mmH<sub>2</sub>O),  $E_a$  l'évapotranspiration du jour  $i$  (mmH<sub>2</sub>O),  $W_{seep}$  le volume d'eau entrant la zone vadose à partir du profil de sol lors du jour  $i$  (mmH<sub>2</sub>O) et  $Q_{gw}$  la quantité d'écoulement de retour du jour  $i$  (mmH<sub>2</sub>O).

Les plus importants processus concernant les sédiments et le phosphore seront également décrits dans ce paragraphe. Seuls les processus entrant en jeu pour les sites étudiés seront relevés. Des descriptions détaillées de tous les processus se trouvent dans la documentation théorique de SWAT (Neitsch et al. 2005).

#### 2.4.2.1.1 *L'hydrologie*

Lorsque la pluie tombe, elle peut être retenue par le couvert végétal ou par la surface de sol. L'eau à la surface de sol va s'infiltrer dans les couches de sol et l'excédent va ruisseler. L'eau ruisselée va s'acheminer vers le cours d'eau tandis que l'eau infiltrée peut être retenue dans le sol et plus tard évaporée ou contribuer à l'écoulement de surface par le biais des eaux souterraines. Les mouvements potentiels de l'eau sont illustrés par la figure 2-5.



**Figure 2-5** : Représentation schématique du cycle hydrologique dans SWAT  
(traduit de Neitsch et al. 2005)

La zone des racines, aussi appelée profil de sol ou réservoir sol constitue le lieu où l'essentiel des processus d'échanges verticaux a lieu. La zone racinaire est plus finement subdivisée en couches de sol, pour permettre d'inclure l'hétérogénéité entre les différents horizons de sol. Ces couches sont caractérisées par certaines propriétés basiques comme le pourcentage de sable, d'argile et de limon, leur texture, le pourcentage de carbone, la conductivité hydraulique ( $K_{sat}$ ) et la teneur en eau disponible (AWC). La zone vadose sert de transition entre le profil de sol et le système de nappes. Le système d'écoulement souterrain est constitué d'une nappe libre aussi appelée nappe de surface qui contribue aux apports à la rivière et d'une nappe profonde qui ne participe pas aux apports à la rivière. La nappe profonde peut être considérée comme le prolongement de la nappe de surface, cependant ces réserves d'eau ne pourront alimenter la rivière. La nappe profonde et la nappe libre sont séparées par une couche imperméable. Dans la version 2005 de SWAT, la profondeur de la couche imperméable est fixée à 6m.

### **L'eau stockée par canopie**

L'eau stockée par canopie se définit comme l'eau interceptée et retenue par les feuilles des plantes (canopie) et ensuite disponible pour l'évaporation.

### **Infiltration**

L'infiltration est définie comme l'entrée d'eau dans un profil de sol à partir de la surface du sol. Au fur et à mesure que l'eau s'infiltré, le sol devient de plus en plus humide jusqu'à l'atteinte d'un état stationnaire appelé saturation. Le taux d'infiltration initial du sol dépend de son humidité.

### **Redistribution**

La redistribution fait référence à un mouvement continu de l'eau à travers le profil de sol après cessation d'une entrée d'eau (via précipitation ou irrigation) à la surface du sol. Elle est causée par les différences de teneur en eau dans le profil. Une fois l'eau uniformément répartie dans un profil donné, la redistribution cesse. La percolation ou écoulement vers des couches inférieures, apparaît au cas où la capacité au champ d'une couche de sol est dépassée et la couche inférieure non saturée. Le taux d'écoulement est gouverné par la conductivité à saturation de la couche de sol. La redistribution est également affectée par la température du sol. Aucune redistribution n'est permise à une température inférieure ou égale à 0°C.

### **Évapotranspiration**

L'évapotranspiration désigne les processus à travers lesquels l'eau dans son état liquide et solide devient vapeur d'eau atmosphérique à la surface du sol. Elle inclut l'évaporation des lacs, des rivières, du sol nu, à travers les feuilles des plantes (transpiration), et la sublimation à partir des surfaces glacées et neigeuses. Le modèle calcule séparément l'évapotranspiration des sols et des plantes, comme spécifié par Ritchie (1972). L'évaporation potentielle des sols est estimée en fonction de l'évapotranspiration potentielle et de l'indice foliaire (aire du feuillage des plantes par rapport à la superficie de l'URH). L'évapotranspiration potentielle est le taux auquel l'évapotranspiration apparaîtrait à partir d'une grande surface complètement et uniformément recouverte de

végétation et ayant un accès illimité à un approvisionnement en eau. Le modèle offre trois options pour estimer l'évapotranspiration potentielle : Hargreaves (Hargreaves et al. 1985), Priestley-Taylor (Priestley et Taylor 1972) et Penman-Monteith (Monteith 1965).

### **Écoulement latéral**

L'écoulement latéral constitue la contribution au débit en rivière provenant de la couche en-dessous de la surface mais au-dessus de la zone saturée d'eau. L'écoulement latéral dans le profil de sol (0-2m) est calculé simultanément avec la redistribution. Un modèle de stockage cinématique est utilisé pour prédire l'écoulement latéral dans chaque couche de sol et il tient compte de la variation de conductivité, de pente et de teneur en eau.

### **Ruissellement de surface**

Le ruissellement de surface se définit comme l'écoulement apparaissant le long de la surface en pente. Il débute lorsque le taux d'approvisionnement en eau du sol excède le taux d'infiltration, autrement dit le sol est déjà saturé d'eau. En utilisant les précipitations journalières ou intra-journalières, SWAT simule le volume ruisselé et le taux de pointe de ruissellement pour chaque URH.

SWAT propose la méthode du numéro de courbe du SCS (SCS 1972) pour évaluer le ruissellement de surface. Elle s'écrit comme suit (SCS 1972) :

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{R_{day} - I_a + S} \quad (\text{Équation 2-2})$$

où  $Q_{surf}$  est le volume d'eau ruisselée accumulé ou excès de pluie ( $\text{mmH}_2\text{O}$ ),  $R_{day}$  est la hauteur de précipitation de la journée ( $\text{mmH}_2\text{O}$ ),  $I_a$  constituent les abstractions initiales regroupant le stockage à la surface, l'interception et l'infiltration avant le ruissellement et  $S$  est le paramètre de rétention variant dans l'espace à cause des changements de sols, d'occupation de territoire, de gestion du sol, de pente, et dans le temps à cause des changements de teneur en eau du sol. Le ruissellement se produit uniquement si  $R_{day} > I_a$ . Avec  $I_a$  approximé à  $0.2S$ , l'équation du SCS devient :

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0.2S)^2}{(R_{day} + 0.8S)} \quad (\text{Équation 2-3})$$

Dans SWAT2005, l'utilisateur possède deux choix de méthodes pour calculer le paramètre de rétention S. La méthode traditionnelle consiste à faire varier le paramètre de rétention suivant la teneur en eau du profil de sol. Une alternative ajoutée dans SWAT2005 permet au paramètre de rétention de varier suivant l'évapotranspiration cumulée des plantes. Cette deuxième méthode a été ajoutée car la méthode en fonction de l'humidité du sol prédit trop de ruissellement dans les sols très peu profonds. En calculant le numéro de courbe journalier en fonction de l'évapotranspiration de la plante, la valeur dépend moins du stockage en eau du sol mais plus du climat.

Quand le paramètre de rétention varie avec la teneur en eau dans le sol, l'équation suivante est utilisée :

$$S = S_{max} \left(1 - \frac{SW}{[SW + \exp(w_1 - w_2 \cdot SW)]}\right) \quad (\text{Équation 2-4})$$

où S est le paramètre de rétention pour un jour donné (mmH<sub>2</sub>O), S<sub>max</sub> est la valeur maximale pouvant être atteinte par le paramètre de rétention lors d'un jour donné (mmH<sub>2</sub>O), SW est la teneur en eau du sol le long du profil en excluant la quantité d'eau retenue dans le profil au point de flétrissement (mmH<sub>2</sub>O), w<sub>1</sub> et w<sub>2</sub> sont des coefficients de forme.

SCS définit 3 conditions d'humidité : I - sec (point de flétrissement), II - humidité moyenne, III - humide (capacité au champ). w<sub>1</sub> et w<sub>2</sub> sont déterminés comme suit :

$$w_1 = \ln\left[\frac{FC}{1 - S_3 \cdot S_{max}^{-1}} - FC\right] + w_2 FC \quad (\text{Équation 2-5})$$

$$w_2 = \frac{(\ln\left[\frac{FC}{1 - S_3 \cdot S_{max}^{-1}} - FC\right] - \ln\left[\frac{SAT}{1 - 2.54 \cdot S_{max}^{-1}} - SAT\right])}{(SAT - FC)} \quad (\text{Équation 2-6})$$

avec w<sub>1</sub>, le premier coefficient de forme, w<sub>2</sub> le second coefficient de forme, FC la quantité d'eau correspondant à la capacité au champ (mmH<sub>2</sub>O), S<sub>3</sub> le paramètre de

rétenion correspondant au numéro de courbe des conditions d'humidité III,  $S_{max}$  le paramètre de rétenion correspondant au numéro de courbe des conditions d'humidité I et  $SAT$  est la quantité d'eau contenue dans le sol quand il est complètement saturé (mmH<sub>2</sub>O).

Quand le paramètre de rétenion varie avec l'évapotranspiration de la plante, l'équation suivante est utilisée pour mettre à jour le paramètre de rétenion à la fin de la journée :

$$S = S_{prec} + E_0 * \exp\left(\frac{-cncoef - S_{prec}}{S_{max}}\right) - R_{day} - Q_{surf} \quad (\text{Équation 2-7})$$

avec  $S$  le paramètre de rétenion pour un jour donné (mmH<sub>2</sub>O),  $S_{prec}$  le paramètre de rétenion du jour précédent (mmH<sub>2</sub>O),  $E_0$  est l'évapotranspiration potentielle du jour donné (mmH<sub>2</sub>O.j<sup>-1</sup>),  $cncoef$  le poids utilisé pour calculer le coefficient de rétenion pour des numéros de courbes journaliers dépendants de l'évapotranspiration,  $S_{max}$  la valeur maximale pouvant être atteinte par le paramètre de rétenion lors d'un jour donné (mmH<sub>2</sub>O),  $Q_{surf}$  le volume d'eau ruisselée accumulé ou excès de pluie (mmH<sub>2</sub>O) et  $R_{day}$  la hauteur de précipitation de la journée (mmH<sub>2</sub>O). La valeur initiale du paramètre de rétenion est de  $S = 0.9 * S_{max}$ .

Dans les fichiers d'entrée et de sortie de SWAT, c'est le numéro de courbe CN qui est utilisé au lieu du paramètre de rétenion  $S$ . Ces deux paramètres sont liés par l'équation suivante :

$$CN = \frac{25400}{S + 254} \quad (\text{Équation 2-8})$$

avec  $S$  le paramètre de rétenion de la journée (mmH<sub>2</sub>O) et CN le numéro de courbe de la journée (-).

Quant aux prévisions des pointes de ruissellement, SWAT utilise une version modifiée de la méthode rationnelle. Le taux de ruissellement de pointe est utilisé pour prédire les exportations de sédiments et est basée sur l'hypothèse suivante : si la précipitation d'intensité  $i$  commence instantanément et continue indéfiniment, le taux de ruissellement

augmentera jusqu'au temps de concentration  $t = t_{conc}$ , quand la superficie du bassin tout entier contribue au débit à l'exutoire. La formule rationnelle s'écrit :

$$q_{pointe} = \frac{C_{ruiss} f \times i \times Aire}{3.6} \quad (\text{Équation 2-9})$$

où  $q_{pointe}$  est le débit de ruissellement de pointe ( $m^3.s^{-1}$ ),  $C_{ruiss}$  le coefficient de ruissellement (-),  $i$  l'intensité de précipitation (mm/h),  $Aire$  la superficie du sous-bassin ( $km^2$ ) et 3.6 un facteur de conversion.  $C_{ruiss}$  est calculé comme suit :

$$C_{ruiss} = \frac{Q_{surf}}{R_{day}} \quad (\text{Équation 2-10})$$

Dans la formule rationnelle modifiée, le taux de pointe de ruissellement est fonction de la proportion de la précipitation journalière tombant durant le temps de concentration, du volume ruisselé journalier et du temps de concentration du sous-bassin. Le temps de concentration du sous-bassin est estimé à l'aide de la formule de Manning en considérant l'écoulement à la surface et dans le canal. Ainsi, la formule rationnelle modifiée devient :

$$q_{pointe} = \frac{\alpha_{tc} \times Q_{surf} \times Aire}{3.6 \times t_{conc}} \quad (\text{Équation 2-11})$$

avec  $\alpha_{tc}$  la fraction de précipitation journalière tombant durant le temps de concentration (-),  $t_{conc}$  le temps de concentration du sous-bassin (h).

### Écoulement souterrain

Une nappe d'eau souterraine ou nappe aquifère est une masse d'eau de pluie infiltrée dans le sous-sol et contenue dans une roche poreuse ou fissurée, appelée aquifère.

La recharge des nappes souterraines se fait par infiltration à travers les fissures naturelles des sols et des roches ou par percolation, en migrant lentement à travers les sols. On parle d'eaux vadoses pour les eaux issues du cycle décrit ci-dessus. La zone vadose retient une certaine quantité d'eau suite à une remontée capillaire de l'eau de la nappe de surface et retarde ainsi l'acheminement de la recharge vers les nappes. Le délai pendant lequel l'eau

sort du profil de sol pour alimenter la nappe peu profonde dépend de la profondeur du niveau piézométrique et des propriétés hydrauliques des zones vadose et souterraine.

L'écoulement de base ou écoulement de retour est défini comme le volume de l'écoulement en rivière provenant de l'écoulement souterrain. SWAT partitionne l'eau souterraine en deux aquifères : l'aquifère peu profond, non confiné qui contribue à l'écoulement de retour des rivières au sein du bassin versant et l'aquifère profond confiné qui contribue à l'écoulement de retour des cours d'eau à l'extérieur du bassin (Arnold et al. 1993). Ainsi, la nappe profonde localisée sous une couche imperméable ne participe pas comme tel au bilan en eau à l'intérieur du bassin versant, sauf si de l'eau d'irrigation est pompée à même cette réserve.

En plus de l'écoulement de base, l'eau dans l'aquifère peu profond peut rehausser l'humidité du sol dans le profil de sol en cas de sécheresse ou être directement prélevée par les plantes. L'eau souterraine peut être extraite par pompage.

L'aquifère peu profond contribue à l'écoulement de base du cours d'eau principal et de ses tributaires au sein du bassin. Mais l'écoulement de base dans les tributaires ne se passe que si la quantité d'eau stockée dans l'aquifère peu profond dépasse un certain seuil.

Par ailleurs, en réponse à un déficit en eau de la zone racinaire, de l'eau sera puisée à même la nappe de surface : ce processus est appelé « revap ». En effet, de l'eau peut se déplacer de l'aquifère peu profond vers la zone non saturée. Durant les périodes où la matière recouvrant l'aquifère est sèche, l'eau dans la frange capillaire qui sépare les zones saturée et non saturée s'évapore et se diffuse vers le haut. Comme l'eau est enlevée de la frange capillaire par évaporation, elle est remplacée par l'eau de l'aquifère. L'eau peut être également soutirée de l'aquifère par les plantes à racines profondes, capables d'absorber l'eau directement de l'aquifère.

#### 2.4.2.1.2 *Les sédiments*

##### **Érosion**

A l'échelle du bassin versant, les sédiments sont entraînés par érosion due aux précipitations et au ruissellement. Cette érosion est estimée pour chaque URH par

l'Équation Universelle des Pertes en Terre Modifiée (Modified Universal Soil Loss Equation ou MUSLE) (Williams 1975) :

$$sed = 11.8(Q_{surf} \cdot q_p \cdot aire_{urh})^{0.56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (\text{Équation 2-12})$$

où  $sed$  représente le flux de sédiments du jour considéré (tonne/jour),  $Q_{surf}$  le volume ruisselé en surface (mm H<sub>2</sub>O/ha),  $q_p$  le débit de pointe de ruissellement (m<sup>3</sup>/s),  $aire_{urh}$  la surface de l'URH (ha),  $K_{USLE}$  le facteur d'érodabilité (0.013 tonne.m<sup>2</sup>.h/m<sup>3</sup>.tonne.cm),  $C_{USLE}$  le facteur de culture (végétation) et de gestion (-),  $P_{USLE}$  le facteur de pratique de conservation (-),  $LS_{USLE}$  le facteur de longueur et d'inclinaison de la pente (-) et  $CFRG$  le facteur brut de fragmentation (-).

Cette équation prévoit le taux annuel moyen d'érosion à long terme sur la pente d'un champ, en fonction de la configuration des pluies, du type de sol, de la topographie, de l'assolement et des pratiques de gestion des cultures. Chaque facteur est décrit en annexe 1.

### Effets du couvert de neige

Le pouvoir érosif du ruissellement et des précipitations est réduit par le couvert de neige. Durant les périodes où le couvert de neige est présent dans une URH, SWAT modifie le calcul de sédiments par la relation suivante :

$$sed = \frac{sed'}{\exp\left[\frac{3 \cdot SNO}{25.4}\right]} \quad (\text{Équation 2-13})$$

avec  $sed$  le flux de sédiments d'un jour donné (tonne/jour),  $sed'$  le flux de sédiments calculé avec MUSLE (tonne /jour) et SNO la teneur en eau de la neige (mmH<sub>2</sub>O).

### Influence du temps de réponse du ruissellement de surface dans le calcul des sédiments

Dans les sous-bassins où le temps de concentration est supérieur à un jour, seulement une fraction du ruissellement de surface atteint le cours d'eau le jour où il se produit. Ainsi, comme les sédiments dépendent du ruissellement de surface, SWAT tient en compte de ce temps de réponse dans son calcul du flux des sédiments :

$$sed = (sed' + sed_{stor,i-1}) \left(1 - \exp\left[\frac{-surlag}{t_{conc}}\right]\right) \quad (\text{Équation 2-14})$$

où  $sed$  représente la quantité de sédiments déchargés dans le cours d'eau principal le jour donné (tonne/jour),  $sed'$  la quantité de sédiments générés par l'URH au cours du jour donné (tonne/jour),  $sed_{stor,i-1}$  la quantité de sédiments stockés lors du jour précédent (tonne/jour),  $surlag$  le coefficient du temps de réponse du ruissellement de surface (-) et  $t_{conc}$  le temps de concentration de l'URH (h).

Dans le cas de petits bassins versants où le temps de concentration est inférieur à un jour, la quantité de sédiments déchargés dans le cours d'eau principal le jour donné est la quantité de sédiments générés par l'URH au cours du jour donné (tonne/jour).

Les sédiments ne sont pas uniquement entraînés par ruissellement de surface mais également par les écoulements latéraux et souterrains.

### **Sédiments dans les écoulements latéraux et souterrains**

La quantité de sédiments apportée par les écoulements latéraux et souterrains est déterminée par :

$$sed_{lat} = \frac{(Q_{lat} + Q_{gw}) \cdot aire_{urh} \cdot conc_{sed}}{1000} \quad (\text{Équation 2-15})$$

où  $sed_{lat}$  est la quantité de sédiments dans les écoulements latéraux et souterrains (tonne/jour),  $Q_{lat}$  l'écoulement latéral du jour donné (mmH<sub>2</sub>O),  $Q_{gw}$  l'écoulement souterrain du jour donné (mmH<sub>2</sub>O),  $aire_{urh}$  la surface de l'URH (km<sup>2</sup>),  $conc_{sed}$  la concentration de sédiments dans les écoulements latéraux et souterrains (mg/l).

Toutes ces équations régissant les sédiments sont récapitulées dans la figure 2-6. La description des paramètres entrant en jeu à chaque processus, dans les parenthèses, est jointe en annexe 1.

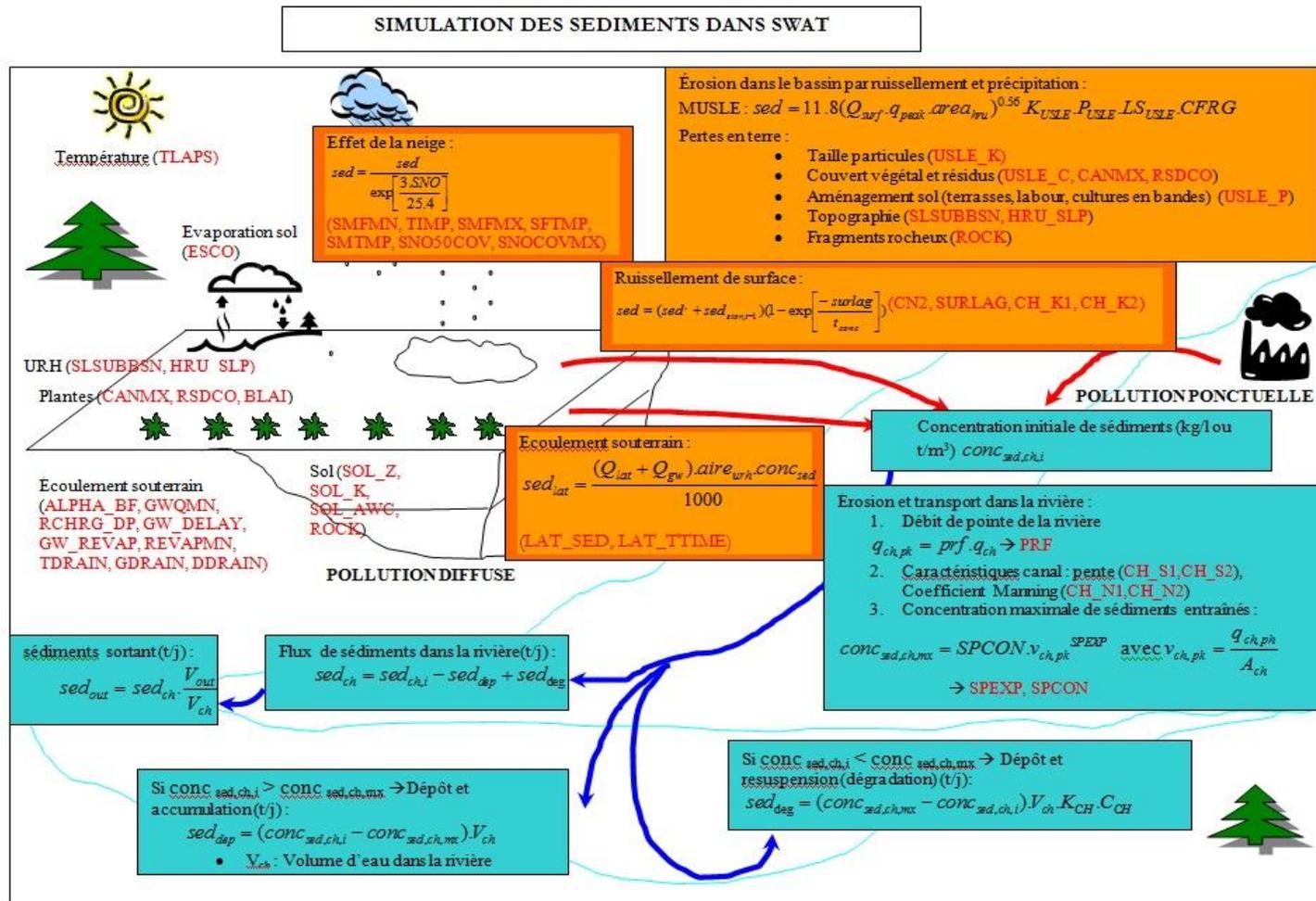


Figure 2-6: Simulation des sédiments dans SWAT

### 2.4.2.1.3 Le phosphore

SWAT suit le mouvement et la transformation de plusieurs formes d'azote et de phosphore au sein du bassin versant. Dans le sol, les transformations de l'azote et du phosphore sont régies par leur cycle de transformation en différentes formes (organique, minérale,...). Les nutriments sont introduits dans le canal principal et transportés en aval par le biais du ruissellement de surface et de l'écoulement latéral. Par la suite, étant donné que la présente étude ne considère que le phosphore, seule la modélisation du phosphore par SWAT est relevée.

Les 3 formes majeures de phosphore dans les sols minéraux sont le phosphore organique associé avec l'humus, les formes insolubles du phosphore minéral et le phosphore disponible pour les plantes dans la solution de sol. Le phosphore peut être introduit dans le sol par les fertilisants, les engrais ou l'application de résidus. Il peut être enlevé du sol par prélèvement par les plantes ou par érosion. La figure 2-7 illustre les composantes majeures du cycle du phosphore.

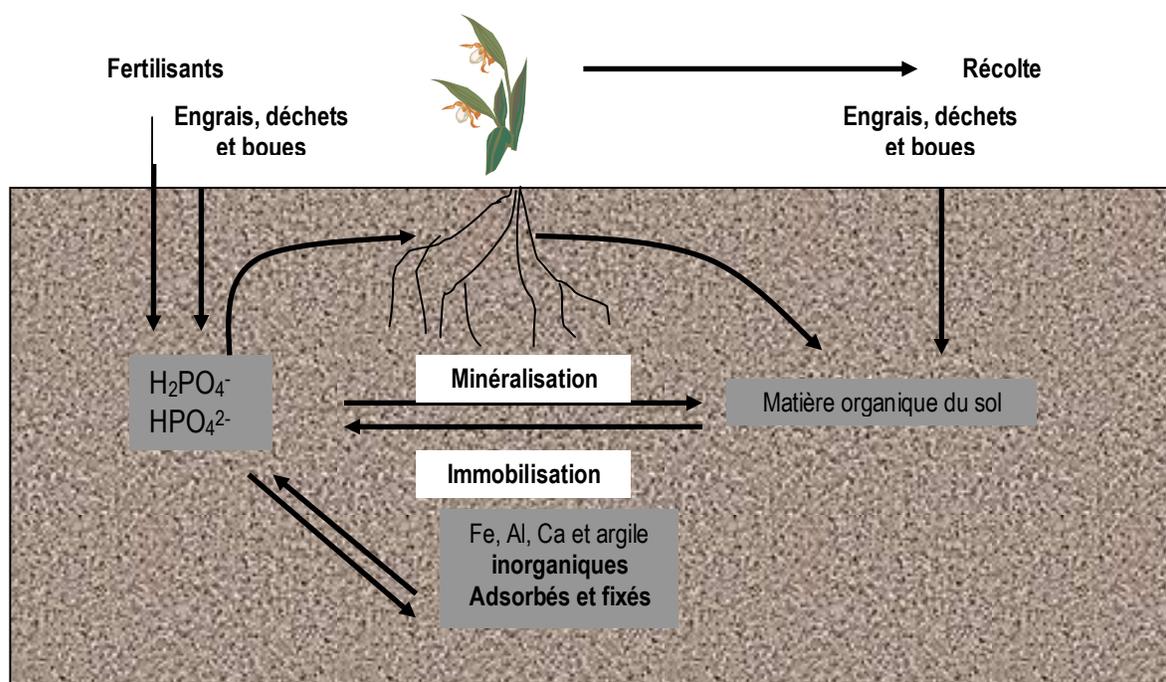


Figure 2-7 : Le cycle du phosphore (Neitsch et al. 2005)

La solubilité du phosphore est limitée dans certains environnements. Le phosphore se combine avec d'autres ions pour former des composés insolubles qui vont se précipiter hors solution. Ces caractéristiques contribuent à maintenir le phosphore près de la surface du sol, si bien qu'il est facilement entraîné par ruissellement de surface. Sharpley et Syers (1979) ont observé que le ruissellement de surface est le mécanisme primaire d'exportation du phosphore dans la plupart des bassins versants.

Au niveau terrestre, SWAT simule les transferts journaliers entre six « pools » de phosphore dans le sol (figure 2-8). Trois « pools » correspondent aux formes organiques du phosphore. Le phosphore organique frais est associé aux résidus de culture et à la masse microbienne, alors que le phosphore associé à l'humus du sol est réparti entre le pool actif et le pool stable. La minéralisation du phosphore organique ne s'effectue qu'à partir du « pool » actif des substances humiques et du « pool » des résidus (Jones et al. 1984). La décomposition des résidus de cultures contribue aussi au « pool » organique actif. Les formes minérales du phosphore sont pour leur part subdivisées en trois « pools » : solution, actif et stable. L'équilibre entre le phosphore en solution et le phosphore minéral actif s'établit rapidement, de quelques jours à quelques semaines, alors que la dynamique entre les « pools » actif et stable évolue beaucoup plus lentement.

Lors de l'application d'engrais de ferme ou d'engrais minéraux, le modèle redistribue les quantités de P appliquées dans les pools appropriés, en tenant compte de la profondeur d'incorporation et de la nature du fertilisant. Lorsque le fertilisant comprend une fraction organique, les quantités de P sont équitablement partagées entre les « pools » organiques frais et humiques actifs. La redistribution du P dans le profil du sol, sous l'action biologique ou du travail du sol, est également simulée. Cette redistribution est déterminante pour les exportations de P puisque les routines hydrologiques de SWAT considèrent que le ruissellement n'interagit qu'avec les 10 premiers millimètres de la couche arable du sol. De façon journalière, le modèle estime l'exportation de P particulaire et en solution pour chaque URH. Un facteur d'enrichissement des sédiments et du ruissellement en P (Menzel 1980) permet d'ajuster les formes de P exportées vers le réseau hydrographique.

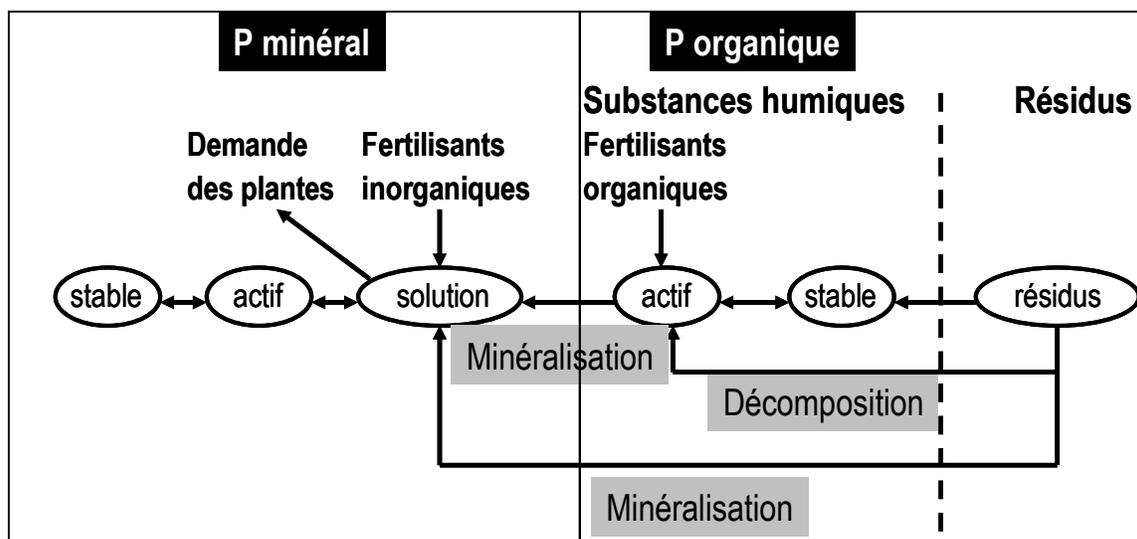


Figure 2-8 : Composantes du cycle terrestre de phosphore modélisé par SWAT (Neitsch et al. 2005)

### Phosphore soluble en mouvement

Le mécanisme primaire du mouvement du phosphore dans le sol est la diffusion. La diffusion est la migration de petits ions sur de petites distances (1 - 2 mm) dans la solution du sol en réponse à un gradient de concentration. A cause de la faible mobilité du phosphore en solution, le ruissellement de surface interagira partiellement avec la solution de P stockée dans les 10 premiers mm de la couche de sol. La quantité de phosphore soluble véhiculée dans le ruissellement de surface est définie comme suit :

$$P_{surf} = \frac{P_{solution,surf} \cdot Q_{surf}}{\rho_b \cdot prof_{surf} \cdot k_{d,surf}} \quad (\text{Équation 2-16})$$

où  $P_{surf}$  est la quantité de phosphore soluble perdue dans le ruissellement de surface (kgP/ha),  $P_{solution,surf}$  la quantité de phosphore en solution dans les 10 premiers mm de la couche de sol (kgP/ha),  $Q_{surf}$  le ruissellement de surface d'un jour donné (mmH<sub>2</sub>O),  $\rho_b$  est la masse volumique des 10 premiers mm de sol et supposée être celle de la première couche de sol (Mg/m<sup>3</sup>),  $prof_{surf}$  la profondeur de la couche de surface (10 mm) et  $k_{d,surf}$  le coefficient de partitionnement du sol en phosphore (m<sup>3</sup>/Mg). Ce dernier se définit comme le ratio de la concentration de phosphore soluble dans les 10 premiers mm de sol sur la concentration de phosphore soluble dans le ruissellement de surface.

## P organique et minéral rattaché aux sédiments emportés par ruissellement de surface

La quantité de phosphore transportée avec les sédiments vers la rivière est déterminée par l'équation développée par McElroy et al. (1976) et modifiée par Williams et Hann (1978) :

$$sedP_{surf} = 0.001 \cdot conc_{sedP} \frac{sed}{aire_{URH}} \varepsilon_{P:sed} \quad (\text{Équation 2-17})$$

avec  $sedP_{surf}$  la quantité de phosphore transportée avec les sédiments vers la rivière par ruissellement de surface (kgP/ha),  $conc_{sedP}$  la concentration de P rattaché aux sédiments dans les 10 premiers mm de sol (gP/t de sol),  $sed$  l'exportation de sédiments d'un jour donné (t),  $aire_{URH}$  la superficie de l'URH (ha) et  $\varepsilon_{P:sed}$  le ratio d'enrichissement en phosphore.

La concentration de phosphore rattaché aux sédiments dans la couche de surface est calculée comme suit :

$$conc_{sedP} = 100 \cdot \frac{(\min P_{act,surf} + \min P_{sta,surf} + orgP_{hum,surf} + orgP_{frais,surf})}{\rho_b \cdot prof_{surf}} \quad (\text{Équation 2-18})$$

où  $\min P_{act,surf}$  est la quantité de phosphore dans le pool minéral actif,  $\min P_{sta,surf}$  la quantité de phosphore dans le pool minéral stable,  $orgP_{hum,surf}$  la quantité de phosphore dans le pool humique organique,  $orgP_{frais,surf}$  la quantité de phosphore dans le pool organique frais,  $\rho_b$  la masse volumique de la première couche de sol ( $Mg/m^3$ ) et  $prof_{surf}$  est la profondeur de la couche de surface (10mm). Toutes les quantités de P sont mesurées dans les 10 premiers mm de sol et sont en kgP/ha.

Le ratio d'enrichissement en phosphore, défini comme le ratio de concentration de phosphore transporté avec les sédiments sur la concentration de phosphore à la surface du sol, est déterminé à chaque orage par l'équation de Menzel (1980) :

$$\varepsilon_{sed:P} = 0.78 \cdot (conc_{sed,surf})^{-0.2468} \quad (\text{Équation 2-19})$$

où  $conc_{sed,surf}$ , la concentration de sédiments dans le ruissellement de surface ( $Mg \text{ sed}/m^3 H_2O$ ), est déterminée comme suit :

$$conc_{sed,surf} = \frac{sed}{10 \cdot aire_{URH} \cdot Q_{surf}} \quad (\text{Équation 2-20})$$

avec  $sed$  la charge de sédiments d'un jour donné (t),  $aire_{URH}$  l'aire de l'URH (ha) et  $Q_{surf}$  le ruissellement de surface d'un jour donné (mmH<sub>2</sub>O).

#### 2.4.2.2 Phase aquatique

Une fois que SWAT a déterminé les débits, les charges de sédiments, de nutriments et de pesticides déversés dans le canal principal, la phase suivante consiste au transport dans la rivière. Non seulement SWAT conserve le débit massique de ces éléments dans la rivière, mais il modélise aussi tous les processus de leur transformation lors de leur acheminement dans l'eau. La figure 2-9 illustre les différents processus entrant en jeu dans le cours d'eau.

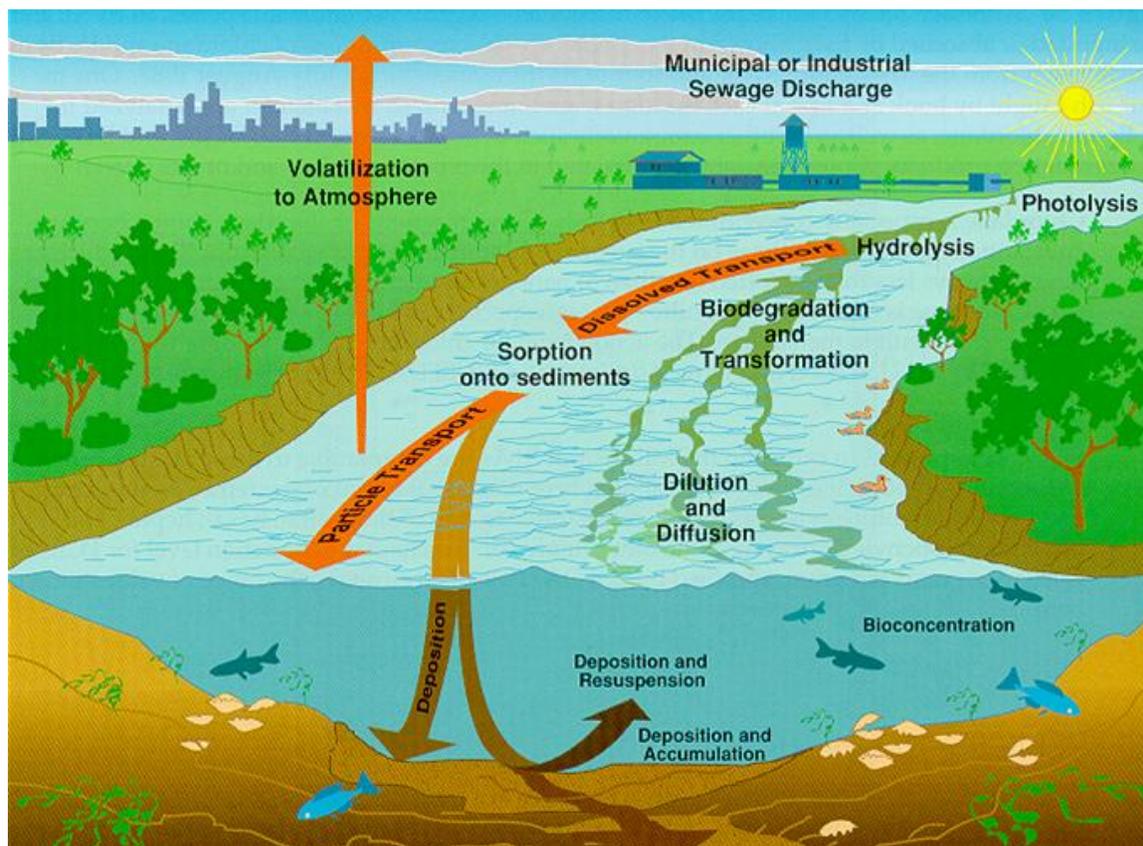


Figure 2-9 : Processus dans le cours d'eau (Neitsch et al., 2005)

#### 2.4.2.2.1 Transport des sédiments dans le cours d'eau

Deux processus sont simulés par SWAT dans le cours d'eau : le dépôt et la dégradation des sédiments, en utilisant les mêmes dimensions du canal au cours de la simulation. SWAT peut également simuler ces deux processus le long de la rivière en tenant en compte de la variation de la section du canal, mais cette option n'a pas été considérée dans le cas de l'étude. En effet, le changement des dimensions du canal dans le temps est une nouvelle option en cours de test dans SWAT et l'option recommandée est de garder constantes les dimensions du canal (Neitsch et al. 2005).

Le transport des sédiments est estimé à l'aide de l'équation de Bagnold (1977), déterminant la dégradation en fonction de la pente du canal et de la vitesse de l'eau :

$$conc_{sed, ch, mx} = c_{sp} \cdot v_{ch, pk}^{sp exp} \quad (\text{Équation 2-21})$$

$$\text{avec } v_{ch, pk} = \frac{q_{ch, pk}}{A_{ch}} \quad (\text{Équation 2-22})$$

$$\text{et } q_{ch, pk} = prf \cdot q_{ch} \quad (\text{Équation 2-23})$$

où  $conc_{sed, ch, mx}$  est la concentration maximale de sédiments pouvant être entraînés par le cours d'eau ( $t/m^3$  ou  $kg/l$ ),  $c_{sp}$  un coefficient défini par l'utilisateur (-),  $v_{ch, pk}$  la vitesse de pointe dans le canal ( $m/s$ ),  $q_{ch, pk}$  le débit de pointe du canal ( $m^3/s$ ),  $prf$  le facteur d'ajustement de pointe (-) et  $q_{ch}$  le débit moyen du canal ( $m^3/s$ ).

#### Déposition et resuspension des sédiments

Le bilan des sédiments dans le canal pour une période donnée est présenté comme suit :

$$sed_{ch} = sed_{ch, i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (\text{Équation 2-24})$$

où  $sed_{ch}$  est la quantité totale de sédiments en suspension dans le canal ( $t/m^3$ ),  $sed_{ch, i}$  la quantité de sédiments en suspension dans le canal au début de la période ( $t/m^3$ ),  $sed_{dep}$  la quantité de sédiments déposée dans le segment de canal ( $t/m^3$ ) et  $sed_{deg}$  la quantité de sédiments dégradée ou resuspendue dans le segment de canal ( $t/m^3$ ).

Les quantités de sédiments déposée  $sed_{dep}$  et resuspendue  $sed_{deg}$  dépendent de la comparaison entre la concentration initiale de sédiments dans le canal  $conc_{sed,ch,i}$  et la concentration maximale de sédiments pouvant être entraînés par le cours d'eau (cf Équation 2-6).

1. Si  $conc_{sed,ch,i} > conc_{sed,ch,mx}$  : Il y a déposition et elle est calculée par :

$$sed_{dep} = (conc_{sed,ch,i} - conc_{sed,ch,mx}) \cdot V_{ch} \quad (\text{Équation 2-25})$$

où  $sed_{dep}$  la quantité de sédiments déposée dans le canal (t/j) et  $V_{ch}$  le volume d'eau dans le canal ( $m^3$  d' $H_2O$ )

2. Si  $conc_{sed,ch,i} < conc_{sed,ch,mx}$  : Il y a resuspension et elle est déterminée par :

$$sed_{deg} = (conc_{sed,ch,mx} - conc_{sed,ch,i}) \cdot V_{ch} \cdot K_{CH} \cdot C_{CH} \quad (\text{Équation 2-26})$$

où  $K_{CH}$  est le facteur d'érodibilité du canal (cm/h/Pa) et  $C_{CH}$  le facteur de couverture du canal (-).

Finalement, la quantité de sédiments transportés en dehors du canal,  $sed_{out}$ , est calculée par :

$$sed_{out} = sed_{ch} \cdot \frac{V_{sort}}{V_{ch}} \quad (\text{Équation 2-27})$$

où  $V_{sort}$  est le volume d'eau sortant durant le pas de temps ( $m^3$   $H_2O$ ) et  $V_{ch}$  le volume d'eau dans le segment de canal ( $m^3$   $H_2O$ ).

Ces processus sont récapitulés dans la figure 2-6.

Quant au phosphore, une fois déversé dans la rivière, il poursuit son cycle de transformation.

#### 2.4.2.2.2 *Processus de transformation du phosphore dans l'eau*

La modélisation des transformations des nutriments dans le cours d'eau utilise l'équation QUAL2E (Brown et Barnwell 1987). Elle est optionnelle dans SWAT. Les équations y afférentes sont dans l'annexe 1. Ce cycle du phosphore dans le cours d'eau ne sera pas modélisé dans le cadre de nos recherches pour la raison que les processus de transformation dans la rivière sont négligeables devant les processus terrestres pour de petits bassins versants (Chu et al. 2004; Holvoet et al. 2005).

## 2.5 Applications de SWAT

### 2.5.1 Principales catégories d'applications

Depuis une décennie, les applications de SWAT se sont propagées au niveau mondial. Plusieurs d'entre elles ont été entreprises suite aux besoins de divers organismes gouvernementaux, notamment aux États-Unis et dans l'Union Européenne. Ces derniers veulent évaluer l'influence des activités humaines, du changement de climat et bien d'autres impacts sur les ressources en eau ou tester les capacités du modèle pour de futures applications potentielles. Parmi ces projets, on peut citer (Arnold et Fohrer 2005) :

- Aux USA :
  - EPA TMDL : A travers BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources), SWAT sert à déterminer les meilleures pratiques agricoles à chaque TMDL défini par l'EPA (Environmental Protection Agency). BASINS est un système d'analyse environnemental à buts multiples intégrant un système d'information géographique (SIG), une base de données nationale sur les bassins versants, des études environnementales à jour et des outils de modélisation dans un même paquet.<sup>9</sup>
  - Projet HUMUS (Hydrological Unit Project for the USA) : Natural Resources Conservation Service (NRCS) utilise SWAT pour l'évaluation de la conservation des ressources à l'échelle des États-Unis
  - NOAA (National Coastal Pollutant Discharge Inventory) applique SWAT aux comtés le long de la côte, simulant l'écoulement, les réservoirs et les sources de pollution des bassins versants côtiers.
  - NRCS et les scientifiques de Texas A&M ont appliqué SWAT pour déterminer l'impact du contrôle de la « brousse » sur l'approvisionnement en eau dans 8 bassins versants du Texas (Bednarz et al. 2002).
- Dans le monde :

---

<sup>9</sup> <http://www.epa.gov/waterscience/BASINS/>. US EPA. BASINS : Better Assessment Science Integrating Point et Nonpoint Sources : A powerful tool for managing watersheds, février 2009.

- Sur 17 bassins versants partout en Europe, le projet EUROHARP (Schoumans et Silgram 2003) a évalué 9 outils de modélisation dont SWAT pour la simulation des pertes en nutriments dans les eaux de surface et côtières.
- Le projet BMW (Benchmark Models for the Water framework directive) de 2002 à 2004<sup>10</sup>, se fixe de tester SWAT pour l'exécution des directives européennes dans le domaine de l'eau.
- A travers le projet CHESS (Climate, Hydrochemistry, et Economics of Surface water Systems)<sup>11</sup>, de 1998 à 2000, SWAT a exploré les effets du changement de climat sur la qualité de l'eau dans les rivières européennes.
- En Allemagne, depuis 1997 à travers le Joint Research Project SFB, l'utilisation de SWAT sert à analyser l'impact des changements de l'occupation de territoire sur l'eau et le cycle des nutriments des bassins montagneux (Fohrer et al. 2002).

D'autres applications de SWAT, plus spécifiques, ont été développées et validées dans différents cas à travers le monde. Gassman et al. (2007) les ont classées en 8 catégories selon le tableau 2-2, qui recense ainsi les études entreprises avec SWAT dans chaque catégorie.

**Tableau 2-2 : Vue d'ensemble des principales catégories d'application de SWAT rapportées dans la littérature** <sup>[a]</sup>

Catégorie principale d'application	Hydrologie seulement	Hydrologie et exportations de polluants	Exportations de polluants seulement
Calibration et/ou analyse de sensibilité	15	20	2
Impacts des changements climatiques	22	8	--
Descriptions de l'interface SIG	3	3	2
Évaluations hydrologiques	42	--	--
Effets des variations de configuration ou des entrées	21	15	--
Comparaison avec d'autres modèles ou techniques	5	7	1
Interface avec d'autres modèles	13	15	6
Évaluations des polluants	--	57	6

[a] : inclut les études décrivant les applications de SWAT et autres modèles modifiés de SWAT (ESWAT, SWAT-G, SWIM)

Ces applications, entreprises sur différents types de bassins, à diverses échelles et à divers pas de temps, ont permis de ressortir les facteurs influant sur la performance du modèle

<sup>10</sup> <http://www.kolumbus.fi/ilona.barlund/ilona.barlund/IlonasProjects.html#BMW>, février 2009.

<sup>11</sup> <http://www.kolumbus.fi/ilona.barlund/ilona.barlund/IlonasProjects.html#CHESS>, février 2009.

(la taille des bassins versants, l'incertitude des données, le pas de temps de simulation, les périodes de simulation et conditions climatiques, les processus internes du modèle) ainsi que les approches de calage considérées, les performances obtenues et enfin l'évolution du modèle.

## **2.5.2 Facteurs déterminants de la performance du modèle**

La performance du modèle peut être évaluée par plusieurs critères statistiques, dont le coefficient de Nash-Sutcliffe (NS) et le pourcentage de biais (PBIAS), expliqués en détail ultérieurement dans le paragraphe 2.5.3.1. NS varie entre  $-\infty$  et 1. Une valeur entre 0 et 1 est acceptable et la valeur optimale est égale à 1. Le PBIAS se situe entre 0 et 1, sa valeur optimale se rapproche de 0. Une valeur positive du PBIAS traduit une sous-estimation du modèle tandis qu'une valeur négative, une surestimation par rapport aux observations.

### **2.5.2.1 Taille des bassins versants**

Le modèle a été initialement conçu pour simuler l'impact des pratiques agricoles sur de grands bassins complexes (Neitsch et al. 2002). Ainsi, comme les statistiques de Gassman et al.(2007) le confirment, sur des bassins allant de 6.5 à 117800 km<sup>2</sup>, 65% des applications de SWAT se sont effectuées sur de grands bassins (ayant une superficie supérieure à 100 km<sup>2</sup>).

Concernant les petits bassins par exemple, les capacités de SWAT2005 à simuler les débits, les nutriments sur six petits bassins versants au Texas ont été évalués avec des pas de temps mensuel et journalier (Green et van Griensven 2008). Ainsi, une très bonne performance journalière et mensuelle pour les débits a été obtenue (NS aux alentours de 0.8), avec une surestimation du ruissellement en période sèche et une sous-estimation en période humide. Quant aux sédiments et nutriments, évalués mensuellement, la performance est bonne (NS > 0.4) excepté pour les N-NO<sub>3</sub>. Ils en ont conclu que SWAT2005 est applicable à petite échelle. D'autres études à travers le monde ont été également entreprises pour évaluer les capacités de SWAT à simuler les débits, les sédiments, à générer des scénarios de management sur de petits bassins versants (ex : Chaplot et al. 2004; Gholami et Gosain 2005; Bouraoui et al. 2004; Bracmort et al.

2006; Cerucci et Conrad 2003; Du et al. 2006; Fohrer et al. 2001; Srinivasan et al. 2005; Veith et al. 2008).

### **2.5.2.2 Incertitude des données**

L'obtention d'une bonne performance de simulation est premièrement conditionnée par une bonne qualité des données, permettant de diminuer les sources d'incertitude. En effet, de mauvaises performances ont été obtenues en cas de représentations inadéquates de précipitations dues au manque de stations pluviométriques (Cao et al. 2006; Conan et al. 2003; Bouraoui et al. 2002; Bouraoui et al. 2005), à la variabilité d'autres données climatiques, comme la température et le rayonnement solaire (Shirmohammadi et al. 2006) et de l'inexactitude des données (Harmel et al. 2006).

L'incertitude des mesures des données de qualité de l'eau est induite par quatre catégories de procédures : les mesures de débit, l'échantillonnage, la préservation des échantillons et les analyses au laboratoire. Dans le pire des cas, l'échantillonnage et les analyses au laboratoire peuvent donner plus d'incertitude que les mesures des débits et la préservation des échantillons. La plus grande incertitude constatée concerne les concentrations très faibles. Dans les cas typiques, l'échantillonnage représente la plus grande source d'incertitude à cause des effets cumulatifs des erreurs potentielles associées à un prélèvement unique, automatique et du seuil des débits. Dans le meilleur des cas, l'incertitude est estimée à moins de 5% pour chaque catégorie (Harmel et al. 2006).

Si l'on cumule les incertitudes probables à partir des quatre différentes sources potentielles d'erreur, pour les débits, les charges de nutriments et de sédiments, la fourchette d'erreurs est de 8 à 104% pour les nutriments dissous, 7 à 53% pour les MES sous des conditions typiques et de 117 à 421% dans le pire des cas. Les erreurs estimées pour les débits sont plus faibles, allant de 6 à 19% sous des conditions typiques et atteignant 42% seulement dans le pire des cas. Les erreurs de mesures des sédiments sont typiquement inférieures à celles des nutriments parce que la masse de sédiments n'est pas sujette à de transformations post-prélèvement. Les concentrations de composants dissous sont les plus incertaines dans le pire des cas, due à la difficulté de précision dans la mesure de faibles concentrations (Harmel et al. 2006).

Le traitement des données peut également contribuer à l'incertitude des données mesurées à cause des données manquantes, des hypothèses pour estimer ces données manquantes et des erreurs dans la gestion et la saisie de ces données. Des mesures fréquentes sont requises pour minimiser l'incertitude des mesures de débit, notamment pour les cours d'eau irréguliers dont le lit est mobile et les berges instables (Harmel et al. 2006). Dans cette optique, Abbaspour et al. (2007) confirment que la fonction-objectif donne de meilleurs résultats avec des mesures journalières et continues de débit, de sédiments et de nutriments.

Dans la plupart des applications avec SWAT, les séries journalières de débit sont disponibles, ce qui n'est malheureusement pas le cas pour les variables de qualité de l'eau. En effet, les données de qualité de l'eau sont des mesures journalières discontinues, très espacées, peu nombreuses. Il existe même des cas où des mesures ne sont pas disponibles (Heuvelmans et al. 2005, Migliaccio et Chaubey 2008).

Pour pallier au manque de données de qualité de l'eau, certains utilisateurs ont comblé les lacunes par interpolation linéaire des données et par supposition des concentrations de qualité de l'eau à partir des débits et des données précédentes (Benaman et al. 2005) ou par des logiciels sur la base de régressions exprimant la relation concentration/débit. Par exemple, le logiciel FLUX 5.0 (Walker 1998) a été utilisé par Michaud et al. (2005) et le logiciel LOADEST (Runkel et al. 2004, Cohn et al. 1989; Crawford 1991; Crawford 1996) utilisé par Jha et al. (2006), Migliaccio et Chaubey (2008) et Capel et al. (2008).

L'avantage de ces méthodes réside dans le fait qu'elles fournissent des résultats rapides avec un minimum d'effort et de données (Mihalik 2007). Mais ce ne sont que des estimations grossières de charges de sédiments et de nutriments avec une capacité de prévision limitée (Shoemaker et al. 1997). Par exemple, le processus d'estimation des charges du modèle LOADEST est compliqué par la retransformation des biais, la censure des données et la non-normalité. Des incertitudes ont été également constatées, les charges instantanées étant sous-estimées de près de 50% (Jha et al. 2006).

### 2.5.2.3 Pas de temps d'évaluation de la performance du modèle

D'après les études sur SWAT inventoriées par Gassman et al. (2007), les évaluations des performances les plus couramment utilisées sont mensuelles et journalières (ex : Saleh et al. 2000; Santhi et al. 2001; Yuan et al. 2001; Sands et al. 2003; Van Liew et Garbrecht 2003; Chu et al. 2004; Saleh et Du 2004; Bracmort et al. 2006; Singh et al. 2005; Van Liew et al. 2007). Peu évaluent annuellement (Gupta et al. 1999; Shirmohammadi et al. 2001; Reyes et al. 2004) et seulement une étude a utilisé l'évaluation hebdomadaire (Narasimhan et al. 2005). A titre de référence, sur les études inventoriées par Gassman et al. (2007), pour les sédiments, 30% sont évalués journalièrement, 63% mensuellement et 7% annuellement, tandis que pour le phosphore, 27% le sont journalièrement, 68% mensuellement et 5% annuellement.

Typiquement, la performance du modèle est moins bonne pour des pas de temps plus courts (ex : journalier versus mensuel ou annuel) (Engel et al. 2007). Cet état de fait peut s'expliquer par des incertitudes dans les données (Bouraoui et al. 2002) et des simulations non calibrées de la dynamique des polluants (Bärlund et al. 2007). Les bonnes performances journalières pour les MES et les nutriments étaient particulièrement rares, à cause du manque de données (Muleta et Nicklow 2005) et de la difficulté à avoir des résultats journaliers à un pas de temps journalier à cause du temps de réponse du bassin (Benaman et al. 2005).

Par exemple, Saleh et al. (2000), après évaluation de SWAT sur le nord du bassin versant de la rivière Bosque, 932.5 km<sup>2</sup>, au Texas du nord, ont trouvé que les exportations mensuelles de sédiments s'ajustent bien aux données mesurées, mais que les valeurs simulées journalières n'étaient pas bonnes.

Par ailleurs, la plupart des études ont conclu que SWAT simule bien le phosphore (Veith et al. 2005; Behera et Panda 2006; Grizzetti et al. 2003; Bouraoui et al. 2004; Francos et al. 2001) avec des performances décroissantes si on réduit le pas de temps. Chu et al. (2004), en appliquant SWAT sur le bassin versant de Warner Creek dans le Maryland, ont obtenu des résultats annuels satisfaisants mais de pauvres résultats mensuels sur le phosphore. Bracmort et al. (2006) et Arabi et al. (2006) ont constaté que SWAT peut expliquer les effets des meilleures pratiques de gestion agricole sur les exportations de phosphore pour deux petits bassins en Indiana, avec une bonne performance mensuelle.

Ainsi, les résultats des simulations des MES et des nutriments satisfaisants sont en général obtenus mensuellement ou annuellement (Srinivasan et al. 1998; Santhi et al. 2001; Arnold et al. 1999; Jha et al. 2007; Arabi et al. 2006; White et Chaubey 2005; Kirsch et al. 2002; Behera et Panda 2006; Cheng et al. 2006; Bouraoui et al. 2005).

Il est à noter que l'appréciation de la performance du modèle (bonne, satisfaisante ...) est basée sur les critères de performance définis par Moriasi et al. (2007), présentés ultérieurement au paragraphe 2.5.3.

#### **2.5.2.4 Périodes de simulation et conditions climatiques**

La performance du modèle dépend de la longueur des périodes de simulation, des conditions climatiques et des saisons considérées.

En effet, de mauvaises performances ont été obtenues en cas de périodes relativement courtes de calibration et de validation (Muleta et Nicklow 2005). Gollamudi (2006), après modélisation des débits, des sédiments, du nitrate et du phosphore dans deux bassins agricoles drainés artificiellement situés dans le bassin de la rivière aux Brochets, avance que les résultats sont plus fiables à l'échelle saisonnière et que les simulations quotidiennes et mensuelles pourraient être améliorées en utilisant une période de calibration plus longue.

En outre, SWAT a tendance à sous-estimer les valeurs mensuelles du phosphore minéral et du phosphore total pour les mois enregistrant des exportations élevées de phosphore, mais surestime par contre le phosphore durant les mois à faibles exportations de phosphore.

Par ailleurs, Van Liew et Garbrecht (2003) ont évalué les capacités de SWAT à prédire l'écoulement dans différentes conditions climatiques, dans le bassin Little Washita River, 610 km<sup>2</sup>, Oklahoma. Ils ont constaté que SWAT peut bien simuler les écoulements dans des zones sèches, assez ou très humides. Toutefois, les résultats de Govender et Everson (2005) sur la simulation des débits sur un petit bassin de 0,68 km<sup>2</sup> en Afrique du Sud sont meilleurs en année sèche qu'humide. Par contre, Chu et Shirmohammadi (2004) ont constaté que SWAT n'a pas été en mesure de simuler une année extrêmement humide sur

un bassin de 3,46 km<sup>2</sup> au Maryland. Lévesque (2007) a également conclu que le modèle SWAT a de la difficulté à concilier les deux saisons, en simulant sur des petits bassins versants agricoles québécois, ceux du ruisseau Portage (21,41 km<sup>2</sup>), Boyer Sud (20,62 km<sup>2</sup>), des Iles Brûlées (23,14 km<sup>2</sup>) et Bras d'Henri (49,13 km<sup>2</sup>). En effet, des performances hivernales satisfaisantes mènent à des surestimations drastiques des débits estivaux simulés.

### **2.5.2.5 Processus internes du modèle**

L'obtention d'une bonne performance peut également être limitée par les processus modélisés par SWAT, étant donné qu'ils constituent encore une représentation simplifiée de la réalité ou du manque de compréhension scientifique du processus (Gassman et al. 2007).

Par exemple, SWAT évalue le ruissellement de surface grâce à la méthode des numéros de courbes du Soil Conservation Service (SCS-CN). Elle a été prouvée avec succès sur de nombreux cas. Néanmoins, les événements extrêmes sont sous-estimés à cause de sa faiblesse à estimer le ruissellement de surface durant ces événements (Fohrer et al. 2002; Chanasyk et al. 2003; Bosch et al. 2004; Chu et al. 2004; Du et al. 2005). Cette méthode tend aussi à surestimer le ruissellement, particulièrement lorsqu'il y a présence de drainage agricole (Michaud et al. 2008a). Elle peut conduire également à des mauvais résultats selon les conditions du milieu (ex : Ponce et Hawkins 1996; Agnew et al. 2006; Bryant et al. 2006; Garen et Moore 2005). De meilleures prévisions hydrologiques peuvent être potentiellement obtenues par des modifications dans la méthodologie du numéro de courbe et/ou l'incorporation de routines plus complexes (Gassman et al. 2007). La méthode de Green-Ampt est une autre alternative mais Ponce et Hawkins (1996), King et al. (1999) et Kannan et al. (2007) ne l'ont pas trouvée plus avantageuse.

En outre, SWAT sous-estime également les écoulements de base, dans la plupart des cas, (Kalin et Hantush 2006; Srivastava et al. 2006), voire, ne les simule pas à cause des sols

fragipans<sup>12</sup> (Peterson et Hamlet 1998). De plus, SWAT a tendance à largement sous-estimer l'eau dans les drains (Umuhire 2007).

Par ailleurs, l'approche par URH représente aussi une lacune dans la modélisation des polluants dans la mesure où elle ignore l'écoulement et le cheminement des polluants à l'intérieur du sous-bassin versant, traitant ainsi de la même façon l'impact de la perte de polluants à n'importe quel endroit à l'intérieur du sous-bassin. Par conséquent, l'atténuation de la pollution entre la source et le cours d'eau n'est pas prise en compte, comme discuté par Bryant et al. (2006) concernant le cheminement du phosphore. Cette limitation à l'échelle de l'URH influe également sur la modélisation des pratiques agricoles, comme celle de certaines pratiques de conservation du sol comme les voies d'eau engazonnées, les zones tampons. Mais Arabi et al. (2008) ont démontré que l'approche est viable sur de petits bassins.

Concernant le transport des sédiments dans le cours d'eau, la routine correspondante utilise des équations relativement simplistes, calculant la charge maximale de sédiments transportables en se basant sur la vitesse du cours d'eau. Ces équations ne considèrent pas les caractéristiques du transport des sédiments, comme le cisaillement au fond qui détermine l'érosion ou la déposition (Arnold et al. 1998).

### **2.5.2.6 Approches de calage**

Les statistiques ont montré que les débits constituent la variable la plus utilisée en modélisation avec SWAT (Gassman et al. 2007; Moriasi et al. 2007). Néanmoins, des calages multivariés sont effectués quand plus d'une variable doit être simulée, comme les débits, les sédiments, les nutriments et les pesticides (Cotter et al. 2003; Grizzetti et al. 2003; Kirsch et al. 2002; Santhi et al. 2001a).

Les publications sur SWAT fournissent rarement des détails sur les procédures de calage. En général, les utilisateurs de SWAT effectuent avant calage une séparation des débits

---

<sup>12</sup> Sol fragipan : Horizon naturel plus ou moins profond dans un sol naturel, de densité apparente très supérieure à celle du solum, fragile et friable (quoique pris en masse) quand il est sec, mais beaucoup moins quand il est humide; le plus souvent marbré, peu perméable à l'eau, avec, fréquemment, des fentes formant un réseau polygonal en section horizontale. Office québécois de la langue française, 2009.  
[http://www.granddictionnaire.com/btml/fra/r\\_motclef/index800\\_1.asp](http://www.granddictionnaire.com/btml/fra/r_motclef/index800_1.asp)

observés en ruissellement de surface et en écoulement de base par le biais d'un filtre (Ex : Base Flow Index BFI, Wahl et Wahl 2003; HYSEP, Sloto et Crouse 1996; filtre de Eckart, Nathan et McMahon 1990; Arnold et Allen 1999). Par la suite, les débits sont calés en premier lieu, suivi des sédiments et enfin des nutriments (Grizzetti et al. 2003; Santhi et al. 2001; Cotter et al. 2003; Kirsch et al. 2002).

Les différences dans la méthodologie de calage résident dans l'utilisation de critères de performance à chaque étape (Santhi et al. 2001; Moriasi et al. 2007), dans les priorités de simulation pour l'azote et le phosphore (calage des composants organiques avant les composants minéraux, Santhi et al. 2001 ; calage du  $N-NO_3$  avant le phosphore total, Cotter et al. 2003) ou dans les fonctions-objectif.

Une fonction-objectif est un indicateur de la différence entre les valeurs observées et simulées. Elle peut être unique ou multiple. Une fonction multi-objectif est notamment utilisée dans le cas de plusieurs sites et/ou plusieurs variables calés simultanément ou plusieurs fonctions objectif simultanées. Par exemple, White et Chaubey (2005) ont développé une fonction multi-objectif qui optimise 3 critères statistiques, mais pour une variable à la fois: l'erreur relative, le coefficient de Nash-Sutcliffe et le coefficient de détermination. Cette fonction requiert une balance entre les variables, les sites et le pas de temps considéré. L'ordre pour optimiser cette fonction-objectif est la suivante : 1) les débits totaux; 2) le ruissellement de surface et l'écoulement de base; 3) les sédiments; 4) le P total; 5)  $N-NO_3$  et  $N-NO_2$ . Le processus est répété de telle sorte que l'optimisation d'une variable n'influence aucunement les autres variables. Van Griensven et Bauwens (2003) ont rassemblé plusieurs fonctions-objectif, une pour chaque variable, en un critère d'optimisation global pour caler simultanément plusieurs variables hydrologiques et de qualité de l'eau. Le poids affecté à chaque fonction-objectif est égal au nombre d'observations divisé par la fonction-objectif minimale, qui est mise à jour à chaque boucle. Ainsi, le calage peut être uni-objectif dans le cas d'une fonction-objectif ou multi-objectif dans le cas de plusieurs fonctions-objectifs.

Quant aux divers algorithmes d'optimisation, ils impliquent le Monte Carlo ou autres schémas d'estimation de paramètres qui déterminent automatiquement le meilleur choix de paramètres sur une large série de simulations. Govender et Everson (2005) ont utilisé le programme Parameter ESTimation (PEST) (Doherty 2004) et ont conclu que le calage manuel a conduit à de meilleurs résultats qu'avec PEST. Van Griensven et Bauwens (2003; 2005) ont incorporé une procédure de calage automatique et multi-objectif dans SWAT2005 utilisant des algorithmes de Shuffled Complex Evolution-Uncertainty Analysis (SCE-UA). Abbaspour et al. (2008) ont également développé un algorithme d'optimisation appelé SUFI2 (Sequential Uncertainty Fitting) et un programme iSWAT qui relie SWAT et SUFI2.

Le calage peut être manuel ou automatique. Van Liew et al. (2005) ont évalué les forces et faiblesses du calage manuel et automatique des débits avec SWAT, en jouant sur le nombre de paramètres à caler, la fonction-objectif et les critères de performance utilisés. Des premiers calages sont effectués mensuellement suivis de calages journaliers. Sur les sites étudiés, les résultats ont montré en général (i) qu'un nombre plus élevé de paramètres donne de meilleures performances, (ii) que le calage manuel surpasse en performance le calage automatique si on se base sur le PBIAS et inversement si on se base sur le coefficient de Nash-Sutcliffe, et (iii) que les résultats sont prometteurs si on combine les deux approches de calage. Des ajustements manuels sont nécessaires après autocalage pour maintenir le bilan de masses et un meilleur réalisme des valeurs simulées. La fonction-objectif « somme des carrés des résidus » (SSQ ou Sum of Square of residuals) permet également une meilleure optimisation que la somme des carrés des résidus après classement (SSQR ou Sum of Square of residuals after ranking). Mais les résultats dépendent des sites, de l'humidité et de la période de l'année considérée (Van Liew et al. 2005).

### **2.5.3 Évaluation de la performance du modèle**

Il est recommandé d'évaluer la performance d'un modèle statistiquement et graphiquement (Moriassi et al. 2007). Les techniques graphiques consistent en une comparaison visuelle entre les valeurs observées et simulées. Les hydrographes,

histogrammes et courbes de distribution de probabilité sont des exemples de techniques graphiques.

Quant aux critères statistiques, Coffey et al. (2004) ont effectué 20 tests statistiques pour évaluer la performance du calage manuel de débits. Pour évaluer les sorties mensuelles, ils recommandent le coefficient de Nash-Sutcliffe et le coefficient de détermination tandis que pour les sorties journalières, les fonctions-objectif médianes, l'autocorrélation et les corrélations croisées sont plus adéquates. Plus récemment, Moriasi et al. (2007) ont également étudié la pertinence de plusieurs critères statistiques selon le cas rencontré. Le coefficient de détermination, même s'il est largement utilisé dans les études hydrologiques, est très sensible aux valeurs extrêmes donc non recommandé pour les séries de données bruitées. Le coefficient de Nash-Sutcliffe (NS) et le pourcentage de biais (PBIAS) se trouvent parmi les critères de performance les plus recommandés.

### 2.5.3.1 Critères de performance

La performance du modèle en calage est évaluée par le biais de deux critères :

1. le coefficient de Nash-Sutcliffe (NS)
2. le pourcentage de biais (PBIAS)

#### 2.5.3.1.1 Coefficient de Nash-Sutcliffe (NS)

Le coefficient de Nash-Sutcliffe (NS) est déterminé comme suit :

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (\text{Équation 2-28})$$

avec  $O_i$  les valeurs observées,  $S_i$  les valeurs simulées,  $\bar{O}$  la moyenne des valeurs observées et  $n$  le nombre des observations.

Les valeurs de NS vont de  $-\infty$  à 1, 1 étant la valeur optimale. Des valeurs négatives indiquent que la moyenne des valeurs observées constitue un meilleur modèle que les valeurs simulées. Ce critère est recommandé pour deux raisons principales : 1) il est proposé par l'ASCE 1993 et 2) il est très couramment utilisé, facilitant ainsi les comparaisons avec les autres études. Par ailleurs, Sevat et Dezetter (1991) ont trouvé ce

critère comme la meilleure fonction-objectif pour un ajustement global d'un hydrographe. Mais à cause de la variance non constante des erreurs du modèle, ce critère tend à mettre en exergue les grandes erreurs, autrement dit celles apparaissant généralement lors des crues. Pour pallier à ce problème, Perrin et al. (2004) suggèrent une version modifiée du NS en considérant la racine carrée des valeurs, pour diminuer la sensibilité des valeurs extrêmes due au carré des différences. Mais cette formule modifiée n'a pas été sélectionnée dans le cadre de nos recherches, étant donné que le but est de modéliser la dynamique moyenne des débits et des polluants.

#### 2.5.3.1.2 Pourcentage de biais

Le pourcentage de biais (PBIAS) est déterminé comme suit :

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i) * 100}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad (\text{Équation 2-29})$$

où  $O_i$  représentent les valeurs observées et  $S_i$  les valeurs simulées.

Le PBIAS mesure la tendance moyenne des données simulées à être supérieures ou inférieures aux données observées. La valeur optimale du PBIAS est nulle, indiquant une parfaite simulation du modèle. Un PBIAS positif indique une sous-estimation du modèle tandis qu'un PBIAS négatif démontre une surestimation du modèle. Ce critère est recommandé à cause de sa capacité de démontrer clairement la faible performance du modèle (Gupta et al. 1999).

#### 2.5.3.2 Performances généralement obtenues par les utilisateurs

Le tableau 2-3 donne un aperçu des résultats généralement obtenus par les utilisateurs de SWAT (Moriassi et al. 2007). Il existe d'autres études mais ce sont sur celles inventoriées par Moriassi et al. (2007) qu'un guide d'évaluation de la performance a été basé.

Le tableau 2-3 met en exergue les très bons résultats de simulation sur les débits, aussi bien avec un pas de temps journalier que mensuel. En outre, les résultats de simulations des sédiments et des nutriments sont nettement meilleurs sur le pas de temps mensuel que journalier.

**Tableau 2-3 : Récapitulatif des statistiques obtenues sur les valeurs de NS et PBIAS à partir de la revue de littérature (Moriassi et al. 2007) [a]**

Composante	Statistiques	Calibration				Validation			
		NS		PBIAS		NS		PBIAS	
		Journalier	Mensuel	Journalier	Mensuel	Journalier	Mensuel	Journalier	Mensuel
Débits en rivière	n	92	33	72	0	128	70	82	0
	Minimum	-0.23	0.14	-91.70	n.d	-1.81	-3.35	-155.60	n.d
	Maximum	0.95	0.91	26.50	n.d	0.89	0.93	47.18	n.d
	Médiane	0.89	0.79	-1.30	n.d	0.67	0.63	-1.90	n.d
Ruissellement de surface	n	0	2	0	0	0	2	0	0
	Minimum	n.d	0.35	n.d	n.d	n.d	0.63	n.d	n.d
	Maximum	n.d	0.62	n.d	n.d	n.d	0.77	n.d	n.d
	Médiane	n.d	0.49	n.d	n.d	n.d	0.70	n.d	n.d
Sédiments	n	2	6	0	0	2	6	0	0
	Minimum	-2.50	0.49	n.d	n.d	-3.51	-2.46	n.d	n.d
	Maximum	0.11	0.86	n.d	n.d	0.23	0.88	n.d	n.d
	Médiane	-1.20	0.76	n.d	n.d	-1.64	0.64	n.d	n.d
P organique	n	0	2	0	0	0	2	0	0
	Minimum	n.d	0.59	n.d	n.d	n.d	0.39	n.d	n.d
	Maximum	n.d	0.70	n.d	n.d	n.d	0.72	n.d	n.d
	Médiane	n.d	0.65	n.d	n.d	n.d	0.56	n.d	n.d
P minéral (PO <sub>4</sub> -P)	n	0	3	0	0	0	3	0	0
	Minimum	n.d	0.53	n.d	n.d	n.d	0.51	n.d	n.d
	Maximum	n.d	0.78	n.d	n.d	n.d	0.81	n.d	n.d
	Médiane	n.d	0.59	n.d	n.d	n.d	0.53	n.d	n.d
P total (P organique +PO <sub>4</sub> -P)	n	0	1	0	0	0	1	0	0
	Minimum	n.d	0.51	n.d	n.d	n.d	0.37	n.d	n.d
	Maximum	n.d	0.51	n.d	n.d	n.d	0.37	n.d	n.d
	Médiane	n.d	0.51	n.d	n.d	n.d	0.37	n.d	n.d

<sup>[a]</sup> n : nombre d'études considérées, NS : Coefficient de Nash-Sutcliffe, PBIAS : pourcentage de biais, n.d : non disponible, utilisé quand n=0.

Cette statistique confirme le fait que les applications journalières de SWAT sur les sédiments sont rares et ne donnent pas de bons résultats, tandis que celles sur le phosphore n'existent pas.

### 2.5.3.3 Grille de performance

En se basant sur ces performances obtenues jusqu'en 2007, Moriasi et al. (2007) ont pu établir une grille d'évaluation de la performance mensuelle, récapitulée dans le tableau 2-4.

**Tableau 2-4 : Critères d'évaluation de la performance mensuelle de SWAT (Moriasi et al. 2007)**

Évaluation de la performance	NS	PBIAS		
		Débit	Sédiments	N, P
Très bonne	$0.75 < NS \leq 1.00$	$PBIAS < \pm 10$	$PBIAS < \pm 15$	$PBIAS < \pm 25$
Bonne	$0.65 < NS \leq 0.75$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 30$	$\pm 25 \leq PBIAS < \pm 40$
Satisfaisante	$0.50 < NS \leq 0.65$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	$\pm 30 \leq PBIAS < \pm 55$	$\pm 40 \leq PBIAS < \pm 70$
Non satisfaisante	$NS \leq 0.50$	$PBIAS \geq \pm 25$	$PBIAS \geq \pm 55$	$PBIAS \geq \pm 70$

On peut en déduire que la performance du modèle peut être considérée comme satisfaisante si  $NS > 0.50$  et  $PBIAS \pm 25\%$  pour les débits,  $PBIAS \pm 55\%$  pour les sédiments et  $PBIAS \pm 70\%$  pour l'azote et le phosphore sur un pas de temps mensuel. Des critères de performance journalière ne sont pas encore établis, mais une évaluation moins stricte est requise pour les simulations journalières (Engel et al. 2007).

### 2.5.4 Évolution du modèle

Le modèle continuera à évoluer tant que les utilisateurs apporteront des améliorations nécessaires permettant une simulation plus précise des processus simulés, d'étendre les fonctionnalités de SWAT ou conduisant à des avancées scientifiques. Ces améliorations sont faisables étant donné que le code source de SWAT est ouvert et disponible en ligne. Il existe donc plusieurs versions du modèle, adaptées aux régions ou aux problématiques étudiées (Ex : SWAT-G, Eckhardt et al. 2002; ESWAT, van Griensven et Bauwens 2005; SWAT-DEG, Allen et Arnold 2005; SWAT-C, McKeown et al. 2005; SWAT-CUP, Abbaspour et al. 2008...). Régulièrement, les concepteurs de SWAT au Texas incorporent certaines modifications et sortent une nouvelle version officielle.

Ces modifications ont touché essentiellement 5 composantes de SWAT, à savoir l'interface hydrologique, les URH, la simulation des meilleurs scénarios agricoles, le cycle de vie et de transport des bactéries et les fonctions cinétiques dans le cours d'eau (Gassman et al. 2007). Les modifications récentes touchant la modélisation hydrologique, celle des MES et du P sont relevées dans les paragraphes suivants.

#### **2.5.4.1 Amélioration du bilan hydrologique**

Entre autres, il a été constaté que SWAT sous-estime énormément l'écoulement dans les drains. Ainsi, Du et al. (2005) ont apporté des modifications sur l'écoulement par les drains et les pertes en nitrates. SWAT a été modifié pour simuler la dynamique du plan d'eau et a été relié avec une équation plus simple de drainage et ils lui ont donné le nom de SWAT-M. De plus, de nouveaux algorithmes permettant de simuler dans les dépressions ont été incorporés. Ils en ont déduit que SWAT-M donne de meilleures simulations pour les débits, l'azote et les nitrates que SWAT2000. Umuhire (2007) et Michaud et al. (2008a) ont également expérimenté cette sous-estimation du drainage, plus encore dans SWAT2005 que dans SWAT2000. Par conséquent, ils ont décidé de maintenir l'utilisation de la plate-forme SWAT2005, car elle incluait certaines améliorations aux équations se rapportant à l'azote, mais d'apporter des modifications au code Fortran. Pour cette raison, les équations de percolation (`percmain.f`, `percmicro.f`) de SWAT2000 ont été réintroduites dans SWAT2005. De plus, dans SWAT2005, l'ordre des équations a été changé. Alors que SWAT2005 simulait d'abord l'écoulement latéral dans le sol, suivi de la percolation et du drainage souterrain, la version SWAT2005 modifiée calcule d'abord l'écoulement aux drains, puis l'écoulement latéral et la percolation si la quantité d'eau excède la capacité au champ.

En outre, Michaud et al. (2008a) ont apporté des modifications sur l'écoulement préférentiel, autrement dit le transport de l'eau dans les sols ayant une forte teneur en argile et ayant tendance à craquer. L'eau qui s'infiltré dans les craques du sol, de la dernière couche de sol craquée jusqu'en surface, est transférée vers l'aquifère. SWAT ne simule cependant pas l'écoulement préférentiel de l'eau via les fentes de retrait ou les biopores. Au Québec, l'écoulement préférentiel peut être responsable d'une part importante de l'écoulement aux drains. Afin de simuler l'écoulement préférentiel de l'eau

vers les drains agricoles, la routine `percmacro.f` de SWAT2005 a été modifiée afin d'acheminer l'eau des craques vers les drains à la place de l'aquifère, lorsqu'il y a présence de drains. S'il n'y a pas de drains, l'eau s'écoule vers l'aquifère.

Pour pallier au problème de surestimation du ruissellement par SWAT, afin de limiter la quantité de précipitation qui devient ruissellement, les équations qui régissent la production du ruissellement ont été modifiées par Michaud et al. (2008a), afin que 50% des précipitations soient retenues et 50% participent à la production du ruissellement.

#### **2.5.4.2 Améliorations des routines de modélisation des sédiments**

Lenhart et al. (2005) ont testé un nouveau concept semi-distribué de déposition des sédiments, qui tient compte de la distance entre la source de sédiments et le cours d'eau. Ainsi, ce concept est fondé sur l'hypothèse que le taux d'exportation de sédiments est fonction de cette distance. Cette modification a été implantée dans SWAT-G (Eckhardt et al. 2002) et testée sur le bassin Dijle à Louvain en Belgique et le bassin Dill à Hesse en Allemagne. SWAT-G a été spécialement conçu pour les bassins versants montagneux, se caractérisant principalement par des pentes raides et des sols peu profonds à aquifères sur des roches dures. Les résultats ont montré de nettes améliorations par rapport à l'exportation de sédiments avec l'équation universelle des pertes en terre incorporée dans SWAT.

Narasimhan et al. (2007) ont également testé des modifications de la routine de transport dans le canal pour modéliser d'une part le transport des sédiments et l'érosion des berges dans le réservoir Cedar Creek, au Texas et, d'autre part, les meilleures pratiques de gestion dans les canaux. En effet, après calage du modèle pour l'hydrologie et le transport des sédiments, il a été utilisé pour identifier la dégradation du canal à divers segments du cours d'eau. Les meilleures pratiques de gestion comme le couvert végétal, la stabilisation des berges et les autres infrastructures pour diminuer le ruissellement sont simulées avec le modèle calé.

Il est à noter que ces modifications ne sont pas encore dans SWAT2005, la version disponible en ligne.

#### **2.5.4.3 Améliorations des routines de modélisation du phosphore**

Pour pallier à la lacune de SWAT à simuler le transport du phosphore dans le sol, entraînant la sous-estimation du phosphore (Shepherd et al. 1999), la capacité de simuler le lessivage du phosphore du sol à travers le profil du sol, les écoulements latéraux, souterrains et dans les drains a été récemment incorporée dans le modèle, mais les améliorations devraient se poursuivre (Gassman et al. 2007).

Comme il a été mentionné auparavant, le modèle évolue grâce aux modifications apportées par les utilisateurs. Des modifications ont été effectuées, mais il reste toujours autant à faire pour améliorer le modèle. En effet, les processus modélisés constituent encore une représentation simplifiée de la réalité et sont donc sujets à des améliorations (Gassman et al. 2007). Cette revue de littérature nous a permis de définir nos objectifs de recherche.

## **2.6 Objectifs de recherche**

A l'issue de cette revue de littérature, on peut résumer en disant que les études de cas sur de petits bassins agricoles avec peu de données accessibles sont peu nombreuses, étant donné que SWAT a été conçu initialement pour les grands bassins versants disposant de beaucoup de données. Or, ces petits bassins ont également besoin d'être modélisés pour une meilleure gestion des ressources en eau, même s'ils comportent en général peu de données. Pour modéliser ces petits bassins versants, où la réponse aux événements est très rapide, un pas de temps plus petit, par exemple journalier, est plus adéquat pour observer les effets produits sur la qualité de l'eau. Or, la modélisation de la qualité de l'eau est en général évaluée sur un pas de temps mensuel ou annuel car les bonnes performances journalières sont rares (Gassman et al. 2007; Moriasi et al. 2007). La question qui se pose est la suivante : comment améliorer la performance journalière en modélisation de la qualité de l'eau dans les petits bassins agricoles avec peu de données?

Devant cette problématique, nos objectifs sont articulés autour des deux points suivants :

### **2.6.1 Objectif 1 : proposer une nouvelle méthodologie de calage, optimisant à la fois les débits (Q) et les charges de Matières En Suspension (MES) et du Phosphore Total (PT), sur de petits bassins versants avec peu de données, afin d'obtenir une meilleure performance journalière**

Les petits bassins versants sont plus difficiles à modéliser, étant caractérisés par de plus petits volumes d'eau. Ainsi, de petites fluctuations dans les résultats de simulation peuvent engendrer de grandes différences dans les critères statistiques (Benaman et al. 2005). De plus, modéliser avec peu de données constitue toujours un défi à relever. Un pas de temps journalier représente mieux la dynamique des polluants dans la rivière, permet d'obtenir des résultats de simulation plus réalistes, provenant réellement des données disponibles, non modifiées par des logiciels d'estimation de données, donc présente moins d'incertitude.

Or, dans la revue de littérature, les bonnes performances d'évaluation de la qualité de l'eau sont obtenues sur un pas de temps mensuel ou annuel, impliquant ainsi de considérer la moyenne mensuelle ou annuelle des données observées. La méthodologie de calage habituellement utilisée, résumée par Moriasi et al. (2007), est manuelle et évaluée mensuellement. Mais en procédant ainsi, les détails sont perdus et les rares données journalières disponibles sont peu représentatives du mois considéré. Par conséquent, à l'incertitude initiale des mesures s'ajoute déjà l'incertitude due à la transformation des données avant même de commencer les calages.

Ainsi, comme le pas de temps journalier est plus adéquat pour les petits bassins et que les performances journalières sont rares, nous proposons une version améliorée de la méthodologie d'autocalage afin d'obtenir une meilleure performance journalière en qualité de l'eau. Ces modifications comprennent :

- une amélioration des étapes méthodologiques de calage, avec comme point de départ la méthodologie mensuelle et manuelle de calage résumée par Moriasi et al. (2007) : Il serait intéressant de tester si cette méthodologie est valable pour une évaluation journalière des sédiments et du phosphore, et si elle ne l'est pas,

- proposer une méthodologie pour une évaluation journalière et comparer les résultats avec les critères de performance définis.
- une meilleure maîtrise de la méthode d'autocalage incorporée dans SWAT2005, à savoir celle des outils d'analyse de sensibilité et de calage automatiques. En effet, la plupart des articles relatant les études sur SWAT utilisent l'outil d'analyse de sensibilité des paramètres incorporé dans le modèle, mais pas en profondeur. Par ailleurs, la méthodologie de calage automatique en qualité de l'eau nécessite encore des améliorations.
  - des modifications dans l'exécutable : l'exécutable utilisé par défaut est la version SWAT2005, téléchargeable sur le site [http://www.brc.tamus.edu/swat/soft\\_model\\_2005soft.html](http://www.brc.tamus.edu/swat/soft_model_2005soft.html). D'une part, comme SWAT a été créé au Texas, certaines valeurs initiales ou fonctions sont plutôt adaptées au cas du Texas. D'autre part, malgré les nombreuses recherches sur SWAT dans le monde, la mise à jour des modifications dans le code source laisse à désirer. La base de données des cultures est celle des États-Unis. Ainsi, en plus des modifications déjà réalisées par certains utilisateurs au Québec (Lévesque 2007; Michaud et al. 2006; Michaud et al. 2008a; Umuhire 2007), plus de recherches sur l'adaptation de l'exécutable et du modèle au cas de petits bassins versants agricoles du Québec seront profitables pour les utilisateurs au Québec.

Par conséquent, les objectifs spécifiques sont de :

- identifier les avantages et les inconvénients de la version SWAT2005;
- résoudre les problèmes;
- proposer une nouvelle méthodologie de modélisation des débits, des MES et du phosphore sur de petits bassins versants, basée sur une évaluation journalière, à l'issue des problèmes rencontrés;
- et formuler des scénarios agroenvironnementaux.

## **2.6.2 Objectif 2 : Appliquer la méthodologie à une étude de cas pour un petit bassin agricole avec peu de données**

Comme chaque cas diffère selon les caractéristiques du bassin et de la région, tester la méthodologie de modélisation basée sur une évaluation journalière sur un autre petit bassin versant agricole, au Québec, avec peu de données serait intéressant. Étant donné que le but ultime de la modélisation des sédiments et du phosphore dans un bassin versant est la simulation de scénarios agricoles permettant de réduire la pollution déversée dans les cours d'eau, ce deuxième objectif comporte 8 sous-objectifs :

- déterminer laquelle des deux approches de calage donne de meilleurs résultats de simulation pour les MES et le phosphore;
- s'assurer d'un bilan de masses interne réaliste;
- déterminer s'il y a une incidence significative sur les résultats de simulation des débits, des MES et du phosphore, à reconsidérer les paramètres de débit dans les paramètres influant sur la variable à caler;
- identifier les limites rencontrées à l'obtention de bonnes performances journalières;
- faire ressortir les 5 types de paramètres de l'analyse de sensibilité;
- donner des résultats réalistes de modélisation des débits, des MES et du PT après application de notre méthodologie et le fixer comme scénario de référence;
- déterminer et évaluer par modélisation les scénarios de pratiques agricoles à mettre en place dans un bassin versant pour atteindre l'objectif de réduction de la charge de phosphore de sources diffuses agricoles;
- élaborer et proposer des stratégies nécessaires à la mise en œuvre des actions déterminées afin d'atteindre l'objectif recherché.



En effet, en se basant sur l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP), calculé à partir des données des campagnes d'échantillonnage de 1999-2000, la qualité de l'eau dans le bassin versant Boyer se situe de « mauvaise » à « très mauvaise » (cf figure 3-1b), liée à une turbidité élevée et à un enrichissement excessif des eaux en éléments nutritifs (azote et phosphore) (MDDEP).

Entre 1960 et 1990, la qualité de l'eau et du milieu aquatique de la rivière s'est beaucoup dégradée. Les différents aménagements réalisés dans le bassin ont généré chacun des effets négatifs qui, cumulés les uns aux autres, sont à l'origine de cette dégradation rapide. Les nombreux travaux hydrauliques (drainages, redressements...) combinés à un développement rapide et important des activités agricoles dans les secteurs en amont, ont entraîné un apport massif de substances nutritives aux cours d'eau et un envasement des fonds tout en fragilisant les rives et en menaçant les sites de fraie. L'absence ou l'insuffisance de bandes riveraines et la disparition des milieux humides lors des aménagements de cours d'eau à des fins agricoles nuisent à la reproduction de la sauvagine, à la survie des couvées et à la diversité de la faune riveraine. Malgré des interventions récentes d'assainissement en milieu urbain et agricole, la qualité observée reste encore mauvaise. Seul un changement des mentalités et des pratiques culturelles pourraient permettre un jour de reconquérir la qualité du milieu et de récupérer ou de recréer des zones d'usage. Les améliorations attendues tout comme la dégradation récente se produisent lentement à l'échelle humaine<sup>14</sup>.

Le climat est de type tempéré froid à caractère continental prononcé. La topographie est plutôt plane, allant de 46 à 117 m et avec une altitude moyenne de 86 m. Les pentes varient de 1.6 à 3.1%, celles les plus près de l'exutoire sont les plus accentuées.

Les principales séries de sols varient selon l'aire occupée, la texture de la couche de surface, les propriétés de drainage, le mode de déposition et le modelé (tableau 3-1). Une description complète des principales séries de sols est donnée dans les études pédologiques du comté de Beauce (Ouellet et al. 1995), des comtés de Bellechasse et de Montmagny (Marcoux 1966), du comté de Dorchester (Pageau 1976) et du comté de

---

<sup>14</sup> <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/boyer/index.htm>, février 2009.

Lotbinière Baril et Rochefort 1957). Le code SISCAN mentionné dans le tableau 3-1 est un code unique de trois lettres désignant le type de sols suivant le Système d'Information sur les Sols du Canada (SISCAN) (Day et McMenamin 1983).

**Tableau 3-1: Principales séries de sol du site Ruisseau du Portage (Lévesque 2007)**

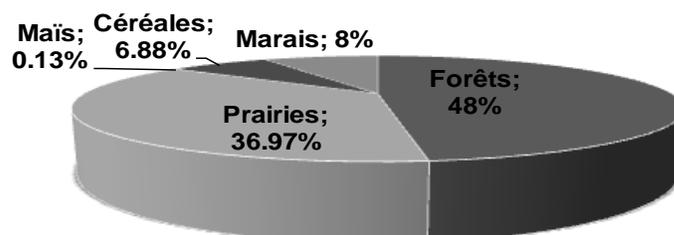
Principales séries de sol	Code SISCAN	Texture de la couche de surface	Classe de drainage <sup>a</sup>	Mode de déposition	Modèle de terrain <sup>a,b</sup>	Aire occupée selon le bassin versant
Mawcook	MWO	Loam sableux pierreux	Mal	Till	Plat	[3](8%)
Saint-André	SDR	Loam sableux graveleux	Bien à très rapidement	Marin	Incliné	[2](29%)
Saint-Nicolas	SCS	Loam graveleux	Bien à très rapidement	Sol résiduel	Incliné	[1](39%)

**N.B :** Le nombre entre [ ] ordonne l'importance de la série de sols pour le site.

<sup>a</sup> : (Lamontagne et Nolin 1997)

<sup>b</sup> : Modelé : Description du terrain en tenant compte de la forme de la pente, du pourcentage de déclivité et de sa longueur

Le territoire est principalement formé de 48% de forêt, 44 % d'agriculture (6.88% de céréales, 0.13% de maïs, 36.97% par les fourrages) et 8 % de marais (cf figure 3-2) (données de 1999-2003). Quant à l'élevage, le sous-bassin Portage a une vocation laitière et 1089 unités animales (U.A)<sup>15</sup> sont recensées en 2009, avec une densité de 0.77 U.A/ha. Cette densité, la plus faible dans tout le bassin versant Boyer, est nettement inférieure au seuil de 2 U.A/ha utilisé pour déterminer s'il y a une charge au sol excessive de matières fertilisantes (GIRB 2011).



**Figure 3-2 : Principales occupations du territoire du site Ruisseau du Portage de 1999 à 2003**

<sup>15</sup> L'unité animale (U.A.) est une unité de regroupement qui permet de qualifier les animaux sur une base équivalente de poids (500 kg). Une unité animale représente ainsi une vache, ou cinq (5) porcs, ou encore deux cent cinquante (250) (GIRB 2011)

Quant aux usages de la rivière dans l'ensemble du bassin versant Boyer<sup>16</sup>, les activités récréatives constituent la principale utilisation de la rivière Boyer. Ces activités comprennent :

- la pêche sportive : la pêche à l'éperlan est pratiquée en aval de la rivière jusqu'en 1977 et la pêche à l'anguille et au brochet est anciennement pratiquée. Ces espèces ont désormais déserté la rivière. Actuellement, on pêche la carpe dans la rivière et la perchaude dans le lac Saint-Charles.
- la plaisance : La planche à voile et le canotage sont pratiqués sur le lac Saint-Charles
- la baignade : il existe d'anciens sites non fréquentés à cause de la qualité des eaux

Aucune prise pour l'eau potable n'est effectuée sur la rivière, étant donné que l'eau potable est pompée des nappes souterraines. Deux captages souterrains pour l'alimentation de la municipalité de Saint-Charles, 270 puits de forage et quelques puits de surface sont recensés.

## **3.2 Sources des données et paramétrage**

### **3.2.1 Hydrométrie et qualité de l'eau**

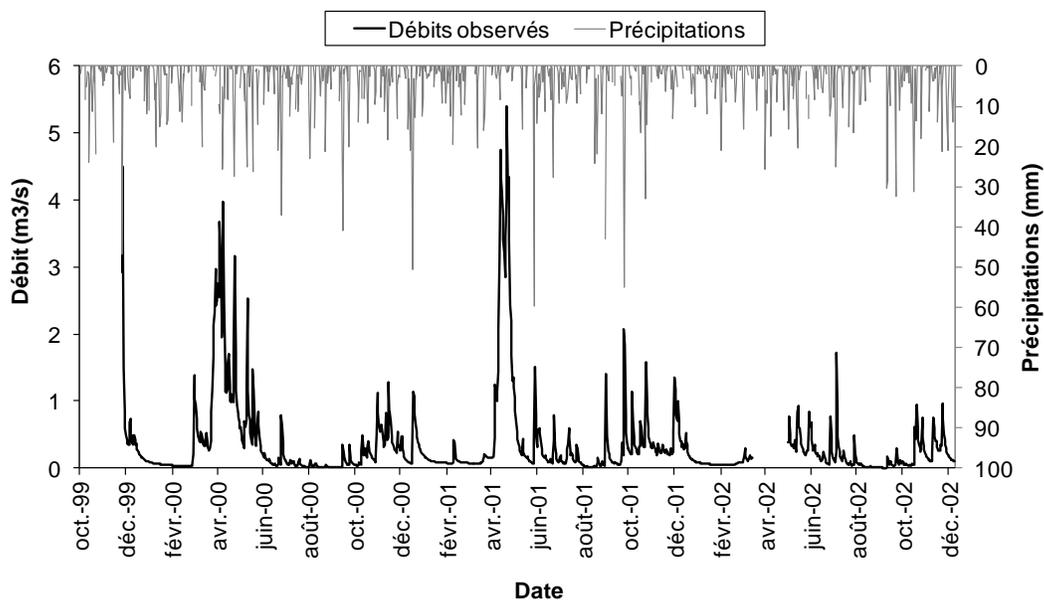
#### **3.2.1.1 Données brutes**

Les données utilisées pour l'étude, du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002, proviennent du MDDEP. Les données de débit ont été recueillies par le Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ) tandis que celles de qualité de l'eau par le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ). Les données de quantité de l'eau sont journalières, mais celles de qualité de l'eau sont discontinues et comptent 160 échantillons environ. Les paramètres mesurés sont l'azote ammoniacal, les nitrates et nitrites, l'azote total filtré, les orthophosphates, le phosphore total dissous, le phosphore total et les solides en suspension. Ce sont des mesures ponctuelles, considérées comme non représentatives de la journée en cas d'épandage ou de précipitations après les

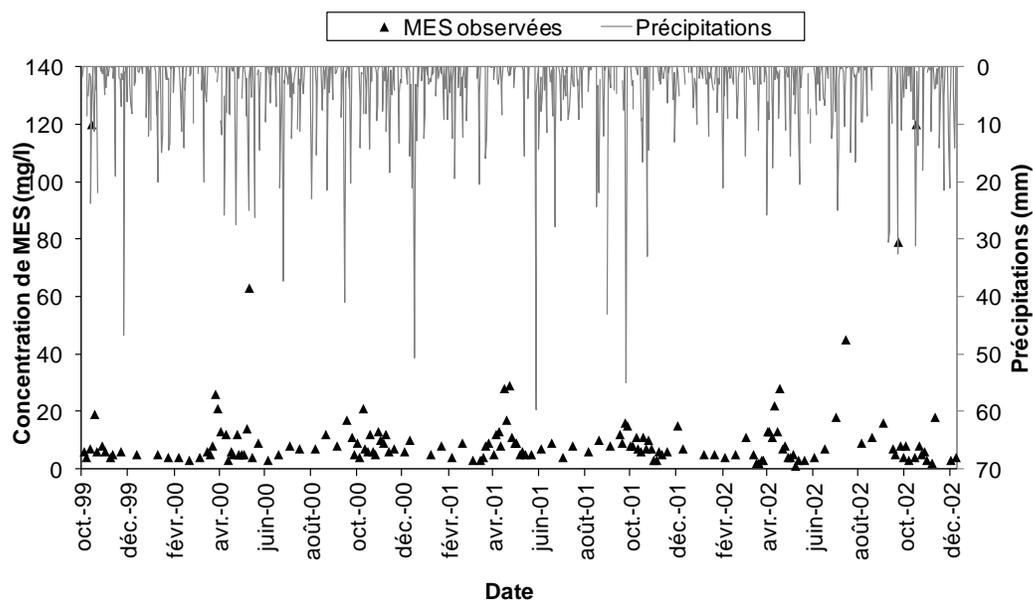
---

<sup>16</sup> <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/boyer/index1.htm>, consulté en 2007.

prélèvements. Les figures 3-3 et 3-4 tracent les données de débit, de MES et de phosphore.



a)



b)

Figure 3-3 : Données de a) débit et de b) MES du site du Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002

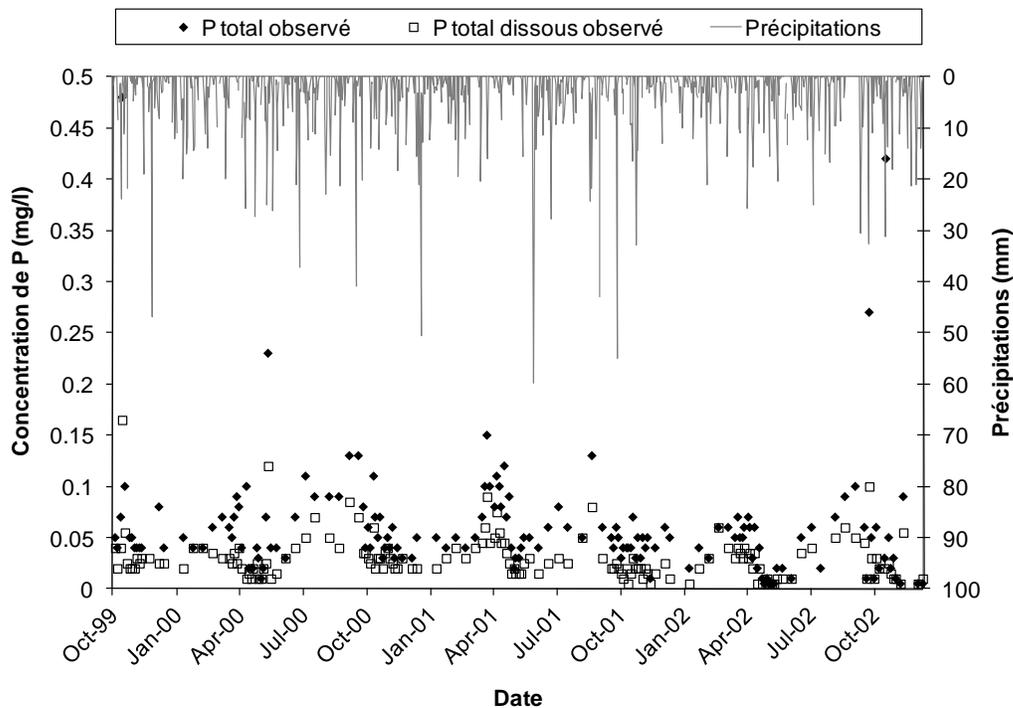


Figure 3-4 : Données de phosphore du site du Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002

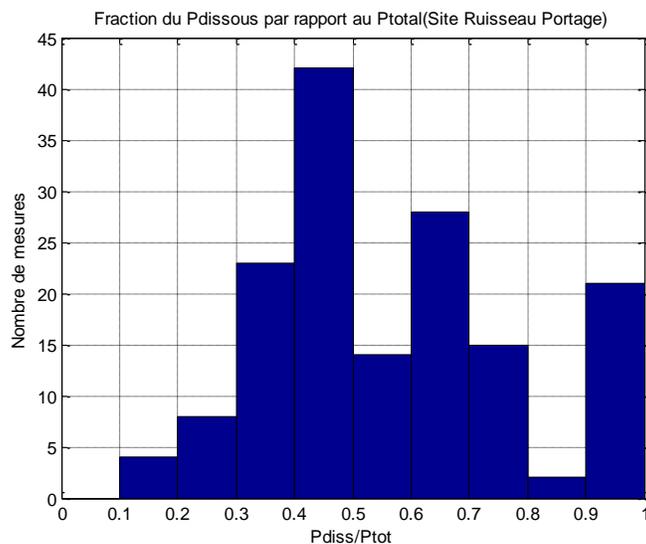


Figure 3-5 : Fraction du P dissous par rapport au P total dans le site du Ruisseau du Portage

Les 1064 données de débits présentent un débit moyen interannuel de  $0.35 \text{ m}^3/\text{s}$  et un écart-type de  $0.63 \text{ m}^3/\text{s}$ . Les variations de débit suivent de très près les variations de

précipitations, démontrant bien que le bassin réagit rapidement aux précipitations du fait de sa petite superficie. Les pics de débits se situent en période de fonte de neige (avril-mai), ces deux mois représentent à eux seuls 46% du ruissellement le long de la période considérée, tandis que les débits les plus faibles se situent en hiver (janvier à mars) et de juillet à septembre. Une fois les données converties en mm, la moyenne journalière des débits est de 1.41 mm/j, avec un total global de 1504 mm pour la période considérée. La lame d'eau exportée moyenne annuelle est de 516 mm/an.

Tous les échantillons d'eau ont été filtrés sur filtres de fibre de verre de porosité 1.2  $\mu\text{m}$  (source : CEAEQ, 2009). Les concentrations de phosphore dissous et de phosphore particulaire ont été déterminées selon des méthodes normalisées (Laflamme 1995). La concentration de phosphore total a été obtenue en additionnant les concentrations de phosphore particulaire et de phosphore dissous dans les échantillons d'eau.

Pour les MES, les concentrations varient beaucoup au cours de l'année, avec des pics plus fréquents et plus élevés pendant la saison de végétation (mai-novembre), pouvant atteindre 120 mg/l. La valeur médiane de 7 mg/l est légèrement inférieure à l'ordre de grandeur de la médiane mesurée dans 16 petits bassins versants agricoles (9.25 mg/l), mais 3 à 4 fois supérieure à celle mesurée dans 30 bassins forestiers du Québec (2 mg/l) (Gangbazo et Babin 2000). Une concentration de 4 à 5 mg/l perdure tout au long de l'année. Il est à noter que, pour la protection de la vie aquatique, le Ministère du Développement Durable, Environnement et Parcs a fixé un critère de 5mg/l pour la toxicité chronique (Gangbazo et Le Page 2005). Par conséquent, les MES du site Ruisseau du Portage sont nuisibles à la vie aquatique.

La valeur médiane du P total, 0.05 mg/l, est légèrement supérieure au critère pour la prévention de l'eutrophisation fixé à 0.03 mg/l au Québec (Menviq 1990, rév. 1992). Les concentrations journalières du P total fluctuent beaucoup au cours de l'année, avec des pics en avril-mai et en août-septembre. Lors des précipitations importantes, les teneurs en phosphore dans la rivière ne sont pas forcément élevées, les matières en suspension et par conséquent les nutriments adsorbés étant rapidement entraînés dans le cours d'eau. Les médianes des concentrations estivales de P dissous et des orthophosphates sont

respectivement de 0.025 mg/l et de 0.02 mg/l. Étant donné que ce sont des concentrations inférieures à 0.03 mg/l, elles ne sont pas immédiatement disponibles aux plantes aquatiques (Bradford et Peters 1987). P-suspension n'est disponible qu'à long terme pour la croissance des algues (Sharpley et Menzel 1987).

La prédominance du P dissous est également mise en relief par la figure 3-5, qui rapporte que les proportions supérieures à 50% sont plus nombreuses, autrement dit le phosphore dans le bassin se retrouve sous forme soluble que particulaire. Cette surestimation de la forme dissoute du phosphore peut être expliquée par la méthode de filtration du P total avec le filtre 1.2µm au lieu du 0.45µm (source : CEAEQ<sup>17</sup> 2009) (Quilbé et al. 2006). Cette méthode de filtration n'influe pas sur les résultats du P total.

La discontinuité et la rareté des données journalières de MES et de P constituent une des principales raisons de la mauvaise performance obtenue en modélisation de la qualité de l'eau. Dans la revue de littérature, pour pallier au problème de manque de données en qualité de l'eau, certains utilisateurs de SWAT ont comblé les lacunes par des logiciels sur la base de régressions exprimant la relation concentration/débit (Michaud et al. 2005; Runkel et al. 2004; Jha et al. 2006; Migliaccio et Chaubey 2008; Capel et al. 2008). Par ailleurs, la détection de données aberrantes est aussi pratiquée.

C'est la raison pour laquelle nous allons vérifier s'il existe des valeurs aberrantes et combler les données brutes par le biais du logiciel Flux 5.0.

### **3.2.1.1 Possibilités d'améliorations des données**

Les valeurs aberrantes possibles ainsi que les données du logiciel Flux 5.0 sont présentées dans les figures 3-6 et commentées ci-après.

---

<sup>17</sup> Centre d'Expertise en Analyse Environnementale Québec, <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/>

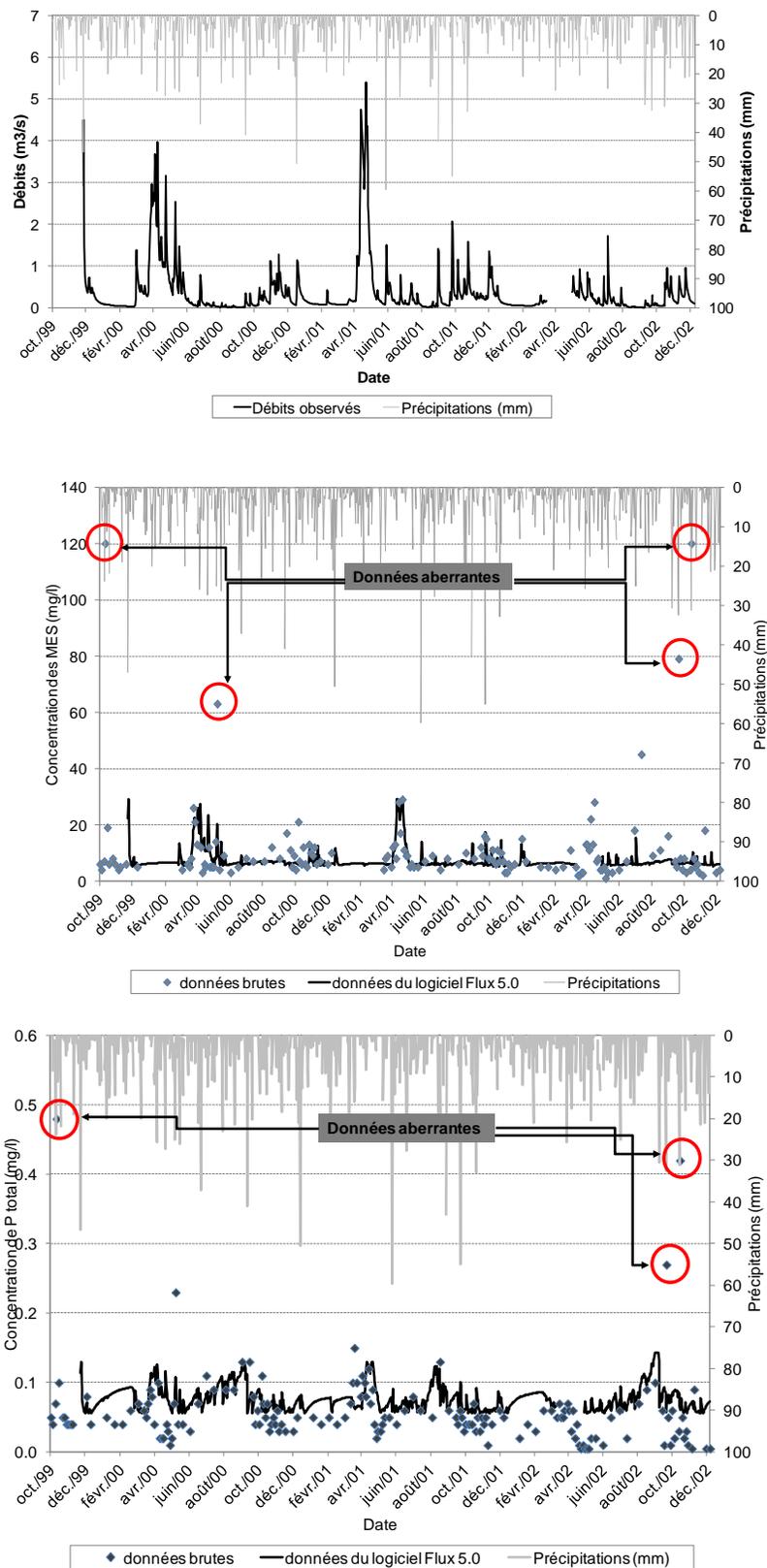


Figure 3-6 : Données journalières de a) débit, de b) MES et de c) P total du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002

### 3.2.1.1.1 Détection de valeurs aberrantes

Une valeur aberrante est une valeur qui diffère de façon significative de la tendance globale des autres observations quand on observe un ensemble de données ayant des caractéristiques communes<sup>18</sup>. Les valeurs extrêmes peuvent être ou ne pas être des valeurs aberrantes et ne sont pas forcément erronées. Parmi les diverses méthodes pour détecter les valeurs aberrantes, nous avons choisi celle selon Coulombe et McKay, où  $X_j$  est une valeur aberrante si<sup>19</sup> :

$$\ln(X_j) > \text{moy}(\ln(X)) + 3 \sigma(\ln(X)) \quad (\text{Equation 3-1})$$

avec  $\text{moy}(\ln(X))$  la moyenne des  $\ln(X)$  et  $\sigma$  leur écart-type.

Par conséquent, 3 valeurs ont été trouvées aberrantes, non représentatives de la dynamique moyenne des polluants (cf figure 3-6) et les valeurs du P total correspondantes le sont également (figure 3-7). Mais ces valeurs représentent les pointes de ruissellement en mars-avril, (période de la fonte des neiges) qui véhiculent le plus de sédiments donc de phosphore au cours de l'année. Ainsi, le fait de les enlever va fausser les résultats et ce deuxième choix de données a été rejeté.

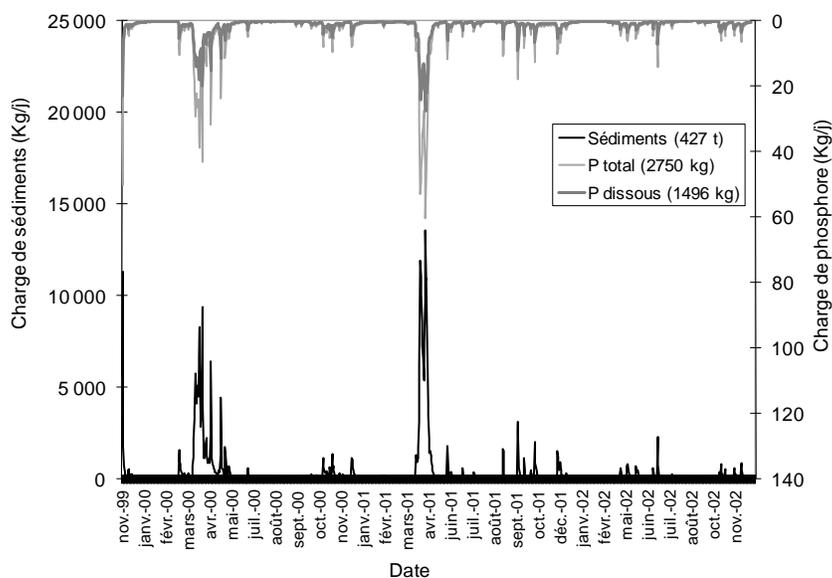
### 3.2.1.1.2 Données interpolées à l'aide du logiciel Flux 5.0

Les données ponctuelles de qualité de l'eau et les mesures continues du débit ont permis l'estimation des données manquantes de sédiments et de phosphore avec le support du logiciel Flux 5.0 (Walker 1998) (voir figures 3-6). Ce logiciel traduit, avec des équations de régression, la relation qui existe entre les concentrations ponctuelles observées dans le ruisseau et le débit du cours d'eau (C/Q). Les coefficients de variation des estimations des charges, inférieurs à 15%, étaient compris à l'intérieur des limites acceptables pour les besoins des modélisations des petits tributaires (Walker 1998). L'estimation des charges de sédiments et de phosphore effectuée par Michaud et Desjardins (IRDA) (voir figure 3-7) a conduit pour toute la période, à une exportation de 427 tonnes de sédiments (0.2 t/ha), de 2750 kg de P total (0.44 kg/ha/an) et de 1496 kg de P total dissous (0.24 kg/ha/an et 54.34% du P total). Cette prédominance du P soluble témoigne du taux

<sup>18</sup> <http://www.i3s.unice.fr/~crescenz/publications/Florence/valeurs-manquantes-ou-aberrantes.pdf>, avril 2012.

<sup>19</sup> <http://www.i3s.unice.fr/~crescenz/publications/Florence/valeurs-manquantes-ou-aberrantes.pdf>, avril 2012.

d'érosion pas élevé du site Ruisseau du Portage (Mabit et al. 2007). Mais malgré la légère prédominance du P dissous, le P particulaire domine lors des fortes crues.



**Figure 3-7 : Estimation des flux de sédiments et de phosphore du site Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002**

Comme les figures 3-6 le montrent, les conclusions suivantes peuvent être tirées avec les données issues du logiciel Flux 5.0 :

- une lacune dans les données de débit allant du 16 mars 2002 au 30 avril 2002 n'a pas permis d'estimer les concentrations de MES et de P durant cette période;
- les valeurs de débit n'étant disponibles qu'à partir du 26 novembre 1999, les données de MES avant cette période n'ont également pas été prises en compte, incluant le pic de 120 mg/l enregistré dans les données brutes.
- le logiciel a eu du mal à reproduire les 3 autres pics des données brutes.

Ainsi, les données de qualité de l'eau issues du logiciel Flux 5.0 se sont éloignées des données réelles avec les lacunes dues au manque de données de débit et les concentrations extrêmes non reproduites (pics et faibles concentrations). C'est la raison pour laquelle les données vont être gardées brutes lors des calages. Mais ultérieurement, la quantification de l'objectif de réduction de polluants dans le cours d'eau va nécessiter

des données interpolées et les résultats issus du logiciel Flux 5.0 vont servir à estimer les charges de sédiments et de phosphore exportées dans le bassin versant.

### **3.2.2 Paramétrage hydrométéorologique**

Les données journalières de précipitation et de température pour la période d'étude 1998-2002 ont été obtenues auprès du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) et du Service Météorologique Canada (SMC). La station météorologique la plus proche, la station Saint-Michel, est assez éloignée du site étudié, au pont-route à 3km au Nord-Est de Saint-Charles. Les valeurs moyennes interannuelles de précipitation et de température sont respectivement de 1102 mm et de 5.25°C.

SWAT classe le type de précipitation sur une base journalière, à titre de pluie ou de neige, en utilisant la température moyenne journalière et un seuil fixé par l'utilisateur.

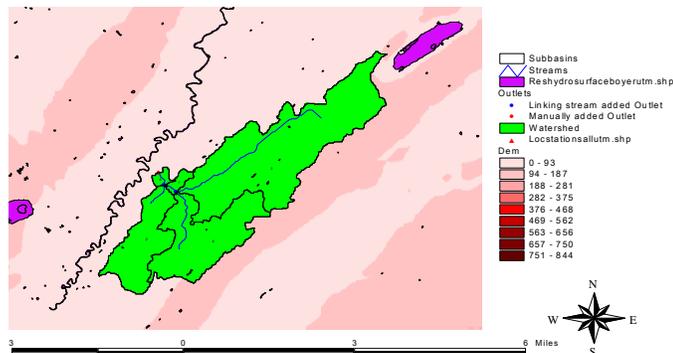
Ainsi, la couverture de neige au sol et la fonte sont modélisées en entrant les paramètres suivants :

- la température à partir de laquelle les précipitations sont neigeuses;
- la température minimale de fonte de neige;
- le taux maximum de fonte de neige;
- le taux minimum de fonte de neige;
- le facteur de délai associé à la température antécédente du couvert nival;
- la teneur en eau minimale contenue dans la totalité du couvert nival;
- la fraction du volume de neige correspondant à 50% du couvert nival.

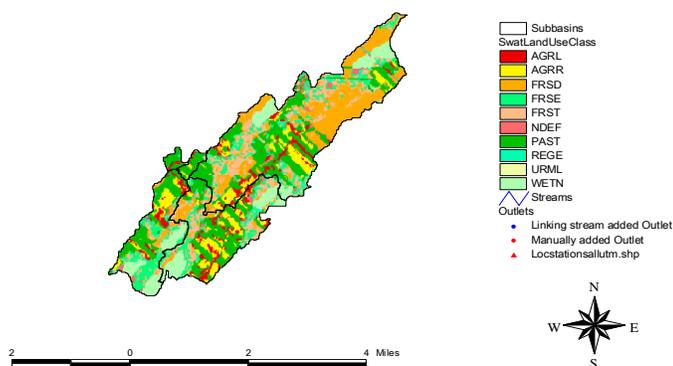
### **3.2.3 Paramétrage hydro-pédologique**

Les données numériques d'élévation du Canada ont été relevées sur le site du géobase ([www.géobase.ca](http://www.géobase.ca)). Le réseau hydrographique, à l'échelle 1 : 20000, a été tracé grâce à la Base de Données Topographiques du Québec (BDTQ). Les cartes pédologiques, à l'échelle 1 : 20000, proviennent de l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA). Les cartes d'occupation du sol sont fournies par l'organisme Canards Illimités. Les figures 3-8 représentent les thèmes de carte dans

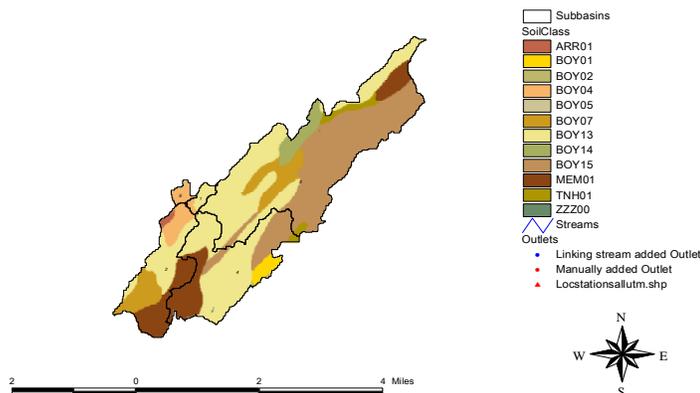
l'interface SIG de SWAT. Le site a été délimité en 5 sous-bassins, lesquels ont été subdivisés en 33 unités de réponse hydrologique.



a) Délimitation en sous-bassins, modèle numérique de terrain et réseau hydrographique du site étudié



b) Occupation du territoire du site étudié



c) Carte de sol du site étudié

Figure 3-8 : Thèmes de carte du site dans SWAT

### 3.2.4 Paramétrage de la richesse des sols en phosphore

Les processus de minéralisation et de rétroversion du phosphore, modélisés à l'échelle de l'URH, nécessitent l'initialisation des concentrations du sol en P labile, d'azote (N) et de phosphore (P) organique. Les données de P labile et d'N organique dans la première couche de sol ont été obtenues grâce à Agriculture et Agroalimentaire Canada (2007). La teneur initiale de P organique dans la première couche de sol, a été estimée à l'aide du taux de matière organique du sol (M.O), disponible à l'échelle de la série de sol, selon les équations suivantes (Neitsch et al 2002) :

$$\%C = \%M.O / 1.724 \quad (\text{Équation 3-1})$$

$$\%N \text{ total} = \%C / 12.4 \quad (\text{Équation 3-2})$$

$$\%P \text{ organique} = \%N \text{ total} / 8 \quad (\text{Équation 3-3})$$

Ainsi, les teneurs en P labile, en azote et en phosphore organique dans la première couche de sol ont été initialisées avec les valeurs présentées dans les tableaux 3-3 et 3-4.

**Tableau 3-2: P labile des différents types de sol**

Type de sol	Équivalent dans SWAT	P labile (mg/kg ou ppm) - Couche 1		
		prairie	maïs	céréales
Mawcook	BOY 07	68.2	70.7	91
St André loam graveleux et sableux	BOY 15	37.2	121.4	58
St Nicolas et autres sols argilo-loameux	BOY 13 BOY 04	33	92	76.6
	MEM 01	0	0	0

**Tableau 3-3 : Initialisation de N et P organique**

Occupation de territoire		P organique		N organique	
		kg/ha	mg/l*	kg/ha	mg/l*
CORN	Maïs	31.4	14.02	44.4	19.82
BARL	Orge	37.9	16.92	57.5	25.67
CLVR	Pâturage/prairie	27.7	12.37	37.2	16.61

\* Selon le guide de fertilisation agricole,  $1 \text{ mg/l(ppm)} * 2.24 = 1 \text{ kg/ha}$ .

### 3.2.5 Spatialisation des apports en nutriments

En absence d'information concernant la distribution temporelle des engrais de ferme sur notre bassin, celle effectuée dans l'application de SWAT sur le bassin versant de la

Rivière aux Brochets, un autre bassin versant québécois, a été adoptée (Michaud et al. 2006) en supposant que la fertilisation soit à peu près la même dans les bassins versants québécois. Ainsi, un fractionnement des épandages en trois périodes a été appliqué à l'ensemble du parcellaire, soit 45% des volumes en pré-semis, 36% en post-levée et 19% à l'automne. Ce fractionnement reflète les déclarations de la fiche d'enregistrement des exploitations agricoles (MAPAQ 2003). Les apports d'automne sur le maïs ont été appliqués sur les sols ayant des conditions hydrologiques généralement favorables (groupes hydrologiques A, B et C). Les apports des engrais minéraux azotés ont pour leur part été fractionnés en parts égales entre le pré-semis et la post-levée. L'engrais minéral phosphaté a été appliqué en une seule opération au semis.

Les engrais minéraux appliqués sur les cultures sont résumés dans le tableau 3-5.

**Tableau 3-4 : Engrais minéraux appliqués sur les cultures**

Occupation de territoire		N élémentaire (kg/ha)	P élémentaire (kg/ha)	N dans fumier (kg/ha)	P dans fumier (kg/ha)
BARL	Orge	21.28	6.72	20.60	21.47
		21.28		11.02	11.48
CORN	Maïs	18.04	2.73	26.76	32.05
		18.04		22.34	26.76
				9.33	11.17
CLVR	Pâturage/prairie	10.58	20.06	54.48	3.26
		8.47	16.05		
		4.47	8.47		

### 3.2.6 Paramétrage de gestion des sols et des cultures

Le paramétrage de gestion des sols et des cultures a été effectué au sein de 3 fichiers : fichier sur les plantes (crop.dat), fichier sur le travail du sol (till.dat) et fichier de gestion agricole (.mgt). Les données sur les cultures et de gestion agricole ont été remplacées autant que possible par les données de la région étudiée.

Les calendriers cultureux (épandage, fertilisation, travail de sol, semis, récolte) ont été approximés en se basant sur l'état de cultures de la Financière Agricole <sup>20</sup>. L'état des cultures donne une idée des dates de semis et de récolte par année. Les dates d'épandage et les dates de travail du sol correspondent grosso modo aux dates de semis et de récolte.

<sup>20</sup> <http://www.fadq.qc.ca/index.php?id=1112>, mars 2008

Par ailleurs, en considérant les données climatiques, on a supposé une plage de temps d'épandage possible quand on a au moins 48 heures sans précipitation. Néanmoins, le guide de référence en fertilisation recommande de ne pas faire d'épandage après le 31 octobre, sauf dans des cas spéciaux où un report de récolte a été accordé (cas de 1998-1999). Le guide de référence en fertilisation renseigne également sur le type de fertilisants, le taux et la fréquence des fertilisants à appliquer selon le type de culture.

Trois types de cultures sont considérés :

- la culture du maïs correspondant à l'occupation du sol CORN;
- la culture des céréales constituées principalement par de l'orge (BARL);
- et le trèfle rouge (CLVR) a été considéré comme prairie, étant donné que c'est l'espèce la plus répandue au Québec. Dans la région considérée, deux fauches par an sont effectuées.

La biomasse a été estimée en ajoutant aux rendements des cultures<sup>21</sup> la biomasse racinaire<sup>22</sup>. La modélisation de la croissance des cultures a été entreprise sur la base de ce calendrier de gestion des sols et des cultures. Elle a été ajustée aux unités thermiques de croissance (UTC) requises pour chacune des cultures modélisées. Ces UTC ont été calculées entre les dates de semis et de récolte, en connaissant la température de base de chaque culture. La simulation de la croissance des cultures nécessite également la définition des paramètres propres aux végétaux, tels les températures optimales et minimales de croissance, l'indice foliaire, l'efficacité de la radiation solaire, la biomasse initiale et l'indice de récolte. Ainsi, le tableau 3-6 récapitule le calendrier de gestion des sols et des cultures pour le scénario de référence propre à chaque classe de culture pour la période de simulation de 1998 à 2002.

---

<sup>21</sup> Informations dans le site de la Financière agricole <http://www.fadq.qc.ca/>

<sup>22</sup> Informations dans le guide de fertilisation agricole (CRAAQ)

**Tableau 3-5 : Calendrier de gestion des sols et des cultures pour le scénario de référence propre à chaque classe de culture pour la période de simulation de 1998 à 2002 (source : La Financière Agricole)**

Culture																																			
	Année	Epdandage organique pré-semis (45%)		Fertilisation N minéral (1/2 des apports totaux)		Travail de printemps		Semis et fertilisation de P minéral		Récolte 1 du foin		Epdandage 1 du foin		Epdandage organique post-levée (36%)		Fertilisation N minéral (1/2 des apports totaux)		Récolte 2 du foin		Epdandage 2 du foin		Récolte 3 du foin		Epdandage 3 du foin ( 19%)		Récolte des cultures autres que le foin		Epdandage automne (19%)		Travail d'automne					
Prairie CLVR (Trèfle rouge)	1998	30-avr.						15-juin			16-juin								25-juil.	01-sept, 15-sept (4e récolte dans certains endroits), fin sept.			16-sept.												
	1999	24-avr.						5-juil.			10-juil.								21-août	27-sept			28-sept.												
	2000	30-avr.						13-juil.			14-juil.								1-sept	18-sept			19-sept.												
	2001	27-avr.						26-juin			27-juin								11-août	28-sept.			29-sept.												
	2002	24-avr.						30-juin			1-juil.								14-août	18-sept.			19-sept.												
BARL (Orge)	1998	10-mai	10-mai	11-mai	12-mai																						23-juil.(orge),18-août (blé), avoine (01-sept), 15-sept (80% moisson céréales,50% avoine)	3-oct	5-oct.						
	1999	26-avr.	26-avr.	29-avr.	23-mai (75% semis céréales)																						20-août	22-août	24-août						
	2000	30-avr.	30-avr.	16-mai	21-mai																						22-août	7-sept	10-sept.						
	2001	27-avr.	27-avr.	3-mai	5-mai																						22-août	7-sept	15-sept.						
	2002	24-avr.	24-avr.	6-mai	19-mai																						21-août	7-sept.	18-sept.						
CORN (Maïs)	1998	10-mai	10-mai	11-mai	12-mai																														
	1999	26-avr.	26-avr.	29-avr.	14-mai						10-juin	10-juin															30-sept. Fin oct (80% maïs grain, 100% maïs fourrager),date lim récolte= 01-nov.	3-nov.	4-nov.						
	2000	30-avr.	30-avr.	16-mai	21-mai						14-juin	14-juin															10-nov.	16-nov.	17-nov.						
	2001	27-avr.	27-avr.	3-mai	5-mai						14-juin	14-juin															13-oct	13-oct	21-oct						
	2002	24-avr.	24-avr.	6-mai	19-mai						30-juin	30-juin															20-oct	20-oct	30-oct						
																											12-oct	12-oct	23-oct.						

### 3.3 Méthodologie de modélisation

#### 3.3.1 Choix des périodes de calage et de validation

Trois périodes doivent être fixées :

- une période d'échauffement du modèle
- une période de calage
- et une période de validation

Afin d'optimiser les résultats du calage, la période d'échauffement du modèle a été fixée pour plus d'un an, à savoir du 1<sup>er</sup> janvier 1998 au 3 octobre 1999. Par la suite, vu que les données présentent d'assez grandes fluctuations avec des écart-types variés, les données observées ont été scindées en deux parties :

- 4 octobre 1999 au 15 avril 2001 : Période de calibration
- 16 avril 2001 au 9 décembre 2002 : Période de validation

de manière à avoir plus ou moins les mêmes critères statistiques dans chaque période (nombre de données, valeurs minimales et maximales, nombre de pics, médianes), notamment pour les variables de qualité de l'eau plus difficiles à caler.

Les caractéristiques des périodes de calage et de validation sont résumées dans le tableau 3-7. Selon l'écart-type, plus de fluctuations de débit sont enregistrées en période de calibration, mais les débits médians en calibration et en validation sont du même ordre de grandeur ( $0.12 \text{ m}^3/\text{s}$  en calibration contre  $0.15 \text{ m}^3/\text{s}$  en validation). Quant aux MES, au P total et dissous, ils affichent des concentrations médianes respectives d'environ  $7 \text{ mg/l}$ ,  $0.05 \text{ mg/l}$  et de  $0.03 \text{ mg/l}$ .

**Tableau 3-6 : Évaluation statistique des données de débit, de matières en suspension et de phosphore sur le site Ruisseau du Portage du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002**

	Toute la période		Calibration		Validation	
<b>1.Débits</b>						
Nombre d'échantillons	1064		507		557	
Débit moyen interannuel (m <sup>3</sup> /s)	0.35		0.31		0.39	
Écart-type (m <sup>3</sup> /s)	0.63		0.69		0.57	
Volume d'eau total (m <sup>3</sup> )	373		200		173	
Débit minimal (m <sup>3</sup> /s)	0.001		0.007		0.001	
Débit maximal (m <sup>3</sup> /s)	5.41		4.75		5.41	
Médiane (m <sup>3</sup> /s)	0.13		0.12		0.15	
Débit moyen journalier (mm/j)	1.41		2.16		0.73	
Débit moyen annuel (mm/an)	516		789		267	
Lame d'eau exportée totale (mm)	1504		1096		408	
<b>2.MES</b>						
Nombre d'échantillons	159		74		85	
Écart-type (mg/l)	15.46		8.34		15.81	
Concentration minimale (mg/l)	1		3		1	
Concentration maximale (mg/l)	120		120		120	
Concentration médiane (mg/l)	7		6.5		7	
Charge (kg)	426646		241864		184782	
Exportation de sédiments (t/ha)	0.2		0.113		0.086	
<b>3.Phosphore</b>						
	<b>total</b>	<b>dissous</b>	<b>total</b>	<b>dissous</b>	<b>total</b>	<b>dissous</b>
Nombre d'échantillons	160	159	75	77	85	82
Écart-type (mg/l)	0.057	0.022	0.037	0.021	0.054	0.017
Concentration minimale (mg/l)	0.005	0.005	0.01	0.01	0.005	0.005
Concentration maximale (mg/l)	0.48	0.165	0.48	0.165	0.42	0.1
Concentration médiane (mg/l)	0.05	0.025	0.05	0.03	0.04	0.02
Charge (kg)	2750	1495	1521	814	1229	681
Exportation de P (kg/ha/an)	0.44	0.24	0.71	0.38	0.57	0.32

### 3.3.2 Procédure de calage

La procédure générale de calage avec SWAT<sup>23</sup> est de caler successivement les débits, les sédiments et finalement les nutriments, de façon uni-objective, avec les paramètres

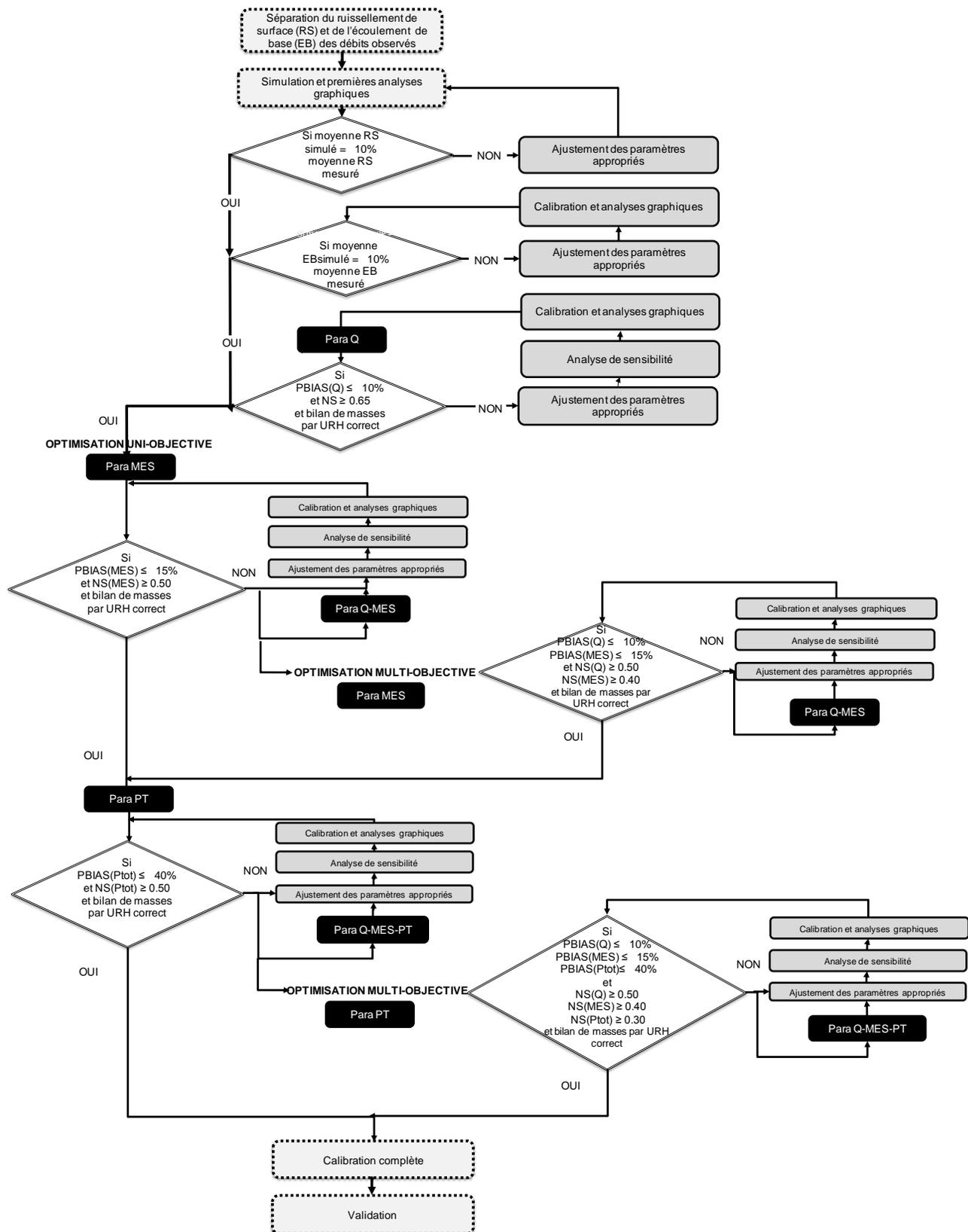
<sup>23</sup> [http://swatmodel.tamu.edu/media/1315/swat-calibration-techniques\\_slides.pdf](http://swatmodel.tamu.edu/media/1315/swat-calibration-techniques_slides.pdf)

influant sur les variables uniquement. Mais la revue de littérature a montré que cette procédure donne rarement de bonnes performances journalières notamment pour les variables de qualité de l'eau (Gassman et al. 2007). L'optimisation multi-objective est également de plus en plus utilisée mais avec les paramètres influant sur les variables uniquement. Aussi, afin d'améliorer la performance journalière des variables de qualité de l'eau, nous avons greffé à cette procédure générale, l'optimisation multi-objective et la possibilité de considérer 5 types de paramètres issus de l'analyse de sensibilité :

- les paramètres influant sur les débits uniquement;
- les paramètres influant sur les MES uniquement;
- les paramètres influant sur le PT uniquement;
- les paramètres de Q et de MES influant sur les MES;
- et les paramètres de Q, MES et PT influant sur le PT.

En outre, dans la revue de littérature, la performance du modèle est toujours évaluée d'un point de vue « externe », autrement dit selon les critères statistiques (ex : coefficient de Nash-Sutcliffe, coefficient de détermination  $R^2$ , pourcentage de biais PBIAS, coefficient de déviation...) et selon les graphiques. D'excellents résultats peuvent être ainsi obtenus mais une évaluation du point de vue « interne » n'est jamais présentée, afin de vérifier si les paramètres et composantes internes ayant donné ces résultats sont réalistes ou non. C'est la raison pour laquelle nous allons également présenter dans notre méthodologie une étape de vérification du bilan de masses interne par URH pour le calage d'une variable donnée, ainsi que les paramètres importants pour maintenir ce bilan de masses interne correct au niveau des URH tout au long des calages. En effet, un bilan de masses correct pour l'ensemble du bassin est facile à obtenir, notamment après un pré-ajustement annuel du ruissellement de surface et de l'écoulement de base, mais il peut être complètement débalancé à l'intérieur des URH.

Par la suite, notre nouvelle procédure de calage est récapitulée à la figure 3-9 et expliquée plus en détail dans les paragraphes ci-après.



**Figure 3-9 :** Nouvelle procédure générale de calage uni-objectif et multi-objectif des débits, MES et du P total, optimisant les débits et les charges

Par ailleurs, parallèlement à cette nouvelle procédure de calage effectuée avec l'optimiseur dans SWAT2005, une optimisation manuelle a été entreprise pour fins de comparaison en jouant sur les poids affectés aux différentes variables dans le cas d'optimisation multi-objective. La méthodologie adoptée est expliquée ultérieurement dans le paragraphe 3.3.2.7.

N.B : Notre procédure de calage n'aborde pas le transport de P via les drains même si, par son effet de réduction du volume d'eau ruisselée, le drainage souterrain atténue les exportations de P total vers l'écosystème aquatique, pour les raisons suivantes.

Le ruissellement de surface demeure le principal vecteur de transport du phosphore. Les faibles apports de phosphore vers la nappe et le temps de contact prolongé entre l'eau de la nappe et la matrice du sol font en sorte que très peu de phosphore est transporté au cours d'eau par cette voie. Le temps de contact plus long entre l'eau et le sol favorise la fixation du phosphore par les horizons inférieurs du sol, dont la capacité de fixation demeure généralement plus élevée que celle de la couche arable.

A Québec, l'importance du transport de P via les drains a été mise en relief par plusieurs études, dont celle d'Enright et Madramootoo (2003), où le transport préférentiel via le réseau de drainage est plus actif sur un site expérimental argileux localisé en position basse du relief dans le bassin de la rivière aux Brochets. Bien que le drainage soit le principal exutoire des eaux, contribuant en moyenne pour 81% du volume exporté hors de la parcelle, le ruissellement contribue en moyenne à 60% des exportations de phosphore, en raison d'une concentration moyenne de phosphore plus de dix fois supérieure à celle observée dans les drains (Beaudet et al. 2008).

Ainsi, suite à la conclusion de cette étude et au fait que seulement 17.5% du site du Ruisseau de Portage est drainé, l'aspect transport du P via les drains n'a pas été pris en compte.

### **3.3.2.1 Analyse de sensibilité**

Les paramètres considérés dans les analyses de sensibilité de débit, des MES et du P sont décrits à l'Annexe 1. La version SWAT2005 est équipée d'une méthode d'analyse de sensibilité LH-OAT (Latin Hypercube-One-factor-At-a-Time) développée par van Griensven et Bauwens (2003) (Pour plus de détails, voir Annexe 2). Une analyse de

sensibilité identifie quels paramètres influent le plus sur les variables de sortie, compte tenu de la variabilité des entrées.

La figure 3-10 montre qu'une analyse de sensibilité est toujours effectuée après ajustement de paramètres et avant calibration et analyses graphiques. A partir des MES et du phosphore, pour avoir l'assurance de détecter tous les paramètres influents, les analyses se sont effectuées en deux vagues, la première avec les paramètres relatifs uniquement à la variable considérée, la seconde en reconsidérant certains paramètres de débit pouvant influencer sur les variables de qualité de l'eau mais en les variant faiblement. Ces analyses de sensibilité ont pour but de ressortir les 5 types de paramètres mentionnés précédemment.

Une vérification des valeurs initiales de tous les paramètres est très importante avant toute analyse, car la méthode de variation des paramètres et les résultats d'analyse en dépendent. En effet, certains paramètres pouvant être estimés seront soit fixés et non considérés dans l'analyse, soit variés très faiblement (ex : paramètres relatifs aux caractéristiques physiques du bassin, aux propriétés des sols, profondeur de drain ou paramètres de débit déjà calés). D'autres paramètres ont des valeurs initiales nulles (ex : concentration de sédiments latéraux). Si ces derniers ne peuvent pas être estimés, ils seront variés par remplacement de valeur. Par ailleurs, la méthode de variation des paramètres est fonction de son affectation : les paramètres affectés aux URH et aux sous-bassins sont variés par pourcentage tandis que ceux affectés au bassin sont variés par remplacement de valeur.

Cette vérification des valeurs initiales est accompagnée de celle des intervalles de variation. Par exemple, étant donné que les petits bassins génèrent de plus faibles concentrations de MES, certaines fourchettes de paramètres initialement définies par SWAT ont été élargies, comme la borne inférieure du paramètre SPCON, relatif à l'entraînement des sédiments dans la rivière.

Concernant les données entrées pour la méthode LH-OAT, le nombre d'intervalles dans la méthode LH est fixé à  $m=30$  et la fraction de changement de valeur des paramètres pour OAT à  $f=0.05$ .

### 3.3.2.2 Approches de calage

Le calage du modèle hydrologique (ou calibration ou optimisation) vise l'optimisation de sa capacité prédictive en confrontant ses prédictions avec des mesures réelles acquises à l'exutoire de bassins versants de référence (Michaud et al. 2006).

Une méthode d'autocalibration multi-objective et d'analyse d'incertitude nommée ParaSol (Parameter Solution method), basée sur l'algorithme « Shuffled Complex Evolution- Uncertainty Analysis » ou SCE-UA (Duan et al. 1993) est incorporée dans SWAT 2005 (van Griensven et Bauwens 2003) (Pour plus de détails, voir l'annexe 2). L'optimisation peut être uni-objective ou multi-objective dans le cas d'une série de plusieurs fonctions-objectif. Une fonction-objectif est un indicateur de la déviation entre valeurs observées et simulées. La fonction-objectif la plus couramment utilisée avec SWAT2005 est la somme des carrés des résidus (Sum of the Squares of the Residuals ou SSQ):

$$SSQ = \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2 \quad (\text{Équation 3-4})$$

où  $n$  est le nombre de paires de données observées ( $O_i$ ) et simulées ( $S_i$ ).

Ces deux approches de calage sont effectuées avec les cinq séries de paramètres définis précédemment issus de l'analyse de sensibilité. Les étapes de calage sont présentées dans le paragraphe ci-après.

### 3.3.2.3 Étapes de calage

A chaque étape de calage des variables, pour comparer les résultats, les critères de performance journalière, moins stricts que ceux appliqués en performance mensuelle (Engel et al. 2007), ont été ajustés selon le guide d'évaluation mensuelle proposée par Moriasi et al. (2007). Chaque étape est évaluée avec deux critères, le coefficient de Nash

Sutcliffe (NS) (Nash et Sutcliffe 1970) et le pourcentage de biais (PBIAS) (Moriassi et al. 2007), définis précédemment dans le paragraphe 2.5.3.1.

La première étape dans le calage des débits consiste à ajuster le bilan en eau. Pour ce faire, la séparation de l'écoulement de base (EB) et du ruissellement de surface (RS) dans les débits observés et simulés est effectuée par le biais du filtre développé par Arnold et al. (1995) et modifié par Arnold et Allen (1999). Ce filtre est téléchargeable sur [http://www.brc.tamus.edu/swat/soft\\_baseflow.html](http://www.brc.tamus.edu/swat/soft_baseflow.html). Avec les estimations de débits de base obtenues, le ratio d'écoulement de base pour les données observées et simulées est calculé en divisant les débits de base estimés par le total des débits mesurés ou simulés. Des deux résultats donnés par le filtre, il faut choisir celui qui correspond à un ratio de ruissellement de surface de 20-30% du débit total observé.

Les critères de performance journalière pour une bonne séparation de l'écoulement de base et du ruissellement de surface sont gardés les mêmes qu'en évaluation mensuelle, étant donné que cette séparation se fait toujours sur le pas de temps annuel : la procédure de calage peut être considérée satisfaisante si la moyenne du ruissellement de surface simulé est à  $\pm 10\%$  du ruissellement de surface observé (Bracmort et al. 2006). Ensuite, la même méthodologie est appliquée pour l'ajustement de l'écoulement de base.

Une fois une bonne séparation des écoulements effectuée, le calage hydrologique se poursuit avec les autres paramètres hydrologiques, jusqu'à ce qu'on obtienne un NS journalier supérieur ou égal à 0.65. Ce critère, indicateur d'une très bonne performance mensuelle, est gardé en évaluation journalière où il indique cette fois une excellente performance journalière.

Après calage du débit, le calage des MES est débuté par le calage uni-objectif, en considérant les paramètres influant uniquement sur les MES jusqu'à obtention d'un NS minimum de 0.50, et d'un PBIAS inférieur à  $\pm 15\%$  dans la mesure du possible. Si les résultats ne sont pas satisfaisants, le calage se poursuit suivant deux options :

- calage uni-objectif en reconsidérant également les paramètres de débit influant sur les MES avec les mêmes critères de performance;

- ou calage multi-objectif avec les paramètres de MES uniquement. Avec le calage multi-objectif, les critères statistiques ont été fixés moins élevés, étant donné que le modèle optimise plusieurs variables en même temps :  $NS(Q) \geq 0.50$ ,  $NS(MES) \geq 0.40$ ,  $PBIAS(Q) \leq \pm 10\%$ ,  $PBIAS(MES) \leq \pm 15\%$ . De la même manière, si le calage avec les paramètres de MES uniquement ne donne pas entière satisfaction, des calages avec les paramètres de Q et de MES influant sur les MES sont entrepris, selon les mêmes critères de performance.

Si le modèle a atteint ses limites après avoir parcouru toutes les séries de paramètres possibles au sein de leur intervalle de variation mais que les critères de performance fixés ne sont pas encore rencontrés, alors le calage est stoppé pour les MES. Après comparaison de tous les résultats, celui qui a donné le meilleur bilan de masses interne avec les paramètres les plus réalistes sera retenu même si les critères statistiques correspondants ne sont pas les meilleurs obtenus.

Par la suite, le calage du PT se poursuit en adoptant la même méthodologie, en considérant les paramètres influant sur le PT uniquement et ceux de Q-MES-PT influant sur le PT, avec les critères de performance suivants :

- en uni-objectif :  $NS(PT) \geq 0.50$ ,  $PBIAS(PT) \leq \pm 40\%$
- en multi-objectif :  $NS(Q) \geq 0.50$ ,  $NS(MES) \geq 0.40$ ,  $NS(PT) \geq 0.30$ ,  $PBIAS(Q) \leq \pm 10\%$ ,  $PBIAS(MES) \leq \pm 15\%$ ,  $PBIAS(PT) \leq \pm 40\%$ .

Finalement, la calibration peut être jugée complète après avoir choisi la meilleure approche pour chaque variable à caler, et le modèle est validé.

Le calage par défaut est automatique mais en cas de résultats non satisfaisants ou d'irréalisme des paramètres, des ajustements manuels des paramètres appropriés sont nécessaires. Une vérification systématique des composantes internes du modèle ainsi que des paramètres optimaux est également effectuée après calage d'une variable donnée.

### 3.3.2.4 Influence des poids dans le calage multi-objectif

Par ailleurs, toujours dans le but d'améliorer la performance en calibration multi-objective, l'influence des poids assignés aux fonctions-objectif individuelles a été testée manuellement. En effet, malgré la normalisation des données, l'algorithme dans SWAT2005 optimise plus les données les plus nombreuses et les valeurs les plus élevées en ordre de grandeur dans les fichiers d'entrée, peu importe l'unité. Les données de P sont ainsi les plus défavorisées, car faibles en nombre et en ordre de grandeur, expliquant la difficulté à optimiser le P.

Étant donné que la fonctionnalité de changement des poids n'est pas opérationnelle dans SWAT2005, un essai de fixer nous-mêmes les poids en fonction des erreurs de mesure et de calculer par la suite la fonction GOC a été entrepris. De faibles poids ont été assignés aux variables ciblées moins importantes dans la stratégie de recherche de l'optimum (van Griensven et Bauwens 2003). Les erreurs de mesure prises en compte sont de 5% pour les débits, de 15% pour les MES et de 10% pour le P<sup>24</sup>.

Ainsi, notre fonction-objectif globale devient :

$$GOC = \sum_{i=1}^n \frac{1}{\sigma_i^2} SSQ_i \quad (\text{Équation 3-5})$$

avec :  $\sigma^2$  carré des erreurs de mesure et  $n$  le nombre de fonctions objectifs.

La méthodologie adoptée, schématisée dans la figure 3-10, est la suivante :  $m$  paramètres influents ont été sélectionnés après analyse de sensibilité de tous les paramètres relatifs aux débits, MES et phosphore.  $n$  estimés initiaux ont été produits avec ces  $m$  paramètres influents par le biais de l'échantillonnage hypercube latin (van Griensven 2006). Par la suite, de nombreuses calibrations multi-objectives ont été entreprises, chacune avec un maximum de 20000 simulations. La fonction GOC a été calculée en essayant différents poids et en évaluant les fonctions-objectif pour chacune des nombreuses simulations (en tout 400000 simulations ont été effectuées,  $n=20$ , 20000 essais pour chaque série d'estimés initiaux), avec les valeurs des paramètres correspondants. Après classement, la

---

<sup>24</sup> Source : Patoine M (MDDEP), Larouche W. (CEHQ), Anctil F. (Université Laval)

fonction GOC minimale est identifiée et les paramètres correspondants sont jugés optimaux pour une série de poids déterminée.

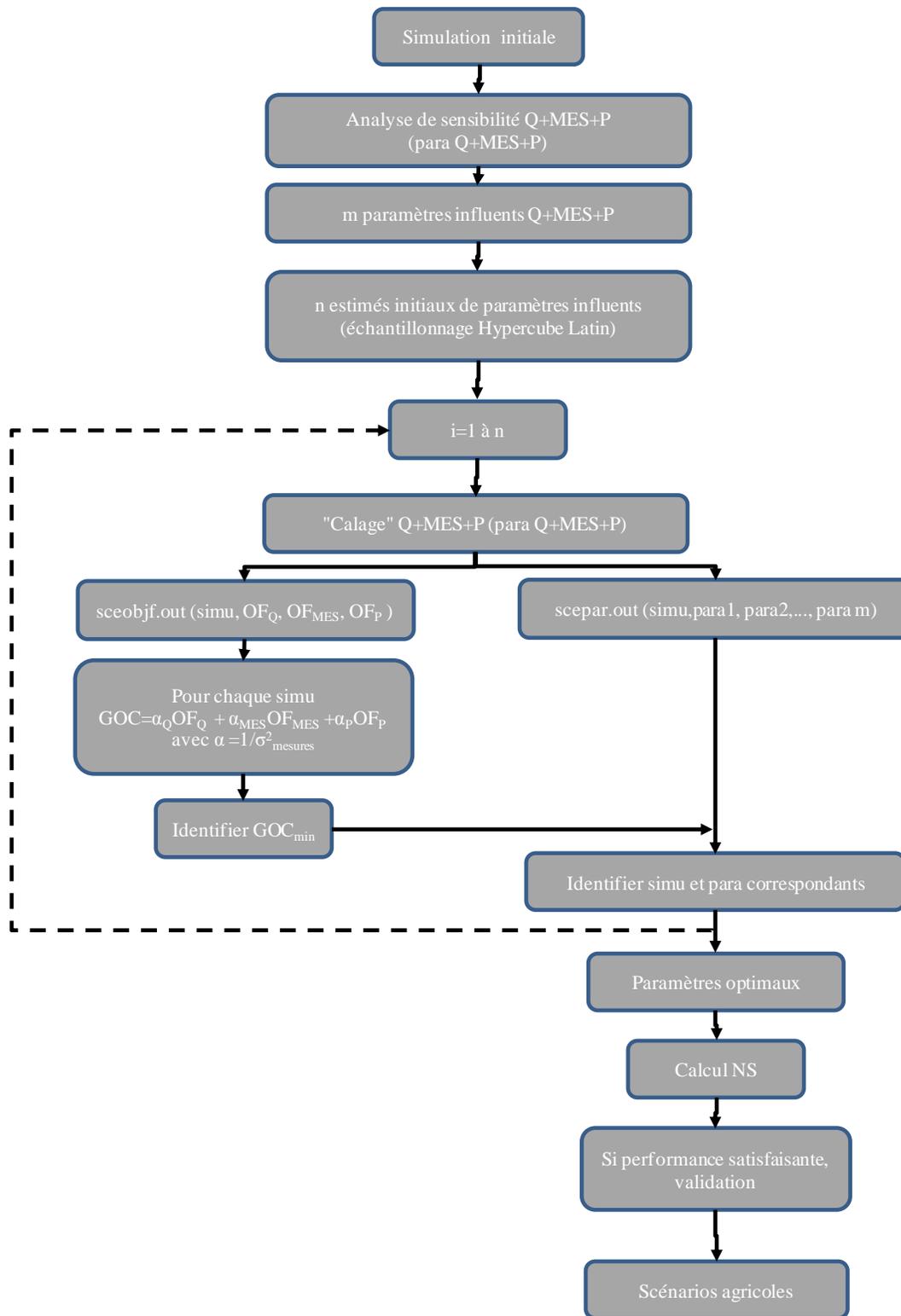


Figure 3-10 : Étapes méthodologiques de l'étude de l'influence des poids dans le calage multi-objectif

### 3.3.2.5 Validation

Une fois la performance du modèle en calage jugée satisfaisante à chaque étape, le modèle est validé, autrement dit on fait tourner le modèle avec les paramètres optimaux issus du calage en période de validation pour prédire des données observées obtenues dans une autre période. Des critères d'évaluation plus stricts sont requis en calage qu'en validation, car les valeurs des paramètres sont optimisées durant le calage, ce qui n'est pas le cas en validation, et les conditions peuvent différer de celles rencontrées en calage.

### 3.3.2.6 Modifications au code informatique

#### Modifications des seuils de calcul de débit et initialisation du P dissous dans la rivière

La concentration de P dissous est fonction des débits entrant et sortant dans le cours d'eau. Or, nous avons constaté que les seuils de calcul de ces débits sont élevés par rapport aux flux de débits générés par un petit bassin versant. Initialement, le seuil de débit entrant est de 0.01 ou de 0.001 m<sup>3</sup>/jour et celui du débit sortant de 0.01 m<sup>3</sup>/jour. Après tâtonnements, la diminution du seuil de calcul du débit sortant à 0.0001 m<sup>3</sup>/jour a permis d'améliorer la concentration de base de P simulée tout au long de l'année, notamment en période sèche. Par ailleurs, la fixation d'une valeur initiale de P dissous dans la rivière a également permis de simuler les petites concentrations de phosphore.

De plus, deux autres modifications ont été apportées dans SWAT2005.

#### Améliorations des routines de drainage

Selon les recherches d'Umuhire (2007), la quasi-inexistence d'eau dans les drains provient de l'ordre des équations de distribution de l'eau dans le sol. Dans SWAT2005, l'eau qui s'infiltré dans le sol va d'abord remplir les écoulements latéraux, ensuite l'aquifère peu profond et enfin le drainage souterrain. On a présence d'eau dans les drains si et seulement si la nappe phréatique s'élève au-dessus du niveau des drains. Or, la profondeur de l'aquifère peu profond est conditionnée par celle de la couche imperméable, qui est fixée à 6000 mm dans SWAT, alors que la profondeur du drain à Québec est située à 900 mm. Ainsi, le problème réside dans le fait que l'eau dans

l'aquifère peu profond doit combler une différence de 5000 mm avant d'atteindre les drains.

Par conséquent, l'ordre des équations de distribution d'eau dans le sol été changé. La version de SWAT2005 modifiée calcule d'abord l'écoulement aux drains, puis l'écoulement latéral et la percolation si la quantité d'eau excède la capacité au champ.

#### Modifications des routines du ruissellement

Avec la méthode des numéros de courbe de ruissellement du SCS, le ruissellement se produit lorsque l'intensité des précipitations dépasse la capacité d'infiltration du sol. Au Québec, en raison de l'intensité relativement faible des précipitations, la plus large part du ruissellement se produit plutôt lorsque le sol devient saturé, en réponse à l'accumulation de l'eau dans les portions les plus basses du relief et lors des remontées de la nappe d'eau (ruissellement à surface variable). Dans ces situations, la méthode des courbes tend généralement à surestimer le ruissellement, particulièrement en présence de drainage souterrain. Afin de limiter la part des précipitations qui ruissellent, les équations qui régissent la production du ruissellement ont été modifiées (surq\_daycn.f) (Michaud et al. 2008a).

### **3.3.2.7 Mesures d'ajustement du modèle**

Trois types d'ajustement du modèle ont été effectués, au niveau du calage des débits, des MES et du P.

#### *3.3.2.7.1 Ajustements au niveau du calage des débits*

##### **a Ajustement du bilan hydrique**

Le bilan hydrique annuel a été ajusté en partant des informations suivantes (communication personnelle Isabelle Beaudin, IRDA): Au Québec, il tombe 900 à 1200 mm de pluie par an. De cette quantité, environ la moitié (450-600 mm) part en évapotranspiration. Le débit annuel en rivière ne peut donc pas dépasser ce qui reste (1200 – 600 = 600 mm de débit). En outre, les données en bassins versants agricoles ont montré que le ruissellement de surface contribue à environ 20 à 30% du débit. Ainsi, il faut faire en sorte que SWAT modélise le moins de ruissellement possible sur les

superficies en culture. En plus des modifications dans le code informatique, le ruissellement de surface a été diminué en calculant le paramètre de rétention dans l'estimation du numéro de courbe de ruissellement de surface, en fonction de l'évapotranspiration accumulée des plantes (voir équation 2-7, paragraphe 2.4.2.1.1). Le poids utilisé pour calculer le coefficient de rétention du numéro de courbe journalier dépendant de l'évapotranspiration, *cnccoef*, a été fixé à 0.5.

Pour corriger l'évapotranspiration des plantes, des tâtonnements ont été effectués sur le facteur de compensation d'évaporation du sol (ESCO).

Quant à l'eau dans les drains, en plus des modifications des routines de drainage, le paramètre gérant l'écoulement par les craques du sol a été activé et les paramètres de drain sauf la profondeur ont été ajustés.

#### **b Ajustement de la biomasse**

La spécification des objectifs de biomasse (BIO\_TARG) et d'indice de récolte (HI\_TARG), d'indice de récolte incluant à la fois les grains et la biomasse (HIOVR) et de la fraction de biomasse enlevée par l'équipement de récolte (HARVEFF) a aidé à reproduire les biomasses et rendements de la région d'étude. De plus, les opérations suivantes ont été effectuées :

- l'ajustement des températures de croissance de la plante;
- la diminution du stress de la plante dû à l'eau et de la température en ajustant l'efficacité de l'utilisation de la radiation;
- la vérification de l'indice foliaire initial;
- et la vérification de la fertilisation et de la richesse initiale du sol.

Pour les cultures pérennes (prairie, forêt, marais non forestiers), l'ajustement a été plus focalisé sur la biomasse initiale tandis que pour les cultures non pérennes (maïs, céréales), il dépendait plus de la biomasse et de l'indice foliaire initiaux. De plus, pour simuler correctement les prairies, les unités de chaleur à prendre en compte sont celles entre chaque coupe et l'indice de récolte a été fixé de manière à ne pas enlever trop de biomasse.

### 3.3.2.7.2 Ajustements au niveau du calage des MES

L'érosion au niveau des URH est contrôlée par le coefficient de Manning dans les URH (OV\_N) et dans les cours d'eau (CH\_N1 et CH\_N2), la longueur de pente (SLSUBBSN), tandis que l'érosion au niveau du cours d'eau par les facteurs de couverture et d'érodabilité du canal CH\_COV et CH\_EROD. Ces derniers sont fixés plus faibles pour avoir moins d'érosion dans le cours d'eau. En cas de besoin, le ruissellement de surface a été encore diminué. La concentration de sédiments latéraux, LAT\_SED, dont la valeur est presque nulle, n'a pas été considérée ou a été variée très faiblement dans les calages. De plus, le facteur d'érodabilité du sol (USLE\_K) a été calculé selon la documentation théorique de SWAT (Neitsch et al. 2005).

### 3.3.2.7.3 Ajustements au niveau du calage du P

Le P soluble véhiculé souterrainement GWSOLP a été fixé nul. La solubilité du P a été ajustée: a) en fixant les valeurs des paramètres suivants : PSP, PHOSKD, P\_UPDIS et PPERCO, en b) variant plus largement le P soluble initial dans le sol SOL\_SOLP et en c) enrichissant plus les sédiments en phosphore.

## 3.4 Formulation des scénarios de gestion agroenvironnementale

A l'issue des calages de débit, de MES et de phosphore total, la connaissance des concentrations et des charges de MES et de phosphore aide à déterminer des objectifs qui ont trait à la qualité de l'eau de surface ainsi qu'à l'approvisionnement en eau à des fins municipale, agricole et industrielle.

### 3.4.1 Objectif de réduction des polluants

Pour déterminer les objectifs relatifs à la réduction des charges d'un polluant, la méthode des deltas modifiée est recommandée aux organismes de bassins versants. La réduction et le pourcentage de réduction nécessaires de la charge d'un polluant sont calculés comme suit (Gangbazo et Le Page 2005) :

$$R = CE - CTM \quad (\text{Équation 3-6})$$

$$PR = 100 * [(CE - CTM) / CE] \quad (\text{Équation 3-7})$$

où :

R est la réduction nécessaire de la charge d'un polluant;

PR est le pourcentage de réduction nécessaire de la charge d'un polluant;

CE est la charge actuelle estimée à la station de qualité de l'eau;

CTM est la charge totale maximale admissible à la station de qualité de l'eau.

Comme il est recommandé d'utiliser les concentrations journalières interpolées de polluants, la charge actuelle de P total, estimée à l'aide du logiciel Flux 5.0 (Walker 1998) sur la période de 1999 à 2002, s'élève en moyenne à 945 kg de P total/an. La charge totale maximale admissible pour le P total est le critère de qualité de 0.03 mg de P total/l<sup>25</sup> multiplié par le débit moyen annuel à la station, soit 331 kg de P total /an. D'où un effort d'assainissement nécessaire de 614 kg de P total/an, soit 65% de réduction du P total par an.

Pour atteindre cet objectif, des scénarios agroenvironnementaux sont simulés.

### **3.4.2 Ciblage des URH**

Les scénarios agroenvironnementaux sont uniquement simulés sur les cultures de maïs et de céréales, soit 150 ha ou 7% du territoire, étant donné que ce sont les parcelles qui présentent la plus grande vulnérabilité à la mobilité du phosphore (Michaud et al. 2006). Après identification par ordre décroissant des URH exportant le plus de sédiments (cf tableau 3-7), trois niveaux croissants d'implantation des pratiques agricoles et d'aménagements de conservation, soit 2%, 20% et 100% des superficies en cultures annuelles les plus vulnérables, sont retenus afin de voir l'effet sur le bilan des exportations. Les 2% correspondent aux cultures de maïs, ciblées en raison de leur sensibilité au ruissellement, à l'érosion et à leurs importants apports de P. Les caractéristiques de ces pourcentages d'URH ciblées sont résumées dans le tableau 3-8.

---

<sup>25</sup> fixé par l'OMOEE (Ontario Ministry of Environment and Energy) afin de limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières.

**Tableau 3-7: Classification des URH de cultures annuelles selon les sédiments exportés**

Sous-bassin	N°URH	URH	Sed(t/ha)	Aire(ha)	Aire(%)	% ciblé	N°URH ciblés	Aire URH ciblés (ha)
5	33	CORNBOY04	1.069	2.82	1.88	1.88	33	2.82
2	4	BARLBOY13	0.716	1.86	1.24			
2	3	BARLBOY04	0.675	1.99	1.33			
1	12	BARLBOY04	0.520	24.20	16.12	20.57	33, 4, 3, 12	30.87
4	31	BARLBOY13	0.428	94.60	63.00			
2	13	BARLBOY13	0.405	14.00	9.32			
1	14	BARLBOY07	0.242	10.70	7.13	100	33, 4, 3, 12, 31, 13, 14	150.17

\*BARL: cultures de céréale (orge), CORN: cultures de maïs, BOY04, BOY07 et BOY13 sont les types de sol.

**Tableau 3-8 : Caractéristiques des URH ciblées pour la simulation des scénarios agroenvironnementaux à des taux ciblés de 2, 20 et 100%**

		2% ciblé		20% ciblé		100% ciblé	
Aire totale (ha)		3		31		150	
Utilisation du sol	Maïs	3		3		3	
	Céréales	0		28		147	
Caractéristiques des URH		Moy	E.T.	Moy	E.T.	Moy	E.T.
	Ruissellement (mm)	129	0	110	25	110	41
	Exportation de sédiments (t/ha)	1.069	0	0.745	0.232	0.579	0.270
	Exportation de P soluble (kg/ha)	0.022	0	0.021	0.018	0.027	0.018
	Exportation de P total (kg/ha)	0.267	0	0.09	0.122	0.07	0.089
	Fertilisation minérale et organique (kgP/ha)	45.55	0	40.24	3.54	39.48	2.68
	Pente moyenne (m/m)	0.0372	0	0.0285	0.0073	0.0249	0.0070
	Facteur d'érodabilité (0,013 (tonne métrique m <sup>2</sup> h)/(m <sup>2</sup> tonne métrique cm)	0.23	0	0,205	0.05	0,173	0,053

\*Moy= moyenne, E.T : Écart-type

### 3.4.3 Méthodologie de modélisation des scénarios agricoles

La méthodologie adoptée pour modéliser l'influence de différents scénarios de pratiques agricoles et d'aménagements de conservation (PAAC), de 1999 à 2002, sur le bilan

hydrique et les exportations de sédiments et de phosphore est la suivante. Elle consiste à substituer les itinéraires techniques de gestion des sols et des cultures du scénario de référence utilisé lors des calages par de nouveaux itinéraires. Les paramètres climatiques et biophysiques du modèle ainsi que les paramètres optimaux issus du calage avec le scénario de référence ont été maintenus pour modéliser l'influence des différents scénarios agroenvironnementaux.

Le scénario de référence est caractérisé comme suit :

- épandage des engrais de ferme : 48 heures sans précipitation précédant l'épandage et le travail du sol, 45% des volumes d'engrais de ferme au printemps, 36% en post-levée et 19% à l'automne
- sans cultures de couverture ni rotation de cultures
- travail du sol : travail conventionnel, sans cultures sur résidus
- sans aménagements hydroagricoles

Ainsi, quatre types de PAAC, relatifs à différents aspects du système de production, vont être simulés : 1) les modalités d'épandage des engrais de ferme, 2) les cultures de couverture, 3) les cultures sur résidus et 4) l'aménagement hydroagricole.

Dans le but de simuler des scénarios réalistes, ces PAAC ont été inspirés des scénarios établis par Michaud et al. (2006) sur un bassin versant québécois, celui de la rivière aux Brochets. Ces quatre types de PAAC seront simulés individuellement.

#### **3.4.3.1 Modalités d'épandage des engrais de ferme**

La modélisation des scénarios de gestion des engrais de ferme consiste à faire varier le délai d'incorporation, à savoir la période de temps comprise entre l'épandage et le travail du sol. Les délais printaniers et automnaux d'incorporation des engrais du scénario de référence, fixés par l'application d'une règle de 48 heures sans précipitation précédant l'épandage et le travail du sol, se situent entre 2 à 6 jours pour la période de 1999-2002. Ces délais dans le scénario de référence ont été ramenés à moins de 24 heures pour l'ensemble des cultures annuelles. Seules les dates des apports organiques ont été modifiées, de façon à précéder le travail du sol d'une journée.

### 3.4.3.2 Cultures de couverture

La culture de couverture, ensemencée juste après la récolte de la culture principale, protège le sol de l'érosion (hydrique et éolienne) et sert d'engrais vert par son enfouissement. La présence d'une culture de couverture améliore aussi la qualité de l'eau de surface en captant l'eau de ruissellement tout en réduisant les risques de contamination des eaux de surface par les herbicides. Les cultures intercalaires, elles, croissent en même temps que la culture principale (Martel et al. 2006).

Les scénarios de cultures de couverture consistent en une conversion des superficies en cultures annuelles aux pratiques suivantes : 1) l'implantation de légumineuses et graminées fourragères pérennes, 2) la culture de céréales à paille associée à un trèfle rouge intercalé et 3) la culture de céréales à paille suivie d'une couverture de crucifères implantées à la dérobée.

Alors que le scénario de référence épand 45% des volumes d'engrais de ferme au printemps, 36% en post-levée et 19% à l'automne, l'épandage du scénario de cultures de couverture est plutôt centré sur une application en pré-semis (55% des apports) et après la récolte des céréales à paille en août. Pour la prairie, la pratique d'épandage du scénario de référence est appliquée, soit trois épandages suivant les coupes de foin. Par ailleurs, le coefficient de rugosité de Manning (OV\_N), le numéro de courbe (CN) et les paramètres de couverture des cultures ont été ajustés, en se basant sur l'expérience de l'IRDA sur la modélisation des débits et des dynamiques de la pollution diffuse avec SWAT sur le bassin de la rivière aux Brochets, un bassin agricole québécois (Michaud et al. 2006).

### 3.4.3.3 Cultures sur résidus

En tenant compte du groupe hydrologique de sol et du type de culture, trois pratiques de cultures sur résidus ont été appliquées aux différentes cultures annuelles ; 1) un travail réduit du sol comportant un déchaumage primaire à l'automne, 2) un travail réduit du sol comportant un déchaumage printanier et 3) le semis direct, ne comportant aucun travail du sol autre que l'enfouissement de l'engrais de ferme en post-levée des cultures.

De nouveaux outils de travail du sol ont été considérés, imposant des changements dans la profondeur du travail et dans le coefficient de mixage de la couche de sol travaillée, affectant ainsi la distribution du P dans la couche arable.

Le numéro de courbe de ruissellement (CN2), le coefficient de rugosité de Manning du sol (OV\_N) et le facteur de couverture des cultures (USLE\_C) sont les paramètres dans SWAT qui régissent la gestion des résidus (Arabi et al. 2008). Ainsi, OV\_N a été ajusté de façon à refléter l'état des surfaces non labourées et la présence de résidus, en se basant également sur les recommandations de l'IRDA. Le modèle actualise journalièrement les numéros de courbe (CN2) et le facteur de couverture des cultures (USLE\_C) en fonction de la croissance des plantes. Le tableau 3-9 résume les caractéristiques des pratiques culturales associées au scénario de référence et à ceux des cultures sur résidus.

**Tableau 3-9 : Caractéristiques des pratiques culturales associées au scénario de référence et à ceux des cultures sur résidus**

Scénarios	Cultures	Groupe hydrologique	Travail de printemps	Travail d'automne	Manning	Application de fumier
Référence		Tous	Cultivateur	Charrue à versoir	0,15	45% printemps
						39% été
						19% automne
Travail réduit	Maïs	A, B	Semis direct	Aucun	0,325	100% été
		C	Herse à disques	Aucun	0,32	55% printemps
	Céréales	A, B	Semis direct	Aucun	0,22	100% été
		C	Herse à disques	Aucun	0,21	55% printemps

### 3.4.3.4 Aménagement hydroagricole

Les aménagements hydroagricoles proposés sont les bandes riveraines et les structures de contrôle du ruissellement comme les fossés avaloir. La simulation des effets de ces aménagements hydroagricoles a été calculée de façon empirique à partir des coefficients d'efficacité de piégeage (CEP). L'attribution d'une efficacité de piégeage à une URH donnée a pour effet d'atténuer l'exportation journalière de sédiments ou de phosphore transmise au réseau hydrographique du modèle. Pour évaluer ces CEP, les valeurs proposées par Michaud et al. (2006) dans le cadre de l'étude du bassin versant expérimental du Ruisseau au castor ont été prises. Ainsi, le coefficient d'efficacité de piégeage global, estimé à 25% à l'échelle de bassin versant, a été fractionné en deux composantes, soit 9% pour les bandes riveraines aménagées en bordure du cours d'eau et

16% pour les fossés-avaloir. Ces CEP n'ont été appliqués qu'à la fraction particulaire du phosphore exporté de l'URH.

## **4. RÉSULTATS**

Le quatrième chapitre traite le deuxième objectif de cette thèse, en appliquant notre nouvelle méthodologie à une étude de cas de petit bassin versant au Québec. Ainsi, les résultats de modélisation des débits, des MES et du P total y seront récapitulés et discutés. Mais en premier lieu, SWAT étant un modèle fortement paramétré, les paramètres pris en compte lors des calages seront présentés. Par la suite, les deux approches de calage vont être comparées du point de vue bilan de masses et performance du modèle. Un point important qui est également abordé dans ce chapitre concerne les résultats de changement manuel des poids affectés aux variables dans le calage multi-objectif. Finalement, les résultats retenus dans le calage des débits, des MES et du P total après application de notre méthodologie seront présentés.

### **4.1 Analyse de sensibilité**

#### **4.1.1 Résultats**

Les résultats des analyses de sensibilité pour les débits, les MES et le phosphore total sont schématisés dans les figures 4-1 à 4-5 tandis que le tableau 4-1 résume les 5 types de paramètres issus de l'analyse de sensibilité, à savoir :

- les paramètres influant sur les débits uniquement;
- les paramètres influant sur les MES uniquement;
- les paramètres influant sur le PT uniquement;
- les paramètres de Q et de MES influant sur les MES;
- et les paramètres de Q, MES et PT influant sur le PT.

Le tableau 4-1 regroupe les paramètres selon leur influence commune sur les variables et les classe suivant l'analyse de sensibilité des débits, des MES et du P total. Les paramètres dans les figures sont rangés par ordre décroissant d'influence, par exemple, le paramètre classé n°01 est le plus influent. Les paramètres ne comportant pas de barres ont

été considérés dans l'analyse mais se sont avérés non influents, autrement dit la moyenne des effets partiels du changement du paramètre sur les prévisions du modèle ( $S_{i,j}$  décrite dans l'équation A2-1 de l'annexe 2) est nulle. Le nombre total de décimales prises en compte par SWAT n'est pas affiché dans le fichier de sortie des analyses de sensibilité mais les résultats de nos analyses ont révélé que SWAT considère comme non influents les paramètres dont  $S_{i,j} \leq 10^{-5}$ .

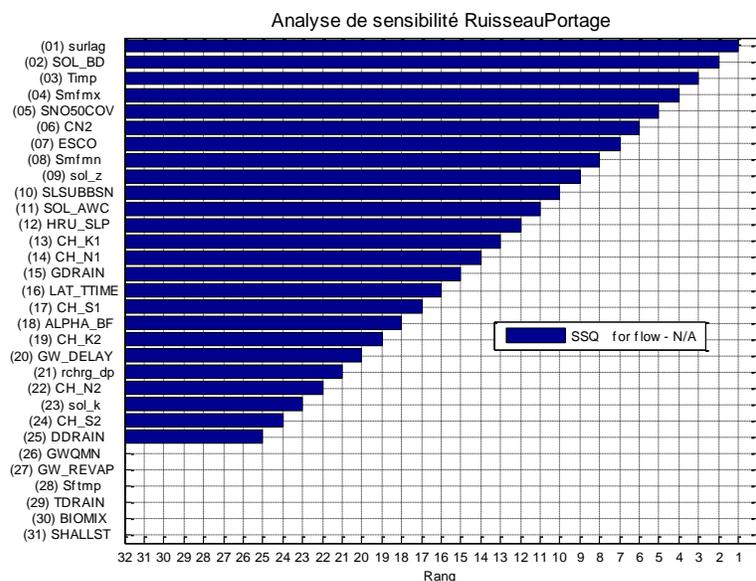


Figure 4-1 : Paramètres influant sur les débits uniquement (31 paramètres)

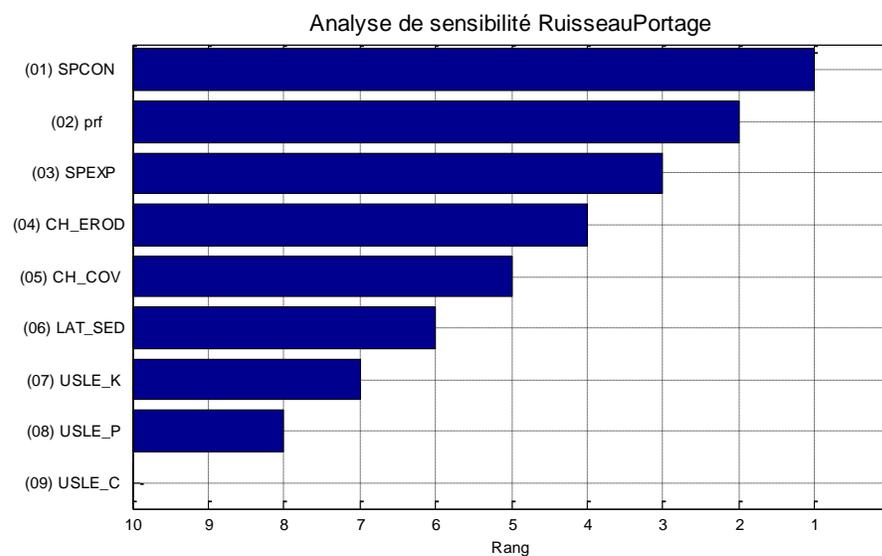


Figure 4-2 : Paramètres influant sur les MES uniquement (9 paramètres)

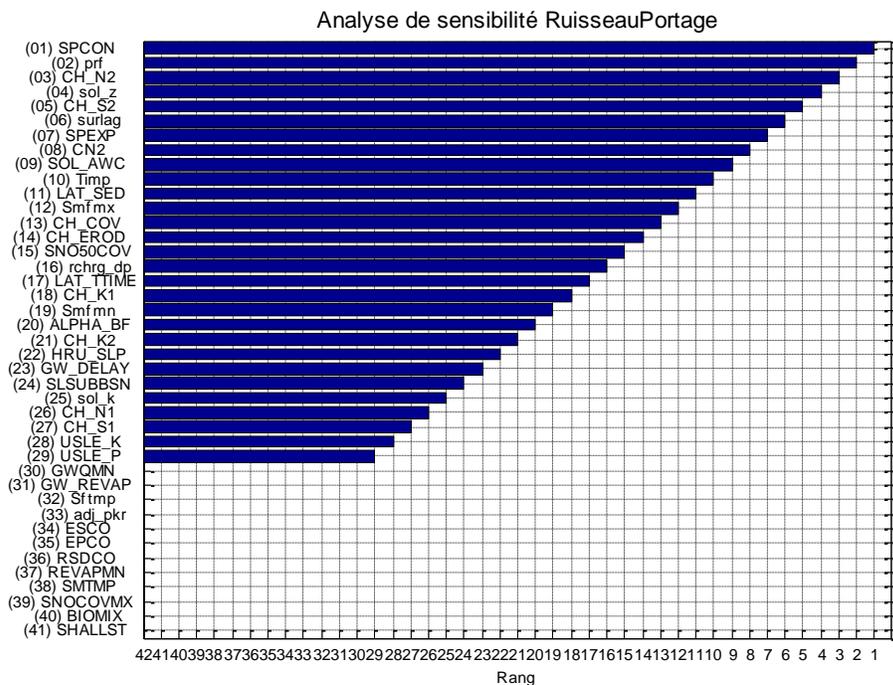


Figure 4-3 : Paramètres de Q et de MES influant sur les MES (41 paramètres)

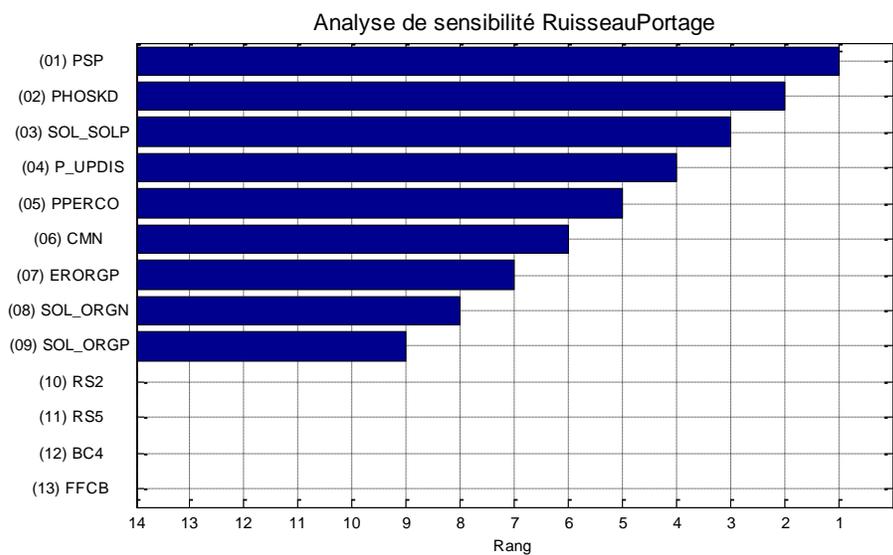
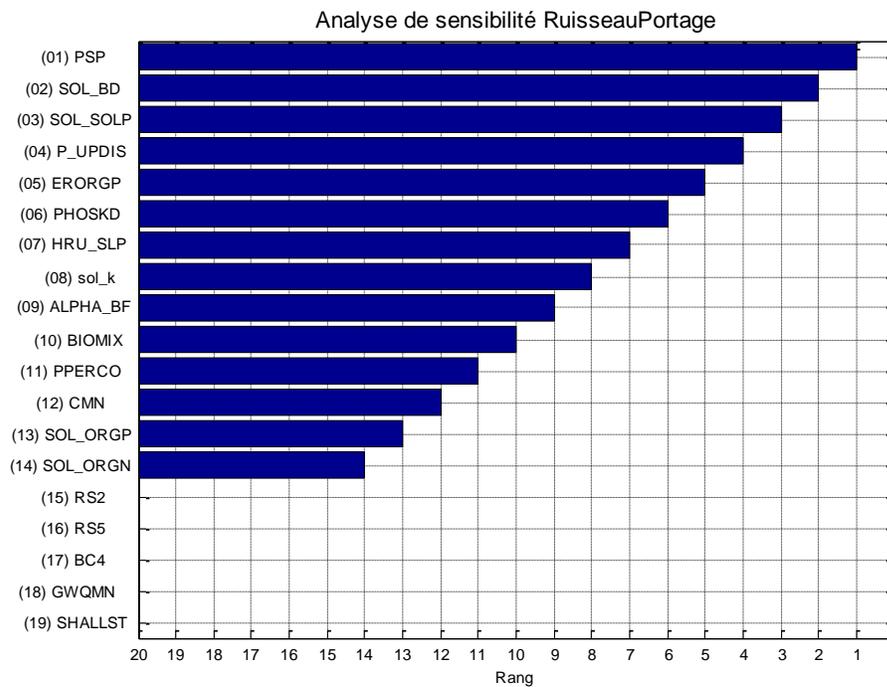


Figure 4-4 : Paramètres influant sur le PT uniquement (13 paramètres)



**Figure 4-5 : Paramètres de Q, MES et PT influant sur le PT (19 paramètres)**

Tableau 4-1: Récapitulatif des paramètres influents pour les débits, les MES et le phosphore

Variables	Paramètres influents	Min	Max	Rang selon Q	Rang selon MES	Rang selon Ptot
<b>Débits, MES, Ptot</b>	ALPHA_BF	0.001	1	18	20	9
	HRU_SLP	0.00001	0.6	12	22	7
	SOL_BD	1.1	2.5	2	pas considéré	2
	SOL_K	0.001	500	23	25	8
<b>Débits et MES</b>	TIMP	0.01	1	3	10	pas considéré
	SURLAG	0	4000	1	6	pas considéré
	SMFMX	0	10	4	12	pas considéré
	SMFMN	0	10	8	19	pas considéré
	SNO50COV	0	1	5	15	pas considéré
	RCHRG_DP	0.001	1	21	16	pas considéré
	GW_DELAY	0.001	365	20	23	pas considéré
	SLSUBBSN	10	150	10	24	pas considéré
	LAT_TTIME	0	180	16	17	pas considéré
	CN2	30	98	6	8	pas considéré
	SOL_Z	1	5000	9	4	pas considéré
	SOL_AWC	0.001	1	11	9	pas considéré
	CH_K2	-0.01	150	19	21	pas considéré
	CH_S2	0	1	24	5	pas considéré
	CH_N2	0.001	0.5	22	3	pas considéré
	CH_K1	0	150	13	18	pas considéré
CH_S1	0.0001	10	17	27	pas considéré	
CH_N1	0.01	30	14	26	pas considéré	
<b>Débits seulement</b>	GDRAIN	0	100	15	pas considéré	pas considéré
	DDRAIN	900	1100	25	pas considéré	pas considéré
	ESCO	0	1	7	pas considéré	pas considéré
<b>MES seulement</b>	SPCON	0.000005	0.01	pas considéré	1	pas considéré
	PRF	0	2	pas considéré	2	pas considéré
	SPEXP	0	1.5	pas considéré	7	pas considéré
	LAT_SED	0	10	pas considéré	11	pas considéré
	USLE_P	0.1	1	pas considéré	29	pas considéré
	USLE_K	0	0.65	pas considéré	28	pas considéré
	CH_COV	-0.001	1	pas considéré	13	pas considéré
	CH_EROD	-0.05	1	pas considéré	14	pas considéré
<b>Ptot seulement</b>	PSP	0.4	0.01	pas considéré	pas considéré	1
	CMN	0.001	0.003	pas considéré	pas considéré	12
	PPERCO	10	10	pas considéré	pas considéré	11
	PHOSKD	175	100	pas considéré	pas considéré	6
	P_UPDIS (UBP)	20	0	pas considéré	pas considéré	4
	SOL_ORGN	0	10000	pas considéré	pas considéré	14
	SOL_SOLP	0	100	pas considéré	pas considéré	3
	SOL_ORGP	0	4000	pas considéré	pas considéré	13
	ERORGP	0	5	pas considéré	pas considéré	5
BIOMIX	0	1	considéré mais non influent	considéré mais non influent	10	

## 4.1.2 Interprétation et conclusions

### 4.1.2.1 Débits

Les résultats d'analyse de sensibilité sur les débits (cf figure 4-1) montrent que :

1. Sur 31 paramètres considérés, 25 se sont avérés influents.
2. Les 10 premiers paramètres influents sont relatifs au ruissellement de surface (SURLAG, CN2), à la pente du bassin (SLSUBBSN), à la neige (SMFMX, TIMP, SNO50COV, SMFMN), au sol (masse volumique de l'humidité du sol SOL\_BD, profondeur SOL\_Z) et le facteur de compensation d'évaporation du sol ESCO. Ces paramètres régissent surtout la fraction de l'écoulement contribuant au ruissellement de surface, démontrant que même après l'ajustement pré-calage du ruissellement de surface, ce dernier peut encore fluctuer considérablement durant le calage. La plupart des paramètres concernant l'écoulement souterrain (RCHRG\_DP, ALPHA\_BF, GW\_DELAY), latéral (LAT\_TIME) et les drains (GDRAIN) viennent par la suite, confirmant encore l'importance de caler en premier lieu le ruissellement de surface.
3. Pour réguler le drainage, le temps de réponse du drain souterrain (GDRAIN) est le plus important.
4. Les paramètres physiques des canaux (pente, conductivité hydraulique et coefficient de Manning) ne sont pas à négliger car ils contrôlent également le ruissellement de surface. Ceux relatifs aux canaux tributaires (CH\_K1, CH\_N1, CH\_S1) se sont révélés plus influents que ceux relatifs au canal principal (CH\_K2, CH\_N2, CH\_S2).

### 4.1.2.2 MES

Les résultats d'analyse de sensibilité sur les MES (cf figures 4-2 et 4-3) montrent que :

1. Avec uniquement les paramètres de MES, 8 paramètres sont influents tandis que ce nombre grimpe à 29 en reconsidérant les paramètres de débit. Cela démontre encore l'importance des paramètres de débit sur les MES même s'ils ont été calés. Ces paramètres de débit sont les suivants : les paramètres de ruissellement (CN2, SURLAG), d'écoulement souterrain (RCHRG\_DP, ALPHA\_BF, GW\_DELAY), d'écoulement latéral (LAT\_TTIME), de neige (SMFMX, TIMP, SNO50COV,

SMFMN), de sol (SOL\_AWC, SOL\_Z, SOL\_K), de pente (SLSUBBSN, HRU\_SLP) et les caractéristiques des canaux (CH\_K2, CH\_S2, CH\_N2, CH\_N1, CH\_K1). Comme ces paramètres de débit vont encore influencer sur le bilan hydrique, les calages avec ces deux séries de paramètres vont déterminer s'ils valent la peine d'être reconsidérés pour améliorer les résultats.

2. Avec uniquement les paramètres de MES, le processus de transport des sédiments dans le cours d'eau (SPCON, PRF, SPEXP, CH\_EROD, CH\_COV) prime par rapport à celui dans le bassin (LAT\_SED, USLE\_K, USLE\_P). Cette constatation confirme le fait que le site du Ruisseau du Portage est le site le moins érosif du bassin versant Boyer avec un faible pourcentage de cultures érosives, comme l'affirme la littérature (Mabit et al. 2007).

#### 4.1.2.3 Phosphore

Les résultats d'analyse de sensibilité sur le phosphore (cf figures 4-4 et 4-5) montrent que :

1. 9 sur 13 paramètres relatifs uniquement au P sont les plus influents. Ils sont relatifs aux processus du phosphore dans le sol, notamment le coefficient de sorption du phosphore (PSP), le coefficient de partitionnement du phosphore dans le sol (PHOSKD), la concentration de phosphore soluble dans la couche de sol (SOL\_SOLP), la distribution du phosphore dans le sol (P\_UPDIS), le coefficient de percolation du phosphore (PPERCO), le taux de minéralisation de l'humus de l'azote organique actif (CMN), le taux d'enrichissement du sol en P organique (ERORGP). Ces paramètres peuvent servir à contrôler la solubilité du P. Quant aux teneurs initiales en azote organique (SOL\_ORGN) et en phosphore organique (SOL\_ORGP) dans le sol, elles se sont révélées importantes mais à moindre mesure. SOL\_ORGN détermine la concentration du P organique humique dans le sol SOL\_ORGP (Neitsch et al. 2005).
2. Les paramètres afférents aux processus de transformation du P dans la rivière ne sont pas influents (le taux de déposition du phosphore organique dans le cours d'eau (RS5), le taux de source de benthos pour le phosphore dissous (RS2), le taux de minéralisation du P organique en P dissous (BC4)). Ceci confirme la

- conclusion tirée dans d'autres applications de SWAT, où les processus de transformation dans la rivière ne sont pas significatifs par rapport aux processus terrestres à cause de la petite taille du bassin versant ( $< 100\text{km}^2$ ) (Chu et al. 2004).
3. Les paramètres relatifs à l'écoulement souterrain (SOL\_BD, SOL\_K et ALPHA\_BF) et la pente de l'URH (HRU\_SLP) se sont également avérés influents car ils permettent d'augmenter le P soluble véhiculé souterrainement en absence de ruissellement.

## **4.2 Calage uni-objectif vs multi-objectif**

Les résultats du présent paragraphe sont ceux qui permettent de mieux comparer les deux approches de calage, en suivant la méthodologie définie dans la figure 3-8, du point de vue bilan de masses et performance du modèle. Par la suite, le paragraphe 4.3 va exposer plus en détail les résultats finaux retenus. D'anciens résultats obtenus avec des périodes de calage, de validation et des jeux de paramètres différents ont également fait l'objet d'un article (Rasolomanana et al. 2012), joint en annexe 4.

### **4.2.1 Bilan de masses**

Parmi les composantes d'un bilan de masses, le ruissellement de surface, l'écoulement de base, l'exportation de sédiments et de phosphore sont considérés comme très importants dans le calage des débits, des MES et du phosphore total. Les composantes hydrologiques internes sont débalancées quand leur pourcentage de biais par rapport aux données de référence excède les critères d'évaluation définis précédemment dans la figure 3-8. Comme référence, rappelons que les données de ruissellement de surface et d'écoulement de base ont été obtenues grâce au programme de séparation des hydrogrammes et les charges de sédiments et de phosphore ont été estimées par le biais du logiciel Flux 5.0 (Walker 1998).

Le bilan annuel de masses pour l'ensemble du bassin versant peut être consulté dans le fichier de sortie de SWAT output.std tandis que le bilan dans chaque URH peut l'être dans le fichier output.hru. Si l'on se limite du point de vue performance et résultats graphiques de simulation du modèle, de très bonnes performances voire excellentes

peuvent être obtenues avec les deux approches de calage. Les résultats qui s’y rapportent sont présentés dans le tableau 4-3a et illustrés par les figures 4-8. Mais si l’on entre en profondeur dans les composantes internes du modèle, malgré le pré-ajustement du ruissellement de surface et de l’écoulement de base, le bilan annuel de masses pour l’ensemble du bassin peut changer. Deux cas se sont présentés : a) un bilan qui semble correct avec des biais satisfaisant les critères de bonne performance pour l’ensemble du bassin mais incorrect une fois à l’intérieur de certaines URH et b) un bilan complètement débalancé sur l’ensemble du bassin qui s’est répercuté dans les URH.

Dans la plupart des cas, dans les deux approches de calage et sur l’ensemble du bassin, une surestimation du ruissellement de surface entraînant une diminution de l’écoulement de base, une surexportation de sédiments, une sous-estimation du P soluble et une surestimation du P total, ont été remarquées (cf figure 4-6a). Et à l’intérieur de chaque URH, un exemple de bilan de masses déséquilibré est présenté dans la figure 4-7a : minimum de ruissellement de surface et pas d’exportation de sédiments et de phosphore pour une culture très érosive comme le maïs, maximum de ruissellement pour des zones peu érosives comme les forêts, le ruissellement dans les prairies excède celui dans les champs de céréales et de maïs, valeur trop élevée de ruissellement dans les marais, faible exportation de sédiments pour les céréales, trop grande exportation de sédiments pour les marais, P soluble et total trop élevé dans les prairies.

Dans les deux approches de calage, les principales causes de ce déséquilibre du bilan sont les suivantes :

1. Augmentation des paramètres régissant le ruissellement de surface par l’algorithme

Dans le cas des calages multi-objectifs où des paramètres de débit entrent encore en jeu, même si la performance des débits est gardée, cette surestimation du ruissellement de surface est due au fait que l’algorithme cherche à augmenter les MES. Ainsi, il augmente autant que possible le numéro de courbe de ruissellement CN2, le temps de réponse dû au ruissellement de surface SURLAG,

les paramètres relatifs à la neige (SMFMX, SMFMN, TIMP) et diminue le paramètre relatif à l'écoulement souterrain GW\_DELAY. Les paramètres régissant les pentes HRU\_SLP et SLSUBBSN sont également augmentés, ainsi que la teneur en eau du sol pour minimiser l'infiltration dans le sol.

Dans les cas où les paramètres de débit n'ont plus été touchés lors des calages, ce même déséquilibre du bilan de masses a été étonnamment noté. Par exemple, avec les paramètres de MES uniquement, toujours afin d'augmenter les MES, à défaut de chercher le ruissellement avec les paramètres de débit, l'algorithme a augmenté la pente CH\_S et le coefficient de Manning CH\_N des canaux et diminué leur perméabilité CH\_K.

Parmi toutes les composantes du bilan hydrique, le ruissellement de surface est le plus important. S'il est mal simulé, cela se répercute sur les autres composantes et cause le déséquilibre du bilan de masses et une perte de performance des débits dans le cas du calage uni-objectif.

## 2. Mauvaises valeurs des paramètres

De mauvaises valeurs du CN2 et des caractéristiques physiques des canaux tributaires (pente CH\_S, perméabilité CH\_K, rugosité CH\_N, longueur de pente SLSUBBSN trop grande) peuvent également déséquilibrer le bilan de masses dans les URH. Pour les sédiments, la fixation d'une même valeur de LAT\_SED, même faible, dans toutes les URH augmente considérablement les sédiments exportés. Quant au P, un manque d'enrichissement des sédiments en phosphore et de mauvaises valeurs des paramètres régissant la solubilisation du P causent le déséquilibre dans le bilan du phosphore.

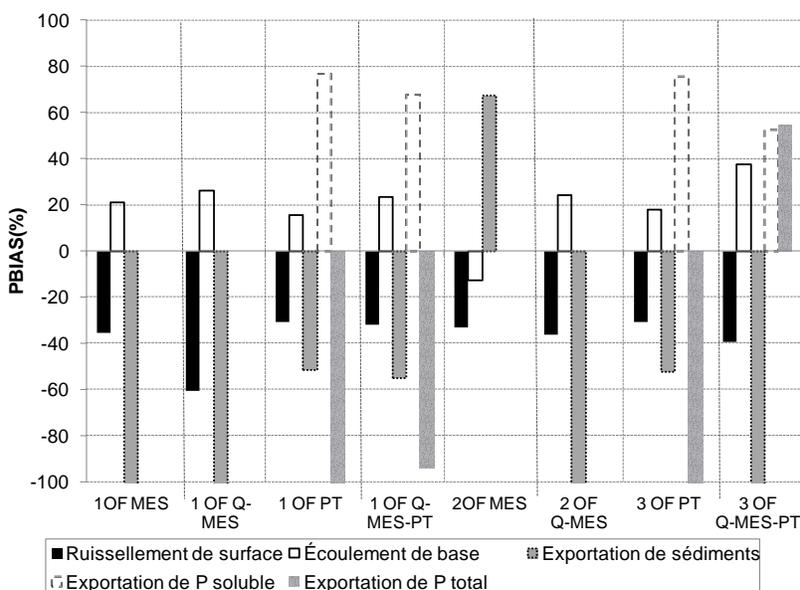
## 3. Biomasse incorrecte

Une biomasse mal simulée, notamment celle des forêts que SWAT a du mal à modéliser dans la version 2005, débalance également les composantes internes. Au cours des simulations, malgré une biomasse initiale élevée, cette biomasse

tombe en hiver avec la dormance et a du mal à être régénérée l'année suivante, en commençant par un indice foliaire nul. Comme la forêt ne peut pas être coupée et replantée de nouveau, la biomasse des forêts est très sous-estimée dans SWAT2005.

Par conséquent, pour des résultats corrects aussi bien à l'externe qu'à l'interne, des ajustements manuels réalistes de certains paramètres ont été entrepris : faible changement par pourcentage des paramètres relatifs aux caractéristiques physiques des canaux, correction des paramètres de ruissellement pour les URH par CN2, RCHRG\_DP et ESCO, fixation de la longueur des pentes des URH SLSUBBSN, fixation du paramètre de drain DDRAIN, faible variation de LAT\_SED pour les URH à cultures saisonnières seulement. Pour un meilleur ajustement du P soluble, 5 paramètres ont été fixés : PHOSKD, PSP, PPERCO, P\_UPDIS et CMN (description en annexe 1). Malheureusement, l'exportation de P total n'a pas pu être ajustée, à cause des mauvaises performances obtenues après calage. Les nouveaux résultats sont présentés par les figures 4-6b, 4-7b ainsi que le tableau 4-2.

a)



b)

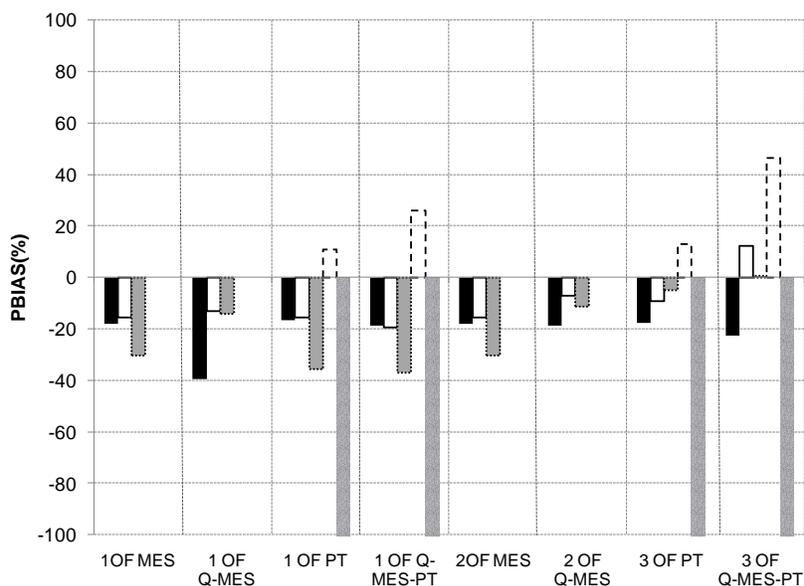
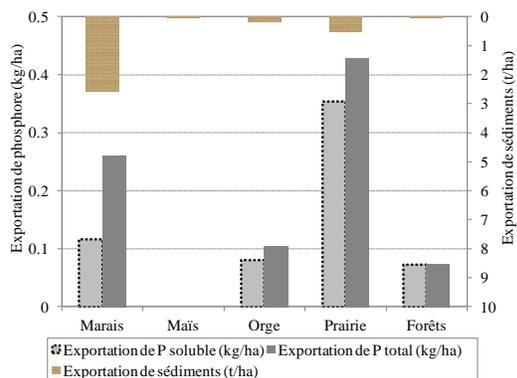
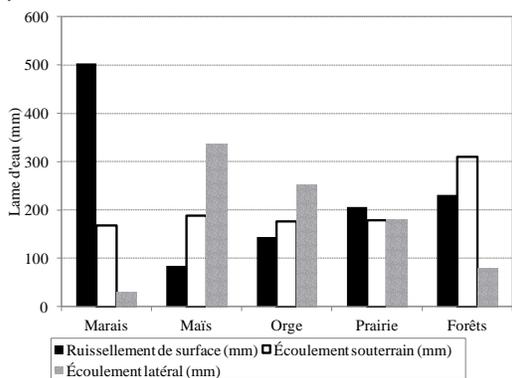


Figure 4-6 : Bilan de masses pour tout le bassin: a) avant ajustement; b) après ajustement

a)



b)

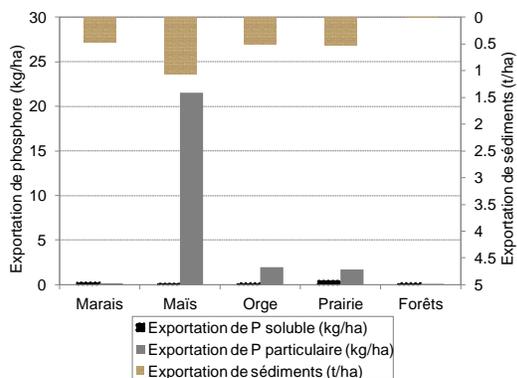
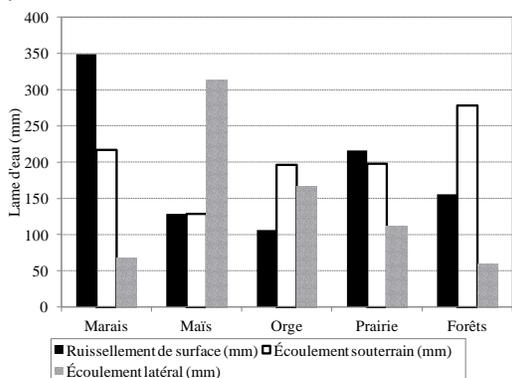


Figure 4-7 : Exemple de moyenne des composantes du bilan hydrique pour les 33 URH, cas de 3OF 9 paramètres PT : a) avant ajustement; b) après ajustement

## 4.2.2 Performance du modèle

Le tableau 4-2 compare quelques résultats significatifs, obtenus après calage uni-objectif et multi-objectif, avant et après ajustement du bilan de masses interne.

**Tableau 4-2 : Comparaison des résultats obtenus après calage uni-objectif et multi-objectif, avec différentes combinaisons de paramètres et de fonctions-objectif**

	Référence	Optimisation uni-objective				Optimisation multi-objective			
<b>Fonction-objectif</b>		MES	MES	PT	PT	Q-MES	Q-MES	Q-MES-PT	Q-MES-PT
<b>Paramètres influents</b>		MES	Q-MES	PT	Q-MES-PT	MES	Q-MES	PT	Q-MES-PT
<b>a) Avant ajustement du bilan de masses</b>									
<b>Nombre de paramètres</b>		8	24	9	14	8	24	9	14
<b>NS*(Q)</b>	≥ 0.50	0.69	0.20	0.55	0.57	0.69	0.75	0.68	0.74
<b>NS*(MES)</b>	≥ 0.40	0.13	0.27	0.11	0.10	0.18	0.22	0.12	0.12
<b>NS*(PT)</b>	≥ 0.30			-0.35	-0.29			-0.35	-0.33
<b>PBIAS*(Q)(%)</b>	≤ ± 10%	22.45	10.92	22.31	22.00	3.86	8.45	21.91	16.39
<b>PBIAS*(MES)(%)</b>	≤ ± 15%	25.39	11.18	12.01	10.77	15.78	6.86	11.71	-0.55
<b>PBIAS*(PT)(%)</b>	≤ ± 40%			38.49	33.70			37.15	20.01
<b>b) Après ajustement du bilan de masses</b>									
<b>Nombre de paramètres</b>		8	24	9	14	8	24	9	14
<b>NS*(Q)</b>	≥ 0.50	0.64	0.34	0.62	0.39	0.64	0.72	0.65	0.69
<b>NS*(MES)</b>	≥ 0.40	0.17	0.28	0.14	0.11	0.17	0.20	0.19	0.21
<b>NS*(PT)</b>	≥ 0.30			-0.33	-0.36			-0.56	-0.48
<b>PBIAS*(Q)(%)</b>	≤ ± 10%	6.66	9.19	7.21	4.48	6.66	0.24	1.41	-4.30
<b>PBIAS*(MES)(%)</b>	≤ ± 15%	2.37	4.10	0.37	8.78	2.37	7.18	5.34	-4.78
<b>PBIAS*(PT)(%)</b>	≤ ± 40%			43.27	48.48			53.58	67.46

\*NS: Coefficient de Nash Sutcliffe ; PBIAS: Pourcentage de Biais

Dans le cas d'optimisation uni-objective, les MES ont été calées en premier lieu et par la suite le phosphore total (PT), correspondant ainsi à une fonction-objectif pour les MES et une pour le PT. En optimisation multi-objective, les débits et les MES ont d'abord été calés ensemble avant de caler simultanément les débits, les MES et PT, expliquant les deux séries de fonctions-objectif, Q-MES et Q-MES-PT.

4 types de paramètres ont été comparés avec les deux approches de calage :

- les paramètres influant sur les MES uniquement (8 paramètres);
- les paramètres influant sur les Q et les MES (24 paramètres ont été considérés);
- les paramètres influant sur le PT uniquement (9 paramètres);
- les paramètres influant sur les Q, MES et PT (14 paramètres ont été considérés).

Dans les deux approches de calage, avant et après ajustement du bilan de masses, les coefficients de Nash-Sutcliffe NS et les pourcentages de biais PBIAS ont été calculés et

évalués selon les critères de performance établis comme références (2<sup>e</sup> colonne du tableau 4-2).

Ceci étant, les paragraphes ci-après présentent l'incidence sur la performance : (i) du bilan de masses, (ii) de l'approche de calage et (iii) des paramètres considérés.

#### **4.2.2.1 Performance et bilan de masses**

D'une part, l'ajustement du bilan de masses a amélioré la performance du modèle, notamment celle du débit. C'est le cas du calage uni-objectif avec les paramètres de Q-MES (colonne 4 du tableau 4-2) où le NS est passé de 0.20 à 0.34. Par contre, cela n'a pas changé la performance des MES (0.27-0.28).

D'autre part, même si théoriquement, un bilan correct sur l'ensemble du bassin et au niveau des URH devrait donner de meilleures performances, cela n'est pas souvent le cas. En effet, fixer certaines valeurs de paramètres ou les intervalles de variation des paramètres pour ajuster les composantes internes peut déranger le modèle dans sa recherche de l'optimum. A l'exception du cas mentionné plus haut, l'ajustement du bilan a détérioré un peu la performance des débits au profit de celle des MES. Cela peut s'expliquer par le fait que la recherche de l'optimum pour les débits a été plafonnée avec des intervalles de variation plus restreints. Par contre, la performance des calages des MES est meilleure à cause d'une meilleure estimation du bilan hydrique.

Pour le phosphore, les résultats ne se sont pas améliorés après ajustement du bilan. Néanmoins, même si la performance obtenue est moins bonne, l'ajustement du bilan de masses a conduit à des résultats plus réalistes.

Avec les deux approches de calage, l'ajustement du bilan de masses au niveau du bassin et des URH a conduit aux résultats suivants:

- En considérant les paramètres influant uniquement sur les MES ou le P total, les deux approches de calage ont donné la même performance étant donné que les paramètres de débit n'ont plus été touchés.
- En considérant tous les paramètres influant sur la variable, la performance du phosphore s'est détériorée considérablement mais découle de composantes

hydrologiques internes réalistes. En effet, pour un meilleur bilan de masses, de nombreux paramètres ont dû être fixés et SWAT n'a plus été capable d'optimiser le phosphore total. Le calage avec les paramètres influant uniquement sur le P total a donné un meilleur bilan des masses aussi bien sur l'ensemble du bassin que dans les URH après ajustement (cf figure 4-7b).

#### **4.2.2.2 Performance et approches de calage**

Côté approche de calage, comme le tableau 4-2 le montre, les critères de performance sont en général meilleurs en multi-objectif qu'en uni-objectif, après ajustement du bilan de masses, tous types de paramètres confondus: des NS plus élevés et des PBIAS plus faibles, aussi bien en calibration qu'en validation.

#### **4.2.2.3 Performance et paramètres considérés**

Après l'ajustement des composantes internes du modèle et l'approche de calage, le type de paramètres à caler est également très important. En plus du tableau 4-2, les figures 4-8 avant ajustement du bilan de masses, ont permis de mettre en évidence les performances obtenues selon le type de paramètres considérés lors des calages.

D'une part, en calage uni-objectif, avec les paramètres influant uniquement sur la variable à caler, les performances obtenues sont limitées à un certain seuil. Par exemple, pour le calage des MES, les paramètres influant seulement sur les MES ont conduit à un NS(MES) de 0.13 avant l'ajustement du bilan de masses et de 0.17 après (colonne 3 du tableau 4-2). Par contre, en reconsidérant les paramètres de débit influant dans le calage des MES (colonne 4 du tableau 4-2), la performance des MES a été nettement améliorée (figure 4-8d) (NS(MES) respectivement 0.27 et 0.28 avant et après ajustement et des biais inférieurs à 15%), au détriment de la performance des débits : le NS(Q) a chuté de moitié en allant de 0.69 à 0.20 (figure 4-8a). Après ajustement du bilan de masses, le NS (Q) s'est détérioré à 0.34. Malgré cette perte de performance, de faibles biais inférieurs à 15% ont été produits.

D'autre part, ces calages ont été entrepris en mode multi-objectif avec les mêmes séries de paramètres influents. Avec seulement les paramètres influant sur les MES, les

performances des débits en uni-objectif et multi-objectif et des MES sont presque les mêmes étant donné que les paramètres de débit ne sont pas touchés (colonnes 3 et 7 du tableau 4-2) : NS(Q) 0.69 et NS(MES) 0.13-0.18 avant ajustement, NS(Q) 0.64 et NS(MES) 0.17 après ajustement. Le calage avec les paramètres de Q-MES influant sur les MES a permis de garder la performance des débits mais au détriment de celle des MES (colonne 8) : NS(MES) de 0.27-0.28 en uni-objectif contre 0.22-0.20 en multi-objectif. Quant au phosphore total l'approche multi-objective n'a pas rehaussé la performance du phosphore mais a amélioré grandement celle des débits et des MES (NS(Q) 0.55-0.57 à 0.68-0.74 avant ajustement) et celle des MES après ajustement (NS(MES) 0.14-0.11 à 0.19-0.21) (colonnes 5, 6, 9 et 10). Une perte de performance des débits (NS(Q) 0.39) a même été notée en uni-objectif avec 14 paramètres Q-MES-PT.

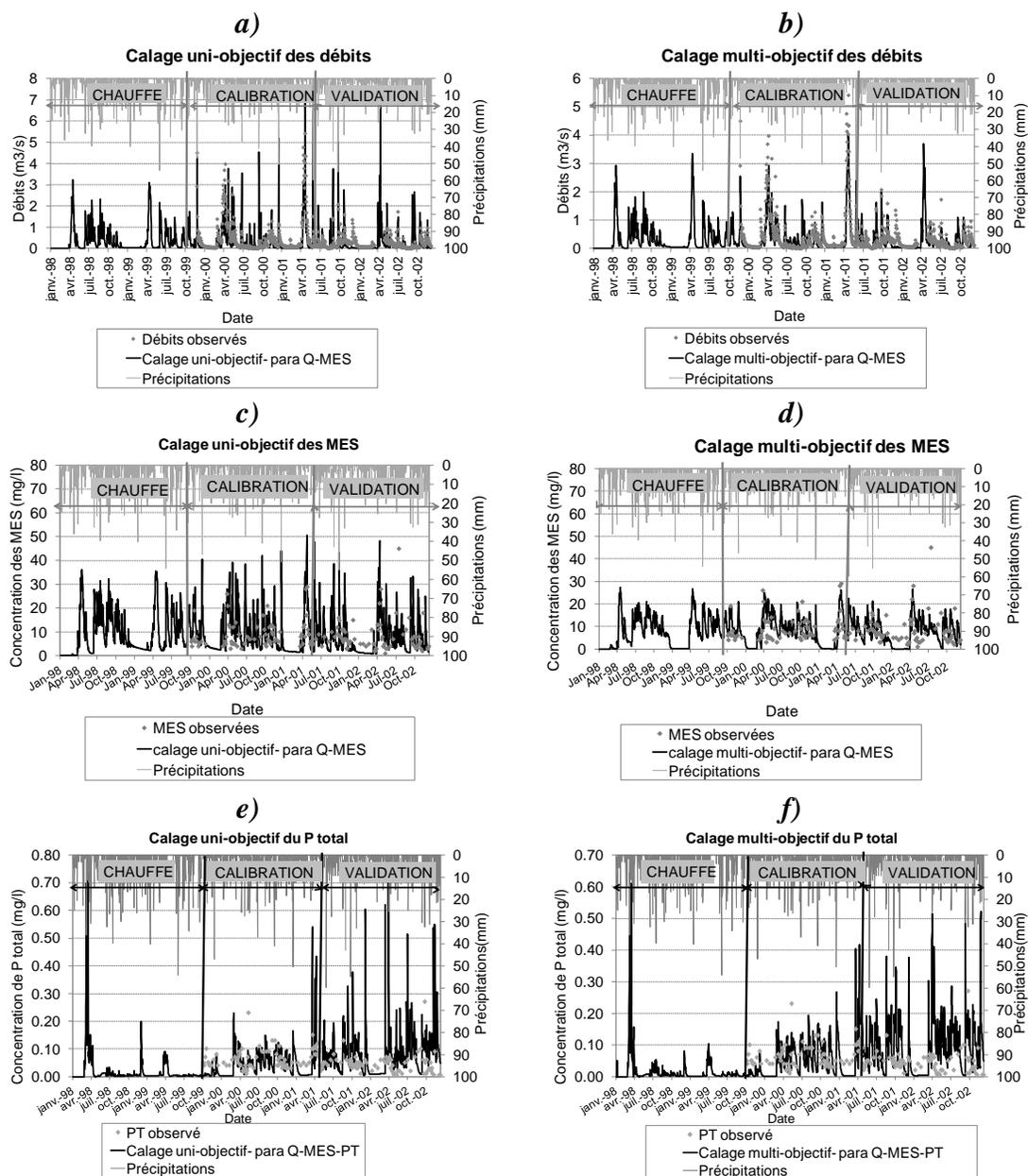


Figure 4-8 : Quelques résultats de calage uni-objectif et multi-objectif avant ajustement du bilan de masses : a) et b) débit; c) et d) MES; e) et f) P total

#### 4.2.2.4 Limites dans l'obtention de la performance du modèle

Deux principales limites nuisent à l'obtention de bonnes performances lors du calage automatique avec SWAT :

#### 4.2.2.4.1 *La perte de performance après remplacement des valeurs optimales*

Aussi bien en uni-objectif que multi-objectif, la performance des débits et des MES diminue généralement après calage d'une variable donnée, mais elle a été rehaussée par les paramètres optimaux en multi-objectif en reconsidérant tous les paramètres influents sur la variable. Par exemple, dans les colonnes 3 et 5 du tableau 4-3, avant ajustement, le remplacement des paramètres optimaux de débit et de MES a détérioré respectivement le NS des débits de 14%, celui des MES de 2%. L'écart est non négligeable pour les débits, étant donné une plus grande accumulation d'erreurs avec un nombre plus élevé de paramètres calés. Les biais sont plus ou moins constants pour les débits (22%) avec des écarts de 13 à 15% pour les MES. Les composantes internes du modèle ont également changé (cf figure 4-6).

Cette perte de performance est due au nombre de décimales perdues en remplaçant les valeurs optimales des paramètres dans le modèle avant et après calage des MES. Les meilleures valeurs des paramètres identifiées par le calage sont stockées dans le fichier bestpar.out. Les résultats de calage sont affichés par SWAT en faisant tourner le modèle avec ces meilleurs paramètres, mais leur remplacement doit se faire manuellement, soit dans l'interface, soit dans les fichiers .dbf, soit dans chacun des fichiers d'entrée du modèle.

Cette perte pourrait être minimisée en entrant au maximum les décimales dans les valeurs des paramètres dans les fichiers .dbf au lieu de remplacer les paramètres dans l'interface ou dans les fichiers d'entrée. Or, le modèle ne lit plus les fichiers .dbf en cas de simulation à l'extérieur de l'interface, ce qui est notre cas. Une automatisation de cette opération de remplacement serait donc nécessaire.

#### 4.2.2.4.2 *Limites dans la modélisation du P*

L'obtention de la mauvaise performance après calage du phosphore peut également s'expliquer par la manière dont SWAT modélise le P dans le sol (Neitsch et al. 2002), où une valeur unique du coefficient de sorption du phosphore (PSP) et du coefficient de partitionnement du phosphore dans le sol (PHOSKD) est utilisée. Or, ces valeurs devraient varier dans le temps.

En effet, PSP devrait être estimé comme suit et devrait varier en fonction du P labile dans le temps (Sharpley et al. 1984) :

(Équation 4-1)

où CL est la teneur en argile (%), OC la teneur en matières organiques (%) et Pl la moyenne pondérée des concentrations de P labile dans le sol (mg/kg).

De même, PHOSKD constitue le ratio entre la concentration de P labile dans le sol et la concentration de P soluble ruisselée. Ainsi, sa valeur ne doit pas non plus être unique comme celle considérée par le modèle SWAT.

Un autre problème est l'inexistence de « pool » pour le fumier, qui devrait être traité séparément des autres pools de phosphore (Vadas et al. 2004), notamment dans les simulations incorporant le fumier solide. Sans un pool de fumier distinct, le P contenu dans le fumier devient instantanément partie des pools de phosphore du sol. Dans les prairies où le fumier n'est pas incorporé, l'engrais est facilement transporté dans les eaux de ruissellement. Dans de telles circonstances, SWAT sous-estime considérablement les pertes de P venant des orages après application du fumier.

Une autre limite est également la non fonctionnalité du changement de poids affectés aux variables dans le calage multi-objectif au sein de SWAT2005. Or, cela pourrait améliorer la performance de l'algorithme. Aussi, l'influence de ces poids a été étudiée sans l'optimiseur de SWAT, manuellement.

### **4.2.3 Influence des poids dans le calage multi-objectif**

Les calages manuels en jouant sur les poids des fonctions-objectifs affectés aux variables se sont bien déroulés, en suivant la méthodologie décrite dans le paragraphe 3.3.2.4, sauf un, où l'algorithme a eu des problèmes avec la combinaison des valeurs aléatoires des paramètres. Les performances des débits et des MES ont un peu varié mais sont restées très bonnes. Par contre, celle du phosphore a empiré, l'algorithme n'arrive pas à trouver l'optimum à partir des valeurs aléatoires de paramètres.

Les meilleurs résultats obtenus sont récapitulés dans le tableau 4-3. Les débits ont été moins optimisés pour permettre à l'algorithme de se concentrer sur les variables de la qualité de l'eau. Les MES ont été également affectées de faibles poids car elles sont dix

fois plus élevées en ordre de grandeur par rapport aux débits et au phosphore total. Les détails et résultats de calcul sont présentés en annexe 5.

**Tableau 4-3 : Tableau récapitulatif des meilleurs résultats d'optimisation obtenus avec changement de poids**

	poids Q	poids MES	poids P	GOC	NS(Q)	NS(MES)	NS(P)
Référence ( nobs/SSQmin)	1.4793746	1.0517288	0.76256124	1843.73	0.69	0.33	-24.52
Avec des poids unité	1	1	1	1692.3018	0.63	0.25	0.06
Selon erreurs entre données observées et mesurées	0.001	0.01	1	17.35	0.71	0.32	-19.92
Selon erreurs de mesure	0.3265306	4.031E-05	2.77777778	41.26	0.75	0.17	-6.73

Les résultats de cet essai ont permis de ressortir qu'à partir d'estimés initiaux aléatoires des paramètres influents pour les trois variables considérées :

- le modèle arrive très bien à optimiser les débits, avec des performances entre 0.62 et 0.75 ;
- la performance des MES est assez bonne, allant de 0.17 à 0.33 ;
- la meilleure performance du P enregistrée par contre est de 0.06 ;
- les poids basés sur les erreurs entre valeurs observées et simulées ou sur le nombre d'observations divisé par la fonction-objectif minimale conduisent approximativement aux mêmes performances pour les débits et les MES ;
- pour le phosphore, avec lequel il a été déjà très difficile d'obtenir de bonnes performances avec un bon ajustement du modèle, l'optimisation multi-objective donne en général de très mauvaises performances en partant de paramètres aléatoires. Un seul jeu de paramètres initiaux aléatoires a donné un NS positif.
- Les composantes internes du modèle sont très débalancées et irréalistes : un ruissellement de surface surestimé ou nul, un écoulement souterrain très faible, des écoulements latéraux et par les drains très variables et parfois nuls, des exportations de sédiments et de phosphore non conformes à la réalité (cf Annexe 5)

Pour conclure, les deux approches d'optimisation multi-objective testées, l'une avec des poids basés sur les erreurs de mesure et l'autre avec des poids égaux au nombre d'observations divisé par le minimum de la fonction-objectif (poids imposés par SWAT2005), ont conduit à un modèle calé avec la même performance pour les débits et

les MES. Pour le phosphore total, le NS positif a pu être obtenu avec des paramètres très irréalistes et des composantes internes très déséquilibrées.

D'autres algorithmes d'optimisation comme SUFI2, NSGA-II, couplés avec SWAT, pourraient aboutir à des meilleures performances (Abbaspour et al. 2007; Bekele et Nicklow 2005; Zhang et al. 2010). Par ailleurs, la subjectivité dans le choix des poids assignés aux fonctions-objectif constitue l'un des principaux défis dans l'optimisation multi-objective.

En outre, des hydrographes bien ajustés et de bonnes performances du modèle de la quantité et de la qualité de l'eau n'impliquent pas nécessairement une répartition correcte des composantes hydrologiques internes du modèle, à savoir le ruissellement de surface, l'écoulement souterrain, l'écoulement latéral, les drains, l'exportation de sédiments et de nutriments. L'optimiseur ne se préoccupe que des résultats finaux, peu importe le réalisme des paramètres et les composantes internes du modèle. Plus de données sur ces composantes internes devraient être disponibles et les ajustements manuels jouent un rôle crucial, avant, durant et après calage.

Parmi tous les résultats de calage et de validation, les résultats les plus réalistes retenus sont issus du calage avec SCE-UA dans SWAT2005 avec 25 paramètres de débit, ensuite du calage multi-objectif avec 24 paramètres de Q et de MES et enfin du calage multi-objectif avec 9 paramètres de Q et de phosphore. Ces résultats, détaillés ci-après, seront retenus comme scénario de référence après application de la méthodologie.

### 4.3 Prédications du modèle - Scénario de référence

Les valeurs optimales des paramètres ainsi que les intervalles de variation sont présentés en annexe 6.

#### 4.3.1 Performance du modèle

Après séparation du ruissellement et de l'écoulement de base des débits observés par le biais du filtre, l'écoulement de base présente un ratio de 61.7%. Ainsi, sur une lame d'eau exportée moyenne de 516 mm/an, l'écoulement de base observé est estimé à 318 mm/an avec un ruissellement de surface observé correspondant de 198mm/an. L'ajustement du ruissellement de surface et de l'écoulement de base a produit un NS(Q) de 0.42 et respectivement des biais de ruissellement de surface et d'écoulement de base de -10.1% et -12.6%. Étant inférieurs à  $\pm 15\%$ , ces biais sont excellents.

Les valeurs simulées des débits, MES et P total ainsi que l'évaluation de la performance du modèle en calibration et en validation à chaque étape de calage, sont présentées dans les figures 4-9.

Pour les débits, aussi bien du point de vue du coefficient de Nash-Sutcliffe que du biais sur le débit en rivière, d'excellentes performances en calibration et en validation, selon les critères d'évaluation de Moriasi et al. (2007) sont obtenues : NS(Q) de 0.65 en calibration contre 0.71 en validation et des biais minimes positifs, traduisant une légère sous-estimation des débits observés. Même si les deux périodes présentent presque les mêmes fluctuations de débit et la même médiane journalière (respectivement 0.31 et 0.39 m<sup>3</sup>/s), l'hydrologie du bassin a été mieux reproduite en période de validation, étant donné que le volume d'eau écoulé y est moins important (267 mm/an contre 789 mm/an en calibration) (cf tableau 3-7), et que le pic simulé en avril-mai 2002 n'a pas été considéré à cause du trou dans les données durant cette période. Or, SWAT a du mal à simuler les pointes, à cause de la faiblesse de la méthode du numéro de courbe du SCS à estimer le ruissellement de surface (Chu et al. 2004; Neitsch et al. 2005) et également l'éloignement de la station pluviométrique, non représentative du bassin. Par ailleurs, le pourcentage de

biais obtenu traduit une sous-estimation du modèle à simuler les débits observés en calibration et une surestimation en validation.

L'évapotranspiration des plantes a été ajustée avec un facteur de compensation d'évaporation de la plante (EPCO) égal à 0.3 et du sol (ESCO) égal à 0.9. Pour ajuster le ruissellement de surface, en plus des ajustements déjà mentionnés dans le paragraphe 3.3.2.6, les valeurs du numéro de courbe CN2 ont été diminuées de 30% et la fraction de l'eau qui atteint l'aquifère profond RCHRG\_DP a été fixée à 20%. De plus, la longueur de pente SLSUBBSN a été fixée à 30m. En outre, comme le modèle a également tendance à augmenter le ruissellement de surface avec les paramètres relatifs à la morphologie du bassin (pentes HRU\_SLP, CH\_S1 et CH\_S2), les intervalles de variation ont été fixés petits et permettant une augmentation afin de ne pas changer la morphologie du bassin, car les pentes ont pu être sous-estimées lors de l'établissement des cartes, leur valeur exacte étant inconnue.

Par ailleurs, le temps de réponse au ruissellement de surface (SURLAG) a été toujours maintenu inférieur à 1 jour étant donné la petite taille du bassin et un temps de concentration inférieur à une journée, la plupart du ruissellement de surface atteignant le canal principal le jour même où il est généré. Quant aux paramètres de drain, la profondeur du drainage souterrain (DDRAIN) a été fixée à 900mm (selon communication personnelle M Michel Patoine, MDDEP), le temps requis pour drainer le sol à la capacité au champ (TDRAIN) à 18h et le temps de réponse du drain souterrain (GDRAIN) à 12h.

Pour les MES, SWAT a bien simulé la dynamique moyenne des MES sur le site. Avec un NS de 0.19 en calibration et 0.11 en validation, les performances obtenues sont bonnes selon une évaluation journalière, avec des biais inférieurs à  $\pm 15\%$ . Les biais produits pour le ruissellement de surface et l'écoulement de base sont respectivement de -17.68% et -9.18%, traduisant une sous-estimation des MES observés. Les sédiments exportés se chiffrent à 0.21 t/ha, présentant un biais de -5% par rapport aux données (0.2t/ha). La charge totale de sédiments exportée correspondante s'élève à 450t pour toute la période. Malgré l'absence de ruissellement simulé pendant la période hivernale, une concentration résiduelle de MES existe encore dans la rivière. Cette concentration provient des

écoulements latéraux et des processus de transformation des sédiments dans la rivière. À l'instar de l'étude de Chu et al. (2004), ce graphe montre l'incapacité de SWAT à simuler les événements exceptionnels se traduisant par des concentrations élevées de MES ou de nutriments, entraînant la dégradation de la performance du modèle.

Pour maîtriser l'érosion au niveau des URH, faute de données sur terrain, certains paramètres ont été fixés en se basant sur le cas d'un autre bassin versant québécois (Michaud et al. 2006) :

- pente des écoulements latéraux SLSOIL : 0 pour les marais, 15 pour le maïs et l'orge, 30 pour les prairies et la forêt;
- coefficient de Manning OV\_N : 0.05 pour les marais, 0.12 pour le maïs, 0.20 pour l'orge, 0.35 pour la prairie et 0.70 pour les forêts.

En outre, le facteur d'érodabilité du sol (USLE\_K) a été calculé selon la documentation théorique de SWAT (Neitsch et al. 2005). USLE\_P a été maintenu à 1 (valeur par défaut) étant donné l'inexistence de cultures en bandes alternées à contre-pente ou en terrasses au Québec en raison de la forme seigneuriale du cadastre des terres (communication personnelle avec M Aubert Michaud, IRDA). De plus, la concentration de sédiments latéraux a été initialisée nulle mais variée faiblement lors ds calages, pour arriver à une valeur optimale de 0.25 mg/l.

Pour maîtriser l'érosion dans les cours d'eau, les facteurs d'érodabilité et de couverture du canal (CH\_EROD et CH\_COV) ont été fixés respectivement à 0.01 et 0.05, afin de minimiser le dépôt de sédiments dans la rivière. La rugosité et la perméabilité des canaux (CH\_N, CH\_S) ont été ajustées selon le manuel de SWAT (Neitsch et al. 2005).

Enfin, concernant le phosphore total, d'après les critères établis par Moriasi et al. (2007), les performances obtenues ne sont pas bonnes, avec un NS de -0.56 en calibration et -3.24 en validation. Les biais enregistrés (PBIAS) sont très élevés, avec une sous-estimation en calibration (53.58%) et une surestimation en validation (-68.83%). En général, le modèle a tendance à sous-estimer le phosphore pendant la période hivernale et surestimer en période estivale (cf figure 4-9). La difficulté du modèle à reproduire les

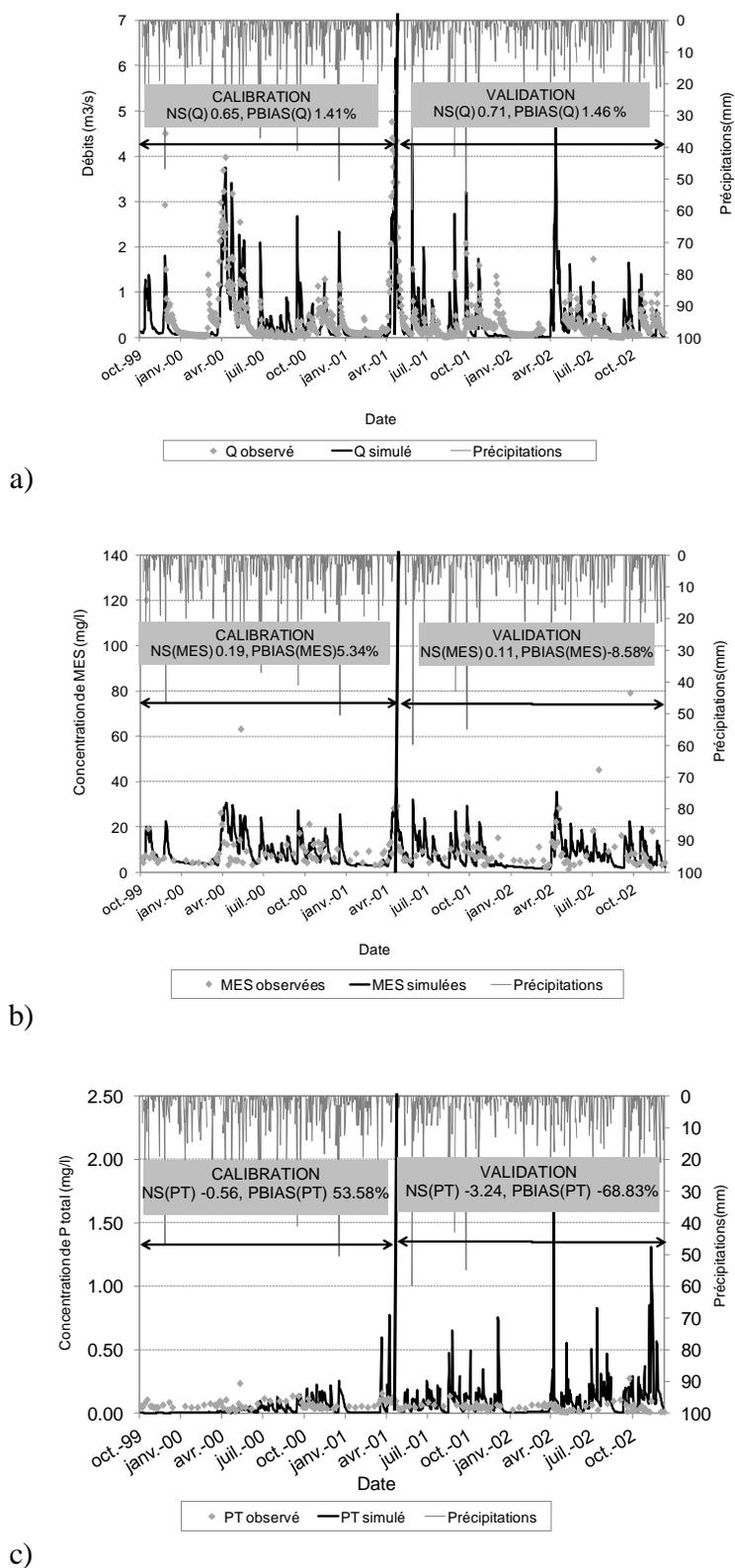
faibles débits en hiver et les débits associés aux précipitations intenses en été se répercutent énormément sur l'ajustement des flux de phosphore, ce qui démontre l'importance d'un bon calage hydrologique.

Les valeurs initiales de P sont tirées du pourcentage de carbone organique des sols et les valeurs par défaut du modèle ont été utilisées pour simuler les pools de phosphore. Pour ajuster le P particulaire, les sédiments ont été plus enrichis en phosphore en ne laissant pas le modèle fixer lui-même le facteur d'enrichissement des sédiments en phosphore ERORGP.

ERORGP a été fixé en se basant sur les résultats de modélisation hydrologique appliqués sur les bassins de la Rivière aux Brochets (Michaud et al. 2006) et de la Montérégie. Le facteur d'enrichissement E décroît exponentiellement avec l'augmentation de la charge de sédiments selon l'équation suivante (Michaud et al. 2008b) :

$$E = 7.25 * (\text{MES})^{-0.25} \quad (\text{Équation 4-1})$$

Ainsi, des valeurs différentes lui ont été attribuées selon l'occupation de sol : 0.5 pour les marais, 1 pour les forêts, 1.7 pour le maïs, 2.6 pour les céréales et 2.5 à 3.5 pour les prairies. La solubilité du phosphore a été contrôlée en fixant les valeurs des paramètres suivants : PSP à 0.010, PHOSKD à 100, P\_UPDIS à 100 et PPERCO à 10.



**Figure 4-9 :** Résultats finaux de simulation sur le site Ruisseau Portage, en calibration et en validation, du 4 octobre 1999 au 9 décembre 2002 : a) débit; b) MES et c) P total

## 4.3.2 Bilan de masses

### 4.3.2.1 Au niveau du bassin

Sur l'ensemble du bassin, le bilan de masses d'octobre 1999 à décembre 2002 est récapitulé dans le tableau 4-4. Le débit en rivière représente la somme du ruissellement de surface (moins les pertes par transmission), de la contribution de l'eau souterraine, du débit latéral et des drains. Le mouvement net de l'eau dans le sol est évalué comme suit : Précipitation totale avec précipitation neigeuse = Débit en rivière + Évapotranspiration potentielle + Recharge totale des aquifères + Revap (transfert entre l'aquifère peu profond et les plantes).

Ainsi, sur 1086mm précipités annuellement sur le site du Ruisseau du Portage, environ la moitié est perdue par évapotranspiration (415mm). Le ruissellement annuel moyen est estimé à 233mm. Quant aux flux souterrains, la contribution de l'eau souterraine au débit en rivière s'élève à 251mm, celle de l'écoulement latéral à 57mm, et celle des drains à 96mm. La quantité réelle de l'eau dans les drains n'est pas connue, mais nous nous sommes basés sur des cas de bassins drainés québécois dont l'eau dans les drains est de l'ordre de 10-15% des précipitations totales (Michaud et Poirier 2009). Enfin, 63mm ont été perdus dans l'aquifère profond. Quant à l'exportation de sédiments, de P soluble et P total, elles se chiffrent respectivement à 0.210 t/ha, 0.417 kg/ha et 0.870 kg/ha.

Les exportations de P total et de P soluble ont été obtenues grâce aux équations régissant les mouvements du P dans le sol présentées dans le paragraphe 2.4.2.1.3. Ces mouvements de P dans le sol sont récapitulés dans la figure 4-10. Globalement, SWAT a quantifié les 3 formes majeures de phosphore comme suit : 20.562 kg/ha de phosphore organique associé avec l'humus, 83.706 kg/ha de formes insolubles du phosphore minéral et 23.246 kg/ha de phosphore disponible pour les plantes dans l'eau du sol. Le phosphore est introduit dans le sol par 26.319 kg/ha de fertilisants et par 1.024 kg/ha de minéralisation de l'humus, 5.022 kg/ha de P organique frais. 8.078 kg/ha sont prélevés par les plantes et 0.870kg/ha par érosion, tandis que 0.298 kg/ha sont lessivés.

Sur les 0.870 kg/ha de P total exporté, 48% sont solubles (0.417 kg/ha), 52% adsorbés aux sédiments (0.453 kg/ha). Au total, le ruissellement de surface a véhiculé 1861 kg de

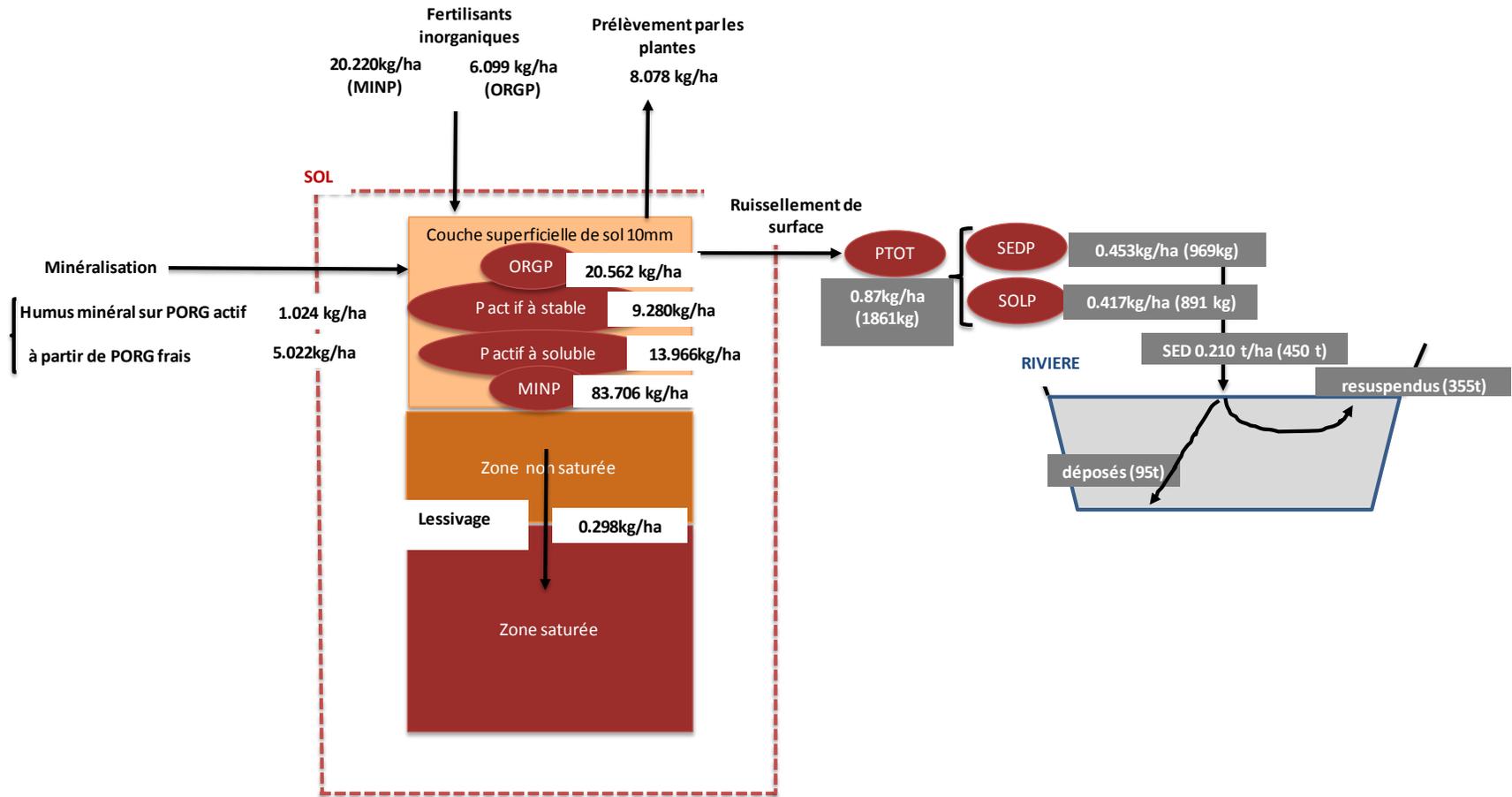
P total dont 891 kg de P soluble et 969 kg de P particulaire vers le cours d'eau. Par rapport aux charges estimées par le logiciel Flux 5.0, le P total est sous-estimé de 32%, le P soluble sous-estimé de 40% et le P particulaire sous-estimé de 23%.

Quant aux sédiments, du point de vue agronomique, les résultats de simulation ont montré une exportation de sédiments de 0.21 t/ha, qui est de loin inférieure au taux de tolérance agronomique de 6t/ha admis pour le Québec (Michaud et al. 2006b). Néanmoins, sur le plan environnemental, le cumul des pertes de sol de 450 tonnes pour la période de 1999 à 2003 n'est pas négligeable, notamment en période de fonte printanière (avril-mai). En effet, l'analyse temporelle des flux journaliers de sédiments a révélé que 62% des flux de MES se situent lors de la fonte en 2000 et 2001.

**Tableau 4-4: Bilan hydrique et exportation de sédiments et de phosphore**

<b>Fractionnement du bilan hydrique et exportation de sédiments et de phosphore</b>	<b>Quantité</b>
Précipitation totale (mm)	1086
Précipitation neigeuse (mm)	294
Fonte de neige (mm)	256
Ruissellement (mm)	233
Mouvements latéraux d'eau dans le sol contribuant au débit du cours d'eau (mm)	57
Contribution des drains souterrains (mm)	96
Contribution de l'eau souterraine (aquifère peu profond au débit du cours d'eau) (mm)	251
Transfert d'eau entre l'aquifère peu profond et les plantes (en période de stress hydrique) (mm)	10
Recharge de l'aquifère profond par percolation (mm)	63
Recharge totale des aquifères (profond et peu profond) (mm)	314
Débit en rivière (mm)	578
Eau qui percole et atteint l'aquifère peu profond (mm)	254
Évapotranspiration réelle (mm)	415
Évapotranspiration potentielle (mm)	482
Pertes par transmission (mm)	59
Sédiments en rivière (t/ha)	0.210
Exportation de P soluble (kg/ha)	0.417
Exportation de P total (kg/ha)	0.870

Figure 4-10 : Bilan des sédiments et du phosphore



### 4.3.2.2 Au niveau des URH

Si l'on entre en profondeur dans les URH, la moyenne annuelle des principales composantes hydriques est récapitulée par la figure 4-11, selon l'occupation de sol. Les sédiments et phosphore exportés par URH sont présentés par les figures 4-12 et 4-13.

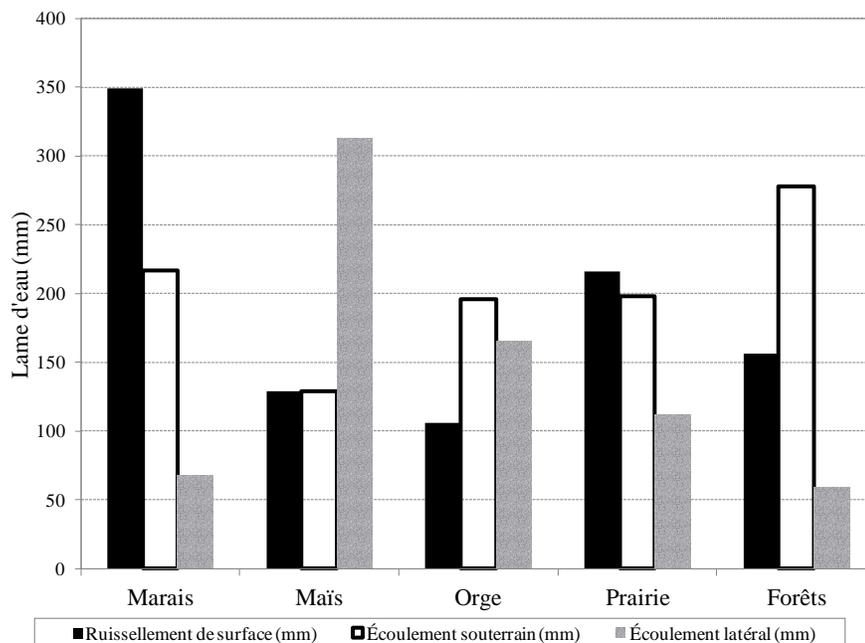


Figure 4-11 : Moyenne annuelle des lames d'eau exportées dans les 33 URH selon l'occupation de sol

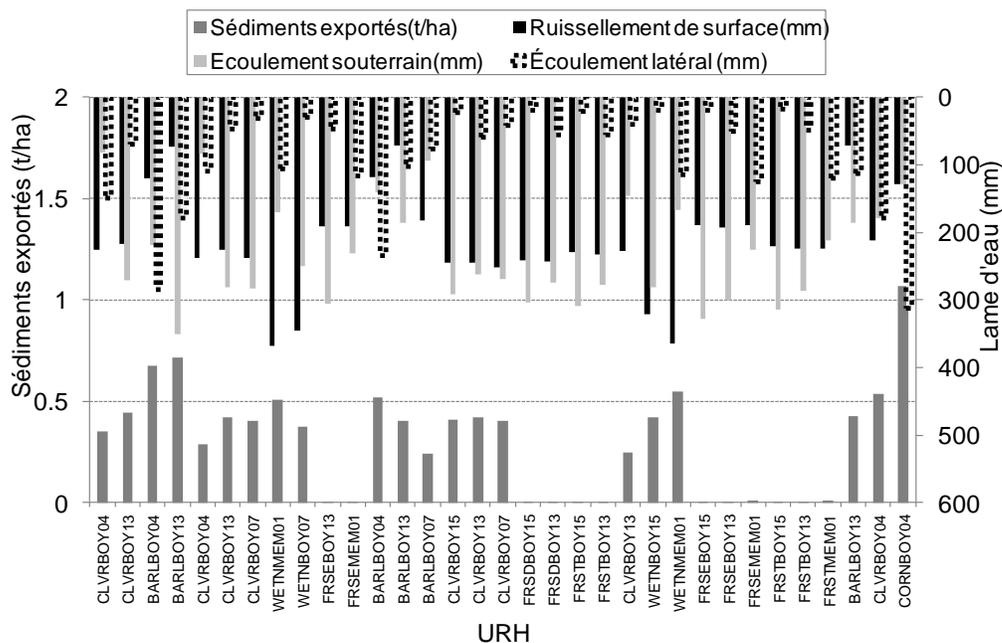
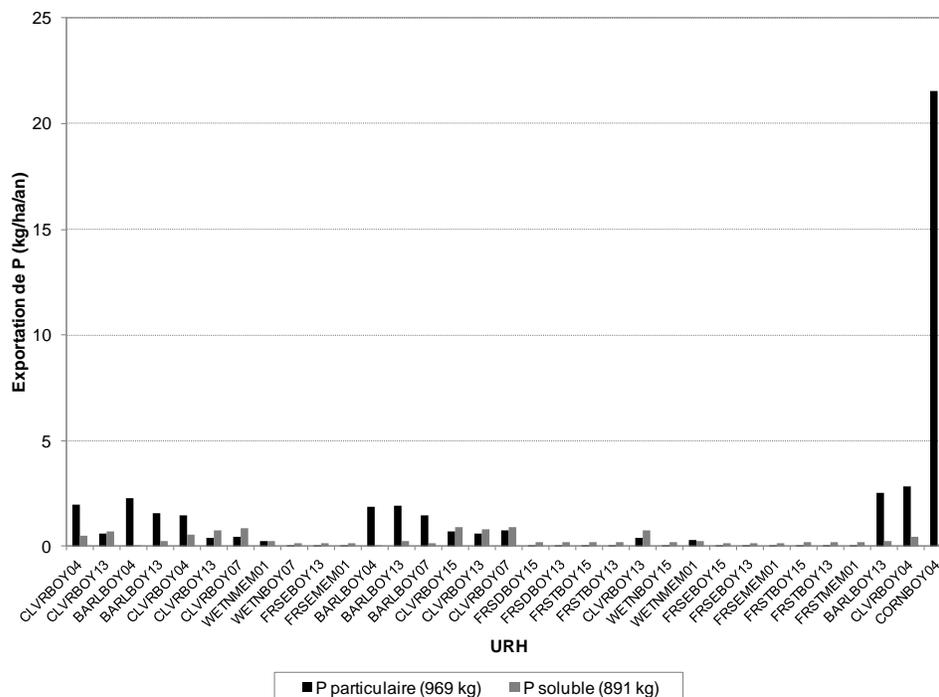


Figure 4-12 : Moyenne annuelle des sédiments exportés dans chaque URH



**Figure 4-13 : Moyenne annuelle des exportations de P total dans chaque URH**

Les tendances générales suivantes peuvent être tirées:

### 1. Bilan hydrique

Selon la méthode des numéros de courbe du SCS, le ruissellement est tributaire des propriétés pédologiques (groupe hydrologique, drainage) et de l'utilisation du sol:

- Le maximum de ruissellement est présent dans les marais non forestiers où les sols sont argileux à faible perméabilité. Par contre, les ruissellemens de surface les moins élevés sont remarquables dans les champs de cultures saisonnières (orge, maïs) même si ce sont des cultures érosives, à cause de la présence des drains. De ce fait, l'écoulement latéral y est très élevé.
- Pour un même type de culture, une importante variabilité des composantes hydrologiques est observée, notamment pour les céréales dont le ruissellement de surface varie de 73 mm à 181 mm. Ceci est dû d'une part à l'effet combiné de l'occupation du sol et du type de sol (ex : le ruissellement est élevé dans les URH contenant des sols de type BOY04, qui sont des sols argilo-loameux (62% d'argile, 36% de limon) à très faible perméabilité) et d'autre part à l'existence ou non de drains.

- Au cours des simulations, le ruissellement de surface croît d'année en année, surtout pendant l'année 2000 qui est très humide et la capacité au champ est rapidement atteinte. Même si la valeur du CN a été fixée plus faible au début du calage, elle a augmenté considérablement à partir de l'année 2000, ce qui explique le ruissellement de surface élevé, même dans les forêts et les prairies qui ruissellent le moins.
2. Exportation de sédiments
- Le maximum de sédiments est noté pour les cultures de maïs et de céréales (cultures érosives), même si le ruissellement y est moins élevé. En effet, en plus du caractère érosif du maïs, les sédiments transitent également via les drains. Les champs de maïs constituent moins de 1% du bassin pourtant ce faible pourcentage entraîne déjà de grandes exportations de sédiments (1.069t/ha soit 10% des exportations totales). L'importante contribution du maïs découle de sa place prépondérante dans les rotations de cultures du bassin et de la valeur plus élevée du facteur de couverture de sol (USLE\_C) associé à cette culture de grand interligne (Beaudin et al. 2006).
  - Par contre, l'exportation de sédiments est quasi-inexistante pour les forêts, possédant une valeur presque nulle du facteur de couverture de sol.
  - Il ne faut pas négliger le type de sol dans les exportations de sédiments. En effet, les sols plus érodables, comme le sol BOY07, un sol Mawcook, loam sableux pierreux, exportent plus de sédiments. Leur teneur en sable et en pierres très élevée, ainsi que leur coefficient d'érodabilité se chiffrant à 0.29 ( $0.013\text{m}^2\text{hr}/\text{m}^3\text{tcm}$ ). Par contre, les sols argilo-loameux (62% d'argile, 36% de limon) à très faible perméabilité et érodabilité (0.04 ( $0.013\text{m}^2\text{hr}/\text{m}^3\text{tcm}$ )), exportent moins de sédiments et donc de phosphore malgré un ruissellement assez conséquent (cas des marais non forestiers).

### 3. Exportation de phosphore

Dans le cas du site du Ruisseau de Portage :

- Les proportions entre le P soluble et le P particulaire simulés sont à peu près égales, avec une légère prédominance du P particulaire (52% du P total). D'après les résultats de simulation, le P particulaire est plus présent dans le cas des cultures érosives, notamment avec le maïs, augmentant ainsi considérablement le P particulaire de l'ensemble du bassin. En effet, les parcelles de maïs constituant moins de 1% du bassin exportent 21.537 kg/ha de P particulaire, soit 49% du P particulaire exporté par le bassin. Par rapport aux autres bassins à Québec, par exemple, le site de la Rivière aux Brochets présente une prédominance du P particulaire de 75% du P total (Michaud et al. 2006b). Mais notre site n'est pas tellement érosif avec seulement 7% de cultures annuelles dont moins de 1% constitué par le maïs. Par ailleurs, la proportion du P soluble est aussi proche de la moyenne, témoignant le fait des bassins agricoles, où la concentration de P total est dominée par le phosphore dissous (60% du phosphore total; Gangbazo et Babin 2000), surtout dans le cas des sols assez saturés en phosphore (Beaudin 2006).
- Dans les zones peu sensibles à l'érosion comme les forêts et les prairies, le P est majoritairement soluble à cause de l'inexistence de P transporté par ruissellement de surface. En effet, la forme soluble domine en raison de la stratification du phosphore dans le profil de sol suite aux apports de P, et la couverture végétale minimise la mobilisation des sédiments et du P particulaire (Michaud et al. 2006b). Sharpley et Halvorston (1994) ont également conclu que lorsque le ruissellement transporte peu de sédiments, la forme soluble domine les exportations. Toutefois, une exception est remarquée dans le cas des prairies à sol BOY04, à faible perméabilité donc à ruissellement plus élevé, où la forme particulaire prédomine (cf figure 4.13).
- L'exportation de phosphore total est élevée dans les champs de maïs et de céréales, à cause des engrais et fertilisants appliqués.
- Néanmoins, les exportations de P simulées pour une classe de culture donnée sont très variables, dépendamment des caractéristiques physiques du bassin

(pente, perméabilité du sol). Par exemple, la figure 4-13 montre des cas de prairies exportant plus de P particulaire que des champs de céréales, car le ruissellement de surface y est plus élevé que dans les champs de céréales drainés.

- Les URH drainés ont une proportion de P soluble inférieure à celle du P particulaire. On peut en conclure que ces URH sont mal drainés, car la proportion de P soluble dans les URH drainés devrait être supérieure à celle du P particulaire, si le sol est bien drainé (Michaud et al. 2008a). En effet, ces URH drainés ont pour la plupart des sols argilo-loameux, à très faible perméabilité, donc à ruissellement de surface élevé et plus de sédiments et de phosphore particulaire entraînés.

Ce bilan au sein des URH va se terminer avec le bilan terrestre des masses du P dans le sol pour l'ensemble du parcellaire agricole du site étudié (voir tableau 4-5). L'apport moyen des fertilisants est de 49.3 kg de P/ha, la même quantité d'engrais a été attribuée à chaque type de culture. Le P prélevé par les plantes est obtenu après modélisation de la croissance des cultures, qui est conditionnée par les stress hydrique et thermique, les déficits en azote ou de phosphore. La contribution moyenne de la minéralisation est de l'ordre de 9 kg/ha. A cet apport s'ajoute les fertilisants de 49.3 kg/ha pour constituer l'apport moyen dans le bassin. Parallèlement au prélèvement en sol des cultures, le modèle simule les processus de minéralisation dans les différents pools de P dans le sol (P organique à P minéral labile, P labile à actif minéral, P actif à stable). Enfin, le bassin versant du Ruisseau du Portage exporte en moyenne 3.026 kg de P/ha pour le parcellaire agricole, soit 1586 kg. L'exportation de P particulaire est minimale dans les prairies et maximale dans les champs de maïs. L'inverse se produit pour le P soluble.

**Tableau 4-5 : Distribution des moyennes annuelles de prédiction du bilan terrestre de masse du P pour les URH à vocation agricole du site Ruisseau du Portage de 1999 à 2002**

	Maïs		Céréales		Prairie		Total	
	Total (kg)	Moy.pond. (Écart-type) (kg de P/ha)	Total (kg)	Moy.pond. (Écart-type) (kg de P/ha)	Total (kg)	Moy.pond. (Écart-type) (kg de P/ha)	Total (kg)	Moy.pond. (Écart-type) (kg de P/ha)
Apports en engrais de ferme et minéraux	137	45.5 (0.0)	33925	38.5 (0.0)	504749	63.8 (0.0)	538811	49.3 (13.1)
Prélèvements totaux des cultures	44	14.8 (0.0)	7386	8.4 (0.0)	95290	11.9 (1.2)	102720	11.7 (3.2)
Minéralisation, résidus et matière organique	36	11.9 (0.0)	7478	8.5 (0.0)	57391	7.3 (0.3)	64905	9.2 (2.4)
Mouvements du P dans le sol								
P organique à P minéral labile	5	1.71 (0.00)	1235	1.40 (0.10)	11848	1.50 (0.09)	13088	1.54 (0.16)
P labile à actif minéral	75	25.10 (0.00)	21379	24.20 (0.00)	280225	35.40 (1.60)	301679	28.23 (6.22)
P actif à stable	48	16.12 (0.00)	13645	15.50 (0.00)	177350	22.40 (0.90)	191043	18.01 (3.82)
Exportation au cours d'eau								
P particulaire	60.67	21.537 (0.000)	332.52	1.929 (0.401)	534.14	1.016 (0.822)	927.33	2.546 (4.958)
P soluble	0.29	0.104 (0.000)	27.18	0.149 (0.089)	630.96	0.717 (0.158)	658.43	0.480 (0.319)
P total	60.96	21.641 (0.000)	359.70	2.078 (0.410)	1165.10	1.733 (0.697)	1585.76	3.026 (4.834)

#### 4.3.2.3 Dans le cours d'eau

Rappelons l'équation 2-9 du paragraphe 2.4.2.2.1, qui présente le bilan des sédiments dans le canal pour une période donnée :

$$sed_{ch} = sed_{ch,i} - sed_{dep} + sed_{deg}$$

où  $sed_{ch}$  est la quantité totale de sédiments en suspension dans le canal ( $t/m^3$ ),  $sed_{ch,i}$  la quantité de sédiments en suspension dans le canal au début de la période ( $t/m^3$ ),  $sed_{dep}$  la quantité de sédiments déposée dans le segment de canal ( $t/m^3$ ) et  $sed_{deg}$  la quantité de sédiments dégradée ou resuspendue dans le segment de canal ( $t/m^3$ ).

Ainsi, sur les 450 tonnes de sédiments déversés dans la rivière, 21% sont stockés et déposés (95t) et 79% resuspendus (355t) (cf figure 4-14). Mais cette quantité nette de sédiments ré-entraînés, estimée en se basant sur le facteur d'érodabilité du canal, le volume d'eau dans le segment de canal et le facteur de couverture du canal, n'est pas fiable dans le cas de petits cours d'eau. En effet, Richardson et al. (2001) ont avancé que le modèle de Bagnold (1977) inséré dans SWAT2005 marche bien sur les grandes rivières (largeur > 50m), mais la performance est moins fiable sur les cours d'eau intermédiaires (largeur 10 à 50m) et petits (largeur < 10m) où les matériaux du lit du cours d'eau sont supérieurs à 2mm. Pour le Ruisseau du Portage, la largeur maximale du lit est de 5m.

Néanmoins, ces résultats concordent avec le fait que, dans le cas des petits cours d'eau, seule une infime fraction des éléments nutritifs et des sédiments qui entre dans ces cours d'eau y est stockée, à cause du nettoyage printanier (Gangbazo et al. 2002). En effet, dans un petit bassin versant, les eaux de ruissellement dues aux fontes printannières transportent à l'extérieur du bassin versant presque tous les polluants qui ont pu se déposer au fond d'une rivière au cours de l'année hydrologique précédente (Gangbazo et Le Page 2005).

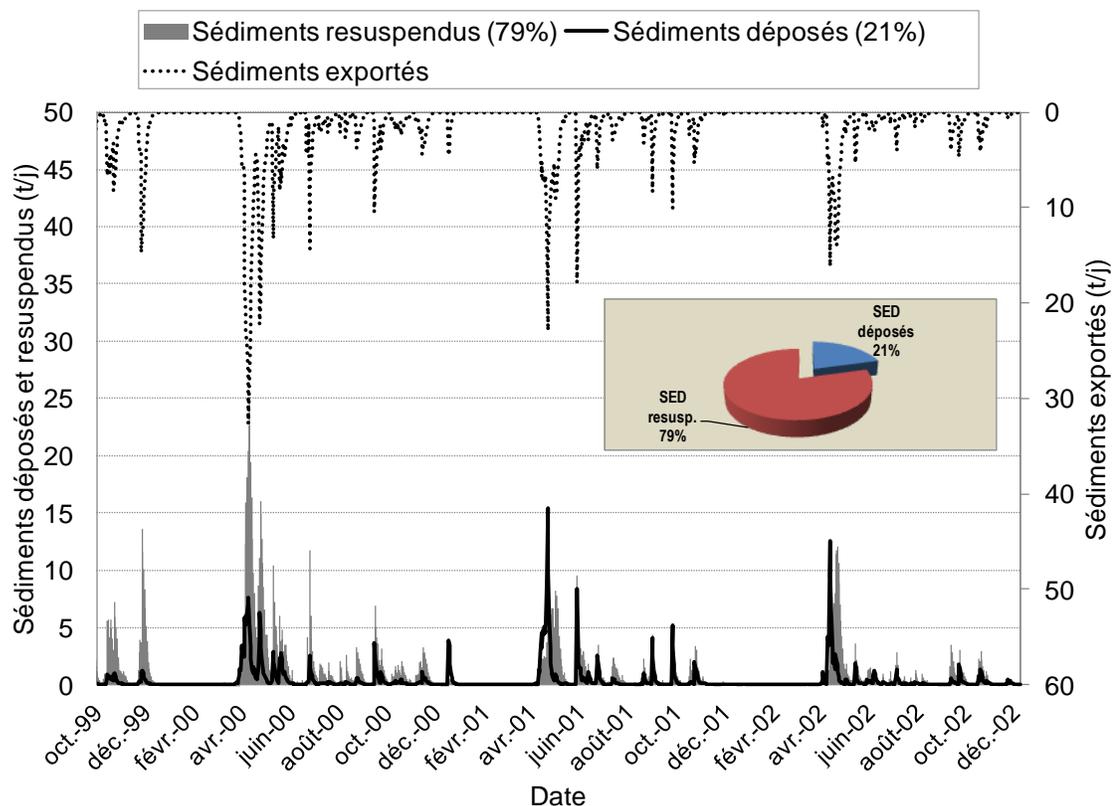


Figure 4-14 : Mouvements des sédiments dans le cours d'eau

Quant au phosphore, étant donné la petite taille du bassin, les processus de transformation du phosphore dans le cours d'eau sont négligeables (Chu et al. 2004).

#### 4.4 Étude comparative

En comparaison avec d'autres sites du bassin versant Boyer, celui de la Boyer Nord par exemple (concentration médiane annuelle de MES entre 12 et 16 mg/l, concentrations médianes estivales de P-total entre 0.12 et 0.21 mg/l, charge moyenne annuelle de MES 573 kg/ha, charge moyenne annuelle de P-total 2.03 kg/ha; Gangbazo et al. 2002), les concentrations et les exportations de MES et de P du site du Ruisseau du Portage sont plus faibles. Par contre, dans le bassin versant Boyer, la majeure partie de la charge annuelle de P-total est sous forme particulaire (Gangbazo et al. 2002) tandis qu'elle est dissoute sur le site du Ruisseau du Portage.

Par ailleurs, c'est le site le moins érosif comparé à 2.2 t/ha pour le bassin versant Boyer Sud, 2.3 t/ha pour Boyer Nord et 3.6 t/ha pour Boyer (Mabit et al. 2007).

Par rapport à d'autres applications de SWAT sur des bassins versants au Québec, prenons comme exemple le bassin versant agricole de la Rivière aux Brochets (630 km<sup>2</sup>) incluant un suivi de la qualité de l'eau sur deux petits bassins expérimentaux (6-8 km<sup>2</sup>). Beaudin et al. (2006) ont également constaté une forte sous-estimation de l'eau dans les drains, des difficultés à reproduire les temps de concentration estivale et dans la reproduction des événements pluviaux intenses. Dans l'ensemble, les résultats de calage journalier et mensuel des débits sont satisfaisants, mais SWAT a du mal à différencier la pluie de la neige, à cause de son module de générateur de climat basé sur la température moyenne journalière. La différence avec notre calage réside dans le fait que les MES et le P ont été calés manuellement et mensuellement. Les performances mensuelles obtenues sont très bonnes et de loin meilleures que les performances journalières avec un NS de 0.55 à 0.76 avec une erreur d'estimation des exportations totales de 13%. Le modèle sous-évalue les exportations de MES et de P en période hivernale et le contraire se produit en période estivale.

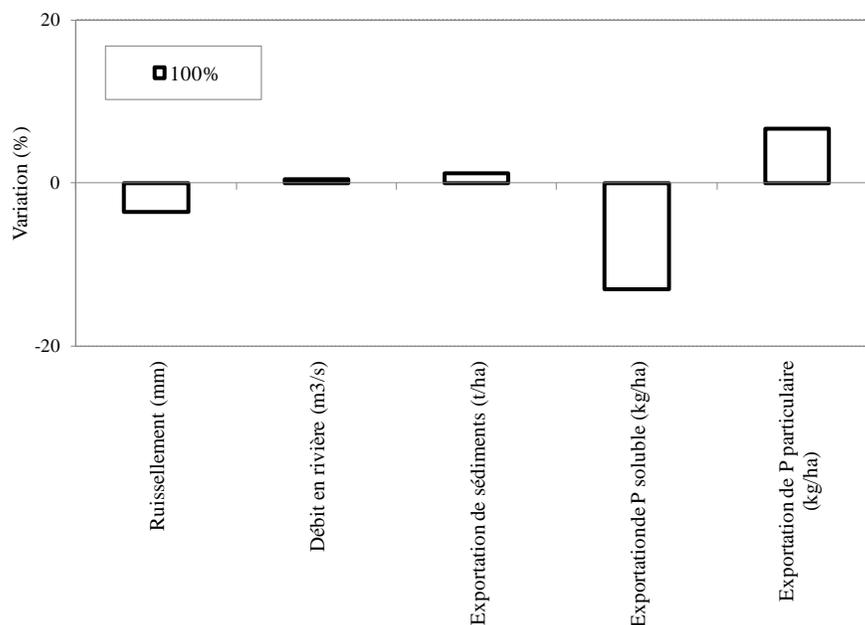
Les exportations moyennes de MES varient de 0.47 à 0.53 t/ha, donc deux fois supérieures à celle du site étudié. Mais comme dans le cas de notre site, la culture de maïs est associée aux pertes de sol les plus élevées (1.13 à 3.29 t/ha, représentant 20% du territoire mais responsable de 69% des exportations de sédiments).

## **4.5 Prédications du modèle - Scénarios agroenvironnementaux**

Les résultats des différents scénarios sont récapitulés dans les figures 4-15 à 4-20 et discutés dans les paragraphes ci-après.

### **4.5.1 Modalités d'épandage des engrais de ferme**

Suite au changement des modalités d'épandage des engrais de ferme, la figure 4-15 montre les répercussions sur le ruissellement, le débit, l'exportation des sédiments et du phosphore.



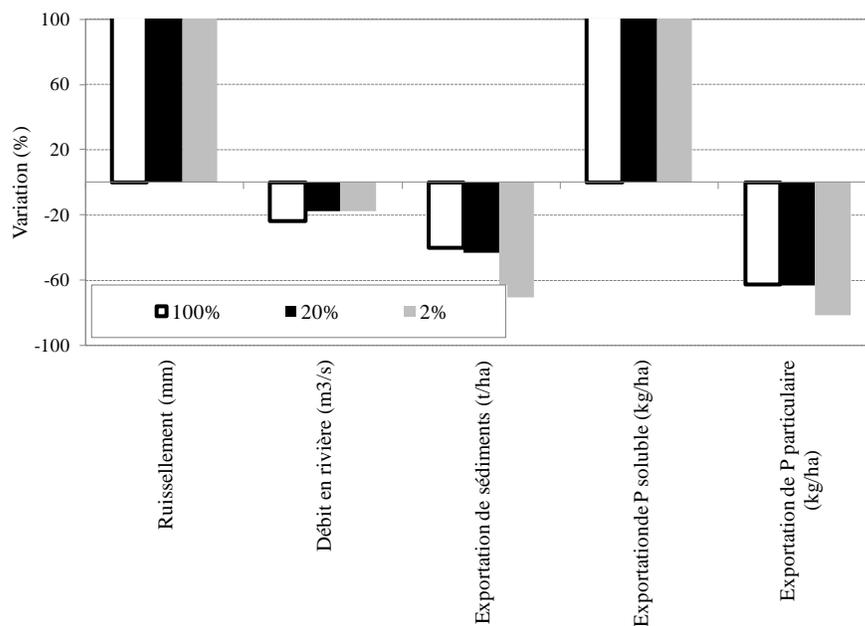
**Figure 4-15 : Influence de l'incorporation immédiate de fumier sur le bilan hydrique, l'exportation de sédiments et de phosphore**

Malgré une légère hausse du débit en rivière (0.50%), l'incorporation immédiate de fumier a diminué un peu le ruissellement (-4%). Par contre, elle a entraîné une augmentation de 1% des sédiments exportés et du P particulaire de 6%, et une réduction du phosphore soluble de 14% pour la période considérée à l'échelle du bassin versant. Ceci est dû aux événements pluviaux après épandage, ou à la perméabilité du sol et la quantité d'engrais appliquée, qui ont entraîné plus de fertilisants sans qu'ils soient bien incorporés dans le sol et solubilisé le phosphore. Ces pourcentages sont néanmoins très variables à l'échelle de l'URH : Par exemple, pour le maïs, l'exportation de sédiments a baissé de 14%, de 1.61 t/ha à 1.14 t/ha, mais l'érosion a apporté respectivement 14% et 16% de phosphore particulaire et soluble de plus.

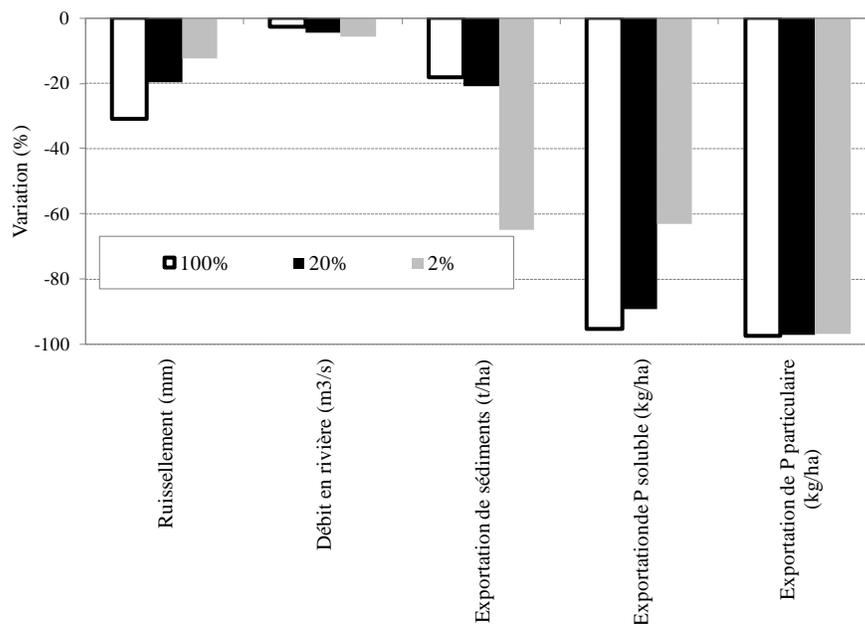
Ainsi, l'incorporation immédiate du fumier n'est pas bénéfique à l'exportation de sédiments et de P particulaire. On peut conclure que le respect des modalités optimales d'épandage minimise considérablement l'exportation de sédiments et de contaminants hors des champs et réduit d'autant plus la pression sur les aménagements mis en places. Toutefois, si une pluie survient après un épandage, peu importe les modalités d'épandage employées, le risque de contamination est accru.

### 4.5.2 Cultures de couverture et cultures sur résidus

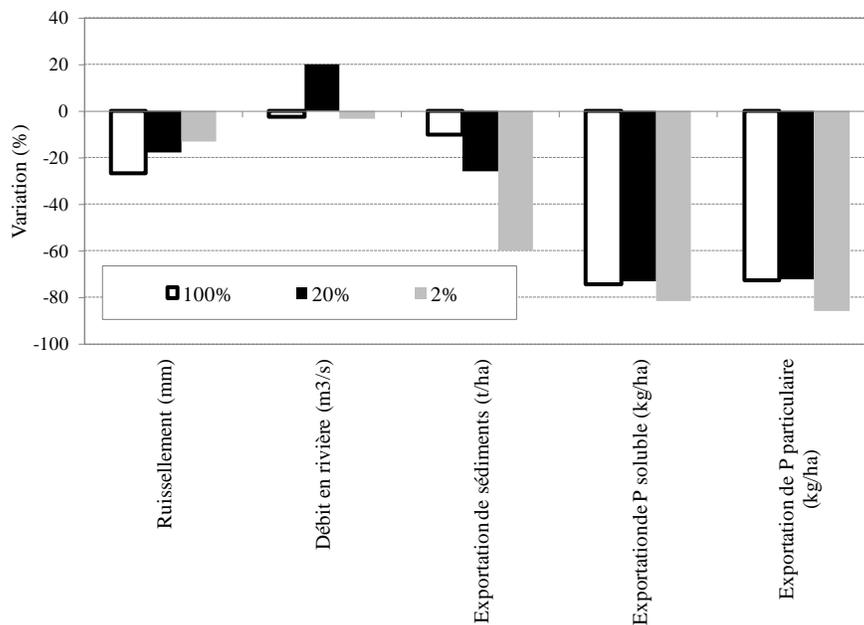
Les résultats obtenus à l'échelle du bassin versant selon le pourcentage d'implantation des cultures de couverture et des cultures sur résidus sur les parcelles de cultures annuelles sont présentés par les figures 4-16 à 4-19.



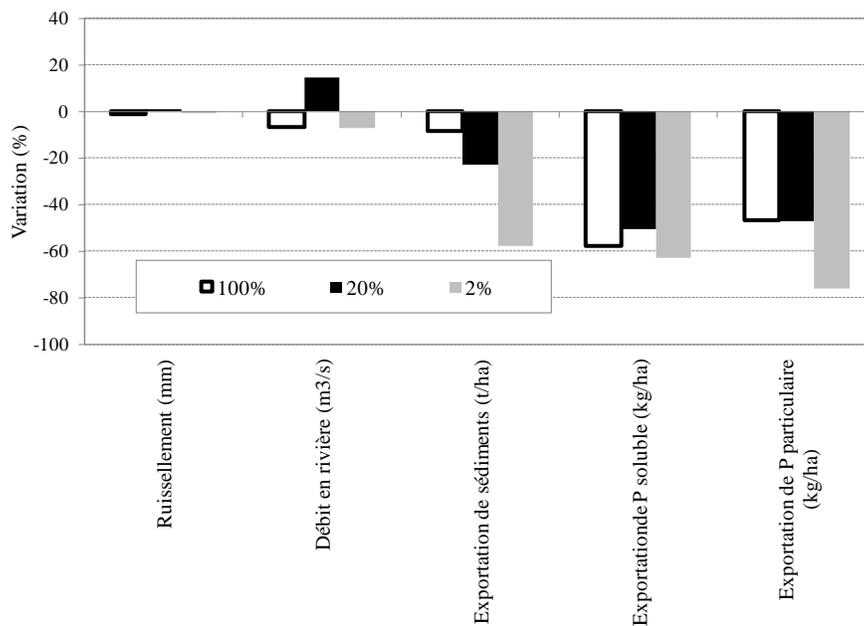
**Figure 4-16 :** Influence de l'implantation des cultures pérennes (prairie de graminées) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles



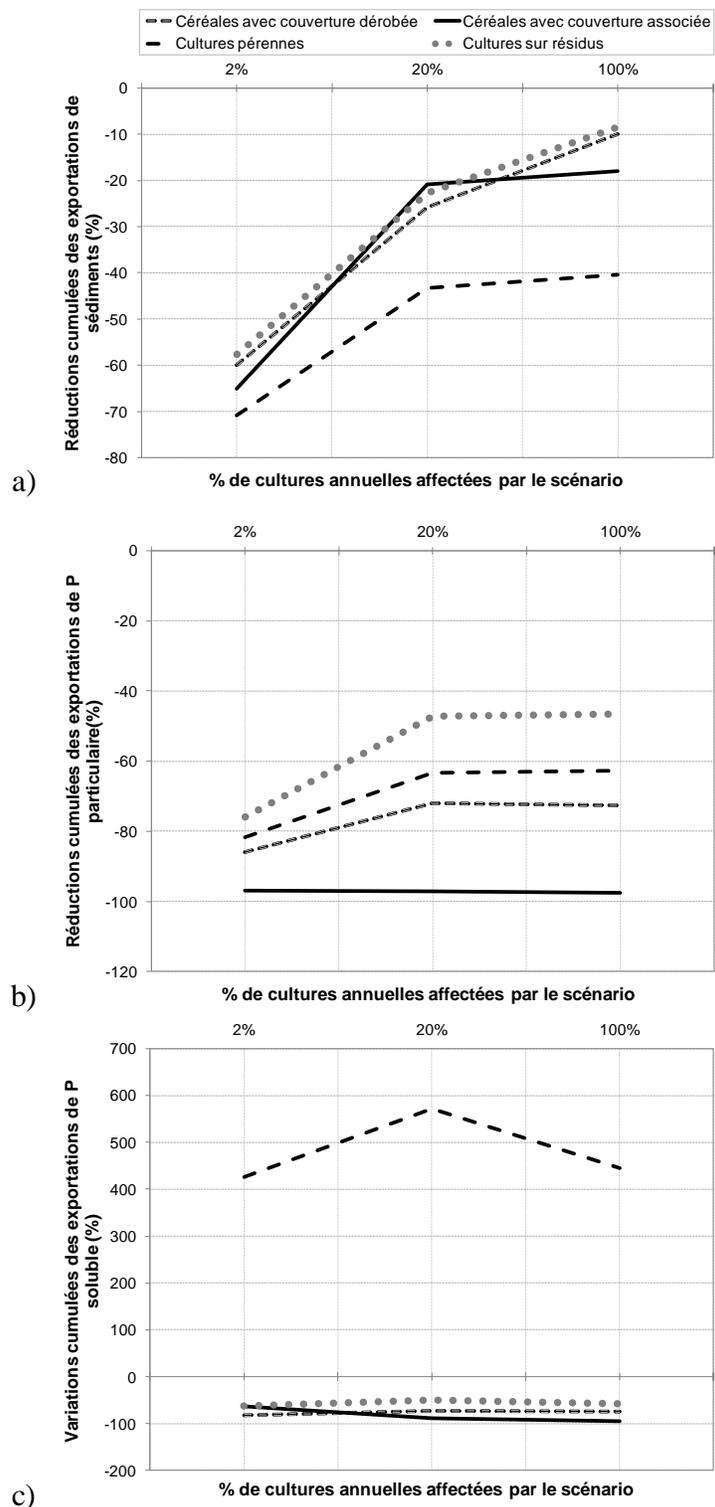
**Figure 4-17 :** Influence de l'implantation des cultures de couverture associée (céréales à paille et trèfle intercalaire) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles



**Figure 4-18 :** Influence de l'implantation des cultures de couverture à la dérobée (céréales à paille et crucifères) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles



**Figure 4-19 :** Influence de l'implantation des cultures sur résidus (travail réduit et semis direct) sur le bilan hydrique et l'exportation de sédiments et de phosphore, selon le ciblage des parcelles



**Figure 4-20 : Réduction des exportations de a) sédiments, de b) phosphore particulaire et c) soluble associée à un taux croissant d'implantation des différents scénarios des PAAC sélectionnés en priorisant les URH les plus vulnérables**

Les figures 4-16 à 4-19 ont permis d'aboutir aux constatations suivantes :

1. Suite au remplacement par les cultures pérennes : Le ruissellement a plus que doublé dans les champs de maïs et de céréales drainés (de 129 mm à 271 mm pour le maïs, de 72 mm à 181mm pour les céréales), où le ruissellement était plus faible et l'écoulement latéral élevé. Par contre, l'exportation de sédiments a énormément diminué, notamment celle du maïs qui a chuté de 1.6 à 0.5 t/ha (-70%), entraînant une forte diminution du P particulaire de 81% et une grande hausse du P soluble de plus de 100%. Ce sont ces grands changements survenus dans les champs de maïs qui ont contribué à ceux obtenus sur 20% et 100% du parcellaire.
2. Suite au remplacement par les cultures de couverture associée: Pour le maïs, le ruissellement a diminué de 12%, le débit en rivière de 6% et l'exportation de sédiments de 65% (0.562 t/ha). Par conséquent, les P particulaire et soluble ont fortement diminué (respectivement de 97 et 62%). Ces pourcentages se répercutent sur l'évaluation du reste du parcellaire quand on augmente le pourcentage ciblé.
3. Suite au remplacement par les cultures de couverture à la dérobée : la même tendance qu'avec les cultures associées est observée pour le bilan hydrique mais les cultures dérobées ont permis de réduire moins de sédiments, plus de P soluble et moins de P particulaire notamment pour le maïs : diminution de 13% du ruissellement, 3% du débit en rivière, 60% de sédiments, 80% de P soluble et 85% de P particulaire. Ces pourcentages se sont répercutés sur le reste du parcellaire avec l'augmentation des URH ciblées.
4. Suite au remplacement par les cultures sur résidus : Le ruissellement n'est pas grandement affecté, l'effet des résidus sur la réduction du ruissellement n'est particulièrement marqué que pour plus de 1000 kg/ha de résidus (Koro et al. 1995) et dans notre cas, les résidus n'atteignent pas cette valeur. Par contre, le débit en rivière a diminué de 7% pour 2% et 100% d'implantation et augmenté de 14% pour 20% d'implantation. C'est la diminution des sédiments exportés dans les champs de maïs (57%) qui a fait diminuer ceux du reste du parcellaire (22% pour 20% d'implantation et 9% pour 100% d'implantation). Cela est dû à la concentration des pressions érosives simulées à la fin de l'hiver pendant la période d'étude 1999-2002. La

couverture de résidus simulée est alors très efficace pour prévenir l'érosion. Le travail secondaire du sol contribuera à leur enfouissement partiel quelques semaines plus tard (Michaud et al. 2008a). Les taux de P soluble et particulaire ont également diminué (62 et 76% avec 2% d'implantation), mais pas autant qu'avec le remplacement des cultures dérobées ou associées ou pérennes. Cette diminution du P concorde avec l'étude d'évaluation des risques de pollution des eaux sous différents systèmes culturaux de Karemangingo (1998), qui a noté que les travaux de conservation de sol permettraient de diminuer de près de 50% les exportations de P total particulaire.

De plus, les figures 4-20 mettent plus en évidence le fait que la réduction des exportations de sédiments et de phosphore suite à l'implantation des scénarios de cultures de couverture suit sensiblement la même courbe, à l'exception des cultures pérennes. En effet, la réduction est surtout très marquée pour 2% d'implantation des PAAC, correspondant aux parcelles de maïs, où l'on note en général une réduction de l'exportation de sédiments et de phosphore de 60 à presque 100%. Par la suite, l'effet sur la réduction des exportations de sédiments et de phosphore diminue avec l'augmentation du taux d'implantation des scénarios. Ainsi, ce sont uniquement les grands changements survenus dans les champs de maïs qui se sont répercutés sur le reste du parcellaire.

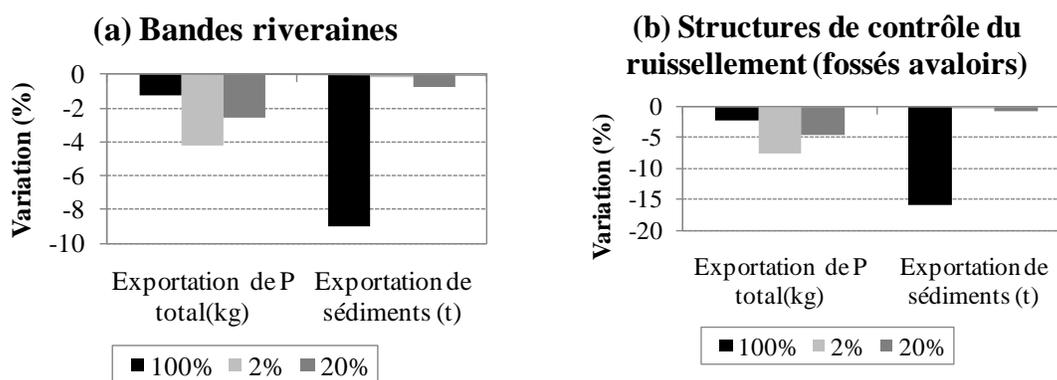
L'exportation de sédiments est maximale pour les céréales avec couverture à la dérobée, les autres types de cultures permettent sensiblement la même réduction. La réduction de P particulaire est maximale avec les céréales avec couverture associée, tandis que la réduction de P soluble obtenue est presque la même pour les scénarios de cultures autres que les cultures pérennes.

Pour les cultures pérennes, une grande hausse du ruissellement a entraîné une forte augmentation du P soluble. Cela reflète les conclusions obtenues par Michaud et al. (2006a) sur le site de la Rivière aux Brochets, qui stipulent que les algorithmes du modèle simulent une stratification du P dans la couche superficielle du sol en prairie, ce qui se traduit par un enrichissement du ruissellement en phosphore soluble. L'épandage après la deuxième coupe de foin, pendant une période active du plan hydrologique, se traduit également par une exportation en P soluble relativement plus importante. De plus,

les scénarios de cultures de couverture associée ou à la dérobée simulent l'incorporation de l'engrais de ferme et l'abandon de l'épandage automnal. Le modèle attribue ainsi une exportation de P soluble moins importante à ces scénarios qu'à la prairie.

### 4.5.3 Aménagement hydroagricole

Les résultats d'application des coefficients de piégeage du P de 9% pour les bandes riveraines et de 16% pour les structures de contrôle du ruissellement sont présentés par les figures 4-21 (a,b).



**Figures 4-21 : Influence de l'implantation des aménagements hydroagricoles sur l'exportation de P total et de sédiments : a)bandes riveraines; b) fossés avaloirs.**

Concernant l'exportation de sédiments, une réduction entre 0.2 et 16% a été notée selon le pourcentage d'implantation. L'effet des aménagements est négligeable sur un pourcentage d'implantation inférieur à 20% tandis que la diminution est maximale sur 100% d'implantation. Quant à l'exportation du P total, les aménagements hydroagricoles ont permis une réduction de phosphore total entre 1.2 et 7.5% à l'exutoire du bassin. Mais plus la portion ciblée du bassin est faible, plus la réduction de l'exportation de P total est grande. En effet, la plus large part de la contamination diffuse des eaux de surface d'un bassin versant est associée au ruissellement produit par une portion relativement restreinte du parcellaire agricole (Duchemin et Madjoub 2004).

Étant donné que ces CEP n'ont été appliqués qu'à la fraction particulière du phosphore exporté de l'URH et que cette fraction particulière est très faible sur le site étudié, l'effet de ces aménagements hydroagricoles n'est pas très remarquable. Par ailleurs, Lowrance et al. (2002) ont affirmé que les bandes riveraines ont une meilleure efficacité lorsqu'on les combine avec d'autres aménagements tels les marais filtrants, les terrasses, la

végétalisation des cours d'eau, les bassins de sédimentation, les structures de stabilisation et les étangs de ferme ou les marais en cours d'eau.

#### **4.5.4 Scénario agroenvironnemental retenu**

Les résultats de ces scénarios ont montré que l'application de pratiques culturales bénéfiques sur les parcelles de maïs suffirait pour atteindre l'objectif de 65% de réduction du P total sur les cultures annuelles, et non pas sur le bassin versant au total. Étant donné la faible proportion des parcelles de maïs sur le site, leur substitution par des cultures de couverture associée ou à la dérobée ou des cultures pérennes ne serait pas réaliste pour ce bassin à vocation agricole. La culture du maïs sur résidus serait le meilleur scénario agroenvironnemental à envisager, combiné avec la présence d'aménagements, tels que les bandes riveraines ou les avaloirs constitués comme seconde ligne de défense contre le ruissellement et l'érosion. L'aménagement d'une bande riveraine enherbée de 1 m à 3 m de largeur sur 100% du réseau hydrographique et de fossés avaloir sur les parcelles de culture annuelle contrôlerait l'exportation de sédiments et de phosphore vers le cours d'eau. De plus, les bandes riveraines sont des structures relativement peu coûteuses à construire et à maintenir (Núñez et al. 1995). Les sédiments, le phosphore et l'azote associé à la matière organique ont tendance à se déposer sur la bande riveraine alors que les contaminants solubles dans l'eau ont tendance à s'infiltrer dans le sol, sous la bande riveraine.

Cependant, l'inconvénient principal réside dans le fait que, selon la composition du sol, la partie du phosphore non assimilée par la végétation de la bande riveraine peut se fixer sur les sites d'adsorption du phosphore, ce qui provoque à long terme l'accumulation du phosphore sous la bande riveraine, suivie d'une désorption. Et la désorption du phosphore diminue l'efficacité de la bande riveraine, car elle provoque l'augmentation de la concentration de phosphore dans l'eau de ruissellement (Gagnon et Gangbazo 2007).

Concernant le bassin versant Boyer, une étude a été réalisée sur le terrain en 2001<sup>26</sup> pour caractériser les bandes riveraines du bassin versant. À l'issue de cette étude, les bandes riveraines du Ruisseau du Portage sont à 68.6% de dominance arborescente et 31.2% de dominance herbacée (GIRB 2011). Cet été et au cours de l'automne 2012, une équipe de recherche de l'Université Laval, en collaboration avec l'Organisme de Bassins Versants de la Côte-du-Sud et l'UPA (Union des Producteurs Agricoles), réalisera un suivi écologique des plantations de bandes riveraines dans le bassin versant de la rivière Boyer. Ce projet, financé par le Ministère de l'Agriculture, Pêcheries et Alimentation Québec (MAPAQ), vise l'amélioration de la gestion des bandes riveraines et la préservation de la biodiversité<sup>27</sup>.

#### **4.6 Sensibilité aux paramètres de gestion agricole**

Outre la réaction du modèle selon le scénario agroenvironnemental choisi, le modèle s'est également avéré très sensible aux paramètres individuels d'un scénario de gestion agricole. La figure 4.22 montre l'importance des variations engendrées par les principaux paramètres impliqués dans les scénarios agroenvironnementaux.

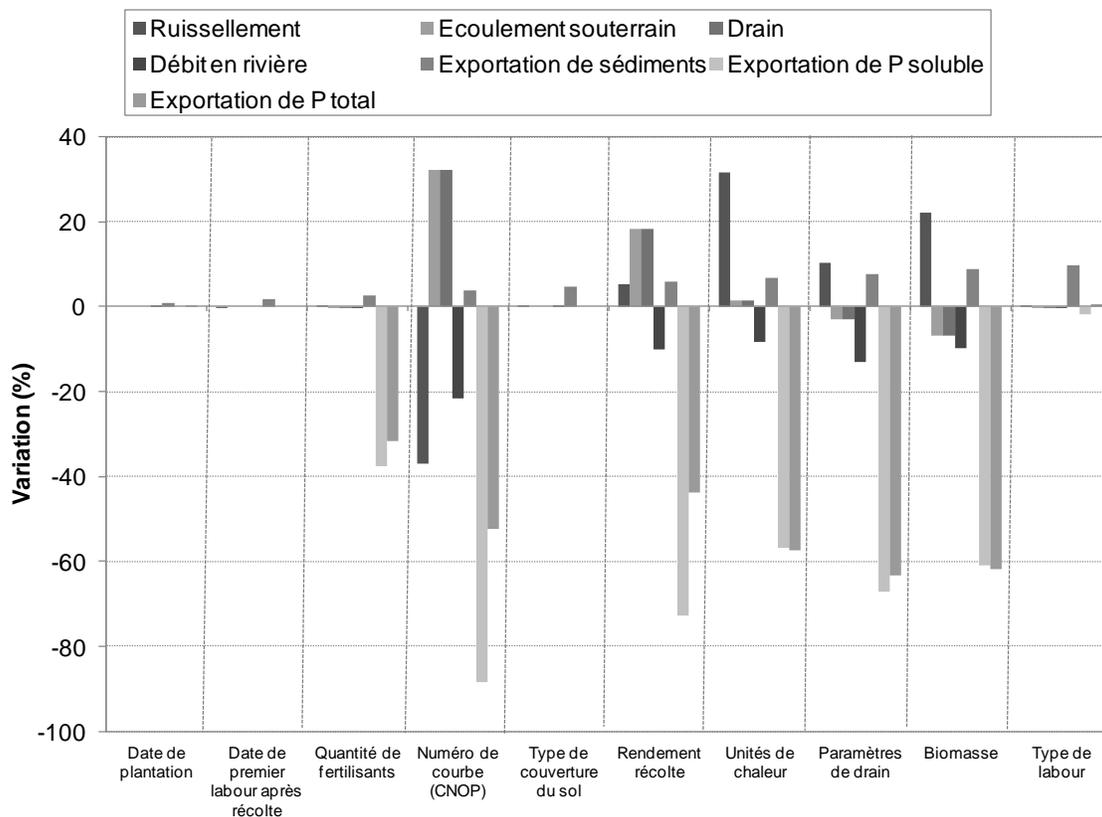
Par rapport au scénario de référence, les changements testés sont les suivants :

- les paramètres quantifiables ont été diminués de 25% (quantité de fertilisants, numéro de courbe CNOP, unités de chaleur, les paramètres de drain et la biomasse)
- les dates de plantations et de premier labour après récolte (automne/printemps) ont été retardées de deux jours ;
- le type de couverture de sol a été changé en cultures de maïs à la dérobée ;
- l'objectif de rendement de la récolte n'a pas été spécifié ;
- le type de labour a été changé en un instrument à intensité plus élevée.

---

<sup>26</sup> BOLDUC, F., ALAIN, E. (2002). *Caractérisation des habitats aquatiques et riverains du bassin de la rivière Boyer*, Rapport présenté au Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer, Québec, 65 p. et 3 annexes.

<sup>27</sup> <http://www.hebdosregionaux.ca/chaudiere-appalaches/2012/05/22/etude-sur-les-bandes-riveraines-de-la-boyer>, consulté en juin 2012.



**Figure 4-22 : Sensibilité du modèle aux principaux paramètres de gestion agricole**

La modification des dates de plantation et de premier labour après récolte (automne/printemps) influe le moins sur les sorties du modèle, tandis que le numéro de courbe (CNOP) s'avère être le plus important paramètre à maîtriser. En outre, la plupart des paramètres font beaucoup plus diminuer l'exportation de P soluble que celle du P total, contribuant ainsi à la diminution de l'eutrophisation de la rivière. Il est aussi intéressant de constater que les paramètres de drain influent plus sur les résultats que les types de labour et de couverture du sol, même s'ils sont plus directement concernés. Enfin, le fait de fixer soi-même un objectif de rendement de la récolte, de biomasse à atteindre, donne de meilleurs résultats que laisser le modèle les calculer lui-même. Ces conclusions ont été tirées du cas présent, mais peuvent servir de base pour les utilisateurs de SWAT sur d'autres bassins versants.

Pour terminer, nous tenons à souligner que le coût d'implantation et de maintenance des aménagements n'a pas été pris en compte dans cette étude des scénarios

agroenvironnementaux, faute d'outil adéquat. En effet, un algorithme génétique d'optimisation multi-objective pour la sélection et l'emplacement des scénarios agricoles dans le bassin versant comme NSGA-II (Bekele et Nicklow 2005 ; Maringanti et al. 2009) et un outil de caractérisation des pratiques agricoles devraient être greffés à SWAT (Gitau et al. 2004 ; Merriman et al. 2009). Deux fonctions objectifs sont ainsi optimisées, la première concerne la réduction totale de la charge de pollution tandis que la seconde calcule le coût net de l'implantation des pratiques agricoles. L'outil de caractérisation des pratiques agricoles est une base de données développée dans Microsoft Access, contenant l'efficacité des aménagements traduite par les pourcentages de réduction de phosphore ainsi que les caractéristiques des pratiques agricoles.

Nous avons pu démontrer que le modèle peut très bien simuler les scénarios agricoles et leur incidence sur l'exportation de nutriments dans le cours d'eau, sur de petits bassins versants agricoles. Mais l'effet de réduction du phosphore dans la rivière n'est pas immédiat. Pour avoir plus d'effet, d'autres actions devraient être menées conjointement d'une part par les agriculteurs, par exemple la diminution des cultures érosives ou la diminution de la quantité de fertilisants, et d'autre part par l'État.

#### **4.7 Stratégie de mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles**

Parmi les stratégies de mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles, une réglementation est actuellement mise en vigueur et des actions sont entreprises par différents intervenants (GIRB 2011).

Le principal règlement visant la protection des sols et de l'eau en milieu agricole est le Règlement sur les exploitations agricoles (REA), entré en vigueur le 14 juin 2002. Il met de l'avant une nouvelle approche qui vise à résoudre le problème de la pollution diffuse causée par les activités agricoles, notamment par l'atteinte d'un équilibre des sols en phosphore (source : MDDEP)<sup>28</sup>.

---

<sup>28</sup> [http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu\\_agri/agricole/index.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/index.htm)

Ainsi, le REA interdit l'épandage d'engrais ou de pesticides et un travail au sol dans les bandes riveraines définies par règlement municipal. Si aucun règlement n'a été adopté par la municipalité, des distances minimales s'appliquent. Les producteurs agricoles sont ainsi tenus de laisser un (1) mètre le long des fossés, et trois (3) mètres le long d'un cours d'eau (à partir de la ligne des hautes eaux, comme stipulé dans la politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables). Concernant les cours d'eau, au moins un (1) mètre au dessus du talus doit être conservé, même si la distance minimale de trois mètres est atteinte.

En outre, concernant les pratiques agricoles respectueuses de l'environnement, le MAPAQ, l'UPA, le MDDEP et les clubs conseil en agroenvironnement ont développé des politiques de sensibilisation, qui viennent appuyer les programmes de subvention. Les guides de bonne pratique sont nombreux, ainsi que les collaborations entre les différents ministères. Le MAPAQ distribue des arbres aux producteurs agricoles qui souhaitent reboiser leurs bandes riveraines ou des haies brise-vent au printemps. La nouvelle génération de Prime-Vert offre une multitude de possibilités. Un des neuf volets d'intervention concerne la réduction de la pollution diffuse et l'amélioration de la qualité de l'eau. Le programme peut prendre en charge la réalisation d'ouvrages de conservation des sols (ou la réalisation un diagnostic de l'érosion sur son exploitation), l'implantation de bandes riveraines ou de haies brise-vent, la culture de couvre-sols d'hiver, le retrait des animaux aux cours d'eau, ainsi que l'introduction du travail réduit au sol ou du semis direct. Jusqu'à 100% des coûts sont admissibles.

Il y a également le Plan d'accompagnement agroenvironnemental (PAA), initié par le MAPAQ et Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), qui permet d'accompagner les producteurs agricoles, pour tracer le portrait global agroenvironnemental de l'exploitation, et voir quelles sont les actions à réaliser au cours des années à venir.

Le MAPAQ, l'UPA et le MDDEP ont également sorti un plan d'action concerté sur l'agroenvironnement et la cohabitation harmonieuse (2007-2010). Aux niveaux

ministériel et professionnel, les ressources proposées aux exploitants agricoles sont nombreuses pour lutter contre l'érosion et la pollution diffuse.

Le Groupe d'Intervention et de Restauration de La Boyer (GIRB) avait déjà ciblé ces problématiques et avait agi en conséquence, via le projet de « mise en valeur de la biodiversité des cours d'eau en milieu agricole » dans le bassin versant Boyer sud de 2005 à 2010.

Dans un bassin versant où l'agriculture occupe une place prépondérante, une fois les charges maximales de polluants de sources diffuses connues, les producteurs agricoles du bassin versant devraient travailler collectivement pour les respecter, en utilisant les pratiques appropriées. La responsabilité individuelle des agriculteurs dans la pollution d'une rivière est difficile à établir avec précision. Seule leur responsabilité collective peut être établie de façon satisfaisante (Gangbazo et Le Page 2005).

## 5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

### 5.1 Conclusions

A la question posée au début, nous pouvons répondre qu'avec notre nouvelle méthodologie, on peut améliorer la performance journalière en modélisation de la qualité de l'eau dans les petits bassins agricoles avec peu de données. Même si les performances obtenues ne sont pas encore excellentes pour la modélisation des variables de qualité de l'eau, notamment pour le phosphore, elles ont été améliorées par rapport à celles obtenues avec la procédure de calage usuelle avec SWAT<sup>29</sup> et les résultats sont plus réalistes. En premier lieu, les données sont plus conformes à la réalité car gardées brutes, sans aucune transformation par relation de régression avec les débits. Par ailleurs, évaluer sur un pas de temps journalier sur un petit bassin versant évite d'ajouter le peu de données disponibles en données mensuelles, données qui sont peu représentatives du mois considéré.

La procédure traditionnelle de calage avec SWAT est de caler successivement les débits, les sédiments et finalement les nutriments, de façon uni-objective, avec les paramètres influant sur les variables uniquement. Notre premier objectif étant de proposer une nouvelle méthodologie permettant d'améliorer la performance journalière, notamment en qualité de l'eau, nous avons greffé à cette procédure traditionnelle l'optimisation multi-objective et la possibilité de considérer 5 types de paramètres issus de l'analyse de sensibilité : les paramètres influant sur les débits (Q) uniquement, les paramètres influant sur les Matières En Suspension (MES) uniquement, les paramètres influant sur le Phosphore Total (PT) uniquement, les paramètres de Q et de MES influant sur les MES et les paramètres de Q, MES et PT influant sur le PT.

L'optimisation multi-objective en considérant tous les paramètres influant sur les variables constitue la meilleure approche pour améliorer la performance journalière avec SWAT2005, surtout pour les MES. En effet, en calage uni-objectif, avec les paramètres influant uniquement sur la variable à caler, les performances obtenues sont limitées à un certain seuil et d'excellentes performances en modélisation de la qualité de l'eau peuvent

---

<sup>29</sup> [http://swatmodel.tamu.edu/media/1315/swat-calibration-techniques\\_slides.pdf](http://swatmodel.tamu.edu/media/1315/swat-calibration-techniques_slides.pdf)

cache une perte de performance des débits et un déséquilibre dans les composantes hydrologiques internes. Le calage multi-objectif permet de préserver la performance des débits.

Une autre particularité de notre méthodologie consiste, pour le calage d'une variable donnée, à la vérification du bilan de masses interne par Unité de Réponse Hydrologique (URH), une combinaison unique d'occupations du territoire, de pratiques culturales et de types de sols, ainsi que les paramètres importants pour maintenir ce bilan de masses interne correct au niveau des URH tout au long des calages. En effet, un bilan de masses correct pour l'ensemble du bassin est facile à obtenir, notamment après un pré-ajustement annuel du ruissellement de surface et de l'écoulement de base, mais il peut être complètement débalancé à l'intérieur des URH.

Par ailleurs, l'optimiseur qui vient avec SWAT donne plus de poids aux données les plus nombreuses et les valeurs les plus élevées en ordre de grandeur dans les fichiers d'entrée. Malgré la normalisation des données, la fonctionnalité de changement de poids affectés aux fonctions-objectif dans SWAT2005 n'est pas encore opérationnelle, et donc une optimisation manuelle a été entreprise pour fins de comparaison en jouant sur les poids affectés aux différentes variables dans le cas d'optimisation multi-objective.

Les principaux points forts de notre méthodologie sont les suivants :

- L'analyse de sensibilité est effectuée en deux vagues, la première avec seulement les paramètres relatifs à la variable et la seconde avec tous les paramètres pouvant influencer sur la variable.
- La période d'échauffement a été fixée à plus d'un an et les périodes de calibration et de validation ont été choisies de manière à avoir plus ou moins les mêmes critères statistiques dans chaque période, notamment pour les variables de qualité de l'eau plus difficiles à caler.
- Dans le code source, la diminution du seuil de calcul du débit sortant à  $0.0001 \text{ m}^3/\text{jour}$  a permis d'améliorer la concentration de base de P simulée tout au long de l'année,

notamment en période sèche. Par ailleurs, la fixation d'une valeur initiale de P dissous dans la rivière a également permis de simuler les petites concentrations de phosphore.

- La spécification des objectifs de biomasse, d'indice de récolte et de la fraction de biomasse enlevée par l'équipement de récolte, a aidé à mieux reproduire les biomasses et rendements de la région d'étude.
- Pour avoir moins d'érosion dans le cours d'eau, les facteurs de couverture et d'érodabilité du canal ont été fixés plus faibles.

Par ailleurs, pour amener de l'eau dans les drains, l'ordre des équations d'écoulement de l'eau dans le sol a été modifié (Umuhire 2007). Pour diminuer le ruissellement, les routines de ruissellement ont été modifiées (Michaud et al. 2008a) et le paramètre de rétention dans l'estimation du numéro de courbe de ruissellement de surface est calculé en fonction de l'évapotranspiration accumulée des plantes (Neitsch et al. 2005).

Par la suite, l'application de cette méthodologie sur le site Ruisseau du Portage, qui constitue notre deuxième objectif, a donné les résultats suivants :

- La performance est meilleure après optimisation multi-objective: les coefficients de Nash-Sutcliffe (NS) sont plus élevés et les biais plus faibles.
- D'excellents résultats sur l'ensemble du bassin peuvent cacher un bilan des masses irréaliste pour les débits, les MES et le P total au niveau de chaque URH. La correction du bilan de masses conduit à de moins bonnes performances journalières, et la fixation de certains paramètres pour imposer le bilan des masses entrave la recherche d'un jeu de paramètres donnant la performance adéquate.

Les limites suivantes du logiciel SWAT ont nui à l'obtention de bonnes performances:

- la perte de performance après remplacement des valeurs optimales, due au nombre de décimales perdues en remplaçant manuellement les valeurs optimales des paramètres dans le modèle avant et après calage des MES;
- les équations relativement simplifiées du transport des sédiments dans le cours d'eau, comme le confirment Richardson et al. (2001);

- la manière dont SWAT modélise le P dans le sol, avec des valeurs de paramètres uniques pour tout le bassin: Par exemple, le coefficient de sorption du phosphore (PSP) et le coefficient de partitionnement du phosphore dans le sol (PHOSKD) devraient varier dans le temps, comme le suggèrent également Vadas et al. (2004);
- la différence entre les échelles temporelles causant la divergence entre valeurs observées et simulées. Cette constatation est confirmée par Radcliffe et al. (2009).

Les performances journalières obtenues sont les suivantes : Pour les débits, d'excellentes performances en calibration et en validation, selon les critères d'évaluation de Moriasi et al. (2007) sont obtenues : NS(Q) de 0.65 en calibration contre 0.71 en validation et des biais minimes positifs, traduisant une légère sous-estimation des débits observés. Pour les MES, SWAT a bien simulé la dynamique moyenne des MES sur le site. Avec un NS de 0.19 en calibration et 0.11 en validation, les performances obtenues sont bonnes selon une évaluation journalière, avec des biais inférieurs à  $\pm 15\%$ . Les sédiments exportés se chiffrent à 0.21 t/ha, présentant un biais de -5% par rapport aux données (0.2 t/ha). La charge totale de sédiments exportée correspondante s'élève à 450 tonnes pour toute la période, dont 21% stockés et déposés et 79% resuspendus. Enfin, concernant le phosphore total, les performances obtenues ne sont pas acceptables, avec un NS de -0.56 en calibration et -3.24 en validation. Les biais enregistrés (PBIAS) sont très élevés, avec une sous-estimation en calibration (53.58%) et une surestimation en validation (-68.83%).

Finalement, SWAT a bien su modéliser l'influence des 4 types de pratiques agricoles et d'aménagements de conservation sur l'exportation de sédiments et de phosphore, en vue d'atteindre un objectif de réduction de 65% du P total exporté dans la rivière (614 kg de P total/an), obtenu d'après les données observées. L'application de pratiques culturales bénéfiques sur les parcelles de maïs suffirait pour atteindre cet objectif de réduction du P total, et la culture du maïs sur résidus serait le meilleur scénario agroenvironnemental à envisager, combiné avec la présence d'aménagements.

Cette thèse a démontré que les modèles sont des outils d'aide à la décision très utiles en gestion intégrée de l'eau par bassin versant. Comme dans le cas du site du Ruisseau du Portage, ils peuvent aider à déterminer le scénario de pratiques agricoles qui permettrait d'atteindre un objectif donné, et de juger le réalisme de cet objectif. Pour ce faire, une bonne méthodologie de modélisation conduisant à des résultats réalistes est nécessaire. Ainsi, l'apport de cette thèse à la GIRE se concrétise par la proposition de scénarios agroenvironnementaux conformes à la réalité dans un petit bassin versant à Québec, scénarios obtenus après application d'une méthodologie de modélisation évaluée sur le pas de temps le plus adéquat pour les petits bassins, le pas de temps journalier. Par la suite, un plan d'action pourra être élaboré en se basant sur les résultats obtenus. Cependant, aucun modèle ne peut reproduire parfaitement la réalité et donner une réponse exacte aux questions posées. Des incertitudes sont toujours associées aux résultats des modèles. L'écart entre les prédictions du modèle et les charges réelles ne pourra être déterminé qu'à la suite de la mise en place du scénario suggéré.

## **5.2 Perspectives**

Les améliorations de modèle suivantes peuvent être explorées:

- une automatisation du remplacement des valeurs optimales avant le passage au calage d'une autre variable afin de réduire les pertes de performance du modèle à cause de l'impossibilité de prendre en compte tous les décimaux des valeurs des paramètres dans les fichiers d'entrée.
- une amélioration des routines d'optimisation qui permettrait de prendre en compte les poids spécifiés par l'utilisateur dans l'optimisation multi-objective du modèle SWAT : En effet, cela permettrait une nette amélioration en cas de différence dans la quantité et la qualité des données utilisées pour le calage. Le couplage du modèle avec d'autres algorithmes d'optimisation est également à évaluer, s'ils permettraient une plus large étendue de la zone de recherche de l'optimum, notamment dans le cas du phosphore.

- l'affichage des critères de performance autres que le NS dans les fichiers de sortie de SWAT (pourcentage de biais, coefficient de détermination...), avec des possibilités de choix de pas de temps d'évaluation de la performance.
- l'affichage de la réduction de MES ou de nutriments obtenue après simulation de scénarios agroenvironnementaux.
- la création automatique de fichiers de sortie contenant des graphiques de données observées et simulées.

## Bibliographie

- Abbaspour, K. C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J. et Srinivasan, R. (2007). "Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT." *J. Hydrol.*, 333, 413-430.
- Abbaspour, K. C., Yang, J., Reichert, P., Vejdani, M., Haghghat, S. et Srinivasan, R. (2008). "SWAT-CUP, SWAT Calibration and Uncertainty Programs, A User manual, Eawag Zurich, Switzerland." EAWAG, disponible sur [http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software/swat/index\\_EN](http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software/swat/index_EN) (sept 2010).
- Agnew, L. J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V. B., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S. et Walter, M. T. (2006). "Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application." *J. Environ. Mgmt.*, 78(1), 63-76.
- Alexander, R. B., Elliott, A. H., Shankar, U. et McBride, G. B. (2002). "Estimating the sources and transport of nutrients in the Waikato River Basin, New Zealand." *Water Resour. Res.*, 38, 1268-1290.
- Allen, P. M. et Arnold, J. G. (2005). "SWAT-DEG and channel restoration of urban streams." *Proc. 3e conférence internationale sur SWAT*, Zurich, Suisse, 107-113.
- Ancil, F. (2004). "Description du projet de recherche - Modélisation hydrologique des petits bassins versants en milieu rural." Financement : Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies (FQRNT), Québec.
- Ancil, F., Rousselle, J. et Lauzon, N. (2005). *Hydrologie, cheminements de l'eau*, Presses Internationales Polytechniques. 317p.
- Arabi, M., Frankenberger, J. R., Engel, B. A. et Arnold, J. G. (2008). "Representation of agricultural conservation practices with SWAT." *Hydrol. Process.*, 22, 3042-3055.
- Arabi, M., Govindaraju, R. S., Hantush, M. M. et Engel, B. A. (2006). "Role of watershed subdivision on modeling the effectiveness of best management practices with SWAT." *JAWRA*, 42(2), 513-528.
- Arnold, J. G. et Allen, P. M. (1999). "Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records." *JAWRA*, 35(2), 411-424.
- Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R. S. et Bernhardt, G. (1995). "Automated base flow separation and recession analysis techniques." *Ground Water*, 33(6), 1010-1018.
- Arnold, J. G. et Fohrer, N. (2005). "SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling." *Hydrol. Process.*, 19, 563-572.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S. et Williams, J. R. (1998). "Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development." *JAWRA*, 34(1), 73-89.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S. et Di Luzio, M. (1999). "Water resources of the Texas gulf basin." *Wat. Sci. Tech.*, 39(3), 121-133.
- Arnold, J. G., Williams, J. R., Nicks, A. D. et Sammons, N. B. (1990). "SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management", Texas A&M Univ.Press, College station, TX.
- ASCE. (1993). "Criteria for evaluation of watershed models." *J. Irrigation Drainage Eng.*, 119(3), 429-442.
- Bagnold, R. A. (1977). "Bedload transport in natural rivers." *Water Resour. Res.*, 13(2), 303-312.
- Baril, R. et Rochefort, B. (1957). "Étude pédologique du comté de Lotbinière dans la province de Québec." Service des fermes expérimentales, Ministère fédéral de l'Agriculture en collaboration avec le Ministère de l'Agriculture de Québec et l'École supérieure d'Agriculture, Saint-Anne-de-la-Pocatière. 115 pp + 1 carte couleur à l'échelle du 1: 63 360.
- Bärlund, I., Kirkkala, T., Malve, O. et Kämäri, J. (2007). "Assessing the SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment." *Environ. Model. Software*, 22(5), 719-724.
- Beasley, D. B., Huggings, L. F. et Monke, E. J. (1980). "ANSWERS: A model for watershed planning." *Trans. ASAE*, 23(4), 938-944.
- Beaudet, P., Grenier, M., Giroux, M. et Girard, V. (2003). "Description statistique des propriétés chimiques des sols minéraux du Québec - Basée sur les analyses de sols effectuées de 1995 à 2001." Ministère de

- l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation (MAPAQ) et l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA), Québec, Canada.
- Beaudin, I. (2006). "Revue de littérature, La mobilité du phosphore, Version finale." Pour le comité ad hoc Groupe mobilité phosphore. Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec (CRAAQ).
- Beaudin, I., Deslandes, J., Michaud, A., Bonn, F. et Madramootoo, C. A. (2006). "Variabilité spatio-temporelle des exportations de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la Rivière aux Brochets au sud-ouest du Québec. Partie I. Paramétrage, calibrage et validation du modèle SWAT." *Agrosol.*, 17(1), 4-20.
- Bednarz, S. T., Dybala, T., Muttiah, R. S., Rosenthal, W. et Dugas, W. A. (2002). "Chapter 1, brush/water yield feasibility studies." In: <http://www.brc.tamus.edu/blackland/dugas/chapter1.pdf>.
- Behera, S. et Panda, R. K. (2006). "Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process model." *Agric. Ecosys. Environ.*, 113(1-4), 62-72.
- Bekele, E. G. et Nicklow, J. W. (2005). "Multiobjective management of ecosystem services by integrative watershed modeling and evolutionary algorithms." *Water Resour. Res.*, 41, W10406, doi : 10.1029/2005WR004090.
- Benaman, J., Shoemaker, C. A. et Haith, D. A. (2005). "Calibration and validation of Soil and water Assessment Tool on an Agricultural Watershed in Upstate New York." *J. Hydr. Engrg.*, 10(5), 363-374.
- Bicknell, B. R., Imhoff, J. L., Donigan, A. S. et Johanson, R. C. (1993). "Hydrologic simulation program-FORTRAN (HSPF): User's Manual for Release 10." *Report No. EPA/600/R-93/174. Athens, Ga.: U.S. EPA Environmental Research Lab.*
- Bingner, R. L. et Theurer, F. D. (2001). "AnnAGNPS technical processes: Documentation Version 2." In: [www.sedlab.olemiss.edu/AGNPS.html](http://www.sedlab.olemiss.edu/AGNPS.html).
- Borah, D. K. et Bera, M. (2003). "Watershed-scale hydrologic and non-point-source pollution models: Review of mathematical bases." *Trans. ASAE*, 46(6), 1553-1566.
- Bosch, D. D., Sheridan, J. M., Batten, H. L. et Arnold, J. G. (2004). "Evaluation of the SWAT model on a coastal plain agricultural watershed." *Trans. ASAE*, 47(5), 1493-1506.
- Bouraoui, F., Benabdallah, S., Jrad, A. et Bidoglio, G. (2005). "Application of the SWAT model on the Medjerda River basin (Tunisia)." *Phys. Chem. Earth*, 30(8-10), 497-507.
- Bouraoui, F., Braud, I. et Dillaha, T. A. (2002). "ANSWERS: A nonpoint-source pollution model for water, sediment and nutrient losses." In: *Chapitre 22 dans Mathematical Models of Small Watershed Management, CD-ROM. Milwaukee, Wisc.: IWA and Marquette University.*
- Bouraoui, F., Grizzetti, B., Granlund, K., Rekolainen, S. et Bidoglio, G. (2004). "Impact of climate change on the water cycled and nutrient losses in a Finnish catchment." *Clim. Change*, 66(1-2), 109-126.
- Bracmort, K. S., Arabi, M., Frankenberger, J. R., Engel, B. A. et Arnold, J. G. (2006). "Modeling long term water quality impact of structural BMPs." *Trans. ASABE*, 49(2), 367-374.
- Bradford, M. E. et Peters, R. H. (1987). "The relationship between chemically analyzed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus." *Limnol. Oceanogr.*, 32, 1124-1137.
- Brown, L. et Barnwell, T. O. (1987). "The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS : Documentation and User Manual." *Report EPA/600/3-87/007. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.*
- Bryant, R. B., Gburek, W. J., Veith, T. L. et Hively, W. D. (2006). "Perspectives on the potential for hydrogeology to improve watershed modeling of phosphorus loss." *Geoderma*, 131(3-4), 299-307.
- Campbell, N., D'Arcy, B., Frost, A., Novotny, V. et Sansom, A. (2004). "Diffuse pollution: an introduction to the problems and solutions." IWA publishing. 240pp, London, UK.
- Cao, W., Bowden, W. B., Davie, T. et Fenemor, A. (2006). "Multi-variable and multi-site calibration and validation of SWAT in a large mountainous catchment with high spatial variability." *Hydrol. Process.*, 20(5), 1057-1073.
- Capel, P. D., McCarthy, K. A. et Barbash, J. E. (2008). "National, holistic, watershed-scale approach to understand the sources, transport and fate of agricultural chemicals." *J. Environ. Qual.*, 37, 983-993.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F. et Smith, V. H. (1998). "Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen." *Ecol. Appl.*, 8, 559-568.

- Carter, M. R. (2005). "Long-term tillage effects on cool-season soybean in rotation with barley, soil properties and carbon and nitrogen storage for fine sandy loams in the humid climate of Atlantic Canada." *Soil & Tillage Research*, 81, 109-120.
- Cerucci, M. et Conrad, J. M. (2003). "The use of binary optimization and hydrologic models to form riparian buffers." *JAWRA*, 39(5), 1167-1180.
- Chanasyk, D. S., Mapfumo, E. et Willms, W. (2003). "Quantification and simulation of surface runoff from fescue grassland watersheds." *Agric. Water Mgmt.*, 59(2), 137-153.
- Chaplot, V., Saleh, A., Jaynes, D. B. et Arnold, J. (2004). "Predicting water, sediment and NO<sub>3</sub>-N loads under scenarios of land-use and management practices in a flat watershed." *Water, Air and Soil Pollution*, 154, 271-293.
- Chapra, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*, Mc-Graw-Hill Inc., New York. 844p.
- Cheng, H., Ouyang, W., Hao, F., Ren, X. et Yang, S. (2006). "The nonpoint-source pollution in livestock-breeding areas of the Heihe River basin in Yellow River." *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.*, doi:10.1007/s00477-006-0057-2.
- Chu, T. W., Shirmohammadi, A., Montas, H. et Sadeghi, A. (2004). "Evaluation of the SWAT model's sediment and nutrient components in the Piedmont physiographic region of Maryland." *Trans. ASAE*, 47(5), 1523-1538.
- Clemmens, A. J. (1993). "Description and evaluation of program: DUFLOW." *J. Irrig. and Drain. Engrg.*, 119 (4), 724-734.
- Coffey, M. E., Workman, S. R., Araba, J. L. et Fogle, A. W. (2004). "Statistical procedures for evaluating daily and monthly hydrologic model predictions." *Trans. ASAE*, 47(1), 59-68.
- Cohn, T. A., Delong, L. L., Gilroy, E. J., Hirsch, R. M. et Wells, D. K. (1989). "Estimating constituent loads." *Water Resour. Res.*, 25, 937-942.
- Conan, C., de Marsily, G., Bouraoui, F. et Bidoglio, G. (2003). "A long-term hydrological modelling of the upper Guadiana river basin (Spain)." *Phys. Chem. Earth*, 28(4-5), 193-200.
- Cotter, A. S., Chaubey, I., Costello, T. A., Soerens, T. S. et Nelson, M. A. (2003). "Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data." *JAWRA*, 39(4), 977-986.
- Crawford, C. G. (1991). "Estimation of suspended-sediment rating curves and mean suspended-sediment loads." *J. Hydrol.*, 129, 331-348.
- Crawford, C. G. (1996). "Estimating mean constituent loads in rivers by the rating-curve and flow-duration, rating-curve methods. Unpublished PhD diss. Bloomington, IN: Indiana University.
- Ferguson, R.I. 1986. River loads underestimated by rating curves." *Water Resour. Res.*, 22(1), 74-76.
- Day, J. H. et McMenamin, J. (1983). "Système d'information des sols au Canada (SISCan) - Manuel de description des sols sur le terrain Révision 1982." Direction générale de la recherche, Agriculture Canada, Ottawa, Ontario. 109 pp + 5 Annexes.
- De Blois, C. J., Wind, H. G., Kok, J. L. d. et Koppeschaar, K. (2003). "Robustness of River Basin Water Quality Models." *J. Water Resour. Plann. Manag.*, 129(3), 189-199.
- Di Luzio, M., Srinivasan, R., Arnold, J. G. et Neitsch, S. L. (2002). *Arcview interface for SWAT2000: User's guide*, Blackland Research & Extension Center, Texas Agricultural Experiment Station - Grassland, Soil and Water Research Laboratory, USDA Agricultural Research Service, Texas.
- Doherty, J. (2004). "PEST: Model Independent Parameter Estimation User Manual. 5th ed. Brisbane, Australia: Watermark Numerical Computing." Disponible sur: [www.simulistics.com/documents/pestman.pdf](http://www.simulistics.com/documents/pestman.pdf), depuis février 2007.
- Drolc, A. et Koncan, J. Z. (1999). "Calibration of QUAL2E model for the Sava River (Slovenia)." *Wat. Sci. Tech.*, 40(10), 111-118.
- Du, B., Arnold, J. G., Saleh, A. et Jaynes, D. B. (2005). "Development and application of SWAT to landscapes with tiles and potholes." *Trans. ASAE*, 48(3), 1121-1133.
- Du, B., Saleh, A., Jaynes, D. B. et Arnold, J. G. (2006). "Evaluation of SWAT in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in a watershed with tiles and potholes." *Trans. ASABE*, 49(4), 949-959.
- Duan, Q. Y., Gupta, V. K. et Sorooshian, S. (1993). "Shuffled complex evolution approach for effective and efficient global minimization." *J. Optim. Theor. Appl.*, 76(3), 501-521.
- Duchemin, M. et Madjoub, R. (2004). "Les bandes végétales filtrantes: de la parcelle au bassin versant." *Vect. Env.*, 37(2), 36-50.

- Duchemin, M., Rousseau, A. N., Lamontagne, L. et Villeneuve, J. P. (2001). "Utilisation des technologies géomatiques pour spatialiser le facteur K d'érodabilité des sols du bassin versant de la rivière Chaudière, Québec." *Can. J. Soil Sci.*, 81, 423-437.
- Eckhardt, K., Haverkamp, S., Fohrer, N. et Frede, H.-G. (2002). "SWAT-G, a version of SWAT99-2 modified for application to low mountain range catchments." *Phys. Chem. Earth*, 27(9-10), 641-644.
- Engel, B., Storm, D., White, M. et Arnold, J. G. (2007). "A hydrologic/water quality model application protocol." *JAWRA*, 43(5), 1223-1236. DOI: 1210.1111/j.1752-1688.2007.00105.x.
- EPA. (2003). "National management measures to control nonpoint pollution from agriculture. EPA 841-B-03-004." U.S Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC (USA).
- Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K. et Frede, H.-G. (2001). "Hydrologic response to land use changes on the catchment scale." *Phys. Chem. Earth*, B(7-8), 577-582.
- Fohrer, N., Möller, D. et Steiner, N. (2002). "An interdisciplinary modelling approach to evaluate the effects of land use change." *Phys. Chem. Earth*, 27(9-10), 655-662.
- Foster, G. R., McCool, D. K., Renard, K. G. et Moldenhauer, W. C. (1981). "Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units." *Purdue Journal*, n° 8191. Washington State University Scientific Paper N° SP 5871.
- Francos, A., Bidoglio, G., Galbiati, L., Bouraoui, F., Elorza, F. J., Rekolainen, S., Manni, K. et Granlund, K. (2001). "Hydrological and water quality modelling in a medium-sized coastal basin." *Phys. Chem. Earth (B)*, 26(1), 47-52.
- Gangbazo, G. (2000). "Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières." *Vect. Env.*, 33(2), 42-49.
- Gangbazo, G. (2006). "La gestion intégrée de l'eau par bassin versant : une voie d'expression du développement durable." Gestion intégrée de l'eau par bassin versant, fiche numéro 4. MDDEP, Québec, Canada.
- Gangbazo, G. et Babin, F. (2000). "Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles." *Vect. Env.*, 33, 47-57.
- Gangbazo, G., Cluis, D. et Buon, E. (2002). "Transport des sédiments en suspension et du phosphore dans un bassin versant agricole." *Vect. Env.*, 35(1), 44-53.
- Gangbazo, G. et Le Page, A. (2005). "Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires." Ministère du Développement Durable, Environnement et Parcs, Québec, Canada.
- Garen, D. C. et Moore, D. S. (2005). "Curve number hydrology in water quality modeling: Uses, abuses, and future directions." *JAWRA*, 41(2), 377-388.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H. et Arnold, J. G. (2007). "The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications and future research directions." *Trans. ASABE*, 50(4), 1211-1250.
- Gholami, S. A. et Gosain, A. K. (2005). "Distributed watershed modeling of mountainous catchment- A case study in the Amameh Catchment in Iran." *Proc. 3e conférence internationale sur SWAT*, Zurich, Suisse, 409-414.
- Gilley, J. E. et Risse, L. M. (2000). "Runoff and soil loss as affected by the application of manure." *Trans. ASAE*, 43(6), 1583-1588.
- Giroux, M. et Tran, T. S. (1996). "Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec." *Agrosol.*, 9(2), 51-57.
- Gitau, M. W., Veith, T. L. et Gburek, W. J. (2004). "Farm-level optimization of BMP placement for cost-effective pollution reduction." *Trans. ASAE*, 47(6), 1923-1931.
- Gollamudi, A. (2006). "Hydrological and water quality modeling of agricultural fields in Québec," MSc. McGill University, Department of Bioresource Engineering, Montréal, Québec, Canada. 91p.
- Govender, M. et Everson, C. S. (2005). "Modelling streamflow from two small South-African experimental catchments using the SWAT model." *Hydrol. Process.*, 19(3), 673-682.
- Grant, R., Laubel, B., Kronvang, H. E., Andersen, H. E., Svendsen, L. M. et Fuglsand, A. (1996). "Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by surface drainage." *Wat. Res.*, 30(11), 2633-2642.
- Green, C. H. et van Griensven, A. (2008). "Autocalibration in hydrologic modeling : Using SWAT2005 in small-scale watersheds." *Environ. Model. Software*, 23, 422-434.

- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Granlund, K., Rekolainen, S. et Bidoglio, G. (2003). "Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model." *Ecol. Model.*, 169(1), 25-38.
- Gupta, H. V., Sorooshian, S. et Yapo, P. O. (1999). "Status of automatic calibration for hydrologic models : Comparison with multilevel expert calibration." *J. Hydrol. Eng.*, 4(2), 135-143.
- Harmel, R. D., Cooper, R. J., Slade, R. M., Haney, R. L. et Arnold, J. G. (2006). "Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds." *Trans. ASABE*, 49(3), 689-701.
- Harmel, R. D., King, K. W., Richardson, C. W. et Williams, J. R. (2003). "Longterm precipitation analyses for the central Texas Blackland Prairie." *Trans. ASAE* 46(5), 1381-1388.
- Heuvelmans, G., Muys, B. et Feyen, J. (2005). "Regionalisation of the parameters of a hydrological model: Comparison of linear regression models with artificial neural nets." Department of Land Management, Katholieke Universiteit Leuven, Vital Decosterstraat 102, B-3000 Leuven, Belgium.
- Hilliard, C. et Reedyk, S. (2003). "Water Quality - Prairie Farm Rehabilitation Administration (PFRA)." PFRA's publication report.
- Holvoet, K., van Griensven, A., Seuntjens, P. et Vanrolleghem, P. A. (2005). "Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT." *Phys. Chem. Earth*, 30, 518-526.
- Jha, M., Gassman, P. W. et Arnold, J. G. (2007). "Water quality modeling for the Raccoon River watershed using SWAT2000." *Trans. ASABE*, 50(2), 479-493.
- Jha, M. K., Arnold, J. G. et Gassman, P. W. (2006). "Water Quality Modeling for the Raccoon River Watershed Using SWAT." *CARD Working Paper 06-WP 428*.
- Johnson, N. C., Graham, J. H. et Smith, F. A. (1997). "Functioning of mycorrhizal associations along the mutualism-parasitism continuum." *New Phytologist*, 135, 575-586.
- Jones, C. A., Cole, C. V., Sharpley, A. N. et Williams, J. R. (1984). "A simplified soil and plant phosphorus model. I. Documentation." *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 800-805.
- Jordan-Meille, L. et Dorioz, J. M. (2004). "Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed." *Agronomie*, 24, 237-248.
- Kalin, L. et Hantush, M. H. (2006). "Hydrologic modeling of an eastern Pennsylvania watershed with NEXRAD and rain gauge data." *J. Hydrol. Eng.*, 11(6), 555-569.
- Kannan, N., White, S. M., Worrall, F. et Whelan, M. J. (2007). "Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modeling in SWAT-2000." *J. Hydrol.*, 332(3-4), 456-466.
- King, K. W., Arnold, J. G. et Bingner, R. L. (1999). "Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin Creek watershed using SWAT." *Trans. ASAE*, 42(4), 919-925.
- Kirsch, K., Kirsch, A. et Arnold, J. G. (2002). "Predicting sediment and phosphorus loads in the Rock River basin using SWAT." *Trans. ASAE*, 45(6), 1757-1769.
- Knisel, W. G. (1980). "CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system." *Conservation Research Report No26. Washington, D.C.: USDA-SEA*.
- Koro, N., Bernard, C. et Laverdière, M. R. (1995). "Contrôle du ruissellement, de l'érosion et des pertes de phosphore par les résidus de culture, sous pluie simulée." *Étude et Gestion des Sols*, 2(3), 173-182.
- Kronvang, B. (1992). "The export of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river basins: Implications on estimating the non-point phosphorus load." *Wat. Res.*, 26(10), 1347-1358.
- Laflamme, D. (1995). "Qualité des eaux du bassin de la rivière Sainte-Anne, 1979 à 1994, Sainte-Foy." Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, 66 p.
- Lamontagne, L. et Nolin, M. C. (1997). "Dossier des noms de sols du Québec SISCAN (Système d'Information des Sols du Canada). Équipe pédologique du Québec, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures." Contribution no 971124. 59 pp.
- Leavesley, G. H., Lichty, R. W., Troutman, B. M. et Saindon, L. G. (1983). "Precipitation-Runoff Modeling System-User's Manual." *USGS Water Resources Investigative Report No.83-4238. Washington, D.C.:U.S. Geological Survey*.
- Lenhart, T., Van Rompaey, A., Steegen, A., Fohrer, N., Frede, H.-G. et Govers, G. (2005). "Considering spatial distribution and deposition of sediment in lumped and semi-distributed models." *Hydrol. Process.*, 19(3), 785-794.

- Leonard, R. A., Knisel, W. G. et Still, D. A. (1987). "GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems." *Trans. ASABE*, 30(5), 1403-1428.
- Lévesque, E. (2007). "Evaluation de la performance hydrologique du modèle SWAT pour de petits bassins versants agricoles au Québec," M Sc, Université Laval.
- Lowrance, R., Dabney, S. et Schultz, R. (2002). "Improving water and soil quality with conservation buffers." *JSWC*, 57(2), A36-A43.
- Mabit, L., Bernard, C. et Laverdière, M. R. (2007). "Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using a GIS oriented sampling strategy and <sup>137</sup>Cs measurements." *Catena*, 71, 242-249.
- Madramootoo, C. (2009). "Développement d'un système agroenvironnemental d'aide à la décision pour la réduction de la pollution de l'eau par des sources agricoles diffuses." *Présentation lors du forum de transfert des travaux de recherche sur l'environnement rural, Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies, Trois-Rivières, avril 2009.*
- Mailhot, A., Rousseau, A. N., Massicotte, S., Dupont, J. et Villeneuve, J.-P. (1997). "A watershed-based system for the integrated management of surface water quality: The GIBSI system." *Wat. Sci. Tech.*, 36(5), 381-387.
- Marcoux, R. (1966). "Étude pédologique des comtés de Bellechasse et de Montmagny." Ministère de l'agriculture et de la colonisation du Québec. Division des sols, Service de la recherche. Bulletin technique no 12.72 pp = 2 cartes couleurs à l'échelle du 1: 63 360.
- Maringanti, C., Chaubey, I. et Popp, J. (2009). "Development of a multiobjective optimization tool for the selection and placement of best management practices for nonpoint source pollution control." *Water Resour. Res.*, 45, W06406, doi:06410.01029/02008WR007094.
- Martel, S., Seydoux, S., Michaud, A. et Beaudin, I. (2006). "Revue de littérature et schéma décisionnel pour la mise en oeuvre de PGB." Document rédigé dans le cadre de l'INENA (Initiative Nationale d'Élaboration de Normes Agroenvironnementales). IRDA. 133p.
- Matamoros, D. (2004). "Predicting river concentrations of pesticides from banana plantations under data-poor conditions," PhD en Sciences Biologiques Appliquées, Université de Gent, Belgique.
- McCutcheon, S. C. et French, R. H. (1981). *Water Quality Modeling*, CRC Press Inc., Boca Raton, FL. 334p.
- McKeown, R. A., Putz, G., Arnold, J. et Luzio, M. D. (2005). "Modifications of the Soil and water Assessment Tool (SWAT-C) for streamflow modeling in a small, forested watershed on the Canadian Boreal Plain." *Proc. 3e conference internationale sur SWAT*, Zurich, Suisse, 189-199.
- MDDEP. (2002). "Politique nationale de l'eau, la vie, l'avenir." In: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/politique/> (sept 2010).
- Menviq. (1990, rév. 1992). "Critères de qualité de l'eau." Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada. 423p.
- Menzel, R. G. (1980). "Enrichment ratios for water quality modeling." In: *W.G. Knisel (ed.) CREAMS, A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems*, US Dept. Agric. Conserv. Res., 486-492.
- Merriman, K. R., Gitau, M. W. et Chaubey, I. (2009). "A tool for estimating best management practice effectiveness in Arkansas." *Appl. Eng. Agr.*, 25(2), 199-213.
- Michaud, A., Beaudin, I., Deslandes, J., Bonn, F. et Madramootoo, C. A. (2006a). "Variabilité spatio-temporelle des flux de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la Rivière aux Brochets, au sud du Québec. Partie II : Evaluation de l'effet de scénarios agroenvironnementaux alternatifs à l'aide de SWAT." *Agrosol.*, 17(1), 21-32.
- Michaud, A., Deslandes, J. et Beaudin, I. (2006b). "Modélisation de l'hydrologie et des dynamiques de pollution diffuse dans le Bassin versant de la rivière aux Brochets à l'aide du modèle SWAT, Rapport final. Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement."
- Michaud, A., Seydoux, S., Beaudin, I. et Gombault, C. (2008). "Combinaisons de pratiques de gestion bénéfiques et qualité de l'eau: Étude par modélisation hydrologique de deux bassins versants en Montérégie (Québec)." Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement inc. (IRDA).
- Michaud, A. R. (2004). "Indicateurs agroenvironnementaux adaptés à la gestion de projets ciblés sur la prévention de la pollution diffuse par le phosphore," Thèse présentée à la Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Québec, Québec, Canada.

- Michaud, A. R., Lauzier, R. et Laverdière, M. R. (2005). "Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec." *Agrosol.*, 16(1), 47-60.
- Migliaccio, K. W. et Chaubey, I. (2008). "Spatial Distributions and Stochastic Parameter Influences on SWAT Flow and Sediment Predictions." *J. Hydrol. Eng.*, 13(4), 258-269.
- Mihalik, E. N. (2007). "Watershed characterization and runoff modeling of the chapel branch Creek, Orangeburg County, South Carolina," The Graduate School of the College of Charleston.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D. et Veith, T. L. (2007). "Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations." *Trans. ASABE*, 50(3), 885-900.
- Morin, G. et Paquet, P. (2007). "Modèle hydrologique CEQEAU." INRS-ETE, Rapport de recherche no R000926, 458p.
- Muleta, M. K. et Nicklow, J. W. (2005). "Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model." *J. Hydrol.*, 306, 127-145.
- Narasimhan, B., Allen, P. M., Srinivasan, R., Bednarz, S. T., Arnold, J. G. et Dunbar, J. A. (2007). "Streambank erosion and best management practice simulation using SWAT." *ASABE Publication Number 701P0207. Eds A. McFarland and A. Saleh.*
- Narasimhan, B., Srinivasan, R., Arnold, J. G. et Di Luzio, M. (2005). "Estimation of long-term soil moisture using a distributed parameter hydrologic model and verification using remotely sensed data." *Trans. ASABE*, 48(3), 1101-1113.
- Nasr, A., Bruen, M., Jordan, P., Moles, R., Kiely, G. et Byrne, P. (2007). "A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland." *Wat. Res.*, 41(5), 1065-1073.
- Nathan, R. J. et McMahon, T. A. (1990). "Evaluation of automated techniques for baseflow and recession analysis." *Water Resour. Res.*, 26(7), 1465-1473.
- Neitsch, S. L. (2005). "Differences between SWAT2000 and SWAT2005." [http://www.brc.tamus.edu/swat/soft\\_model.html](http://www.brc.tamus.edu/swat/soft_model.html) (2008).
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R. et Williams, J. R. (2002). *Soil and Water Assessment Tool User's Manual, version 2000*, Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, TWRI Report TR-192.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. et Williams, J. R. (2005). "Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation, version 2005." Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service. Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station.
- Novotny, V. (2003). *Water quality, Second edition, diffuse pollution and watershed management.*
- Ogden, F. L. et Julien, P. Y. (2002). "CASC2D: A two-dimensional, physically-based Hortonian hydrologic model." *Chapitre 4 dans Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications. V.P. Singh et D.K. Frevert, eds. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publications*, 69-112.
- Ouellet, L., Rompré, M., Carrier, D. et Laflamme, G. (1995). "Étude pédologique du comté de Beauce, Québec." Service des sols, Direction de la recherche et du développement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 81 pp. + 2 cartes couleurs à l'échelle du 1: 50 000.
- Pageau, E. (1976). "Étude pédologique du comté de Dorchester." Agriculture Québec. Division des sols. 94 pp + 4 carte couleur à l'échelle du 1: 50 000.
- Park, K., Jung, H.-S., Kim, H. S. et Ahn, S.-M. (2005). "Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): Application to Kwang-Yang Bay, Korea." *Mar. Environ. Res.*, 60, 171-193.
- Pellerin, A. (2005). "Modèles agroenvironnementaux pour la gestion du phosphore dans les sols cultivés en maïs-grain (*Zea mays L.*) au Québec," Thèse de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Pelletier, G. J., Chapra, S. C. et Tao, H. (2006). "QUAL2Kw-A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration." *Environ. Model. Software*, 21, 419-425.
- Perrin, C., Michel, C. et Andréassian, V. (2004). "Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments." *J. Hydrol.*, 242, 275-301.
- Peterson, J. R. et Hamlet, J. M. (1998). "Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils." *JAWRA*, 34(3), 531-544.

- Ponce, V. M. et Hawkins, R. H. (1996). "Runoff curve number: Has it reached maturity? ." *J. Hydrol. Eng.*, 1(1), 11-19.
- Preston, S. D. et Brakebill, J. W. (1999). "Application of spatially referenced regression modeling for the evaluation of total nitrogen loading in the Chesapeake Bay watershed." *U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Rep. 99-4054, Reston.*
- 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)." *J.Hydrol.*, 326, 295-310.
- Radcliffe, D. E., Lin, Z., Risse, L. M., Romeis, J. J. et Jackson, C. R. (2009). "Modeling phosphorus in the lake Allatoona watershed using SWAT: I. Developing phosphorus parameter values." *J. Environ. Qual.*, 38, 111-120.
- Rao, M., Fan, G., Thomas, J., Cherian, G., Chudiwale, V. et Awawdeh, M. (2007). "A web-based GIS Decision Support System for managing and planning USDA's Conservation Reserve Program (CRP)." *Environ. Model. Software*, 22(9), 1270-1280.
- Refsgaard, J. C. et B.Storm. (1995). "MIKE SHE." *Chapitre 23 dans Computer Models of Watershed Hydrology. V.P. Singh, ed. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publication, 809-846.*
- Reichert, P. et Vanrolleghem, P. (2001). "Identifiability and uncertainty analysis of the River Water Quality Model No. 1 (RWQM1)." *Wat. Sci. Tech.*, 43(7), 329-338.
- Reyes, M. R., Skaggs, R. W. et Bengtson, R. L. (2004). "GLEAMSSWT with nutrients." *Trans. ASAE*, 47(1), 129-132.
- Rivest, R. et Leduc, P. (1997-1998). "Evaluation du risque de pollution diffuse associée au phosphore des sols classés excessivement riches - Rapport final." Société d'Agriculture de Saint-Hyacinthe et le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), bureau des renseignements agricoles de Saint-Hyacinthe, St-Hyacinthe, Québec, Canada.
- Roesner, L. A., Monser, J. R. et Evenson, D. E. (1977). "User's Manual for Stream Quality Model (QUAL-II), U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA."
- Runkel, R. L., Crawford, C. G. et Cohn.T.A. (2004). "Load Estimator (LOADEST): A FORTRAN Program for Estimating Constituent Loads in Streams and Rivers. U.S. Geological Survey Techniques and Methods Book 4, Chapter A5." Disponible sur <http://pubs.usgs.gov/tm/2004/tm4A5> (mars 2009).
- Saleh, A., Arnold, J. G., Gassman, P. W., Hauck, L. W., Rosenthal, W. D., Williams, J. R. et McFarland, A. M. S. (2000). "Application of SWAT for the upper North Bosque River watershed." *Trans. ASAE*, 43(5), 1077-1087.
- Saleh, A. et Du, B. (2004). "Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the upper North Bosque River Watershed in Central Texas." *Trans. ASAE*, 47(4), 1039-1049.
- Sands, G. R., Jin, C. X., Mendez, A., Basin, B., Wotzka, P. et Gowda, P. (2003). "Comparing the subsurface drainage flow prediction of the DRAINMOD and ADAPT models for a cold climate." *Trans. ASAE*, 46(3), 645-656.
- Santhi, C., Arnold, J. G., Williams, J. R., Dugas, W. A., Srinivasan, R. et Hauck, L. M. (2001). "Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources." *JAWRA*, 37(5), 1169-1188.
- Santhi, C., Arnold, J. G., Williams, J. R., Hauck, L. M. et Dugas, W. A. (2001a). "Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution." *Trans. ASAE*, 44(6), 1559-1570.
- Santhi, C., Srinivasan, R., Arnold, J. G. et Williams, J. R. (2006). "A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas." *Environ. Model. Software*, 21(8), 1141-1157.
- Schoumans, O. F. et Silgram, M. (2003). "Review and Literature Evaluation of Quantification Tools for the Assessment of Nutrient Losses at Catchment Scale." *EUROHARP Report -1 2003, NIVA report SNO 4739-2003, Oslo, Norway*, 120 p.
- Sevat, E. et Dezetter, A. (1991). "Selection of calibration objective functions in the context of rainfall-runoff modeling in a Sudanese savannah area." *HSJ*, 36(4), 307-330.
- Sharpley, A., Daniels, T. C., Sims, J. T. et Pote, D. H. (1996). "Determining environmentally sound soil phosphorus level." *JSWC*, 51(2), 160-166.
- Sharpley, A. N. et Halvorston, A. D. (1994). "Management of soil phosphorus." In: *Soil processes and water quality* R. Lal et B.A. Stewart ed. Lewis publ. CRC press, 7-91.

- Sharpley, A. N., Jones, C. A., Gray, C. et Cole, C. V. (1984). "A simplified soil and plant phosphorus model: II. Prediction of labile, organic, and sorbed phosphorus." *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 805-809.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., McDowell, R. W., Gitau, M. et Bryant, R. B. (2002). "Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities." *JSWC*, 57(6), 424-439.
- Sharpley, A. N. et Menzel, R. G. (1987). "The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment." *Adv. Agron.*, 41, 297-324.
- Sharpley, A. N. et Syers, J. K. (1979). "Phosphorus inputs into a stream draining an agricultural watershed : II. Amounts and relative significance of runoff types." *Water, Air and Soil Pollution*, 11, 417-428.
- Shepherd, B., Harper, D. et Millington, A. (1999). "Modelling catchment-scale nutrient transport to watercourses in the U.K." *Hydrobiologia*, 395/396, 227-237.
- Shipitalo, M. J. et Edwards, W. M. (1998). "Runoff and erosion control with conservation tillage and reduced-input practices on cropped watersheds." *Soil & Tillage Research*, 46, 1-12.
- Shirmohammadi, A., Chaubey, I., Harmel, R. D., Bosch, D. D., Muñoz-Carpena, R., Dharmasri, C., Sexton, A., Arabi, M., Wolfe, M. L., Frankenberger, J., Graff, C. et Sohrabi, T. M. (2006). "Uncertainty TMDL Models." *Trans. ASABE*, 49(4), 1033-1049.
- Shirmohammadi, A., Chu, T. W., Monta, H. et Sohrabi, T. (2001). "SWAT model and its applicability to watershed nonpoint-source pollution assessment." *ASAE Paper No. 012005. St. Joseph, Mich.: ASAE*.
- Shoemaker, L., Lahlou, M., Bryer, M., Kumar, D. et Kratt, K. (1997). "EPA - Office of Water. Compendium of Tools for Watershed Assessment and TMDL Development." Document EPA841-B-97-006.
- Simard, A. (2004). "Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec", dans le site ministère de l'Environnement du gouvernement du Québec, [En ligne]. [www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index) (juin 2009).
- Singh, A., Rudra, R. et Yang, W. (2005). "Adapting SWAT for riparian wetlands in an Ontario watershed." *Proc. 3e conférence internationale sur SWAT*, Zurich, Suisse, 123-131.
- Sloto, R. A. et Crouse, M. Y. (1996). "HYSEP: a computer program for streamflow hydrograph separation and analysis. Water-Resources Investigations. Report 96-4040, US Geological Survey, Reston, VA."
- Smith, R. A., G.E.Schwarz et R.B.Alexander. (1997). "Regional interpretation of water-quality monitoring data." *Water Resour. Res.*, 33, 2781-2798.
- Somlyódy, L., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Shanahan, P. et Vanrolleghem, P. (1998). "River water quality modeling: III. Future of the art." *Wat. Sci. Tech.*, 38(11), 253-260.
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S., Arnold, J. G. et Bednarz, S. T. (1998). "Large-area hydrologic modeling and assessment : Part II. Model application." *JAWRA*, 34(1), 91-101.
- Srinivasan, R. S., Gerard-Marchant, P., Veith, T. L., Gburek, W. J. et Steenhuis, T. S. (2005). "Watershed scale modeling of critical source areas of runoff generation and phosphorus transport." *JAWRA*, 41 (2), 361-375.
- Srivastava, P., McNair, J. N. et Johnson, T. E. (2006). "Comparison of process-based and artificial neural network approaches for streamflow modeling in an agricultural watershed." *JAWRA*, 42(2), 545-563.
- Ulén, B., Kronvang, B. et Svendsen, L. M. (1991). "Loss of phosphorus from woodland, natural land and agricultural land." p83-100. Dans Svendsen, L.M., et Kronvang, B. Phosphorus in the Nordic Countries- Methods, bioavailability, effects and measures, Nord 1991 : 47, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Danemark.
- Umuhire, F. (2007). "Modelling tile drainage for agriculture, nature and water quality in Pike river watershed using SWAT model. Québec-Canada Project," UNESCO-IHE. M Sc. Delft. 139p.
- Vadas, P. A., Kleinman, P. J. A. et Sharpley, A. N. (2004). "A simple method to predict dissolved phosphorus in runoff from surface-applied manures." *J. Environ. Qual.*, 33, 749-756.
- Vallières, D. (2005). "Bandes enherbées étroites et travail réduit de sol pour contrôler la pollution diffuse en milieu agricole. Colloque en agroenvironnement «Des outils d'intervention à notre échelle». Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. Drummondville (QC), 23-24 fév. 2005. 9 p."
- van Griensven, A. et Bauwens, W. (2003). "Multiobjective autocalibration for semidistributed water quality models." *Water Resour. Res.*, 39(12), SWC 9.1-SWC 9.9.
- van Griensven, A. et Bauwens, W. (2005). "Application and evaluation of ESWAT on the Dender basin and Wister Lake basin." *Hydrol. Process.*, 19(3), 827-838.
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M. et Srinivasan, R. (2006). "A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models " *J. Hydrol.*, 324, 10-23.

- Van Liew, M. W., Arnold, J. G. et Bosch, D. D. (2005). "Problems and potential of autocalibrating a hydrologic model." *Trans. ASABE*, 48(3), 1025-1040.
- Van Liew, M. W. et Garbrecht, J. (2003). "Hydrologic simulation of the Little Washita River experimental watershed using SWAT." *JAWRA*, 39(2), 413-426.
- Van Liew, M. W., Veith, T. L., Bosch, D. D. et Arnold, J. G. (2007). "Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project : A comparison on USDA-ARS watersheds." *J. Hydrol.*, 12(2), 173-189.
- Veith, T. L., Sharpley, A. N. et Arnold, J. G. (2008). "Modeling a small, northeastern watershed with detailed, field-level data." *Trans. ASABE*, 51(2), 471-483.
- Veith, T. L., Sharpley, A. N., Weld, J. L. et Gburek, W. J. (2005). "Comparison of measured and simulated phosphorus losses with indexed site vulnerability." *Trans. ASAE*, 48(2), 557-565.
- Wahl, T. L. et Wahl, K. L. (2003). "BFI: A Computer Program for Determining an Index to Base Flow." U.S. Bureau of Reclamation. Disponible sur [http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics\\_lab/twahl/bfi/](http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics_lab/twahl/bfi/) (sept 2010).
- Walker, W. (1998). "Flux, Stream loads computations, version 5.0. Environmental laboratory." USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.
- White, K. L. et Chaubey, I. (2005). "Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model." *JAWRA*, 41(5), 1077-1089.
- Williams, J. R. (1975). "Sediment routing for agricultural watersheds." *Water Resour. Bull.*, 11(5), 965-974.
- Williams, J. R., Jones, C. A. et Dyke, P. T. (1984). "A modeling approach to determine the relationship between erosion and soil productivity." *Trans. ASAE*, 27(1), 129-144.
- Williams, J. R., Nicks, A. D. et Arnold, J. G. (1985). "Simulator for water resources in rural basins." *J. Hydr. Engrg.*, 111(6), 970-986.
- Woolhiser, D. A., Smith, R. E. et Goodrich, D. C. (1990). "KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: Documentation and User Manual." In: *ARS-77. Fort Collins, Colo.: USDA Agricultural Research Service.*
- Yang, M. D., Sykes, R. M. et Merry, C. J. (2000). "Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data." *Ecol. Model.*, 125, 1-13.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D. et Anderson, W. P. (1987). "AGNPS, Agricultural nonpoint-source pollution model : A watershed analytical tool." *Conservation Research Report No.35. Washington, D.C.: USDA.*
- Youssef, M. A., Skaggs, R. W., Chescheir, G. M. et Gilliam, J. W. (2005). "The nitrogen simulation model, DRAINMOD-N II." *Trans. ASAE*, 48(2), 611-626.
- Yuan, Y., Bingner, R. L. et Rebich, R. A. (2001). "Evaluation of AnnAGNPS on Mississippi Delta MSEA watersheds." *Trans. ASAE*, 44(5), 1183-1190.
- Zentner, R. P., McConkey, B. G., Campbell, C. A., Dyck, F. B. et Selles, F. (1996). "Economics of conservation tillage in the semiarid prairie." *Can. J. Plant Sci.*, 76, 697-705.
- Zhang, X., Srinivasan, R. et Van Liew, M. W. (2010). "On the use of multi-algorithm, genetically adaptive multi-objective method for multi-site calibration of the SWAT model." *Hydrol. Process.*, 24, 955-969.

## Annexe 1 : Définition des paramètres dans SWAT

Paramètre	Min	Max	Valeurs par défaut	Définition	Echelle (fichier)
<b>I.DEBIT</b>					
<b>Ruissellement</b>					
<i>SURLAG</i>	0	4000	4	Temps de réponse dû au ruissellement de surface	bassin (.bsn)
<i>CN2</i>	30	98	SCS Engineering division, 1986	Numéro de courbe de ruissellement	URH(.mgt)
<b>Evaporation</b>					
<i>EPKO</i>	0	1	1	Facteur de compensation d'évaporation de la plante	bassin(.bsn), URH(hru)
<i>ESCO</i>	0	1	0.95	Facteur de compensation d'évaporation du sol	bassin(.bsn), URH(hru)
<b>Infiltration, drain, écoulements souterrains et latéraux</b>					
<i>ALPHA_BF</i>	0.001	1	Lent : 0.1-0.3 ; rapide : 0.9-1	Constante de récession de l'écoulement de base souterrain	URH(.gw)
<i>LAT_TTIME</i>	0	180	0	Temps de parcours des écoulements latéraux	URH(.hru)
<i>GWQMN</i>	0.001	5000		Hauteur d'eau minimale pour qu'il y ait un transfert d'eau de l'aquifère peu profond vers le cours d'eau	URH(.gw)
<i>RCHRG_DP</i>	0.001	1	0 à 1	Fraction de l'eau qui percole de la zone racinaire et qui atteint l'aquifère profond	URH(.gw)
<i>SOL_AWC</i>	0.001	1	Variable	capacité en eau disponible de la couche de sol considérée (mm H <sub>2</sub> O/mm sol)	URH(.sol)
<i>GW_DELAY</i>	0.001	365	Variable	Délai pour que l'eau souterraine qui transite par l'aquifère peu profond atteigne le cours d'eau (jours)	URH(.gw)
<i>GW_REVAP</i>	0.02	0.2	Variable	Coefficient permettant le transfert d'eau de l'aquifère vers les horizons sus-jacents et non saturés du sol	URH(.gw)
<i>REVAPMN</i>	0.001	500	Variable	Hauteur d'eau minimale dans l'aquifère peu profond pour qu'il y ait un mouvement d'eau vers le sol ("revap") ou l'aquifère profond	URH(.gw)
<i>CANMX</i>	0.001	10	Variable	Quantité d'eau maximale pouvant être retenue par le couvert végétal quand il est complètement développé (mm H <sub>2</sub> O)	URH(.hru)
<i>DDRAIN</i>	0	2000	0	Profondeur du drainage souterrain (mm)	URH(.hru)
<i>TDRAIN</i>	0	72	0	Temps requis pour drainer le sol à la capacité au champ (h)	URH(.hru)
<i>GDRAIN</i>	0	100	0	Temps de réponse du drain souterrain (h)	URH(.hru)
<i>SHALLST</i>	0	1000		Profondeur initiale de l'eau dans l'aquifère peu profond (mm)	URH(.gw)
<i>DEPIMP_BSN</i>	1000	7000	6000	Profondeur de la couche imperméable (mm)	bassin (.bsn)
<b>Paramètres de neige</b>					
<i>SMFMN</i>	0	10	4.5	Facteur de fonte de neige le 21 décembre (mm H <sub>2</sub> O /°C.j)	bassin (.bsn)
<i>TIMP</i>	0.01	1	1	Facteur de temps de réponse dû à la température du pack de neige	bassin (.bsn)
<i>SMFMX</i>	0	10	4.5	Facteur de fonte de neige le 21 juin (mm H <sub>2</sub> O /°C.j)	bassin (.bsn)
<i>SFTMP</i>	0	5	1	Température de la chute de neige ou la température moyenne de l'air où la précipitation est à la frontière pluie et neige/pluie verglacante (°C)	bassin (.bsn)
<i>SMTMP</i>	0	5	0.5	Température de base de fonte de neige (°C)	bassin (.bsn)
<i>SNOCOV</i>	0	1	0.5	Fraction du volume de neige représenté par SNOCOVX correspondant à 50% de couvert de neige	bassin (.bsn)
<i>SNOCOVX</i>	0	500	1	Contenu en eau minimum de la neige correspondant à 100% de couvert de neige (mm H <sub>2</sub> O)	bassin (.bsn)

Paramètre	Min	Max	Valeurs par défaut	Définition	Echelle (fichier)
-----------	-----	-----	--------------------	------------	-------------------

## 2.SEDIMENTS

Erosion des sédiments au niveau du bassin /sous-bassin /URH					
<b>ROCK</b>	0	100	0	Pourcentage de fragments rocheux dans le sol	URH(.sol)
<b>USLE_K</b>	0	0.65	Variable selon l'URH	Facteur d'érodabilité du sol (0,013 t.m <sup>2</sup> .h/m <sup>3</sup> .t.cm)	URH(.sol)
<b>ADJ_PKR</b>	0.5	2	1	Facteur d'ajustement de pointe pour le transport des sédiments dans les sous-bassins	bassin (.bsn)
<b>HRU_SLP</b>	0.00001	0.6	Pente moyenne (SLOPE) du sous-bassin (m/m)	Pente de l'Unité de Réponse Hydrologique	URH(.hru)
<b>SLSUBBSN</b>	10	150	90	Longueur de pente moyenne du sous-bassin (m)	URH(.hru)
<b>BIOMIX</b>	0	1	0.2	Efficacité du mixage biologique	URH(.mgt)
<b>USLE_P</b>	0.1	1	1	Facteur de pratique de conservation	URH(.mgt)
<b>USLE_C</b>	0.001	0.05	Variable selon l'occupation du territoire	Facteur de culture (végétation) et de gestion	Cultures(crop.dat)
<b>LAT_SED</b>	0	5000	0	Concentration de sédiments dans les écoulements souterrains et latéraux	URH(.hru)
<b>SOL_Z</b>	1	5000	Variable	Profondeur de la couche à partir de la surface du sol (mm)	URH(.sol)
<b>SOL_K</b>	0.001	500	Variable	Conductivité hydraulique à saturation (mm/h)	URH(.sol)
<b>RSDCO</b>	0.01	0.099	0.05	Coefficient de décomposition des résidus	bassin (.bsn)
Erosion et transport des sédiments dans la rivière					
<b>PRF</b>	0	2	1	Facteur d'ajustement de pointe pour le transport des sédiments dans le canal principal	bassin(.bsn)
<b>SPCON</b>	0	0.01	0.0001	Paramètre linéaire pour calculer la quantité maximale de sédiments pouvant être entraînés durant le transport dans le canal	bassin(.bsn)
<b>SPEXP</b>	1	2	1	Exposant défini pour déterminer les sédiments entraînés durant le transport dans le canal	bassin(.bsn)
<b>CH_S2</b>	0	1	Variable selon le sous-bassin	Pente moyenne du canal principal le long de la longueur du canal	sous-bassin (.rte)
<b>CH_EROD</b>	-0.05	1	0	Facteur d'érodabilité du canal	sous-bassin (.rte)
<b>CH_COV</b>	-0.001	1	0	Facteur de couverture végétale du canal	sous-bassin (.rte)
<b>CH_N2</b>	0.001	0.5	variable	Coefficient de Manning "n" du canal principal	sous-bassin (.rte)
<b>CH_K1</b>	0	150	variable	Conductivité hydraulique effective dans l'alluvion du canal tributaire (mm/h)	sous-bassin (.sub)
<b>CH_K2</b>	-0.01	150	variable	Conductivité hydraulique effective dans l'alluvion du canal principal (mm/h)	sous-bassin (.rte)
<b>CH_S1</b>	0.0001	10	variable	Pente moyenne du canal tributaire le long de la longueur du canal	sous-bassin (.sub)
<b>CH_N1</b>	0.01	30	variable	Coefficient de Manning "n" des canaux tributaires	sous-bassin (.sub)

Paramètre	Min	Max	Valeurs par défaut	Définition	Echelle (fichier)
<b>2.PHOSPHORE</b>					
<b>Processus dans le sol</b>					
<i>PSP</i>	0.4	0.01	0.7	Coefficient de sorption du phosphore	bassin(.bsn)
<i>SOL_SOLP(SOL_LAB)</i>	0	100	0	Concentration initiale de P soluble (labile) dans la couche de sol	sous-bassin (.chm)
<i>PHOSKD</i>	175	100	200	Coefficient de partitionnement du phosphore dans le sol	bassin(.bsn)
<i>SOL_BD</i>	1.1	2.5	variable	Masse volumique de l'humidité du sol	URH(.sol)
<i>P_UPDIS</i>	20	0	100	Paramètre de distribution du prélèvement en phosphore	bassin(.bsn)
<i>PPERCO</i>	10	10	17.5	Coefficient de percolation du phosphore	bassin(.bsn)
<i>CMN</i>	0.001	0.003		Taux de minéralisation de l'humus de l'azote organique actif	bassin(.bsn)
<i>SOL_ORGP</i>	0	4000	0	Concentration initiale de P organique dans la couche de sol	sous-bassin (.chm)
<i>SOL_ORGN</i>	0	10000	0	Concentration initiale de N organique dans la couche de sol	sous-bassin (.chm)
<i>GWSOLP</i>	0	1000	0	Concentration de P soluble dans la contribution de l'écoulement souterrain provenant des sousbassins au débit de la rivière	URH(.gw)
<i>RSDIN</i>	0	0	10000	Couverture initiale de résidus (kg/ha)	URH(.hru)
<i>SOL_K</i>	0.001	500	Variable	Conductivité hydraulique à saturation (mm/h)	URH(.sol)
<i>RSDCO</i>	0.05	0.02	0.1	Coefficient de décomposition des résidus	bassin(.bsn)
<i>FFCB</i>	0	1	0	Stockage initial de l'eau exprimé comme une fraction de la capacité au champ	bassin(.bsn)
<i>BIOMIX</i>	0	1	0.2	Efficacité du mixage biologique	URH(.mgt)
<i>HRU_SLP</i>	0.00001	0.6	Pente moyenne (SLOPE) du sous-bassin (m/m)	Pente de l'Unité de Réponse Hydrologique	URH(.hru)
<i>SLSOIL</i>	0	0.6	égal à HRU_SLP	Longueur de pente de l'écoulement latéral subsurface	URH(.hru)
<i>ERORGP</i>	0	0	5	Ratio d'enrichissement en P organique	URH(.hru)
<i>ALPHA_BF</i>	0.001	1	Lent : 0.1-0.3 ; rapide : 0.9-1	Constante de récession de l'écoulement de base souterrain	URH(.gw)
<i>GDRAIN</i>	0	100	0	Temps de réponse du drain souterrain (h)	URH(.hru)
<i>SHALLST</i>	0	1000		Profondeur initiale de l'eau dans l'aquifère peu profond (mm)	URH(.gw)
<i>GWQMN</i>	0.001	5000		Hauteur d'eau minimale pour qu'il y ait un transfert d'eau de l'aquifère peu profond vers le cours d'eau	URH(.gw)
<b>Processus dans la rivière</b>					
<i>RS1</i>	0.15	1.82	1	Taux de décantation locale des algues dans le cours d'eau à 20°C	sous-bassin (.swq)
<i>RS2</i>	0.001	0.1	0.05	Taux de source benthique (sédiment) pour le phosphore soluble dans le cours d'eau à 20°C	sous-bassin (.swq)
<i>RS5</i>	0.001	0.1	0.05	Taux de décantation du phosphore organique dans le cours d'eau à 20°C	sous-bassin (.swq)
<i>BC4</i>	0.01	0.7	0.35	Taux constant de minéralisation du P organique vers le P dissous dans le cours d'eau à 20°C	sous-bassin (.swq)
<i>AI0</i>	10	100	50	Ratio de chlorophylle-a de la biomasse algale	bassin(.wwq)
<i>AI2</i>	0.01	0.02	0.015	Fraction de la biomasse algale qui est du phosphore	bassin(.wwq)
<i>RHOQ</i>	0.05	0.5	0.3	Taux de respiration algale à 20°C	bassin(.wwq)

## Annexe 2 : Algorithmes dans SWAT2005

### A2.1 Analyse de sensibilité

SWAT2005 incorpore une méthode d'analyse de sensibilité : la méthode LH-OAT (Latin Hypercube-One-factor-At-a-Time). Cette méthode, illustrée par la figure A2-1, est capable d'analyser la sensibilité d'un très grand nombre de paramètres (van Griensven et al. 2006).

Plus la variation des sorties est grande, plus le paramètre a de l'influence. L'algorithme classe ces paramètres selon leur degré de sensibilité. Étant donné que le modèle est calé en utilisant des fonctions-objectif, l'analyse de sensibilité classe également les paramètres suivant ces fonctions-objectif. Pour réduire le nombre de paramètres à caler, on se base sur le rang des paramètres importants issu de l'analyse de sensibilité.

D'une part, l'échantillonnage par Latin-Hypercube est un échantillonnage aléatoire comme celui de Monte-Carlo qui présente l'avantage de ne pas nécessiter beaucoup de simulations (Saltelli et al. 2000; van Griensven 2006). Il subdivise la distribution de chaque paramètre en  $m$  rangées, chacune ayant une probabilité d'occurrence de  $1/m$ . Des valeurs aléatoires de chaque paramètre sont générées, de telle manière que chaque rangée est échantillonnée une seule fois. Pour chacune des  $m$  combinaisons aléatoires de paramètres, une boucle OAT est effectuée.

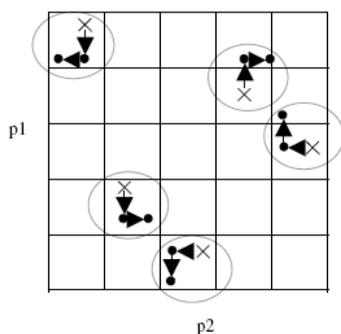


Figure A2-1: Illustration de l'échantillonnage de valeurs effectué par LH-OAT, pour 2 paramètres où les X représentent les points Monte-Carlo et ● les points OAT)(van Griensven et al. 2006)

D'autre part, avec OAT, seulement un paramètre est modifié entre deux simulations successives du modèle. Par conséquent, le changement dans les sorties du modèle (ex : somme des carrés des erreurs du ruissellement de surface) peut être attribué sans ambiguïté à une modification d'un paramètre par le biais d'un effet partiel élémentaire  $S_{i,j}$  défini par l'équation suivante :

$$S_{i,j} = \left[ \frac{SSQ(\Phi_1, \dots, \Phi_i * (1 + f), \dots, \Phi_p) - SSQ(\Phi_1, \dots, \Phi_i, \dots, \Phi_p)}{f} \right] \quad (\text{Équation A2-1})$$

avec  $S_{i,j}$  l'effet partiel du paramètre  $\phi_i$  autour du point LH  $j$ ,  $f$  la fraction avec laquelle le paramètre  $\phi_i$  est changé (une constante prédéfinie) et  $SSQ$  la somme des carrés des erreurs. Dans l'équation A2-1, la valeur du paramètre est aléatoirement augmentée ou diminuée d'une fraction  $f$ . Ainsi, avec  $p$  paramètres, une boucle fait tourner  $p+1$  simulations pour évaluer l'effet partiel de chaque paramètre. Comme l'influence d'un paramètre peut dépendre des valeurs choisies pour les autres paramètres, la procédure est répétée pour tous les  $m$  échantillons LH. L'effet final peut être par la suite calculé comme la moyenne de la série de  $m$  effets partiels.

On peut conclure que l'analyse de sensibilité avec LH-OAT combine à la fois la robustesse de LH assurant que la rangée complète des paramètres soit échantillonnée et la précision de la méthode d'échantillonnage OAT. Ainsi, pour  $m$  intervalles dans la méthode LH, avec  $p$  paramètres, un total de  $m*(p+1)$  simulations est requis (van Griensven et al. 2006).

Dans SWAT, les paramètres peuvent être variés sur tout le bassin ou de manière distribuée (sur des URH ou sous bassins sélectionnés). Les paramètres peuvent être modifiés par remplacement, addition par un changement absolu ou multiplication par un changement relatif. Un changement relatif signifie que les paramètres, ou quelques paramètres distribués simultanément, sont changés par un certain pourcentage. Toutefois, la valeur d'un paramètre ne doit jamais dépasser la fourchette prédéfinie le concernant. Par exemple, toutes les conductivités du sol pour toutes les URH peuvent être changées simultanément à l'intérieur de l'intervalle de -50 à +50% de leur valeur initiale, laquelle diffère à chaque URH selon le type de sol.

## A2.2 Calage

SWAT2005 inclut une procédure automatique de calage multi-objectif et d'analyse d'incertitude, appelée Parasol (Parameter Solutions method), développée par van Griensven et Bauwens (2003). Cette procédure de calage est basée sur l'algorithme « Shuffled Complex Evolution- Uncertainty Analysis » ou SCE-UA (Duan et al. 1993).

Dans un premier temps, une population initiale de paramètres est échantillonnée aléatoirement à l'intérieur des intervalles des  $p$  paramètres à optimiser. La population est répartie en plusieurs communautés, chacune contenant  $2p+1$  points. Chaque communauté est faite pour évoluer en se basant sur un « processus de reproduction » statistique, un algorithme évaluant la fonction-objectif de façon systématique en ce qui concerne le progrès de la recherche dans les itérations précédentes. A des stages périodiques de l'évolution, la population entière est « brouillée » et les points sont réassignés aux communautés pour assurer le partage d'informations. Au fur et à mesure que la recherche progresse, la population entière tend à converger au voisinage de l'optimisation globale si la taille initiale de population est suffisamment grande. SCE est couramment utilisé dans le calage de modèles de bassins versants et autres modèles hydrologiques comme l'érosion du sol, l'écoulement hypodermique, la télédétection et s'est avéré en général un outil robuste et efficace (van Griensven et Meixner 2007).

Dans le cas d'optimisation multi-objective, un critère d'optimisation globale appelé GOC (Global Optimisation Criterion) est utilisé, à travers lequel plusieurs variables de sortie peuvent être évaluées simultanément. Une méthode statistique utilise l'ajustement des valeurs observées aux valeurs simulées correspondantes et traduit les valeurs normalisées des fonctions-objectif par variable (van Griensven et Bauwens 2003). La GOC pour  $m$  fonctions-objectif correspondantes à  $m$  variables de sortie se traduit par l'équation suivante :

$$GOC = \sum_{m=1}^M \frac{SSQ_m \times N_m}{SSQ_{m,\min}} \quad (\text{Équation A2-2})$$

où  $SSQ_m$  est la  $m^e$  fonction-objectif constituée par la somme des carrés des erreurs pour la  $m^e$  variable de sortie,  $nobs_m$  le nombre d'observations de la  $m^e$  variable,  $SSQ_{m,\min}$  la valeur minimale de  $SSQ_m$ .

La somme des carrés des résidus obtient ainsi des poids égaux au nombre d'observations divisé par le minimum. Néanmoins, le minimum des fonctions-objectif individuelles n'est pas initialement connu. A chaque étape de l'optimisation SCE-UA, une mise à jour est effectuée pour le minimum des fonctions-objectif en utilisant les nouvelles informations recueillies dans la boucle et les valeurs du GOC sont recalculées (van Griensven et Meixner 2007). En outre, l'utilisateur peut également assigner des poids aux variables de sortie (ex : 50% pour les débits, 30% pour les sédiments, 20% pour les nutriments) et spécifier la fonction-objectif à minimiser (Van Liew et al. 2005).

Dans le schéma d'optimisation de SWAT, la méthode de variation des paramètres est la même que celle en analyse de sensibilité.

## Annexe 3: Modifications effectuées dans le modèle et le code source

Problèmes	Solutions	Fichiers/Routines	Paramètres modifiés
1. Surestimation du ruissellement de surface	Infiltration dans le sol :50% Ruissellement : 50%	Surq_daycn.f	
	2 <sup>e</sup> méthode de calcul du paramètre de rétention	Basins.bsn	ICN=1 CNCOEF=0.5
2. Absence d'eau dans les drains	Modifications des routines de drainage- cas 1 (Umuhire, 2007)	Modparm.f Permacro.f Permain.f Percmicro.f Readfile.f Soil_phys.f	Voir Umuhire (2007)
	Profondeur de la couche imperméable	Basins.bsn	DEP_IMPBSN = 6m
	Paramètres de drain	.mgt	Garder DDRAIN constant, TDRAIN à diminuer, GDRAIN
	Activer l'écoulement préférentiel	Basins.bsn .sol	ICRK=1 SOL_CRK : 10%
	2 <sup>e</sup> méthode pour le calcul du ruissellement	Basins.bsn	ICN=1 CNCOEF=0.5
3. Biomasse sous-estimée	Fixer un objectif à atteindre pour la biomasse et l'indice de récolte	.mgt	BIO_TARG, HI_TARG
	Ajuster les températures de croissance de la plante	Crop.dat	T_OPT, T_BASE. Une augmentation de T_BASE diminue le stress dû à la température
	Diminuer le stress de la plante dû à l'eau et à la température en ajustant l'efficacité de l'utilisation de la radiation	Crop.dat	BIO_E
	Vérifier la biomasse et l'indice foliaire initiaux	.mgt	BIO_INIT, LAI_INIT (pour les cultures pérennes (IGRO=1 ), les spécifier dans le fichier .mgt, pour les cultures annuelles (IGRO=0), les spécifier dans les opérations de gestion agricole)
	Vérifier la fertilisation et la richesse initiale du sol	.chm	SOL_SOLP, SOL_ORGN, SOL_ORGP
4. Surexportation de sédiments	Diminution du ruissellement de surface		
	Augmentation de l'eau dans les drains		
	Diminution du flux de sédiments latéraux	.hru	LAT_SED

	Non considération de LAT_SED dans les paramètres calés sinon le varier faiblement et le corriger après calage		
5. Concentration de base des MES non simulée	Remplacement des valeurs optimales des paramètres obtenues jusqu'alors		
	Variation des sédiments latéraux (LAT_SED)	-hru	
	Variation de l'érosion dans le canal (CH_COV, CH_EROD)	.rte	
	Variation des sédiments resuspendus dans le cours d'eau (SPEXP et SPCON)	.bsn	
6. Concentration de base du P non simulée	Augmentation de la fertilisation et de la richesse initiale du sol	.chm	Soil labile P Soil organic P Soil organic N
	Diminution des seuils de calcul de débit dans le code source	noqual.f watqual2.f watqual.fr rtsed.f	rtwtr wtrin
7. Faible performance avec les seuls paramètres de MES et de P	Reconsidérer tous les paramètres de débit pouvant influencer sur les MES et le P		
8. Grande perte de performance des débits	Calage multiobjectif		
9. Perte de performance après remplacement des valeurs optimales	Entrer les valeurs des paramètres dans les fichiers .dbf (valable si et seulement si on simule à l'intérieur de l'interface)	.dbf	
	Automatisation de cette opération de remplacement (ex : par matlab)		

## **Annexe 4: Single-Objective vs. Multi-objective Autocalibration in Modelling Total Suspended Solids and Phosphorus in a Small Agricultural Watershed with SWAT (Rasolomanana et al. 2012)**

Santatriniaina Denise Rasolomanana\*, Paul Lessard\* and Peter A. Vanrolleghem\*

\*Département de génie civil et de génie des eaux, Université Laval, Québec, Pavillon Adrien-Pouliot, 1605 Avenue de la Médecine, Québec (QC), G1V0A6, Canada  
(E-mail: [santatriniaina-d.rasolomanana.1@ulaval.ca](mailto:santatriniaina-d.rasolomanana.1@ulaval.ca);  
[Paul.Lessard@gci.ulaval.ca](mailto:Paul.Lessard@gci.ulaval.ca); [Peter.Vanrolleghem@gci.ulaval.ca](mailto:Peter.Vanrolleghem@gci.ulaval.ca))

### **Abstract**

To obtain greater precision in modelling small agricultural watersheds, a shorter simulation time step is beneficial. A daily time step better represents the dynamics of pollutants in the river and provides more realistic simulation results. However, with a daily evaluation performance, good fits are rarely obtained. With the Shuffled Complex Evolution (SCE) method embedded in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT), two calibration approaches are available, single-objective or multi-objective optimization. The goal of the present study is to evaluate which approach can improve the daily performance with SWAT, in modelling flow (Q), total suspended solids (TSS) and total phosphorus (TP). The influence of weights assigned to the different variables included in the objective function has also been tested. The results showed that (i) the model performance depends not only on the choice of calibration approach, but essentially on the influential parameters; (ii) the multi-objective calibration estimating at once all parameters related to all measured variables is the best approach to model Q, TSS and TP; (iii) changing weights does not improve model performance; and (iv) with a single-objective optimization, an excellent water quality modelling performance may hide a loss of performance of predicting flows and unbalanced internal model components.

### **Keywords**

Calibration; parameter estimation; sensitivity analysis; water quality modeling.

## **INTRODUCTION**

Small agricultural watersheds need to be modelled for better management of water resources, although usually only little data is available. Here, the model used for simulating the fate of pollutants and identifying the best management practices is the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Arnold et al. 1998). To achieve better precision in modelling small watersheds, a shorter simulation time step is useful. A daily time step better represents the dynamics of pollutants in the river and provides more realistic simulation results. However, case studies on small agricultural watersheds using daily time step are rare, given that SWAT was originally developed for large watersheds with lots of data. In addition, river water quality modelling performance is generally carried out on a monthly or yearly time step and rarely on a daily time step. Among the literature reviewed (Gassman et al. 2007; Moriasi et al. 2007), only a few case studies show a good daily performance on water quality.

Given this context, the goal of the present study is to find how to improve water quality modelling performance with SWAT on a daily time step. There are two calibration approaches for modelling flow (Q), total suspended solids (TSS) and total phosphorus (TP): single-objective and multi-objective optimization. The present study compares these two approaches in terms of their performance in modelling TSS and TP at a daily time step in small rural watersheds. Given that there are too many parameters due to the complexity of the model in comparison to the amount of data, a sensitivity analysis is necessary to identify the most important parameters. Each variable is sensitive to different parameters and in case of many variables some parameters appear in multiple subsets. So, two types of parameters will be considered, (i) those only related to the variable of interest and (ii) all those influencing all variables. In addition, the influence of weights assigned to the different objective functions in the case of multi-objective optimization has been tested. Indeed, the calibration algorithm prioritizes fitting the most numerous data and the higher valued data that can induce large global errors. In that sense, the phosphorus data are the most disadvantaged, as they are small in number and magnitude, explaining the difficulty of the model to fit phosphorus data. In the study, the weights will be chosen according to the typical measurement errors and the model fitting errors.

## **MATERIALS AND METHODS**

### **Study area description**

The study was conducted on the Ruisseau du Portage watershed, a 21.41 km<sup>2</sup> small agricultural watershed located in the Boyer river basin in Québec, Canada. Based on the bacteriological and physico-chemical index, the water quality in the watershed is described as "bad" to "very poor" due to high turbidity and excessive enrichment of its water by nutrients (nitrogen and phosphorus) (Ministère du Développement Durable, Environnement et Parcs, Québec or MDDEP). The major sources that can affect its water quality originate from agricultural activities taking place in the lower reaches of the basin. The territory is composed of 48% forest, 44% agriculture (6.88% cereals, 0.13% corn, 36.97% grassland and pasture) and 8% wetlands.

This study focuses on data collected between October 1999 and December 2002 for Q, TSS and TP. Precipitation and temperature of the site average on a year respectively 1300 mm and 5.25°C. The climate is temperate continental. The topography is relatively flat, the altitude ranging from 46-117 m, with an average of 86 m. The slopes range from 1.6 to 3.1%, those closest to the outlet being most pronounced. The soil characteristics vary according to the area occupied, the major ones being stony sandy loam, gravelly sandy loam and gravelly loam (Baril et Rochefort 1957; Ouellet et al. 1995; Marcoux 1966; Pageau 1976).

### **Input data**

Input data used for modelling are the following:

1. Digital Elevation Model (DEM): produced by Geobase ([www.GeoBase.ca](http://www.GeoBase.ca)), 1 :50000, grid 23.17m
2. Soil map: from IRDA (Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement, Québec, Canada), 1:20000
3. River map: produced by BDTQ (Base de Données Topographiques du Québec), 1:20000

4. Land use: provided by Canards Illimités, grid 25m
5. Hydrometeorological data : from the MDDEP and Service Météorologique Canada (SMC)

### **Observed data**

Streamflow data (figure 2a) were collected by the Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ) while water quality data (figure 2b and 2c) were obtained from the Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ).

#### *1. Hydrological records*

Measured daily streamflow data show an interannual average of  $0.35\text{m}^3/\text{s}$ . The flow variations closely follow the variations of precipitation, showing that the basin responds quickly to rainfall due to its small size. The peak flows occur during snowmelt (April-May), causing 46% of the runoff of the entire study period (October 1999 to December 2002), while the flows are lowest in winter (January to March) and summer (July to September).

#### *2. Water quality records*

Water quality data were discontinuous grab samples that are therefore not representative of the whole day, especially when agricultural activities like manure spreading, or rainfall occur. The median TSS value of 7 mg/l is slightly less than the magnitude of the median measured in 16 small agricultural catchments (9.25 mg/l), but 3-4 times higher than those measured in 30 forested catchments in Québec (2 mg/l) (Gangbazo et Babin 2000). A concentration of 4 to 5 mg/l of TSS persists throughout the year, which is harmful to aquatic life because a standard of 5mg/l has been set for chronic toxicity (Gangbazo et Le Page 2005). The median TP, 0.05 mg/l, is slightly above the criterion for the prevention of eutrophication set at 0.03 mg/l in Quebec (Menviq 1990, rév. 1992). The daily concentrations of TP fluctuate much during the year, with peaks occurring in April-May and August-September. Around 55% of the TP is soluble. During rain events, given the various land use types, the level of phosphorus in the river is not necessarily high.

### **The Watershed Model**

The watershed model used in this study is the 2005 version of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Arnold et al. 1998), which is one of the most widely used watershed models in the world.

For the simulations, the study site is divided into 5 subbasins and 33 Hydrologic Response Units (HRU) (64 ha on average). A sensitivity analysis of all parameters related to the 3 variables (flow, TSS, TP) was done. Each variable is sensitive to different parameters and in case multiple variables are considered, some parameters appear in multiple subsets: flow and TSS, flow and TP, flow and TSS and TP. The parameters used for calibration are presented in the appendix (tables A-1 to A-4). Calibrations were performed by using these different sets of parameters (see Results section).

After implementation of the model, simulations were carried out from January 1<sup>st</sup>, 1998 to December 9, 2002, including:

- January 1<sup>st</sup>, 1998 to October 3, 1999: warm-up
- October 4, 1999 to July 31, 2001: calibration period
- and August 1<sup>st</sup>, 2001 to December 9, 2002: validation period

The simulations were conducted throughout the year but the calibration focused on summer (June-October 2000) because of the higher water quality standard requirements applying in this time of the year to meet the increased use of water for recreational and domestic activities during summer months. The parameter intervals were defined based on the recommendations in Neitsch et al. (2005), except for the parameters related to the sediment reentrained during channel sediment routing (SPCON, SPEXP), the sediment concentration in lateral and groundwater flow (LAT\_SED) and the depth to the subsurface drain (DDRAIN), which all needed adjustments. The predefined SPCON and SPEXP parameter range were not adequate for small watersheds and low flows, the LAT\_SED parameter interval was too large causing excess export of sediment and the DDRAIN parameter range was narrowed based on drainage data.

### **Optimization in SWAT 2005: Shuffled Complex Evolution algorithm-Uncertainty Analysis (SCE-UA)**

SWAT2005 includes an automatic multi-objective calibration and uncertainty analysis in a single run, called Parasol (Parameter Solutions method), developed by van Griensven and Bauwens (2003). The calibration procedure, based on the "Shuffled Complex Evolution" algorithm or SCE, is a global search algorithm for the minimization of a single function (Duan et al. 1993).

The optimization can be single-objective or multi-objective. For single-objective optimization, there is only one objective function (OF) that needs to be optimized. For multi-objective optimization problems, a series of OF need to be taken into account simultaneously. The most commonly OF used is the Sum of the Squares of the Residuals (SSQ):

$$SSQ = \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2$$

where  $n$  is the number of pairs of observed ( $O_i$ ) and simulated ( $S_i$ ) variables.

For multi-objective calibration, a single global optimization criterion (GOC), defined as an aggregation of several objective functions, is computed as follows:

$$GOC = \sum_j \frac{SSQ_j * n_{obs,j}}{SSQ_{min,j}}$$

with  $j$  the number of objective functions. Thus, OF get weights that are equal to the number of observations ( $n_{obs,j}$ ) divided by the minimum of the objective function ( $SSQ_{min,j}$ ) (van Griensven 2006).

The methodology used for the two calibration approaches is described below.

## Calibration approaches

The most common single-objective approach is to successively calibrate flow, TSS and TP, while the second, the multi-objective approach is to calibrate several components in a single optimization run. A general calibration procedure chart for both single and multi-objective optimization for flow, sediment and total phosphorus is presented in figure 1. The single-objective calibration techniques are summarized on the SWAT website<sup>30</sup>. The multi-objective optimization procedure differs after flow calibration. The flow is re-calibrated with the TSS and TP and the performance criteria are readjusted.

The daily model evaluation limits, that are less strict than the monthly ones because of the lack of averaging over multiple data (Engel et al. 2007), have been adjusted from the monthly evaluation guidelines proposed by Moriasi et al. (2007). Each step is evaluated using two criteria, the Nash Sutcliffe Efficiency (NSE) (Nash et Sutcliffe 1970) and the Percent of Bias (PBIAS) (Moriasi et al. 2007).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i) * 100}{\sum_{i=1}^n O_i}$$

where  $n$  is the number of pairs of observed ( $O_i$ ) and simulated ( $S_i$ ) variables.

The NSE values range from  $-\infty$  to 1, with 1 being the optimal value. Negative values indicate that the average of the observed values is a better model than the model fitted to the data, leading to rejection of the model. As for PBIAS, it measures the average trend of the simulated data to be above or below the observed data. The optimum value of PBIAS is zero, indicating a perfect model simulation. A positive PBIAS indicates an underestimation of the model while a negative PBIAS represents an overestimation of the model. This test is recommended because of its ability to clearly demonstrate the poor performance of the model (Gupta et al. 1999).

---

<sup>30</sup> [http://www.brc.tamus.edu/swat/publications/swat-calibration-techniques\\_slides.pdf](http://www.brc.tamus.edu/swat/publications/swat-calibration-techniques_slides.pdf)

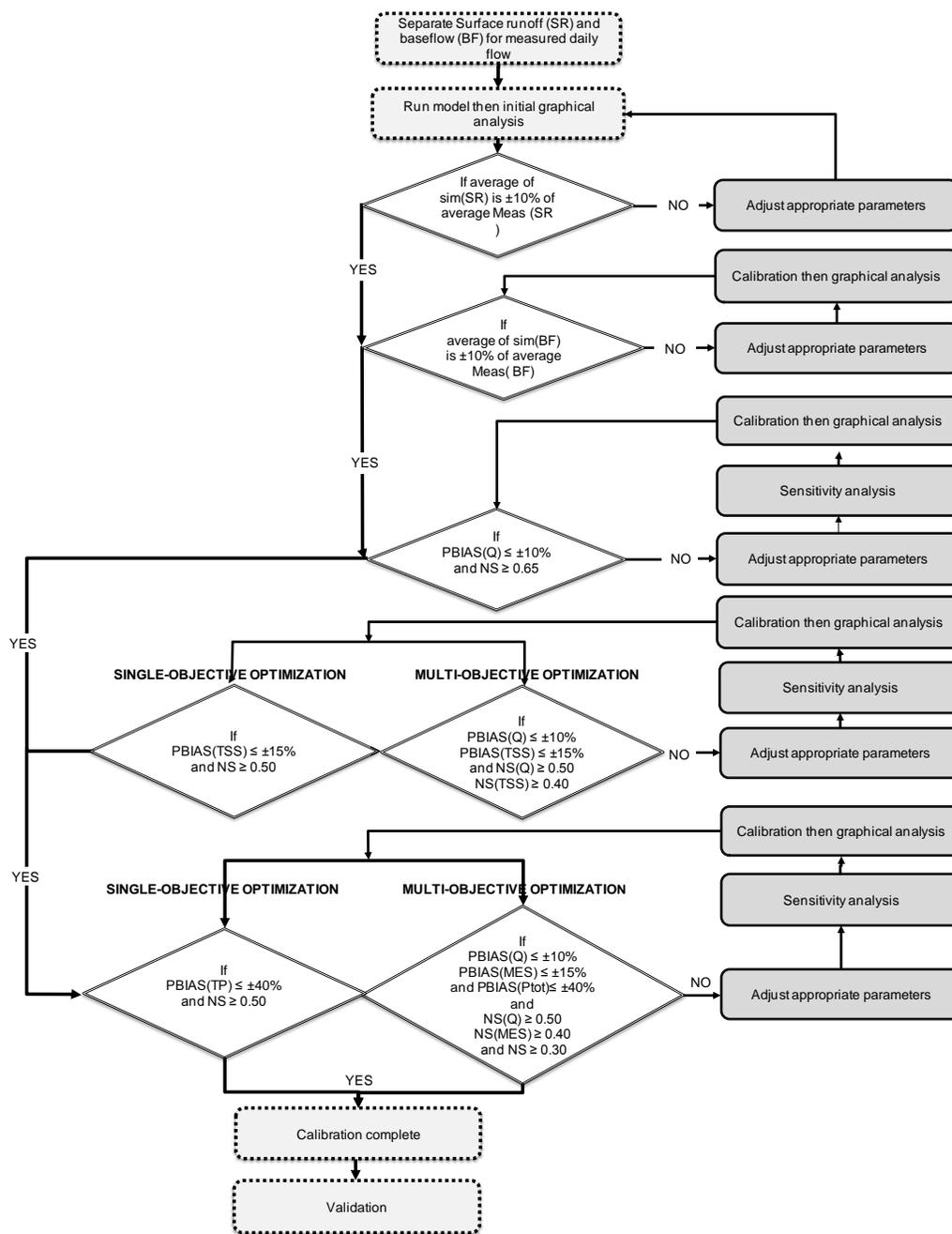


Figure 0-1 : General single and multi-objective calibration procedure for flow, sediment and total phosphorus in the watershed model

## RESULTS AND DISCUSSION

Table 1 and Figure 2 compare some of the results obtained after either the single-objective and the multi-objective calibration, before and after adjusting the internal mass balance.

### **Mass balance**

Among the components of an internal mass balance, surface runoff, baseflow, sediment and phosphorus export were considered as very important in flow, TSS and TP calibration. Internal hydrological components are unbalanced when their percent bias exceeds the evaluation criteria defined in figure 1, based on reference data. As reference, surface runoff and baseflow data were obtained with the baseflow filter program and sediment and phosphorus loads were estimated with the Flux 5.0 software (Walker 1998).

In both automatic calibrations, a poor mass balance for Q, TSS and TP was noted: the bias of the baseflow and sediment export is in general too high and phosphorus export too low (figure 3a). To get a more realistic model, manual adjustments of certain parameters were undertaken, and only realistic changes of the parameters were allowed during calibration (e.g: little change by percentage for the parameters related to the geomorphology of the basin). The new results are shown in table 1b and figure 2d. The number of influencing parameters is not the same, given that some parameters were fixed.

After adjusting the mass balance, the model performance is worse but the results are more realistic. Figure 3b shows that almost the same mass balance is obtained for all cases.

### **Parameters**

Four types of parameters were considered:

- parameters only influencing TSS
- parameters only influencing TP
- parameters influencing Q-TSS
- and parameters influencing Q-TSS-TP

Please note that the parameters influencing the flow have been set to the values obtained by fitting to the flow data, unless specified otherwise.

### **Model performance**

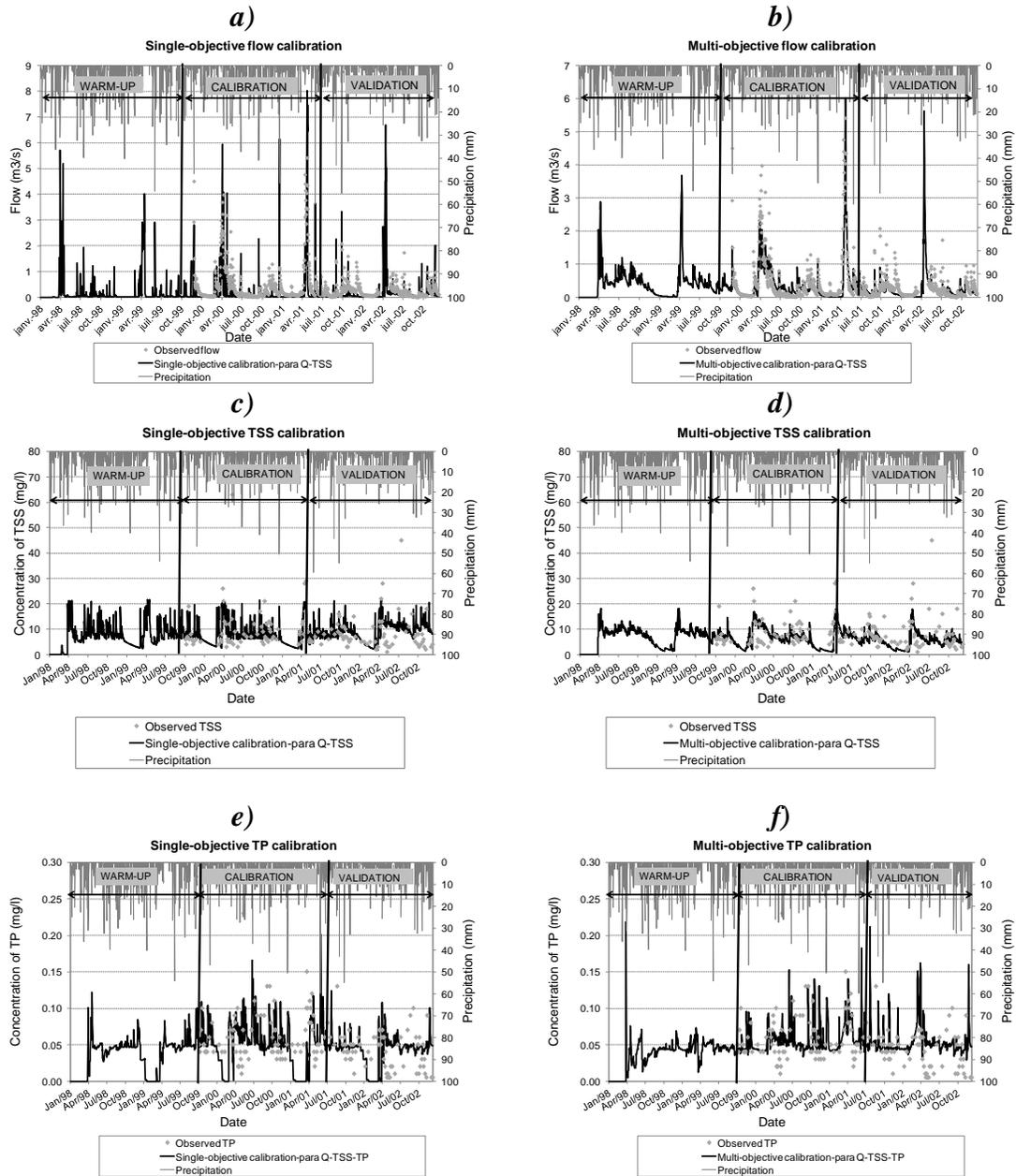
#### ***Single-objective calibration***

With only parameters relating to TSS being estimated, the performances obtained are capped at a certain threshold (NSE 0.18 before mass balance adjustment and 0.17 after). Subsequently, by reconsidering the parameters influencing flow in the calibration of TSS (column 3 in Table 1), the performance could be improved significantly for TSS (figure 2b)(NSE 0.49 and 0.32 before and after adjustment, PBIAS less than 5%) at the expense of the flow's performance: NSE dropping from 0.65 to 0.15, PBIAS 53% (figure 2a). After adjustment of parameters to make the mass balance fit, the NSE dropped to -0.28 and PBIAS to -13%.

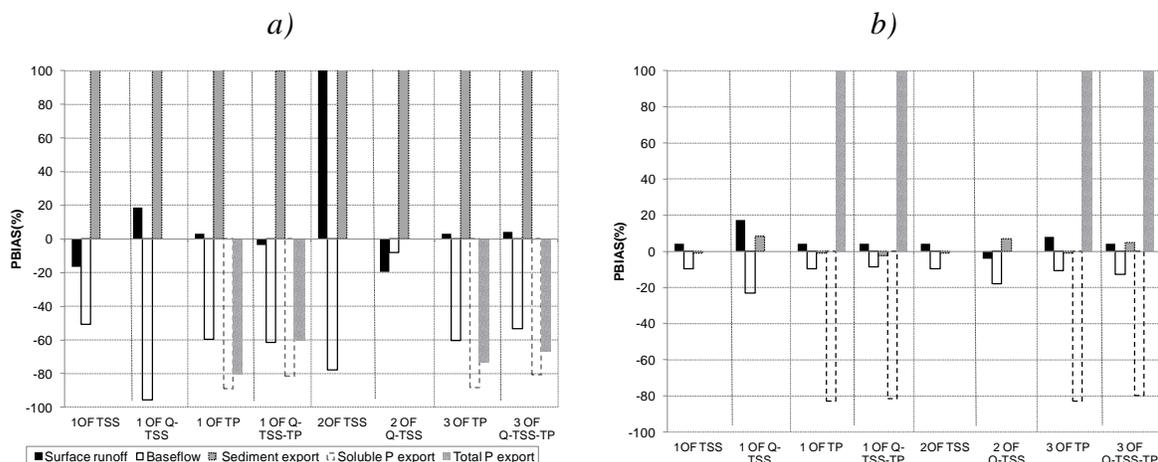
**Table 1 : Comparison of results obtained after single-objective and multi-objective calibration, with different combinations of parameters and objective functions**

	Reference	Single-objective optimization				Multi-objective optimization			
OF		TSS	TSS	TP	TP	Q-TSS	Q-TSS	Q-TSS-TP	Q-TSS-TP
Parameters influencing		TSS	Q-TSS	TP	Q-TSS-TP	TSS	Q-TSS	TP	Q-TSS-TP
<b>a) Before adjusting mass balance</b>									
Number of parameters		10	21	13	19	10	21	13	19
NSE*(Q)	≥ 0.50	0.65	0.15	0.53	0.56	0.69	0.67	0.53	0.59
NSE*(TSS)	≥ 0.40	0.18	0.49	0.38	0.31	0.20	0.11	0.39	0.34
NSE*(TP)	≥ 0.30			-0.36	-0.29			-0.38	0.29
PBIAS*(Q)(%)	≤ ± 10%	6.72	53.19	3.8	15.53	-10.57	11.94	15.16	11.71
PBIAS*(TSS)(%)	≤ ± 15%	6.36	0.74	7.81	10.48	16.25	7.27	7.95	11.12
PBIAS*(TP)(%)	≤ ± 40%			13.77	10.05			3.58	3.29
<b>b) After adjusting mass balance</b>									
Number of parameters		10	25	11	21	10	25	11	21
NSE*(Q)	≥ 0.50	0.54	-0.28	0.70	0.62	0.54	0.65	0.70	0.64
NSE*(TSS)	≥ 0.40	0.17	0.32	0.21	-9E07	0.17	0.19	0.21	0.1
NSE*(TP)	≥ 0.30			-0.56	-1.17			-0.56	-1.19
PBIAS*(Q)(%)	≤ ± 10%	-15.77	-13.31	0.68	-1.31	-15.77	-11.74	0.68	-3.68
PBIAS*(TSS)(%)	≤ ± 15%	10.47	4.85	17.74	-5E05	10.47	11.03	17.74	12.97
PBIAS*(TP)(%)	≤ ± 40%			43.30	30.04			43.30	31.80

\*NSE: Nash Sutcliffe Efficiency; PBIAS: Percent of Bias



**Figure 0-2 : Some results of single-objective vs multi-objective calibration before mass balance adjustment: a) and b) flow; c) and d) TSS; e) and f) TP**



**Figure 0-3 : Mass balance: a) before adjustment; b) after adjustment**

### *Multi-objective calibration*

On the other hand, these calibrations were also conducted in the multi-objective way using the same sets of influential parameters. With only TSS-influencing parameters, the performance of Q is a little bit improved but the fit to TSS is worse than in the single-objective optimization. With Q-TSS-influencing parameters, the Q performance was kept at the expense of the TSS performance. For TP, the multi-objective approach leads to better results with TP-influencing parameters, especially the TP performance was enhanced very much (figure 2c) (from NSE -0.29 in single-objective to +0.29 in multi-objective optimization) with all influencing parameters. Unfortunately, such good results couldn't be obtained when the mass balance was adjusted for.

In both calibrations, and after adjusting the mass balance, the following results were obtained:

1. when considering only TSS or TP influencing parameters, both calibration approaches gave the same performance given that flow parameters are no longer touched.
2. by considering all influencing parameters, the TP performance deteriorated significantly. Indeed, for a better mass balance, too many parameters had to be fixed and SWAT was no longer able to optimize for TSS and TP. Considering only TP influencing parameters gave better results after adjusting for the mass balance.

### **Validation**

We tried to validate the model using the parameters obtained using the multi-objective approach with all influential parameters. The validation run is shown in Figure 2 and the performances obtained are not very good (NSE(Q) 0.25, NSE(TSS) -0.11, NSE(TP) -1.07, PBIAS(Q) 2.07%, PBIAS (TSS) 24.71%, PBIAS (TP) -30.22%). However, this is not unexpected given the fact that the performance in calibration was only good for the flow predictions and poor performance was obtained for TP and TSS. Further work will be needed to simultaneously get good fitting performance and a mass balance that holds. For instance data on surface runoff and baseflow could be used in an extended multi-objective setting, i.e. fitting to three flow data series, TSS and TP.

### **Influence of weights in multi-objective optimization**

In addition, to improve the multi-objective calibration performance, the influence of the weights assigned to the individual objective functions has been tested. Indeed, the algorithm prioritizes the most numerous data and the higher valued data that can induce large global errors. The phosphorus data are the most disadvantaged, as they are small in number and magnitude, explaining the difficulty of the model to fit phosphorus data. Given that the user-defined choice of weights with SCE in SWAT2005 is not operational, we have manually tried to add weights calculated according to the measurement errors. Smaller weights were given to variables that were accepted to be less important in the strategy of optimum search (van Griensven et Bauwens 2003). The measurement errors taken into account were 5% for Q, 15% for TSS and 10% for TP. The estimation methodology adopted is as follows:  $m$  influential parameters were selected after sensitivity analysis among all parameters related to Q, TSS and TP.  $n$  initial parameter estimates were produced with these  $m$  influential parameters by using latin hypercube sampling (van Griensven 2006). Thereafter, multi-objective calibrations were carried out, each with a maximum of 20 000 tries. The *GOC* was computed by trying various weights and evaluating the objective functions for each of the large number of simulations (in total 400 000 simulations were carried out,  $n=20$ , 20 000 tries each), with their corresponding parameter values. After ranking, the minimal *GOC* was identified and the corresponding parameters were the optimal ones for a particular set of weights.

Through this weighted multi-objective optimization:

- the flow was very well simulated, with NSE between 0.62 and 0.75 ;
- TSS-performance was good (NSE 0.11 to 0.35) ;
- The best TP-performance was a NSE of 0.06;
- The internal hydrologic components were very unrealistic: the surface runoff was too high or inexistant, sediment loads were uncontrolled and TP loads very low.

Therefore, we can conclude that the two multi-objective optimization approaches tested, one with weights based on measurement errors and the other one with the number of observations divided by the minimum objective function (weights imposed by SWAT2005), lead to a calibrated model with the same performance for Q and TSS. However, for TP, with which it was so difficult to get good performance with a simultaneous good model fit of Q and TSS, the multi-objective optimization gives worse performance when using the search strategy with weights based on measurement errors.

Other optimization algorithms such as SUFI2, NSGA-II, coupled with SWAT, may lead to better performance (Abbaspour et al. 2007; Zhang et al. 2010). Moreover, subjectivity in the choice of weights is one of the main challenges in multi-objective optimization.

In addition, a good fit of the hydrograph and good values of the performance criteria of the model do not guarantee a correct distribution of the internal components of the model, namely surface runoff, groundwater flow, tile drainage, export of sediment and nutrients. The optimizer does not care about the realism of the parameters and internal components of the model. More data may be needed on these internal components. That is the reason why manual adjustments of parameters or routines in the source code play a crucial role before, during and after calibration.

## CONCLUSION

A multi-objective optimization using a modified SCE-UA algorithm, is incorporated in SWAT2005. Two calibration approaches are possible: single-objective and multi-objective optimization. The obtained model performance depends on the choice of calibration approach, but essentially on the selected influencing parameters. Indeed, each variable is sensitive to different parameters and in case of many variables, some parameters appear in multiple subsets: flow and TSS, flow and TP, flow and TSS and TP. Considering them all for calibration improved the obtained water quality fitting performance very much. Based on the results obtained in this study, even if the user-defined choice of weights with SCE in SWAT2005 is not operational, the multi-objective calibration remains the best approach to model TSS and TP, with a daily evaluation performance in the small agricultural Ruisseau du Portage watershed. The following conclusions can be drawn:

1. The multi-objective optimization considering all parameters related to the variables is the best approach to enhance the daily water quality simulation with SWAT2005. The performance of describing flow data is maintained and the water quality prediction performance, especially that of TP, is very much improved.
2. Excellent results on the whole watershed may hide unrealistic mass balances for Q, TSS and TP for each HRU. Forcing a correct mass balance for each HRU leads to a worse daily performance, and fixing certain parameters to impose the mass balance hinders the search for a parameter set that gives adequate model performance.
3. Despite the normalization of the objective functions, the SCE algorithm incorporated in SWAT2005 prioritizes the most numerous data among the variables considered. To overcome this problem, the choice of other weights assigned to objective functions can be a solution but this is not operational in SWAT2005. The attempt to change the weights manually did not improve the performance to describe TP data.
4. With single-objective optimization, the excellent water quality performance that can be achieved may hide a loss of flow fitting performance and unbalanced internal hydrological components.
5. For both calibration approaches, manual adjustments based on good insight in the SWAT model remain crucial.

## ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by the Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies (FQRNT). Special thanks to the « SWAT team » : Etienne Lévesque, Annie-Claude Parent (Université Laval), Isabelle Beaudin and Aubert Michaud (Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement or IRDA), Flora Umuhire and Ann van Griensven (UNESCO-IHE Institute for Water Education) for their valuable help. Peter Vanrolleghem holds the Canada Research Chair in Water Quality Modelling.

## REFERENCES

- Abbaspour, K. C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J. et Srinivasan, R. (2007). "Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT." *J. Hydrol.*, 333, 413-430.
- Abbaspour, K. C., Yang, J., Reichert, P., Vejdani, M., Haghighat, S. et Srinivasan, R. (2008). "SWAT-CUP, SWAT Calibration and Uncertainty Programs, A User manual, Eawag Zurich, Switzerland." EAWAG, disponible sur [http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software/swat/index\\_EN](http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software/swat/index_EN) (sept 2010).
- Agnew, L. J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V. B., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S. et Walter, M. T. (2006). "Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application." *J. Environ. Mgmt.*, 78(1), 63-76.
- Alexander, R. B., Elliott, A. H., Shankar, U. et McBride, G. B. (2002). "Estimating the sources and transport of nutrients in the Waikato River Basin, New Zealand." *Water Resour. Res.*, 38, 1268-1290.
- Allen, P. M. et Arnold, J. G. (2005). "SWAT-DEG and channel restoration of urban streams." *Proc. 3e conférence internationale sur SWAT*, Zurich, Suisse, 107-113.
- Ancil, F. (2004). "Description du projet de recherche - Modélisation hydrologique des petits bassins versants en milieu rural." Financement : Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies (FQRNT), Québec.
- Ancil, F., Rousselle, J. et Lauzon, N. (2005). *Hydrologie, cheminements de l'eau*, Presses Internationales Polytechniques. 317p.
- Arabi, M., Frankenberger, J. R., Engel, B. A. et Arnold, J. G. (2008). "Representation of agricultural conservation practices with SWAT." *Hydrol. Process.*, 22, 3042-3055
- Arabi, M., Govindaraju, R. S., Hantush, M. M. et Engel, B. A. (2006). "Role of watershed subdivision on modeling the effectiveness of best management practices with SWAT." *JAWRA*, 42(2), 513-528.
- Arnold, J. G. et Allen, P. M. (1999). "Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records." *JAWRA*, 35(2), 411-424.
- Arnold, J. G., Allen, P. M. et Bernhardt, G. (1993). "A comprehensive surface-groundwater flow model." *J. Hydrol.*, 142, 47-69.
- Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R. S. et Bernhardt, G. (1995). "Automated base flow separation and recession analysis techniques." *Ground Water*, 33(6), 1010-1018.
- Arnold, J. G. et Fohrer, N. (2005). "SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling." *Hydrol. Process.*, 19, 563-572.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S. et Williams, J. R. (1998). "Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development." *JAWRA*, 34(1), 73-89.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S. et Di Luzio, M. (1999). "Water resources of the Texas gulf basin." *Wat. Sci. Tech.*, 39(3), 121-133.
- Arnold, J. G., Williams, J. R., Nicks, A. D. et Sammons, N. B. (1990). "SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management", Texas A&M Univ. Press, College station, TX.
- ASCE. (1993). "Criteria for evaluation of watershed models." *J. Irrigation Drainage Eng.*, 119(3), 429-442.
- Bagnold, R. A. (1977). "Bedload transport in natural rivers." *Water Resour. Res.*, 13(2), 303-312.

- Baril, R. et Rochefort, B. (1957). "Étude pédologique du comté de Lotbinière dans la province de Québec." Service des fermes expérimentales, Ministère fédéral de l'Agriculture en collaboration avec le Ministère de l'Agriculture de Québec et l'École supérieure d'Agriculture, Saint-Anne-de-la-Pocatière. 115 pp + 1 carte couleur à l'échelle du 1: 63 360.
- Bärlund, I., Kirkkkala, T., Malve, O. et Kämäri, J. (2007). "Assessing the SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment." *Environ. Model. Software*, 22(5), 719-724.
- Beasley, D. B., Huggings, L. F. et Monke, E. J. (1980). "ANSWERS: A model for watershed planning." *Trans. ASAE*, 23(4), 938-944.
- Beaudet, P., Beaudin, I., Michaud, A. et Giroux, M. (2008). "Le transport du phosphore, fiche technique n°3." IRDA, CRAAQ, MAPAQ.
- Beaudin, I. (2006). "Revue de littérature, La mobilité du phosphore, Version finale." Pour le comité ad hoc Groupe mobilité phosphore. Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec (CRAAQ).
- Beaudin, I., Deslandes, J., Michaud, A., Bonn, F. et Madramootoo, C. A. (2006). "Variabilité spatio-temporelle des exportations de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la Rivière aux Brochets au sud-ouest du Québec. Partie I. Paramétrage, calibrage et validation du modèle SWAT." *Agrosol*, 17(1), 4-20.
- Bednarz, S. T., Dybala, T., Muttiah, R. S., Rosenthal, W. et Dugas, W. A. (2002). "Chapter 1, brush/water yield feasibility studies." In: <http://www.brc.tamus.edu/blackland/dugas/chapter1.pdf>.
- Behera, S. et Panda, R. K. (2006). "Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process model." *Agric. Ecosys. Environ.*, 113(1-4), 62-72.
- Bekele, E. G. et Nicklow, J. W. (2005). "Multiobjective management of ecosystem services by integrative watershed modeling and evolutionary algorithms." *Water Resour. Res.*, 41, W10406, doi : 10.1029/12005WR004090.
- Benaman, J., Shoemaker, C. A. et Haith, D. A. (2005). "Calibration and validation of Soil and water Assessment Tool on an Agricultural Watershed in Upstate New York." *J. Hydr. Engrg*, 10(5), 363-374.
- Bicknell, B. R., Imhoff, J. L., Donigan, A. S. et Johanson, R. C. (1993). "Hydrologic simulation program-FORTRAN (HSPF): User's Manual for Release 10." *Report No. EPA/600/R-93/174. Athens, Ga.: U.S. EPA Environmental Research Lab.*
- Bingner, R. L. et Theurer, F. D. (2001). "AnnAGNPS technical processes: Documentation Version 2." In: [www.sedlab.olemiss.edu/AGNPS.html](http://www.sedlab.olemiss.edu/AGNPS.html).
- Borah, D. K. et Bera, M. (2003). "Watershed-scale hydrologic and non-point-source pollution models: Review of mathematical bases." *Trans. ASAE*, 46(6), 1553-1566.
- Bosch, D. D., Sheridan, J. M., Batten, H. L. et Arnold, J. G. (2004). "Evaluation of the SWAT model on a coastal plain agricultural watershed." *Trans. ASAE*, 47(5), 1493-1506.
- Bouraoui, F., Benabdallah, S., Jrad, A. et Bidoglio, G. (2005). "Application of the SWAT model on the Medjerda River basin (Tunisia)." *Phys. Chem. Earth*, 30(8-10), 497-507.
- Bouraoui, F., Braud, I. et Dillaha, T. A. (2002). "ANSWERS: A nonpoint-source pollution model for water, sediment and nutrient losses." In: *Chapitre 22 dans Mathematical*

- Models of Small Watershed Management, CD-ROM. Milwaukee, Wisc.: IWA and Marquette University.*
- Bouraoui, F., Grizzetti, B., Granlund, K., Rekolainen, S. et Bidoglio, G. (2004). "Impact of climate change on the water cycled and nutrient losses in a Finnish catchment." *Clim. Change*, 66(1-2), 109-126.
- Bracmort, K. S., Arabi, M., Frankenberger, J. R., Engel, B. A. et Arnold, J. G. (2006). "Modeling long term water quality impact of structural BMPs " *Trans. ASABE*, 49(2), 367-374.
- Bradford, M. E. et Peters, R. H. (1987). "The relationship between chemically analyzed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus." *Limnol. Oceanogr.*, 32, 1124-1137.
- Brown, L. et Barnwell, T. O. (1987). "The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS : Documentation and User Manual." *Report EPA/600/3-87/007. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.*
- Bryant, R. B., Gburek, W. J., Veith, T. L. et Hively, W. D. (2006). "Perspectives on the potential for hydrogeology to improve watershed modeling of phosphorus loss." *Geoderma*, 131(3-4), 299-307.
- Campbell, N., D'Arcy, B., Frost, A., Novotny, V. et Sansom, A. (2004). "Diffuse pollution: an introduction to the problems and solutions." IWA publishing. 240pp, London, UK.
- Cao, W., Bowden, W. B., Davie, T. et Fenemor, A. (2006). "Multi-variable and multi-site calibration and validation of SWAT in a large mountainous catchment with high spatial variability." *Hydrol. Process.*, 20(5), 1057-1073.
- Capel, P. D., McCarthy, K. A. et Barbash, J. E. (2008). "National, holistic, watershed-scale approach to understand the sources, transport and fate of agricultural chemicals." *J. Environ. Qual.*, 37, 983-993.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F. et Smith, V. H. (1998). "Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen." *Ecol. Appl.*, 8, 559-568.
- Cerucci, M. et Conrad, J. M. (2003). "The use of binary optimization and hydrologic models to form riparian buffers." *JAWRA*, 39(5), 1167-1180.
- Chanasyk, D. S., Mapfumo, E. et Willms, W. (2003). "Quantification and simulation of surface runoff from fescue grassland watersheds." *Agric. Water Mgmt.*, 59(2), 137-153.
- Chaplot, V., Saleh, A., Jaynes, D. B. et Arnold, J. (2004). "Predicting water, sediment and NO<sub>3</sub>-N loads under scenarios of land-use and management practices in a flat watershed." *Water, Air and Soil Pollution*, 154, 271-293.
- Chapra, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*, Mc-Graw-Hill Inc., New York. 844p.
- Cheng, H., Ouyang, W., Hao, F., Ren, X. et Yang, S. (2006). "The nonpoint-source pollution in livestock-breeding areas of the Heihe River basin in Yellow River." *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.*, doi:10.1007/s00477-006-0057-2.
- Chu, T. W., Shirmohammadi, A., Montas, H. et Sadeghi, A. (2004). "Evaluation of the SWAT model's sediment and nutrient components in the Piedmont physiographic region of Maryland." *Trans. ASAE*, 47(5), 1523-1538.
- Clemmens, A. J. (1993). "Description and evaluation of program: DUFLOW." *J. Irrig. and Drain. Engrg.*, 119 (4), 724-734.

- Coffey, M. E., Workman, S. R., Araba, J. L. et Fogle, A. W. (2004). "Statistical procedures for evaluating daily and monthly hydrologic model predictions." *Trans. ASAE*, 47(1), 59-68.
- Cohn, T. A., Delong, L. L., Gilroy, E. J., Hirsch, R. M. et Wells, D. K. (1989). "Estimating constituent loads." *Water Resour. Res.*, 25, 937-942.
- Conan, C., de Marsily, G., Bouraoui, F. et Bidoglio, G. (2003). "A long-term hydrological modelling of the upper Guadiana river basin (Spain)." *Phys. Chem. Earth*, 28(4-5), 193-200.
- Cotter, A. S., Chaubey, I., Costello, T. A., Soerens, T. S. et Nelson, M. A. (2003). "Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data." *JAWRA*, 39(4), 977-986.
- Crawford, C. G. (1991). "Estimation of suspended-sediment rating curves and mean suspended-sediment loads." *J. Hydrol.*, 129, 331-348.
- Crawford, C. G. (1996). "Estimating mean constituent loads in rivers by the rating-curve and flow-duration, rating-curve methods. Unpublished PhD diss. Bloomington, IN: Indiana University.
- Ferguson, R.I. 1986. River loads underestimated by rating curves." *Water Resour. Res.*, 22(1), 74-76.
- Day, J. H. et McMenamin, J. (1983). "Système d'information des sols au Canada (SISCan) - Manuel de description des sols sur le terrain Révision 1982." Direction générale de la recherche, Agriculture Canada, Ottawa, Ontario. 109 pp + 5 Annexes.
- De Blois, C. J., Wind, H. G., Kok, J. L. d. et Koppeschaar, K. (2003). "Robustness of River Basin Water Quality Models." *J. Water Resour. Plann. Manag.*, 129(3), 189-199.
- Di Luzio, M., Srinivasan, R., Arnold, J. G. et Neitsch, S. L. (2002). *Arcview interface for SWAT2000: User's guide*, Blackland Research & Extension Center, Texas Agricultural Experiment Station - Grassland, Soil and Water Research Laboratory, USDA Agricultural Research Service, Texas.
- Doherty, J. (2004). "PEST: Model Independent Parameter Estimation User Manual. 5th ed. Brisbane, Australia: Watermark Numerical Computing." Disponible sur: [www.simulistics.com/documents/pestman.pdf](http://www.simulistics.com/documents/pestman.pdf), depuis février 2007.
- Drolc, A. et Koncan, J. Z. (1999). "Calibration of QUAL2E model for the Sava River (Slovenia)." *Wat. Sci. Tech.*, 40(10), 111-118.
- Du, B., Arnold, J. G., Saleh, A. et Jaynes, D. B. (2005). "Development and application of SWAT to landscapes with tiles and potholes." *Trans. ASAE*, 48(3), 1121-1133.
- Du, B., Saleh, A., Jaynes, D. B. et Arnold, J. G. (2006). "Evaluation of SWAT in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in a watershed with tiles and potholes." *Trans. ASABE*, 49(4), 949-959.
- Duan, Q. Y., Gupta, V. K. et Sorooshian, S. (1993). "Shuffled complex evolution approach for effective and efficient global minimization." *J. Optim. Theor. Appl.*, 76(3), 501-521.
- Duchemin, M. et Madjoub, R. (2004). "Les bandes végétales filtrantes: de la parcelle au bassin versant." *Vect. Env.*, 37(2), 36-50.
- Eckhardt, K., Haverkamp, S., Fohrer, N. et Frede, H.-G. (2002). "SWAT-G, a version of SWAT99-2 modified for application to low mountain range catchments." *Phys. Chem. Earth*, 27(9-10), 641-644.

- Engel, B., Storm, D., White, M. et Arnold, J. G. (2007). "A hydrologic/water quality model application protocol." *JAWRA*, 43(5), 1223-1236. DOI: 1210.1111/j.1752-1688.2007.00105.x.
- Enright, P. et Madramootoo, C. (2003). "Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec." *CSAE/SCGR 2003 meeting, 6 au 9 juillet 2003, Montréal Québec*.
- Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K. et Frede, H.-G. (2001). "Hydrologic response to land use changes on the catchment scale." *Phys. Chem. Earth*, B(7-8), 577-582.
- Fohrer, N., Möller, D. et Steiner, N. (2002). "An interdisciplinary modelling approach to evaluate the effects of land use change." *Phys. Chem. Earth*, 27(9-10), 655-662.
- Francos, A., Bidoglio, G., Galbiati, L., Bouraoui, F., Elorza, F. J., Rekolainen, S., Manni, K. et Granlund, K. (2001). "Hydrological and water quality modelling in a medium-sized coastal basin." *Phys. Chem. Earth (B)*, 26(1), 47-52.
- Gagnon, E. et Gangbazo, G. (2007). "Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives." *Gestion intégrée de l'eau par bassin versant, fiche numéro 7.MDDEP*.
- Gangbazo, G. (2000). "Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières." *Vect. Env.*, 33(2), 42-49.
- Gangbazo, G. (2006). "La gestion intégrée de l'eau par bassin versant : une voie d'expression du développement durable." *Gestion intégrée de l'eau par bassin versant, fiche numéro 4. MDDEP, Québec, Canada*.
- Gangbazo, G. et Babin, F. (2000). "Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles." *Vect. Env.*, 33, 47-57.
- Gangbazo, G., Cluis, D. et Buon, E. (2002). "Transport des sédiments en suspension et du phosphore dans un bassin versant agricole." *Vect. Env.*, 35(1), 44-53.
- Gangbazo, G. et Le Page, A. (2005). "Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires." *Ministère du Développement Durable, Environnement et Parcs, Québec, Canada*.
- Garen, D. C. et Moore, D. S. (2005). "Curve number hydrology in water quality modeling: Uses, abuses, and future directions." *JAWRA*, 41(2), 377-388.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H. et Arnold, J. G. (2007). "The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications and future research directions." *Trans. ASABE*, 50(4), 1211-1250.
- Gholami, S. A. et Gosain, A. K. (2005). "Distributed watershed modeling of mountainous catchment- A case study in the Amameh Catchment in Iran." *Proc. 3e conférence internationale sur SWAT, Zurich, Suisse*, 409-414.
- Gilley, J. E. et Risse, L. M. (2000). "Runoff and soil loss as affected by the application of manure." *Trans. ASAE*, 43(6), 1583-1588.
- GIRB. (2011). "Plan Directeur de l'eau du bassin versant de la rivière Boyer." *Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer*.
- Gitau, M. W., Veith, T. L. et Gburek, W. J. (2004). "Farm-level optimization of BMP placement for cost-effective pollution reduction." *Trans. ASAE*, 47(6), 1923-1931.
- Gollamudi, A. (2006). "Hydrological and water quality modeling of agricultural fields in Québec," *MSc. McGill University, Department of Bioresource Engineering, Montréal, Québec, Canada*. 91p.

- Govender, M. et Everson, C. S. (2005). "Modelling streamflow from two small South-African experimental catchments using the SWAT model." *Hydrol. Process.*, 19(3), 673-682.
- Green, C. H. et van Griensven, A. (2008). "Autocalibration in hydrologic modeling : Using SWAT2005 in small-scale watersheds." *Environ. Model. Software*, 23, 422-434.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Granlund, K., Rekolainen, S. et Bidoglio, G. (2003). "Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model." *Ecol. Model.*, 169(1), 25-38.
- Gupta, H. V., Sorooshian, S. et Yapo, P. O. (1999). "Status of automatic calibration for hydrologic models : Comparison with multilevel expert calibration." *J. Hydrol. Eng.*, 4(2), 135-143.
- Hargreaves, G. L., Hargreaves, G. H. et Riley, J. P. (1985). "Agricultural benefits for Senegal River Basin." *J. Irrig. and Drain. Engr.*, 111(2), 113-124.
- Harmel, R. D., Cooper, R. J., Slade, R. M., Haney, R. L. et Arnold, J. G. (2006). "Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds." *Trans. ASABE*, 49(3), 689-701.
- Harmel, R. D., King, K. W., Richardson, C. W. et Williams, J. R. (2003). "Longterm precipitation analyses for the central Texas Blackland Prairie." *Trans. ASAE* 46(5), 1381-1388.
- Heuvelmans, G., Muys, B. et Feyen, J. (2005). "Regionalisation of the parameters of a hydrological model: Comparison of linear regression models with artificial neural nets." Department of Land Management, Katholieke Universiteit Leuven, Vital Decosterstraat 102, B-3000 Leuven, Belgium.
- Hilliard, C. et Reedyk, S. (2003). "Water Quality - Prairie Farm Rehabilitation Administration (PFRA)." PFRA's publication report.
- Holvoet, K., van Griensven, A., Seuntjens, P. et Vanrolleghem, P. A. (2005). "Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT." *Phys. Chem. Earth*, 30, 518-526.
- Jha, M., Gassman, P. W. et Arnold, J. G. (2007). "Water quality modeling for the Raccoon River watershed using SWAT2000." *Trans. ASABE*, 50(2), 479-493.
- Jha, M. K., Arnold, J. G. et Gassman, P. W. (2006). "Water Quality Modeling for the Raccoon River Watershed Using SWAT." *CARD Working Paper 06-WP 428*.
- Jones, C. A., Cole, C. V., Sharpley, A. N. et Williams, J. R. (1984). "A simplified soil and plant phosphorus model. I. Documentation." *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 800-805.
- Kalin, L. et Hantush, M. H. (2006). " Hydrologic modeling of an eastern Pennsylvania watershed with NEXRAD and rain gauge data." *J. Hydrol. Eng.*, 11(6), 555-569.
- Kannan, N., White, S. M., Worrall, F. et Whelan, M. J. (2007). "Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modeling in SWAT-2000." *J. Hydrol.*, 332(3-4), 456-466.
- Karemangingo, C. (1998). "Évaluation des risques de pollution des eaux sous différents systèmes de production du maïs-grain," Université Laval.
- King, K. W., Arnold, J. G. et Bingner, R. L. (1999). "Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin Creek watershed using SWAT." *Trans. ASAE*, 42(4), 919-925.
- Kirsch, K., Kirsch, A. et Arnold, J. G. (2002). "Predicting sediment and phosphorus loads in the Rock River basin using SWAT." *Trans. ASAE*, 45(6), 1757-1769.

- Knisel, W. G. (1980). "CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system." *Conservation Research Report No26*. Washington, D.C.: USDA-SEA.
- Koro, N., Bernard, C. et Laverdière, M. R. (1995). "Contrôle du ruissellement, de l'érosion et des pertes de phosphore par les résidus de culture, sous pluie simulée." *Étude et Gestion des Sols*, 2(3), 173-182.
- Laflamme, D. (1995). "Qualité des eaux du bassin de la rivière Sainte-Anne, 1979 à 1994, Sainte-Foy." Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, 66 p.
- Lamontagne, L. et Nolin, M. C. (1997). "Dossier des noms de sols du Québec SISCAN (Système d'Information des Sols du Canada). Équipe pédologique du Québec, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures." Contribution no 971124. 59 pp.
- Leavesley, G. H., Lichty, R. W., Troutman, B. M. et Saindon, L. G. (1983). "Precipitation-Runoff Modeling System-User's Manual." *USGS Water Resources Investigative Report No.83-4238*. Washington, D.C.:U.S. Geological Survey.
- Lenhart, T., Van Rompaey, A., Steegen, A., Fohrer, N., Frede, H.-G. et Govers, G. (2005). "Considering spatial distribution and deposition of sediment in lumped and semi-distributed models." *Hydrol. Process.*, 19(3), 785-794.
- Leonard, R. A., Knisel, W. G. et Still, D. A. (1987). "GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems." *Trans. ASABE*, 30(5), 1403-1428.
- Lévesque, E. (2007). "Évaluation de la performance hydrologique du modèle SWAT pour de petits bassins versants agricoles au Québec," M Sc, Université Laval.
- Lowrance, R., Dabney, S. et Schultz, R. (2002). "Improving water and soil quality with conservation buffers." *JSWC*, 57(2), A36-A43.
- Mabit, L., Bernard, C. et Laverdière, M. R. (2007). "Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using a GIS oriented sampling strategy and <sup>137</sup>Cs measurements." *Catena*, 71, 242-249.
- Madramootoo, C. (2009). "Développement d'un système agroenvironnemental d'aide à la décision pour la réduction de la pollution de l'eau par des sources agricoles diffuses." *Présentation lors du forum de transfert des travaux de recherche sur l'environnement rural, Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies, Trois-Rivières, avril 2009.*
- Mailhot, A., Rousseau, A. N., Massicotte, S., Dupont, J. et Villeneuve, J.-P. (1997). "A watershed-based system for the integrated management of surface water quality: The GIBSI system." *Wat. Sci. Tech.*, 36(5), 381-387.
- Marcoux, R. (1966). "Étude pédologique des comtés de Bellechasse et de Montmagny." Ministère de l'agriculture et de la colonisation du Québec. Division des sols, Service de la recherche. Bulletin technique no 12.72 pp = 2 cartes couleurs à l'échelle du 1: 63 360.
- Maringanti, C., Chaubey, I. et Popp, J. (2009). "Development of a multiobjective optimization tool for the selection and placement of best management practices for nonpoint source pollution control." *Water Resour. Res.*, 45, W06406, doi:06410.01029/02008WR007094.
- Martel, S., Seydoux, S., Michaud, A. et Beaudin, I. (2006). "Revue de littérature et schéma décisionnel pour la mise en oeuvre de PGB." Document rédigé dans le cadre de

- l'INENA (Initiative Nationale d'Élaboration de Normes Agroenvironnementales). IRDA. 133p.
- Matamoros, D. (2004). "Predicting river concentrations of pesticides from banana plantations under data-poor conditions," PhD en Sciences Biologiques Appliquées, Université de Gent, Belgique.
- McCutcheon, S. C. et French, R. H. (1981). *Water Quality Modeling*, CRC Press Inc., Boca Raton, FL. 334p.
- McElroy, A. D., Chiu, S. Y., Nebgen, J. W., Aleti, A. et Bennet, F. W. (1976). "Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources." Environ. Prot. Tech. Serv. EPA 600/2-76-151.
- McKeown, R. A., Putz, G., Arnold, J. et Luzio, M. D. (2005). "Modifications of the Soil and water Assessment Tool (SWAT-C) for streamflow modeling in a small, forested watershed on the Canadian Boreal Plain." *Proc. 3e conference internationale sur SWAT*, Zurich, Suisse, 189-199.
- MDDEP. (2002). "Politique nationale de l'eau, la vie, l'avenir." In: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/politique/> (sept 2010).
- Menviq. (1990, rév. 1992). "Critères de qualité de l'eau." Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada. 423p.
- Menzel, R. G. (1980). "Enrichment ratios for water quality modeling." In: *W.G. Knisel (ed.) CREAMS, A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems*, US Dept. Agric. Conserv. Res., 486-492.
- Merriman, K. R., Gitau, M. W. et Chaubey, I. (2009). "A tool for estimating best management practice effectiveness in Arkansas." *Appl. Eng. Agr.*, 25(2), 199-213.
- Michaud, A., Deslandes, J. et Beaudin, I. (2006). "Modélisation de l'hydrologie et des dynamiques de pollution diffuse dans le Bassin versant de la rivière aux Brochets à l'aide du modèle SWAT, Rapport final. Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement."
- Michaud, A. et Poirier, S. C. (2009). "Évaluation des exportations de surface et souterraines de phosphore en sol drainé." IRDA. Rapport final de projet. 41pp.
- Michaud, A., Seydoux, S., Beaudin, I. et Gombault, C. (2008a). "Combinaisons de pratiques de gestion bénéfiques et qualité de l'eau: Étude par modélisation hydrologique de deux bassins versants en Montérégie (Québec)." Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement inc. (IRDA).
- Michaud, A. R. (2004). "Indicateurs agroenvironnementaux adaptés à la gestion de projets ciblés sur la prévention de la pollution diffuse par le phosphore," Thèse présentée à la Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Québec, Québec, Canada.
- Michaud, A. R., Giroux, M., Beaudin, I., Desjardins, J., Gagné, G., Duchemin, M., Deslandes, J., Landry, C., Beudet, P. et Lagacé, J. (2008b). "ODEP; un Outil de diagnostic des exportations de phosphore. Projet « Gestion du risque associé aux facteurs source et transport du phosphore des sols cultivés au Québec », réalisé dans le cadre de l'Initiative d'appui aux conseillers agricoles (PIACA-204)." Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA) et Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, Canada.
- Michaud, A. R., Lauzier, R. et Laverdière, M. R. (2005). "Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du

- ruisseau au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec." *Agrosol.*, 16(1), 47-60.
- Migliaccio, K. W. et Chaubey, I. (2008). "Spatial Distributions and Stochastic Parameter Influences on SWAT Flow and Sediment Predictions." *J. Hydrol. Eng.*, 13(4), 258-269.
- Mihalik, E. N. (2007). "Watershed characterization and runoff modeling of the chapel branch Creek, Orangeburg County, South Carolina," The Graduate School of the College of Charleston.
- Monteith, J. L. (1965). "Evaporation and the environment." In: *The state and movement of water in living organisms*, XIXth symposium Soc. for Exp. Biol., Swansea, Cambridge University Press, 205-234.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D. et Veith, T. L. (2007). "Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations." *Trans. ASABE*, 50(3), 885-900.
- Morin, G. et Paquet, P. (2007). "Modèle hydrologique CEQEAU." INRS-ETE, Rapport de recherche no R000926, 458p.
- Muleta, M. K. et Nicklow, J. W. (2005). "Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model." *J. Hydrol.*, 306, 127-145.
- Narasimhan, B., Allen, P. M., Srinivasan, R., Bednarz, S. T., Arnold, J. G. et Dunbar, J. A. (2007). "Streambank erosion and best management practice simulation using SWAT." *ASABE Publication Number 701P0207*. Eds A. McFarland and A. Saleh.
- Narasimhan, B., Srinivasan, R., Arnold, J. G. et Di Luzio, M. (2005). "Estimation of long-term soil moisture using a distributed parameter hydrologic model and verification using remotely sensed data." *Trans. ASABE*, 48(3), 1101-1113.
- Nash, J. E. et Sutcliffe, J. V. (1970). "River flow forecasting through conceptual models; part I - a discussion of principles." *J. Hydrol.*, 10, 282-290.
- Nasr, A., Bruen, M., Jordan, P., Moles, R., Kiely, G. et Byrne, P. (2007). "A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland." *Wat. Res.*, 41(5), 1065-1073.
- Nathan, R. J. et McMahon, T. A. (1990). "Evaluation of automated techniques for baseflow and recession analysis." *Water Resour. Res.*, 26(7), 1465-1473.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R. et Williams, J. R. (2002). *Soil and Water Assessment Tool User's Manual, version 2000*, Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, TWRI Report TR-192.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. et Williams, J. R. (2005). "Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation, version 2005." Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service. Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station.
- Novotny, V. (2003). *Water quality, Second edition, diffuse pollution and watershed management*.
- Núñez, D., Avelino, Periago, E. L. et Viqueira, F. D.-F. (1995). "Vegetated filter strip for wastewater purification: a review." *Bioresource Technology*, 51(13-22).
- Ogden, F. L. et Julien, P. Y. (2002). "CASC2D: A two-dimensional, physically-based Hortonian hydrologic model." *Chapitre 4 dans Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. V.P. Singh et D.K. Frevert, eds. *Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publications*, 69-112.

- Ouellet, L., Rompré, M., Carrier, D. et Laflamme, G. (1995). "Étude pédologique du comté de Beauce, Québec." Service des sols, Direction de la recherche et du développement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 81 pp. + 2 cartes couleurs à l'échelle du 1: 50 000.
- Pageau, E. (1976). "Étude pédologique du comté de Dorchester." Agriculture Québec. Division des sols. 94 pp + 4 carte couleur à l'échelle du 1: 50 000.
- Park, K., Jung, H.-S., Kim, H. S. et Ahn, S.-M. (2005). "Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): Application to Kwang-Yang Bay, Korea." *Mar. Environ. Res.*, 60, 171-193.
- Pelletier, G. J., Chapra, S. C. et Tao, H. (2006). "QUAL2Kw-A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration." *Environ. Model. Software*, 21, 419-425.
- Perrin, C., Michel, C. et Andréassian, V. (2004). "Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments." *J. Hydrol.*, 242, 275-301.
- Peterson, J. R. et Hamlet, J. M. (1998). "Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils." *JAWRA*, 34(3), 531-544.
- Ponce, V. M. et Hawkins, R. H. (1996). "Runoff curve number: Has it reached maturity? ." *J. Hydrol. Eng.*, 1(1), 11-19.
- Preston, S. D. et Brakebill, J. W. (1999). "Application of spatially referenced regression modeling for the evaluation of total nitrogen loading in the Chesapeake Bay watershed." *U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Rep. 99-4054, Reston.*
- Priestley, C. H. B. et Taylor, R. J. (1972). "On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters." *Mon. Weather. Rev.*, 100, 81-92.
- 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)." *J. Hydrol.*, 326, 295-310.
- Radcliffe, D. E., Lin, Z., Risse, L. M., Romeis, J. J. et Jackson, C. R. (2009). "Modeling phosphorus in the lake Allatoona watershed using SWAT: I. Developing phosphorus parameter values." *J. Environ. Qual.*, 38, 111-120.
- Rao, M., Fan, G., Thomas, J., Cherian, G., Chudiwale, V. et Awawdeh, M. (2007). "A web-based GIS Decision Support System for managing and planning USDA's Conservation Reserve Program (CRP)." *Environ. Model. Software*, 22(9), 1270-1280.
- Rasolomanana, S. D., Lessard, P. et Vanrolleghem, P. (2012). "Single objective vs. multi-objective autocalibration in modelling total suspended solids and phosphorus in a small agricultural watershed with SWAT." *Water Sci. Technol.*, 65(4), 643-652.
- Refsgaard, J. C. et Storm, B. (1995). "MIKE SHE." *Chapitre 23 dans Computer Models of Watershed Hydrology. V.P. Singh, ed. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publication*, 809-846.
- Reichert, P. et Vanrolleghem, P. (2001). "Identifiability and uncertainty analysis of the River Water Quality Model No. 1 (RWQM1)." *Wat. Sci. Tech.*, 43(7), 329-338.
- Reyes, M. R., Skaggs, R. W. et Bengtson, R. L. (2004). "GLEAMSSWT with nutrients." *Trans. ASAE*, 47(1), 129-132.

- Richardson, E., Simons, D. et Lagasse, P. (2001). "River Engineering for Highway Enroachments: Highways in the River Environment." U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington, D.C.
- Ritchie, J. T. (1972). "Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover." *Water Resour. Res.*, 8, 1204-1213.
- Roesner, L. A., Monser, J. R. et Evenson, D. E. (1977). "User's Manual for Stream Quality Model (QUAL-II), U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA."
- Runkel, R. L., Crawford, C. G. et Cohn, T.A. (2004). "Load Estimator (LOADEST): A FORTRAN Program for Estimating Constituent Loads in Streams and Rivers. U.S. Geological Survey Techniques and Methods Book 4, Chapter A5." Disponible sur <http://pubs.usgs.gov/tm/2004/tm4A5> (mars 2009).
- Saleh, A., Arnold, J. G., Gassman, P. W., Hauck, L. W., Rosenthal, W. D., Williams, J. R. et McFarland, A. M. S. (2000). "Application of SWAT for the upper North Bosque River watershed." *Trans. ASAE*, 43(5), 1077-1087.
- Saleh, A. et Du, B. (2004). "Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the upper North Bosque River Watershed in Central Texas." *Trans. ASAE*, 47(4), 1039-1049.
- Saltelli, A., Chan, K. et Scott, E. M. (2000). *Sensitivity analysis*, Wiley, New York.
- Sands, G. R., Jin, C. X., Mendez, A., Basin, B., Wotzka, P. et Gowda, P. (2003). "Comparing the subsurface drainage flow prediction of the DRAINMOD and ADAPT models for a cold climate." *Trans. ASAE*, 46(3), 645-656.
- Santhi, C., Arnold, J. G., Williams, J. R., Dugas, W. A., Srinivasan, R. et Hauck, L. M. (2001). "Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources." *JAWRA*, 37(5), 1169-1188.
- Santhi, C., Arnold, J. G., Williams, J. R., Hauck, L. M. et Dugas, W. A. (2001a). "Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution." *Trans. ASAE*, 44(6), 1559-1570.
- Santhi, C., Srinivasan, R., Arnold, J. G. et Williams, J. R. (2006). "A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas." *Environ. Model. Software*, 21(8), 1141-1157.
- Schoumans, O. F. et Silgram, M. (2003). "Review and Literature Evaluation of Quantification Tools for the Assessment of Nutrient Losses at Catchment Scale." *EUROHARP Report -1 2003, NIVA report SNO 4739-2003, Oslo, Norway*, 120 p.
- SCS. (1972). "Section 4 : Hydrology." In: *National Engineering Handbook*. SCS.
- Sevat, E. et Dezetter, A. (1991). "Selection of calibration objective functions in the context of rainfall-runoff modeling in a Sudanese savannah area." *HSJ*, 36(4), 307-330.
- Sharpley, A. N., Jones, C. A., Gray, C. et Cole, C. V. (1984). "A simplified soil and plant phosphorus model: II. Prediction of labile, organic, and sorbed phosphorus." *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 805-809.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., McDowell, R. W., Gitau, M. et Bryant, R. B. (2002). "Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities." *JSWC*, 57(6), 424-439.
- Sharpley, A. N. et Menzel, R. G. (1987). "The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment." *Adv. Agron.*, 41, 297-324.

- Sharpley, A. N. et Syers, J. K. (1979). "Phosphorus inputs into a stream draining an agricultural watershed : II. Amounts and relative significance of runoff types." *Water, Air and Soil Pollution*, 11, 417-428.
- Shepherd, B., Harper, D. et Millington, A. (1999). "Modelling catchment-scale nutrient transport to watercourses in the U.K." *Hydrobiologia*, 395/396, 227-237.
- Shirmohammadi, A., Chaubey, I., Harmel, R. D., Bosch, D. D., Muñoz-Carpena, R., Dharmasri, C., Sexton, A., Arabi, M., Wolfe, M. L., Frankenberger, J., Graff, C. et Sohrabi, T. M. (2006). "Uncertainty TMDL Models." *Trans. ASABE*, 49(4), 1033-1049.
- Shirmohammadi, A., Chu, T. W., Monta, H. et Sohrabi, T. (2001). "SWAT model and its applicability to watershed nonpoint-source pollution assessment." *ASAE Paper No. 012005. St. Joseph, Mich.: ASAE*.
- Shoemaker, L., Lahlou, M., Bryer, M., Kumar, D. et Kratt, K. (1997). "EPA - Office of Water. Compendium of Tools for Watershed Assessment and TMDL Development." Document EPA841-B-97-006.
- Simard, A. (2004). "Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec ", dans le site ministère de l'Environnement du gouvernement du Québec, [En ligne]. [www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index) (juin 2009).
- Singh, A., Rudra, R. et Yang, W. (2005). "Adapting SWAT for riparian wetlands in an Ontario watershed." *Proc. 3e conférence internationale sur SWAT*, Zurich, Suisse, 123-131.
- Sloto, R. A. et Crouse, M. Y. (1996). "HYSEP: a computer program for streamflow hydrograph separation and analysis. Water-Resources Investigations. Report 96-4040, US Geological Survey, Reston, VA."
- Smith, R. A., G.E.Schwarz et R.B.Alexander. (1997). "Regional interpretation of water-quality monitoring data." *Water Resour. Res.*, 33, 2781-2798.
- Somlyody, L., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Shanahan, P. et Vanrolleghem, P. (1998). "River water quality modeling: III. Future of the art." *Wat. Sci. Tech.*, 38(11), 253-260.
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S., Arnold, J. G. et Bednarz, S. T. (1998). "Large-area hydrologic modeling and assessment : Part II. Model application." *JAWRA*, 34(1), 91-101.
- Srinivasan, R. S., Gerard-Marchant, P., Veith, T. L., Gburek, W. J. et Steenhuis, T. S. (2005). "Watershed scale modeling of critical source areas of runoff generation and phosphorus transport." *JAWRA*, 41 (2), 361-375.
- Srivastava, P., McNair, J. N. et Johnson, T. E. (2006). "Comparison of process-based and artificial neural network approaches for streamflow modeling in an agricultural watershed." *JAWRA*, 42(2), 545-563.
- Sudheer, K. P., Chaubey, I., Garg, V. et Migliaccio, K. W. (2007). "Impact of time-scale of the calibration objective function on the performance of watershed models." *Hydrol.Process*, 21, 3409-3419.
- Umuhire, F. (2007). "Modelling tile drainage for agriculture, nature and water quality in Pike river watershed using SWAT model. Québec-Canada Project," UNESCO-IHE. M Sc. Delft. 139p.

- Vadas, P. A., Kleinman, P. J. A. et Sharpley, A. N. (2004). "A simple method to predict dissolved phosphorus in runoff from surface-applied manures." *J. Environ. Qual.*, 33, 749-756.
- van Griensven, A. (2006). "Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005." Technical Report, Ghent University, Belgium.
- van Griensven, A. et Bauwens, W. (2003). "Multiobjective autocalibration for semidistributed water quality models." *Water Resour. Res.*, 39(12), SWC 9.1-SWC 9.9.
- van Griensven, A. et Bauwens, W. (2005). "Application and evaluation of ESWAT on the Dender basin and Wister Lake basin." *Hydrol. Process.*, 19(3), 827-838.
- van Griensven, A. et Meixner, T. (2007). "A global and efficient multi-objective auto-calibration and uncertainty estimation method for water quality catchment models." *Journal of Hydroinformatics*, 9(4), 277-291.
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M. et Srinivasan, R. (2006). "A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models" *J. Hydrol.*, 324, 10-23.
- Van Liew, M. W., Arnold, J. G. et Bosch, D. D. (2005). "Problems and potential of autocalibrating a hydrologic model." *Trans. ASABE*, 48(3), 1025-1040.
- Van Liew, M. W. et Garbrecht, J. (2003). "Hydrologic simulation of the Little Washita River experimental watershed using SWAT." *JAWRA*, 39(2), 413-426.
- Van Liew, M. W., Veith, T. L., Bosch, D. D. et Arnold, J. G. (2007). "Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project : A comparison on USDA-ARS watersheds." *J. Hydrol.*, 12(2), 173-189.
- Veith, T. L., Sharpley, A. N. et Arnold, J. G. (2008). "Modeling a small, northeastern watershed with detailed, field-level data." *Trans. ASABE*, 51(2), 471-483.
- Veith, T. L., Sharpley, A. N., Weld, J. L. et Gburek, W. J. (2005). "Comparison of measured and simulated phosphorus losses with indexed site vulnerability." *Trans. ASAE*, 48(2), 557-565.
- Wahl, T. L. et Wahl, K. L. (2003). "BFI: A Computer Program for Determining an Index to Base Flow." U.S. Bureau of Reclamation. Disponible sur [http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics\\_lab/twahl/bfi/](http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics_lab/twahl/bfi/) (sept 2010).
- Walker, W. (1998). "Flux, Stream loads computations, version 5.0. Environmental laboratory." USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.
- White, K. L. et Chaubey, I. (2005). "Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model." *JAWRA*, 41(5), 1077-1089.
- Williams, J. R. (1975). "Sediment routing for agricultural watersheds." *Water Resour. Bull.*, 11(5), 965-974.
- Williams, J. R. et Hann, R. W. (1978). "Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality constraints." Texas Water Resources Institute, Texas A&M Univ. Tech. Rept. No 96.
- Williams, J. R., Jones, C. A. et Dyke, P. T. (1984). "A modeling approach to determine the relationship between erosion and soil productivity." *Trans. ASAE*, 27(1), 129-144.
- Williams, J. R., Nicks, A. D. et Arnold, J. G. (1985). "Simulator for water resources in rural basins." *J. Hydr. Engrg.*, 111(6), 970-986.

- Woolhiser, D. A., Smith, R. E. et Goodrich, D. C. (1990). "KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: Documentation and User Manual." In: *ARS-77. Fort Collins, Colo.: USDA Agricultural Research Service.*
- Yang, M. D., Sykes, R. M. et Merry, C. J. (2000). "Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data." *Ecol. Model.*, 125, 1-13.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D. et Anderson, W. P. (1987). "AGNPS, Agricultural nonpoint-source pollution model : A watershed analytical tool." *Conservation Research Report No.35. Washington, D.C.: USDA.*
- Youssef, M. A., Skaggs, R. W., Chescheir, G. M. et Gilliam, J. W. (2005). "The nitrogen simulation model, DRAINMOD-N II." *Trans. ASAE*, 48(2), 611-626.
- Yuan, Y., Bingner, R. L. et Rebich, R. A. (2001). "Evaluation of AnnAGNPS on Mississippi Delta MSEA watersheds." *Trans. ASAE*, 44(5), 1183-1190.
- Zhang, X., Srinivasan, R. et Van Liew, M. W. (2010). "On the use of multi-algorithm, genetically adaptive multi-objective method for multi-site calibration of the SWAT model." *Hydrol. Process.*, 24, 955-969.

## APPENDIX: INFLUENTIAL PARAMETERS FOR CALIBRATION

**Table A-1 : Influential parameters for the calibration of flow, TSS and TP**

Variable	Influential parameter	Min	Max	Default values	Description	Files
Flow,TSS,TP	GWQMN	0.001	5000		Threshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur	HRU(.gw)
	ALPHA_BF	0.001	1	slow: 0.1-0.3 ; rapid : 0.9-1	Baseflow alpha factor	HRU(.gw)
	HRU_SLP	0.00001	0.6	Average slope of the subbasin(m/m)	Average slope steepness	HRU(.hru)
	GDRAIN	0	100	0	Drain tile lag time	HRU(.mgt)
	SOL_K	0.001	500	Variable	Saturated hydraulic conductivity	HRU(.sol)

**Table A-2: Influential parameters for the calibration of flow and TSS**

Variable	Influential parameter	Min	Max	Default values	Description	Files
Flow and TSS	TIMP	0.01	1	1	Snow pack temperature lag factor	basin (.bsn)
	SURLAG	0	4000	4	Surface runoff lag time	basin (.bsn)
	SMFMX	0	10	4.5	Maximum melt rate for snow during the year (occurs on summer solstice)	basin (.bsn)
	SMFMN	0	10	4.5	Maximum melt rate for snow during the year (occurs on summer solstice)	basin (.bsn)
	SNO50COV	0	1	0.5	Minimum melt rate for snow during the year (occurs on winter solstice)	basin (.bsn)
	RCHRG_DP	0.001	1	0 à 1	Deep aquifer percolation fraction	HRU(.gw)
	GW_REVAP	0.02	0.2	variable	Groundwater `revap` coefficient	HRU(.gw)
	GW_DELAY	0.001	365	variable	Groundwater delay	HRU(.gw)
	SLSUBBSN	10	150	90	Average slope length	HRU(.hru)
	LAT_TTIME	0	180	0	Lateral flow travel time	HRU(.hru)
	DDRAIN	900	1100	0	Depth to subsurface drain	HRU(.mgt)
	TDRAIN	0	72	0	Time to drain soil to field capacity	HRU(.mgt)
	CN2	30	98	SCS	SCS runoff curve number for moisture condition II	HRU(.mgt)
	SOL_Z	1	5000	variable	Depth from soil surface to soil layer	HRU(.sol)
	SOL_AWC	0.001	1	variable	Available water capacity of the soil layer	HRU(.sol)
	CH_K2	-0.01	150	variable	Effective hydraulic conductivity in main channel alluvium	subbasin(.rte)
	CH_S2	0	1	variable	Average slope of main channel	subbasin(.rte)
	CH_N2	0.001	0.5	variable	Manning's `n` value for the main channel	subbasin(.rte)
	CH_K1	0	150	variable	Effective hydraulic conductivity in tributary channel alluvium	subbasin(.sub)
	CH_S1	0.0001	10	variable	Average slope of tributary channels	subbasin(.sub)
	CH_N1	0.01	30	variable	Manning's `n` value for the tributary channels	subbasin(.sub)

**Table A-3 : Influential parameters for the calibration of flow and TP, flow only and TSS only**

Variable	Influential parameter	Min	Max	Default values	Description	Files
Flow and TP	BIOMIX	0	1	0.2	Biological mixing efficiency	HRU(.mgt)
Flow only	SHALLST	0	1000		Initial depth of water in the shallow aquifer	HRU(.gw)
TSS only	SPCON	0.000005	0.01	0.0001	Linear parameter for calculating the maximum amount of sediment that can be reentrained during channel sediment routing	basin (.bsn)
	PRF	0	2	1	Peak rate adjustment factor for sediment routing in the main channel	basin (.bsn)
	SPEXP	0	1.5	1	Exponent parameter for calculating sediment reentrained in channel sediment routing	basin (.bsn)
	CANMX	0.001	10	variable	Maximum canopy storage	HRU(.hru)
	LAT_SED	0	10	0	Sediment concentration in lateral flow and groundwater flow	HRU(.hru)
	USLE_K	0	0.65	variable	USLE equation soil erodibility (K) factor	HRU(.sol)
	CH_EROD	-0.05	1	0	Channel erodibility factor	subbasin(.rte)
CH_COV	-0.001	1	0	Channel cover factor	subbasin(.rte)	

**Table A-4: Influential parameters for the calibration of TP only**

Variable	Influential parameter	Min	Max	Default values	Description	Files
TP only	PSP	0.4	0.01	0.7	Phosphorus sorption coefficient	basin (.bsn)
	CMN	0.001	0.003		Rate factor for humus mineralization of active organic nitrogen	basin (.bsn)
	PPERCO	10	10	17.5	Phosphorus percolation coefficient	basin (.bsn)
	PHOSKD	175	100	200	Phosphorus soil partitioning coefficient	basin (.bsn)
	P_UPDIS (UBP)	20	0	100	Phosphorus uptake distribution parameter	basin (.bsn)
	SOL_ORGN	0	10000	0	Initial organic N concentration in the soil layer	HRU(.chm)
	SOL_SOLP	0	100	0	Initial labile (soluble) P concentration in surface soil layer	HRU(.chm)
	SOL_ORGP	0	4000	0	Initial organic P concentration in the soil surface layer	HRU(.chm)
	ERORGP	0	5	0	Organic P enrichment ratio	HRU(.hru)
	SOL_BD	1.1	2.5	variable	Moist bulk density	HRU(.sol)
	RS2	0.001	0.1	0.05	Benthic (sediment) source rate for dissolved phosphorus in the reach at 20°C	HRU(.swq)
	RS5	0.001	0.1	0.05	Organic phosphorus settling rate in the reach at 20°C	HRU(.swq)
	BC4	0.01	0.7	0.35	Rate constant for mineralization of organic P to dissolved P in the reach at 20°C	HRU(.swq)

## Annexe 5 :      **Obtention des estimés initiaux par échantillonnage hypercube latin**

Afin d'obtenir les 20 estimés initiaux des 37 paramètres influents, le présent échantillonnage hypercube latin a subdivisé la distribution de chaque paramètre en 20 rangées, chacune ayant une probabilité d'occurrence de 1/20. 20 séries de 37 valeurs aléatoires entre 0 et 1 ont été générées par le programme suivant écrit en code R :

```
setwd("D:/Marc/PostDoc_Québec/computations/Santatra")
library(lhs)
design1<-randomLHS(20,37)
write.table(design1, file ="design1.txt",row.names = FALSE)
plot(design1[,1],design1[,2],xlim=c(0,1),ylim=c(0,1))
abline(h=seq(0,1,0.05))
abline(v=seq(0,1,0.05))
```

La figure A5-1 trace les deux premiers paramètres.

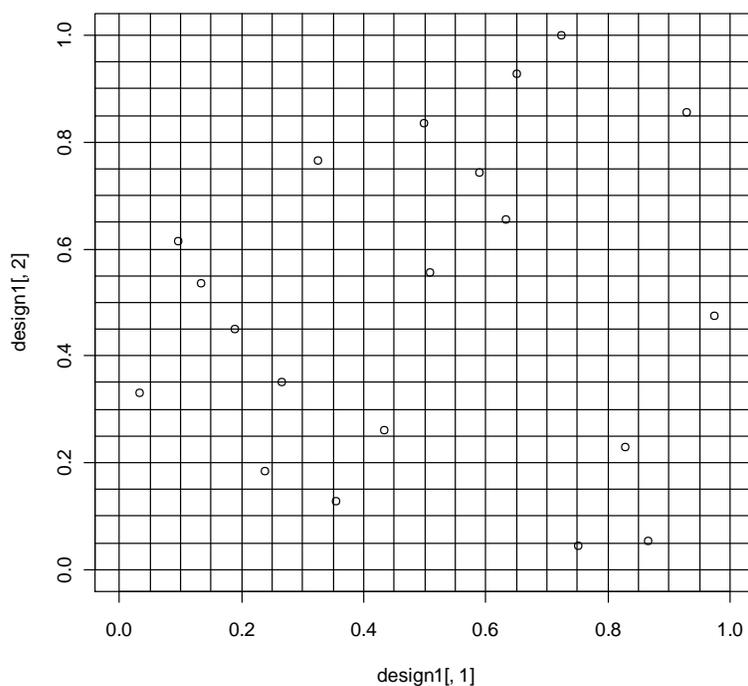


Figure A5-1 : Échantillonnage hypercube latin pour 2 paramètres

A la sortie du programme, les valeurs présentées dans le tableau A5-1 sont obtenues (valeur\_paramètre\_design1). Par la suite, comme la distribution des paramètres est uniforme à l'intérieur des intervalles de variation, la transformation suivante a été entreprise pour obtenir la valeur des paramètres:

$$\text{Valeur\_paramètre} = \min + (\max - \min) * \text{valeur\_paramètre\_design1}$$

avec min et max respectivement la borne inférieure et supérieure de l'intervalle de variation du paramètre considéré.

Les valeurs finales des 20 séries de 37 paramètres sont récapitulées dans le tableau A5-2, tandis que les résultats des calages sont présentés dans le tableau A5-3.

Tableau A5-1 : Valeurs des paramètres design1

estimés	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
1	0,03191118	0,33030985	0,76731759	0,13304286	0,36976295	0,25208966	0,0573802	0,96027864	0,981633	0,46190697	0,531671	0,14457662
2	0,86683345	0,05259066	0,86447541	0,57550716	0,8019066	0,45213819	0,27237691	0,62988728	0,23009921	0,80267964	0,04420188	0,79815656
3	0,50874926	0,55612221	0,30689275	0,78615866	0,54111266	0,98864093	0,35309919	0,55030803	0,59838103	0,54525829	0,45995454	0,05955653
4	0,09596448	0,61501289	0,23569006	0,46462167	0,89021562	0,51414643	0,24847371	0,39862944	0,61531071	0,00054496	0,30291728	0,67720294
5	0,63259183	0,65430081	0,37532874	0,43670744	0,32158912	0,5911444	0,64012041	0,31997229	0,08979745	0,25591036	0,76462554	0,86155991
6	0,18842931	0,44960243	0,2779223	0,98771799	0,40756879	0,71378823	0,01610276	0,93973128	0,00512994	0,7304103	0,97623726	0,44287235
7	0,82792267	0,22850409	0,93779572	0,69138177	0,02034226	0,02572683	0,199873	0,7353233	0,87864172	0,39464533	0,21568949	0,61371844
8	0,92808367	0,85608913	0,5564423	0,2611274	0,55892418	0,76134885	0,57231917	0,75753466	0,68786354	0,17772116	0,63387143	0,45018017
9	0,43432545	0,26056493	0,83629201	0,73629287	0,22738561	0,30107122	0,4811464	0,18252263	0,7135707	0,91694628	0,25363382	0,30419002
10	0,72388384	0,9988479	0,68924519	0,91000267	0,90129496	0,66656275	0,8675569	0,1096011	0,54182466	0,87002981	0,72176405	0,82951684
11	0,49956877	0,83530583	0,00360041	0,18025899	0,25488	0,9425746	0,12963341	0,08747306	0,19725199	0,31080752	0,15733502	0,92381415
12	0,75157375	0,0436704	0,44237816	0,34405644	0,73326684	0,8227745	0,32702113	0,44852944	0,8341863	0,58794992	0,06377397	0,23614663
13	0,26519608	0,35044218	0,73714373	0,8388453	0,95430013	0,62815393	0,73250752	0,21544615	0,10630465	0,09700093	0,68686271	0,52081416
14	0,3542024	0,12828445	0,13473652	0,54753876	0,05768081	0,3969254	0,54711186	0,67632589	0,27027324	0,98056029	0,10986223	0,38812239
15	0,97436745	0,47437412	0,6448789	0,85234017	0,11999537	0,40195894	0,75365668	0,29739156	0,76996104	0,11833958	0,59241697	0,0099675
16	0,59013305	0,74312192	0,17490292	0,20514871	0,79214827	0,23192258	0,65859392	0,50076473	0,42679129	0,42407841	0,42466073	0,55245117
17	0,23773023	0,18346431	0,99423622	0,60799886	0,49401593	0,14029883	0,40800879	0,83298503	0,38166726	0,78750553	0,907644	0,18475051
18	0,13419882	0,53655322	0,49345961	0,01964515	0,15100385	0,1750346	0,90660773	0,45519728	0,32008223	0,65335264	0,85572702	0,70523603
19	0,32455635	0,76479582	0,09429922	0,08809481	0,65960412	0,89112128	0,96869395	0,8728568	0,47836362	0,64038888	0,8494531	0,9717725
20	0,65127846	0,92858288	0,54144815	0,39441055	0,62264863	0,08137715	0,80260468	0,01104619	0,91270397	0,2259483	0,39908726	0,27489037
V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21	V22	V23	V24	V25
0,98582265	0,81000408	0,6042586	0,20541714	0,53378949	0,97963079	0,49386219	0,79714481	0,615267	0,24791591	0,21432604	0,75342771	0,13082676
0,85594181	0,59463077	0,81365129	0,74972432	0,61612036	0,88970153	0,09381569	0,52910216	0,39498303	0,29285905	0,92619518	0,21961337	0,98337656
0,31183801	0,36526443	0,74613666	0,119091	0,81290252	0,02404203	0,63004202	0,65136967	0,32479851	0,49069914	0,42203869	0,93113154	0,78633729
0,51709381	0,09316678	0,13607738	0,38863905	0,85434589	0,13788716	0,91844557	0,74782051	0,08080061	0,8292519	0,09548817	0,63317663	0,27678842
0,14764482	0,49260832	0,47385736	0,76531374	0,05031936	0,46911603	0,32491793	0,58167799	0,50982412	0,39985105	0,7042815	0,14005554	0,06563511
0,09344886	0,96333638	0,08914548	0,29794713	0,26607555	0,32668541	0,82477218	0,29684548	0,27547221	0,19988159	0,1403041	0,01616136	0,47887767
0,83004644	0,71681198	0,51087949	0,51753545	0,38755008	0,93631506	0,43670329	0,39404106	0,67418929	0,65075506	0,50064398	0,82717598	0,91823024
0,18590989	0,93155432	0,29379329	0,65828319	0,69124848	0,07485071	0,77596109	0,03002274	0,71463323	0,40016221	0,19723765	0,34520083	0,82762306
0,64462887	0,60090862	0,15990802	0,41921468	0,58935445	0,7070338	0,15096369	0,316226	0,58814048	0,04922324	0,58907422	0,70069556	0,51113643
0,4876779	0,78981758	0,03854125	0,01710579	0,00209428	0,18627888	0,01716394	0,97310231	0,03433165	0,9039955	0,60520857	0,44246738	0,23697893
0,77830331	0,29204581	0,56654484	0,34570065	0,92526883	0,7803107	0,22861848	0,48882	0,88398052	0,74259822	0,33869198	0,19742733	0,60243158
0,02349289	0,03105825	0,77418065	0,93986172	0,19122328	0,81071597	0,7232816	0,2064385	0,17841848	0,1124334	0,0139945	0,52546349	0,59671997
0,74569243	0,41373768	0,88671462	0,89488738	0,30449496	0,4358763	0,39416871	0,81711146	0,83028314	0,08643651	0,35119131	0,69657708	0,414361
0,25262763	0,14893519	0,44711786	0,57209893	0,20199973	0,56880979	0,27378158	0,41905433	0,22624104	0,88037002	0,27842354	0,47940548	0,88815772
0,67370125	0,32256275	0,22469788	0,95136681	0,42235119	0,50925613	0,66763261	0,17118462	0,463758	0,59168273	0,47160767	0,06941317	0,69119931
0,20292341	0,89148651	0,90232499	0,46467783	0,12290857	0,6501979	0,92756564	0,92402562	0,7711579	0,63683905	0,83814373	0,36477725	0,3596313
0,35174101	0,24875712	0,96504048	0,63581446	0,72806611	0,35473832	0,50943149	0,05828398	0,4244179	0,5362189	0,79231078	0,57882925	0,19719964
0,4406614	0,67196516	0,34849404	0,18929195	0,77802851	0,63875653	0,10642479	0,86410279	0,10674298	0,95749921	0,87855364	0,98529655	0,03444263
0,94419081	0,18451062	0,66482294	0,82360389	0,49346144	0,27548697	0,5977504	0,64221234	0,98239531	0,3328392	0,96539506	0,25558144	0,73567334
0,55738224	0,54039695	0,36878348	0,07459095	0,99055961	0,23840574	0,8693896	0,14749687	0,90554583	0,75514256	0,65619528	0,86588498	0,33523246

V26	V27	V28	V29	V30	V31	V32	V33	V34	V35	V36	V37
0,95621966	0,68649575	0,13123336	0,37227732	0,17884623	0,75915095	0,90810612	0,0456881	0,06374907	0,79074175	0,87880102	0,420060132
0,40893855	0,75468756	0,25240391	0,32401276	0,95112374	0,40251264	0,39908673	0,24825588	0,64107212	0,24933755	0,38380336	0,701190023
0,71295597	0,97632575	0,17316486	0,66184053	0,84290361	0,59739384	0,68741752	0,14207916	0,97107671	0,53337319	0,78546339	0,203238912
0,92533717	0,54660995	0,99239589	0,63244307	0,24708689	0,38465486	0,30816284	0,29590519	0,28892149	0,31213087	0,29286887	0,315733452
0,3321051	0,92212074	0,86833594	0,5126558	0,69551788	0,96562185	0,83217705	0,43715618	0,14321822	0,37251189	0,06059628	0,849604626
0,01937438	0,74580669	0,46504524	0,90333768	0,7605661	0,70773823	0,28532648	0,91196931	0,76442491	0,56173267	0,68238047	0,924180727
0,21357031	0,06140481	0,54544848	0,74036273	0,01759265	0,94895057	0,18169406	0,85751952	0,72558761	0,82503584	0,94328593	0,787482922
0,60053296	0,37295209	0,93511	0,0767657	0,48987589	0,64147755	0,13048187	0,83804783	0,43661079	0,93125925	0,41411378	0,478593206
0,47562034	0,21457368	0,22302059	0,58645221	0,31273637	0,27229599	0,0815524	0,53258278	0,52570918	0,42653084	0,71322809	0,576175871
0,28196613	0,18101642	0,44710703	0,46406756	0,05459827	0,19783859	0,22296539	0,18773411	0,57872313	0,47018234	0,62566385	0,960974255
0,5314661	0,14575329	0,67470523	0,85762783	0,62312118	0,80517317	0,54230693	0,76297808	0,16106886	0,05923125	0,31608512	0,630167735
0,18048686	0,88546474	0,31446653	0,22594773	0,88551076	0,34894132	0,95079531	0,62023252	0,84340787	0,01227207	0,81690981	0,087503111
0,8074643	0,63565104	0,59009933	0,15311031	0,38973005	0,05282449	0,62810631	0,33980912	0,94807613	0,68364083	0,19766909	0,351324012
0,65578281	0,40631902	0,7559347	0,01790165	0,26486579	0,03614432	0,76468701	0,47010176	0,30771704	0,25773187	0,53468727	0,100402173
0,06734839	0,59991207	0,82055968	0,12212282	0,12031922	0,5372894	0,00822237	0,07166169	0,23306077	0,96773095	0,56101541	0,517265843
0,56685408	0,84319922	0,70652978	0,77161418	0,70602981	0,13600832	0,70778475	0,98429647	0,36982172	0,85950971	0,22484326	0,040278476
0,14974261	0,34092843	0,37425553	0,80140413	0,4055673	0,21823897	0,88893611	0,55518509	0,87054098	0,19599211	0,10276398	0,176420377
0,88176442	0,46374467	0,06171927	0,42638187	0,90917196	0,66592114	0,40499889	0,6907355	0,65320187	0,64954933	0,04908769	0,295648947
0,39750171	0,01712474	0,00186381	0,29522241	0,56933157	0,46898111	0,57618847	0,37989455	0,46358447	0,73303578	0,98752522	0,878277888
0,75233691	0,27194213	0,64252087	0,97153243	0,54802577	0,89074077	0,46895511	0,71663427	0,0148293	0,1455968	0,47153855	0,688607891

Tableau A5-2 : Valeurs des 20 séries de 37 paramètres et intervalles de variation des paramètres

Intervalle des paramètres												
min	-20	-20	-20	-10	0	-20	-20	-20	-10	-10	-10	-10
max	20	20	20	10	10	20	20	20	10	10	10	10
Valeur des paramètres												
estimés	ALPHA_BF	GWQMN	GW_REVAP	CN2	surlag	GW_DELAY	rchrp_dp	sol_k	sol_z	Smfmx	Smfmn	Timp
	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
1	-18,7235528	-6,78760598	10,6927036	-7,33914271	3,69762954	-9,9164137	-17,7047919	18,4111456	9,63266001	-0,76186058	0,63342004	-7,10846757
2	14,6733381	-17,8963734	14,5790165	1,51014314	8,01906595	-1,91447254	-9,10492341	5,19549114	-5,39801574	6,0535928	-9,11596247	5,96313117
3	0,34997044	2,24488853	-7,72429001	5,72317313	5,4111266	19,5456371	-5,87603223	2,01232128	1,96762067	0,90516587	-0,80090921	-8,80886946
4	-16,1614207	4,60051551	-10,5723977	-0,70756657	8,90215623	0,56585715	-10,0610517	-4,05482233	2,30621429	-9,98910079	-3,94165438	3,54405887
5	5,30367329	6,17203257	-4,98685034	-1,26585119	3,21589118	3,64577588	5,60481621	-7,2011083	-8,20405108	-4,88179274	5,29251081	7,23119826
6	-12,4628276	-2,01590268	-8,88310793	9,75435974	4,07568785	8,55152919	-19,3558895	17,5892511	-9,89740121	4,60820602	9,52474517	-1,14255303
7	13,1169067	-10,8598364	17,5118286	3,82763543	0,2034226	-18,9709269	-12,00508	9,412932	7,57283437	-2,10709339	-5,68621017	2,27436885
8	17,1233468	14,243565	2,25769218	-4,77745191	5,58924183	10,4539538	2,8927668	10,3013864	3,75727082	-6,44557674	2,67742851	-0,99639667
9	-2,62698215	-9,57740284	13,4516805	4,72585734	2,2738561	-7,95715104	-0,75414393	-12,6990948	4,27141396	8,33892551	-4,92732368	-3,91619953
10	8,95535353	19,953916	7,56980765	8,20005347	9,01294964	6,66251019	14,7022762	-15,6159558	0,83649328	7,40059622	4,435281	6,59033682
11	-0,01724902	13,4122331	-19,8559836	-6,39482029	2,54879996	17,702984	-14,8146634	-16,5010777	-6,05496015	-3,78384952	-6,85329965	8,47628292
12	10,0629498	-18,2531841	-2,30487366	-3,1188712	7,33266838	12,9109798	-6,91915499	-2,05882245	6,68372603	1,75899832	-8,72452063	-5,27706739
13	-9,39215692	-5,9823126	9,4857493	6,77690605	9,54300128	5,12615737	9,30030084	-11,382154	-7,87390696	-8,05998141	3,73725419	0,41628329
14	-5,83190415	-14,8686218	-14,6105393	0,95077529	0,57680811	-4,12298391	1,88447456	7,05303544	-4,59453518	9,61120578	-7,80275534	-2,23755229
15	18,9746982	-1,02503511	5,79515611	7,04680339	1,19995372	-3,92164224	10,1462674	-8,10433759	5,39922078	-7,63320846	1,84833945	-9,80064999
16	3,60532183	9,72487699	-13,0038834	-5,89702575	7,92148271	-10,7230968	6,34375694	0,03058907	-1,46417413	-1,51843172	-1,50678533	1,04902332
17	-10,4907907	-12,6614274	19,7694488	2,15997724	4,94015933	-14,3880467	-3,67964846	13,3194014	-2,36665485	5,75011063	8,15288006	-6,30498977
18	-14,6320471	1,46212894	-0,26161557	-9,60709703	1,51003847	-12,9986162	16,2643091	-1,79210897	-3,5983554	3,06705284	7,11454041	4,10472052
19	-7,01774599	10,591833	-16,2280311	-8,23810388	6,59604116	15,6448513	18,7477578	14,9142721	-0,43272758	2,80777764	6,98906208	9,43545002
20	6,05113839	17,1433152	1,65792581	-2,11178905	6,2264863	-16,7449141	12,1041872	-19,5581524	8,25407945	-5,48103399	-2,01825484	-4,50219255



Tableau A5-3 : Résultats des calages

txtinout	0(simu sans LH)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
NS (Q)	69,29	69,59	71,39	71,55	bug	70,48	71,5	71,2	69,26	67,73	70,2
NS (MES)	25,65	11,4	29,12	33,14		29,28	30,3	31,6	18,47	28,67	32,7
NS (P)	6,33	-506	-516	-128		-69,3	-261	-355	-72,7	-565,5	-5,9
SURQ (mm)	446,71	439,3	455,9	463,5		449,5	471,3	453	438,5	438,29	462
GWQ(mm)	39,58	45,81	39,78	12,68		6,88	20,99	33,2	5,67	73,42	0,13
LATQ(mm)	2,65	5,75	10,27	3,36		2,25	4,41	7,25	2,14	3,79	2,79
TILEQ(mm)	51,8	32,68	0	0		34,61	33,41	0	35,12	58,86	75,7
sed(t/ha)	0,248	3,949	1,315	0,41		0,397	0,497	2,43	0,292	0,418	0,21
P lessivé (kg/ha)	0,107	0,157	0,101	0,196		0,199	0,088	0,15	0,21	0,109	0,11
P soluble (kg/ha)	0,063	0,061	0,051	0,076		0,138	0,038	0,06	0,116	0,063	0,07

txtinout		11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
NS (Q)		70,72	70,55	62,78	62,72	65	62,29	71,81	70,62	70,47	70,14
NS (MES)		35,2	27,67	25,31	21,91	32	12,19	29,58	24,94	33,62	29,33
NS (P)		-121	-351,7	6,33	-7,92	-95	-17,26	-753	-95,6	-37,08	-39,97
SURQ (mm)		434,61	444,01	468,94	462,73	461	0	425,38	431,3	416,74	444,62
GWQ(mm)		12,91	34,95	95,84	93,72	4,5	0,42	61,48	5,69	32,31	0,07
LATQ(mm)		12,97	10,79	2,96	4,07	3,4	4,02	13,15	9,73	10,56	7,01
TILEQ(mm)		32,05	32,74	0	37,18	35	84,97	34,03	69,6	80,14	34,14
sed(t/ha)		2,642	4,892	7,289	0,6	1,7	0	3,025	1,262	3,386	0,849
P lessivé (kg/ha)		0,122	0,139	0,181	0,204	0,1	0,146	0,167	0,13	0,129	0,11
P soluble (kg/ha)		0,043	0,048	0,138	0,154	0,1	0	0,048	0,06	0,043	0,039

## Annexe 6 : Valeurs optimales des paramètres après calage

Fichier	Nom du paramètre	Valeur initiale	Unité	ValMIN	ValMAX	Valeur optimale	Méthode de variation	% de variation	Classe principale	Classe secondaire	
.BSN	SMFMX	6.1239	mmH2O/°C.jour	0	10	6.73629	parPct	10	Climat	Processus liés à la neige	
	SMFMN	1.23	mm H2O/°C.jour	0	10	1.107	parPct	-10	Climat	Processus liés à la neige	
	TIMP	0.1203	-	0.01	1	0.132061	parPct	9.7	Climat	Processus liés à la neige	
	SN05COV	0.7598	mm	0	1	0.68558046	parPct	-10	Climat	Processus liés à la neige	
	SURLAG	0.67132	jour	0	4000	0.47212	parVal		Cycle hydrologique	Ecoulement de surface	
	ADJ_PKR	0.9	-	0.5	2	0.9	parVal		Cycle hydrologique	Routage des sédiments dans le bassin	
	PRF	2	-	0	2	1.2904	parVal		Cycle hydrologique	Routage des sédiments dans le bassin	
	SPCON	0.0001	#m3 ou kg/l	0	0.01	8.1398E-06	parVal		Processus dans le bief principal	Routage des sédiments dans le bief	
	SPEXP	1.5	-	1	2	1.2949	parVal		Processus dans le bief principal	Routage des sédiments dans le bief	
	P_UPDIS	20	-	20	100	100			Cycle du phosphore	Processus dans le sol	
	PPERCO	10	-	10	17.5	10			Cycle du phosphore	Processus dans le sol	
	PHOSKD	175	-	100	200	100			Cycle du phosphore	Processus dans le sol	
	PSP	0.4	-	0.01	0.7	0.01			Cycle du phosphore	Processus dans le sol	
	.GW	SHALLST	586	mmH2O	0	1000	500			Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain
		DEEPST	1000	mm H2O	0	3000	25			Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain
		GW_DELAY	18.82	jour	0.001	365	1.8744	parVal		Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain
ALPHA_BF		0.9684	jour	0.001	1	0.859	parVal		Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain	
GWQMN		798.36	mm H2O	0.001	5000	200			Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain	
GW_REVAP		0.0225	-	0.02	0.2	0.02			Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain	
REVAPMN		1	mm H2O	0	500	125			Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain	
RCHRG_DP		0.4487	-	0.001	1	0.2			Cycle hydrologique	Ecoulement souterrain	
GWSOLP		0	mg/l	0	1000	0			Cycle du phosphore	Processus dans le sol	
SLSUBBSN		90	m	10	150	30			Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin	
HRU_SLP		variable	m/m	0.00001	0.6	variable	parPct	28.58	Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin	
OV_N		0.15	-	0.01	30	CORN=0.12; CLVR=0.35;BARL=0.20;FRST,FRSD, FRSE=0.70;WETN=0.05			Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin	
LAT_TTIME	0	jour	0	180	178	parVal		Cycle hydrologique	Ecoulement latéral		
LAT_SED	0	mg/l	0	5000	0.25	parVal		Cycle hydrologique	Ecoulement latéral		
SLSOIL	0	-	0	0.6	0(WETN); 15(CORN, BARL); 30(CLVR, FRST, FRSD, FRSE)			Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin		
CANMX	45	-	0	100	4.1 (CLVR); 2.8(BARL);1.2 (WETN); 4.8 (FRSE, FRSD, FRST)			Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin		
ESCO	0	-	0	1	0.9			Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin		
EPCO	0	-	0	1	0.3			Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin		
RSDIN	0	kg/ha	0	10000	150			Cycle hydrologique	Caractéristiques du bassin		
ERORGP	0	-	0	5	WETN=0.5 FRST, FRSD, FRSE=1 CLVR=4.7, BARL=2.6, CORN=1.7			Cycle du phosphore	Processus dans le sol		

.CHM	<i>SOL_SOLP</i>	variable	mg/kg	0	100	variable	parPct	-49.12	Cycle du phosphore	Caractéristiques du sol
	SOL_ORGN	variable	mg/kg	0	10000	variable			Cycle du phosphore	Caractéristiques du sol
	SOL_ORGP	variable	mg/kg	0	4000	variable			Cycle du phosphore	Caractéristiques du sol
.MGT	BIOMIX	0.2	-	0	1	0.2			Gestion	Gestion-eau
	<i>CN2</i>	variable	-	30	98	variable	parPct	0.42	Cycle hydrologique	Écoulement de surface
	USLE_P	1				1			Cycle hydrologique	Routage des sédiments dans le bassin
	DDRAIN	0	mm	0	2000	900			Gestion	Gestion-eau
	TDRAIN	0	h	0	72	18			Gestion	Gestion-eau
	GDRAIN	0	h	0	100	12			Gestion	Gestion-eau
.RTE	<i>CH_S2</i>	0.018	m/m	0	1	variable	parPct	15.84	Processus dans le bief principal	Routage de l'eau dans le canal principal
	<i>CH_N2</i>	0.01	-	0.001	0.5	0.0272	parVal		Processus dans le bief principal	Routage de l'eau dans le canal principal
	<i>CH_K2</i>	147.6	mm/h	-0.01	150	50	parVal		Processus dans le bief principal	Routage de l'eau dans le canal principal
	CH_EROD	0.182	-	-0.05	1	0.01			Processus dans le bief principal	Routage de l'eau dans le canal principal
	CH_COV	0.309	-	-0.001	1	0.05			Processus dans le bief principal	Routage de l'eau dans le canal principal
	.SOL	<i>SOL_BD</i>	variable	Mg/m3 ou g/cm	1.1	2.5	variable	parPct	-11.61	Cycle hydrologique
<i>SOL_AWC</i>		variable	mmH2O/mm so	0.001	1	variable	parPct	2.61	Cycle hydrologique	Eau dans le sol
<i>SOL_K</i>		variable	mm/h	0.001	500	variable	parPct	19.77	Cycle hydrologique	Eau dans le sol
USLE_K		variable	0,013 t.m2.h/m3.t.cm	0	0.65	calculé selon la documentation théorique de SWAT			Cycle hydrologique	Eau dans le sol
.SUB		<i>CH_S1</i>	variable	m/m	0.0001	10	variable	parPct	27.42	Processus dans les canaux tributaires
	<i>CH_N1</i>	variable	-	0.01	30	variable	parPct	15.25	Processus dans les canaux tributaires	Routage de l'eau dans les canaux tributaires
	<i>CH_K1</i>	variable	mm/h	-0.01	150	variable	parPct	-29.91	Processus dans les canaux tributaires	Routage de l'eau dans les canaux tributaires

N.B : Les paramètres en italique gras sont les paramètres calés, les autres sont fixés dans le modèle

